Umwelt Bundes Amt
Für Mensch und Umwelt

Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU)

BVT-Merkblatt über beste verfügbare Techniken der Abfallverbrennung

Juli 2005

mit ausgewählten Kapiteln in deutscher Übersetzung

Umweltbundesamt
(German Federal Environmental Agency)
National Focal Point - IPPC
Wörlitzer Platz 1
D-06844 Dessau
Tel.: +49 (0)340 2103-0
Fax: + 49 (0)340 2103-2285
E-Mail: nfp-ippc@uba.de (Betreff: NFP-IPPC)

Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und die 16 Bundesländer haben eine Verwaltungsvereinbarung geschlossen, um gemeinsam eine auszugsweise Übersetzung der BVT-Merkblätter ins Deutsche zu organisieren und zu finanzieren, die im Rahmen des Informationsaustausches nach Artikel 16 Absatz 2 der Richtlinie 96/61/EG über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie) im Rahmen des sogenannten "Sevilla-Prozesses" erarbeitet werden. Die Vereinbarung ist am 10.1.2003 in Kraft getreten. Von den BVT-Merkblättern sollen die für die Genehmigungsbehörden wesentlichen Kapitel übersetzt werden. Auch Österreich unterstützt dieses Übersetzungsprojekt durch finanzielle Beiträge.

Als Nationale Koordinierungsstelle für die BVT-Arbeiten wurde das Umweltbundesamt (UBA) mit der Organisation und fachlichen Begleitung dieser Übersetzungsarbeiten beauftragt.

Im Rahmen dieser Verwaltungsvereinbarung erfolgte im Auftrag des Umweltbundesamtes die Übersetzung der Kapitel 4 und 5 des im Juli 2005 von der Europäischen Kommission veröffentlichten BVT-Merkblattes „Integrated Pollution Prevention and Control - Reference Document on Best Available Techniques for Waste Incineration“, das die Besten Verfügbaren Techniken der Abfallverbrennung beschreibt.

Die nicht übersetzen Kapitel liegen in diesem Dokument in der englischsprachigen Originalfassung vor. Diese englischsprachigen Teile des Dokumentes enthalten weitere Informationen (u.a. Emissionssituation der Branche, Technikbeschreibungen etc.), die nicht übersetzt worden sind. In Ausnahmefällen gibt es in der deutschen Übersetzung Verweise auf nicht übersetzte Textpassagen. Die deutsche Übersetzung sollte daher immer in Verbindung mit dem englischen Text verwendet werden.

Das Kapitel „Zusammenfassung“ basiert auf der offiziellen Übersetzung der Europäischen Kommission in einer zwischen Deutschland, Luxemburg und Österreich abgestimmten korrigierten Fassung.

Die Übersetzungen der weiteren Kapitel sind ebenfalls sorgfältig erstellt und fachlich durch das Umweltbundesamt und Fachleute der Bundesländer geprüft worden. Diese deutschen Übersetzungen stellen keine rechtsverbindliche Übersetzung des englischen Originaltextes dar. Bei Zweifelsfragen muss deshalb immer auf die von der Kommission veröffentlichte englischsprachige Version zurückgegriffen werden.

Dieses Dokument ist auf der Homepage des Umweltbundesamtes (http://www.bvt.umweltbundesamt.de/kurzue.htm) abrufbar.

Durchführung der Übersetzung in die deutsche Sprache:

Ökopol - Institut für Ökologie und Politik GmbH
Christian Tebert / Kai Fegert
Nernstweg 32-34
22765 Hamburg
Tel.: +49 40 391002 0
Fax: +49 40 391002 33
Web: http://www.oekopol.de
E-Mail: Tebert@oekopol.de

This document is one of a series of foreseen documents as below (at the time of writing, not all documents have been drafted):

Full title	BREF code
Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs	ILF
Reference Document on the General Principles of Monitoring	MON
Reference Document on Best Available Techniques for the Tanning of Hides and Skins	TAN
Reference Document on Best Available Techniques in the Glass Manufacturing Industry	GLS
Reference Document on Best Available Techniques in the Pulp and Paper Industry	PP
Reference Document on Best Available Techniques on the Production of Iron and Steel	IandS
Reference Document on Best Available Techniques in the Cement and Lime Manufacturing Industries	CL
Reference Document on the Application of Best Available Techniques to Industrial Cooling Systems	CV
Reference Document on Best Available Techniques in the Chlor - Alkali Manufacturing Industry	CAK
Reference Document on Best Available Techniques in the Ferrous Metals Processing Industry	FMP
Reference Document on Best Available Techniques in the Non Ferrous Metals Industries	NFM
Reference Document on Best Available Techniques for the Textiles Industry	TXT
Reference Document on Best Available Techniques for Mineral Oil and Gas Refineries	REF
Reference Document on Best Available Techniques in the Large Volume Organic Chemical Industry	LVOC
Reference Document on Best Available Techniques in the Common Waste Water and Waste Gas Treatment/Management Systems in the Chemical Sector	CWW
Reference Document on Best Available Techniques in the Food, Drink and Milk Industry	FM
Reference Document on Best Available Techniques in the Smitheries and Foundries Industry	SF
Reference Document on Best Available Techniques on Emissions from Storage	ESB
Reference Document on Best Available Techniques on Economics and Cross-Media Effects	ECM
Reference Document on Best Available Techniques for Large Combustion Plants	LCP
Reference Document on Best Available Techniques in the Slaughterhouses and Animal By-products Industries	SA
Reference Document on Best Available Techniques for Management of Tailings and Waste-Rock in Mining Activities	MTWR
Reference Document on Best Available Techniques for the Surface Treatment of Metals	STM
Reference Document on Best Available Techniques for the Waste Treatments Industries	WT
Reference Document on Best Available Techniques for the Manufacture of Large Volume Inorganic Chemicals (Ammonia, Acids and Fertilisers)	LVIC-AAF
Reference Document on Best Available Techniques for Waste Incineration	WI
Reference Document on Best Available Techniques for Manufacture of Polymers	POL
Reference Document on Energy Efficiency Techniques	ENE
Reference Document on Best Available Techniques for the Manufacture of Organic Fine Chemicals	OFC
Reference Document on Best Available Techniques for the Manufacture of Speciality Inorganic Chemicals	SIC
Reference Document on Best Available Techniques for Surface Treatment Using Solvents	STS
Reference Document on Best Available Techniques for the Manufacture of Large Volume Inorganic Chemicals (Solids and Others)	LVIC-S
Reference Document on Best Available Techniques in Ceramic Manufacturing Industry	CER

ZUSAMMENFASSUNG

Das Merkblatt zu den besten verfügbaren Techniken (BVT-Merkblatt) mit dem Titel „Abfallverbrennungsanlagen“ beruht auf einem Informationsaustausch nach Artikel 16 Absatz 2 der Richtlinie 96/61/EG des Rates (IVU-Richtlinie). In der vorliegenden Zusammenfassung werden die wichtigsten Ergebnisse, die wesentlichen Schlussfolgerungen zu den BVT und die damit assoziierten Emissions- und Verbrauchswerte beschrieben. Sie ist im Zusammenhang mit dem Vorwort zu sehen, in dem die Zielsetzungen dieses Dokuments, seine Verwendung und seine Rechtsgrundlage erläutert werden. Sie kann als eigenständiges Dokument gelesen und verstanden werden. Dem Charakter einer Zusammenfassung entsprechend sind jedoch nicht alle Aspekte des gesamten Merkblattes enthalten. Im Prozess der BVT-Entscheidungsfindung ist diese Zusammenfassung daher nicht als Ersatz für den vollen Wortlaut anzusehen.

Anwendungsbereich dieses Dokuments

Der Anwendungsbereich dieses Dokuments ergibt sich aus Anhang I Nummern 5.1 und 5.2 der IVU-Richtlinie 96/86/EG insoweit sie die Verbrennung von Abfall betreffen. Dabei blieben die in der IVU-Richtlinie festgelegten Beschränkungen betreffend die Anlagenkapazität und auch die darin verwendeten Definitionen der Begriffe „Abfall“, „Verwertung“ und „Beseitigung“ unberücksichtigt. Mit dem gewählten Anwendungsbereich sollte eine pragmatische Betrachtung der Abfallverbrennungsbranche als Ganzes unter besonderer Berücksichtigung der gängigsten Anlagen- und Abfallarten ermöglicht werden. Der Geltungsbereich der Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen spielte bei der Entscheidung über den Anwendungsbereich des Merkblatts ebenfalls eine Rolle. In die endgültige Fassung des BVT-Merkblatts flossen die im Rahmen des Informationsaustauschs von der Technischen Arbeitsgruppe (TAG) übermittelten Informationen ein.

Das Dokument befasst sich ausschließlich mit den speziell für Abfall errichteten Verbrennungsanlagen, nicht mit anderen Sachverhalten der thermischen Abfallbehandlung, wie z. B. Mitverbrennungsverfahren in Zementöfen und Großfeuerungsanlagen.

Obwohl der Schwerpunkt des Dokumentes auf den Verbrennungsverfahren liegt, beinhaltet es auch Informationen zu Pyrolyse- und Vergasungsverfahren.

Im vorliegenden BVT-Merkblatt werden folgende Punkte nicht erörtert:

- Entscheidungsfindung bei der Auswahl der Verbrennung als einem der Verfahren zur Behandlung von Abfall
- Vergleich der Abfallverbrennung mit anderen Möglichkeiten der Abfallbehandlung.

Abfallverbrennung

Die Verbrennung findet auf ein sehr breit gefächertes Spektrum von Abfällen Anwendung, wobei der eigentliche Verbrennungsvorgang in der Regel nur ein Teil eines komplexen Abfallbehandlungssystems ist, das in seiner Gesamtheit die Bewirtschaftung einer breiten Palette von in der Gesellschaft anfallenden Abfällen ermöglicht.

Im Verbrennungssektor haben sich in den zurückliegenden 10 bis 15 Jahren rasante technologische Entwicklungen vollzogen. Zum Großteil waren branchenspezifische Rechtsvorschriften die Triebfedern dieses Wandels; dies hat insbesondere zur Senkung des Schadstoffausstoßes der einzelnen Anlagen geführt. Die Verfahren werden kontinuierlich weiter entwickelt, wobei heute Techniken entwickelt werden, die eine Kostenbegrenzung bei gleichzeitiger Beibehaltung oder Verbesserung der Umweltleistung bewirken.

Mit der Abfallverbrennung soll ebenso wie mit den meisten anderen Abfallbehandlungsverfahren erreicht werden, dass die Menge und die Gefährlichkeit des Abfalls durch die Behandlung verringert werden, indem potenziell gefährliche Stoffe erfasst (und damit aufkonzentriert) oder zerstört werden. Verbrennungsprozesse können auch ein Mittel zur Nutzung von Energie, mineralischen und/oder chemischen aus Abfallinhaltstoffen sein.

Im Wesentlichen handelt es sich bei der Abfallverbrennung um die Oxidation der im Abfall enthaltenen brennbaren Stoffe. Abfall ist im Allgemeinen ein sehr heterogenes Material, das hauptsächlich aus organischen Stoffen, Mineralien, Metallen und Wasser besteht. Bei der Verbrennung entstehen Abgase, die den Großteil der verfügbaren Brennstoffenergie in Form von Wärme enthalten. Die organischen Stoffe im Abfall beginnen zu brennen, wenn die erforderliche Zündtemperatur erreicht ist und sie in Kontakt mit Sauerstoff kommen. Der eigentliche Verbrennungsprozess erfolgt in der Gasphase in Bruchteilen von Sekunden; dabei wird gleichzeitig Energie freigesetzt. Bei ausreichend hohem Heizwert des Abfalls und ausreichender Sauerstoffzufuhr können eine thermische Kettenreaktion und eine eigenständige Verbrennung in Gang gesetzt werden, d. h. es müssen keine zusätzlichen Brennstoffe zugeführt werden.
Obwohl sich die Konzepte erheblich unterscheiden, kann der Verbrennungssektor grob in folgende wichtige Teilsektoren untergliedert werden:

i. Verbrennung gemischter Siedlungsabfälle: Dabei werden in der Regel gemischte und weitgehend unbehandelte Haushaltsabfälle behandelt, gelegentlich aber auch bestimmte industrielle und gewerbliche Abfälle (industrielle und gewerbliche Abfälle werden auch gesondert in speziell für die Verbrennung von nicht gefährlichen industriellen und gewerblichen Abfällen vorgesehenen Verbrennungsanlagen verbrannt).

ii. Verbrennung von vorbehandelten Siedlungsabfällen und anderen vorbehandelten Abfällen: Dabei handelt es sich um Anlagen zur Behandlung von Abfällen, die gesondert gesammelt, vorbehandelt oder anderweitig aufbereitet wurden, so dass sie andere Merkmale aufweisen als gemischter Abfall. In diesen Teilsektor sind insbesondere Verbrennungsanlagen für gezielt aufbereitete Brennstoffe aus Abfall einzuordnen.

iii. Verbrennung von gefährlichem Abfall: Dazu gehört die Verbrennung an Industriestandorten und in gewerblichen Anlagen (die gewöhnlich Abfälle unterschiedlichster Art annehmen).

iv. Verbrennung von Klärschlamm: An einigen Standorten werden Klärschlämme getrennt von anderen Abfällen in speziell dafür errichteten Verbrennungsanlagen verbrannt, an anderen Anlagenstandorten wird Abfall dieser Art vor der Verbrennung mit anderen Abfällen (z. B. Siedlungsabfällen) gemischt.

v. Verbrennung von Klinikabfällen: Verbrennungsanlagen, speziell errichtet zur Behandlung von Klinikabfällen, die typischerweise in Krankenhäusern und anderen Einrichtungen des Gesundheitswesens anfallen, bestehen in Form zentralisierter Anlagen oder auf dem Gelände einzelner Krankenhäuser usw. In einigen Fällen werden bestimmte Klinikabfälle in anderen Anlagen behandelt, beispielsweise zusammen mit gemischten Siedlungsabfällen oder gefährlichen Abfällen.

Aus den Angaben in diesem Dokument ist ersichtlich, dass zum Zeitpunkt seiner Erstellung

- etwa 20 - 25 % des in der EU-15 anfallenden festen Siedlungsabfalls mittels Verbrennung behandelt werden (die jährlich insgesamt erzeugte Menge an festem Siedlungsabfall beläuft sich auf knapp 200 Mio. Tonnen);
- der Anteil des durch Verbrennung behandelten festen Siedlungsabfalls in den einzelnen Mitgliedstaaten der EU-15 von 0 bis 62 % variiert;
- in der EU-15 insgesamt über 400 Anlagen zur Behandlung von festem Siedlungsabfall bestehen;
- die Verbrennungskapazität bei festem Siedlungsabfall in den einzelnen europäischen Ländern zwischen 0 kg und mehr als 550 kg pro Kopf und Jahr schwankt;
- in Europa die durchschnittliche Kapazität von Verbrennungsanlagen für festen Siedlungsabfall etwas weniger als 200 000 t/Jahr beträgt;
- die durchschnittliche Durchsatzkapazität der Verbrennungsanlagen für festen Siedlungsabfall in den Mitgliedstaaten ebenfalls variiert. Die kleinste Anlage hat eine Kapazität von 60 000 t/Jahr, während in der größten Anlage jährlich knapp 500 000 t verbrannt werden können;
- etwa 12 % des in der EU-15 erzeugten gefährlichen Abfalls verbrannt werden (erzeugte Jahresgesamtmenge: knapp 22 Mio. Tonnen).

In den kommenden zehn bis 15 Jahren dürfte die Branche für die Verbrennung von festem Siedlungsabfall expandieren, da im Zuge der Umsetzung der Deponierichtlinie Alternativen für das Abfallmanagement mittels Ablagerung auf Deponien gesucht werden und alte wie neue Mitgliedstaaten gleichermaßen ihre Abfallmanagementstrategien unter Beachtung dieser Rechtsvorschrift prüfen und umsetzen.

Wichtigste Umweltprobleme

Abfall und sein Management sind ein wichtiges Umweltproblem. Die thermische Abfallbehandlung kann daher als Antwort auf die Umweltgefahren betrachtet werden, die von schlecht oder gar nicht bewirtschafteten Abfallströmen ausgehen. Das Ziel der thermischen Behandlung ist eine allgemeine Verringerung der andernfalls möglicherweise vom Abfall ausgehenden Umweltauswirkungen. Während des Betriebs von Verbrennungsanlagen steigen jedoch die Emissions- und Verbrauchswerte, deren Vorhandensein und Höhe durch die Bauart und den Betrieb der Anlage beeinflusst wird.

Die möglichen Auswirkungen der Abfallverbrennungsanlagen an sich werden in folgende Hauptkategorien unterteilt:

- Emissionen des Gesamtverfahrens in die Luft und das Wasser (einschließlich Geruch)
- Abfallerzeugung des Gesamtverfahrens
- Lärm und Erschütterungen des Verfahrens
- Energieverbrauch und -erzeugung
- Rohstoffverbrauch (Verbrauch an Reaktionsmittel)
- Diffuse Emissionen – hauptsächlich verursacht durch die Abfalllagerung
- Verringerung der Risiken, die von der Lagerung/vom Umgang mit/von der Behandlung von gefährlichen Abfällen ausgehen.

Weitere Auswirkungen, die nicht in den Anwendungsbereich dieses BVT-Merkblatts fallen (jedoch in erheblichem Maße die Gesamtumweltwirkung der gesamten Kette des Abfallmanagements beeinflussen können), resultieren aus folgenden Tätigkeiten:

- Transport des angelieferten Abfalls und der die Anlage verlassenden Abfälle
- umfangreiche Vorbehandlung des Abfalls (z. B. Herstellung von Brennstoffen aus Abfall).

Die Anwendung und Durchsetzung moderner Emissionsstandards und der Einsatz moderner Abgasreinigungstechnologien haben zu einer Senkung der Luftemissionen auf ein Niveau geführt, bei dem die von Abfallverbrennungsanlagen ausgehenden Verschmutzungsrisiken inzwischen als generell sehr gering eingeschätzt werden. Die kontinuierliche und wirkungsvolle Nutzung derartiger Abgasreinigungstechniken ist ein entscheidendes Umweltthema.

Neben der Gewährleistung einer wirksamen Behandlung von ansonsten möglicherweise Verschmutzungen verursachenden unbehandelten Abfällen spielen viele Abfallverbrennungsanlagen eine besondere Rolle als Verfahren zur Nutzung von Energie aus Abfall. Überall dort, wo Maßnahmen ergriffen wurden, um die Möglichkeiten zur Nutzung von Energie aus Abfall in den (überwiegend kommunalen) Abfallverbrennungsanlagen zu verbessern, wird in verstärktem Maße ein Beitrag zum Umweltschutz geleistet. Eine wichtige Umweltschutzaufgabe der Industriebranche ist daher die Steigerung ihrer Möglichkeiten als Energielieferant.

Angewandte Prozesse und Techniken

In Kapitel 2 des Merkblatts werden die in der Abfallverbrennungsbranche angewandten Verfahren und Techniken beschrieben. Den Schwerpunkt bildet dabei die Verbrennung als das am häufigsten genutzte Verfahren der thermischen Behandlung. Die Vergasung und die Pyrolyse werden aber ebenfalls behandelt. Die folgenden wichtigsten Tätigkeiten und Bereiche werden unterschiedlich ausführlich erörtert:

- Annahme des angelieferten Abfalls
- Lagerung von Abfall und Rohstoffen
- Vorbehandlung des Abfalls (hauptsächlich Behandlungen und Vermischungstätigkeiten auf dem Anlagengelände)
- Beschicken des Verbrennungsofens mit dem Abfall
- auf der Stufe der thermischen Behandlung angewandte Techniken (Bauart der Brennkammer usw.)
- Stufe der Energienutzung (z. B. Kesselvarianten und Optionen der Energieversorgung)
- Abgasreinigungstechniken (geordnet nach Stoffen)
- Umgang mit Abfällen aus der Abgasreinigung
- Emissionsüberwachung und -behandlung
- Abwasserüberwachung und -behandlung (z. B. Abwasser aus der am Anlagenstandort vorhandenen Entwässerung, der Abgasbehandlung, der Lagerung)
- Umgang mit und Behandlung von Asche/Rostasche (aus der Verbrennungsstufe).

In den Fällen, in denen für bestimmte Arten von Abfällen spezielle Techniken anzuwenden sind, werden die betreffenden Abschnitte nach Abfallarten untergliedert.

Verbrauchs- und Emissionswerte
Die in Abfallverbrennungsanlagen entstehenden Emissionen sowie der Material- und Energieverbrauch werden in Kapitel 3 beschrieben. Es werden die zur Verfügung stehenden Daten zu anlagenspezifischen Luftemissionen und in das Wasser sowie Lärmemissionen und Abfälle dargestellt. Darüber hinaus werden Informationen über den Rohstoffverbrauch bereitgestellt, und in einem Abschnitt geht es schwerpunktmäßig um das Thema Energieverbrauch und Energieabgabe. Es handelt sich überwiegend um Daten von vollständigen Anlagen, die im Rahmen von Erhebungen in der Industrie ermittelt wurden. Außerdem werden einige Informationen über die Techniken aufgenommen, die zur Erreichung dieser Emissionswerte angewandt werden.

Obwohl die Nachrüstung einiger europäischer Anlagen noch aussteht, erreicht die Industrie im Allgemeinen Betriebswerte die die in der Richtlinie 2000/76/EG festgelegten Luftemissionsgrenzwerte erreichen oder unterschreiten.

In den Fällen, in denen eine Kraft-Wärme-Kopplung oder eine Wärmeversorgung (in Form von Wärme oder Dampf) möglich ist, kann ein sehr hoher Prozentsatz der im Abfall enthaltenen Energie zurückgewonnen werden (in einigen Fällen etwa 80 %).

Bei der Festlegung der BVT zu berücksichtigende Techniken
Zu jeder der in Kapitel 4 beschriebenen Techniken werden die verfügbaren sachdienlichen Informationen zu folgenden Aspekten bereitgestellt: bei Einsatz der Technik erreichbare Verbrauchs- und Emissionswerte; Hinweise zu den mit der Technik verbundene Kosten sowie medienübergreifende Aspekte und Informationen zu der Frage, inwieweit die Technik auf die Bandbreite von Anlagen, die einer IVU-Genehmigung unterliegen (zum Beispiel neue, bestehende, große oder kleine Anlagen), und auf die verschiedenen Abfallarten anwendbar ist. Managementsysteme, prozessintegrierte Techniken und End-of-pipe-Maßnahmen finden ebenfalls Berücksichtigung.

Bei den berücksichtigten Techniken handelt es sich um jene, von denen angenommen wird, dass durch sie ein hohes Umweltschutzniveau in der Abfallverbrennungsindustrie erreicht werden kann bzw. dass sie einen Beitrag dazu leisten können. Die von der Technischen Arbeitsgruppe (TAG) festgelegten endgültigen BVT werden nicht in Kapitel 4, sondern in Kapitel 5 behandelt. Die Aufnahme einer Technik in Kapitel 4, nicht jedoch in Kapitel 5 ist nicht so zu verstehen, dass sie keine BVT ist und sein kann; der Grund dafür könnte beispielsweise darin zu sehen sein, dass die TAG der Meinung war, dass die Technik nicht breit genug gefächert anwendbar ist, um sie *generell* als BVT zu bezeichnen. Da zudem eine umfassende Abhandlung nicht möglich ist und es sich um einen dynamischen Prozess handelt, kann Kapitel 4 nicht als erschöpfend betrachtet werden. Auch mit anderen Techniken wird möglicherweise ein Leistungsniveau erreicht, das die in Kapitel 5 festgelegten BVT-Kriterien erfüllt oder übererfüllt, wobei diese Techniken bei lokaler Anwendung besondere Vorteile mit sich bringen können.

Die berücksichtigten Techniken werden verschiedenen Gruppen etwa in der Reihenfolge zugeordnet, wie sie in den meisten Abfallverbrennungsanlagen vorzufinden sind. Der nachfolgenden Tabelle sind die Titel der Abschnitte des Kapitels zu entnehmen sowie die Nummern der Gruppen, in die die Techniken eingeordnet werden.

Unterkapitel in Kapitel 4	Titel des Unterkapitels
4.1	Vor der thermischen Behandlung angewandte allgemeine Verfahren
4.2	Thermische Behandlung
4.3	Energienutzung
4.4	Abgasbehandlung
4.5	Prozesswasserbehandlung und -überwachung
4.6	Techniken zur Behandlung fester Abfälle
4.7	Lärm
4.8	Instrumente des Umweltmanagements
4.9	Bewährte Verfahren in den Bereichen Öffentlichkeitsarbeit und Kommunikation

Tabelle: Gliederung der Informationen des Kapitels 4

Kapitel 4 befasst sich schwerpunktmäßig mit Techniken, die besondere Vorteile auf jeder der wichtigsten Stufen von Abfallverbrennungsanlagen mit sich bringen. Die Aufschlüsselung der Techniken anhand dieses Kriteriums bedeutet jedoch, dass der wichtige Aspekt der Gesamtintegration aller Techniken in einer Anlage (die gelegentlich im BVT-Merkblatt als Vereinbarkeit der Verfahren bezeichnet wird) beim Lesen der einzelnen Kapitele des Kapitels 4 gründlich in Betracht zu ziehen ist, wobei ein entsprechender Hinweis in einigen Fällen erfolgt. In den Unterabschnitten „Betriebsdaten“ und „Anwendbarkeit“ wird allgemein darauf eingegangen. Die Gesamtkompatibilität spielt auch bei den Schlussfolgerungen zu den BVT in Kapitel 5 eine wichtige Rolle.

Kapitel 4 beschreibt in der Regel nicht im Detail jene Techniken, die zwar ein hohes Umweltschutzniveau bieten bzw. dazu beitragen, aber so weit verbreitet sind, dass ihre Anwendung bereits als Standard gelten kann. Als Beispiel kann hier angeführt werden, dass sich angesichts der Tatsache, dass die Anwendbarkeit der wichtigen Brennkammerbauarten auf die wichtigsten Abfallströme vergleichsweise gut belegt ist, die auf dieser Stufe betrachteten Techniken vorrangig auf Folgendes konzentrieren:

a) das allgemeine Problem der Sicherstellung der Eignung des gewählten Verbrennungssystems für die zugeführten Abfälle und
b) einige Aspekte im Zusammenhang mit der Verbesserung der Verbrennungsleistung, z. B. Abfallaufbereitung, Steuerung der Luftzufuhr usw.

BVT für die Abfallverbrennung

Im BVT-Kapitel (Kapitel 5) werden die Techniken genannt, bei denen es sich - ausgehend von den Informationen in Kapitel 4 - nach Auffassung der TAG um BVT im allgemeinen Sinne handelt; dabei wurde der Definition des Begriffs „beste verfügbare Techniken“ in Artikel 2 Absatz 11 und den in Anhang IV der Richtlinie genannten Erwägungen Rechnung getragen.

Im Kapitel zu den BVT werden keine Emissionsgrenzwerte festgelegt oder vorgeschlagen, sondern Empfehlungen zu den betriebsspezifischen Verbrauchs- und Emissionswerten gegeben, die mit dem Einsatz der BVT assoziiert sind. Die in diesem BVT-Merkblatt enthaltene Einführung zu Kapitel 5 dient der Klarstellung bestimmter Punkte, die als besonders wichtig für die Abfallverbrennungsindustrie erachtet wurden, beispielsweise die Verbindungen zwischen der Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen und der IVU-Richtlinie. Zu diesen zusätzlichen spezifischen Punkten gehören:

- der Unterschied zwischen den Emissionsgrenzwerten der Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen und der BVT-Leistung
- der Zusammenhang zwischen BVT und Standortwahl
- Fragen des Verständnisses und der Nutzung der in Kapitel 5 beschriebenen BVT.

In den folgenden Absätzen werden die wichtigsten BVT-Schlussfolgerungen zusammengefasst, wobei allerdings **der Vollständigkeit halber auf das eigentliche BVT-Kapitel verwiesen werden muss**. Die generellen BVT sollen für die gesamte Branche gelten (d. h. Verbrennung, Vergasung und Pyrolyse von Abfällen aller Art). Die anderen aufgeführten BVT gelten für Branchensegmente, die sich hauptsächlich mit speziellen Abfallströmen befassen. Somit dürfte für eine spezielle Anlage eine Kombination aus generellen und abfallspezifischen BVT gelten. Anlagen, in denen Abfallmischungen oder nicht konkret aufgeführte Abfälle behandelt werden, würden die generellen BVT und zusätzlich eine geeignete Auswahl abfallspezifischer BVT anwenden. Weitere Hinweise zum Kombinieren von BVT finden sich in der Einleitung zu Kapitel 5.

Generelle BVT

Eine grundlegende BVT betont die Bedeutung der Auswahl einer Anlagenbauart, die für die physikalischen und chemischen Merkmale des angenommenen Abfalls geeignet ist. Diese BVT ist von zentraler Bedeutung für die Gewährleistung der Abfallbehandlung in der Anlage bei geringstmöglichen Prozessstörungen, die für sich genommen der Auslöser für zusätzliche Umweltauswirkungen sein können. Zu diesem Zweck gibt es auch eine BVT über die Minimierung geplanter und ungeplanter Abschaltungen.

BVT umfasst die Festlegung und Beibehaltung von Qualitätskontrollen im Hinblick auf die Abfallanlieferung. Damit soll sichergestellt werden, dass die Abfallmerkmale für die Bauart der Anlage geeignet sind. Derartige Qualitätskontrollverfahren sind mit der Anwendung eines Umweltmanagementsystems vereinbar, das ebenfalls als BVT gilt.

Es gibt mehrere BVT zu den Bedingungen und zum Management der Lagerung angelieferter Abfälle vor ihrer Behandlung, um dabei auftretende Verschmutzungen und Gerüche zu verhindern. Es werden spezielle Lagertechniken und –bedingungen angeführt. Risikobasierte Ansätze, die den Eigenschaften des jeweiligen Abfalls Rechnung tragen, werden als BVT betrachtet.

Überlegungen zur nachgewiesenen Fähigkeit von Anlagen bestimmter Bauarten, höchst heterogene Abfälle (z. B. gemischte feste Siedlungsabfälle) sehr effizient zu behandeln, und zu den mit der Vorbehandlung verbundenen Risiken und medienübergreifenden Effekten führen zu der Schlussfolgerung, dass BVT darin besteht, angelieferte Abfälle so vorzubehandeln, dass sie den Bauartspezifikationen für die Anlage entsprechen, wobei zu bemerken ist, dass eine darüber hinausgehende Abfallbehandlung eine ausgewogene Überprüfung der (möglicherweise begrenzten) Vorteile, Betriebsfaktoren und medienübergreifenden Auswirkungen erfordert.

Bauart und Betrieb der Verbrennungsstufe selbst werden als wichtiger Aspekt der primären Verschmutzungsverhinderung identifiziert, der daher einen maßgeblichen Einfluss auf die Erreichung der Ziele der IVU-Richtlinie hat. Im BVT-Kapitel heißt es, dass die Stoff- und Energieflussmodellierung in der Planungsphase dazu beitragen kann, dass bestimmte wichtige Planungsentscheidungen auf eine gute Informationsbasis gestellt werden. In der Betriebsphase gilt die Nutzung verschiedener Techniken zur Überwachung der Verbrennung (z. B. Steuerung der Luftzufuhr und –verteilung) als BVT. Der BVT hinsichtlich der Auswahl einer bestimmten, für den angelieferten Abfall geeigneten Bauart kommt hier besondere Bedeutung zu.

Grundsätzlich gilt die Anwendung der in Artikel 6 der Richtlinie 2000/76/EG (Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen) festgelegten Betriebsbedingungen als mit der BVT vereinbar. Gleichwohl bemerkte die TAG, dass die Anwendung darüber hinausgehender Bedingungen (z. B. höhere Temperaturen) eine generelle Verschlechterung der Umweltleistung nach sich ziehen könnte. Mehrere Anlagen zur Verbrennung von gefährlichem Abfall hätten nachweislich eine insgesamt bessere Umweltleistung mit Betriebstemperaturen von unter 1 100 ^{o}C (der in der Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen für bestimmte gefährliche Abfälle festgelegten Temperatur) erzielt. Die allgemeine BVT-Schlussfolgerung lautete, dass die Verbrennungsbedingungen (z. B. Temperatur) ausreichen sollten, um die Zerstörung des Abfalls zu erreichen, diese Bedingungen aber nicht wesentlich überschritten werden sollten, um mögliche medienübergreifende Auswirkungen zu begrenzen. Die Ausstattung mit einem oder mehreren Hilfsbrenner(n), die dazu dient, die Betriebsbedingungen zu erreichen und aufrechtzuerhalten, wird bei der Verbrennung von Abfall als BVT betrachtet.

Bei Nutzung der Vergasung oder Pyrolyse zwecks Verhinderung der Erzeugung von Abfall durch Beseitigung der Reaktionsprodukte dieser Techniken besteht die BVT darin, entweder durch Einsatz einer Verbrennungsstufe den Energiewert aus den Produkten rückzugewinnen oder sie einer Nutzung zuzuführen. Die mit der BVT assoziierten Luftemissionswerte der Verbrennungsstufe derartiger Anlagen entsprechen den für Verbrennungsanlagen festgelegten Werten.

Die Nutzung von Energie aus Abfall ist ein wichtiges Umweltthema für die Branche, stellt sie doch einen Bereich dar, in dem die Branche einen wichtigen positiven Beitrag leisten kann. Mehrere BVT betreffen diesen Aspekt; sie befassen sich mit:

- speziellen Techniken, die als BVT gelten
- den Anforderungen an Kessel in Bezug auf die Wärmeübertragungseffizienz
- der Nutzung von Kraft-Wärme-Kopplung, Fernwärme, Erzeugung von Dampf und Strom für die Industrie
- der zu erwartenden Wirkungsgrad.

Da die Kraft-Wärme-Kopplung sowie die Dampf-/Wärmelieferung im Allgemeinen die beste Möglichkeit zur Steigerung des energetischen Wirkungsgrades bieten, spielen Maßnahmen, die sich auf die Verfügbarkeit geeigneter Abnehmer auswirken, bei der Ermittlung der erreichbaren Effizienz einer Anlage im Allgemeinen eine weit wichtigere Rolle als Details, die die Bauart betreffen. Vorrangig aus politischen und wirtschaftlichen Gründen fällt bei der Entscheidung über die Energienutzung in einzelnen Anlagen die Wahl häufig auf die Stromerzeugung und -lieferung. Die Möglichkeiten im Bereich der Kraft-Wärme-Kopplung, der Fernwärmeversorgung und der Belieferung der Industrie mit Dampf werden nur in wenigen Mitgliedstaaten der Europäischen Union gut genutzt; dabei handelt es sich in der Regel um die Länder, in denen für Wärme hohe Preise verlangt werden und/oder die sich für bestimmte Strategien entschieden haben. Die Belieferung mit Energie für den Betrieb von Kühlsystemen und Entsalzungsanlagen erfolgt zwar, wird im Allgemeinen aber wenig genutzt; diese Möglichkeit könnte für wärmere Klimazonen von Interesse sein und erweitert grundsätzlich das Spektrum der Möglichkeiten für die Versorgung mit aus Abfall gewonnener Energie.

Die in Abfallverbrennungsanlagen angewandten Verfahren zur Abgasbehandlung sind im Verlaufe vieler Jahre entwickelt worden, um strenge gesetzliche Standards erfüllen zu können; sie befinden sich heute auf einem hohen technischen Stand. Bauart und Betrieb haben maßgeblichen Einfluss auf die Gewährleistung einer guten Überwachung aller Luftemissionen. Die aufgenommenen BVT:

- betreffen den Prozesses der Auswahl von Abgasbehandlungssystemen
- beschreiben mehrerer spezielle Techniken, die als BVT gelten
- beschreiben die Leistungsniveaus, die aufgrund der Anwendung der BVT zu erwarten sind.

Die von der erweiterten TAG festgelegten Leistungsbereiche führten zu einigen abweichende Standpunkten. Diese vertraten hauptsächlich ein Mitgliedstaat und die Umweltschutzorganisation, die der Meinung waren, dass geringere Emissionswerte als die den von den restlichen TAG-Mitgliedern vereinbarten Leistungsbereiche als BVT betrachtet werden könnten.

Die BVT zur Abwasserüberwachung umfassen:
- die prozessintegrierte Rückführung bestimmter Abwässer in den Prozesskreislauf
- die getrennte Ableitung bestimmter Abwässer
- die Nutzung von Abwasserbehandlungverfahren am Anlagenstandort für Abwasser aus Nasswäschern
- mit BVT assoziierte Leistungsniveaus für Ableitungen aus der Behandlung von Wäscherabwasser
- den Einsatz spezieller Techniken.

Die von der erweiterten TAG festgelegten Leistungsbereiche ergaben abweichende Standpunkte bei einem Mitgliedstaat und der Umweltschutzorganisation zur Folge, die der Meinung waren, dass geringere Emissionswerte als die vorgegebenen als BVT betrachtet werden könnten.

BVT zum Abfallmanagement umfassen:
- ein Ausbrandniveau von unter 3 % organisch gebundenem Gesamtkohlenstoff (TOC) in der Rostasche, wobei in der Regel 1 bis 2 % erreicht werden
- eine Liste der Techniken, mit denen bei entsprechender Kombination diese Werte erreicht werden können
- die separate Behandlung von Rostasche und Filterasche sowie die Forderung nach Beurteilung jedes erzeugten Abfallstroms
- die Abtrennung von Eisen- und Nichteisenmetallen aus der Asche zwecks Nutzung (sofern ein ausreichender Anteil vorhanden ist, damit dies praktikabel wird)
- die Behandlung von Rostaschen und anderen Abfällen mithilfe bestimmter Techniken - in dem Umfang, wie es zur Erfüllung der Annahmekriterien am für die Verwertung oder Beseitigung vorgesehenen Ort erforderlich ist.

Neben diesen allgemeinen BVT werden speziellere BVT für jene Teilsektoren der Industrie aufgeführt, die hauptsächlich folgende Abfälle behandeln:
- Siedlungsabfälle
- vorbehandelte oder ausgewählte Siedlungsabfälle
- gefährliche Abfälle
- Klärschlamm
- Krankenhausabfall.

Die speziellen BVT liefern - wo dies möglich war - detailliertere BVT-Schlussfolgerungen. Diese Schlussfolgerungen betreffen die folgenden abfallstromspezifischen Aspekte:

- Abfallanlieferungsmanagement, Lagerung und Vorbehandlung
- Verbrennungstechniken
- Leistung bei der Energienutzung.

In Entwicklung befindliche Techniken

Im Kapitel über in der Entwicklung befindliche Techniken wird das Thema nicht erschöpfend behandelt. Einige der von der TAG bereitgestellten und in frühere Entwürfe dieses Dokuments aufgenommenen Techniken wurden in diesen Kapitel eingeordnet. Ein Großteil dieser Techniken wurde bisher nur im Pilot- oder Versuchsmaßstab vorgeführt.

Der Vorführgrad (gemessen am Gesamtdurchsatz und den Betriebsstunden) der Pyrolyse und Vergasung im Zusammenhang mit den wichtigsten europäischen Abfallströmen ist im Vergleich zur Verbrennung gering; einige Anlagen melden Probleme beim Anlagenbetrieb. Gleichwohl werden die Vergasung und die Pyrolyse in der Branche angewandt; sie können daher nicht als „in Entwicklung befindliche Techniken“ im Sinne der Definition im BVT-Merkblatt betrachtet werden. Aus diesem Grund erfolgen Angaben zu diesen Techniken in Kapitel 4.

Abschließende Bemerkungen

Informationsaustausch
Das BVT-Merkblatt beruht auf mehreren hundert Informationsquellen und über 7000 Bemerkungen einer sehr großen Arbeitsgruppe. Bei einigen Informationen ergaben sich Überschneidungen; daher wird nicht auf alle bereitgestellten Dokumenten im BVT-Merkblatt Bezug genommen. Sowohl die Industrie als auch die Mitgliedstaaten lieferten wichtige Informationen. Die Daten wiesen im Allgemeinen eine gute Qualität auf; dies gilt insbesondere für Daten zu Luftemissionen, so dass in einigen Fällen schlüssige Vergleiche möglich waren. Dies war jedoch nicht durchgängig der Fall, und die Kostendaten waren aufgrund von Unterschieden in der Datenerhebung und –meldung nur schwer vergleichbar. Die vorgelegten Verbrauchs- und Emissionsdaten betreffen überwiegend komplette Anlagen oder Gruppen von Techniken als einzelne Techniken. Deswegen liegen einige wichtige BVT-Schlussfolgerungen in Form von quantitativen Gesamtleistungszielen vor, wobei bestimmte technische Optionen vorgestellt werden, die bei entsprechender Kombination zur Erreichung dieser Leistung führen können.

Grad des Konsenses
Im Allgemeinen bestand ein sehr hohes Maß an Übereinstimmung. Eine uneingeschränkte Zustimmung und keine abweichenden Standpunkte waren im Hinblick auf die mit BVT verbundenen Techniken zu verzeichnen. Gute Zustimmung fanden auch die quantitativen BVT, wobei allerdings die mit der Anwendung von BVT assoziierten Emissionswerte des Anlagenbetriebs Anlass zu abweichenden Standpunkten gaben. Ein Mitgliedstaat und die Umweltschutzorganisation vertraten abweichende Standpunkte in Bezug auf viele der mit der Anwendung von BVT assoziierte Werte für Luftemissionen und in das Wasser.

Empfehlungen für die künftige Arbeit und FuE-Projekte

Der Informationsaustausch und seine Ergebnisse, d. h. das vorliegende BVT-Merkblatt, stellen einen wichtigen Schritt auf dem Weg zur Erreichung der integrierten Vermeidung und Verminderung der von der Abfallverbrennung ausgehenden Umweltverschmutzung dar. Mit der künftigen Arbeit könnte dieser Prozess fortgesetzt werden durch:

- Bereitstellung von Informationen über die angewandten Techniken und die Kosten der Nachrüstung bestehender Anlagen, die aus Erfahrungen bei der Umsetzung der Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen in den Mitgliedstaaten abgeleitet werden könnten und sich als hilfreich für Vergleiche mit den Kosten/der Leistung neuer Anlagen erweisen könnten
- Bereitstellung detaillierterer Kostenangaben, die erforderlich sind, um eine genauere Bewertung von durch die Anlagengröße und Abfallart bedingten Unterschieden hinsichtlich der Erschwinglichkeit einer Technik durchführen zu können
- Bereitstellung von Informationen über kleinere Anlagen - nur sehr wenige Angaben für kleine Anlagen wurden zur Verfügung gestellt
- Bereitstellung von Informationen über Anlagen zur Behandlung industrieller nicht gefährlicher Abfälle und zu den Auswirkungen auf Anlagen, die gemischte Abfälle behandeln, z. B. Klärschlamm oder Krankenhausabfall zusammen mit festen Siedlungsabfällen
- Durchführung einer detaillierteren Bewertung der Auswirkung einzelner Merkmale von Brennkammern unterschiedlicher Bauart (beispielsweise die Rostkonstruktion) auf die Vermeidung der Umweltverschmutzung
- Bereitstellung weiterer Informationen über in der Entwicklung befindliche Techniken.
- Angaben zu Ammoniakverbrauch und –emissionen (hauptsächlich in die Luft und in das Wasser) verschiedener Abgasbehandlungssysteme (vorrangig Nass-, Quasitrocken- und Trockenverfahren) und zur jeweiligen Effizienz im Zusammenhang mit der NO_X-Verringerung
- Auswirkung der verschiedenen Temperaturen bei der Staubentfernung auf die Emissionen von PCDD/F in die Luft und den Abfall
- weitere Erfahrungen mit der kontinuierlichen Überwachung von Hg-Emissionen (in die Luft und in das Wasser).

Weitere wichtige Empfehlungen zur künftigen Arbeit, die über den Anwendungsbereich des vorliegenden BVT-Merkblatt hinausreichen, sich jedoch aus dem Informationsaustausch ergeben, betreffen folgende Punkte:

- Die Notwendigkeit der Überprüfung der Gesamtauswirkung des Wettbewerbs auf die Abfallbehandlung, insbesondere der Wettbewerb durch Industrie, die Abfall mitverbrennt; eine entsprechende Studie sollte sinnvollerweise unter anderem folgende Aspekte beinhalten: jeweilige Zuverlässigkeit und Risiken hinsichtlich der Erbringung der gesamten abfallwirtschaftlichen Dienstleistungen; Gesamtemissionen und Energienutzung bei verschiedenen Ausprägungen der Abfallwege sowie Betrachtung und Ermittlung wichtiger Risikofaktoren (z. B. Qualitätssicherung bei Brennstoffen aus Abfall).
- Eine Bewertung der Auswirkungen der verabschiedeten Abfallstrategien (d. h. die Ausgewogenheit der auf nationaler Ebene angewandten Technologien) könnte ebenso nützlich sein wie die Beurteilung der Auswirkungen der erreichten Effizienz von Anlagen zur thermischen Behandlung sowie des Grades des Zusammenwirkens von Energie- und Abfallwirtschaftspolitik in den EU-Mitgliedstaaten (und anderen Ländern). Im Rahmen dieser Studien könnte ermittelt werden, wie die Energie- und Abfallpolitik ineinander greifen, und es könnten positive und negative Beispiele genannt werden.
- Die Notwendigkeit eines tieferen Verständnisses der Auswirkungen absoluter und relativer Energiepreise (für Strom und Wärme) auf die typischerweise von Anlagen erreichte Energieeffizienz sowie der Rolle und die Auswirkungen von Subventionen und Besteuerungssystemen.
- Die Ermittlung der üblichen Hindernisse für die Entwicklung neuer Anlagen und der Ansätze, die sich bewährt haben.
- Die Entwicklung geeigneter Standards für die Nutzung von Rostasche - entsprechende Standards haben sich als hilfreich im Zusammenhang mit der Verbesserung der Marktbedingungen für die Nutzung von Rostasche erwiesen.
- Kosten und Nutzen einer weiteren Senkung der Emissionen der Abfallverbrennungsindustrie im Vergleich zu den Verringerungen bei anderen industriellen und anthropogenen Verschmutzungsquellen.

Die Europäische Kommission initiiert und fördert im Rahmen ihrer FuE-Programme zahlreiche Projekte betreffend saubere Technologien, in der Entwicklung befindliche Abwasserbehandlungs- und -aufbereitungsverfahren sowie Managementstrategien. Diese Projekte könnten möglicherweise einen nützlichen Beitrag für künftige Überarbeitungen dieses BVT-Merkblattes leisten. Die Leser werden daher gebeten, das Europäische Büro für die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (EIPPCB) über etwaige Forschungsergebnisse zu unterrichten, die für den Anwendungsbereich dieses Merkblattes von Bedeutung sind (siehe auch das Vorwort dieses Dokumentes).

VORWORT

1. Status dieses Dokuments

Sofern nicht anders angegeben, beziehen sich alle Hinweise auf „die Richtlinie“ im vorliegenden Dokument auf die Richtlinie 96/61/EG des Rates über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung. Wie die Richtlinie berührt auch dieses Dokument nicht die Vorschriften der Gemeinschaft über die Gesundheit und Sicherheit am Arbeitsplatz.

Dieses Dokument ist Teil einer Reihe, in der die Ergebnisse eines Informationsaustausches zwischen den EU-Mitgliedstaaten und der betroffenen Industrie über beste verfügbare Techniken (BVT), die damit verbundenen Überwachungsmaßnahmen und die Entwicklungen auf diesem Gebiet vorgestellt werden. Das Dokument wurde von der Europäischen Kommission gemäß Artikel 16 Absatz 2 der Richtlinie veröffentlicht und muss daher gemäß Anhang IV der Richtlinie bei der Festlegung der „besten verfügbaren Techniken” berücksichtigt werden.

2. Rechtliche Pflichten und Definition der BVT gemäß der Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung

Um dem Leser das Verständnis des rechtlichen Rahmens zu erleichtern, in dem das vorliegende Dokument ausgearbeitet wurde, werden im Vorwort die wichtigsten Bestimmungen der Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung beschrieben und eine Definition des Begriffs „beste verfügbare Techniken” gegeben. Diese Beschreibung muss zwangsläufig unvollständig sein und dient ausschließlich der Information. Sie hat keine rechtlichen Konsequenzen und ändert oder berührt in keiner Weise die Bestimmungen der Richtlinie.

Die Richtlinie dient der integrierten Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung, die durch die im Anhang I aufgeführten Tätigkeiten verursacht wird, damit insgesamt ein hohes Umweltschutzniveau erreicht wird. Die Rechtsgrundlage der Richtlinie bezieht sich auf den Umweltschutz. Bei ihrer Anwendung sollten auch die anderen Ziele der Gemeinschaft wie die Wettbewerbsfähigkeit der europäischen Industrie berücksichtigt werden, so dass sie zu einer nachhaltigen Entwicklung beiträgt.

Im Einzelnen sieht sie ein Genehmigungsverfahren für bestimmte Kategorien industrieller Anlagen vor und verlangt sowohl von den Betreibern als auch von den Durchführungsbehörden und sonstigen Einrichtungen eine integrierte, ganzheitliche Betrachtung des Umweltverschmutzungs- und Verbrauchspotenzials der Anlage. Das Gesamtziel dieses integrierten Konzepts muss darin bestehen, das Management und die Kontrolle der industriellen Prozesse so zu verbessern, dass ein hoher Schutz der gesamten Umwelt gewährleistet ist. Von zentraler Bedeutung für dieses Konzept ist das in Artikel 3 verankerte allgemeine Prinzip, nach dem die Betreiber alle geeigneten Vorsorgemaßnahmen gegen Umweltverschmutzungen zu treffen haben, insbesondere durch den Einsatz der besten verfügbaren Techniken, mit deren Hilfe sie ihre Leistungsfähigkeit im Umweltschutz verbessern können.

Der Begriff „beste verfügbare Techniken“ ist in Artikel 2 Absatz 11 der Richtlinie definiert als „der effizienteste und fortschrittlichste Entwicklungsstand der Tätigkeiten und entsprechenden Betriebsmethoden, der spezielle Techniken als praktisch geeignet erscheinen lässt, grundsätzlich als Grundlage für die Emissionsgrenzwerte zu dienen, um Emissionen in und Auswirkungen auf die gesamte Umwelt allgemein zu vermeiden oder, wenn dies nicht möglich ist, zu vermindern.“ Artikel 2 Absatz 11 fährt folgendermaßen zur genaueren Begriffsbestimmung fort :

„Techniken“ beinhalten sowohl die angewandte Technologie als auch die Art und Weise, wie die Anlage geplant, gebaut, gewartet, betrieben und stillgelegt wird.

Als „verfügbar“ werden jene Techniken bezeichnet, die in einem Maßstab entwickelt sind, der unter Berücksichtigung des Kosten/Nutzen-Verhältnisses die Anwendung unter in dem betreffenden industriellen Sektor wirtschaftlich und technisch vertretbaren Verhältnissen ermöglicht, gleich, ob diese Techniken innerhalb des betreffenden Mitgliedstaats verwendet oder hergestellt werden, sofern sie zu vertretbaren Bedingungen für den Betreiber zugänglich sind.

Als „beste“ gelten jene Techniken, die am Wirksamsten zur Erreichung eines allgemein hohen Schutzniveaus für die Umwelt als Ganzes sind.

Des Weiteren enthält Anhang IV der Richtlinie eine Liste von „Punkten, die bei Festlegung der besten verfügbaren Techniken im Allgemeinen wie auch im Einzelfall zu berücksichtigen sind ... unter Berücksichtigung der sich aus einer Maßnahme ergebenden Kosten und ihres Nutzens sowie des Grundsatzes der Vorsorge und Vermeidung“. Diese Punkte schließen jene Informationen ein, die von der Kommission gemäß Artikel 16 Absatz 2 veröffentlicht werden.

Die für die Erteilung von Genehmigungen zuständigen Behörden haben bei der Festlegung der Genehmigungsauflagen die in Artikel 3 verankerten allgemeinen Prinzipien zu berücksichtigen. Diese Genehmigungsauflagen müssen Emissionsgrenzwerte enthalten, die gegebenenfalls durch äquivalente Parameter oder technische Maßnahmen ergänzt oder ersetzt werden. Entsprechend Artikel 9 Absatz 4 der Richtlinie müssen sich diese Emissionsgrenzwerte, äquivalenten Parameter und technischen Maßnahmen unbeschadet der Einhaltung der Umweltqualitätsnormen auf die besten verfügbaren Techniken stützen, ohne dass die Anwendung einer bestimmten Technik oder Technologie vorgeschrieben wird. Hierbei sind die technische Beschaffenheit der betreffenden Anlage, ihr Standort und die jeweiligen lokalen Umweltbedingungen zu berücksichtigen. In jedem Fall haben die Genehmigungsauflagen Vorkehrungen zur weitestgehenden Verminderung weiträumiger oder grenzüberschreitender Umweltverschmutzungen vorzusehen und einen hohen Schutz für die Umwelt als Ganzes sicherzustellen.

Gemäß Artikel 11 der Richtlinie haben die Mitgliedstaaten dafür zu sorgen, dass die zuständigen Behörden die Entwicklungen bei den besten verfügbaren Techniken verfolgen oder darüber informiert sind.

3. Ziel dieses Dokuments

Entsprechend Artikel 16 Absatz 2 der Richtlinie hat die Kommission „einen Informationsaustausch zwischen den Mitgliedstaaten und der betroffenen Industrie über die besten verfügbaren Techniken, die damit verbundenen Überwachungsmaßnahmen und die Entwicklungen auf diesem Gebiet“ durchzuführen und die Ergebnisse des Informationsaustausches zu veröffentlichen.

Der Zweck des Informationsaustausches ist in der Richtlinie in Erwägungsgrund 25 erläutert, in dem es heißt: „Die Entwicklung und der Austausch von Informationen auf Gemeinschaftsebene über die besten verfügbaren Techniken werden dazu beitragen, das Ungleichgewicht auf technologischer Ebene in der Gemeinschaft auszugleichen, die weltweite Verbreitung der in der Gemeinschaft festgesetzten Grenzwerte und der angewandten Techniken zu fördern und die Mitgliedstaaten bei der wirksamen Durchführung dieser Richtlinien zu unterstützen.“

Zur Unterstützung der unter Artikel 16 Absatz 2 vorgesehenen Maßnahmen hat die Kommission (GD Umwelt) ein Informationsaustauschforum (IEF) geschaffen, unter dessen Schirmherrschaft mehrere technische Arbeitsgruppen eingesetzt wurden. Bei diesem Forum und in den technischen Arbeitsgruppen sind, wie in Artikel 16 Absatz 2 verlangt, sowohl die Mitgliedstaaten als auch die Industrie vertreten.

Das Ziel dieser Dokumentenreihe ist es, den gemäß Artikel 16 Absatz 2 durchgeführten Informationsaustausch genau wiederzugeben und der Genehmigungsbehörde Referenzinformationen zur Verfügung zu stellen, die bei der Festlegung von Genehmigungsauflagen berücksichtigt werden müssen. Mit ihren Informationen über die besten verfügbaren Techniken sollen diese Dokumente als ein wertvolles Mittel zur Verbesserung der Umweltschutzleistung dienen.

4. Informationsquellen

Dieses Dokument enthält eine Zusammenfassung von Informationen, die aus zahlreichen Quellen zusammengestellt wurden, insbesondere aus den fachkundigen Angaben der zur Unterstützung der Kommission geschaffenen Arbeitsgruppen, und die von den Dienststellen der Kommission geprüft wurden. Alle Beiträge werden dankbar anerkannt.

5. Anleitung zum Verständnis und zur Benutzung des Dokuments

Die im vorliegenden Dokument enthaltenen Informationen sind als Unterstützung bei der Bestimmung der BVT in speziellen Fällen gedacht. Bei der Bestimmung der BVT und bei den auf BVT basierenden Genehmigungsauflagen sollte stets das Gesamtziel eines hohen Schutzniveaus für die Umwelt als Ganzes beachtet werden.

Kapitel 1 und 2 geben allgemeine Informationen über die Branche und über die in der Branche angewandten industriellen Verfahren.

Kapitel 3 enthält Daten und Angaben über die Emissions- und Verbrauchswerte bestehender Anlagen und zeigt den Stand zum Zeitpunkt der Erarbeitung des Dokuments.

In Kapitel 4 werden eingehender die Verfahren zur Emissionsminderung und andere Verfahren beschrieben, die als die wichtigsten für die Bestimmung der BVT wie auch für die auf BVT basierenden Genehmigungsauflagen betrachtet werden. Diese Informationen enthalten auch Verbrauchs- und Emissionswerte, die sich mit dem jeweiligen Verfahren erreichen lassen, einige Vorstellungen über die mit der jeweiligen Technik verbundenen Kosten und die medienübergreifenden Auswirkungen sowie Angaben über die Anwendbarkeit der Technik in Anlagen, die der IVU-Genehmigung unterliegen, z.B. neue, bestehende, große oder kleine Anlagen. Verfahren, die allgemein als veraltet gelten, wurden nicht berücksichtigt.

In Kapitel 5 werden die Verfahren und die Emissions- und Verbrauchswerte aufgeführt, die allgemein den Anforderungen an die besten verfügbaren Techniken entsprechen. Dabei geht es darum, allgemeine Angaben über die Emissions- und Verbrauchswerte bereitzustellen, die für die auf BVT basierenden Genehmigungsauflagen oder für allgemein verbindliche Vorschriften gemäß Artikel 9 Absatz 8 als Bezug gelten können. Jedoch muss darauf hingewiesen werden, dass es sich in diesem Dokument nicht um Vorschläge für Emissionsgrenzwerte handelt. Bei den Genehmigungsauflagen sind lokale, standortspezifische Faktoren wie die technische Beschaffenheit der betreffenden Anlage, ihr Standort und die lokalen Umweltbedingungen zu berücksichtigen. Ferner ist bei bestehenden Anlagen die Wirtschaftlichkeitliche und technische Vertretbarkeit einer Modernisierung zu beachten. Allein die angestrebte Sicherung eines hohen Schutzniveaus für die Umwelt als Ganzes erfordert nicht selten ein Abwägen der einzelnen Umweltauswirkungen, das wiederum oft von lokalen Erwägungen beeinflusst wird.

Obgleich im vorliegenden Dokument der Versuch unternommen wird, einige dieser Aspekte aufzugreifen, ist eine umfassende Behandlung in diesem Rahmen nicht möglich. Somit sind die in Kapitel 5 aufgeführten Verfahren und Zahlenwerte nicht notwendigerweise auf alle Anlagen anwendbar. Andererseits verlangt die Pflicht zur Sicherung eines hohen Umweltschutzes einschließlich einer weitestgehenden Verminderung der weiträumigen oder grenzüberschreitenden Umweltverschmutzung, dass Genehmigungsauflagen nicht aus rein lokalen Erwägungen festgesetzt werden. Daher ist die vollständige Berücksichtigung der im vorliegenden Dokument enthaltenen Informationen durch die Genehmigungsbehörden von größter Bedeutung.

Da sich die besten verfügbaren Techniken mit der Zeit ändern, wird dieses Dokument bei Bedarf überprüft und aktualisiert. Stellungnahmen und Vorschläge sollten an die Adresse des Europäischen IPPC-Büros beim Institut für technologische Zukunftsforschung gesendet werden:

Edificio Expo, c/Inca Garcilaso, s/n, E-41092 Sevilla, Spanien
Telefon: +34 95 4488 284
Fax: +34 95 4488 426
E-mail: JRC-IPTS-EIPPCB@cec.eu.int
Internet: http://eippcb.jrc.es

6. Schnittstellen zwischen der IVU-Richtlinie und der Abfallverbrennungsrichtlinie

Die folgende Darstellung einzelner Aspekte bezieht sich auf den Zusammenhang zwischen der Richtlinie 2000/76/EG vom 4. Dezember 2000 über die Verbrennung von Abfällen (Abfallverbrennungsrichtlinie) und der Richtlinie 96/61/EG vom 24. September 1996 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie).

Es sollte beachtet werden, dass die letztinstanzliche Auslegung des Gemeinschaftsrechtes eine Angelegenheit des Europäischen Gerichtshofes ist und daher nicht ausgeschlossen werden kann, dass durch Auslegung des Gerichts neue Aspekte aufkommen. Die Abfallverbrennungsrichtlinie nimmt unter anderem folgendermaßen auf die IVU-Richtlinie Bezug:

Erwägungsgrund 13 der Abfallverbrennungsrichtlinie besagt, *"die Einhaltung der in dieser Richtlinie festgelegten Emissionsgrenzwerte sollte als notwendige, jedoch nicht hinreichende Bedingung für die Einhaltung der Anforderungen der Richtlinie 96/61/EG betrachtet werden. Hierzu könnte die Einhaltung strengerer Emissionsgrenzwerte für die unter diese Richtlinie fallenden Schadstoffe, von Emissionsgrenzwerten für andere Stoffe oder Medien oder von sonstigen geeigneten Bedingungen erforderlich sein."*

Der Erwägungsgrund macht deutlich, dass die Einhaltung der Emissionsgrenzwerte der Abfallverbrennungsrichtlinie nicht von der Verpflichtung befreit, in Übereinstimmung mit allen Bestimmungen der IVU-Richtlinie zu handeln. Darunter fällt auch die Pflicht zu einer Genehmigung, die Emissionsgrenzwerte oder äquivalente Parameter und technische Maßnahmen enthält, welche entsprechend der Bestimmungen des Artikels 9 Absatz 4 oder Artikels 9 Absatz 8 der IVU-Richtlinie festgelegt wurden. Wie im standardisierten Vorwort des BVT-Merkblattes dargelegt wurde, ist in den Bestimmungen des Artikels 9 Absatz 4 der IVU-Richtlinie eine gewisse Flexibilität ebenso verankert wie in der Definition von BVT. Wenn allerdings zur Erfüllung der Anforderungen der IVU-Richtlinie in einer bestimmten Genehmigung strengere Auflagen im Vergleich mit den Auflagen der Abfallverbrennungsrichtlinie von der Genehmigungsbehörde oder durch allgemein verbindliche Vorschriften festgelegt wurden, so sollen diese strengeren Auflagen gelten.

BVT-Merkblatt zu besten verfügbaren Techniken der Abfallverbrennung

ZUSAMMENFASSUNG I

VORWORT XI

AUFBAU UND STRUKTUR DES MERKBLATTES XXXIII

1 ALLGEMEINE INFORMATION ZUR ABFALLVERBRENNUNG 1
1.1 Ziel der Abfallverbrennung und theoretische Grundlagen 1
1.2 Überblick über die Abfallverbrennung in Europa 2
1.3 Größe der Anlagen 5
1.4 Überblick über die Gesetzgebung 6
1.5 Zusammensetzung des Abfalls und Auslegung des Verbrennungsverfahrens 6
1.6 Wesentliche Umweltprobleme 9
1.6.1 Emissionen in Luft und Wasser 9
1.6.2 Erzeugung von Abfällen in der Anlage 10
1.6.3 Lärm und Vibrationen 11
1.6.4 Energieerzeugung und -verbrauch 12
1.6.5 Verbrauch von Rohstoffen und Primärenergie 13
1.7 Wirtschaftliche Informationen 13

2 ANGEWENDETE TECHNIKEN 19
2.1 Überblick und Einführung 19
2.2 Vorbehandlungs-, Lager- und Handhabungstechniken 20
2.2.1 Siedlungsabfall 21
2.2.1.1 Sammlung und Vorbehandlung des Abfalls außerhalb der Siedlungsabfall-verbrennungsanlage 21
2.2.1.2 Vorbehandlung von festem Siedlungsabfall innerhalb der Verbrennungsanlage 22
2.2.1.3 Abfallanlieferung und Lagerung 22
2.2.1.3.1 Abfallkontrolle 22
2.2.1.3.2 Bunker 22
2.2.2 Gefährliche Abfälle 23
2.2.2.1 Kurzbeschreibung der Branche 23
2.2.2.2 Abfallannahme 24
2.2.2.3 Lagerung 25
2.2.2.3.1 Lagerung fester gefährlicher Abfälle 26
2.2.2.3.2 Lagerung pumpfähiger gefährlicher Abfälle 26
2.2.2.3.3 Lagerung von Behältern und Tanks für gefährliche Abfälle 27
2.2.2.4 Beschickung und Vorbehandlung 27
2.2.3 Klärschlamm 28
2.2.3.1 Zusammensetzung von Klärschlamm 28
2.2.3.2 Vorbehandlung von Klärschlamm 29
2.2.3.2.1 Physikalische Entwässerung 29
2.2.3.2.2 Trocknung 30
2.2.3.2.3 Klärschlammfaulung 31
2.2.4 Krankenhausabfall 31
2.2.4.1 Art und Zusammensetzung von Krankenhausabfall 31
2.2.4.2 Handhabung, Vorbehandlung und Lagerung

Best Available Techniques Reference Document on Waste Incineration

EXECUTIVE SUMMARY X

PREFACE XI

SCOPE XXXIII

1 GENERAL INFORMATION ON WASTE INCINERATION 1
1.1 Purpose of incineration and basic theory 1
1.2 Overview of waste incineration in Europe 2
1.3 Plant sizes 5
1.4 Overview of legislation 6
1.5 Waste composition and process design 6
1.6 Key environmental issues 9
1.6.1 Process emissions to air and water 9
1.6.2 Installation residues production 10
1.6.3 Process noise and vibration 11
1.6.4 Energy production and consumption 12
1.6.5 Consumption of raw materials and energy by the installation 13
1.7 Economic information 13

2 APPLIED TECHNIQUES 19
2.1 Overview and introduction 19
2.2 Pretreatment, storage and handling techniques 20
2.2.1 Municipal solid wastes (MSW) 21
2.2.1.1 Collection and pretreatment outside the MSW incineration plant 21
2.2.1.2 Municipal solid waste pretreatment within the incineration plant 22
2.2.1.3 Waste delivery and storage 22
2.2.1.3.1 Waste control 22
2.2.1.3.2 Bunker 22
2.2.2 Hazardous wastes 23
2.2.2.1 Brief description of the sector 23
2.2.2.2 Waste acceptance 24
2.2.2.3 Storage .....
2.2.2.3.1 Storage of solid hazardous waste 26
2.2.2.3.2 Storage of pumpable hazardous waste 26
2.2.2.3.3 Storage for containers and tank containers 27
2.2.2.4 Feeding and pretreatment 27
2.2.3 Sewage sludge 28
2.2.3.1 Composition of sewage sludge 28
2.2.3.2 Pretreatment of sewage sludge 29
2.2.3.2.1 Physical dewatering 29
2.2.3.2.2 Drying 30
2.2.3.2.3 Sludge digestion 31
2.2.4 Clinical waste 31
2.2.4.1 Nature and composition of clinical wastes 31
2.2.4.2 Handling, pretreatment and storage

von Krankenhausabfall 32
2.3 Thermische Behandlungsstufe 32
2.3.1 Rostfeuerung 35
2.3.1.1 Abfallbeschickung 36
2.3.1.2 Verbrennungsrost 36
2.3.1.2.1 Vorschubroste 37
2.3.1.2.2 Rückschubroste 37
2.3.1.2.3 Wanderroste 38
2.3.1.2.4 Walzenroste 38
2.3.1.2.5 Gekühlte Roste 38
2.3.1.3 Entascher 38
2.3.1.4 Brennkammer und Kessel 39
2.3.1.5 Verbrennungsluftzufuhr 41
2.3.1.6 Zusatzbrenner 42
2.3.1.7 Verbrennungstemperatur, Verweilzeit, minimaler Sauerstoffgehalt 42
2.3.1.8 Klärschlammverbrennung in Siedlungsabfallverbrennungsanlagen 42
2.3.1.9 Aufgabe von Krankenhausabfall in einer Siedlungsabfallverbrennungsanlage 43
2.3.2 Drehrohröfen 44
2.3.2.1 Drehrohre und Nachbrennkammern für die Sonderabfallverbrennung 45
2.3.2.2 Drehrohröfen mit Nachbrennkammer zur Sonderabfallverbrennung 45
2.3.3 Wirbelschichtverfahren 47
2.3.3.1 Stationäre Wirbelschichtfeuerung 49
2.3.3.2 Zirkulierende Wirbelschicht für Klärschlamm 51
2.3.3.3 Spezialfeuerung 51
2.3.3.4 Rotierende Wirbelschichtfeuerung 52
2.3.4 Pyrolyse- und Vergasungssysteme 52
2.3.4.1 Einführung zu Vergasung und Pyrolyse 5
2.3.4.2 Vergasung 53
2.3.4.2.1 Beispiele für Vergasungsverfahren 55
2.3.4.3 Pyrolyse 5
2.3.4.3.1 Beispiele für einen Pyrolyseprozess 58
2.3.4.3.2 Beispiele für die Kombination einer Pyrolyse mit einem Kraftwerk 59
2.3.4.4 Kombinationsprozesse 61
2.3.4.4.1 Pyrolyse – Verbrennung 61
2.3.4.4.2 Pyrolyse – Vergasung 64
2.3.4.4.3 Vergasung – Verbrennung 66
2.3.5 Andere Techniken 67
2.3.5.1 Öfen mit Treppen und statischer Feuerung 67
2.3.5.2 Öfen mit mehreren Feuerungen 67
2.3.5.3 Öfen mit mehreren Wirbelschichtfeuerungen 70
2.3.5.4 Modulare Systeme 70
2.3.5.5 Brennkammern für flüssige und gasförmige Abfälle 71
2.3.5.6 Zyklonbrennkammer für Klärschlamm 72
2.3.5.7 Beispiel für einen Verbrennungsprozess für chlorierte flüssige und gasförmige Abfälle mit HCI-Gewinnung 72
2.3.5.8 Beispiel eines Verbrennungsverfahrens für stark chlorhaltige Flüssigabfälle mit Chlorrückgewinnung 74
2.3.5.9 Abwasserverbrennung 75
2.3.5.10 Plasmatechnologien 77

of clinical waste 32
2.3 The thermal treatment stage 32
2.3.1 Grate incinerators 35
2.3.1.1 Waste feeder 36
2.3.1.2 Incineration grate 36
2.3.1.2.1 Rocking grates 37
2.3.1.2.2 Reciprocating grates 37
2.3.1.2.3 Travelling grates 38
2.3.1.2.4 Roller grates 38
2.3.1.2.5 Cooled grates 38
2.3.1.3 Bottom ash discharger 38
2.3.1.4 Incineration chamber and boiler 39
2.3.1.5 Incineration air feeding 41
2.3.1.6 Auxiliary burner 42
2.3.1.7 Incineration temperature, residence time, minimum oxygen content 42
2.3.1.8 Sewage sludge incineration in MSWI plants .....
2.3.1.9 Addition of clinical waste to a municipal waste incinerator 43
2.3.2 Rotary kilns 44
2.3.2.1 Kilns and post combustion chambers for hazardous waste incineration 45
2.3.2.2 Drum kiln with post-combustion chamber for hazardous waste incineration 45
2.3.3 Fluidised beds 47
2.3.3.1 Stationary (or bubbling) fluidised bed incineration 49
2.3.3.2 Circulating fluidised bed (CFB) for sewage sludge 51
2.3.3.3 Spreader-stoker furnace 51
2.3.3.4 Rotating fluidised bed 52
2.3.4 Pyrolysis and gasification systems 52
2.3.4.1 Introduction to gasification and pyrolysis 52
2.3.4.2 Gasification 53
2.3.4.2.1 Examples of gasification processes 55
2.3.4.3 Pyrolysis 56
2.3.4.3.1 Example of a pyrolysis process 58
2.3.4.3.2 Example of pyrolysis in combination with a power plant 59
2.3.4.4 Combination processes 61
2.3.4.4.1 Pyrolysis – incineration 61
2.3.4.4.2 Pyrolysis – gasification 64
2.3.4.4.3 Gasification – combustion 66
2.3.5 Other techniques 67
2.3.5.1 Stepped and static hearth furnaces 67
2.3.5.2 Multiple hearth furnaces 67
2.3.5.3 Multiple hearth fluidised bed furnace 70
2.3.5.4 Modular systems 70
2.3.5.5 Incineration chambers for liquid and gaseous wastes 71
2.3.5.6 Cycloid incineration chamber for sewage sludge 72
2.3.5.7 Example of process for the incineration of liquid and gaseous chlorinated wastes with HCl recovery 72
2.3.5.8 Example of a process for the incineration of highly chlorinated liquid wastes with chlorine recycling 74
2.3.5.9 Waste water incineration 75
2.3.5.10 Plasma technologies 77

2.3.5.11 Verschiedene Techniken zur Klärschlammverbrennung ... 79
2.4 Energienutzungsstufe ... 81
2.4.1 Einführung und allgemeine Prinzipien ... 81
2.4.2 Externe die Energieeffizienz betreffende Faktoren ... 82
2.4.2.1 Abfallarten ... 82
2.4.2.2 Einfluss des Standorts der Anlage auf die Energienutzung ... 84
2.4.2.3 Bei der Auslegung des Energiekreislaufs zu berücksichtigende Faktoren ... 86
2.4.3 Energieeffizienz von Abfallverbrennungsanlagen ... 87
2.4.3.1 Energieeintrag in Abfallverbrennungsanlagen ... 87
2.4.3.2 Energieabgabe von Abfallverbrennungsanlagen ... 88
2.4.4 Zur Energienutzung angewendete Techniken ... 88
2.4.4.1 Vorbehandlung zur Abfallaufgabe ... 88
2.4.4.2 Kessel und Wärmeübertragung ... 89
2.4.4.2.1 Kesselkorrosion ... 91
2.4.4.3 Vorwärmung der Verbrennungsluft ... 93
2.4.4.4 Wassergekühlte Roste ... 93
2.4.4.5 Abgaskondensation ... 93
2.4.4.6 Wärmepumpen ... 95
2.4.4.6.1 Kompressor betriebene Wärmepumpen ... 95
2.4.4.6.2 Absorptionswärmepumpen ... 96
2.4.4.6.3 Offene Wärmepumpen ... 96
2.4.4.6.4 Beispieldaten verschiedener Wärmepumpen ... 96
2.4.4.7 Abgaskreislaufführung ... 97
2.4.4.8 Abgaswiedererwärmung auf die Betriebstemperatur der Abgasbehandlungsanlage ... 97
2.4.4.9 Minderung der Sichtbarkeit der Abgasfahne ... 97
2.4.4.10 Optimierung des Dampf-Wasser-Kreislaufs: Effizienzauswirkung und andere Aspekte ... 97
2.4.5 Dampfgeneratoren und Quench-Kühlung für Sonderabfallverbrennungsanlagen ... 98
2.4.6 Beispiele für die Energienutzung aus Wirbelschichtanlagen ... 99
2.5 Verwendete Abgasbehandlungs- und Überwachungssysteme ... 100
2.5.1 Zusammenfassung der Anwendung von Abgasbehandlungsverfahren ... 100
2.5.2 Überblick über alle kombinierten Möglichkeiten der Abgasbehandlung ... 102
2.5.3 Techniken zur Minderung von Staubemissionen ... 102
2.5.3.1 Elektrofilter ... 103
2.5.3.2 Nasse Elektrofilter ... 103
2.5.3.3 Kondensations-Elektrofilter ... 104
2.5.3.4 Ionisierende Nasswäscher ... 105
2.5.3.5 Gewebefilter ... 105
2.5.3.6 Zyklone und Mehrfachzyklone ... 106
2.5.4 Techniques zur Minderung saurer Gase (z.B. HCl, HF and SO_X-Emissionen) ... 107
2.5.4.1 Entfernung von Schwefeldioxid und Halogenen ... 107
2.5.4.2 Direkte Entschwefelung ... 110
2.5.5 Techniken zur Minderung von Stickstoffoxiden ... 111

2.3.5.11 Various techniques for sewage sludge incineration ... 79
2.4 The energy recovery stage ... 81
2.4.1 Introduction and general principles ... 81
2.4.2 External factors affecting energy efficiency ... 82
2.4.2.1 Waste type and nature ... 82
2.4.2.2 Influence of plant location on energy recovery ... 84
2.4.2.3 Factors taken into account when selecting the design of the energy cycle ... 86
2.4.3 Energy efficiency of waste incinerators ... 87
2.4.3.1 Energy inputs to waste incinerators ... 87
2.4.3.2 Energy outputs from waste incinerators ... 88
2.4.4 Applied techniques for improving energy recovery ... 88
2.4.4.1 Waste feed pretreatment ... 88
2.4.4.2 Boilers and heat transfer ... 89
2.4.4.2.1 Corrosion in boilers ... 91
2.4.4.3 Combustion air preheating ... 93
2.4.4.4 Water cooled grates ... 93
2.4.4.5 Flue-gas condensation ... 93
2.4.4.6 Heat pumps ... 95
2.4.4.6.1 Compressor driven heat pumps ... 95
2.4.4.6.2 Absorption heat pumps ... 96
2.4.4.6.3 Open heat pumps ... 96
2.4.4.6.4 Example data of different heat pumps ... 96
2.4.4.7 Flue-gas re-circulation ... 97
2.4.4.8 Reheating of flue-gases to the operation temperature FGT devices ... 97
2.4.4.9 Plume visibility reduction ... 97
2.4.4.10 Steam-water cycle improvements: effect on efficiency and other aspects ... 97
2.4.5 Steam generators and quench cooling for hazardous waste incinerators ... 98
2.4.6 Examples of energy recovery from fluidised bed incinerators ... 99
2.5 Applied flue-gas treatment and control systems ... 100
2.5.1 Summary of the application of FGT techniques ... 100
2.5.2 Overview of overall combined FGT system options ... 102
2.5.3 Techniques for reducing particulate emissions ... 102
2.5.3.1 Electrostatic precipitators ... 103
2.5.3.2 Wet electrostatic precipitators ... 103
2.5.3.3 Condensation electrostatic precipitators ... 104
2.5.3.4 Ionisation wet scrubbers ... 105
2.5.3.5 Fabric filters ... 105
2.5.3.6 Cyclones and multi-cyclones ... 106
2.5.4 Techniques for the reduction of acid gases (e.g. HCl, HF and SO_X emissions) ... 107
2.5.4.1 Removal of sulphur dioxide and halogens ... 107
2.5.4.2 Direct desulphurisation ... 110
2.5.5 Techniques for the reduction of emissions of oxides of nitrogen ... 111

2.5.5.1 Primärtechniken zur NO_X-Minderung 111
2.5.5.1.1 Luftversorgung, Gasdurchmischung und Temperatursteuerung 111
2.5.5.1.2 Abgaskreislaufführung 112
2.5.5.1.3 Sauerstoffzugabe 112
2.5.5.1.4 Stufenweise Verbrennung 112
2.5.5.1.5 Zugabe von Erdgas (Wiederverbrennung) 112
2.5.5.1.6 Wassereindüsung in die Brennkammer/die Flamme 112
2.5.5.2 Sekundärtechniken zur NO_X-Minderung 112
2.5.5.2.1 Selektives nicht-katalytisches Reduktionsverfahren (SNCR) 113
2.5.5.2.2 Selektives katalytisches Reduktionsverfahren (SCR) 115
2.5.6 Verfahren zur Minderung von Quecksilberemissionen 116
2.5.6.1 Primärverfahren 116
2.5.6.2 Sekundärverfahren 116
2.5.7 Verfahren zur Minderung anderer Schwermetallemissionen 117
2.5.8 Verfahren zur Minderung von Emissionen organischer Kohlenstoffverbindungen 117
2.5.8.1 Adsorption durch Aktivkohlereaktionsmittel in einem Strömungssystem 118
2.5.8.2 SCR-Verfahren 118
2.5.8.3 Katalytische Staubfilter 118
2.5.8.4 Verbrennung von Kohlenstoffadsorbens 119
2.5.8.5 Verwendung karbonbeschichteter Kunststoffe zur Adsorption von PCDD/F 119
2.5.8.6 Stationäre Wirbelschichtverfahren 120
2.5.8.7 Schockkühlung (Quenche) von Abgasen 120
2.5.9 Minderung von Treibhausgasen (CO_2, N_2O) 121
2.5.9.1 Vermeidung von Lachgasemissionen 121
2.5.10 Überblick über die Abgasbehandlung in Sonderabfallverbrennungsanlagen 121
2.5.11 Abgasbehandlung in der Klärschlammverbrennung 122
2.6 Abwasserbehandlungs- und Abwasserüberwachungsverfahren 123
2.6.1 Mögliche Abwasserquellen 123
2.6.2 Grundlegende Prinzipien der Ausgestaltung der Abwasserüberwachung 124
2.6.3 Einflüsse der Abgasbehandlungsverfahren auf das Abwasser 125
2.6.4 Verarbeitung des Abwassers nasser Abgasbehandlungsverfahren 126
2.6.4.1 Chemisch-physikalische Behandlung 126
2.6.4.2 Anwendung von Sulphiden 127
2.6.4.3 Anwendung von Membrantechnologie 128
2.6.4.4 Ammoniakstrippung 128
2.6.4.5 Getrennte Behandlung von Abwasser aus der ersten und zweiten Stufe des Wäschers 128
2.6.4.6 Anaerobe biologische Behandlug (Umwandlung von Sulfaten in elementaren Schwefel) 129
2.6.4.7 Prozessabwasserverdampfungs-verfahren 129

2.5.5.1 Primary techniques for NO_X reduction 111
2.5.5.1.1 Air supply, gas mixing and temperature control 111
2.5.5.1.2 Flue-Gas Recirculation (FGR) 112
2.5.5.1.3 Oxygen injection 112
2.5.5.1.4 Staged combustion 112
2.5.5.1.5 Natural gas injection (re-burn) 112
2.5.5.1.6 Injection of water into furnace/flame 112
2.5.5.2 Secondary techniques for NO_X reduction 112
2.5.5.2.1 Selective Non-Catalytic Reduction (SNCR) process 113
2.5.5.2.2 Selective Catalytic Reduction (SCR) process 115
2.5.6 Techniques for the reduction of mercury emissions 116
2.5.6.1 Primary techniques 116
2.5.6.2 Secondary techniques 116
2.5.7 Techniques for the reduction of other emissions of heavy metals 117
2.5.8 Techniques for the reduction of emissions of organic carbon compounds 117
2.5.8.1 Adsorption on activated carbon reagents in an entrained flow system 118
2.5.8.2 SCR systems 118
2.5.8.3 Catalytic bag filters 118
2.5.8.4 Re-burn of carbon adsorbents 119
2.5.8.5 Use of carbon impregnated plastics for PCDD/F adsorption 119
2.5.8.6 Static bed filters 120
2.5.8.7 Rapid quenching of flue-gases 120
2.5.9 Reduction of greenhouse gases (CO_2, N_2O) 121
2.5.9.1 Prevention of nitrous oxide emissions 121
2.5.10 Overview of flue-gas treatments applied at hazardous waste incinerators 121
2.5.11 Flue-gas treatment for sludge incinerators 122
2.6 Waste water treatment and control techniques 123
2.6.1 Potential sources of waste water 123
2.6.2 Basic design principles for waste water control 124
2.6.3 Influence of flue-gas treatment systems on waste water 125
2.6.4 Processing of waste water from wet flue-gas treatment systems 126
2.6.4.1 Physico-chemical treatment 126
2.6.4.2 Application of sulphides 127
2.6.4.3 Application of membrane technology 128
2.6.4.4 Stripping of ammonia 128
2.6.4.5 Separate treatment of waste water from the first and the last steps of the scrubber system 128
2.6.4.6 Anaerobic biological treatment (conversion of sulphates into elementary sulphur) 129
2.6.4.7 Evaporation systems for process waste water 129

2.6.4.7.1 Inline-Verdampfung 129
2.6.4.7.2 Getrennte Verdampfung 130
2.6.4.8 Beispiel eines Salzsäure erzeugenden Verfahrens mit nachgeschalteter Reinigung 131
2.6.5 Abwasserbehandlung in Sonderabfallverbrennungsanlagen 131
2.7 Behandlungs- und Minderungsverfahren für feste Abfälle 133
2.7.1 Arten fester Abfälle 133
2.7.2 Behandlung und Verwertung fester Abfälle 135
2.7.3 Behandlung von Abgasbehandlungs-abfällen 136
2.7.3.1 Verfestigung und chemische Stabilisierung von Abgasbehandlungsabfällen 136
2.7.3.2 Thermische Behandlung von Abgasbehandlungsabfällen 136
2.7.3.3 Extraktion und Trennung von Abgasbehandlungsabfällen 137
2.7.3.4 Chemische Stabilisierung von Abgasbehandlungsabfällen 138
2.7.3.5 Andere Methoden zur Behandlung von Abgasbehandlungsabfällen 138
2.8 Überwachungs- und Steuerungsrechniken 138
2.8.1 Feuerungsregelungssysteme 138
2.8.2 Überblick über angewendete Emissionsüberwachung 139
2.8.3 Erfahrungen mit der kontinuierlichen Messung von Dioxinemissionen 140
2.8.4 Erfahrungen bei der kontinuierlichen Messung von Quecksilberemissionen 141
2.8.5 Überblick über Sicherheitseinrichtungen und Sicherheitsmaßnahmen 142

3 EMISSIONEN UND VERBRÄUCHE 143
3.1 Einführung 143
3.1.1 Stoffliche Zusammensetzung bei der Abfallverbrennung 144
3.1.2 Beispielhafte Dioxinbilanzen von Siedlungsabfallverbrennungsanlagen 146
3.1.3 Zusammensetzung des unbehandelten Abgases in Abfallverbrennungsanlagen 147
3.1.4 Emissionen klimarelevanter Gase 149
3.2 Luftemissionen 150
3.2.1 Stoffe bei den Luftemissionen 150
3.2.2 Siedlungsabfallverbrennungsanlagen 156
3.2.2.1 Datenzusammenstellung zu Luftemissionen aus Siedlungsabfallverbrennungsanlagen 156
3.2.2.2 Daten der europäischen Luftemissionserhebung für Siedlungsabfallverbrennungsanlagen 157
3.2.2.3 Emissionen von Wirbelschichtverbrennungs-anlagen in die Luft 162
3.2.3 Sonderabfallverbrennungsanlagen 162
3.2.3.1 Zusammengefasste Daten der Luftemissionen von Sonderabfallverbrennungsanlagen 162
3.2.3.2 Daten der europäischen Luftemissionserhe-bung für Sonderabfallverbrennungsanlagen ... 163
3.3 Emissionen ins Wasser 174
3.3.1 Abwassermenge aus der

2.6.4.7.1 In-line evaporation 129
2.6.4.7.2 Separate evaporation 130
2.6.4.8 Example of process producing hydrochloric acid with downstream cleaning 131
2.6.5 Waste water treatment at hazardous waste incinerators 131
2.7 Solid residue treatment and control techniques 133
2.7.1 Types of solid residues 133
2.7.2 Treatment and re-cycling of solid residues 135
2.7.3 Treatments applied to Flue-gas treatment residues 136
2.7.3.1 Solidification and chemical stabilisation of FGT residues 136
2.7.3.2 Thermal treatment of FGT residues .....
2.7.3.3 Extraction and separation of FGT residues .....
2.7.3.4 Chemical stabilisation of FGT residues .....
2.7.3.5 Other methods or practices for FGT residues .....
2.8 Monitoring and control techniques 138
2.8.1 Incineration control systems 138
2.8.2 Overview of emissions monitoring carried out 139
2.8.3 Experiences with continuous sampling of dioxin emissions 140
2.8.4 Experiences with continuous measurement of mercury emissions 141
2.8.5 Overview of safety devices and measures 142

3 EMISSIONS AND CONSUMPTIONS 143
3.1 Introduction 143
3.1.1 Substance partitioning in waste incineration 144
3.1.2 Examples of the dioxin balance for MSWI 146
3.1.3 Composition of crude flue-gas in waste incineration plants 147
3.1.4 Emissions of gases relevant to climate change 149
3.2 Emissions to air 150
3.2.1 Substances emitted to air 150
3.2.2 Municipal waste incineration plants 156
3.2.2.1 Summary data for emissions to air from MSWI 156
3.2.2.2 European air emissions survey data for MSWI 157
3.2.2.3 Emissions to air from fluidised bed incinerators 162
3.2.3 Hazardous waste incineration plants 162
3.2.3.1 Summary data of the emissions to air from HWI 162
3.2.3.2 European air emissions survey data for HWI 163
3.3 Emissions to water 174
3.3.1 Volumes of waste water arising from

Abgasbehandlung 174
3.3.2 Andere mögliche Abwasserquellen von Abfallverbrennungsanlagen 175
3.3.3 Anlagen ohne Prozesswasser-emissionen 175
3.3.4 Anlagen mit chemisch-physikalischer Abwasserbehandlung 175
3.3.5 Sonderabfallverbrennungsanlagen – Daten der europäischen Erhebung 179
3.3.5.1 Allgemeiner Überblick über Abwasseremissionen europäischer Sonderabfallverbrennungsanlagen 179
3.3.5.2 Überblick zu Abwasseremissionsparametern europäischer Sonderabfallverbrennungsanlagen 180
3.4 Feste Abfälle 186
3.4.1 Massenströme fester Abfälle in Sonderabfallverbrennungsanlagen 186
3.4.2 Zusammensetzung und Auslaugbarkeit der Ofenasche 187
3.5 Energieverbrauch und Energieerzeugung 192
3.5.1 Berechnung des energetischen Wirkungs-grades für Abfallverbrennungsanlagen 193
3.5.2 Berechnung des Heizwertes des Abfalls 193
3.5.3 Äquivalenzfaktoren 194
3.5.4 Daten zur Energienutzung aus Abfall 194
3.5.4.1 Daten zur Stromerzeugung 195
3.5.4.2 Daten zur Wärmenutzung 196
3.5.4.3 Daten zur Kraftwärmekopplung 197
3.5.4.4 Kesselwirkungsgrade 197
3.5.5 Daten zum Eigenenergieverbrauch 198
3.5.6 Vergleichsdaten zu Eigenenergieverbrauch und Energieerzeugung der Anlagen 199
3.6 Lärm 201
3.7 Hilfsstoffe für den Anlagenbetrieb 202
3.7.1 Wasser 202
3.7.2 Weitere Hilfsstoffe für den Anlagenbetrieb 203
3.7.2.1 Neutralisationsmittel 203
3.7.2.2 Stoffe zur NO_X-Minderung 203
3.7.2.3 Schweröl und Erdgas 204
3.7.2.4 Erhebungsdaten zu Sonderabfallverbrennungsanlagen 204

4 BEI DER BESTIMMUNG DER BVT ZU BERÜCKSICHTIGENDE TECHNIKEN 205
4.1 Allgemeine Arbeitsschritte vor der thermischen Behandlung 207
4.1.1 Eignung des Prozessauslegung für die angenommenen Abfälle 207
4.1.2 Allgemeine Maßnahmen der Guten Betriebsführung 208
4.1.3 Qualitätskontrolle der angelieferten Abfälle 208
4.1.3.1 Festlegung von Annahmebegrenzungen für die Anlage und Ermittlung von Schlüsselrisiken 208
4.1.3.2 Kommunikation mit Abfalllieferanten zur Verbesserung der Qualitätskontrolle bei der Abfallanlieferung 210
4.1.3.3 Kontrolle der Abfallaufgabequalität auf dem Gelände der Verbrennungsanlage 211

flue-gas treatment 174
3.3.2 Other potential sources of waste water from waste incineration plants 175
3.3.3 Installations free of process water releases 175
3.3.4 Plants with physico–chemical waste water treatment 175
3.3.5 Hazardous waste incineration plants - European survey data 179
3.3.5.1 General overview of emissions to water from European HWI 179
3.3.5.2 Overview by parameter of emissions to water from European HWI 180
3.4 Solid residues 186
3.4.1 Mass streams of solid residues in MSWI 186
3.4.2 Bottom ash composition and leachability 187
3.5 Energy consumption and production 192
3.5.1 Energy efficiency calculation for waste incineration installations 193
3.5.2 Waste net calorific value calculation 193
3.5.3 Equivalence factors 194
3.5.4 Data on the recovery of energy from waste 194
3.5.4.1 Electricity recovery data 195
3.5.4.2 Heat recovery data 196
3.5.4.3 Combined heat and power data 197
3.5.4.4 Boiler conversion efficiency data 197
3.5.5 Data on the consumption of energy by the process 198
3.5.6 Data comparing energy required by, and output from, the installation 199
3.6 Noise 201
3.7 Other operating resources 202
3.7.1 Water 202
3.7.2 Other operating resources 203
3.7.2.1 Neutralisers 203
3.7.2.2 NO_X removal agents 203
3.7.2.3 Fuel oil and natural gas 204
3.7.2.4 Merchant hazardous waste incinerator plant survey data 204

4 TECHNIQUES TO CONSIDER IN THE DETERMINATION OF BAT 205
4.1 General practices applied before the thermal treatment stage 207
4.1.1 Suitability of process design for the waste(s) received 207
4.1.2 General housekeeping measures 208
4.1.3 Quality control of incoming wastes 208
4.1.3.1 Establishing installation input limitations and identifying key risks 208
4.1.3.2 Communication with waste suppliers to improve incoming waste quality control 208
4.1.3.3 Controlling waste feed quality on the incinerator site 211

4.1.3.4 Überprüfung, Probenahme und Untersuchung angelieferter Abfälle 212
4.1.3.5 Detektoren für radioaktives Material 214
4.1.4 Abfalllagerung..... 215
4.1.4.1 Versiegelte Oberflächen, kontrollierte Drainage und Wetterfestigkeit 215
4.1.4.2 Management der Lagerzeiten..... 217
4.1.4.3 Ballierung oder anderer Verschluss fester Abfälle 218
4.1.4.4 Absaugung von Verbrennungsluft aus Lagerbereichen zur Minderung von Geruchs-, Staub- und diffusen Emissionen 219
4.1.4.5 Getrennthaltung von Abfallarten zur Gewährleistung einer sicheren Behandlung ... 221
4.1.4.6 Individuelle Kennzeichnung verpackter Abfallchargen..... 222
4.1.4.7 Einsatz automatischer Brandmelde- und Feuerlöscheinrichtungen..... 223
4.1.5 Vorbehandlung des angelieferten Abfalls .. 224
4.1.5.1 Vorbehandlung und Vermischung von Abfällen 224
4.1.5.2 Das Schreddern von gemischtem Siedlungsabfall 227
4.1.5.3 Das Schreddern von in Fässern oder verpackt angelieferten gefährlichen Abfällen 228
4.1.5.4 Überwachungssystem zur Vergleichmäßigung der Aufgabe fester gefährlicher Abfälle 229
4.1.5.5 Die Entfernung verwertbarer Metalle vor der Verbrennung..... 231
4.1.5.6 Vorbehandlung und gezielte Verbrennungsvorbereitung von festem Abfall 232
4.1.6 Abfalltransfer und Abfallbeschickung..... 233
4.1.6.1 Anordnung und Sichtverhältnisse des Kranführer..... 233
4.1.6.2 Lagerraum für Objekte die aus dem Abfall entfernt wurden..... 233
4.1.6.3 Direktaufgabe von flüssigem und gasförmigem gefährlichem Abfall in Drehrohröfen..... 233
4.1.6.4 Verminderung von Gaseintritt in die Brennkammer während der Aufgabe 234
4.2 Thermische Verarbeitung..... 235
4.2.1 Auswahl der Verbrennungstechnik..... 235
4.2.2 Verwendung von Gasstrom-modellierungen..... 240
4.2.3 Besonderheiten der Brennkammergestaltung 241
4.2.4 Auslegung zur Erhöhung der Turbulenzen in der Sekundärbrennkammer 243
4.2.5 Verwendung eines kontinuierlichen anstatt eines chargenweisen Betriebs..... 244
4.2.6 Auswahl und Verwendung geeigneter Verfahren und Parameter zur Feuerungsregelung..... 245
4.2.7 Einsatz von Infrarotkameras zur Beobachtung und Steuerung der Verbrennung 247
4.2.8 Optimierung der Stöchiometrie der Luftzufuhr 249
4.2.9 Optimierung der Primärluftversorgung

4.1.3.4 Checking, sampling and testing incoming wastes ····· 212
4.1.3.5 Detectors for radioactive materials ····· 214
4.1.4 Waste storage ····· 215
4.1.4.1 Sealed surfaces, controlled drainage and weatherproofing ····· 215
4.1.4.2 Management of storage times ····· 217
4.1.4.3 Baling or other containment of solid waste ····· 218
4.1.4.4 Extraction of incineration air from storage areas for odour, dust and fugitive release control ····· 219
4.1.4.5 Segregation of waste types for safe processing ····· 221
4.1.4.6 Individual labelling of contained waste loads ····· 222
4.1.4.7 The use of fire detection and control systems ····· 223
4.1.5 Pretreatment of incoming waste ····· 224
4.1.5.1 Pretreatment and mixing of wastes ····· 224
4.1.5.2 Shredding of mixed municipal wastes ····· 227
4.1.5.3 Shredding of drummed and packaged hazardous wastes ····· 228
4.1.5.4 Feed equalising control system for solid hazardous wastes ····· 229
4.1.5.5 Pre-combustion removal of recyclable metals ····· 231
4.1.5.6 Pretreatment and targeted preparation of solid waste for combustion ····· 232
4.1.6 Waste transfer and loading ····· 233
4.1.6.1 Positioning and view of operator ····· 233
4.1.6.2 Provision of storage space for items removed from the waste ····· 233
4.1.6.3 Direct injection of liquid and gaseous hazardous wastes in rotary kilns ····· 233
4.1.6.4 Reduction of air ingress into the combustion chamber during loading ····· 234
4.2 Thermal processing ····· 235
4.2.1 Combustion technology selection ····· 235
4.2.2 Use of flow modelling ····· 240
4.2.3 Combustion chamber design features ····· 241
4.2.4 Design to increase turbulence in the secondary combustion chamber ····· 243
4.2.5 Use of continuous rather than batch operation ····· 244
4.2.6 Selection and use of suitable combustion control systems and parameters ····· 245
4.2.7 Use of infrared cameras for combustion monitoring and control ····· 247
4.2.8 Optimisation of air supply stoichiometry ····· 249
4.2.9 Primary air supply optimisation and

	und -verteilung	**250**		distribution 250
4.2.10	**Vorwärmung der Primär- und Sekundärluft**	**252**	4.2.10	Preheating of primary and secondary air 252
4.2.11	**Eindüsung, Optimierung und Verteilung von Sekundärluft**	**253**	4.2.11	Secondary air injection, optimisation and distribution 253
4.2.12	**Teilweiser Ersatz der Sekundärluft durch wieder zugeführtes Abgas**	**254**	4.2.12	Replacement of part of the secondary air with re-circulated flue-gas 254
4.2.13	**Verwendung von sauerstoffangereicherter Luft**	**256**	4.2.13	Application of oxygen enriched air 256
4.2.14	**Rostkühlung**	**258**	4.2.14	Cooling of grates 258
4.2.15	**Wasserkühlung bei Drehrohröfen**	**260**	4.2.15	Water cooling of rotary kilns 260
4.2.16	**Hochtemperaturverbrennung (Versinterung)**	**261**	4.2.16	Higher temperature incineration (slagging) 261
4.2.17	**Verbesserte Umwälzung und Verweilzeit des Abfalls im Ofen**	**263**	4.2.17	Increased agitation and residence time of the waste in the furnace 263
4.2.18	**Anpassung des Durchsatzes zur Erzielung guter Ausbrand- und Verbrennungsbedingungen**	**265**	4.2.18	Adjustment of throughput to maintain good burnout and combustion conditions 265
4.2.19	**Optimierung der Sauerstoffkonzentration und der Temperatur, Turbulenz und Verweilzeit von Gasen in der Verbrennungszone**	**266**	4.2.19	Optimisation of time, temperature, turbulence of gases in the combustion zone, and oxygen concentrations 266
4.2.20	**Einsatz automatischer Zusatzbrenner**	**269**	4.2.20	Use of automatically operated auxiliary burners 269
4.2.21	**Verminderung des Anteils an Rostdurchfall und/oder Rückführung abgekühlten Rostdurchfalls in die Brennkammer**	**270**	4.2.21	Reduction of grate riddling rate and/or return of cooled riddlings to the combustion chamber 270
4.2.22	**Schutz der Membranwände des Ofens und des ersten Kesselzugs durch feuerbeständige oder andere Materialien**	**272**	4.2.22	Protection of furnace membrane walls and boiler first pass with refractory or other materials 272
4.2.23	**Einsatz niedriger Gasgeschwindigkeiten im Ofen und leerer Kesselzüge vor der Konvektionszone des Kessels**	**274**	4.2.23	Use of low gas velocities in the furnace and the inclusion of empty passes before the boiler convection section 274
4.2.24	**Bestimmung des Abfallheizwertes und Nutzung als Parameter zur Verbrennungssteuerung**	**275**	4.2.24	Determination of calorific value of the waste and its use as a combustion control parameter 275
4.2.25	**NO_X-arme Brenner für flüssige Abfälle**	**276**	4.2.25	Low-NO_X burners for liquid wastes 276
4.2.26	**Wirbelschichtvergasung**	**276**	4.2.26	Fluidised bed gasification 276
4.2.27	**Hochtemperaturverbrennung von Schwelgas mit integrierter Aschenschmelze**	**279**	4.2.27	High temperature combustion of gasification syngas with ash melting 279
4.3	**Energienutzung**	**281**	4.3	Energy recovery 281
4.3.1	**Optimierung der Gesamtenergieeffizienz und der Energienutzung**	**281**	4.3.1	Optimisation of overall energy efficiency and energy recovery 281
4.3.2	**Verminderung von Energieverlusten: Abgasverluste**	**288**	4.3.2	Energy loss reduction: flue-gas losses 288
4.3.3	**Erhöhung des Abfallausbrandes**	**290**	4.3.3	Increasing burnout of the waste 290
4.3.4	**Verminderung des Luftüberschusses**	**290**	4.3.4	Reducing excess air volumes 290
4.3.5	**Andere Massnahmen zur Verringerung der Energieverluste**	**291**	4.3.5	Other energy loss reduction measures 291
4.3.6	**Senkung des Energieverbrauchs des gesamten Verbrennungsprozesses**	**292**	4.3.6	Reduction of overall process energy consumption 292
4.3.7	**Auswahl der Turbine**	**294**	4.3.7	Selection of turbine 294
4.3.8	**Erhöhte Dampfparameter und Einsatz spezieller Materialien zur Minderung der Kesselkorrosion**	**296**	4.3.8	Increased steam parameters and application of special materials to decrease corrosion in boilers 296
4.3.9	**Verminderung des Kondensatordrucks (d.h. verbessertes Vakuum)**	**299**	4.3.9	Reduction of condenser pressure (i.e. improve vacuum) 299
4.3.10	**Auswahl des Kühlsystems**	**301**	4.3.10	Selection of cooling system 301
4.3.11	**Optimierung der Kesselbauweise**	**302**	4.3.11	Optimisation of boiler architecture 302
4.3.12	**Einsatz eines integrierten Brennkammerkessels**	**304**	4.3.12	Use of an integral furnace - boiler 304
4.3.13	**Einsatz von Wasserrohrwänden im ersten**		4.3.13	Use of water walls in the first

	(leeren) Kesselzug	**305**	(empty) pass	305
4.3.14	**Einsatz eines Plattenüberhitzers**	**305**	4.3.14 Use of a platten type superheater	305
4.3.15	**Minderung der Abgastemperatur nach dem Kessel**	**306**	4.3.15 Reduction of flue-gas temperatures after the boiler	306
4.3.16	**Einsatz von Abgas-Kondensationswäschern**	**308**	4.3.16 Use of flue-gas condensation scrubbers	308
4.3.17	**Einsatz von Wärmepumpen zur Wärmenutzung**	**309**	4.3.17 Use of heat pumps to increase heat recovery	309
4.3.18	**Spezielle Abstimmung des Wasser/Dampf-Kreislaufs mit externen Kraftwerken**	**311**	4.3.18 Special configurations of the water/ steam cycle with external power plants	311
4.3.19	**Effiziente Reinigung der Wärmetauscherbündel**	**313**	4.3.19 Efficient cleaning of the convection bundles	313
4.4	**Abgasbehandlung**	**315**	4.4 Flue-gas treatment	315
4.4.1	**Bei der Auswahl von Abgasbehandlungsanlagen zu berücksichtigende Faktoren**	**315**	4.4.1 Factors to consider when selecting flue-gas treatment systems	315
4.4.1.1	**Allgemeine Faktoren**	**315**	4.4.1.1 General factors	315
4.4.1.2	**Energieoptimierung**	**316**	4.4.1.2 Energy optimisation	316
4.4.1.3	**Umfassende Optimierung und der "Gesamtverfahren-"Ansatz**	**316**	4.4.1.3 Overall optimisation and the “whole system” approach	316
4.4.1.4	**Auswahl der Abgasbehandlungstechnik für bestehende oder neue Anlagen**	**316**	4.4.1.4 Technique selection for existing or new installations	316
4.4.2	**Verminderung der Staubemissionen**	**317**	4.4.2 Reduction of dust emissions	317
4.4.2.1	**Einsatz einer Vorentstaubung vor weiterer Abgasbehandlung**	**317**	4.4.2.1 Application of a pre-dedusting stage before other flue-gas treatments	317
4.4.2.2	**Verwendung einer zusätzlichen Abgas-Endreinigungsstufe**	**321**	4.4.2.2 Application of an additional flue-gas polishing system	321
4.4.2.3	**Verwendung eines doppelten Gewebefilters**	**324**	4.4.2.3 Application of double bag filtration	324
4.4.2.4	**Auswahl des Gewebefiltermaterials**	**326**	4.4.2.4 Selection of bag filter materials	326
4.4.3	**Verminderung der Emission saurer Gase**	**328**	4.4.3 Reduction of acid gas emissions	328
4.4.3.1	**Nasswäscher**	**328**	4.4.3.1 Wet scrubbing systems	328
4.4.3.2	**Quasi-trockene Wäscher**	**332**	4.4.3.2 Semi-wet scrubbing systems	323
4.4.3.3	**Zwischengeschaltete Verfahren, die etwas Wasser zuführen und Rückstände im Kreislauf führen (schnelle trockenene Anlagen)**	**336**	4.4.3.3 Intermediate systems with some water addition and residue recirculation (flash dry systems)	336
4.4.3.4	**Trockene Abgasbehandlungsverfahren**	**339**	4.4.3.4 Dry FGT systems	
4.4.3.5	**Auswahl alkalischer Reaktionsmittel**	**342**	4.4.3.5 Selection of alkaline reagent	342
4.4.3.6	**Zusätzlicher Einsatz eines Nasswäschers zur Abgasendreinigung nach anderen Abgasreinigungsverfahren**	**344**	4.4.3.6 Addition of wet scrubbing as a flue-gas polishing system after other FGT processes	344
4.4.3.7	**Kreislaufführung von Abgasreinigungsrückständen im Abgasreinigungsverfahren**	**345**	4.4.3.7 Recirculation of FGT residues in the FGT system	345
4.4.3.8	**Direkte Zugabe alkalischer Reaktionsmittel zum Abfall (direkte Entschwefelung)**	**347**	4.4.3.8 Direct addition of alkaline reagents to the waste (direct desulphurisation)	347
4.4.3.9	**Einsatz einer Überwachung saurer Gase zur Optimierung des Abgasreinigungsverfahrens**	**348**	4.4.3.9 Use of acid gas monitoring for FGT process optimisation	348
4.4.4	**Verminderung der Stickstoffoxidemissionen**	**349**	4.4.4 Reduction in the emissions of nitrogen oxides	349
4.4.4.1	**Selektive katalytische Reduktion (SCR)**	**349**	4.4.4.1 Selective catalytic reduction (SCR)	349
4.4.4.2	**Selektive nicht-katalytische Reduktion (SNCR)**	**355**	4.4.4.2 Selective non-catalytic reduction (SNCR)	355
4.4.4.3	**Optimierung der Auswahl der Reaktionsmittel für die SNCR-Stickstoffoxidminderung**	**359**	4.4.4.3 Optimisation of reagent selection for SNCR NO_X reduction	359
4.4.4.4	**Ersatz von Sekundärluft durch im Kreislauf geführtes Abgas**	**360**	4.4.4.4 Replacement of secondary air with re-circulated flue-gas	360
4.4.5	**Verminderung der PCDD/F-Emissionen**	**360**	4.4.5 Reduction of PCDD/F emissions	360
4.4.5.1	**Primärtechniken zur Vermeidung der**		4.4.5.1 Primary techniques for prevention of	

Bildung von PCDD/F 361
4.4.5.2 Vermeidung der Neubildung von PCDD/F in der Abgasreinigungsanlage 361
4.4.5.3 Zerstörung von polychlorierten PCDD/F durch selektive katalytische Reduktion (SCR) 363
4.4.5.4 Der Abbau von PCDD/F durch katalysierende Gewebefilter 365
4.4.5.5 Der PCDD/F-Zerstörung durch Rückführung von Adsorbens in die Verbrennung 367
4.4.5.6 Adsorption von PCDD/F durch Zugabe von Aktivkohle oder anderen Reaktionsmitteln 368
4.4.5.7 Die Adsorption von PCDD/F in Festbettfiltern 369
4.4.5.8 Einsatz von mit Kohlenstoff imprägniertem Material zur PCDD/F-Adsorption in Nasswäschern 372
4.4.5.9 Einsatz von Aktivkohleschlämmen in Nasswäschern 373
4.4.6 Minderung der Quecksilberemissionen 374
4.4.6.1 Nasse Wäscher mit niedrigem pH-Wert und Zugabe von Additiven 374
4.4.6.2 Aktivkohleeindüsung zur Queckilberadsorption 376
4.4.6.3 Einsatz kondensierender Wäscher zur Abgasendreinigung 378
4.4.6.4 Quecksilberabscheidung durch einen Harzfilter 380
4.4.6.5 Chloriteindüsung zur Minderung von elementarem Quecksilber 380
4.4.6.6 Zugabe von Wasserstoffperoxid im Nasswäscher 381
4.4.6.7 Verwendung stationärer Aktivkohle- oder Koksfilter 382
4.4.7 Andere Techniken und Stoffe 382
4.4.7.1 Verwendung spezieller Reaktionsmittel zur Jod- und Bromminderung 382
4.5 Behandlung und Überwachung von Abwasser 384
4.5.1 Allgemein 384
4.5.2 Anwendung optimaler Verbrennungstechnik 384
4.5.3 Anwendung abwasserfreier Abgasreinigungstechnologie 384
4.5.4 Kreislaufführung von verschmutztem Abwasser in nassen Abgasreinigungsanlagen . 386
4.5.5 Zusätzliche Kühlung der Wasserzufuhr des nassen Abgasreinigungsverfahrens 386
4.5.6 Einsatz des abgelassenen Kesselwassers zur Wasserversorgung des Wäschers 387
4.5.7 Behandlung von Laborabwasser im Wäscher 387
4.5.8 Kreislaufführung flüssiger Abwässer an Stelle ihrer Ableitung 388
4.5.9 Getrennte Ableitung von Regenwasser von Dächern und anderen sauberen Flächen 389
4.5.10 Bereitstellung von Lager-/Puffer-kapazitäten für Abwasser 390
4.5.11 Chemische-physikalische Behandlung von Abwasser aus Nasswäschern und anderem kontaminierten

PCDD/F 361
4.4.5.2 Prevention of reformation of PCDD/F in the FGT system 361
4.4.5.3 Destruction of PCDD/F using Selective Catalytic Reduction (SCR) 363
4.4.5.4 Destruction of PCDD/F using catalytic filter bags 365
4.4.5.5 Destruction of PCDD/F by re-burn of adsorbents 367
4.4.5.6 Adsorption of PCDD/F by activated carbon injection or other reagents 368
4.4.5.7 Adsorption of PCDD/F in static beds 369
4.4.5.8 Use of carbon impregnated materials for PCDD/F adsorption in wet scrubbers 372
4.4.5.9 Use of carbon slurries in wet scrubbers 373
4.4.6 Reduction of mercury emissions 374
4.4.6.1 Low pH wet scrubbing and additive addition 374
4.4.6.2 Activated carbon injection for Hg adsorption 376
4.4.6.3 Use of condensing scrubbers for flue-gas polishing 378
4.4.6.4 Separation of mercury using a resin filter 380
4.4.6.5 Chlorite injection for elemental Hg control 380
4.4.6.6 Addition of hydrogen peroxide to wet scrubbers 381
4.4.6.7 Use of static activated carbon or coke filters .....
4.4.7 Other techniques and substances 382
4.4.7.1 Use of specific reagents for iodine and bromine reduction 382
4.5 Waste water treatment and control 384
4.5.1 General 384
4.5.2 Application of optimal incineration technology 384
4.5.3 Application of waste water free gas cleaning technology 384
4.5.4 Re-circulation of polluted waste water in wet gas cleaning systems 386
4.5.5 Additional cooling of feed water of wet gas cleaning systems 386
4.5.6 Use of boiler drain water as a water supply for scrubbers 387
4.5.7 Treatment of laboratory waste water in the scrubber 388
4.5.8 Re-circulation of effluents to the process in place of their discharge 388
4.5.9 Separate discharge of rainwater from roofs and other clean surfaces 389
4.5.10 Provision of storage/buffering capacity for waste water 390
4.5.11 Application of physico-chemical treatment to wet scrubber effluents and other contaminated waste water from

Anlagenabwasser ... 391
4.5.12 Entfernung von Ammoniak aus Abwasser. 392
4.5.13 Getrennte Behandlung von Abwasser unterschiedlicher Nasswäscherstufen ... 393
4.5.14 Verdampfung des Abwassers aus Nasswäschern während der Verbrennung. 394
4.5.15 Getrennte Verdampfung des Abwassers aus Nasswäschern ... 394
4.5.16 Gewinnung von Salzsäure aus dem Abwasser von Nasswäschern ... 394
4.5.17 Gewinnung von Gips aus Abwasser von Nasswäschern ... 395
4.6 Behandlungstechniken für feste Abfälle ... 397
4.6.1 Verbesserung des Ausbrandes der Ofenasche ... 397
4.6.2 Trennung der Ofenasche von den Abgasbehandlungsabfällen ... 399
4.6.3 Trennung der Entstaubungsstufe von anderen Abgasbehandlungsverfahren ... 400
4.6.4 Abtrennung von Metallen aus der Ofenasche ... 401
4.6.5 Siebung und Zerkleinerung der Ofenasche 402
4.6.6 Ofenaschebehandlung mittels Alterung ... 403
4.6.7 Behandlung von Ofenasche mittels trockener Verfahren ... 405
4.6.8 Behandlung von Ofenasche mittels nasser Behandlungsverfahren ... 408
4.6.9 Behandlung von Ofenasche mittels thermischer Verfahren ... 410
4.6.10 Hochtemperatur-Drehrohrofen (Versinterung) ... 412
4.6.11 Behandlung von Abfällen der Abgasreinigung ... 412
4.6.11.1 Zementverfestigung von Abfällen der Abgasreinigung ... 412
4.6.11.2 Verglasung und Schmelzen von Abgasreinigungsabfällen ... 414
4.6.11.3 Säureextraktion aus Kessel- und Filterasche ... 417
4.6.11.4 Behandlung von Abfällen aus trockenen Abgasbehandlungsverfahren mit Natriumbicarbonat zur Verwertung in der Sodaascheindustrie ... 418
4.6.11.5 Behandlung von Abfällen aus trockenen Abgasbehandlungsverfahren mit Natriumbikarbonat durch hydraulische Bindemittel ... 420
4.7 Lärm ... 421
4.8 Instrumente des Umweltmanagements ... 422
4.9 Bewährte Verfahren im Bereich Öffentlichkeitsarbeit und Kommunikation ... 429

5 BESTE VERFÜGBABRE TECHNIKEN .. 431
5.1 Allgemeine BVT für alle Abfallverbrennungsanlagen ... 434
5.2 Spezielle BVT für die Siedlungsabfallverbrennung ... 450
5.3 Spezielle BVT für die Verbrennung von vorbehandeltem oder vorsortiertem Siedlungsabfall ... 451
5.4 Spezielle BVT für die Verbrennung gefährlicher Abfälle ... 452
5.5 Spezielle BVT für die Verbrennung von

the plant ... 392
4.5.12 Ammonia removal from effluents ... 392
4.5.13 Separate treatment of effluents arising from different wet scrubbing stages ... 393
4.5.14 Evaporation of wet scrubber effluent in the incineration process ... 394
4.5.15 Separate evaporation of wet scrubber effluent ... 394
4.5.16 Recovery of hydrochloric acid from wet scrubber effluents ... 394
4.5.17 Recovery of gypsum from wet scrubber effluent ... 395
4.6 Treatment techniques for solid residues ... 397
4.6.1 Improving the burnout of bottom ash ... 397
4.6.2 Segregation of the bottom ash from flue-gas treatment residues ... 399
4.6.3 Separation of the dust removal stage from other flue-gas treatments ... 400
4.6.4 Bottom ash - separation of metals ... 401
4.6.5 Bottom ash screening and crushing ... 402
4.6.6 Bottom ash treatment using ageing ... 403
4.6.7 Bottom ash treatment using dry treatment systems ... 405
4.6.8 Bottom ash treatment using wet treatment systems ... 408
4.6.9 Bottom ash treatment using thermal systems ... 410
4.6.10 High temperature (slagging) rotary kiln ... 412
4.6.11 FGT residue treatments ... 412
4.6.11.1 Cement solidification of FGT residues ... 412
4.6.11.2 Vitrification and melting of FGT residues ... 414
4.6.11.3 Acid excraction of bottom ash and fly ash ... 417
4.6.11.4 Treatment of FGT residues arising from dry sodium bicarbonate FGT process for use in the soda ash industry ... 418
4.6.11.5 Treatment of FGT residues arising from dry sodium bicarbonate FGT process using hydraulic binders ... 420
4.7 Noise ... 421
4.8 Environmental management tools ... 422
4.9 Good practice for public awareness and communication ... 429

5 BEST AVAILABLE TECHNIQUES ... 431
5.1 Generic BAT for all waste incineration ... 434
5.2 Specific BAT for municipal waste incineration ... 450
5.3 Specific BAT for pretreated or selected municipal waste incineration ... 451
5.4 Specific BAT for hazardous waste incineration ... 452
5.5 Specific BAT for sewage sludge

Klärschlamm **453**
5.6 Spezielle BVT für die Verbrennung von Krankenhausabfällen **453**

6 IN ENTWICKLUNG BEFINDLICHE VERFAHREN 455
6.1 Verwendung von Dampf anstelle von Luft als Sprühmittel in den Brennern der Nachbrennkammer 455
6.2 Wiedererhitzung des Turbinendampfs 455
6.3 Andere Maßnahmen zur Minderung von Dioxinemissionen im Rohgasbereich 456
6.4 Ölwäscher zur Minderung polyhalogenisierter Aromaten und polyaromatisierter Kohlenwasserstoffe in den Abgasen von Abfallverbrennungsanlagen 456
6.5 Verwendung von CO_2 in Abgasen zur Herstellung von Natriumkarbonat 457
6.6 Erhöhte Temperatur der Verbrennung, Verbrennungssteuerung und Sauerstoffzugabe in Rostöfen 458
6.7 Das PECK-Kombinationsverfahren zur Behandlung von Siedlungsabfall 459
6.8 $FeSO_4$–Stabilisierung von Abgasbehandlungsabfällen 463
6.9 CO_2 –Stabilisierung von Abgasbehandlungsabfällen 464
6.10 Überblick über einige andere Verfahren zur Behandlung von Abgasbehandlungsabfällen, die sich in der Entwicklung befinden 465
6.11 Anwendung von Membrantechnologie zur Verwendung in Abwasserbehandlungsanlagen für Nasswäscherabwasser 466
6.12 Kombinierte trockene Abgasbehandlungsverfahren, die Natriumcarbonat + selektive katalytische Reduktion + Wäscher verwenden 466

7 ABSCHLIESSENDE BEMERKUNGEN 471
7.1 Zeitplanung 471
7.2 Informationsquellen und Informationslücken 471
7.3 Grad der erreichten Übereinstimmung 474
7.4 Andere spezielle Anmerkungen und Sachverhalte 474
7.4.1 Anlagen mit niedrigeren betrieblichen Emissionswerten als den als BVT beschlossenen 474
7.4.2 Verständlichkeit der in Tabelle 5.3 dargestellten Auswahlkriterien für Abgasbehandlungsanlagen (BVT 37) 474
7.4.3 Verwendung trockener Abgasbehandlungsanlagen in bestimmten Sonderabfallverbrennungsanlagen (BAT75) 475
7.4.4 Auswirkungen von Energiepreisen und Energiepolitik auf die Energieeffizienz 475
7.4.5 Wettbewerb und regulierende Eingriffe in der Abfallbehandlungsbranche 475
7.4.6 Entwicklung und Umsetzung von Abfallstrategien 476
7.4.7 Märkte und Normen für Ofenasche und andere Rückstände 476
7.4.8 Koordinierte Aufklärung und

incineration 453
5.6 Specific BAT for clinical waste incineration 453

6 EMERGING TECHNIQUES **455**
6.1 Use of steam as a spraying agent in post combustion chamber burners instead of air **455**
6.2 Application involving the reheating of turbine steam **455**
6.3 Other measures in the crude flue-gas area for reducing dioxin emissions **456**
6.4 Oil scrubber for the reduction of polyhalogenated aromatics and polyaromatic hydrocarbons (PAHs) in the flue-gases from incineration plants **456**
6.5 Use of CO_2 in flue-gases for the production of sodium carbonate **457**
6.6 Increased bed temperature, combustion control and oxygen addition in a grate incinerator **458**
6.7 The PECK combination process for MSW treatment **459**
6.8 $FeSO_4$ stabilisation of FGT residues **463**
6.9 CO_2 stabilisation of FGT residues **464**
6.10 Overview of some other emerging FGT residue treatment techniques **465**
6.11 Application of membrane technology for use in waste water treatment plants for wet scrubber effluents **466**
6.12 Combined dry sodium bicarbonate + SCR + scrubber FGT systems **466**

7 CONCLUDING REMARKS **471**
7.1 Timing of the work **471**
7.2 Sources of information and information gaps **471**
7.3 Degree of Consensus reached **474**
7.4 Other specific notes and issues **474**
7.4.1 Existence of installations with operational emission levels below those concluded as BAT **474**
7.4.2 Comprehensiveness of Table 5.3 on selection criteria for FGT systems (BAT 37) **474**
7.4.3 Use of dry FGT systems at certain hazardous waste incinerators (BAT 75) **475**
7.4.4 Impacts of energy pricing and policies on energy efficiency **475**
7.4.5 Competition and regulatory impacts across waste treating industrial sectors **475**
7.4.6 Development and implementation of waste strategies **476**
7.4.7 Markets and standards for bottom ash and other residues **476**
7.4.8 Co-ordinated education and

Darlegung von Auswirkungen auf Gesundheit und Umwelt 477
7.5 Themenvorschläge für zukünftige F&E-Projekte 477

8 REFERENZLITERATUR 479

9 GLOSSAR 483

10 ANHÄNGE 489
10.1 Wirtschaftlicher Überblick über die Siedlungsabfallverbrennung – Information der EU-Mitgliedstaaten 489
10.2 Wirtschaftlicher Überblick – einige technische Aspekte der Siedlungsabfallverbrennung 503
10.2.1 Ableitungs- und Lagerhaltungskosten der Siedlungsabfallverbrennung 505
10.2.2 Kosten der Feuerung und der Kessel der Siedlungsabfallverbrennung 506
10.2.3 Kosten des Wasser-Dampf-Kreislaufs der Siedlungsabfallverbrennung 507
10.2.4 Kosten einiger in der Siedlungsabfallverbrennung verwendeter Abgasbehandlungskombinationen 513
10.2.4.1 Trockene Abgasreinigung 514
10.2.4.2 Absorption und Adsorptionanlagen für die Trennung von HCl, HF and SO_2 516
10.2.4.3 NaOH-Abwäscher 518
10.2.4.4 Sekundäre NO_X-Minderung mittels SCR oder SNCR 519
10.2.4.5 Nachgeschaltete Abgas-endreinigungssysteme 520
10.2.5 Kostenschätzungen für einige komplette Siedlungsabfallverbrennungsanlagen 521
10.2.6 Kosten der Wirbelschichtverbrennung in der Siedlungsabfallverbrennung 526
10.2.7 Kosten für Vergasungs- und Pyrolysesystemen für Siedlungsabfall 528
10.3 Beschreibungen von Bespielanlagen 530
10.3.1 Beispiele für Siedlungsabfallverbrennungsanlagen 531
10.3.1.1 Rostfeuerung mit SCR und Dampfverteilung 531
10.3.1.2 Rostfeuerung mit SCR und Kraftwärmekopplung 536
10.3.1.3 Rostfeuerung mit SCR, Kraftwärmekopplung und Ofenaschebehandlung 542
10.3.1.4 Rostfeuerung mit SNCR zur NO_X-Minderung, kombinierten Doppelfilter und Nasswäscher 546
10.3.1.5 Rostfeuerung mit quasi-trockener Abgas-behandlung, Aktivkohlezugabe, Ofenasche-rückführung, Ofenaschebehandlung und (im Wesentlichen) Stromerzeugung 549
10.3.1.6 Rostfeuerung mit SNCR zur NO_X-Minde-rung, quasi-trockener Abgasbehandlung, Aktivkohlezugabe und hohen Dampfpara-metern (60 bar/380°C) zur Stromerzeugung .. 550
10.3.1.7 Rostfeuerung mit SNCR (NH_3), kalkbasiertem Quasi-trocken-Verfahren, Aktivkohle und Stromerzeugung 551
10.3.1.8 Rostfeuerung mit SNCR (NH_3), kalkbasiertem Quasi-trocken-Verfahren,

demonstration of health/environmental impacts ····· 477
7.5 Suggested topics for future R&D projects ····· 477

8 REFERENCES ····· 479

9 GLOSSARY ····· 483

10 ANNEXES ····· 489
10.1 Economic overview of MSWI - Member State information ····· 489
10.2 Economic overview – some technological aspects of MSWI ····· 503
10.2.1 Discharge and storage costs for MSWI ····· 505
10.2.2 Firing system and boiler costs for MSWI ····· 506
10.2.3 Water-steam cycle costs for MSWI ····· 507
10.2.4 Costs for some flue-gas treatment combinations used in MSWI ····· 513
10.2.4.1 Dry flue-gas cleaning ····· 514
10.2.4.2 Absorption and adsorption plants for the separation of HCl, HF and SO_2 ····· 516
10.2.4.3 NaOH scrubber ····· 518
10.2.4.4 Secondary NO_X reduction using SCR or SNCR ····· 519
10.2.4.5 Post treatment flue-gas polishing systems ·····
10.2.5 Cost estimations for some complete MSWI plants ····· 521
10.2.6 Costs of fluidised bed combustion for MSW ····· 526
10.2.7 Gasification and pyrolysis system costs for MSW ····· 528
10.3 Example installation descriptions ····· 530
10.3.1 Examples of municipal waste incineration ····· 531
10.3.1.1 Grate incinerator with SCR and steam distribution ····· 531
10.3.1.2 Grate incinerator with SCR and CHP ····· 536
10.3.1.3 Grate incinerator with SCR, CHP and bottom ash treatment ····· 542
10.3.1.4 Grate incinerator with SNCR de-NO_X, combined double filtration and wet scrubbing ····· 546
10.3.1.5 Grate incinerator with semi-wet FGT, active carbon injection, ash recirculation, bottom ash treatment and (mainly) electricity generation ····· 549
10.3.1.6 Grate incinerator with SNCR de-NO_X, semi-wet FGT, active carbon injection and high steam parameters (60 bar/380 °C) electricity generation ··· 550
10.3.1.7 Grate incinerator with SNCR (NH_3), semi-wet lime, active carbon and electricity generation ····· 551
10.3.1.8 Grate incinerator with SNCR (NH_3), semi-wet lime, active carbon and

Aktivkohle und Stromerzeugung 552
10.3.2 Beispiele für Sonderabfallverbrennungsanlagen 554
10.3.2.1 Drehrohrofen mit Wärmenutzung, selektiver nicht-katalytischer Reduktion, Elektrofilter, Nasswäscher und stationärem Koksfilter..... 554
10.3.2.2 Drehrohrofen mit SNCR, Elektrofilter, Nasswäscher und stationärem Koksfilter..... 559
10.3.2.3 Drehrohrofen mit SNCR (Harnstoff), Abgasbehandlung mit trockenem Kalk, doppeltem Gewebefilter und Dioxinabsorption 561
10.3.3 Beispiele für Klärschlammverbrennungsanlagen..... 562
10.3.3.1 Stationäre Wirbelschichtverfahren mit Wärmenutzung, SNCR, Elektrofilter, Nasswäscher und stationärem Koksfilter..... 562
10.3.3.2 Stationäre Wirbelschichtverfahren mit Kraftwärmekopplung, selektiver nicht-katalytischer Reduktion, Abgasrückführung, Elektrofilter, Nasswäscher und Gewebefiltern mit Koks-/Calziumcarbonatzugabe 565
10.3.3.3 Stationäre Wirbelschichtanlage mit Kraftwärmekopplung, Elektrofilter und Nasswäscher .. 567
10.3.4 Bespiele für die gemeinsame Verbrennung verschiedener Abfälle 568
10.3.4.1 Anlage mit zirkulierender Wirbelschicht für ausgesuchte/vorbehandelte Abfälle mit Wärmenutzung, trockener und nasser Abgasbehandlung, SCR und Aschebehandlung 568
10.3.4.2 Stationäre Wirbelschichtanlage für ausgewählte gefährliche und nicht-gefährliche Abfälle mit Wärmenutzung, Elektrofilter, Gewebefilter, Nasswäscher und SCR..... 573
10.3.4.3 Wassergekühlte Rostfeuerung mit Kraftwärmekopplung, Zyklonentstaubung, SNCR, hoch staubbelastete selektive katalytische NO_X-Reduktion und trockenem Gewebefilter 577
10.3.4.4 Rostfeuerung zur Verbrennung von Siedlungsabfall, Klärschlamm & Krankenhausabfällen mit SNCR (Harnstoff), trockener Natriumkarbonatabgasbehandlung, Aktivkohlezugabe und Stromerzeugung 580
10.3.4.5 Rostfeuerung zur Verbrennung von Siedlungsabfall und Industrieabfällen mit Elektrofilter, Nasswäscher, Abwasserverdampfung, SCR und Stromerzeugung mittels Hochdruckdampf 582
10.3.4.6 Rostfeuerung zur Verbrennung von Siedlungsabfall, Industrieabfällen, Klärschlamm und Abfällen aus der Abfallsortierung mit SNCR, Elektrofilter, Nasswäscher (Abwasserverdampfung im Verfahren), Gewebefiltern und Kraftwärmekopplung 583
10.3.4.7 Rostfeuerung zur Verbrennung von Siedlungsabfall, Industrie- und Gewerbeabfällen mit SNCR, quasi-trockener Abgasbehandlung und 20 bar 260°C Fernwärmeanschluss..... 585
10.3.4.8 Rostfeuerung zur Verbrennung von Siedlungsabfall, Industrie- und Krankenhausabfällen mit SNCR, trockener Abgasbehandlung und Stromerzeugung..... 587
10.3.4.9 Rostfeuerung zur Verbrennung von

electricity generation ····· 552
10.3.2 Examples of the hazardous wastes installations ····· 554
10.3.2.1 Rotary kiln with heat recovery, SNCR, EP, wet scrubber and static coke filter ····· 554
10.3.2.2 Rotary kiln with SCR, EP, wet scrubber and static carbon filter ····· 559
10.3.2.3 Rotary kiln with SNCR (urea), dry lime FGT, double bag filtration and dioxin absorption ····· 561
10.3.3 Examples of sewage sludge installations ····· 562
10.3.3.1 Bubbling fluidised bed with heat recovery, SNCR, EP, wet scrubbing and static coke filter ····· 562
10.3.3.2 Bubbling FB with CHP, SNCR, flue-gas re-circulation, EP, wet scrubbing and bag filters with coke/calcium carbonate injection ····· 565
10.3.3.3 Bubbling FB Plant with CHP, EP and wet scrubbing ····· 567
10.3.4 Examples of combined incineration of various wastes ····· 568
10.3.4.1 Circulating FB for selected/pretreated wastes with heat recovery, dry and wet FGT, SCR and ash treatment ····· 568
10.3.4.2 Fluidized bed plant for selected hazardous and non-hazardous wastes with heat recovery, EP, fabric filter, wet scrubber and SCR ····· 573
10.3.4.3 Water cooled grate furnace with CHP, cyclone de-dusting, SNCR and high dust SCR de-NO_X, and dry fabric filter ····· 577
10.3.4.4 Grate incinerator treating MSW, SS & CW with SNCR (urea), dry Na bicarbonate FGT, activated C injection and electricity generation ····· 580
10.3.4.5 Grate incinerator treating MSW and industrial waste with EP, wet scrubbing, effluent evaporation, SCR and high pressure steam electricity generation ····· 582
10.3.4.6 Grate incinerator treating MW, IW, SS and waste sorting refuse with SNCR, EP, wet scrubbing (on-line evaporation of effluent), bag filters and CHP ····· 583
10.3.4.7 Grate incinerator treating MSW, industrial and commercial waste with SNCR and semi-wet FGT and 20 bar 260 °C to district heating network ····· 585
10.3.4.8 Grate incinerator treating MSW, IW and clinical waste with SNCR, dry FGT and electricity generation ····· 587
10.3.4.9 Grate incinerator treating

Siedlungsabfall, Abfällen aus der Abfallsortierung und Klärschlämmen mit SNCR, trockener Abgasbehandlung und Wärmelieferung an ein Fernwärmenetz und das lokale Stromkraftwerk 588
10.4 Energiebilanz-Berechnungsmethoden und Beispielrechnung 590
10.4.1 Allgemeine Begriffserklärungen und Systemgrenzen der Energiebilanzberechnungen 590
10.4.2 Beispiel der von der Energieuntergruppe verwendeten Heizwertberechnung 591
10.4.3 Grundlegende Betriebsdaten für drei Beispiele der Energiebilanzierungsrechnung 592
10.4.4 Energiebilanzierungsformeln mit grundlegenden Betriebsdaten für drei beispielhafte Energiebilanzberechnungen 595
10.4.5 Gleichungen zur Berechnung der Anlageneffizienz (Pl ef) 599
10.5 Beispiel einer auf mehreren Kriterien basierenden Bewertung (Multi-Criteria Assessment), das zur Auswahl von Abgasbehandlungsverfahren verwendet wird 601

MSW, waste sorting residues and sludges with SNCR, dry FGT and heat supply to DH and local electricity plant ····· 588
10.4 Energy calculation methodology and example calculation ····· 590
10.4.1 General explanations of terms and system boundary of the energy calculation ····· 590
10.4.2 Example of NCV calculation used by energy sub-group ····· 591
10.4.3 Basic operational data for three examples of the energy calculation ····· 592
10.4.4 Energy calculation formulas with basic operational data for three examples of the energy calculation ····· 595
10.4.5 Equations to calculate the plant efficiency (Pl ef) ····· 599
10.5 Example of a multi-criteria assessment used for the selection of FGT systems ····· 601

List of figures

Figure 1.1: Municipal waste incineration capacity per capita 5
Figure 1.2: Bottom ash recycled and deposited from MSWI in 1999.....11
Figure 1.3: Energy production by municipal waste incinerators in Europe (1999) 12
Figure 2.1: Example layout of a municipal solid waste incineration plant 19
Figure 2.2: Example of some hazardous waste pretreatment systems used at some merchant HWI.....28
Figure 2.3: Grate, furnace and heat recovery stages of an example municipal waste incineration plant....35
Figure 2.4: Different grate types 37
Figure 2.5: Example of a type of ash remover used at a grate incinerator 39
Figure 2.6: Example of an incineration chamber 40
Figure 2.7: Various furnace designs with differing direction of the flue-gas and waste flow.....41
Figure 2.8: Examples of the stages of a clinical waste loading systems used at a municipal waste incinerator 43
Figure 2.9: Schematic of a rotary kiln incineration system 44
Figure 2.10: Drum-type kiln with post-combustion chamber.....45
Figure 2.11: Example of a drum-type kiln plant for hazardous waste incineration.....47
Figure 2.12: Schematic diagram showing pretreatment of MSW prior to fluidised bed combustion.....48
Figure 2.13: Main components of a stationary/bubbling fluidised bed.....49
Figure 2.14: Main components of a circulating fluidised bed 51
Figure 2.15: Representation of a packed bed and current flow gasifier 54
Figure 2.16: Slag bath gasifier 55
Figure 2.17: Fluidised bed gasifier with high temperature slagging furnace 56
Figure 2.18: Structure of a pyrolysis plant for municipal waste treatment.....57
Figure 2.19: Process scheme of ATM's 'pyrolysis'-unit.....59
Figure 2.20: Energy balance and weight assessment of the ConTherm plant 60
Figure 2.21: Pyrolysis on a grate with directly connected high-temperature incineration.....62
Figure 2.22: The RCP process 62
Figure 2.23: Example of a clinical waste pyrolysis-incineration plant, ZAVIN, Netherlands.....64
Figure 2.24: Schematic diagram of a push pyrolyser (example shown operated by Thermoselect).....65
Figure 2.25:Combined fluidised bed gasification and high temperature combustion process 66
Figure 2.26: Principle function of a multiple hearth furnace.....68
Figure 2.27: Example of a sewage sludge incineration plant with a multiple hearth furnace 69
Figure 2.28: Principle function of a multiple hearth fluidised bed furnace.....70
Figure 2.29: Principle of an incineration chamber for liquid and gaseous wastes.....71
Figure 2.30: Illustration of a cycloid furnace.....72
Figure 2.31: Diagram of a plant for HCl-extraction from residual gases and liquid halogenated wastes...73
Figure 2.32: Process scheme of a chlorine recycling unit operated by Akzo Nobel.....75
Figure 2.33:Example of a waste water incinerator with a waste water evaporation (concentration) unit. .76
Figure 2.34: Process scheme of a caustic water treatment plant operated by AVR.....77
Figure 2.35: Graph showing recorded variation in waste NCV at a MSWI over 4 years 83
Figure 2.36: Illustration of individual heat surface areas in a steam generator 89
Figure 2.37: Basic boiler flow systems.....90
Figure 2.38: Overview of various boiler systems: horizontal, combination, and, vertical.....91
Figure 2.39: Pollution control and additional heat recovery by condensation of flue-gas water vapour at the Stockholm/Hogdalen waste-fired CHP plant 95
Figure 2.40: Overview of potential combinations of FGT systems 102
Figure 2.41: Operating principle of an electrostatic precipitator 103
Figure 2.42: Condensation electrostatic precipitator.....104
Figure 2.43: An example of a fabric filter 106
Figure 2.44: Schematic diagram of a dry FGT system with reagent injection to the FG pipe and downstream bag filtration 108
Figure 2.45: Operating principle of a spray absorber.....108
Figure 2.46: Diagram of a 2 stage wet scrubber with upstream de-dusting 110
Figure 2.47: Temperature dependence of various NO_X formation mechanisms in waste incineration.....111
Figure 2.48: SNCR operating principle 113
Figure 2.49: Relationship between NO_X reduction, production, ammonia slip and reaction temperature for the SNCR process.....114
Figure 2.50: SCR operating principle.....115
Figure 2.51: Relationship between Hg emissions and the raw gas chloride content at a hazardous waste incineration plant.....117
Figure 2.52: Process scheme for physico-chemical treatment of waste water from a wet flue-gas treatment system 126

Figure 2.53: In-line evaporation of waste water from wet scrubbing 129
Figure 2.54: Separate evaporation of scrubber effluent from wet scrubbing 130
Figure 2.55: Overview of applied waste water treatment systems at merchant HWIs 132
Figure 2.56: Example of a waste water treatment facility in the merchant HWI sector 133
Figure 3.1: Graph of NO_X annual average emissions to air and applied abatement technique at European HWIs 165
Figure 3.2: Graph of annual average dust emissions to air and applied abatement technique at European HWIs 166
Figure 3.3: Graph of HCl annual average emissions to air and applied abatement technique at European HWIs 167
Figure 3.4: Graph of annual average sulphur dioxide emissions to air and applied abatement technique at European HWIs 168
Figure 3.5: Graph of Hg annual average emissions to air and applied abatement technique at European HWIs 170
Figure 3.6: Annual average emissions to air of other metals and applied abatement technique at European HWIs 171
Figure 3.7: Graph of Cd and Tl annual average emissions to air and applied abatement technique at European HWIs 172
Figure 3.8: Graph of PCDD/F annual average emissions to air and applied abatement technique at European HWIs 173
Figure 3.9: CO emission reductions achieved following introduction of pretreatment techniques at a hazardous waste incinerator 174
Figure 3.10: Graph of annual average suspended solid discharges to water and applied abatement technique at European HWIs 181
Figure 3.11: Graph of annual average mercury discharges to water and applied abatement technique at European HWIs 182
Figure 3.12: Graph of annual average discharges of various metals to water at European HWIs 183
Figure 3.13: Graph of annual average Arsenic discharges to water at European HWIs 183
Figure 3.14: Graph of annual average lead discharges to water at European HWIs 184
Figure 3.15: Graph of annual average Cadmium discharges to water at European HWIs 184
Figure 3.16: Graph of annual average Chromium discharges to water at European HWIs 184
Figure 3.17: Graph of annual average Copper discharges to water European HWIs 185
Figure 3.18: Graph of annual average Nickel discharges to water at European HWIs 185
Figure 3.19: Graph of annual average Zinc discharges to water at European HWIs 185
Figure 3.20: Graph showing increase in installation electrical consumption with increasing waste NCV 199
Figure 4.1: An example of the components of furnace control system 247
Figure 4.2: Basic components of a cyclonic high temperature syngas ash melting furnace 279
Figure 4.3: Schematic diagram of a “platen” type superheater 305
Figure 4.4: Combination of a waste incineration plant with a gas turbine power plant 312
Figure 4.5: Municipal waste incineration plant in combination with a coal power plant 312
Figure 4.6: Diagram showing typical design of a semi-wet FGT system 332
Figure 4.7: Diagram of an SCR system downstream of non-wet FGT showing typical heat exchange and temperature profiles 351
Figure 4.8: Diagram of an SCR system downstream of a wet FGT system showing additional heat exchange and temperature profiles 351
Figure 4.9: Effect of ageing on the leachability of selected metals: (left) effect on pH; (right) leaching as a function of pH 405
Figure 6.1: Example of the reheating of steam 455
Figure 6.2: Schematic of a waste incineration plant with a downstream oil scrubber for dioxin deposition 457
Figure 6.3: Basic components of the PECK process 459
Figure 6.4: Fly ash treatment in the PECK process 460
Figure 6.5: Bottom ash treatment in the PECK process 460
Figure 6.6: Comparison of metals partitioning between a conventional grate MSWI and the PECK process 461
Figure 6.7: Material flow mass balance for the PECK process 462
Figure 10.1: Water-steam cycle, option 1 508
Figure 10.2: Water-steam cycle, option 2 and 6 509
Figure 10.3: Water-steam cycle, option 3 510
Figure 10.4: Water-steam cycle, options 4, 5, 7 and 8 510
Figure 10.5: The impact of plant size and energy utilisation on the specific waste treatment costs of new MSWI installations 522

Figure 10.6: The impact of varying FGT systems and plant sizes on the treatment costs of new MSWI installations using the same energy utilisation techniques 522
Figure 10.7: Process flow scheme of the waste incineration plant Flötzersteig 531
Figure 10.8: Process flow scheme of the waste incineration plant Spittelau 537
Figure 10.9: Process flow scheme of the waste incineration plant Wels – line 1 543
Figure 10.10: Process flow scheme of the rotary kilns of the Plant Simmeringer Haide 555
Figure 10.11: Process flow scheme of the fluidised bed reactors of the Plant Simmeringer Haide 562
Figure 10.12: Process flow scheme of AVE-Reststoffverwertung Lenzing 570
Figure 10.13: Process flow scheme of the Fluidised bed reactors at Arnoldstein 574
Figure 10.14: Summary of the energy system inputs and outputs used by BREF ESG 590

List of tables

Table 1.1: Purpose of various components of a waste incinerator 2
Table 1.2: Amounts of municipal waste (MSW), hazardous waste (HW) and sewage sludge (SS) in EU-15 MSs, and their treatment 3
Table 1.3: Annual quantities of municipal and hazardous waste arising and the number of incineration plants in some Accession Countries 4
Table 1.4: Geographical distribution of incineration plants for municipal, hazardous and sewage sludge waste 4
Table 1.5: Average MSW incineration plant capacity by country 5
Table 1.6: Typical throughput ranges of thermal treatment technologies 6
Table 1.7: Typical composition of waste in Germany 8
Table 1.8: Gate fees in European MSW and HW incineration plants 14
Table 1.9: Comparative costs of MSW incineration in different MSs 15
Table 1.10: Specific investment costs for a new MSWI installation related to the annual capacity and some types of FGT in Germany 15
Table 1.11: Example of the comparative individual cost elements for MSW and HW incineration plants 16
Table 2.1: Typical reaction conditions and products from pyrolysis, gasification and incineration processes 20
Table 2.2: Prime impact of waste selection and pretreatment on residual waste 21
Table 2.3: Summary of the differences between operators in the HWI market 24
Table 2.4: Average composition of dewatered communal sewage sludge after dewatering 29
Table 2.5: Summary of the current successful application of thermal treatment techniques to the main waste types at dedicated installations 34
Table 2.6: Properties of various RDF (Refuse Derived Fuel) fractions treated in fluidised beds. 48
Table 2.7: Main operational criteria for stationary fluidised beds 50
Table 2.8: Operational criteria for a multiple hearth furnace 69
Table 2.9: Comparison of furnace systems for sewage sludge incineration 80
Table 2.10: Ranges and typical net calorific values for some incinerator input wastes 82
Table 2.11: Calculated NCV values for waste treated at 50 European MSWI plants 83
Table 2.12: Energy potential conversion efficiencies for different types of waste incineration plants 84
Table 2.13: Factors taken into account when selecting the design of the energy cycle for waste incineration plants 86
Table 2.14: Example data showing the variation in heat and electricity output when using various different types of heat pumps 96
Table 2.15: Steam-water cycle improvements: effect on efficiency and other aspects 98
Table 2.16: Summary of the main differences between quench cooling and heat recovery 99
Table 2.17: Summary of the main applied FGT systems for MSWIs in Europe in 2000/2001 101
Table 2.18: Tested continuous working measuring devices for emission measurements of mercury 141
Table 3.1: Distribution of various substances in an example MSWI installation (in mass %) 145
Table 3.2: Percentage (%) distribution of heavy metals in a hazardous waste incineration process 145
Table 3.3: Average operational conditions during partitioning tests on a HWI installation 146
Table 3.4: PCDD/PCDF balance for a municipal waste incineration plant in Germany 146
Table 3.5: Example PCDD/F load data for an MSWI in France 147
Table 3.6: Flue-gas concentrations after the boiler (crude flue-gas) at various waste incineration plants (O_2 reference value 11 %) 148
Table 3.7: Total emissions relevant to climate change in Germany in the year 1999 compared with those arising form waste incineration 150
Table 3.8: Range of clean gas operation emissions levels reported from some European MSWI plants. 156
Table 3.9: Operational emission levels to air from MSWI expressed per tonne of MSW incinerated 157
Table 3.10: HCl emissions survey of European MSWIs 157
Table 3.11: HF emissions survey of European MSWIs 158
Table 3.12: Sulphur dioxide emissions survey of European MSWIs 158
Table 3.13: Dust emissions survey of European MSWIs 159
Table 3.14 Nitrogen oxides emissions survey of European MSWIs 159
Table 3.15: Total organic carbon emissions survey of European MSWIs 159
Table 3.16: PCDD/F (TEQ) emissions survey of European MSWIs 160
Table 3.17: Mercury emissions survey of European MSWIs 160
Table 3.18: Combined Cd and Hg emissions of selected MSWIs in France 161
Table 3.19: Emission results and techniques applied for Hg control at European MSWIs 161
Table 3.20: Typical range of clean gas emissions to air from hazardous waste incineration plants 162

Table 3.21: Survey data of the annual average emissions to air from hazardous waste incinerators in Europe....163
Table 3.22: Survey data of mass flow and annual sector emissions to air from merchant hazardous waste incinerators in Europe....164
Table 3.23: Typical values of the amount of scrubbing water arising from FGT at waste incineration plants treating low chlorine content wastes....174
Table 3.24: Other possible waste water sources, and their approximate quantities, from waste incineration plants....175
Table 3.25: Typical contamination of waste water from wet FGT facilities of waste incineration plants before treatment....176
Table 3.26: Releases to surface water and sewers from Dutch waste incinerators in 1999....177
Table 3.27: Waste water quality (after treatment with Trimercaptotriazine) - Comparison between raw and treated waste water and various standards....178
Table 3.28: Annual average range of concentrations of the emissions to water after treatment from merchant hazardous waste installations that discharge waste water....179
Table 3.29: Mass flows of the emissions to water from surveyed merchant HWIs in Europe....180
Table 3.30: Typical data on the quantities of residues arising from municipal waste incineration plants. 186
Table 3.31: Mass streams of solid residues from MSWI expressed per tonne of MSW incinerated....187
Table 3.32: Concentration ranges of organic compounds in bottom, boiler and filter ashes....187
Table 3.33: PCDD/F concentrations in various MSWI incineration residues in NL (data 2000 – 2004).187
Table 3.34: Range of PCDD/F concentrations in MSWI residues (excluding peak high and low values) 188
Table 3.35: Leaching properties of mechanically treated bottom ash, measured using NEN7343....189
Table 3.36: Quantities of the main waste streams produced by HWI (European survey data)....190
Table 3.37: Typical leaching values of bottom ash from hazardous waste incineration plants, measured using DIN-S4....190
Table 3.38: Some factors and their influence on energy recovery options....192
Table 3.39: Energy equivalence conversion factors....194
Table 3.40: Electricity production and export rates per tonne of MSW....196
Table 3.41: Electricity production and export data per tonne of MSW for MSWI in France....196
Table 3.42: Heat production and export rates per tonne of MSW....196
Table 3.43: Heat production and export rates per tonnes of MSW for MSWI in France....196
Table 3.44: Average CHP percentage efficiency (calculated as energy equivalents) for 50 MSWI plants 197
Table 3.45: Average CHP recovery values per tonne of MSW in MSWI in France....197
Table 3.46: Survey data of MSWI boiler efficiencies....197
Table 3.47: Electricity, heat and total energy demand data for 50 surveyed European MSWI per tonne of waste treated....198
Table 3.48: Ratio of exported and consumed energy for various waste incinerators....200
Table 3.49: Sources of noise at waste incineration plants....201
Table 3.50: Stoichiometric calculation of amounts of lime used for absorption during flue-gas cleaning (reactants expressed at 100 % concentration and purity)....203
Table 3.51: Amount of additives used by merchant hazardous waste incineration processes....204
Table 4.1: Organisation chart for the information in Chapter 4....205
Table 4.2: Information breakdown for each technique described in this Chapter 4....206
Table 4.3: Some checking and sampling techniques applied to various waste types....213
Table 4.4: Some examples of applied storage techniques for various waste types....216
Table 4.5: Main techniques for reducing fugitive releases of odour, and GHG emissions....220
Table 4.6: Some segregation techniques applied for various waste types....221
Table 4.7: A comparison of combustion and thermal treatment technologies and factors affecting their applicability and operational suitability (table 1/3)....236
Table 4.8: A comparison of combustion and thermal treatment technologies and factors affecting their applicability and operational suitability (table 2/3)....237
Table 4.9: A comparison of combustion and thermal treatment technologies and factors affecting their applicability and operational suitability (table 3/3)....239
Table 4.10: A comparison of the features of some different furnace geometries....242
Table 4.11: Crude flue-gas measurements at a test plant under normal operation, with IR camera and O_2 conditioning....249
Table 4.12: Some combustion specifications applied to incineration....266
Table 4.13: Relationship between nitrous oxide emissions and process temperatures for a bubbling fluidised bed plant burning sewage sludge....267
Table 4.14: Estimated cost impacts of some alterations to combustion parameters....269

Table 4.15: TWG energy sub-group survey data for specific energy flows at some European MSWIs per tonne of waste treated 285
Table 4.16: Techniques for the reduction of various energy losses at WI plants 291
Table 4.17: Plant throughput and total process energy demand for MSWI in Germany 293
Table 4.18: Example energy outputs and income at various steam pressures for a CHP MSWI using elevated steam pressures 298
Table 4.19: Relationship between the additional energy efficiency and the cooling medium (district heating) return temperature 308
Table 4.20: Cross-media effects associated with the use of various pre-dedusters 318
Table 4.21: Operational data associated with the use of pre-dedusting systems 319
Table 4.22: A comparison of dust removal systems 320
Table 4.23: Assessment of the applicability of pre-dedusting 320
Table 4.24: Emission levels associated with the use of BF flue-gas polishing systems 322
Table 4.25: Cross-media effects associated with the use of additional flue-gas polishing 322
Table 4.26: Operational data associated with the use of flue-gas polishing 323
Table 4.27: Assessment of the applicability of flue-gas polishing 323
Table 4.28: Cross-media effects associated with the use of double filtration 325
Table 4.29: Operational data associated with the use of double filtration 325
Table 4.30: Assessment of the applicability of double filtration 326
Table 4.31: Operational information for different bag filter materials 327
Table 4.32: Emission levels associated with the use of wet scrubbers 328
Table 4.33: Cross-media effects associated with the use of wet scrubber FGT 329
Table 4.34: Operational data associated with the use of wet FGT 330
Table 4.35: Assessment of the applicability of wet FGT 331
Table 4.36: Estimated investment costs of selected components of wet FGT systems 331
Table 4.37: Emission levels associated with the use of wet scrubbers 332
Table 4.38: Cross-media effects associated with the use of semi-wet acid gas treatment 333
Table 4.39: Operational data associated with the use of semi-wet FGT 334
Table 4.40: Assessment of the applicability of semi-wet FGT 335
Table 4.41: Estimated investment costs of selected components of typical semi-wet FGT systems 335
Table 4.42: Emission levels associated with the use of flash dry FGT 336
Table 4.43: Cross-media effects associated with the use of flash dry systems 337
Table 4.44: Operational data associated with the use of flash dry FGT 338
Table 4.45: Assessment of the applicability of flash dry FGT 338
Table 4.46: Emission levels associated with the use of dry lime FGT 339
Table 4.47: Emission levels associated with the use of dry sodium bicarbonate FGT 339
Table 4.48: Cross-media effects associated with the use of dry FGT 340
Table 4.49: Operational data associated with the use of dry FGT 340
Table 4.50: Assessment of the applicability of dry FGT 341
Table 4.51: Comparison of features of various alkaline reagents 342
Table 4.52: Assessment of the applicability of various alkaline reagents 343
Table 4.53: Operational data associated with the use of residue re-circulation 345
Table 4.54: Assessment of the applicability of residue re-circulation 346
Table 4.55: Assessment of the applicability of raw gas monitoring for optimisation of FGT 348
Table 4.56: Emission levels associated with the use of SCR 350
Table 4.57: Cross-media effects associated with the use of SCR 352
Table 4.58: Operational data associated with the use of SCR 352
Table 4.59: Assessment of the applicability of SCR 354
Table 4.60: Estimated investment costs of selected components of typical semi-wet FGT systems using SCR and SNCR 354
Table 4.61: Emission levels associated with the use of SNCR 356
Table 4.62: Cross-media effects associated with the use of SNCR 356
Table 4.63: Operational data associated with the use of SNCR 357
Table 4.64: Assessment of the applicability of SNCR 358
Table 4.65: Advantages and disadvantages of urea and ammonia use for SNCR 359
Table 4.66: Assessment of the applicability of PCDD/F reformation prevention techniques 362
Table 4.67: Assessment of the applicability of SCR for PCDD/F removal 364
Table 4.68: Destruction efficiency data for catalytic filter bags over 21 months of operation 366
Table 4.69: Assessment of the applicability of catalytic bag filters 366
Table 4.70: Assessment of the applicability of re-burn of absorbers 367
Table 4.71: Assessment of the applicability of carbon injection for PCDD/F removal 369
Table 4.72: Cross-media effects associated with the use of static filters 369
Table 4.73: Operational data associated with the use of static coke filters 370

Table 4.74: Assessment of the applicability of static coke filters 371
Table 4.75: Operational data associated with the use of carbon impregnated materials in wet scrubbers 372
Table 4.76: Assessment of the applicability of the use of carbon impregnated materials in wet scrubbers. 373
Table 4.77: Assessment of the applicability of wet scrubbing for Hg control 376
Table 4.78: Assessment of the applicability of carbon injection for Hg removal....377
Table 4.79: Assessment of the applicability of $Na_2S_2O_3$ for halogen removal 383
Table 4.80: Quantity of HCl (30 %) recovered per tonne of waste 395
Table 4.81: Quantities of Gypsum recovered per tonne of waste treated....396
Table 4.82: Slag output concentration (mg/kg) data reported for an example slag treatment facility 406
Table 4.83: Slag output eluate (ug/l) data reported for an example slag treatment 407
Table 4.84: Relative yield of various output fractions of wet bottom ash treatment 408
Table 4.85: Example of leaching results of the produced granulates. 409
Table 4.86: Slag output concentration (mg/kg) data reported for an example slag treatment facility 409
Table 4.87: Slag output eluate (ug/l) data reported for an example slag treatment 409
Table 4.88: Relative costs of some ash treatment techniques....411
Table 4.89: Variations in solidification treatments for FGT residues between some countries 414
Table 4.90: FGT vitrification processes used in the US and Japan 416
Table 4.91: Examples of plants using the acid extraction process for FGT residue treatment....418
Table 4.92: Characteristics of some acid extraction processes used for FGT residue treatment 418
Table 5.1: How to combine the BAT described for a specific case 434
Table 5.2 Operational emission level ranges associated with the use of BAT for releases to air from waste incinerators....441
Table 5.3: An example assessment of some IPPC relevant criteria that may be taken into account when selecting between wet/semi-wet/dry FGT options 443
Table 5.4: BAT associated operational emission levels for discharges of waste water from effluent treatment plant receiving FGT scrubber effluent 446
Table 6.1: Residue quality using SYNCOM system 458
Table 6.2: Emission levels associated with the use of combined dry sodium bicarbonate and SCR FGT system 467
Table 6.3: Cross-media effects associated with the use of combined dry sodium bicarbonate and SCR FGT system....467
Table 6.4: Operational data associated with the use of combined dry sodium bicarbonate and SCR FGT system 468
Table 6.5: Assessment of the applicability of the combined dry sodium bicarbonate and SCR FGT system 468
Table 9.1: Country codes and currencies 488
Table 10.1: Treatment costs for a MSW Grate Incinerator with varying capacity 491
Table 10.2: Grate MSW incinerator costs 200000 t/yr Germany 492
Table 10.3: Estimated cost to build and operate a mass-burn MSW incineration plant of 200000 tonne capacity in Ireland 493
Table 10.4: Incinerator costs in Italy based on model calculations....495
Table 10.5: Fees and expected amount of waste to be incinerated at SIDOR facility, Luxembourg in 1999 496
Table 10.6: Specific operational costs of the SIDOR MSWI in Luxembourg 1998 and 1999....497
Table 10.7: Extract from the budget Of SIDOR for the years 1998 and 1999 498
Table 10.8: Capital investment and treatment costs for MSWI in NL 499
Table 10.9: Cost breakdown for various incinerators in Sweden 500
Table 10.10: UK gate fees for different incinerator capacities and energy outputs....500
Table 10.11: Breakdown of estimated United Kingdom incinerator costs....502
Table 10.12: Specific costs for discharge and storage facilities as a function of throughput when waste is delivered by refuse collection vehicles....505
Table 10.13: Specific costs for discharge and storage facilities as a function of throughput when waste is delivered by train....505
Table 10.14: Specific costs for a grate firing system and the boiler of waste incineration plants as a function of throughput 506
Table 10.15: Specific costs of a water-steam cycle with pure heat decoupling and feeding into district heating systems as a function of waste throughput 508
Table 10.16: Specific costs of a water-steam cycle comprising a steam extraction turbine as a function of waste throughput 509
Table 10.17: Specific costs of a water-steam cycle comprising a steam extraction turbine in combination with the steam system of an adjacent power plant as a function of waste throughput....510

Table 10.18: Specific costs of a water-steam cycle comprising cogeneration (CHP) and low steam parameters as a function of waste throughput 511
Table 10.19: Specific costs of a water-steam cycle comprising cogeneration (CHP) and high steam parameters as a function of waste throughput 511
Table 10.20: Specific costs of a water-steam cycle comprising a steam extraction turbine (normal steam parameters) as a function of waste throughput when energy can be substituted 511
Table 10.21: Specific costs of a water-steam cycle comprising cogeneration (CHP - normal steam parameters) as a function of waste throughput when energy can be substituted 512
Table 10.22: Specific costs of a water-steam cycle comprising cogeneration (CHP - high steam parameters) as a function of waste throughput when energy can be substituted 512
Table 10.23: Survey of specific income from different options of the water-steam cycle as a function of waste throughput 513
Table 10.24: Specific costs for dedusting with an electrostatic precipitator as a function of waste throughput 515
Table 10.25: Specific costs for wet dedusting as a function of waste throughput 515
Table 10.26: Specific costs of a dry flue-gas cleaning system with fabric filters as a function of waste throughput 516
Table 10.27: Specific costs of a dry flue-gas cleaning system with adsorption as a function of waste throughput 517
Table 10.28: Specific costs of a gypsum scrubber as a function of waste throughput 517
Table 10.29: Specific costs of a scrubber with precipitation as a function of waste throughput 518
Table 10.30: Specific costs of a NaOH scrubber as a function of waste throughput 518
Table 10.31: Specific costs of SCR as a function of waste throughput 519
Table 10.32: Specific costs of SNCR as a function of waste throughput 520
Table 10.33: Specific costs of a flow injection absorber as a function of waste throughput 520
Table 10.34: Specific costs of an activated coke plant as a function of waste throughput 521
Table 10.35: Option 1: Costs of a grate firing system incorporating delivery by train, dry, wet and catalytic flue-gas treatment and with the steam cycle connected to that of an adjacent power plant as a function of throughput 523
Table 10.36: Option 2: Costs of a grate firing system incorporating delivery by train, dry, wet and catalytic flue-gas treatment with power generation as a function of throughput 524
Table 10.37: Option 3: Costs of a grate firing system incorporating delivery by train, dry, wet and catalytic flue-gas treatment with cogeneration (CHP) as a function of throughput 524
Table 10.38: Option 4: Costs of a grate firing system incorporating delivery by train, electrostatic precipitator, NaOH scrubber, flow injection absorber and catalytic plant with power generation as a function of throughput 525
Table 10.39: Option 5: Costs of a grate firing system incorporating delivery by train, electrostatic precipitator, precipitation, activated coke absorber and catalytic plant with power generation as a function of throughput 525
Table 10.40: Option 6: Costs of a grate firing system incorporating delivery by train, dry adsorption, activated coke absorber and catalytic plant with power generation as a function of throughput 526
Table 10.41: Costs for the firing system and the boiler of waste incineration plants with fluidised bed combustion as a function of throughput (not including waste pretreatment costs) 527
Table 10.42: Specific costs of a water-steam cycle comprising a steam extraction turbine (normal steam parameters) as a function of waste throughput 528
Table 10.43: Specific costs and income of waste treatment, firing, boiler and energy utilisation 528
Table 10.44: Capital and operating costs of the Lahti RDF gasification plant, Finland 529
Table 10.45: Hypothetical cost calculations for a pyrolysis plant in the Flanders Region of Belgium 530
Table 10.46: General data of the waste incineration plant Flötzersteig (reference year: 2000) 531
Table 10.47: Input and output flows of the waste incineration plant Flötzersteig (reference year: 2000) 532
Table 10.48: Emissions to air from the waste incineration plant Flötzersteig (reference year: 2000) 533
Table 10.49: Waste water parameters of the waste incineration plant Flötzersteig after the waste water treatment (reference year: 2000) 534
Table 10.50: Chemical data of wastes from the waste incineration plant Flötzersteig (reference year: 2000) 535
Table 10.51: Leaching tests; waste incineration plant Flötzersteig (reference year: 2000) 536
Table 10.52: General data of the waste incineration plant Spittelau (reference year: 2000) 536
Table 10.53: Input-output flows of the waste incineration plant Spittelau (reference year: 2000) 537
Table 10.54: Emissions to air from the waste incineration plant Spittelau (reference year: 2000) 539
Table 10.55: Waste water parameters of the waste incineration plant Spittelau after treatment (reference year: 2000) 540

Table 10.56: Chemical data of waste fractions from the waste incineration plant Spittelau (reference year: 2000) 541
Table 10.57: Leaching tests; waste incineration plant Spittelau (reference year: 2000) 542
Table 10.58: General data of the waste incineration plant Wels (reference year: 2000) 542
Table 10.59: Input and output of the waste incineration plant Wels (reference year: 2000) 543
Table 10.60: Emissions to air from the waste incineration plant Wels (reference year: 2000) 545
Table 10.61: Waste water parameters of the waste incineration plant Wels after waste water treatment (reference year: 2000) 546
Table 10.62: Average values measured in clean gas (operating values) 547
Table 10.63: Slag quality 548
Table 10.64: Energy efficiency ratio (assumed average calorific value ≈ 9500 kJ/kg) 548
Table 10.65: Types of waste and waste quantities incinerated in the rotary kilns of Plant Simmeringer Haide (reference year: 2000) 554
Table 10.66: General data of the rotary kilns of the Plant Simmeringer Haide (reference year: 2000) 554
Table 10.67: Input and output flows of the rotary kilns of the Plant Simmeringer Haide (reference year: 2000) 555
Table 10.68: Emissions to air from the rotary kilns of the Plant Simmeringer Haide (reference year: 2000) 557
Table 10.69: Waste water parameters of the rotary kilns of the Plant Simmeringer Haide after waste water treatment (reference year: 2000) 558
Table 10.70: Chemical data of wastes from the rotary kilns (reference year: 2000) 559
Table 10.71: Leaching tests (according to ÖNORM S 2115) rotary kilns of the Plant Simmeringer Haide (reference year: 2000) 559
Table 10.72: Average values measured in clean gas (operating values) 560
Table 10.73: General data of the fluidised bed reactors of the Plant Simmeringer Haide (2000) 562
Table 10.74: Input and output flows of the fluidised bed reactors (reference year: 2000) 563
Table 10.75: Emissions to air from the fluidised bed reactors (reference year: 2000) 564
Table 10.76: Chemical data of wastes from the fluidised bed reactors (reference year: 2000) 565
Table 10.77: Leaching tests according to ÖNORM S 2115 – fluidised bed reactors (reference year: 2000) 565
Table 10.78: Characterization of the incineration materials 566
Table 10.79: Average values measured in clean gas (operating values) – BAT5 566
Table 10.80: Characterization of the incineration material 567
Table 10.81: Average values measured in clean gas (operating values) – BAT6 567
Table 10.82: Emission values of the waste water from the waste gas cleaning system before mixing (BAT6) 568
Table 10.83: Types of waste and waste quantities treated at AVE - Reststoffverwertung Lenzing (reference year: 2000) 569
Table 10.84: General data of the fluidised bed reactor of AVE-RVL Lenzing 569
Table 10.85: Emissions to air from the fluidised bed reactor of AVE - Reststoffverwertung Lenzing 572
Table 10.86: General data of the fluidised bed reactor of the waste incineration plant Arnoldstein (reference year: 2001) 573
Table 10.87: Output flows of the fluidised bed reactors of the waste incineration plant Arnoldstein (reference year: 2001) 574
Table 10.88: Emissions to air from the waste incineration plant Arnoldstein (reference year: 2001) 576
Table 10.89: Waste water parameters (composite sample) of the waste incineration plant Arnoldstein after waste water treatment (reference year: 2001) 576
Table 10.90: Chemical data of ash from the fluidised bed combustion of the waste incineration plant Arnoldstein (reference year: 2001) 577
Table 10.91: Concentration of pollutants in the eluate of ash from the waste incineration plant Arnoldstein (reference year: 2001) 577
Table 10.92: Average values measured in clean gas (operating values) 578
Table 10.93: Measuring devices used for continuous measuring 578
Table 10.94: Deposition degrees in waste gas cleaning 579
Table 10.95: Energy efficiency ratio (supposed average calorific value Hu ≈ 11500 kJ/kg) 579
Table 10.96: Slag quality – BAT2 580
Table 10.97: Energy efficiency calculation data checklist 1 593
Table 10.98: Energy efficiency calculation data checklist 2 594
Table 10.99: Energy efficiency calculation data checklist 3 595
Table 10.100: Example of a multi-criteria assessment of FGT system selection 601
Table 10.101: Example of a multi-criteria cost assessment used for comparing FGT system options 602

SCOPE

The following comments are relevant to the scope of this document:

1. The scope of this document is mainly influenced by the scope of the information provided by, and decisions of, the members of the Technical Working Group (TWG) on waste incineration, and the time and resources available.

2. Annexe 1 of the IPPC Directive (96/61/EC) provided the starting point for the scope of this BAT reference document, where it includes sections as follows:

   5.1. Installations for the disposal or recovery of hazardous waste as defined in the list referred to in Article 1 (4) of Directive 91/689/EEC, as defined in Annexes II A and II B (operations R1, R5, R6, R8 and R9) to Directive 75/442/EEC and in Council Directive 75/439/EEC of 16 June 1975 on the disposal of waste oils (2), with a capacity exceeding 10 tonnes per day

   5.2. Installations for the incineration of municipal waste as defined in Council Directive 89/369/EEC of 8 June 1989 on the prevention of air pollution from new municipal waste incineration plants (3) and Council Directive 89/429/EEC of 21 June 1989 on the reduction of air pollution from existing municipal waste-incineration plants (4) with a capacity exceeding 3 tonnes per hour

   The TWG working on this document decided at an early stage that the document should not be restricted by the size limitations in these sections of the IPPC Directive, nor by the definitions of waste, and recovery or disposal included therein. This being the case, the selected scope of the document aimed to reflect a pragmatic view across the incineration sector as a whole, with a particular focus upon those installations and waste types that are most common. The scope of the Waste Incineration Directive 76/2000/EC was also a factor taken into account by the TWG when deciding on the scope for the document.

3. The document seeks to provide information concerning <u>dedicated</u> waste incineration installations. It <u>does not</u> cover other situations where waste is thermally treated, e.g. co-incineration processes such as some cement kilns and large combustion plants - these situations are (or will be) covered by the BREF that deals specifically with those industries. While some of the techniques that are included here may be technically applicable to other industries (i.e. those that are not dedicated incinerators) that incinerate waste, or a proportion of waste, whether the techniques identified here, or the performance levels they give rise to, are BAT for those sectors, has not been a part of the scope of this work.

4. Although incineration provides the main focus of this document, three main thermal treatment techniques are described, in general as they relate to some common waste streams. These are:

   - incineration
   - pyrolysis
   - gasification.

   Various incineration techniques are covered. Incineration is applied to the treatment of a very wide variety of wastes. Pyrolysis and gasification are less widely applied to wastes, and generally to a narrower range of wastes.

   Combinations of incineration, pyrolysis and gasification are also referred to. Each of the techniques and combinations of techniques are covered in this document within the context of their application to the treatment of various wastes (although this does not imply any definition of the meaning of *waste* - see also comment 5 below)

5. In addition to the thermal treatment stage of the installation this document also covers (to varying degrees):

- waste reception, handling and storage
- the effect of waste pretreatment on the selection and operation of waste incineration processes (in some cases this includes a description of the techniques applied)
- applied flue-gas treatment techniques
- applied residue treatments techniques (for the main residues commonly produced)
- applied waste water treatment techniques
- some aspects of energy recovery, the performance achieved and techniques used (details of electrical generation equipment etc. are not included).

6. If an installation is referred to or included in this document this does not have any legal consequence. It does not mean that the installation is legally classed as an *incinerator* nor does it imply that the material being treated is legally classed as *waste*

7. No size threshold has been applied when gathering information. However, it is noted that, to date, limited information has been supplied concerning smaller incineration processes

8. This document does not deal with decisions concerning the selection of incineration as a waste treatment option. Neither, does it compare incineration with other waste treatments.

9. There is another BREF that deals with “Waste Treatments”. It has a wide scope and covers many other installations and techniques that are applied to the treatment of waste.

1 GENERAL INFORMATION ON WASTE INCINERATION

1.1 Purpose of incineration and basic theory

[1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]
Incineration is used as a treatment for a very wide range of wastes. Incineration itself is commonly only one part of a complex waste treatment system that altogether, provides for the overall management of the broad range of wastes that arise in society.

The incineration sector has undergone rapid technological development over the last 10 to 15 years. Much of this change has been driven by legislation specific to the industry and this has, in particular, reduced emissions to air from individual installations. Continual process development is ongoing, with the sector now developing techniques which limit costs, whilst maintaining or improving environmental performance.

The objective of waste incineration is to treat wastes so as to reduce their volume and hazard, whilst capturing (and thus concentrating) or destroying potentially harmful substances that are, or may be, released during incineration. Incineration processes can also provide a means to enable recovery of the energy, mineral and/or chemical content from waste.

Basically, waste incineration is the oxidation of the combustible materials contained in the waste. Waste is generally a highly heterogeneous material, consisting essentially of organic substances, minerals, metals and water. During incineration, flue-gases are created that will contain the majority of the available fuel energy as heat.

The organic fuel substances in the waste will burn when they have reached the necessary ignition temperature and come into contact with oxygen. The actual combustion process takes place in the gas phase in fractions of seconds and simultaneously releases energy where the calorific value of the waste and oxygen supply is sufficient, this can lead to a thermal chain reaction and self-supporting combustion, i.e. there is no need for the addition of other fuels.

The main stages of incineration process are:

1. drying and degassing – here, volatile content is evolved (e.g. hydrocarbons and water) at temperatures generally between 100 and 300 °C. The drying and degassing process do not require any oxidising agent and are only dependent on the supplied heat

2. pyrolysis and gasification - pyrolysis is the further decomposition of organic substances in the absence of an oxidising agent at approx. 250 – 700 °C. Gasification of the carbonaceous residues is the reaction of the residues with water vapour and CO_2 at temperatures, typically between 500 and 1000 °C, but can occur at temperatures up to 1600 °C. Thus, solid organic matter is transferred to the gaseous phase. In addition to the temperature, water, steam and oxygen support this reaction

3. oxidation - the combustible gases created in the previous stages are oxidised, depending on the selected incineration method, at flue-gas temperatures generally between 800 and 1450 °C.

These individual stages generally overlap, meaning that spatial and temporal separation of these stages during waste incineration may only be possible to a limited extent. Indeed the processes partly occur in parallel and influence each other. Nevertheless it is possible, using in-furnace technical measures, to influence these processes so as to reduce polluting emissions. Such measures include furnace design, air distribution and control engineering.

In fully oxidative incineration the main constituents of the flue-gas are: water vapour, nitrogen, carbon dioxide and oxygen. Depending on the composition of the material incinerated and on the operating conditions, smaller amounts of CO, HCl, HF, HBr, HI, NO_X SO_2, VOCs, PCDD/F, PCBs and heavy metal compounds (among others) are formed or remain. Depending on the combustion temperatures during the main stages of incineration, volatile heavy metals and inorganic compounds (e.g. salts) are totally or partly evaporated. These substances are transferred from the input waste to both the flue-gas and the fly ash it contains. A mineral residue fly ash (dust) and heavier solid ash (bottom ash) are created. In municipal waste incinerators, bottom ash is approximately 10 % by volume and approximately 20 to 30 % by weight of the solid waste input. Fly ash quantities are much lower, generally only a few per cent of input. The proportions of solid residue vary greatly according to the waste type and detailed process design.

For effective oxidative combustion, a sufficient oxygen supply is essential. The air ratio number "n" of the supplied incineration air to the chemically required (or stoichiometric) incineration air, usually ranges from 1.2 to 2.5, depending on whether the fuel is gas, liquid or solid, and the furnace system.

The combustion stage is only one stage of the overall incineration installation. Incinerators usually comprise a complex set of interacting technical components which, when considered together, effect an overall treatment of the waste. Each of these components has a slightly different main purpose, as described in Table 1.1 below:

Objective	Responsibility of
• destruction of organic substances • evaporation of water • evaporation of volatile heavy metals and inorganic salts • production of potentially exploitable slag • volume reduction of residues	Furnace
• recovery of useable energy	Energy recovery system
• removal and concentration of volatile heavy metals and inorganic matter into solid residues e.g. flue-gas cleaning residues, sludge from waste water treatment • minimising emissions to all media	Flue-gas cleaning

Table 1.1: Purpose of various components of a waste incinerator
Source [1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

1.2 Overview of waste incineration in Europe

The scale of use of incineration as a waste management technique varies greatly from location to location. For example, in European Member States the variation of incineration in municipal waste treatments ranges from zero to 62 per cent.

[9, VDI, 2002] In EU-15 Member States (MS) an annual quantity of approximately 200 million tonnes of waste may be considered suitable for thermal waste treatment. However, the total installed capacity of thermal waste treatment plants is only in the order of 50 million tonnes.

Table 1.2 below gives an estimate of the treatment of the waste arising in each MS for municipal waste, hazardous waste and sewage sludge. Deposited waste is included because a considerable proportion of these wastes may, in future, be diverted to other waste treatment methods, including incineration.

Note: as definitions and waste categories differ from one country to another, some of the values given may not be directly comparable.

Country	Municipal Solid Waste (MSW)				Hazardous Waste (HW)				Sewage Sludge (SS)	
	Total estimated MSW-production (in 10^6 tonnes)	**Year of data source**	**% landfilled *(or amount in 10^6 tonnes)***	**% incinerated *(or amount in 10^6 tonnes)***	**Total estimated HW-production (in 10^6 tonnes)**	**Year of data source**	**Amount landfilled (in 10^6 tonnes)**	**Amount incinerated (in 10^6 tonnes)**	**Total estimated SS-production (in 10^6 tonnes as dry solids)**	**Year of data source**
Austria	1.32	1999	51	35	0.97	1999	*Not supplied*	0.11	0.39	1999
Belgium	4.85	1997	42	35	2.03	1997	0.79	0.14	0.85	1997
Denmark	2.77	1996	15	56	0.27	1996	0.09	0.1	0.15	1997
Finland	0.98	1997	77	2	0.57	1997	0.28	0.1	0.14	1997
France	48.5	2000	55	26	*Not supplied*	1997 2001	*Not supplied*	0.77 (note 5)	0.82	1997
Germany	45	2000	30	29	9.17	2000	2.7	0.85	2.48	1998
Greece	3.20	1993	93	0	*Not supplied*	1993	*Not supplied*	*Not supplied*	*Not supplied*	*Not supplied*
Ireland	1.80	1998	100	0	0.23	1995	0.03	0.03	0.39	1997
Italy	25.40	1995	85	8	*Not supplied*	1995	*Not supplied*	*Not supplied*	*Not supplied*	*Not supplied*
Luxembourg	0.30	1995	24	48	0.14	1995	*Not supplied*	*Not supplied*	*Not supplied*	*Not supplied*
Portugal	4.6	2002	71	20	0.25	2001	*Not supplied*	*Not supplied*	0.24	2000
Spain	17	1997	85	10	2	1997	*Not supplied*	0.03	*Not supplied*	*Not supplied*
Sweden	3.80	1999 (note 1)	24 *(0.92)*	38 *(1.44)*	0.27	1999	*Not supplied*	0.1		1997
Netherlands	10.2	2002	11	76	2.7	2002	0.6	0.28	0.69	1999
United Kingdom	27.20	1999	85	6	2.37	1996	0.86	0.24	1.2	1999 (note 3)
EU-15 Totals (note 6)	**196.92**				**21.92**		**5.35**	**2.72**	**7.58**	

Notes
1 Swedish Waste Management 2000 (RVF)
2
3 ENDS Report 312 January 2001 (figures include co-incineration (50 %/50 %)
4 The balance to 100 % for the treatment methodologies is e.g. due to recovery and recycling
5 Hazardous waste incinerated in external dedicated units
6 Totals given are a simple addition of figures provided and therefore are of mixed years. Percentages landfilled etc not averaged as figures have little meaning without actual mass data.

Table 1.2: Amounts of municipal waste (MSW), hazardous waste (HW) and sewage sludge (SS) in EU-15 MSs, and their treatment [1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

Table 1.3 shows the quantities of some wastes arising and number of waste incinerator plants in other European Countries:

Country	Data year	Municipal waste in 10^6 tonnes	Total number of MSWI	MSWI (>3 t/h)	Hazardous waste in 10^6 tonnes	Total number of HWI	HWI (>10 t/d)
Bulgaria	1998	3.199	0	0	0.548	0	0
Czech Republic	1999	4.199	3	3	3.011	72	14
Estonia	1999	0.569	0	0	0.06	1	0
Hungary	1998	5	1	1	3.915	7	*Not supplied*
Latvia	1998	0.597	0	0	0.0411	0	0
Lithuania	1999	1.211	0	0	0.2449	0	0
Poland	1999	12.317	4	1	1.34	13	4
Romania	1999	7.631	0	0	2.323	3	3
Slovakia	1999	3.721	2	2	1.7376	*Not supplied*	1
Slovenia	1995	1.024	0	0	0.025	0	0
Totals		**39.468**	**10**	**7**	**13.2456**	**96**	**22**
Note: Totals are simple column totals and therefore include mixed year data							

Table 1.3: Annual quantities of municipal and hazardous waste arising and the number of incineration plants in some Accession Countries
[1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

Table 1.4 shows the number and total capacity of existing incineration plants (not including planned sites) for various waste types:

Country	Total number of MSW-incinerators	Capacity Mt/yr	Total number of HW-incinerators	Capacity Mt/yr	Total number of dedicated sewage sludge incinerators	Capacity Mt/yr (dry solids)
Austria	5	0.5	2	0.1	1	
Belgium	17	2.4	3	0.3	1	0.02
Denmark	32	2.7	2	0.1	5	0.3
Finland	1	0.07	1	0.1		
France	210[1]	11.748	20[3]	1.0		
Germany	59	13.4	31[2]	1.23	23	0.63
Greece	0		0			
Ireland	0		11			
Italy	32	1.71	6	0.1		
Luxembourg	1	0.15	0			
Portugal	3	1.2	0			
Spain	9	1.13	1	0.03		
Sweden	30	2.5	1	0.1		
Netherlands	11	5.3	1	0.1	2	0.19
United Kingdom	17	2.97	3	0.12	11	0.42
Norway	11	0.65				
Switzerland	29	3.29	11	2	14	0.1
Totals	**467**	**49.7**	**93**	**5.28**	**57**	**1.66**
1 On 6 Jan 2003 123 MSW incinerators were operating with combined capacity of 2000t/h 2 Figure includes installations used in the chemical industry 3 Dedicated commercial sites only (i.e. not including in-house plants)						

Table 1.4: **Geographical distribution of incineration plants for municipal, hazardous and sewage sludge waste**
[1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

Figure 1.1 shows the variation in per capita capacity for municipal waste incineration:

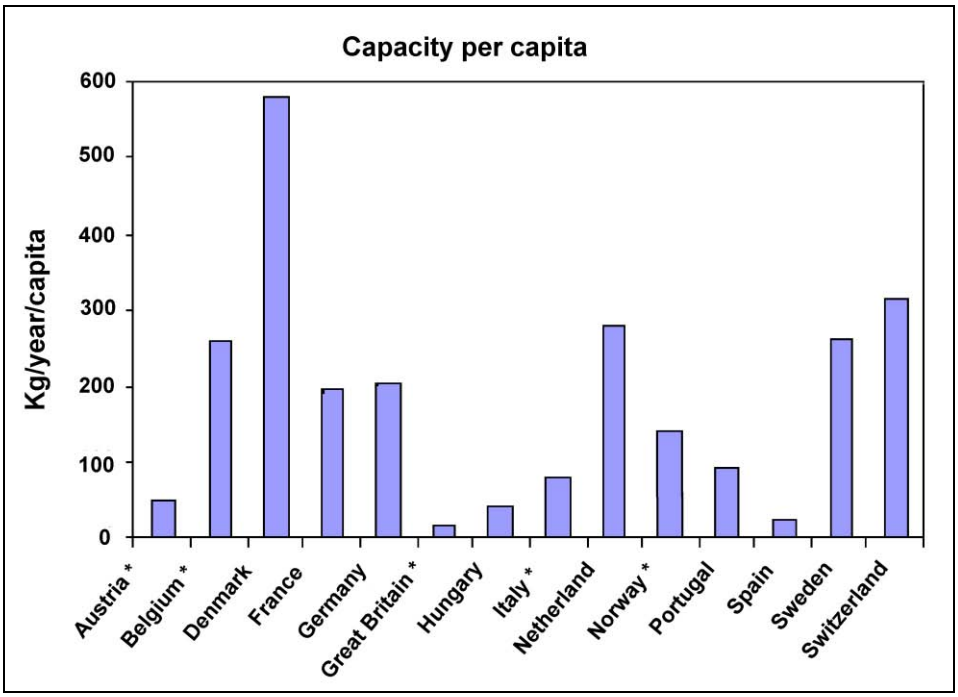

Figure 1.1: Municipal waste incineration capacity per capita
*** means incomplete data [42, ISWA, 2002], [64, TWGComments, 2003]**

1.3 Plant sizes

The size of installations varies greatly across Europe. Variations in size can be seen within and between technology and waste types. The largest MSW plant in Europe has a capacity in excess of 1 million tonnes of waste per year. Table 1.5 below shows the variation in average MSW incinerator capacity by country:

Country	Average MSW incinerator capacity (k tonnes/yr)
Austria	178
Belgium	141
Denmark	114
France	132
Germany	257
Italy	91
Netherlands	488
Portugal	390
Spain	166
Sweden	136
United Kingdom	246
Norway	60
Switzerland	110
AVERAGE	**193**

Table 1.5: Average MSW incineration plant capacity by country
[11, Assure, 2001], [64, TWGComments, 2003]

Table 1.6 below shows the typical application range of the main different incineration technologies:

Technology	Typical application range (tonnes/day)
Moving grate (mass burn)	120 - 720
Fluidised bed	36 – 200
Rotary kiln	10 – 350
Modular (starved air)	1 – 75
Pyrolysis	10 - 100
Gasification	250 - 500
Note: values are for typical applied ranges –each is also applied outside the range shown.	

Table 1.6: Typical throughput ranges of thermal treatment technologies [10, Juniper, 1997], [64, TWGComments, 2003]

1.4 Overview of legislation

The waste incineration sector has been the subject of extensive legislative requirements at regional, national and European level for many years.

In addition to the requirements of the IPPC Directive, the incineration (and associated) sector is also subject to the requirements of specific legislation. At present, the following EU-directives are in force for waste incineration plants:

- 89/369/EEC for new municipal waste incineration plants
- 89/429/EEC for existing municipal waste incineration plants
- 94/67/EC for the incineration of hazardous waste (including co-incineration)
- 2000/76/EC for the incineration of waste (including co-incineration).
- Regulation (EC) No. 1774/2002 of the European Parliament and of the Council of 3 October 2002, laying down health rules concerning animal by-products not intended for human consumption.

It should be noted that Directive 2000/76/EC progressively repeals the first three directives. This directive sets the minimum requirements in respect of permissible emissions, monitoring and certain operational conditions. The scope of 2000/76/EC is broad (certain exclusions are specifically listed in Article 2) and does not have a lower capacity limit.

Directive 2000/76/EC requires that its standards are adopted as follows:

- new waste incineration plants, from 28 December 2002
- existing waste incineration plants, by 28 December 2005 at the latest.

In the meantime, existing waste incineration plants have to comply with Directives 89/369/EEC, 89/429/EEC and 94/67/EC. [2, infomil, 2002]

1.5 Waste composition and process design

The precise design of a waste incineration plant will change according to the type of waste that is being treated. The following parameters and their variability are key drivers:

- waste chemical composition
- waste physical composition, e.g. particle size
- waste thermal characteristics, e.g. calorific value, moisture levels, etc.

Processes designed for a narrow range of specific inputs can usually be optimised more than those that receive wastes with greater variability. This in turn can allow improvements to be made in process stability and environmental performance, and may allow a simplifying of downstream operations such as flue-gas cleaning. As flue-gas cleaning is often a significant contributor to overall incineration costs (i.e. approx 15 to 35 % of the total capital investment) this can then lead to reduced treatment costs at the incinerator. The external costs (i.e. those generally beyond the IPPC permit assessment boundary) of pretreatment, or the selective collection of certain wastes can however add significantly to the overall costs of waste management and to emissions from the entire waste management system. Often, decisions concerning the wider management of waste (i.e. the complete waste arising, collection, transportation, treatment, disposal etc.) take into account a very large number of factors. The selection of the incineration process can form a part of this wider process.

The waste collection and pretreatment systems utilised can have a great impact on the type and nature of waste that will finally be received at the incinerator (e.g. mixed municipal waste or RDF) and hence on the type of incinerator that is best suited to this waste. Provision for the separate collection of various fractions of household waste can have a large influence over the average composition of the waste received at the MSWI. For example, the separate collection of some batteries and dental amalgam can significantly reduce mercury inputs to the incineration plant. [64, TWGComments, 2003]

The cost of the processes used for the management of residues arising at the incinerator, and for the distribution and use of the energy recovered also play a role in the overall process selection.

In many cases, waste incinerators may have only limited control over the precise content of the wastes they receive. This then results in the need for some installations to be designed so that they are sufficiently flexible to cope with the wide range of waste inputs they could receive. This applies to both the combustion stage and the subsequent flue-gas cleaning stages.

The main types of waste to which incineration is applied as a treatment are:

- municipal wastes (residual wastes - not pretreated)
- pretreated municipal wastes (e.g. selected fractions or RDF)
- non-hazardous industrial wastes and packaging
- hazardous wastes
- sewage sludges
- clinical wastes.

[64, TWGComments, 2003] Many incineration plants accept several of these types of waste. Waste itself is commonly classified in a number different ways:

- by origin, e.g. household, commercial, industrial, etc.
- by its nature, e.g. putrescible, hazardous, etc.
- by the method used for its management, e.g. separately collected, recovered material, etc.

These different classes overlap. For example, wastes of various origins may contain putrescible or hazardous fractions.

Table 1.7 below provides data concerning the content of waste arising in Germany. The term *hazardous waste* refers to those wastes classified as hazardous under Directive 91/689/EC. Sewage sludge includes sludge from the waste water treatment of communities and industries:

Parameter	Municipal waste	Hazardous waste	Sewage sludge
Calorific value (upper) (MJ/kg)	7 – 15	1 – 42	2 – 14
Water (%)	15 – 40	0 – 100	3 – 97
Ash	20 – 35	0 – 100	1 – 60
Carbon (% d.s.)	18 – 40	5 – 99	30 – 35
Hydrogen (% d.s.)	1 – 5	1 – 20	2 – 5
Nitrogen (% d.s.)	0.2 – 1.5	0 – 15	1 – 4
Oxygen (% d.s.)	*15 - 22*	*not supplied*	10 – 25
Sulphur (% d.s.)	0.1 - 0.5	*not supplied*	0.2 - 1.5
Fluorine (% d.s.)	0.01 – 0.035	0 - 50	0.1 - 1
Chlorine (% d.s.)	0.1 – 1	0 - 80	0.05 - 4
Bromine (% d.s.)	*not supplied*	0 - 80	No data
Iodine (% d.s.)		0 - 50	No data
Lead mg/kg d.s.)	100 – 2000	0 - 200000	4 - 1000
Cadmium mg/kg d.s.)	1 – 15	0 – 10000	0.1 – 50
Copper mg/kg d.s.)	200 – 700	*not supplied*	10 – 1800
Zinc mg/kg d.s.)	400 – 1400	*not supplied*	10 – 5700
Mercury mg/kg d.s.)	1 – 5	0 – 40000	0.05 – 10
Thallium mg/kg d.s.)	<0.1	*not supplied*	0.1 – 5
Manganese mg/kg d.s.)	250	*not supplied*	300 – 1800
Vanadium mg/kg d.s.)	4 – 11	*not supplied*	10 – 150
Nickel mg/kg d.s.)	30 – 50	*not supplied*	3 – 500
Cobalt mg/kg d.s.)	3 – 10	*not supplied*	8 – 35
Arsenic mg/kg d.s.)	2 – 5	*not supplied*	1 – 35
Chrome mg/kg d.s.)	40 - 200	*not supplied*	1 – 800
Selenium mg/kg d.s.)	0.21 - 15	*not supplied*	0.1 – 8
PCB mg/kg d.s.)	0.2 – 0.4	Up to 60 %	0.01 – 0.13
PCDD/PCDF (ng I-TE/kg)	50 – 250	10 – 10000	8.5 – 73
Notes: % d.s. means percentage dry solids the calorific value for sewage sludge relates to raw sludge of>97 % d.s. Sub-fractions of HW can show variations outside these ranges			

Table 1.7: **Typical composition of waste in Germany**
[1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

The range of installation designs is almost as wide as the range of waste compositions.

New plants have the advantage that a specific technological solution can be designed to meet the specific nature of the waste to be treated in the plant. They also benefit from years of industry development and knowledge of the practical application of techniques and may therefore be designed for high environmental standards, whilst containing costs.

Existing plants have significantly less flexibility when selecting upgrade options. Their design may be the product of 10 to 20 years of process evolution. Often in Europe this will have been motivated by requirements to reduce emissions to air. The next stage of process development will often then be highly (or even totally) dependent upon the existing design. Many site-specific local solutions can be seen in the sector. Many of these would probably be constructed in a different way if completely rebuilt. [6, EGTEI, 2002]

1.6 Key environmental issues

Waste itself, and its management, are themselves a significant environmental issue. The thermal treatment of waste may therefore be seen as a response to the environmental threats posed by poorly or unmanaged waste streams.

The target of thermal treatment (see also Section 1.1) is to provide for an overall reduction in the environmental impact that might otherwise arise from the waste. However, in the course of the operation of incineration installations, emissions and consumptions arise, whose existence or magnitude are influenced by the installation design and operation. This section therefore, briefly, summarises the main environmental issues that arise directly from incineration installations (i.e. it does not include the wider impacts or benefits of incineration). Essentially these *direct impacts* fall into the following main categories:

- overall process emissions to air and water (including odour)
- overall process residue production
- process noise and vibration
- energy consumption and production
- raw material (reagent) consumption
- fugitive emissions – mainly from waste storage
- reduction of the storage/handling/processing risks of hazardous wastes.

Other impacts beyond the scope of this BREF document (but which can significantly impact upon the overall environmental impact of an entire project) arise from the following operations:

- transport of incoming waste and outgoing residues
- extensive waste pretreatment (e.g. preparation of waste derived fuels and the associated refuse treatment).

1.6.1 Process emissions to air and water

Emissions to air have long been the focus of attention for waste incineration plants. Significant advances in technologies for the cleaning of flue-gases in particular have lead to major reductions in the emissions to air.

However, the control of emissions to air remains an important issue for the sector. As the entire incineration process is usually under slightly negative pressure (because of the common inclusion of an induced draught extraction fan), routine emissions to air generally take place exclusively from the stack. [2, infomil, 2002]

A summary of the main emissions to air from stack releases (these are described in more detail in Section 3.2.1) is shown below:

- particulate matter, –particulate matter - various particle sizes
- acid and other gases, –including HCl, HF, HBr, HI, SO_2, NO_X, NH_3 amongst others
- heavy metals, –including Hg, Cd, Tl, As, Ni, Pb, amongst others
- carbon comp. (non-GHG), –including, CO, hydrocarbons (VOCs), PCDD/F, PCB amongst others.

Other releases to air may include, if there is no measure to reduce them:

- odour, –from handling and storage of untreated waste
- green house gases (GHGs) –from decomposition of stored wastes e.g. methane, CO_2
- dusts, –from dry reagent handling and waste storage areas.

The principle potential sources of releases to water (process dependent) are:

- effluents from air pollution control devices, e.g. salts, heavy metals (HMs)
- final effluent discharges from waste water treatment plants, e.g. salts, heavy metals
- boiler water - blowdown bleeds, e.g. salts
- cooling water - from wet cooling systems, e.g. salts, biocides
- road and other surface drainage, e.g. diluted waste leachates
- incoming waste storage, handling and transfer areas, e.g. diluted incoming wastes
- raw material storage areas, e.g. treatment chemicals
- residue handling, treatment and storage areas, e.g. salts, HMs, organics.

The waste water produced at the installation can contain a wide range of potentially polluting substances depending upon its actual source. The actual release made will be highly dependent on the treatment and control systems applied.

1.6.2 Installation residues production

The nature and quantity of residues produced are a key issue for the sector. This is because they provide both: (1) a measure of the completeness of the incineration process, and (2) generally represent the largest potential waste arising at the installation.

[64, TWGComments, 2003], [1, UBA, 2001] Although the types and quantities of residue arising varies greatly according to the installation design, its operation and waste input, the following main waste streams are commonly produced during the incineration process:

- ashes and/or slag
- boiler ashes
- filter dust
- other residues from the flue-gas cleaning (e.g. calcium or sodium chlorides)
- sludge from waste water treatment.

In some cases, the above waste streams are segregated; in other cases, they are combined within or outside the process.

Some thermal treatment residues (most commonly vitrified slags from very high temperature processes) can be used directly without treatment. Substances which can be obtained after the treatment of the bottom ashes are:

- construction materials
- ferrous metals
- non ferrous metals.

In addition, some plants using wet FGC processes with additional specific equipment recover:

- calcium sulphate (Gypsum)
- hydrochloric acid
- sodium carbonate
- sodium chloride.

Of these outputs, although very dependent upon the waste type, bottom ashes are generally produced in the largest quantities. In many locations, often depending on local legislation and practice, bottom ash is treated for re-cycling as an aggregate replacement.

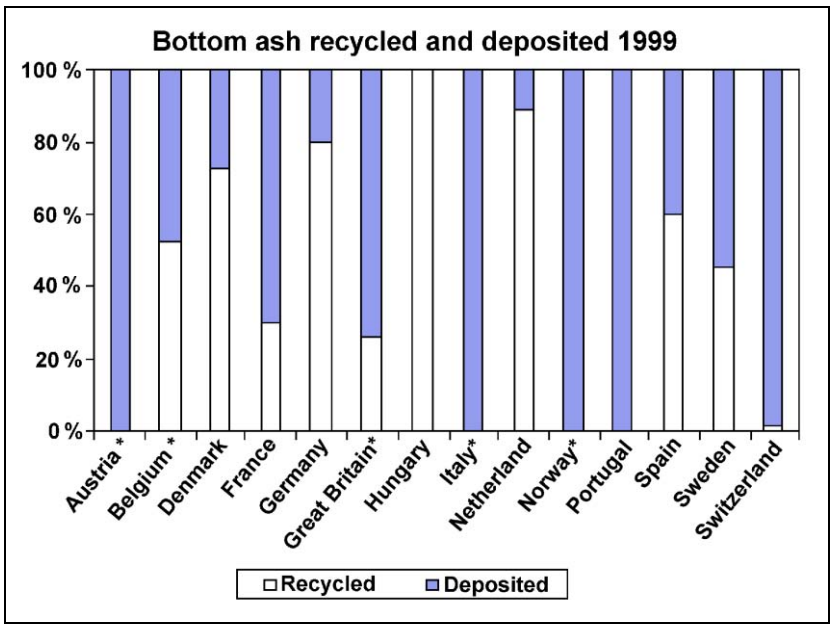

Figure 1.2: Bottom ash recycled and deposited from MSWI in 1999
***means incomplete data [42, ISWA, 2002]**

Residues produced from the flue-gas cleaning are an important source of waste production. The amount and nature of these varies, mainly according to the types of waste being incinerated and the technology that is employed.

1.6.3 Process noise and vibration

[2, infomil, 2002] The noise aspects of waste incineration are comparable with other heavy industries and with power generation plants. It is common practice for new municipal waste incineration plants to be installed in completely closed building(s), as far as possible. This normally includes operations such as the unloading of waste, mechanical pretreatment, flue-gas treatment, and the treatment of residues. Usually, only some parts of flue-gas cleaning systems (pipes, tubes, SCR, heat exchangers, etc.), cooling facilities and the long-term storage of bottom ash are carried out directly in the open air.

The most important sources of external noise are:

- vehicles used for the transport of waste, chemicals and residues
- mechanical pretreatment of waste, e.g. shredding, baling, etc.
- exhaust fans, extracting flue-gases from the incineration process and causing noise at the outlet of the stack
- noise, related to the cooling system (from evaporative cooling, especially air cooling)
- turbine generation noise (high level so usually placed in specific sound-proofed buildings)
- boiler pressure emergency blowdowns (these require direct release to atmosphere for boiler safety reasons)
- compressors for compressed air
- noise related to the transport and treatment of bottom ash (if on the same site).

SCR systems and flue-gas ducts give rise to little noise and are often not inside buildings. Other installation parts are not usually significant for external noise production but may contribute to a general external noise production by the plant buildings.

1.6.4 Energy production and consumption

Waste incinerators both produce and consume energy. In a large majority of cases, the energetic value of the waste exceeds the process requirements. This may result in the net export of energy. This is often the case with municipal waste incinerators in particular.

Given the total quantities of waste arising, and its growth over many years, the incineration of waste can be seen to offer a large potential source of energy. In some MSs this energy source is already well exploited. This is particularly the case where the use of CHP is used. Energy issues are discussed in more detail later in this document (see Sections 3.5 and 4.3).
[64, TWGComments, 2003]

Figure 1.3 below shows the production of heat and electricity from municipal waste incineration plants for various countries in 1999:

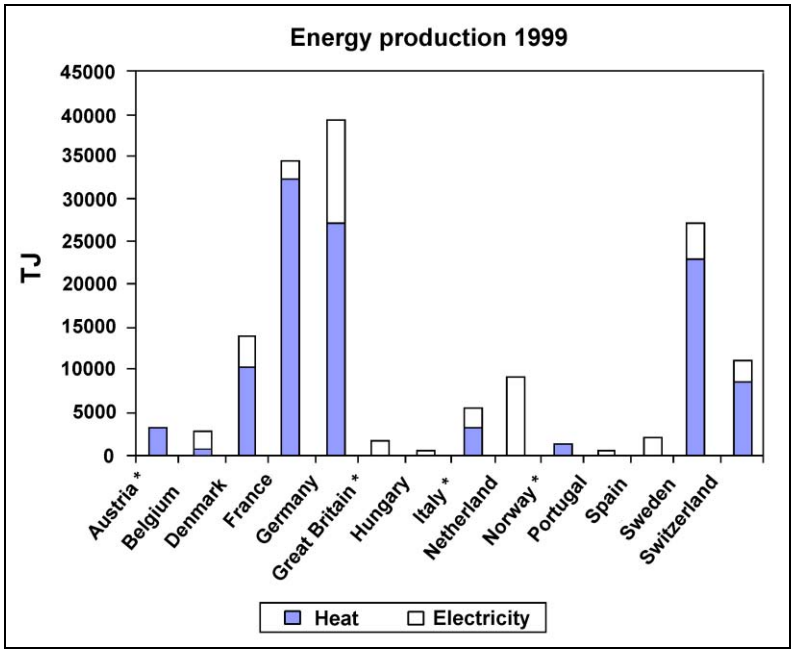

Figure 1.3: Energy production by municipal waste incinerators in Europe (1999)
*** means incomplete data [42, ISWA, 2002]**

Most wastes contain biomass (to differing degrees). In such cases, the energy derived from the biomass fraction may be considered to substitute for fossil fuel and therefore the recovery of energy from that fraction be considered to contribute to a reduction in the overall carbon dioxide emissions from energy production. In some countries, this attracts subsidies and tax reductions.
[64, TWGComments, 2003]

Energy inputs to the incineration process can include:

- waste
- support fuels, (e.g. diesel, natural gas):
  - for start-up and shutdown
  - to maintain required temperatures with lower CV wastes
  - for flue-gas reheating before treatment or release
- imported electricity:
  - for start-up and shutdown phases when all lines are stopped and for plants without electricity generation.

(Note: some of the above energy inputs contribute to steam/heat production where boilers are used and are therefore the energy is partially recovered in the process.)

Energy production, self-consumption and export can include:

- electricity
- heat (as steam or hot water)
- syngas (for pyrolysis and gasification plants that do not burn the syngas on site).

The efficient recovery of the energy content of the waste is generally considered to be a key issue for the industry.
[74, TWGComments, 2004]

1.6.5 Consumption of raw materials and energy by the installation

Waste incineration plants (process dependent) may consume the following:

- electricity, for process plant operation
- heat, for specific process needs
- fuels, support fuels (e.g. gas, light oils, coal, char)
- water, for flue-gas treatment, cooling and boiler operation
- flue-gas treatment reagents, e.g. caustic soda, lime, sodium bicarbonate, sodium sulphite hydrogen peroxide, activated carbon, ammonia, and urea
- water treatment reagents, e.g. acids, alkalis, tri-mercapto tri-azine, sodium sulphite, etc.
- high pressure air, for compressors.
  [74, TWGComments, 2004]

1.7 Economic information

[43, Eunomia, 2001] [64, TWGComments, 2003]
The economic aspects of incineration vary greatly between regions and countries, not only due to technical aspects but also depending on waste treatment policies. A study [43, Eunomia, 2001] of these aspects provided to the TWG gives information on the situation in EU MSs – some information from this study has been included in the annexe to this document.

The costs of incineration are generally affected by the following factors:

- costs of land acquisition
- scale (there may often be significant disadvantages for small scale operation)
- plant utilisation rate
- the actual requirements for the treatment of flue-gases/effluents, e.g. the imposed emission limit values can drive the selection of particular technologies that in some circumstances impose significant additional capital and operational costs
- the treatment and disposal/recovery of ash residues, e.g. bottom ash may often be used for construction purposes, in which case, the landfilling cost is avoided. The costs of treatment for fly ash varies significantly, owing to the different approaches and regulations applied regarding the need for treatment prior to recovery or disposal, and the nature of the disposal site
- the efficiency of energy recovery, and the revenue received for the energy delivered. The unit price of energy delivered, and whether revenues are received for just heat or electricity us for both are both important determinants of net costs
- the recovery of metals and the revenues received from this
- taxes or subsidies received for incineration and/or levied on emissions - direct and indirect subsidies can influence gate fees significantly i.e. in the range of 10 – 75 %
- architectural requirements
- development of the surrounding area for waste delivery access, and other infrastructure

- availability requirements, e.g. availability may be increased by doubling each pump but this imposes additional capital costs
- planning and building cost/ depreciation periods, taxes and subsidies, capital cost market
- insurance costs
- administration, personnel, salary costs.

The owners and operators of incineration plants may be municipal bodies, as well as private companies. Public/private partnerships are also common. The finance cost of capital investments may vary depending upon the ownership.

Waste incineration plants receive fees for the treatment of the waste. They can also produce and sell electricity, steam, and heat, and recover other products, such as bottom ashes for use as civil construction material, iron scrap and non-ferrous scrap for use in the metal industry, HCl, salt or gypsum. The price paid for these commodities, and the investment required to produce them, has a significant impact on the operational cost of the installation. It can also be decisive when considering specific technical investments and process designs (e.g. whether heat can be sold at a price that justifies the investment required for its supply). The prices paid for these commodities vary from one MS to another or even from one location to another.

In addition, significant differences occur due to the variations in emission requirements, salary costs and depreciation periods, etc. For these reasons, the gate fees in Table 1.8 are only comparable to a limited extent:

Member states	Gate fees in EUR/t incineration plants	
	Municipal waste	Hazardous waste
Belgium	56 – 130	100 – 1500
Denmark	40 – 70	100 – 1500
France	50 – 120	100 – 1500
Germany	100 – 350	50 – 1500
Italy	40 – 80	100 – 1000
Netherlands	90 – 180	50 – 5000
Sweden	20 – 50	50 - 2500
United Kingdom	20 – 40	Not available

Table 1.8: Gate fees in European MSW and HW incineration plants [1, UBA, 2001]

It is important not to confuse the real cost of the gate fee 'needed' in order to pay for the investment and operation, and the market price that is adopted in order to deal with competition. Competition with alternative methods of waste management (e.g. landfills, fuel production, etc.) as well as investment costs and operational expenses have an effect on the final gate fee at incineration plants. Competition prices vary greatly from one MS or location to another.

Table 1.9 shows (except where noted) the variation in municipal waste incineration costs across MSs. Note that the costs presented in Table 1.9 are different to those in Table 1.8 above (which presents data on *gate fees)*:

	Pre-tax[2] costs net of revenues in EUR per tonne waste input	Tax (for plant with energy recovery)	Revenues from energy supply (EUR per kWh)	Costs of ash treatment (EUR per tonne of ash unless otherwise specified)
A	326 @ 60 kt/yr 159 @150 kt/yr 97 @ 300 kt/yr		Electricity: 0.036 Heat: 0.018	Bottom ash: 63 Flue-gas residues: 363
B	72 average	EUR 12.7/t (Flanders)	Electricity: 0.025	Not available
DK	30 – 45	EUR 44/t	Electricity: 0.05	Bottom ash: 34 Flue-gas treatment residues: 80
FIN	None		For gasification, Electricity 0.034 Heat 0.017	
F	86 - 101 @ 37.5 kt/yr 80 - 90 @ 75 kt/yr 67 - 80 @ 150 kt/yr		Electricity 0.033 - 0.046 Heat: 0.0076 - 0.023	Bottom ash: EUR 13 – 18 per tonne input
D	250 (50 kt/yr and below)[1] 105 (200 kt/yr) [1] 65 @ 600 kt/yr[1]		Electricity 0.015 – 0.025	Bottom ash:25 - 30 Fly ash/air pollution control residues: 100 - 250
EL	None		Not known	Not known
IRL	None		Not known	Not known
I	41.3 – 93 (350 kt, depends on revenues for energy and packaging recovery)		Electricity: 0.14 (old) 0.04 (market) 0.05 (green cert.)	Bottom ash: 75 Fly ash and air pollution control residues: 29
L	97 (120 kt)		Electricity: 0.025 (estimated)	Bottom ash EUR 16/t input waste Flue-gas residues: EUR 8/t input waste
NL	71 – 110[1] 70 – 134[1]		Electricity: 0.027 - 0.04 (estimated)	
P	46 – 76 (est.)			No data
E	34 – 56		Electricity: 0.036	
S	21 – 53		Electricity: 0.03 Heat: 0.02	
UK	69 @ 100kt/yr 47 @ 200kt/yr		Electricity: 0.032	Bottom ash recycled (net cost to operator) fly ash circa 90

Notes:
1. These figures are gate fees, not costs
2. Pre-tax cost refers to gross costs without any tax.

Table 1.9: Comparative costs of MSW incineration in different MSs
[43, Eunomia, 2001, 64, TWGComments, 2003]

The following table illustrates how the capital costs of an entire new MSWI installation can vary with the flue-gas and residue treatment processes applied:

Type of flue-gas cleaning	Specific investment costs (EUR/tonne waste input/yr)			
	100 ktonnes/yr	200 ktonnes/yr	300 ktonnes/yr	600 ktonnes/yr
Dry	670	532	442	347
Dry plus wet	745	596	501	394
Dry plus wet with residue processing	902	701	587	457

Table 1.10: Specific investment costs for a new MSWI installation related to the annual capacity and some types of FGT in Germany
[1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

Table 1.11 shows some examples of average specific incineration costs (1999) for municipal waste and hazardous waste incineration plants (all new plants). The data indicates that the specific costs for incineration are heavily dependent on the financing costs of the capital and, therefore, by the investment costs and the plant capacity. Significant cost changes can occur and depend on the set-up, such as the depreciation period, interest costs, etc. Plant utilisation can also have a significant influence on the incineration costs.

Cost structure	Incineration plant for	
	Municipal waste with a capacity of 250 ktonnes/yr in EUR 10^6	**Hazardous waste with a capacity of 70 ktonnes/yr in EUR 10^6**
Planning/approval	3.5	6
Machine parts	70	32
Other components	28	28
Electrical works	18	20
Infrastructure works	14	13
Construction time	7	7
Total investment costs	**140**	**105**
Capital financing cost	14	10
Personnel	4	6
Maintenance	3	8
Administration	0.5	0.5
Operating resources/energy	3	2.5
Waste disposal	3.5	1.5
Other	1	0.5
Total operational costs	**29**	**12.5**
Specific incineration costs (without revenues)	**Approx EUR 115/tonne**	**Approx EUR 350/tonne**
Note: The data provides an example in order to illustrate differences between MSWI and HWI. Costs of each and the differential between them vary		

Table 1.11: Example of the comparative individual cost elements for MSW and HW incineration plants
[1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

Energy prices:
[43, Eunomia, 2001] Revenues are received for energy sales. The level of support per kWh for electricity and/or heat generation varies greatly. For example, in Sweden and Denmark, gate fees are lower, at least in part because of the revenue gained from the sales of thermal energy as well as electricity. Indeed, in Sweden, the generation of electricity is often not implemented in the face of considerable revenues for heat recovery.

In some other countries, support for electricity production has encouraged electrical recovery ahead of heat recovery. The UK, Italy, and Spain, amongst others, have at some stage, supported incineration through elevated prices for electricity generated from incinerators.
In other MSs, the structure of incentives available for supporting renewable energy may also affect the relative prices of alternative waste treatments and hence competition prices.
The potential revenues from energy sales at waste incineration facilities constitute an incentive for all concerned parties to include energy outlets in the planning phase for incineration facilities [64, TWGComments, 2003].

Revenues received for recovery of packaging materials:
[43, Eunomia, 2001] These have also influenced relative prices. For example, in Italy and the UK, incinerators have received revenues associated with the recovery of packaging material.

It should be noted that, legislative judgements concerning recovery and disposal may influence whether incinerators can legally benefit from these revenues [64, TWGComments, 2003]

Taxes on incineration:

[43, Eunomia, 2001] In Denmark, the tax on incineration is especially high. Hence, although underlying costs tend to be low (owing primarily to scale, and the prices received for energy), the costs net of tax are of the same order as that of several other countries where no tax is in place. This tax along with a landfill tax were adopted in Denmark to promote waste treatment in compliance with the waste hierarchy. This has resulted in a large shift from landfill to recycling, but with the percentage of waste being incinerated remaining constant [64, TWGComments, 2003].

2 APPLIED TECHNIQUES

2.1 Overview and introduction

The basic linear structure of a waste incineration plant may include the following operations. Information describing these stages is included later in this chapter:

- incoming waste reception
- storage of waste and raw materials
- pretreatment of waste (where required, on-site or off-site)
- loading of waste into the process
- thermal treatment of the waste
- energy recovery (e.g. boiler) and conversion
- flue-gas cleaning
- flue-gas cleaning residue management (from flue-gas treatment)
- flue-gas discharge
- emissions monitoring and control
- waste water control and treatment (e.g. from site drainage, flue-gas treatment, storage)
- ash/bottom ash management and treatment (arising from the combustion stage)
- solid residue discharge/disposal.

Each of these stages is generally adapted in terms of design, for the type(s) of waste that are treated at the installation.

Many installations operate 24h/day, nearly 365 days/yr. Control systems and maintenance programmes play an important role in securing the availability of the plant. [74, TWGComments, 2004]

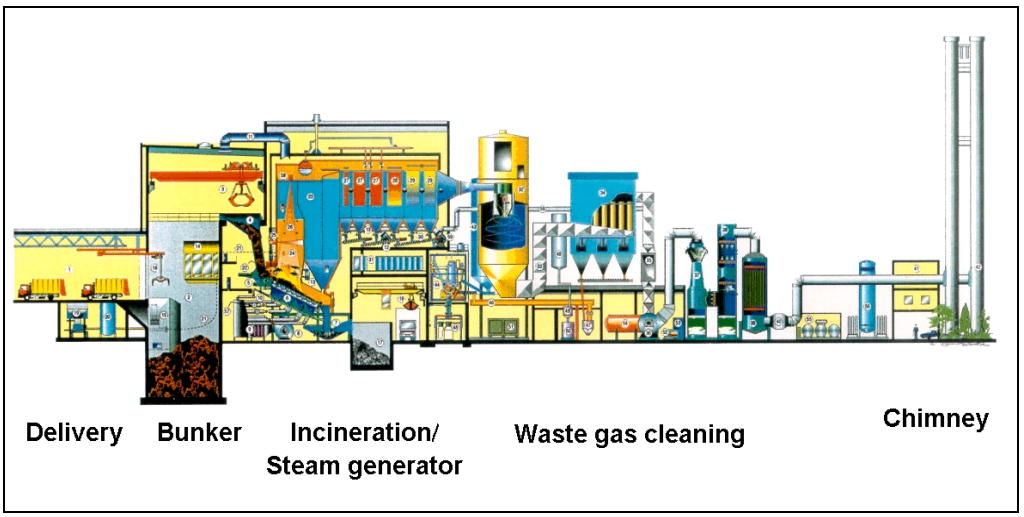

Figure 2.1: Example layout of a municipal solid waste incineration plant [1, UBA, 2001]

In the example shown above (Figure 2.1), the incoming waste storage and handling stages are on the left of the diagram, before the incineration stage. The flue-gas cleaning system is shown labelled as *waste gas cleaning*, to the right of the furnace and boiler. The example shown is a wet FGT system with several unit operations. Other modern installations use FGT systems with fewer process units.

Although incineration is by far the most widely applied, there are three main types of thermal waste treatment relevant to this BREF:

- **pyrolysis** - thermal degradation of organic material in the absence of oxygen
- **gasification** - partial oxidation
- **incineration** - full oxidative combustion.

The reaction conditions for these thermal treatments vary, but may be differentiated approximately as follows:

	Pyrolysis	Gasification	Combustion
Reaction temperature (°C)	250 – 700	500 – 1600	800 - 1450
Pressure (bar)	1	1 – 45	1
Atmosphere	Inert/nitrogen	Gasification agent: O_2, H_20	Air
Stoichiometric ratio	0	<1	>1
Products from the process			
Gas phase:	H_2, CO, hydrocarbons, H_2O, N_2	H_2, CO, CO_2, CH_4, H_2O, N_2	CO_2, H_2O, O_2, N_2
Solid phase:	Ash, coke	Slag, ash	Ash, slag
Liquid phase:	Pyrolysis oil and water		

Table 2.1: Typical reaction conditions and products from pyrolysis, gasification and incineration processes
Adapted from[9, VDI, 2002]

Pyrolysis and gasification plants follow a similar basic structure to waste incineration installations, but differ significantly in detail. The main differences are as follows:

- **pretreatment**, may be more extensive to provide a narrow profile feedstock. Additional equipment is required for handling/treating/storing the rejected material
- **loading**, greater attention required to sealing
- **thermal reactor**, to replace (or in addition to) the combustion stage
- **product handling**, gaseous and solid products require handling, storage and possible further treatments
- **product combustion**, may be a separate stage and include energy recovery by combustion of the products and subsequent gas/water/solid treatments and management.

2.2 Pretreatment, storage and handling techniques

The different types of wastes that are incinerated may need different types of pretreatment, storage and handling operations. This section is organised in such a way that it describes in order the most relevant of these operations for each type of waste, in particular for:

- municipal solid wastes
- hazardous wastes
- sewage sludge
- clinical wastes.

2.2.1 Municipal solid wastes (MSW)

2.2.1.1 Collection and pretreatment outside the MSW incineration plant

Although beyond the immediate scope of this BREF document, it is important to recognise that the local collection and pretreatment applied to MSW can influence the nature of the material received at the incineration plant. The requirements concerning the pretreatment and other operations should therefore be consistent with the collection system in place.

Recycling schemes may mean that some fractions have been removed. Their effect will be approximately as follows:

Fraction removed	Prime impacts on remaining waste
Glass and metals	• increase in calorific value • decrease in quantity of recoverable metals in slag
Paper, card and plastic	• decrease in calorific value • possible reduction in chlorine loads if PVC common
Organic wastes, e.g. food and garden wastes	• reduction in moisture loads (particularly of peak loads) • increase in net calorific value
Bulky wastes	• reduced need for removal/shredding of such wastes
Hazardous wastes	• reduction in hazardous metal loading • reduction in some other substances e.g. Cl, Br, Hg

Table 2.2: Prime impact of waste selection and pretreatment on residual waste
[74, TWGComments, 2004]

One study assessing the effect of selective collection on the remaining household (called "grey waste") gave the following conclusions:

- glass collection decreased the throughput (-13 %) and increased the NCV (+15 %) of the residual "grey waste"
- packaging and paper collection decreased the throughput (-21 %) and decreased the NCV (-16 %) of the "grey waste"
- in general, throughput and NCV of the "grey waste" decreased when the efficiency of the selective collection increased. The maximum impact of selective collection was -42 % for the throughput and -3 % for the NCV of the "grey waste"
- selective collection had an effect on the grey waste quality - it increased significantly the content of the fine element, which can be particularly rich in heavy metals (fines increased from 16 % to 33 %)
- bottom ash ratio decreased due to selective collection (-3 %).
  [74, TWGComments, 2004]

The degree to which separate collection and similar schemes effect the final waste delivered to the installation are seen depends on the effectiveness of the separation and pretreatment systems employed. This varies greatly. Some residual fractions are always likely to remain in the delivered waste.

Reject materials from recycling plants, monofractions of waste, commercial and industrial wastes, and some hazardous wastes may also be found in the delivered waste.

2.2.1.2 Municipal solid waste pretreatment within the incineration plant

In-bunker mixing is commonly used to blend MSW. This usually consists of using the same waste grab that is also used for hopper loading. Most commonly, the pretreatment of MSW is limited to the shredding of pressed bales, bulky waste, etc, although sometimes more extensive shredding is used. The following equipment is used:

- crocodile shears
- shredder
- mills
- rotor shears.

For fire-safety reasons, the following arrangements may be used:

- separation of the dumping areas from the storage in the bunker
- separation of hydraulic plants (oil supply, pump- and supply equipment) from the cutting tools
- collection devices for leaked oil
- decompression release in the housings to reduce explosion damage.

It is generally necessary to pretreat (i.e. crush) bulky waste when its size is greater than that of the feed equipment to the furnace. Another reason for pretreatment is to homogenise the waste so that it has more consistent combustion characteristics (e.g. for some wastes with high NCVs). This may be achieved by mixing, crushing or shredding the waste.

Additional waste pretreatment is unusual for grate furnace plants, but may be essential for other furnace designs.

2.2.1.3 Waste delivery and storage

2.2.1.3.1 Waste control

The waste delivery area is the location where the delivery trucks, trains, or containers arrive in order to dump the waste into the bunker, usually after visual control and weighing. The dumping occurs through openings between the delivery area and the bunker. Tilting and sliding beds may be used to help waste transfer to the bunker. The openings can be locked, and therefore also serve as odour and seal locks, as well as fire and crash-protecting devices. Enclosure of the delivery area can be one effective means of avoiding odour, noise and emission problems from the waste.

2.2.1.3.2 Bunker

The bunker is usually a waterproof, concrete bed. The waste is piled and mixed in the bunker using cranes equipped with grapples. The mixing of wastes helps to achieve a balanced heat value, size, structure, composition, etc. of the material dumped into the incinerator filling hoppers.

Fire protection equipment is used in the bunker area and feeder system. For example:

- fire proofed cabling for the cranes
- safety design for the crane cabs
- fire detectors
- automatic water cannon sprays, with or without foam.

Crane cabs are designed in such a way that the crane operator has a good overview of the entire bunker. The cab has its own ventilation system, independent from the bunker.

In order to avoid excessive dust development and gas formation (e.g. methane) from fermenting processes, as well as the accumulation of odour and dust emissions, the primary incineration air for the furnace plants is often extracted from the bunker area. Depending on the calorific value of the waste as well as the layout and the concept of the plant, preference is most often given to supplying the bunker air to either the primary or secondary air. [74, TWGComments, 2004]

The bunker usually has a storage capacity of several days (commonly 3 - 5 days) of plant operational throughput. This is very dependent on local factors and the specific nature of the waste.

Additional safety devices may be implemented such as: dry standpipe at the waste hopper level, foam nozzle above waste hopper, fire detection for the hydraulic group, fire resistant walls between the bunker and the furnace hall, fire resistant walls between the furnace hall and the control room, water curtains on the window between the control room and the furnace, smoke and fire extraction (5 - 10 % of the surface of the roof) etc.
[74, TWGComments, 2004]

2.2.2 Hazardous wastes

2.2.2.1 Brief description of the sector

The hazardous waste incineration sector comprises two main sub-sectors:

- merchant incineration plants
- dedicated incineration plants.

The main differences between these are summarised in the table below:

Criteria	Merchant plants	Dedicated plants
Ownership	Private companies, municipalities or partnerships	Usually private companies (used for their own wastes)
Characteristics of wastes treated	• very wide range of wastes • knowledge of exact waste composition may be limited in some cases.	• wide range of wastes • often only the waste arising within one company or even from one process • knowledge of waste composition generally higher.
Combustion technologies applied	• predominantly rotary kilns • some dedicated technologies for dedicated or restricted specification wastes.	• rotary kilns plus • a wide variety of specific techniques for dedicated or restricted specification wastes.
Operational and design considerations	• Flexibility and wide range of performance required to ensure good process control.	• Process can be more closely designed for a narrower specification of feed in some cases.
Flue-gas treatment	• wet scrubbing often applied to give flexibility of performance, as well as • a range of FGT techniques applied in combination.	• wet scrubbing often applied to give flexibility of performance, as well as • a range of FGT techniques applied in combination.
Cost/market considerations	• operators usually compete in an open (global) market for business • some plants benefit from national/regional policies regarding the destination of wastes arising in that country/region. • Movement of hazardous waste in the EU is controlled by Transfrontier Shipment Regulations which limits the scope of open global market.	• competition more limited or in some cases non-existent • higher disposal costs tolerated by users in some cases for reasons of waste producer policy on in-house disposal.

Table 2.3: Summary of the differences between operators in the HWI market
Source: discussions with TWG

[EURITS, 2002 #41]. The individual incineration capacity of rotary kilns used in the merchant sector varies between 30000 and 100000 tonnes a year. The mass capacity for an individual design varies considerably with the average calorific value of the waste, with the principal factor being thermal capacity.

The following sections refer mainly to the delivery, storage and pretreatment of hazardous waste for the merchant sector.

2.2.2.2 Waste acceptance

Due to the very wide variety of wastes encountered, their high potential hazard, and elevated uncertainties over the precise knowledge of the waste composition, significant effort is required to assess, characterise and trace incoming wastes through the entire process. The systems adopted need to provide a clear audit trail that allows the tracing of any incidents to their source. This then enables procedures to be adapted to prevent incidents.

The exact procedures required for waste acceptance and storage depends on the chemical and physical characteristics of the waste.

Identification and analysis of wastes:

[1, UBA, 2001]For each type of hazardous waste, a declaration of the nature of the waste made by the waste producer is submitted so that the waste manager can then decide whether the treatment of each specific type of waste is possible. Such a declaration may include:

- data on the waste producer and responsible persons
- data on the waste code and other designations for the waste
- data on the origin of the waste
- analytical data on particular toxic materials
- general characteristics, including combustion parameters, such as: Cl, S, calorific value, water content, etc.
- other safety/environmental information
- legally-binding signature
- additional data upon request of the accepting plant.

Some types of waste require additional measures. Homogeneous, production-specific waste can often be adequately described in general terms. Additional measures are usually required for waste of less well-known composition (e.g. waste from refuse dumps or from the collections of hazardous household waste), including the investigation of each individual waste container.

When the waste composition cannot be described in detail (e.g. small amounts of pesticides or laboratory chemicals), the waste management company may agree with the waste producer on specific packaging requirements, making sure that the waste will not react during transport, when it is accepted for incineration, or within containers. For example, risks may arise from:

- wastes with phosphides
- wastes with isocyanates
- wastes with alkaline metals (e.g., or other reactive metals)
- cyanide with acids
- wastes forming acid gases during combustion
- wastes with mercury.

[74, TWGComments, 2004]

Delivered wastes generally undergo specific admission controls, whereby the previously received declaration by the waste producer provides the starting point. After comparison by visual and analytical investigations with the data contained in the declaration, the waste is either accepted, allocated to the appropriate storage area, or rejected in the case of significant deviations.

2.2.2.3 Storage

The general principles of storage are described in the BREF on emissions from storage. However, this section serves to outline some issues that are specific to the hazardous waste industry.

In general, the storage of wastes needs, additionally, to take into account the unknown nature and composition of wastes, as this gives rise to additional risks and uncertainties. In many cases, this uncertainty means that higher specification storage systems are applied for wastes than for well-characterised raw materials.

A common practice is to ensure, as far as possible, that hazardous wastes are stored in the same containers (drums) that are used for transport; thus avoiding the need for additional handling and transfer. Good communication between the waste producer and the waste manager help to ensure wastes are stored, transferred, etc, such that risks all along the chain are well managed. It is also important that only well characterised and compatible wastes are stored in tanks or bunkers.

For hazardous waste incineration, storage arrangements for some substances may need to be consistent with the COMAH/(Seveso II) requirements, as well as BAT described in the storage BREF. There may be circumstances where the *major accident and hazard* (MAH) prevention/mitigation measures take precedence.

[EURITS, 2002 #41] Appropriate waste assessment is an essential element in the selection of storage and loading options. Some issues to note are:

- for the storage of **solid hazardous waste**, many incinerators are equipped with a bunker (500 to 2000 m³) from where the waste is fed into the installation by cranes or feed hoppers
- **liquid hazardous waste and sludges,** these are usually stored in a tank farm. Some tanks have storage under an inert (e.g. N_2) atmosphere. Liquid waste is pumped via pipelines to the burners and introduced into the rotary kiln and/or the post combustion chamber (PCC). Sludges can be fed to rotary kilns using special "viscous-matter" pumps
- some incinerators are able to feed certain substances, such as toxic, odorous, reactive and corrosive liquids, by means of a **direct injection** device, directly from the transport container into either the kiln or PCC
- almost half of the merchant incinerators in Europe are equipped with conveyors and elevators to transport and introduce **drums** and/or small packages (e.g. lab packs) directly into the rotary kiln. These may be via air locks systems, and can use inert gas flood systems.

2.2.2.3.1 Storage of solid hazardous waste

[1, UBA, 2001]Solid and unpumpable pasty hazardous waste that has not been degassed and does not smell, is stored temporarily in bunkers. Storage and mixing areas can be separated in the bunker. This can be achieved through several design segments. Cranes feed both solid and pasty waste products. The bunker must be designed in such a way that ground emissions can be prevented.

The bunker and container storage must be enclosed unless health and safety reasons (danger of explosion and fire) exist. The air in the bunker is usually removed and used as incineration air. In anticipating fires, monitors such as heat-detecting cameras are used, in addition to constant monitoring by personnel (control room, crane operator).

2.2.2.3.2 Storage of pumpable hazardous waste

[1, UBA, 2001] Larger amounts of fluid and pumpable pasty wastes are temporarily stored in tanks that must be available in sufficient numbers and sizes to accommodate reacting liquids separately (danger of explosion, polymerisation).

Tanks, pipelines, valves, and seals must be adapted to the waste characteristics in terms of construction, material selection, and design. They must be sufficiently corrosion-proof, and offer the option of cleaning and sampling. Flat bed tanks are generally only deployed for large loads.

It may be necessary to homogenise the tank contents with mechanical or hydraulic agitators. Depending on the waste characteristics, the tanks must be heated indirectly and insulated. Tanks are set in catch basins that must be designed for the stored material, with bund volumes chosen so that they can hold the liquid waste in the event of leakage.

2.2.2.3.3 Storage for containers and tank containers

[1, UBA, 2001]For safety reasons, hazardous waste is most often accumulated in special containers. These containers are then delivered to the incineration plant. Delivery is also taken of bulk liquids.

The delivered containers may be stored or the contents transferred. In some cases, according to a risk assessment, the waste may be directly injected via a separate pipeline into the furnace. Heated transfer lines may be used for wastes that are only liquid at higher temperatures.

Storage areas for containers and tank containers are usually located outside, with or without roofs. Drainage from these areas is generally controlled, as contamination may arise.

2.2.2.4 Feeding and pretreatment

Because of the wide range of chemical and physical specification of some hazardous wastes, difficulties may occur in the incineration process. Some degree of waste blending or specific pretreatment is thus often carried out in order to achieve more even loads.

[2, infomil, 2002] It is also necessary for acceptance criteria to be developed for each installation. Such a recipe will describe the range of concentrations within which key combustion and chemical waste characteristics should be maintained, in order to ensure the process runs predictably, to prevent exceeding the process capacity, and thus to comply with operational and environmental (e.g. permit conditions) requirements.

Factors that set such ranges include:

- the flue-gas cleaning technology capacity for individual pollutants (e.g. scrubber flowrates, etc)
- the existence or absence of a particular flue-gas cleaning technique
- emission limit values required
- heat throughput rating of the furnace
- design of the waste feed mechanism and the physical suitability of the waste received.

[EURITS, 2002 #41] Some incinerators have dedicated and **integrated homogenisation installations** for the pretreatment of waste. These include:

- a shredder for bulky solids (e.g. contaminated packages) [74, TWGComments, 2004]
- a dedicated shredder purely for drums. Depending on the installation, drums containing solid and/or liquid waste can be treated. The shredded residues are then fed via the bunker and/or tanks
- a shredder combined with a mechanical mixing device. This results in a homogenised fraction which is pumped directly into the kiln by means of a thick-matter pump. Some shredders can deal with both drums and/or solid waste in packages of up to one tonne.

Depending on the waste composition and the individual characteristics of the incineration plant, together with the availability of other treatment means for any wastes produced, other pretreatment may also be carried out. For example [1, UBA, 2001]:

- neutralisation (for waste acceptance, pH-values from 4 - 12 are normal)
- sludge drainage
- solidification of sludge with binding agents.

The following figure shows an example of some hazardous waste pretreatment systems used at some merchant HWI:

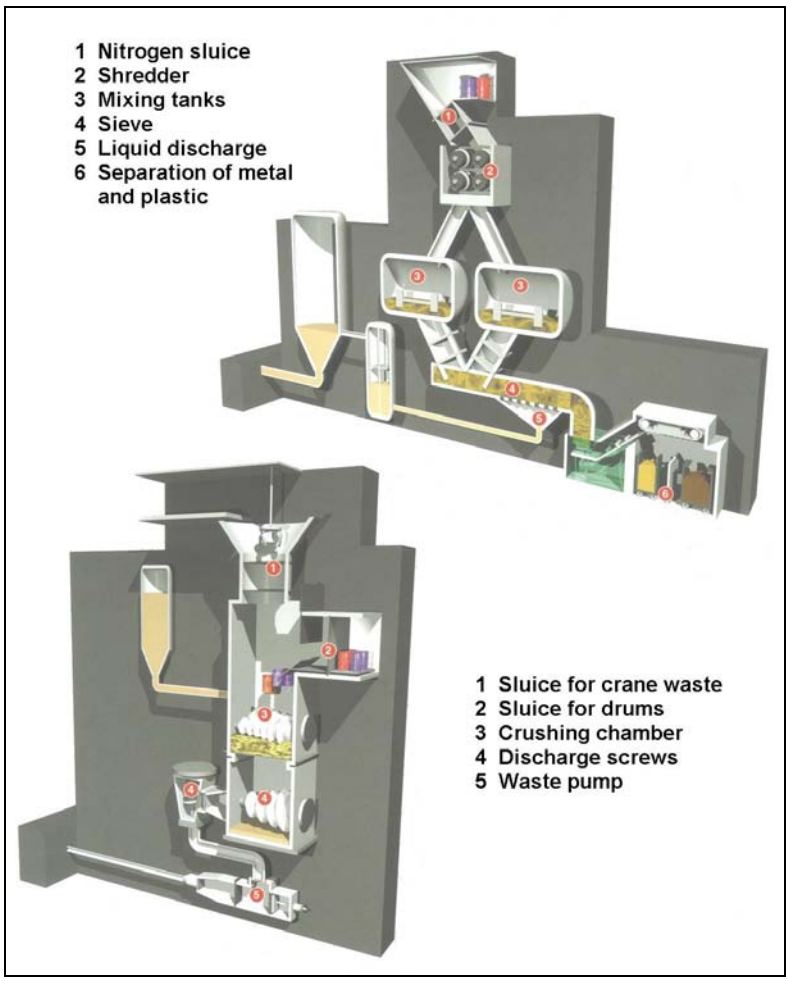

Figure 2.2: Example of some hazardous waste pretreatment systems used at some merchant HWI [25, Kommunikemi, 2002]

2.2.3 Sewage sludge

2.2.3.1 Composition of sewage sludge

The composition of sewage sludge varies according to many factors, including:

- system connections, e.g. industrial inputs can increase heavy metal loads
- coastal locations, e.g. for salt water inclusion
- treatments carried out at the treatment works, e.g. crude screening only, anaerobic sludge digestion, aerobic sludge digestion, addition of treatment chemicals
- weather/time of year, e.g. rainfall can dilute the sludge.

The composition of sewage sludge varies greatly. Typical composition ranges for dewatered communal and industrial sewage sludge are given below:

Component	Communal sewage sludge	Industrial sewage sludge
Dry solids (%)	10 – 45	-
Organic material (% of dry solids)	45 – 85	-
Heavy metals mg/kg d.s.):	-	-
Cr	20 – 77	170
Cu	200 – 600	1800
Pb	100 – 700	40
Ni	15 – 50	170
Sb	1 – 5	<10
Zn	500 – 1500	280
As	5 – 20	<10
Hg	0.5 – 4.6	1
Cd	1 – 5	<1
Mo	4 – 20	-

Table 2.4: Average composition of dewatered communal sewage sludge after dewatering [2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003]

Particularly important factors to take into account when incinerating sewage sludges are:

- the dry solids content (typically this varies from 10 % up to 45 % - this can have a major impact on the incineration process)
- whether the sludge is digested or not
- the lime, limestone and other conditioning contents of the sludge
- The composition of the sludge as primary-, secondary-, bio-sludge, etc.
- Odour problems, especially during sludge feeding in the storage.
  [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

2.2.3.2 Pretreatment of sewage sludge

2.2.3.2.1 Physical dewatering

[1, UBA, 2001, 64, TWGComments, 2003]
Mechanical drainage before incineration reduces the volume of the sludge mixture, by the reduction of the water content. An increase in the heat value is associated with this process. This allows independent and economical incineration. The success of mechanical drainage depends on the selected machines, the conditioning carried out, and the type and composition of the sludge.

Through mechanical drainage of the sewage sludge in decanters, centrifuges, belt filter presses and chamber filter presses, a dry solids (DS) level of between 10 and 45 % can be achieved.

Often the sludge is conditioned before the mechanical drainage to improve its drainage. This is achieved with the help of additives that contain flock building materials. It is necessary to differentiate between inorganic flocking substances (iron and aluminium salts, lime, coal, etc.) and organic flocking substances (organic polymers). Inorganic substances not only act as flocking substances but are also builders, i.e. they increase the inorganic content substantially, and hence the unburned proportion of the drained sludge (ash). For this reason, mostly organic conditioning substances are used in the treatment of sewage sludge.

2.2.3.2.2 Drying

[1, UBA, 2001, 64, TWGComments, 2003]
Often a substance that has been dried by mechanical drainage is still insufficiently dry for auto thermal incineration. In this case, a thermal drying plant for additional drying can be used before the incineration furnace. In this case, the sewage sludge is further reduced in volume and the heat value is further increased.

The drying/dewatering of sewage sludge is carried out in separate or connected drying plants. The following dryer plants are utilised:

- disk dryer
- drum dryer
- fluidised bed dryer
- belt dryer
- thin film dryer/disk dryer
- cold air dryer
- thin film dryer
- centrifugal dryer
- solar dryer
- combinations of different types.

Drying processes can be divided, in principal, into two groups:

- partial drying, up to approximately 60 - 80 % d.s.
- complete drying, up to approximately 80 - 90 % d.s.

[74, TWGComments, 2004]

An alternative to external drying is the *in-situ* drying of sludge by incineration together with higher calorific waste. In such cases, the water from the dewatered sludge helps to prevent the otherwise possible high temperature peaks that can be seen if only high CV waste were incinerated.

For auto thermal incineration in mono-sewage sludge incineration plants, the drainage of raw sewage up to a dry substance content of 35 per cent is generally sufficient. This can be achieved by mechanical dewatering and may not require thermal drying.

The required dry substance content for auto thermal incineration in a given installation will depend on the composition of the sludge (energy content of the dry solids, largely related to the content of organic material). This is influenced by the nature of the sludge as such, but also by the applied pretreatment, e.g. by sludge digestion, or by the use of organic or inorganic sludge conditioners.

For the simultaneous incineration of sewage sludge with other waste streams in municipal waste incineration plants (typically with a mixture ratio of drained sewage sludge to municipal waste of max. 10 % weight of drained sewage sludge (i.e. dryness of 20 – 30 %), additional sludge drying may be required. [74, TWGComments, 2004]

The heat required for the drying process is usually extracted from the incineration process. In some drying processes, the sewage sludge to be dried comes into direct contact with the thermal carrier, e.g. in *convection dryers or direct dryers* (e.g. belt, double-deck, fluidised bed dryers). During the drying process, vapour is produced that is a mixture of steam, air, and released gases from the sludge; and hot gases are produced in the direct drying process. The vapour and gas mixture must be cleaned. Generally, the steam from the drying process is injected in the furnace. Direct dryers can be used in an indirect system by the recirculation of evaporation vapours. This system has clear advantages and is often used (but hardly or not in combination with sludge incineration).

In indirect drying systems (e.g. worm, disk, thin film dryers), the heat is injected via steam generators or thermal oil plants and the heating fluid is not in contact with the sludge. Heat transfer occurs between the wall and the sludge.

Contact dryers generally achieve a dry solids level of 35 - 40 %. The evaporated water produced through the drying process is only contaminated with leaking air and small amounts of volatile gases. The steam can be condensed almost totally from the vapour and the remaining inert gases can be deodorised in the boiler furnace. The treatment of the condensate may be complicated due to the presence of NH_4OH, TOC, etc.

2.2.3.2.3 Sludge digestion

Sludge digestion decreases the content of organic material in the sludge and produces biogas (at least in the case of anaerobic digestion). Digested sludge can generally be dewatered more easily than non-digested sludge, thus allowing a slightly higher dry solids content after mechanical dewatering.
[64, TWGComments, 2003]

2.2.4 Clinical waste

2.2.4.1 Nature and composition of clinical wastes

Special attention is required when dealing with clinical wastes to manage the specific risks of these wastes (e.g. infectious contamination, needles, etc.), the aesthetic standards (residues of operations etc.) and their incineration behaviour (very variable calorific value and moisture contents).

Specific clinical waste often contains materials with very high NCVs (plastics, etc.), but also residues with very high water contents (e.g. blood, etc.). Clinical waste therefore usually requires long incineration times to ensure thorough waste burnout and that the residue quality is good.

Similar to hazardous wastes, the composition of specific clinical wastes varies greatly. Clinical waste may include (to varying degrees):

- infectious agents
- contaminated clothing/wipes and swabs
- pharmaceutical substances
- sharp materials, e.g. hypodermic needles
- veterinary wastes
- body parts
- used medical equipment
- packaging materials
- laboratory wastes
- radioactive contaminated materials.

In some cases a distinction is made between the incineration routes for pathological (potentially infectious waste) and non-pathological waste. The treatment of pathological waste is sometimes restricted to dedicated incinerators, while non-pathological waste is, in some cases, incinerated with other wastes in non-dedicated incinerators e.g. MSWI.

2.2.4.2 Handling, pretreatment and storage of clinical waste

The risks associated with the handling of clinical waste can generally be reduced by limiting the contact with the waste and by ensuring good storage, e.g. through the use of:

- dedicated containers and the provision of washing/disinfection facilities
- sealed and robust combustible containers, e.g. for sharps and biological hazard materials
- automatic furnace loading systems, e.g. dedicated bin lifts
- segregated storage and transfer areas (especially where co-incineration with other wastes takes place)
- refrigerated or freezer storage, if required.

Pretreatment may be carried out using:

- steam disinfection, e.g. autoclaving at elevated temperature and pressure
- boiling with water.

Each of these may allow the waste to be sufficiently sterilised to permit its subsequent handling in a similar manner to municipal wastes. Work and storage areas are usually designed to facilitate disinfection.

Appropriate cleaning and disinfection equipment are usually installed for the cleaning of returnable containers. The solid wastes from disinfection are collected for disposal. The waste water from disinfection are collected, and are then recycled in the incineration process (e.g. in the FGT or with the fed waste) or treated and discharged. [74, TWGComments, 2004]

Pretreatment may be applied to improve the homogeneity of the waste, such as shredding or maceration, although safety aspects require careful consideration with some clinical wastes.

Clinical waste is also incinerated in hazardous waste and other incineration plants with other types of waste. If incineration does not take place immediately, the wastes require temporary storage. In some cases, where it is necessary for clinical waste to be stored for longer than 48 hours, the waste is kept in cooled storage areas with a restricted maximum temperature (e.g. +10 °C).

2.3 The thermal treatment stage

Different types of thermal treatments are applied to the different types of wastes, however not all thermal treatments are suited to all wastes. This chapter and Table 2.5 review the concepts and applications behind the most common technologies, in particular:

- grate incinerators
- rotary kilns
- fluidised beds
- pyrolysis and gasification systems.

As well as some other more specific technologies.
[EGTEI, 2002 #6]

Municipal solid waste - can be incinerated in several combustion systems including travelling grate, rotary kilns, and fluidised beds. Fluidised bed technology requires MSW to be of a certain particle size range– this usually requires some degree of pretreatment and/or the selective collection of the waste.

Incineration of sewage sludge - this takes place in rotary kilns, multiple hearth, or fluidised bed incinerators. Co-combustion in grate-firing systems, coal combustion plants and industrial processes is also applied. Sewage sludge often has a high water content and therefore usually requires drying, or the addition of supplementary fuels to ensure stable and efficient combustion.

Incineration of hazardous and medical waste - rotary kilns are most commonly used, but grate incinerators (including co-firing with other wastes) are also sometimes applied to solid wastes, and fluidised bed incinerators to some pretreated materials. Static furnaces are also widely applied at on-site facilities at chemical plants.

Other processes have been developed that are based on the de-coupling of the phases which also take place in an incinerator: drying, volatilisation, pyrolysis, carbonisation and oxidation of the waste. Gasification using gasifying agents such as, steam, air, carbon-oxides or oxygen is also applied. These processes aim to reduce flue-gas volumes and associated flue-gas treatment costs. Some of these developments met technical and economical problems when they were scaled-up to commercial, industrial sizes, and are therefore pursued no longer. Some are used on a commercial basis (e.g. in Japan) and others are being tested in demonstration plants throughout Europe, but still have only a small share of the overall treatment capacity when compared to incineration.

Technique	Untreated Municipal waste	Pretreated MSW and RDF	Hazardous waste	Sewage sludge	Clinical waste
Grate - reciprocating	**Widely applied**	**Widely Applied**	Not normally applied	Not normally applied	Applied
Grate - travelling	Applied	Applied	Rarely applied	Not normally applied	Applied
Grate - rocking	Applied	Applied	Rarely applied	Not normally applied	Applied
Grate - roller	Applied	**Widely Applied**	Rarely applied	Not normally applied	Applied
Grate - water cooled	Applied	Applied	Rarely applied	Not normally applied	Applied
Grate plus rotary kiln	Applied	Not normally applied	Rarely applied	Not normally applied	Applied
Rotary kiln	Not normally applied	Applied	**Widely applied**	Applied	**Widely applied**
Rotary kiln - water cooled	Not normally applied	Applied	applied	Applied	applied
Static hearth	Not normally applied	Not normally applied	Applied	Not normally applied	**Widely applied**
Static furnace	Not normally applied	Not normally applied	**Widely applied**	Not normally applied	Applied
Fluid bed - bubbling	Rarely applied	Applied	Not normally applied	applied	Not normally applied
Fluid bed - circulating	Rarely applied	Applied	Not normally applied	**Widely applied**	Not normally applied
Fluid bed - rotating	Applied	Applied	Not normally applied	Applied	Applied
Pyrolysis	Rarely applied	Rarely applied	Rarely applied	Rarely applied	Rarely applied
Gasification	Rarely Applied	Rarely applied	Rarely applied	Rarely applied	Rarely applied
Note: This table only considers the application of the technologies described at dedicated installations. It does not therefore include detailed consideration of the situations where more than one type of waste is processed.					

Table 2.5: Summary of the current successful application of thermal treatment techniques to the main waste types at dedicated installations [64, TWGComments, 2003]

2.3.1 Grate incinerators

Grate incinerators are widely applied for the incineration of mixed municipal wastes. In Europe approximately 90 % of installations treating MSW use grates. Other wastes commonly treated in grate incinerators, often as additions with MSW, include: commercial and industrial non-hazardous wastes, sewage sludges and certain clinical wastes.

Grate incinerators usually have the following components:

- waste feeder
- incineration grate
- bottom ash discharger
- incineration air duct system
- incineration chamber
- auxiliary burners.

Figure 2.3 shows an example of a grate incinerator with a heat recovery boiler:

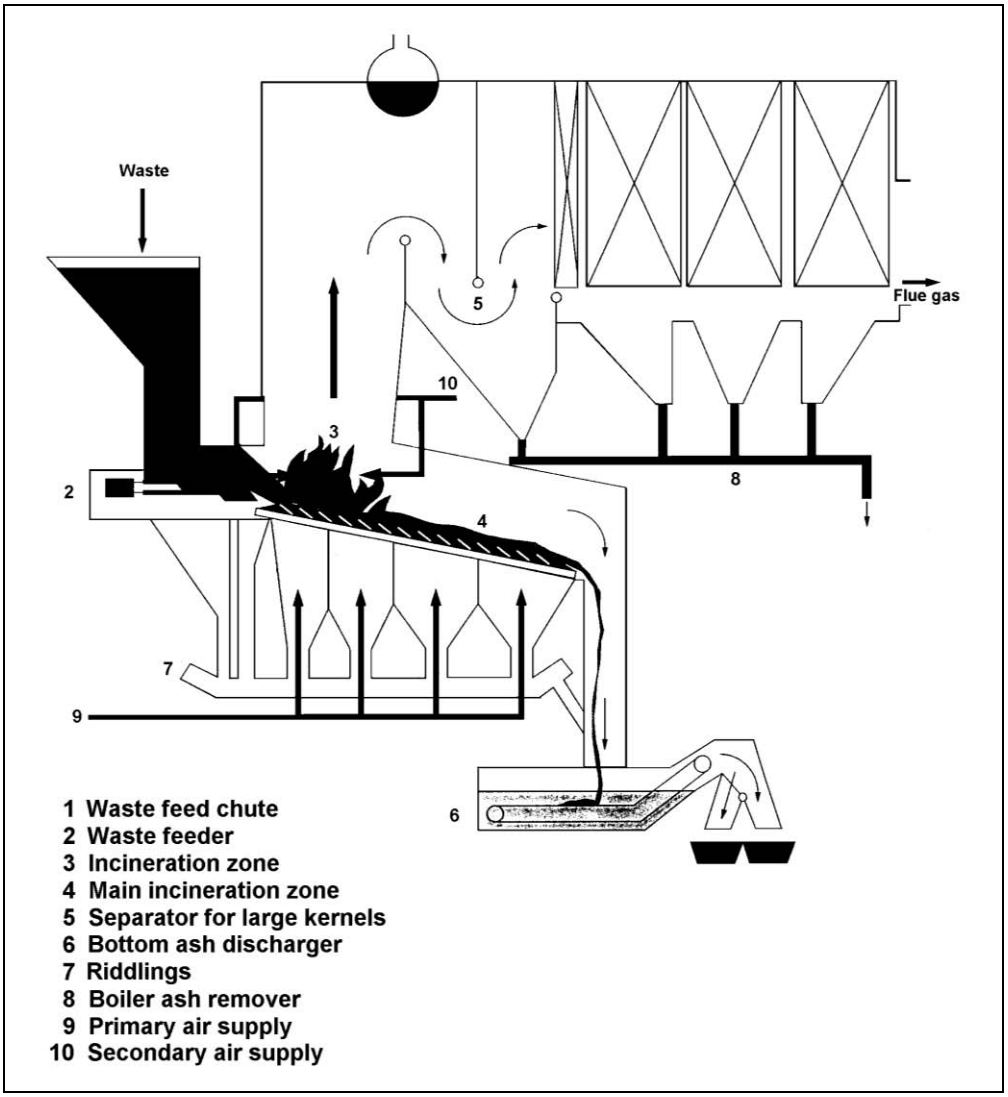

Figure 2.3: Grate, furnace and heat recovery stages of an example municipal waste incineration plant
Source [1, UBA, 2001]

2.3.1.1 Waste feeder

The waste is discharged from the storage bunker into the feeding chute by an overhead crane, and then fed into the grate system by a hydraulic ramp or another conveying system. The grate moves the waste through the various zones of the combustion chamber in a tumbling motion.

The filling hopper is used as a continuous waste supplier. It is filled in batches by the overhead crane. As the filling hopper surface is exposed to great stress, materials with high friction resistance are selected (e.g. boilerplates or wear-resistant cast iron). The material must survive occasional hopper fires unscathed.

The waste hopper may sometimes be fed by a conveyor. In that case, the overhead crane discharges waste into an intermediate hopper that feeds the conveyor. [74, TWGComments, 2004]

If the delivered waste has not been pretreated, it is generally very heterogeneous in both size and nature. The feed hopper is therefore dimensioned in such a way that bulky materials fall through and bridge formations and blockages are avoided. These blockages must be avoided as they can result in uneven feeding to the furnace and uncontrolled air ingress to the furnace.

Feeder chute walls can be protected from heat using:

- water-cooled double shell construction
- membrane wall construction
- water-cooled stop valves
- fireproof brick lining.

If the feed chute is empty, stop valve equipment (e.g. door seals) can be used to avoid flashbacks and for the prevention of uncontrolled air infiltration into the furnaces. A uniform amount of waste in the filling chute is recommended for uniform furnace management.

The junction between the lower end of the filling chute and the furnace consists of a dosing mechanism. The dosing mechanism may be driven either mechanically or hydraulically. Its feeding rate is generally adjustable. Different construction methods have been developed for the various types of feeder systems, such as:

- chain grates/plate bands
- feeder grates
- variable taper feed chutes
- RAM feeders
- hydraulic ramp
- feed screws.

[74, TWGComments, 2004]

2.3.1.2 Incineration grate

The incineration grate accomplishes the following functions:

- transport of materials to be incinerated through the furnace
- stoking and loosening of the materials to be incinerated
- positioning of the main incineration zone in the incineration chamber, possibly in combination with furnace performance control measures.

A target of the incineration grate is a good distribution of the incineration air into the furnace, according to combustion requirements. A primary air blower forces incineration air through small grate layer openings into the fuel layer. More air is generally added above the waste bed to complete combustion.

It is common for some fine material (sometimes called *riddlings or siftings)* to fall through the grate. This material is recovered in the bottom ash remover. Sometimes it is recovered separately and may be recycled to the grate for repeated incineration or removed directly for disposal. When the sifting is recirculated in the hopper, care should be taken not to ignite the waste in the hopper. [74, TWGComments, 2004]

Normally, the residence time of the wastes on the grates is not more than 60 minutes. [74, TWGComments, 2004]

In general, one can differentiate between continuous (roller and chain grates) and discontinuous feeder principles (push grates). Figure 2.4 shows some types of grates:

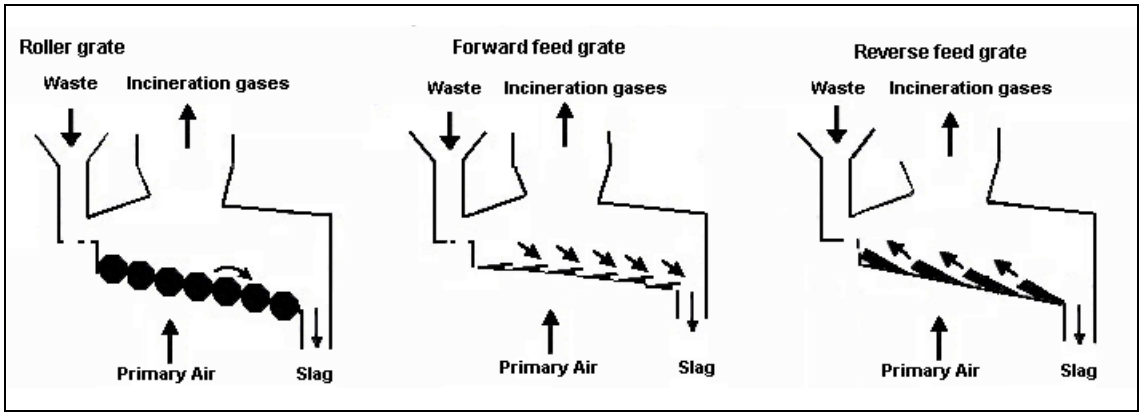

Figure 2.4: Different grate types
Source [1, UBA, 2001]

Different grate systems can be distinguished by the way the waste is conveyed through the different zones in the combustion chamber. Each has to fulfil requirements regarding primary air feeding, conveying velocity and raking, as well as mixing of the waste. Other features may include additional controls, or a more robust construction to withstand the severe conditions in the combustion chamber.

2.3.1.2.1 Rocking grates

[4, IAWG, 1997] The grate sections are placed across the width of the furnace. Alternate rows are mechanically pivoted or rocked to produce an upward and forward motion, advancing and agitating the waste.

2.3.1.2.2 Reciprocating grates

[4, IAWG, 1997] Many modern facilities (for municipal wastes) use reciprocating grates. The quality of burnout achieved is generally good.

This design consists of sections that span the width of the furnace but are stacked above each other. Alternate grate sections slide back and forth, while the adjacent sections remain fixed. Waste tumbles off the fixed portion and is agitated and mixed as it moves along the grate. Numerous variations of this type of grate exist, some with alternating fixed and moving sections, others with combinations of several moving sections to each fixed section. In the latter case, the sections can either move together or at different times in the cycle.

There are essentially two main reciprocating grate variations:

1. Reverse reciprocating grate:
The grate bars oscillate back and forth in the reverse direction to the flow of the waste. The grate is sloped from the feed end to the ash discharge end and is comprised of fixed and moving grate steps.

2. Push forward grate:
The grate bars form a series of many steps that oscillate horizontally and push the waste in the direction of the ash discharge.

2.3.1.2.3 Travelling grates

This consists of a continuous metal belt conveyor or interlocking linkages that move along the length of the furnace. The reduced potential to agitate the waste (it is only mixed when it transfers from one belt to another) means that it is seldom used in modern facilities. [IAWG, 1997 #4]

2.3.1.2.4 Roller grates

This consists of a perforated roller that traverses the width of the grate area. Several rollers are installed in series and a stirring action occurs at the transition when the material tumbles off the rollers. [4, IAWG, 1997]

2.3.1.2.5 Cooled grates

Most grates are cooled, most often with air. In some cases a liquid cooling medium (usually water) is passed through the inside of the grate. The flow of the cooling medium is from colder zones to progressively hotter ones in order to maximise the heat transfer. The heat absorbed by the cooling medium may be transferred for use in the process or for external supply.

Water cooling is most often applied where the calorific value of the waste is higher e.g.>12 - 15 MJ/kg for MSW. The design of the water cooled system is slightly more complex than air cooled systems.

The addition of water cooling may allow grate metal temperature and local combustion temperature to be controlled with greater independence from the primary air supply (normally between the grate bars). This may then allow temperature and air (oxygen) supply to be optimised to suit specific on-grate combustion requirements and thereby improve combustion performance. Greater control of grate temperature can allow incineration of higher calorific value wastes without the normally increased operational and maintenance problems.

2.3.1.3 Bottom ash discharger

The bottom ash discharger is used for cooling and removal of the solid residue that accumulates on the grate. It also serves as an air seal for the furnace and cools and humidifies the ash.

Water-filled pressure pistons and drag constructions are commonly used to extract the bottom ash. Other bottom ash discharges, such as belt conveyors are also commonly used. Grate ashes, as well as any bulky objects are thus conveyed.

The water used for cooling is separated from the grate ash at the exit, and may be re-circulated to the ash discharger. A water top-up feed is usually required to maintain an adequate water level in the discharger. The top-up water replaces losses with the removed ash and evaporation losses. In addition a water drain may be needed to prevent the build up of salts – such bleed systems can help to reduce the salt content of the residues if the flowrates are adjusted specifically for this purpose. The bottom ash removal shaft is usually fireproof and is constructed in such a way that bottom ash caking is avoided.

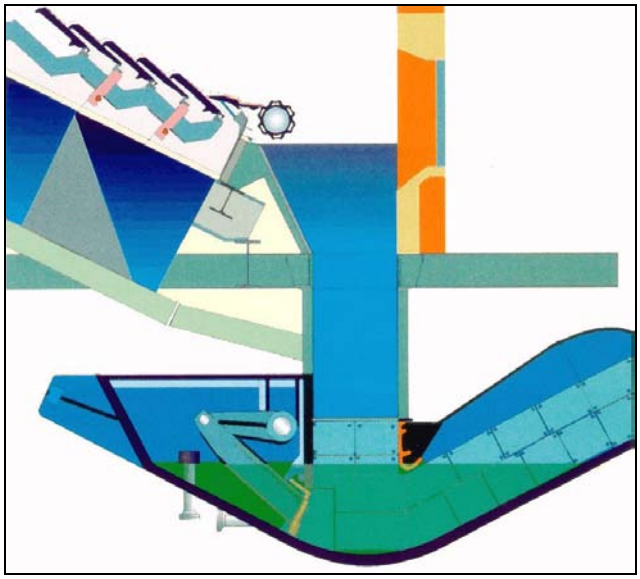

Figure 2.5: Example of a type of ash remover used at a grate incinerator
Source [1, UBA, 2001]

2.3.1.4 Incineration chamber and boiler

Combustion takes place above the grate in the incineration chamber (see Figure 2.6). As a whole, the incineration chamber typically consists of a grate situated at the bottom, cooled and non-cooled walls on the furnace sides, and a ceiling or boiler surface heater at the top. As municipal waste generally has a high volatile content, the volatile gases are driven off and only a small part of the actual incineration takes place on or near the grate.

The following requirements influence the design of the incineration chamber:

- form and size of the incineration grate - the size of the grate determines the size of the cross-section of the incineration chamber
- vortexing and homogeneity of flue-gas flow - complete mixing of the flue-gases is essential for good flue-gas incineration
- sufficient residence time for the flue-gases in the hot furnace - sufficient reaction time at high temperatures must be assured for complete incineration
- partial cooling of flue-gases - in order to avoid fusion of hot fly ash at the boiler, the flue-gas temperature must not exceed an upper limit at the incineration chamber exit.

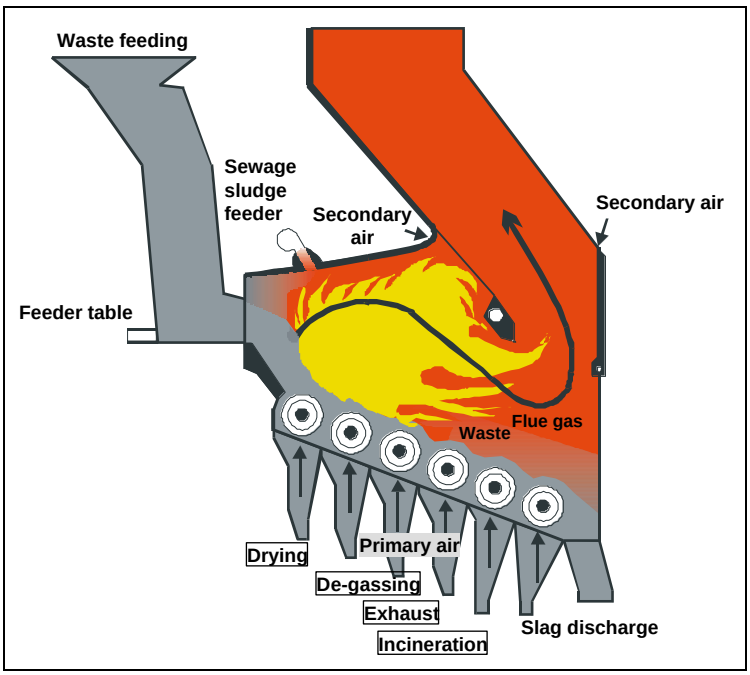

Figure 2.6: Example of an incineration chamber
Source [1, UBA, 2001]

The detailed design of a combustion chamber is usually linked to the grate type. Its precise design demands certain compromises as the process requirements change with the fuel characteristics. Each supplier has their own combination of grate and combustion chamber, the precise design of which is based on the individual performance of their system and their specific experiences. European operators of MSW have found no fundamental advantage or disadvantage for the different designs of the combustion chamber.

In general, three different designs can be distinguished. The nomenclature comes from the flow direction of the flue-gases in relation to the waste flow: unidirectional current; countercurrent and medium current (see Figure 2.7).

Unidirectional current, co-current, or parallel flow furnace:
In a co-current combustion arrangement, primary combustion air and waste are guided in a co-current flow through the combustion chamber. Accordingly, the flue-gas outlet is located at the end of the grate. Only a comparatively low amount of energy is exchanged between the combustion gases and the waste on the grate.

The advantage of unidirectional current concepts is that the flue-gas has the longest residence time in the ignition area and that it must pass through the maximum temperature. To facilitate ignition, the primary air must be pre-warmed with very low heat values.

Counter-flow or countercurrent furnace:
In this case, primary combustion air and waste are guided in a countercurrent flow arrangement through the combustion chamber and the flue-gas outlet is located at the front end of the grate. The hot flue-gases facilitate drying and ignition of the waste

Special attention must be paid to avoid the passage of unburned gas streams. As a rule, counter-flow current concepts require higher secondary or upper air additions.

Medium-current or centre-flow furnace:
The composition of municipal solid waste varies considerably and the medium current concept is a compromise for a wide feed value spectrum. A good mixture of all partial flue-gas currents must be considered through mixture-promoting contours and/or secondary air injections. In this case, the flue-gas outlet is located in the middle of the grate.

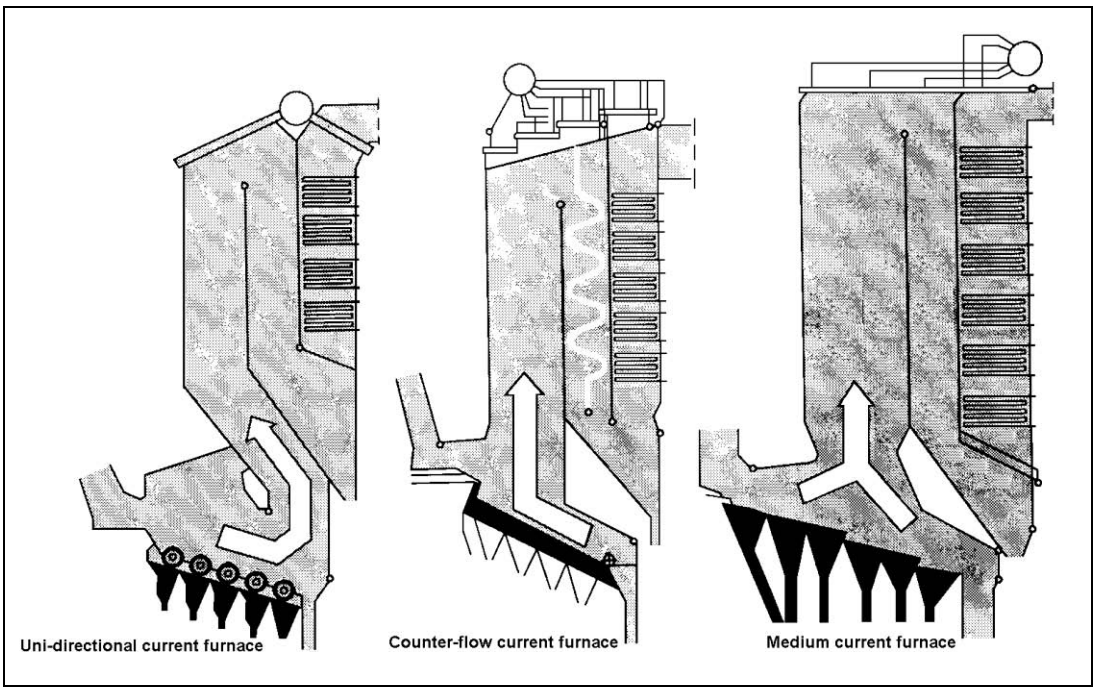

Figure 2.7: Various furnace designs with differing direction of the flue-gas and waste flow [1, UBA, 2001]

2.3.1.5 Incineration air feeding

The incineration air fulfils the following objectives:

- provision of oxidant
- cooling
- avoidance of slag formation in the furnace
- mixing of flue-gas.

Air is added at various places in the combustion chamber. It is usually described as primary and secondary, although tertiary air, and re-circulated flue-gases are also used.

The primary air is generally taken from the waste bunker. This lowers the air pressure in the bunker hall and eliminates most odour emissions from the bunker area. Primary air is blown by fans into the areas below the grate, where its distribution can be closely controlled using multiple wind boxes, and distribution valves.

The air can be preheated if the value of the waste degenerates to such a degree that it becomes necessary to pre-dry the waste. The primary air will be forced through the grate layer into the fuel bed. It cools the grate bar and carries oxygen into the incineration bed.

Secondary air is blown into the incineration chamber at high speeds via, for example, injection lances or from internal structures. This is carried out to secure complete incineration and is responsible for the intensive mixing of flue-gases, and prevention of the free passage of unburned gas streams.

2.3.1.6 Auxiliary burner

At start-up, auxiliary burners are commonly used to heat up the furnace to a specified temperature through which the flue-gases can pass. This is the main use of auxiliary burners. These burners are usually switched on automatically if the temperature falls below the specified value during operation. During shut down, the burners are often only used if there is waste in the furnace. [74, TWGComments, 2004]

2.3.1.7 Incineration temperature, residence time, minimum oxygen content

To achieve good burn out of the combustion gases, a minimum gas phase combustion temperature of 850 °C (1100 °C for some hazardous wastes) and a minimum residence time of the flue-gases, above this temperature, of two seconds after the last incineration air supply have been established in legislation (Directive 2000/76/EC and earlier legislation). Derogations from these conditions are allowed in legislation if they provide for a similar level of overall environmental performance. [74, TWGComments, 2004]

A minimum oxygen content of 6 % was required by earlier legislation but removed from the most recent EC Directive on incineration.

Operational experiences have in some cases shown that lower temperatures, shorter residence times and lower oxygen levels can, in some situations, still result in good combustion and may result in overall improved environmental performance. However, low oxygen content may lead to significant corrosion risk and therefore require specific material protection. [74, TWGComments, 2004]

The carbon monoxide content of the flue-gas is a key indicator of the quality of combustion.

2.3.1.8 Sewage sludge incineration in MSWI plants

Sewage sludge is sometimes incinerated with other wastes in grate municipal waste incineration plants (see Section 2.3.3, for information regarding the use of fluid beds and other technologies)

Where added to MSWI it is often the feeding techniques that represent a significant proportion of the additional investment costs.

The following three supply technologies are used:

- dried sewage sludge (~90 % d.s) is blown as dust into the furnace
- drained sewage sludge (~20 - 30 % d.s) is supplied separately through sprinklers into the incineration chamber and distributed on a grate. The sludge is integrated into the bed material by overturning the waste on the grates. Operational experiences show up to 20 mass-% sludge (at 25 % d.s.). Other experiences have shown that if the sludge ratio is too high (e.g.>10 %.), high fly ash content or unburnt material in bottom ash may occur.
- drained, dried or semi-dried (~50 - 60 % d.s.) sludge is mixed with the remaining waste or fed together into the incineration chamber. This can occur in the waste bunker through targeted doses by the crane operator, or controlled in a feeding hopper by pumping dewatered sludge into the hopper or by spreading systems into the bunker. [74, TWGComments, 2004]

2.3.1.9 Addition of clinical waste to a municipal waste incinerator

(Denmark 2002) Clinical waste is sometimes added into an existing municipal waste incinerator. In some cases the waste is loaded into the same hopper as the MSW.

Separate loading systems, with airlocks are also used. The airlock helps to prevent the entry of uncontrolled combustion air and the possibility of fugitive emissions at the loading area. Combustion takes place in the same furnace as the MSW.

The combined incineration of clinical waste with municipal solid waste can be also carried out without a separate loading. For example, automatic loading systems are implemented in order to put the clinical waste directly in the feed hopper with MSW.

National regulations sometimes limit the ratio of clinical waste that may be treated in combined incineration (e.g. in France <10 % thermal load)

Note that Article 6.7 of Waste Incineration Directive requires that infectious clinical waste should be placed straight in the furnace, without first being mixed with other categories of waste and without direct handling. [74, TWGComments, 2004]

Flue-gases from the different wastes are then treated in common FGT systems.

In Figure 2.8 below the order of the stages for a separate loading system are shown:

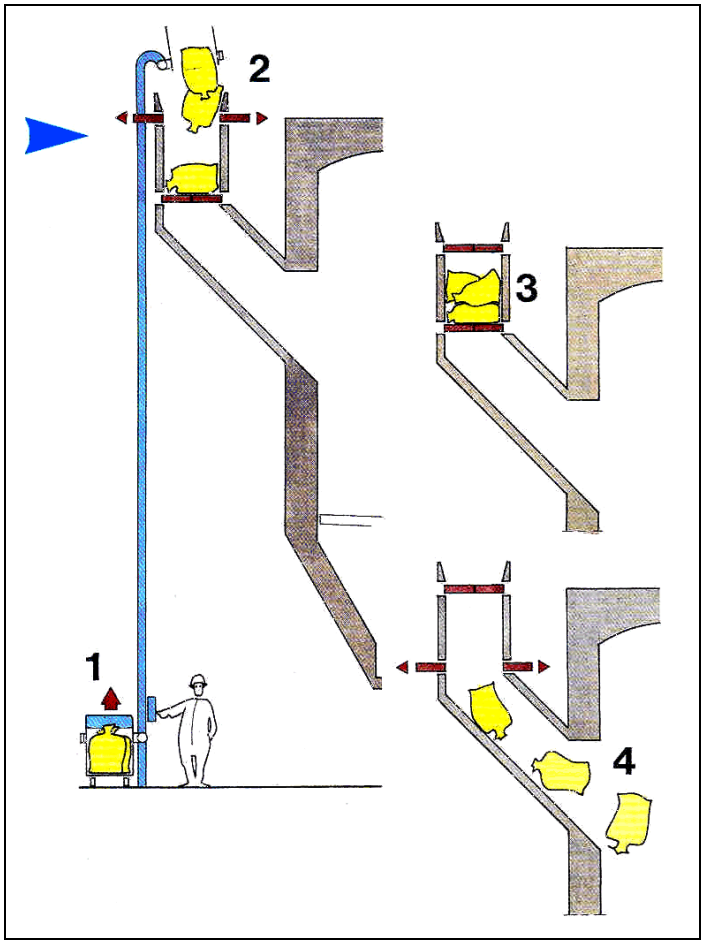

Figure 2.8: Examples of the stages of a clinical waste loading systems used at a municipal waste incinerator
Source [49, Denmark, 2002]

2.3.2 Rotary kilns

Rotary kilns are very robust and almost any waste, regardless of type and composition, can be incinerated. Rotary kilns are, in particular, very widely applied for the incineration of hazardous wastes. The technology is also commonly used for clinical wastes (most hazardous clinical waste is incinerated in high temperature rotary kiln incinerators [64, TWGComments, 2003], but less so for municipal wastes.

Operating temperatures of rotary kilns used for wastes range from around 500 °C (as a gasifier) to 1450 °C (as a high temperature ash melting kiln). Higher temperatures are sometimes encountered, but usually in non-waste applications.

When used for conventional oxidative combustion, the temperature is generally above 850 °C. Temperatures in the range 900 - 1200 °C are typical when incinerating hazardous wastes.

Generally, and depending on the waste input, the higher the operating temperature, the greater the risk of fouling and thermal stress damage to the refractory kiln lining. Some kilns have a cooling jacket (using air or water) that helps to extend refractory life, and therefore the time between maintenance shut-downs.

A schematic drawing of a rotary kiln incineration system is shown below.

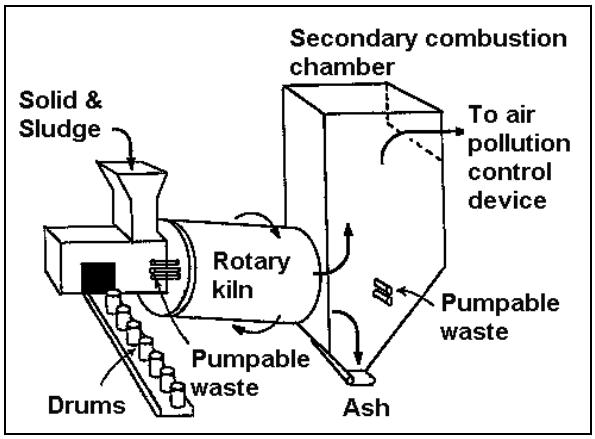

Figure 2.9: Schematic of a rotary kiln incineration system
Source [EGTEI, 2002 #6]

The rotary kiln consists of a cylindrical vessel slightly inclined on its horizontal axis. The vessel is usually located on rollers, allowing the kiln to rotate or oscillate around its axis (reciprocating motion). The waste is conveyed through the kiln by gravity as it rotates. Direct injection is used particularly for liquid, gaseous or pasty (pumpable) wastes – especially where they have safety risks and require particular care to reduce operator exposure.

The residence time of the solid material in the kiln is determined by the horizontal angle of the vessel and the rotation speed: a residence time of between 30 to 90 minutes is normally sufficient to achieve good waste burnout.

Solid waste, liquid waste, gaseous waste, and sludges can be incinerated in rotary kilns. Solid materials are usually fed through a non-rotating hopper; liquid waste may be injected into the kiln through burner nozzles; pumpable waste and sludges may be injected into the kiln via a water cooled tube.

In order to increase the destruction of toxic compounds, a post-combustion chamber is usually added. Additional firing using liquid waste or additional fuel may be carried out to maintain the temperatures required to ensure the destruction of the waste being incinerated.

2.3.2.1 Kilns and post combustion chambers for hazardous waste incineration

The operational **kiln temperature** of installations for incineration usually varies from 850 °C up to 1300 °C. The temperature may be maintained by burning higher calorific (e.g. liquid) waste, waste oils, heating oil or gas. Higher-temperature kilns may be fitted with water-based kiln cooling systems, which are preferred for operation at higher temperatures. The operation at higher temperatures may result in molten (vitrified) bottom ash (slag); at lower temperatures the bottom ashes are sintered.

The temperatures in the **post combustion chamber** (PCC) typically vary between 900 - 1200 °C depending on the installation and the waste feed. Most installations have the ability to inject secondary air into the post combustion chamber. Due to the high temperatures and the secondary air introduction, the combustion of the exhaust gases is completed and organic compounds (e.g. PAHs, PCBs and dioxins) including low molecular weight hydrocarbons, are destroyed. In several countries exemptions from the 1100 °C rule are granted, on the basis of studies demonstrating that lowering the temperature in the PCC does not influence the quality of air emissions.

2.3.2.2 Drum kiln with post-combustion chamber for hazardous waste incineration

For the incineration of hazardous waste, a combination of drum-type kilns and post-combustion chambers has proven successful, as this combination can treat solid, pasty, liquid, and gaseous wastes uniformly (see Figure 2.10).

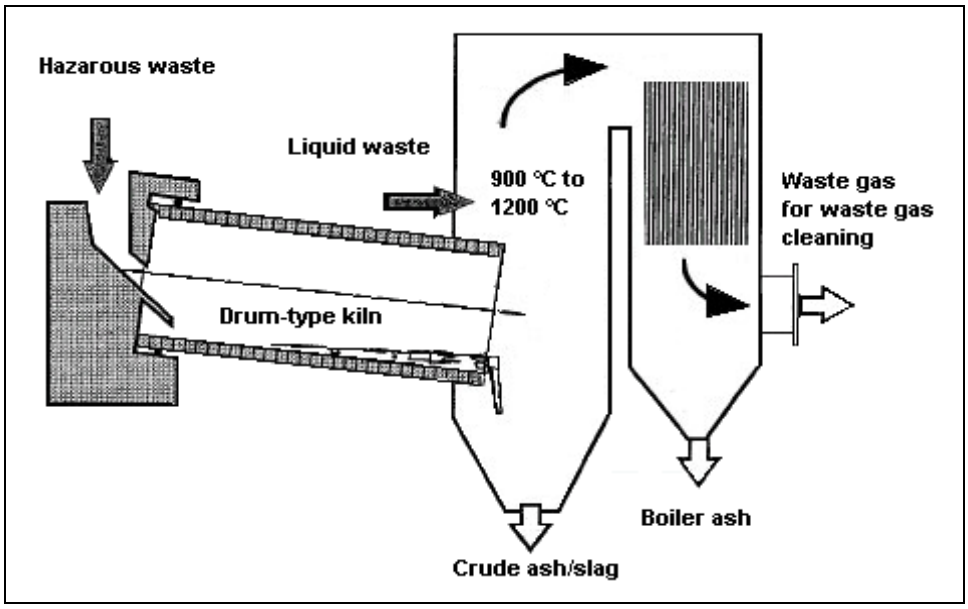

Figure 2.10: Drum-type kiln with post-combustion chamber
Source [1, UBA, 2001]

Drum-type kilns between 10 and 15 metres in length, and with a length to diameter ratio usually in the range of 3 to 6, and with an inner diameter between one and five metres are usually deployed for hazardous waste incineration.

Some drum-type kilns have throughputs of up to 70000 tonnes/yr each. In correlation to the average heat value of the waste, where heat recovery is carried out steam generation increases correspondingly.

Drum-type kiln plants are highly flexible in terms of waste input characteristics. The following range is usual in the composition of the waste input menu:

- solid wastes: 10 – 70 %
- liquid wastes: 25 – 70 %
- pasty wastes: 5 – 30 %
- barrels: up to 15 %.

To protect the drum-type kilns from temperatures of up to 1200 °C, it is equipped with refractory bricks. Bricks with a high content of Al_2O_3 and SiO_2 are used. The decision regarding the selection of bricks appropriate for each application is a function of the waste composition. The bricks can be attacked by alkaline metal compounds (formation of low melting eutectic alloys), as well as by HF. (formation of SiF_4). To protect refractory bricks form chemical attacks and from the mechanical impact of falling barrels, a hardened slag layer will usually be formed at the beginning of the operation with the help of good slag forming wastes or materials as mixtures of glass or sand and glass. Later on the kiln temperature is usually managed so as to keep this slag layer, based on the mineral matter of the wastes and perhaps some additives as e.g. sand. [74, TWGComments, 2004]

There have been tests with other surfacing systems but neither injected nor stamped refractory masses have proved successful. The surfacing of the drum-type kiln with special alloyed steels was only successful in some special applications. The durability of the fireproof surfacing remains dependent upon the waste input. Service life of between 4000 and 16000 hours is normal.

Cooling the drum-type kilns is a means of lengthening their service life. Several positive experiences have been noted at various plants.

Drum-type kilns are tilted towards the post combustion chamber. This, along with the slow rotation (approx. 3 – 40 rotations per hour) facilitates the transport of solid hazardous wastes that are fed from the front side, as well as the bottom ash produced during incineration, in the direction of the post combustion chamber. These are then removed together with the ash from the post combustion chamber via a wet bottom ash remover. The residence time for solid wastes generally amounts to more than 30 minutes.

The post combustion chamber, provides residence time for the incineration of the flue-gases produced during incineration, as well as for the incineration of directly injected liquid and gaseous wastes. Minimum residence times in excess of two seconds are the basic requirement of EC Directive 2000/76/EC. The size of the post-combustion chamber and gas flows predict the actual residence times achieved. Reducing residence times can increase risks of incomplete gas burnout.

Operational experiences have in some cases shown that lower temperatures, shorter residence times and lower oxygen levels can, in some situations, still result in good combustion and may result in lower overall emissions to air. [74, TWGComments, 2004]

A drum-type kiln incineration plant with an incineration capacity of 45000 tonnes/yr is shown in Figure 2.11. The plant is divided into three main areas:

- drum-type kiln with post combustion chamber
- waste heat boiler for steam generation
- multi-step flue-gas cleaning.

There is, in addition, the infrastructure for the storage, feed system, and disposal for the waste and waste waters (from wet gas scrubbing) produced during incineration.

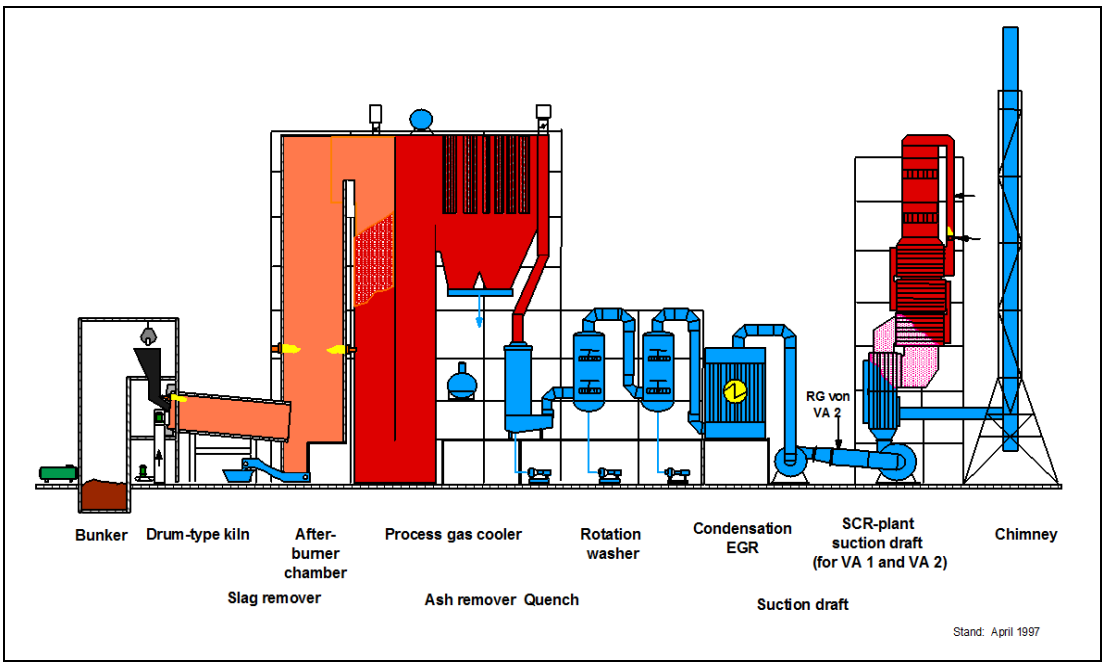

Figure 2.11: Example of a drum-type kiln plant for hazardous waste incineration
Source [1, UBA, 2001]

2.3.3 Fluidised beds

Fluidised bed incinerators are widely applied to the incineration of finely divided wastes e.g. RDF and sewage sludge. It has been used for decades, mainly for the combustion of homogeneous fuels. Among these are coal, raw lignite, sewage sludge, and biomass (e.g. wood).

The fluidised bed incinerator is a lined combustion chamber in the form of a vertical cylinder. In the lower section, a bed of inert material, (e.g., sand or ash) on a grate or distribution plate is fluidised with air. The waste for incineration is continuously fed into the fluidised sand bed from the top or side [66, UllmansEncyclopaedia, 2001].

Preheated air is introduced into the combustion chamber via openings in the bed-plate, forming a fluidised bed with the sand contained in the combustion chamber. The waste is fed to the reactor via a pump, a star feeder or a screw-tube conveyor.

In the fluidised bed, drying, volatilisation, ignition, and combustion take place. The temperature in the free space above the bed (the freeboard) is generally between 850 and 950 °C. Above the fluidised bed material, the free board is designed to allow retention of the gases in a combustion zone. In the bed itself the temperature of is lower, and may be around 650 °C or higher.

Because of the well-mixed nature of the reactor, fluidised bed incineration systems generally have a uniform distribution of temperatures and oxygen, which results in stable operation. For heterogeneous wastes, fluidised bed combustion requires a preparatory process step for the waste so that it conforms with size specifications. For some waste this may be achieved by a combination of selective collection of wastes and/or pretreatment e.g. shredding. Some types of fluidised beds (e.g. the rotating fluidised bed) can receive larger particle size wastes than others. Where this is the case the waste may only require only a rough size reduction.
[64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Pretreatment usually consists of sorting out and crushing larger inert particles, and shredding. Removal of ferrous and non-ferrous materials may also be required. The particle size of the waste must be small, often with a maximum diameter of 50 mm. However, it is reported that average acceptable diameters for rotating fluidised beds are 200 - 300 mm. [74, TWGComments, 2004]

The schematic diagram below shows an installation that pretreats mixed MSW for incineration in a fluidised bed incineration plant. Several pretreatment stages are shown including mechanical pulverisation and pneumatic separation, along with the final stages of incineration, FGT and residue storage:

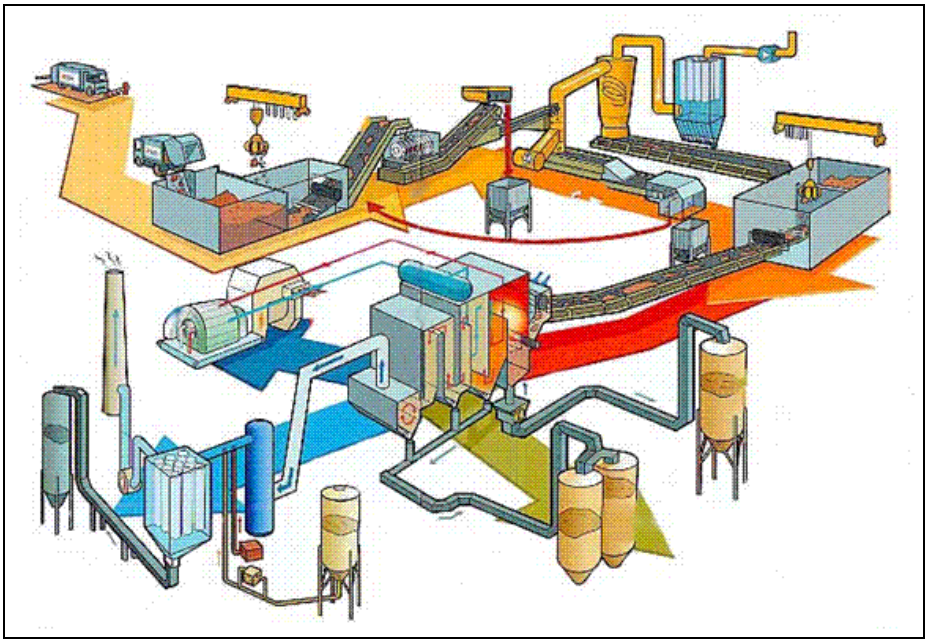

Figure 2.12: Schematic diagram showing pretreatment of MSW prior to fluidised bed combustion

During incineration the fluidised bed contains the unburned waste and the ash produced. The ash surplus is usually removed at the bottom of the furnace. [1, UBA, 2001, 33, Finland, 2002]

The heat produced by the combustion can be recovered by devices either integrated inside the fluidised bed or at the exit of the combustion gases or a mixture of layouts.

The relatively high cost of pretreatment processes required for some wastes has restricted the economic use of these systems to larger scale projects. This has been overcome in some cases by the selective collection of some wastes, and the development of quality standards for waste derived fuels (WDF). Such quality systems have provided a means of producing a more suitable feedstock for this technology. The combination of a prepared quality controlled waste (instead of mixed untreated waste) and fluidised bed combustion can allow improvements in the control of the combustion process, and the potential for a simplified, and therefore reduced cost, flue-gas cleaning stage.

The following table shows the properties of various waste fractions that are treated in fluidised beds [33, Finland, 2002]:

		Commercial waste	Pretreated construction waste	Sorted and pretreated household waste
Lower heating value as received	MJ/kg MWh/t	16 – 20 4.4 – 5.6	14 – 15 3.8 – 4.2	13 – 16 3.6 – 4.4
Moisture	Wt %	10 – 20	15 – 25	25 – 35
Ash	Wt %	5 – 7	1 – 5	5 – 10
Sulphur	Wt %	<0.1	<0.1	0.1 – 0.2
Chlorine	Wt %	<0.1 – 0.2	<0.1	0.3 – 1.0
Storage properties	Wt %	Good	Good	Good as pellets

Table 2.6: Properties of various RDF (Refuse Derived Fuel) fractions treated in fluidised beds. [33, Finland, 2002]

The following fluidised bed furnace technologies can be differentiated according to the gas speeds and design of the nozzle plate:

- **stationary (or bubbling) fluidised bed** (atmospheric and pressurised): The inert material is mixed, but the resulting upwards movement of solids is not significant (see Figure 2.13)
- a version of bubbling fluidised bed is the **rotating fluidised bed**: Here, the fluidised bed is rotated in the incineration chamber. This results in longer residence time in the incineration chamber. Rotating fluidised bed incinerators have been used for mixed municipal waste for about ten years
- **circulating fluidised bed:** The higher gas speeds in the combustion chamber are responsible for partial removal of the fuel and bed material, which is fed back into the incineration chamber by a re-circulation duct (see diagram Figure 2.14).

In order to start-up the incineration process, the fluidised bed must be heated to at least the minimum ignition temperature of the added waste (or higher where required by legislation). This may be accomplished by preheating the air with oil or gas burners, which remain operative until incineration can occur independently. The waste falls into the fluidised bed, where it is crushed through abrasion and incineration. Usually, the major part of the ash is transported with the flue-gas flow and requires separation in FGT equipment, although the actual proportion of bottom ash (removed from the base of the bed) and the fly ash depends on the fluidised bed technology and waste itself. [1, UBA, 2001].

Fouling problems, common in waste incineration boilers can be managed by controlling waste quality (mostly keeping Cl, K, Na and Al low) and by boiler and furnace design. Some boiler and furnace designs can be used in fluidised beds (but not in mixed waste grate boilers) because of the more stable temperatures and the presence of the bed material.

2.3.3.1 Stationary (or bubbling) fluidised bed incineration

This type of fluidised bed is commonly used for sewage sludge, as well as for other industrial sludges e.g. petrochemical and chemical industry sludges.

The stationary, or bubbling fluidised bed (see Figure 2.13), consists of a cylindrical or rectangular lined incineration chamber, a nozzle bed, and a start-up burner located below.

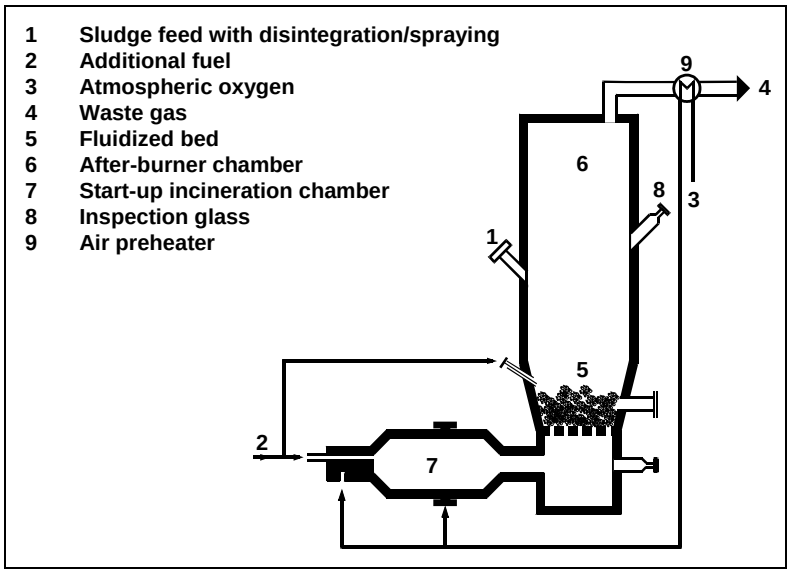

Figure 2.13: Main components of a stationary/bubbling fluidised bed
Source [1, UBA, 2001]

Preheated airflows up through a distribution plate and fluidises the bed material. According to the application, various bed materials (silica sand, basalt, mullite, etc.) and bed material particle sizes (approx 0.5 – 3 mm) can be used.
[2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003]

The waste can be loaded via the head, on the sides with belt-charging machines, or directly injected into the fluidised bed. In the bed, the waste is crushed and mixed with hot bed material, dried and partially incinerated. The remaining fractions (volatile and fine particles) are incinerated above the fluidised bed in the freeboard. The remaining ash is removed with the flue-gas at the head of the furnace.

Drainage and drying pretreatment stages can be used so that the waste burns without the need for additional fuels. Recovered heat from the incineration process may be used to provide the energy for waste drying.

At start-up, or when sludge quality is low, (e.g. with old sludge or a high share of secondary sludge) additional fuel (oil, gas, and/or waste fuel) can be used to reach the prescribed furnace temperature (typically 850 °C). Water can be injected into the furnace to control the temperature.

The furnace is usually preheated to its operating temperature before waste feeding starts. For this purpose a start-up incineration chamber (see Figure 2.13) may be located below the nozzle bed. This has an advantage over an overhead burner, as the heat is introduced directly into the fluidised bed. Additional preheating may be provided by fuel lances that protrude over the nozzle bed into the sand bed. The sewage sludge is supplied when the furnace temperature reaches the operating temperature, e.g. 850 °C.

The size of the furnace is largely determined by the required evaporation (furnace cross-section), the heat turnover in the furnace (furnace volume) and the required amount of air.

Example operational parameters for a fluidised bed sewage sludge incinerator are shown in Table 2.7:

Parameter	Units	Value
Steam load	kg/m^2h	300 – 600
Feed air amount	Nm^3/m^2h	1000 – 1600
Heat turnover	GJ/m^3h	3 – 5
Final incineration temperature	°C	850 – 950
Residence time, open space and afterburner zone	sec.	min. 2
Preheating of atmospheric oxygen	°C	400 – 600

Table 2.7: Main operational criteria for stationary fluidised beds
Source [1, UBA, 2001]

The preheating of air can be eliminated completely with higher caloric fuels (e.g. dried sewage sludge, wood, animal by-products). The heat can be removed via membrane walls and/or immersed heat exchange systems.

Some processes incorporate drying as a first step. Steam for the drying may be produced by a boiler and then used as the heating medium with no direct contact between the steam and the sludge. Sludge vapours can be extracted from the dryer and condensed. The condensed water typically has a high COD (approx. 2000 mg/l) and N-content (approx. 600 - 2000 mg/l) and may contain other pollutants (e.g. heavy metals) from the sewage sludge, and therefore will often require treatment before final discharge. The remaining non-condensates may be incinerated. After incineration, the flue-gases can be cooled in a heat exchanger in order to preheat the incineration air to temperatures of approximately 300°C and in some cases over 500°C. The remaining heat in the steam boiler can be recovered and used for the production of saturated steam (pressure level approx. 10 bar), which in turn can be used for the partial pre-drying of sludge. [64, TWGComments, 2003]

2.3.3.2 Circulating fluidised bed (CFB) for sewage sludge

The circulating fluidised bed (CFB see Figure 2.14 below) is especially appropriate for the incineration of dried sewage sludge with a high heat value. It works with fine bed material and at high gas speeds that remove the greater part of the solid material particles from the fluidised bed chamber with the flue-gas. The particles are then separated in a downstream cyclone and returned to the incineration chamber.

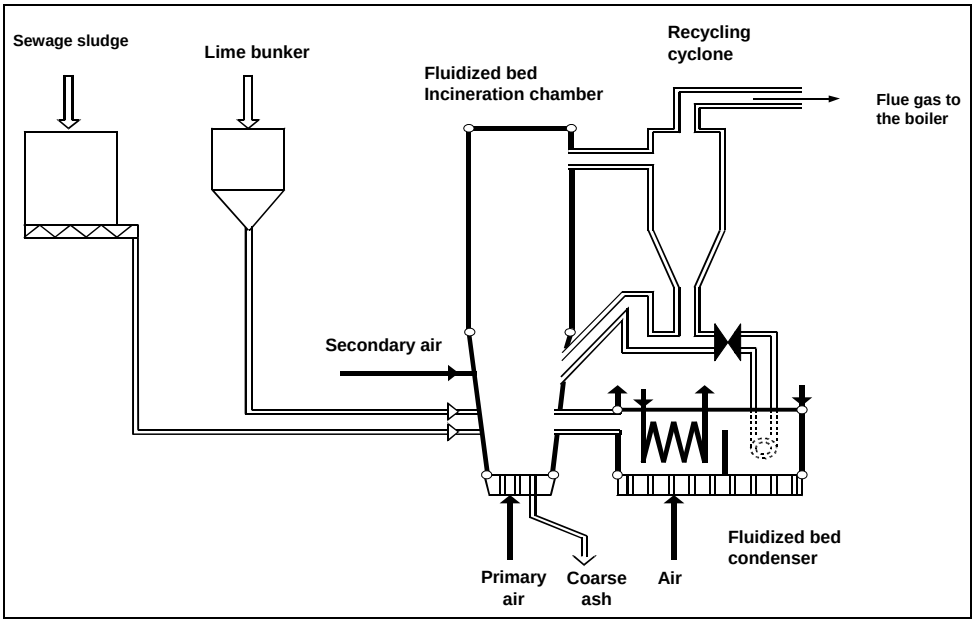

Figure 2.14: **Main components of a circulating fluidised bed**
Source [1, UBA, 2001]

The advantage of this process is that high heat turnovers and more uniform temperature along the height can be reached with low reaction volume. Plant size is generally larger than BFB and a wider range of waste inputs can be treated. The waste is injected at the side into the incineration chamber and is incinerated at 850 - 950 °C. The surplus heat is removed through membrane walls and via heat exchangers. The fluid bed condenser is placed between recycling cyclones and the CFB, and cools the returned ash. Using this method, the heat removal can be controlled.

2.3.3.3 Spreader-stoker furnace

[64, TWGComments, 2003]
This system may be considered as an intermediate system between grate and fluidised bed incineration.

The waste (e.g. RDF, sludge etc) is blown into the furnace pneumatically at a height of several metres. Fine particles participate directly in the incineration process, while the larger particles fall on the travelling grate, which is moving in the opposite direction to the waste injection. As the largest particles are spread over the greatest distance, they spend the longest time on the grate in order to complete the incineration process. Secondary air is injected to ensure that the flue-gases are adequately mixed in the incineration zone.

Compared to grate incineration the grate is of less complicated construction due to the relatively smaller thermal and mechanical load. When compared to fluidised bed systems the uniformity of particle size is less important and that there is a lower risk of clogging.

2.3.3.4 Rotating fluidised bed

[74, TWGComments, 2004]
This system is a development of bubbling bed for waste incineration. Inclined nozzle plates, wide bed ash extraction chutes and upsized feeding and extraction screws are specific features to ensure reliable handling of solid waste. Temperature control within the refractory lined combustion chamber (bed and freeboard) is by flue-gas recirculation. This allows a wide range of calorific value of fuels, e.g. co-combustion of sludges and pretreated wastes.

2.3.4 Pyrolysis and gasification systems

2.3.4.1 Introduction to gasification and pyrolysis

[9, VDI, 2002] Alternative technologies for thermal waste treatment have been developed since the 1970s. In general these have been applied to selected waste streams and on a smaller scale than incineration.

These technologies attempt to separate the components of the reactions that occur in conventional waste incineration plants by controlling process temperatures and pressures in specially designed reactors (see Table 2.1).

As well as specifically developed pyrolysis/gasification technologies, standard incineration technologies (i.e. grates, fluidised beds, rotary kilns, etc) may be adapted to be *operated* under pyrolytic or gasifying conditions i.e. with reduced oxygen levels (*sub-stoichiometric)*, or at lower temperatures. Often pyrolysis and gasification systems are coupled with downstream combustion of the *syngas* generated (see Section 2.3.4.4 on combination processes).

As well as the normal targets of waste incineration (i.e. effective treatment of the waste), the additional aims of gasification and pyrolysis processes are to:

- convert certain fractions of the waste into process gas (called syngas)
- reduce gas cleaning requirements by reducing flue-gas volumes.

Both pyrolysis and gasification differ from incineration in that they may be used for recovering the chemical value from the waste (rather than its energetic value). The chemical products derived may in some cases then be used as feedstock for other processes. However, when applied to wastes, it is more common for the pyrolysis, gasification and a combustion based process to be combined, often on the same site as part of an integrated process. When this is the case the installation is, in total, generally recovering the energy value rather than the chemical value of the waste, as would a normal incinerator

In some cases the solid residues arising from such processes contain pollutants that would, in an incineration system, be transferred to the gas phase, and then with efficient flue-gas cleaning, be removed with the FGT residue. [64, TWGComments, 2003]

The following systems and concepts have been developed (with different levels of proven success on an industrial scale):

Pyrolysis - incineration systems for wastes:

System 1 Pyrolysis in a rotary kiln - coke and inorganic matter separation - incineration of pyrolysis gas

System 2 Pyrolysis in a rotary kiln - separation of inert materials - combustion of the solid carbon rich fraction and the pyrolysis gas

System 3 Pyrolysis in a rotary kiln - condensation of pyrolysis gas components - incineration of gas, oil and coke

System 4 Pyrolysis on a grate - directly connected incineration

System 5 Pyrolysis on a grate (with subsequent melting furnace for low metal content molten bottom ash production) - circulating fluidised bed (burnout of particles and gas).

Gasification systems for wastes:

System 1 Fixed bed gasifier - pretreatment drying required for lumpy material

System 2 Slag bath gasifier - as fixed bed but with molten bottom ash discharge

System 3 Entrained flow gasifier - for liquid, pasty and fine granular material that may be injected to the reactor by nozzles

System 4 Fluidised bed gasifier - circulating fluid bed gasifier for pretreated municipal waste, dehydrated sewage sludge and some hazardous wastes

System 5 Bubbling bed gasifier - similar to bubbling fluidised bed combustors, but operated at a lower temperature and as a gasifier.

Pyrolysis - gasification systems for wastes:

System 1 Conversion process - pyrolysis in a rotary kiln - withdrawal and treatment of solid phase - condensation of gas phase - subsequent entrained flow gasifier for pyrolysis gas, oil and coke

System 2 Combined gasification-pyrolysis and melting - partial pyrolysis in a push furnace with directly connected gasification in packed bed reactor with oxygen addition (e.g. Thermoselect).

Other systems have been developed for the purpose of pretreating wastes that are then combusted in other industrial plants. These co-incineration processes do not fall within the scope of this BREF.

2.3.4.2 Gasification

[64, TWGComments, 2003] Gasification is a partial combustion of organic substances to produce gases that can be used as feedstock (through some reforming processes), or as a fuel.

[1, UBA, 2001] There are several different gasification processes available or being developed which are in principle suited for the treatment of municipal wastes, certain hazardous wastes and dried sewage sludge.

It is important that the nature (size, consistency) of the wastes fed keeps within certain predefined limits. This often requires special pretreatment of municipal waste, for example.

The special features of the gasification process are:

- smaller gas volume compared to the flue-gas volume in incineration (by up to a factor of 10 by using pure oxygen)
- predominant formation of CO rather than CO_2
- high operating pressures (in some processes)
- accumulation of solid residues as slag (in high temperature slagging gasifiers)
- small and compact aggregates (especially in pressure gasification)
- material and energetic utilisation of the synthesis gas
- smaller waste water flows from synthesis gas cleaning.

The following gasification reactors are used:

- fluidised bed gasifier (see Figure 2.17)
- current flow gasifier
- cyclone gasifier
- packed bed gasifier.

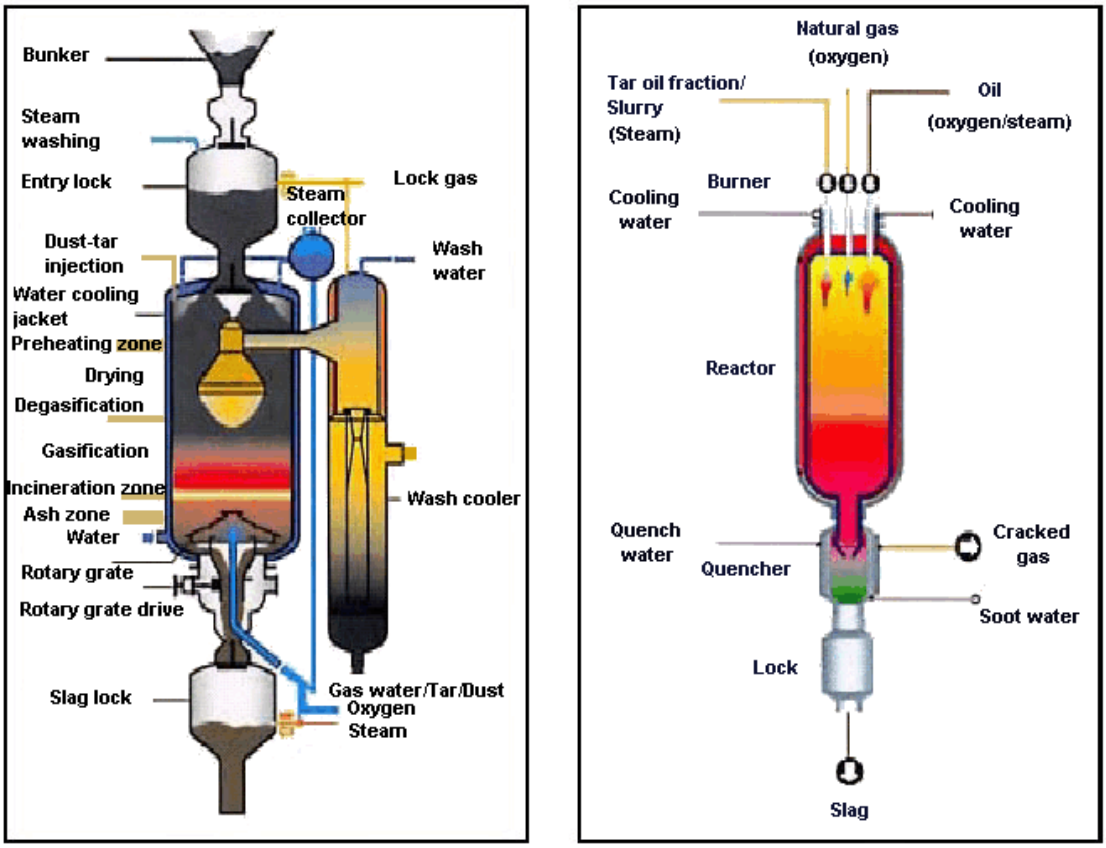

Figure 2.15: Representation of a packed bed and current flow gasifier
Source [1, UBA, 2001]

For utilisation in entrained flow, fluidised bed or cyclone gasifiers, the feeding material must be finely granulated. Therefore pretreatment is necessary, especially for municipal wastes. Hazardous wastes, on the other hand, may be gasified directly if they are liquid, pasty or finely granulated.

2.3.4.2.1 Examples of gasification processes

[1, UBA, 2001]
In Germany, a entrained flow gasifier is at present in use for the gasification of fluid hazardous wastes at Sekundärrohstoffverwertungszentrum (SVZ; Centre for Secondary Raw Materials Utilisation) at Schwarze Pumpe.

The fluid wastes enter into the reactor via the burner system and are transformed into synthesis gas at temperatures of 1600 – 1800 °C. Since 1995, approx. 31000 tonnes of waste oil have been disposed of in this plant.

Lumpy charging material is required for the packed bed gasifier, but drying is sufficient as a pretreatment process. SVZ Schwarze Pumpe GmbH runs six packed bed gasifiers for gasification of coal waste mixtures. The feed rate proportion for waste is up to 85 %. In the reactors, each with a throughput of 8 - 14 tonnes per hour, mainly compacted waste plastics, dehydrated sewage sludge and contaminated soils are treated. The waste enters into the reactor through the entry lock and is transformed into synthesis gas at approx. 800 – 1300 °C and 25 bar with the help of steam and oxygen (the gasification agent).

A development from these packed bed gasifiers is the slag bath gasifier shown in Figure 2.16 below. One such plant is currently operating on a trial basis, receiving up to 70 % waste, at a throughput rate of 30 t/hr. The gasifier operates at a temperature of up to 1600 °C and the slag is discharged as a liquid.

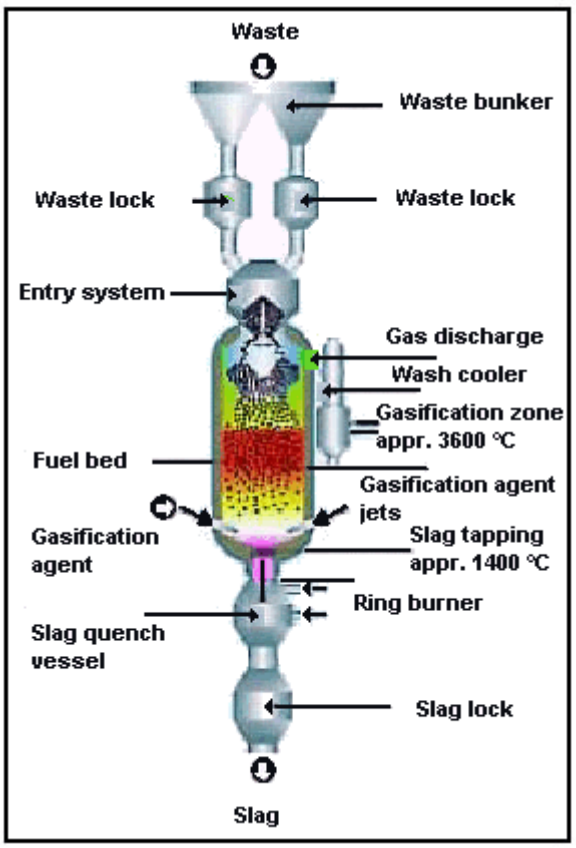

Figure 2.16: Slag bath gasifier
Source [1, UBA, 2001]

A waste gasification process based on fluidised bed in combination with current flow gasification is used in Japan (see Figure 2.17 below).

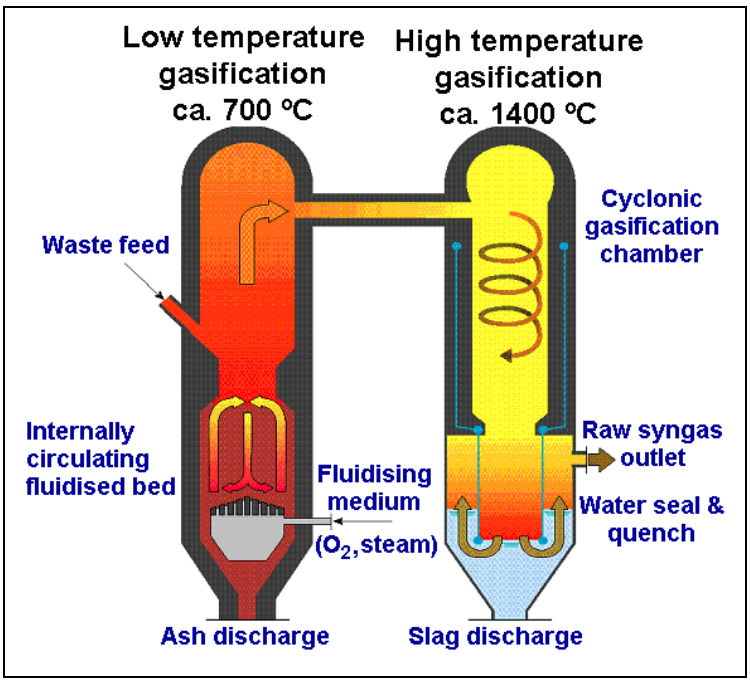

Figure 2.17: Fluidised bed gasifier with high temperature slagging furnace
Source [68, Ebara, 2003]

This process is designed to generate syngas from plastic packaging waste or other high calorific waste material. The main components of the process are a fluidised bed gasifier and a second stage high temperature gasifier. The fluidised bed enables rapid gasification of comparatively heterogeneous materials, which are pelletised for smooth feeding. Several per cent of non-combustible components, even metal pieces, are acceptable, as the ash is continuously discharged from the fluidised bed. The high temperature gasifier is designed as cyclone, to collect the fine ash particles on the wall. After vitrification the slag is discharged though a water seal. Both reactors are operated under elevated pressure, typically 8 bar.

A first plant of this technology was under commercial operation in year 2001 to treat plastic packaging waste. The capacity of this demonstration plant is 30 tonnes per day. An additional plant of 65 tonnes per day started operation in 2002. The syngas produced is fed to an adjacent ammonia production plant. Other similar plants are under construction. [68, Ebara, 2003]

Other variations on gasification processes have been tried and are being developed, for a variety of waste stream.

2.3.4.3 Pyrolysis

[1, UBA, 2001] Pyrolysis is the degassing of wastes in the absence of oxygen, during which pyrolysis gas and a solid coke are formed. The heat values of pyrolysis gas typically lies between 5 and 15 MJ/m³ based on municipal waste and between 15 and 30 MJ/m³ based on RDF. In a broader sense, “pyrolysis” is a generic term including a number of different technology combinations that constitute, in general, the following technological steps:

- **smouldering process**: Formation of gas from volatile waste particles at temperatures between 400 and 600 °C
- **pyrolysis**: Thermal decomposition of the organic molecules of the waste between 500 and 800 °C resulting in formation of gas and a solid fraction
- **gasification**: Conversion of the carbon share remaining in the pyrolysis coke at 800 to 1000 °C with the help of a gasification substance (e.g. air or steam) in a process gas (CO, H_2)
- **incineration**: Depending on the technology combination, the gas and pyrolysis coke are combusted in a incineration chamber.

A pyrolysis plant for municipal waste treatment is operational in Germany, and another was due to start up at the end of 2003 in France. Other pyrolysis projects exist in Europe and elsewhere (notably in Japan) receiving certain specific types or fractions of waste, often after pretreatment.

Pyrolysis plants for waste treatment usually include the following basic process stages:

1 preparation and grinding: the grinder improves and standardises the quality of the waste presented for processing, and so promotes heat transfer

2 drying (depends on process): a separated drying step improves the LHV of the raw process gases and increase efficiency of gas-solid reactions within the rotary kiln

3 pyrolysis of wastes, where in addition to the pyrolysis gas a solid carbon-containing residue accumulates which also contains mineral and metallic portions

4 secondary treatment of pyrolysis gas and pyrolysis coke, through condensation of the gases for the extraction of energetically usable oil mixtures and/or incineration of gas and coke for the destruction of the organic ingredients and simultaneous utilisation of energy.

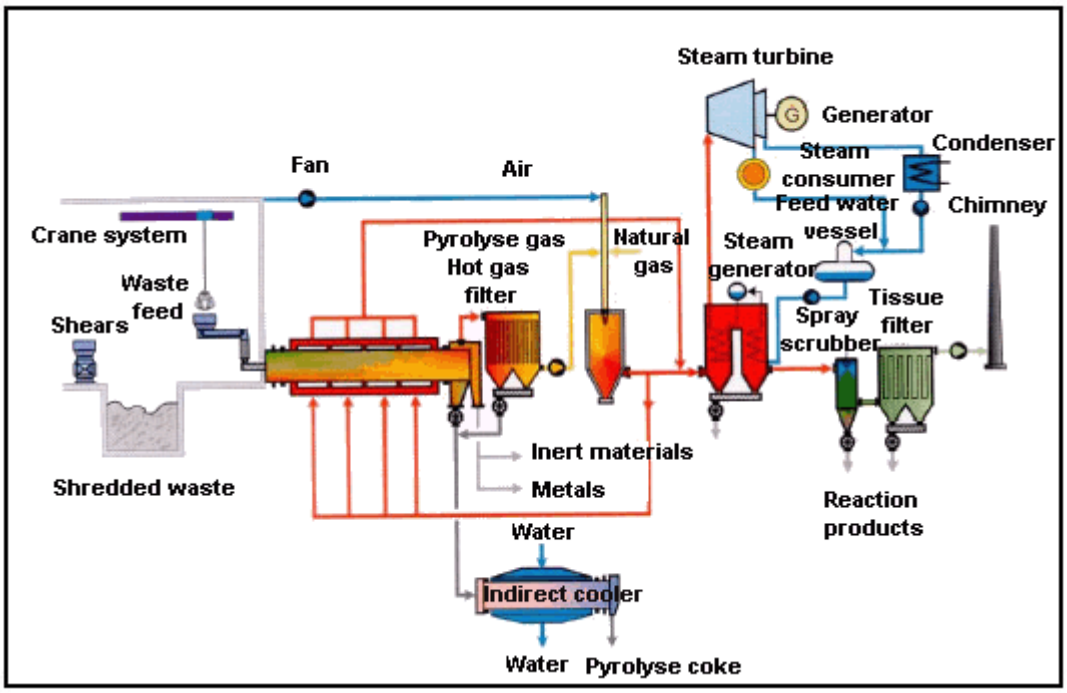

Figure 2.18: Structure of a pyrolysis plant for municipal waste treatment
Source [1, UBA, 2001]

In general, the temperature of the pyrolysis stage is between 400 °C and 700 °C. At lower temperatures (approx. 250 °C) other reactions occur to some extent. This process is sometimes called conversion (e.g. conversion of sewage sludge).

In addition to the thermal treatment of some municipal wastes and sewage sludge, pyrolysis processes are also used for:

- decontamination of soil
- treatment of synthetic waste and used tyres
- treatment of cable tails as well as metal and plastic compound materials for substance recovery.

The potential advantages of pyrolysis processes may include:

- possibility of recovering the material value of the organic fraction e.g. as methanol
- possibility of increased electrical generation using gas engines or gas turbines for generation (in place of steam boilers)
- reduced flue-gas volumes after combustion, which may reduce the FGT capital costs to some degree
- the possibility of meeting specifications for external use of the produced char by washing (e.g. chlorine content).
  [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

2.3.4.3.1 Example of a pyrolysis process

[2, infomil, 2002]
In this example, solid industrial sludges and shredded paint waste/chemical packaging are treated.

The 'pyrolysis' unit is combined with a thermal treatment plant for polluted soil, in which synthesis gas (syngas) from the pyrolysis unit is used as fuel. The pyrolysis unit consists of two parallel reactors. Both are equipped with screws, which transport the feed material through the reactors. Feed materials include the filter cake and sediment of other on-site process waste water treatment facilities, as well as paint waste. The average organic material content varies between 25 – 85 %, and the average water content is approx. 25 %.

At start-up, the reactors are heated up with natural gas to approx. 500°C. Then feeding starts and the use of natural gas is stopped. The amount of air is kept below stoichiometric demand, resulting in a gasification process. Gasification temperature is approx. 900 – 1200°C. The capacity of the reactors is approx. 2 x 4 tonnes/hour.

The syngas is cooled down in a quench condenser. Remaining syngas (LHV approx. 7 MJ/Nm³) is used as fuel in another unit for the thermal treatment of polluted soil. Incineration and flue-gas treatment takes place according to Dutch emission standards. The condensed water of the quench is treated in a decanter for the separation of carbon. The water fraction is used for moisturising the reactor residues.

The residue of the reactor (temperature level approx. 500°C) passes a magnetic separation system for removal of the iron from the paint waste and the packaging fraction. The remaining fraction is cooled down and moisturised with condensed water, for disposal to landfill.

A general process scheme, including the main mass flows is given in the Figure below:

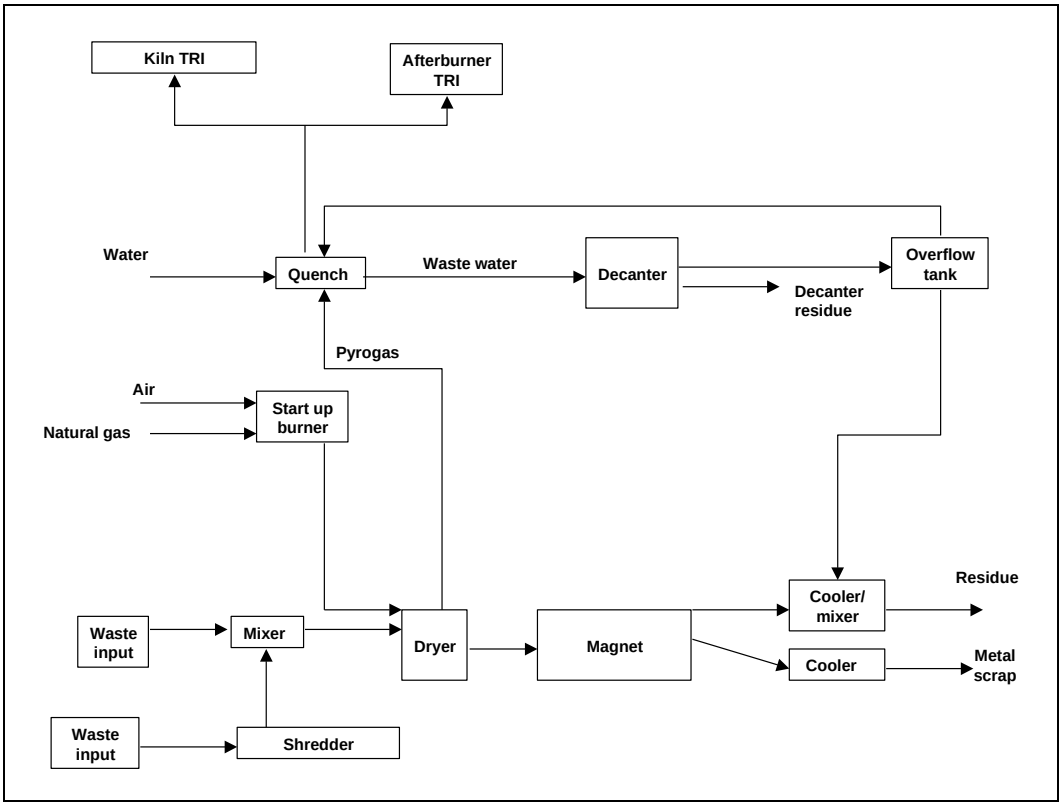

Figure 2.19: Process scheme of ATM's 'pyrolysis'-unit
Source [2, infomil, 2002]

The main advantage of this pyrolysis unit is, that the surplus LHV, present in the treated filter cake, sediment and paint waste can be directly used in the thermal treatment unit for polluted soil. Energy efficiency, therefore, is at least comparable with waste incineration. Furthermore, the iron scrap fraction (15 %) is removed for recycling, while the volume of the treated waste is reduced by approx. 50 %. The remaining residues can partly be treated in ATM's own facilities. Overhead costs are reduced by the fact that it uses the incinerator and flue-gas treatment of a large polluted soil and waste treatment plant.

2.3.4.3.2 Example of pyrolysis in combination with a power plant

[1, UBA, 2001]
In this example the pyrolysis unit is designed to be added to an existing power plant. It consists of two lines of drum-type kilns with a scheduled annual municipal waste throughput of 50000 tonnes each. The existing boiler unit will be supplied at full load with up to 10 % of the furnace thermal output from pyrolysed substitute fuels.

Specification of the ConTherm plant:

Heating in the absence of oxygen, to approx. 500 °C in an indirectly heated drum-type kiln plant, thermally decomposes the prepared waste fuels. The organic components are broken down into gaseous carbohydrates. Coke, pyrolysis gas, metals and inert materials are produced.

The metals in the fed waste, are now present in their metal form and can be withdrawn in a state of high purity. For this purpose there is a reutilisation plant at the end of drum-type kilns where the solid residue is separated into individual fractions. The residue is separated into a coarse fraction (metals, inerts) and a fine fraction. 99 % of the carbon is contained as coke in the fine fraction. After sifting, the coarse fraction is supplied to a wet ash remover, cooled and separated into ferrous and non-ferrous metals in a reprocessing plant.

The thermal energy is emitted through the furnace shell by radiation and to a lesser degree by convection to the waste within the drum-type kiln. The pyrolysis drum-type kiln is designed for the waste to be heated to approx. 450 to 550 °C and gasified within one hour.
The resulting pyrolysis gas consists of:

- vaporised water
- carbon monoxide
- hydrogen
- methane
- high-order carbohydrates.

A cyclone de-dusts the pyrolysis gas. The deposited dusts and carbon particles are added to the pyrolysis coke.

Integration of the ConTherm plant into the power plant:

The power plant has a maximum furnace thermal output of 790 MW. In addition to the regular fuels: coal, coke and petroleum coke, pyrolysis coke and pyrolysis gas can also be used.

The coke is first fed into the coal bunkers, ground together with the coal and then blown into the boiler with dust burners. The incineration of the pyrolysis product runs at temperatures of approx. 1600 °C. During the incineration, the organic agents are transformed into CO_2 and water. Due to the high ratio of sulphur to chlorine in the crude flue-gas, and because of the cooling to approx. 120 °C, any new formation of dioxins is prevented. All toxic agents that have not changed into their gaseous phase are bound into the melting chamber granulate together with the recycled airborne dust and the ground inert material.

Energy balance and weight assessment:

The energy and mass balance of the ConTherm plant are illustrated in the following diagram:

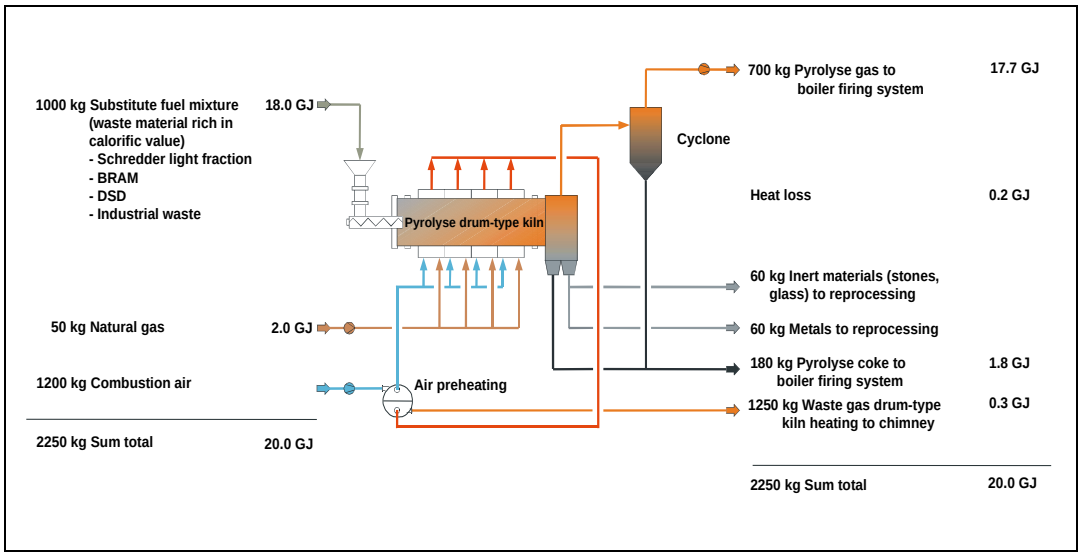

Figure 2.20: Energy balance and weight assessment of the ConTherm plant
Source [1, UBA, 2001]

Depending on the calorific value of the RDF (e.g. 15 - 30 MJ/m³) it is possible to reduce primary fuel such as coal in the range of 0.5 to 1.0 tonne of hard coal per tonne of RDF.

Data on emissions to air were not supplied.

Costs:

Due to the connection of the pyrolysis plant to a coal-fired power station and the utilisation of the pyrolysis products in the power station, new installations (and hence capital costs) are limited to:

- waste reception and storage (bunker)
- the drum-type kiln system with the required heating installations, and
- the reprocessing system for valuable substances.

The power plant shares the incineration unit, waste heat utilisation system, flue-gas cleaning system and the chimney. Using the process equipment, machinery and infrastructure of the power plant results in reduced investment costs and hence reduced interest payments. In addition, staff, operation and maintenance costs are also reduced. Thus, disposal costs per tonne of waste are also reduced, and may be below those of standalone incineration plants.
[1, UBA, 2001]

2.3.4.4 Combination processes

This term is used for processes consisting of a combination of different thermal processes (pyrolysis, incineration, gasification).

2.3.4.4.1 Pyrolysis – incineration

[1, UBA, 2001]
The following techniques are at various stages of development:

1. Pyrolysis in a drum-type kiln with subsequent high temperature incineration of pyrolysis gas and pyrolysis coke. In Germany, the full commissioning of a plant of this type was not completed.

2. Pyrolysis in a drum-type kiln, followed by condensation of the gaseous tars and oils, subsequent high-temperature incineration of pyrolysis gas, pyrolysis oil and pyrolysis coke.

3. Pyrolysis on a grate with directly connected high-temperature incineration.

The solid residues from these processes are granular, which can be advantageous for later reutilisation or disposal. Sewage sludge (dehydrated or dried) may be co-treated with the municipal waste fractions.

Process number 2 (above) is similar to process number 1 in principle, but differs in two main aspects:

- the pyrolysis gases are cooled on leaving the drum-type kiln, to deposit oil, dust and water
- this is followed by oxidative high-temperature treatment in a special aggregate furnace, where the pyrolysis products, oil-water-dust mixture, pyrolysis coke and pyrolysis gas are combusted, and the solid residues are transformed into a liquid melt.

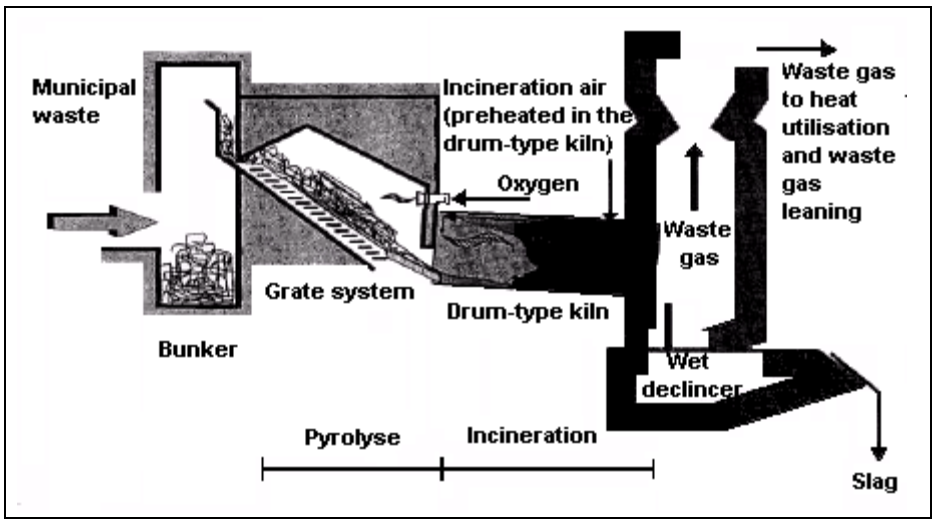

Figure 2.21: Pyrolysis on a grate with directly connected high-temperature incineration
Source [1, UBA, 2001]

Pyrolysis on a grate with directly connected high-temperature incineration (see Figure 2.21) was developed from conventional grate incineration but with the objective of producing a liquid melt. The wastes are first pyrolysed on a grate by direct heating. This heat originates from a partial incineration of the pyrolysis gases with pure oxygen. In a second step, the products, pyrolysis gas, coke and inert substances are combusted or melted, respectively, at high temperatures in a directly connected drum-type kiln. The accumulating melt residue contains glass, stones, metals and other inert materials and is different from the corresponding product of process 1 above.

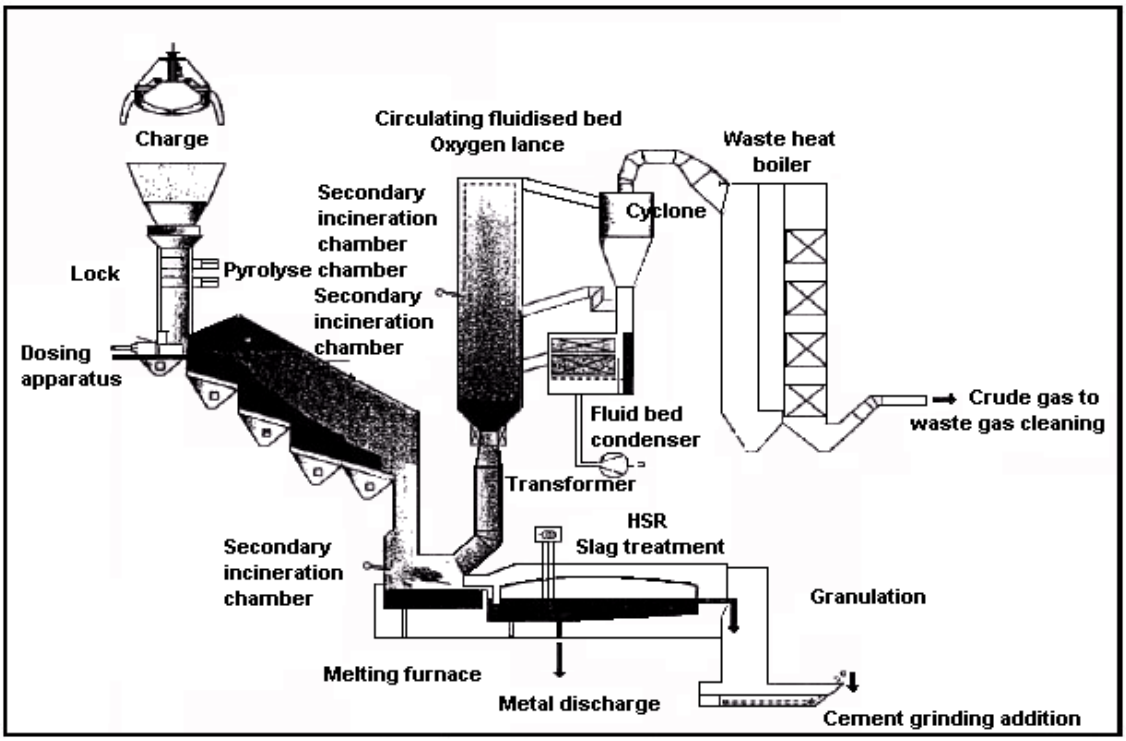

Figure 2.22: The RCP process
Source [1, UBA, 2001]

The RCP process (see Figure 2.22) is a development of the pyrolysis on a grate with directly connected high-temperature incineration process. The molten bottom ash is depleted of metallic components and upgraded to a cement additive in a special secondary treatment stage. In Germany, the RCP process concept is now being applied for the first time on an industrial scale at a plant with a throughput of 90000 tonnes/yr (investment costs approx. EUR 88 million) connected to an existing incineration plant for municipal wastes at Bremerhaven.

The flue-gas cleaning techniques applied for the three pyrolysis combination processes named above do not, in principle, differ from the systems used in municipal waste incineration plants. The same residues and reaction products accumulate. Their type and composition mainly depend upon the system of flue-gas cleaning selected. However, in contrast to municipal waste incineration, filter dusts can be recycled into the melting chamber.

Example pyrolysis – combustion installation for clinical wastes in the Netherlands:

[2, infomil, 2002]
The non-specific clinical waste is collected regularly from hospitals and other health care institutes, including doctors, dentists and veterinarians. The waste is collected in special 30 or 60 litre bins, which have been filled at the institutions and which do not need to be opened again. The waste is then incinerated, including the bins, which also act as an auxiliary fuel.
The non-clinical waste from hospitals and health care institutions is collected and treated as normal municipal waste.

The collected waste is stored in closed transport containers on-site. The bins are collected and transported semi-automatically to the incineration unit, which is located in a closed building. Feeding the incinerator is through an air lock, in order to prevent the introduction of false incineration air.

Incineration takes place in a two-stage process (see Figure 2.23). In the lower incineration room, a controlled pyrolysis occurs, followed by incineration with primary air as the waste progresses through the room. Finally, the waste ends in a water-filled ash discharger, from which the ash is removed by a chain conveyer system.

The flue-gases are incinerated with secondary air and, if required, with auxiliary fuel at a temperature level of approx. 1000 °C. Subsequently, they are cooled in a saturated steam boiler (steam temperature 225 °C, pressure 10 bar), a heat-exchanger, and a scrubber. Steam is supplied to the adjacent municipal waste incineration plant which uses the steam and returns the related boiler feed-water.

The scrubber is a two-stage system for removing acid compounds. The treated flue-gas is heated up (in a heat-exchanger and in a steam-flue-gas heat-exchanger) before passing a dust bag filter with adsorbent injection (activated carbon and lime), for removal of dioxins, and an SCR-De NO_X unit. Emission concentrations of the emitted flue-gases are according to Dutch standards. The flue-gas is emitted through a 55-metre high stack.

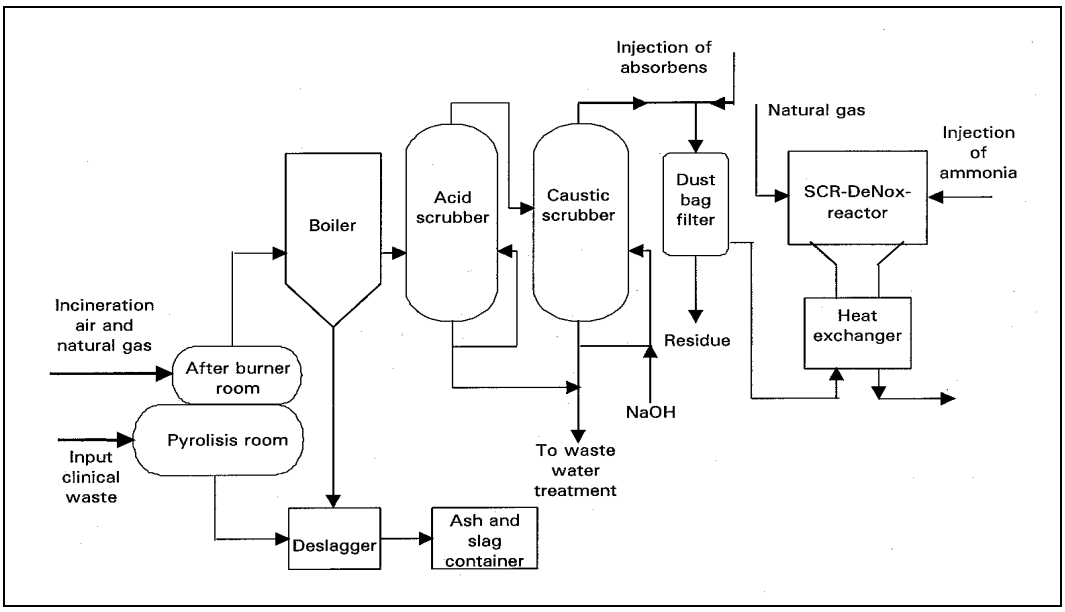

Figure 2.23: Example of a clinical waste pyrolysis-incineration plant, ZAVIN, Netherlands Source [2, infomil, 2002]

2.3.4.4.2 Pyrolysis – gasification

[1, UBA, 2001]
Two different types of pyrolysis-gasification processes can be distinguished:

- disconnected (pyrolysis with subsequent gasification = conversion process) and
- directly connected processes.

Conversion process:

In the *conversion process*, metals and, if required, inert material may be removed after the pyrolysis step. As pyrolysis gas and pyrolysis coke require reheating in the gasification process, the technical and energetic requirements are higher than with *connected* processes. The condensed exhaust vapour is treated as waste water and discharged.

In the conversion process, the waste needs to be shredded and dried before it can be used in the first thermal stage. This stage more or less corresponds with that of the *Smoulder-burn* process. The subsequent stages are:

- pyrolysis in the drum
- withdrawal of solid residues
- separation of the fine fraction enriched with carbon
- sorting of the metal and inert fraction.

The pyrolysis gas is cooled to condense exhaust vapour and pyrolysis oil. It is then supplied, together with the pyrolysis oil and the fine fraction, to the second thermal stage, which is a current flow gasifying reactor. The oil and the fine fraction are gasified in the current flow at high pressure and at a temperature of 1300 °C. The resulting synthesis gas is cleaned and then combusted for energy recovery. Solid residues are withdrawn as melted granulate through a water bath. They correspond in type and quantity with those from the *Smoulder-burn* process.

A conversion plant for the treatment of 100000 tonnes/yr of municipal wastes and 16000 tonnes/yr of dehydrated sewage sludge was approved at Northeim, Lower Saxony (D).

With direct connection, there may be improved electrical generation rates, but the metals and inert material go into a melt for which no use has been found to date.

Combined gasification-pyrolysis and melting process:

In such processes, (see Figure 2.24) the un-shredded wastes are dried in a push furnace and partially pyrolysed. From this furnace they are transferred directly and without interruption into a standing packed-bed gasifier. Here they are gasified (in the lower part) at temperatures of up to 2000 °C with the addition of oxygen. Pure oxygen is also added in the upper part of the gasification reactor to destroy the remaining organic components in the generated synthesis gas, through oxidation, gasification and cracking reactions.

Although reported to be capable of treating a wider range for wastes, this process is mainly used for municipal and non-hazardous industrial wastes. Wastes of LCV 6 - 18 MJ/kg and moisture content up to 60 % may be treated. Automotive shredder residues with a chlorine content of up to 3.5 % have been treated with approximately equal amounts of MSW [69, Thermoselect, 2003].

The synthesised gas is subjected to a gas cleaning process and then combusted to utilise the energy value. The originally solid residues leave the reactor molten. During test operations, approx. 220 kg of bottom ash with approx. 30 kg metal accumulated per tonne of waste input.

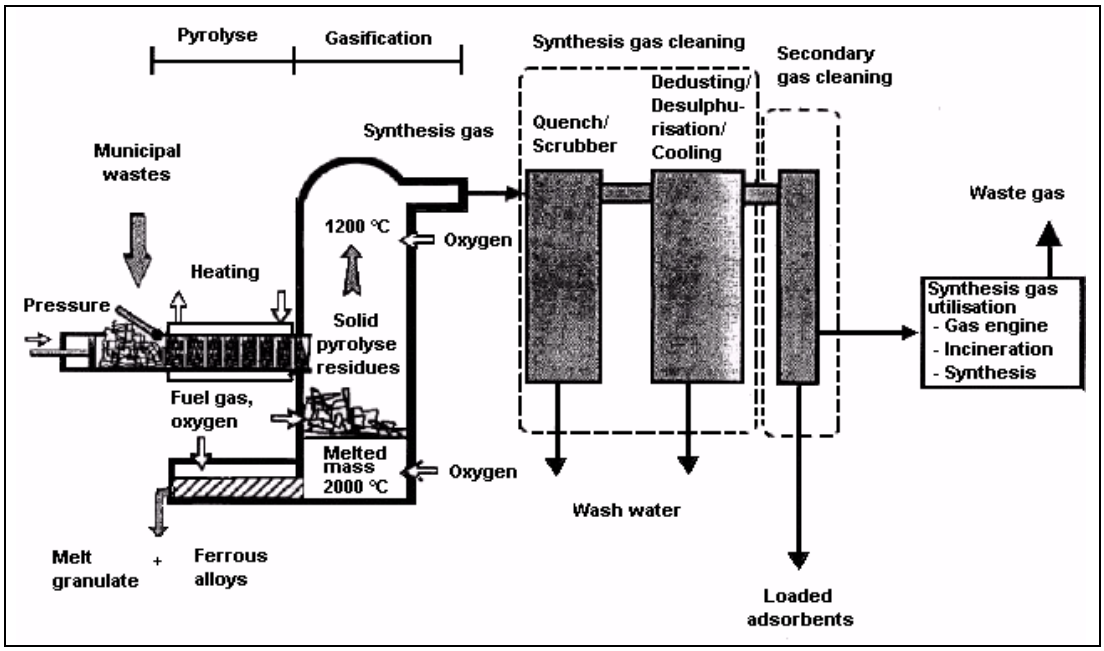

Figure 2.24: Schematic diagram of a push pyrolyser (example shown operated by Thermoselect) Source [1, UBA, 2001]

A plant of this type with a municipal waste throughput of 108000 tonnes/yr is currently under construction at Ansbach. Another plant with a throughput of 225000 tonnes/yr has been built at Karlsruhe (D), but has not yet achieved the design throughput. Two plants of this type are operated in Japan (2003).

2.3.4.4.3 Gasification – combustion

An example for the combination of gasification with combustion for ash melting is shown in Figure 2.25 below:

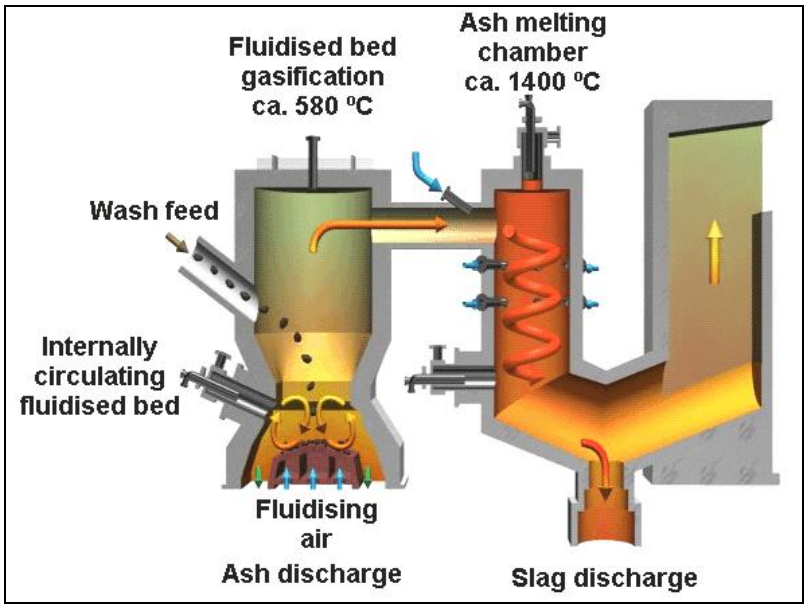

Figure 2.25:Combined fluidised bed gasification and high temperature combustion process
Source [68, Ebara, 2003]

Shredding residues, waste plastics or shredded MSW is gasified in an internally circulating bubbling fluidised bed, which is operated at about 580 °C. Larger inert particles and metals are discharged at the bottom and separated from the bed material. The bed material is returned to the gasifier. Fine ash, small char particles and combustible gas is transferred to the cyclonic ash melting chamber, where air is added to achieve the desired temperature for ash melting (normally 1350 - 1450º C).

The ash melting chamber is an integrated part of the steam boiler, for energy recovery.

Products from this process – besides power or steam – are metals in pieces, a vitrified slag (low leaching and stable) and metal concentrates derived from the secondary ash.

Different from other gasification processes, this process is operated at atmospheric pressure and with air rather than oxygen. Pretreatment of MSW by shredding is necessary to reduce particle size to 300 mm diameter. Wastes already within this specification can be treated without shredding. In the various plants in operation, other wastes like sewage sludge, bone meal, clinical waste and industrial slags and sludges are treated in addition to MSW. [68, Ebara, 2003]

2.3.5 Other techniques

2.3.5.1 Stepped and static hearth furnaces

Static hearth furnaces consist of a refractory lined box in which the wastes burned on the base of the furnace, often with the injection of support fuels above the burning waste to help maintain temperatures. In some cases the waste loading mechanism is a simple door opening (although this is not common in modern plants due to the instability caused to the incineration process by the uncontrolled ingress of air that results) or is provided by a hydraulically operated ram, which also provides a measure of waste agitation. Such processes often operate on a batch basis, with de-ashing carried out in between batch loading. De-ash mechanisms are usually fairly simple drag systems – in older, smaller units de-ashing was carried out manually using scrapers, although this causes difficulties with air ingress to the furnace. Such, very basic technology has been widely applied, particularly to small incineration units (<250 kg/hr) but is less widely applied owing to the application of new air emission, ash burn-out etc legislation, which such systems cannot meet in the majority of circumstances. Such systems have been used in some cases to provide a means for the disposal of dead animals, animal parts, packaging wastes and some clinical wastes – but generally only at the low throughput rates noted above.

Stepped hearth systems are a development from static hearths. They consist of a usually 2 to 4 static hearths arranged as a series of steps. The waste is generally pushed forward through the furnace and over the steps using hydraulic rams. The pushing and tumbling of the waste provided agitation and allows improved burnout. Such systems continue to be applied, particularly at plants of below 1 t/hr. Loading mechanisms are generally air sealed hoppers or hydraulic batch loaders. De-ashing is generally continuous, and maybe via a water batch to provide an air seal and prevent air ingress to the furnace. Such systems are capable of reaching modern legislative requirements with some waste types. Burnout of the waste may be variable and highly dependent of the waste type – pretreatment of the waste by shredding usually assists in reaching required burnout standards.

2.3.5.2 Multiple hearth furnaces

Multiple hearth incinerators are mainly applied to the incineration of sludges (e.g. sewage sludge).

The multiple hearth furnace (see Figure 2.26) consists of a cylindrical lined steel jacket, horizontal layers, and a rotating sleeve shaft with attached agitating arms. The furnace is lined with refractory bricks. The number of trays for drying, incineration, and cooling is determined based on the residual material characteristics. The multiple hearth furnace is also equipped with a start-up burner, sludge dosing mechanism, circulation-, sleeve shaft- and fresh air - blowers.

Sewage sludge is fed at the top of the furnace and moves downwards through the different hearths countercurrent to the combustion air, which is fed at the bottom of the furnace. The upper hearths of the furnace provide a drying zone, where the sludge gives up moisture while the hot flue-gases are cooled.

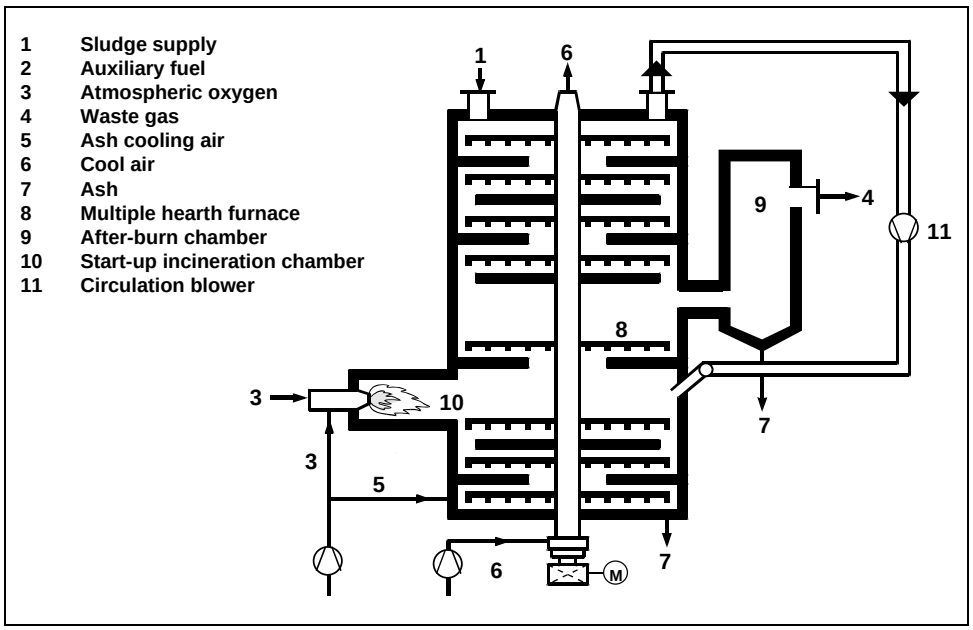

Figure 2.26: Principle function of a multiple hearth furnace
Source [1, UBA, 2001]

The material to be incinerated is supplied at the highest furnace layer. It is captured by agitator sprockets, divided, and forced through the furnace layers through constant rotation. In a counter-direction to the sludge, hot flue-gas is conducted from the highest incineration layer via the drying layers. The sludge is dried by the flue-gas and heated to ignition temperature. The circulating air is augmented with steam and volatile particles during the drying process. It is then lead towards the lowest incineration layer.

The incineration mainly takes place on the central hearths. The incineration temperature is limited to 980 °C, as above this temperature the sludge ash fusion temperature will be reached and clinker will be formed. In order to prevent leakage of hot toxic flue-gases, multiple hearth furnaces are always operated at a slight vacuum pressure.

The conversion of organic sludge particles into CO_2 and H_2O occurs at temperatures of between 850 and 950 °C. If the desired incineration temperature cannot be reached independently, a start-up burner is used for support incineration. As an alternative, solid auxiliary fuel can be added to the sludge. The ash is cooled to approximately 150 °C at the lower layers of the furnace with counter-flowing cool air and the ash is removed via the ash system. The flue-gas that is produced is fed through a post-reaction chamber with a guaranteed residence time of two seconds. Carbon compounds that have not been converted are oxidised here.

The multiple hearth furnace is employed with sludge where the ash forms such low eutectics with the fluidised bed material that it would cause operational problems in the fluidised bed furnace.

Multiple hearth furnaces can be operated by removing the flue-gases at the highest drying level and then feeding them to an post-combustion (e.g. in an incineration chamber). This is advantageous at such locations where boiler plants are already available, facilitating the feeding of flue-gases into those plants. The after-burning process and the flue-gas cleaning occur at those plants.

The essential operational parameters are shown in the following table:

Operational parameters	Units	Values
Evaporation capacity	kg/m^2h	25 – 45
Heat conversion in incineration layers	GJ/m^2h	0.4 – 0.6
Incineration end temperature	°C	850 – 950
Residence time, free space, and after-burn zone	sec.	min. 2
Atmospheric oxygen preheating	°C	max. 600

Table 2.8: Operational criteria for a multiple hearth furnace
Source [1, UBA, 2001]

Figure 2.27 below shows a practical example of a sewage sludge incineration plant with a capacity of 80000 tonnes/yr.

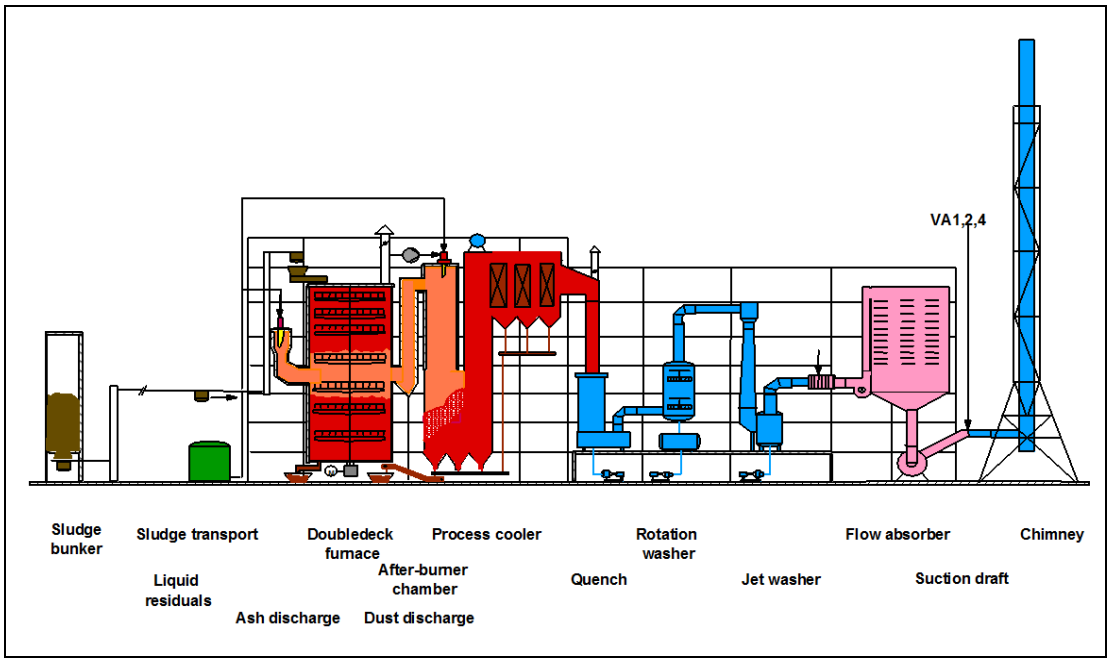

Figure 2.27: Example of a sewage sludge incineration plant with a multiple hearth furnace
Source [1, UBA, 2001]

The above plant essentially consists of the following parts:

- multiple hearth furnace
- post-combustion chamber
- waste water boiler for heat utilisation
- multiple stage flue-gas cleaning.

The accumulated sewage sludge is conditioned, meaning that it is converted into a form suitable for filtering using additives or other measures. The sludge is drained as much as possible in chamber filter presses and then temporarily stored in a bunker. From there, the press cake is deposited in buckets via a bucket loader. These buckets have a capacity of approximately 1.5 tonnes each. The sludge is loaded from the buckets into a filler container at the highest layer of the incineration plant and continuously fed into the furnace. Up to 12 tonnes of sewage sludge can be processed per hour. This represents the contents of eight buckets.

2.3.5.3 Multiple hearth fluidised bed furnace

Several layers are installed into the freeboard of a stationary fluidised bed, enabling the sludge to be pre-dried with flue-gas. Using this pre-drying process, only a small amount of water must be evaporated in the actual fluidised bed, meaning that the grate surface and entire furnace can be reduced.

Uniform incineration is promoted in the multiple hearth fluidised bed furnace by optimising air supply, sand addition, and evaporation in the layers and in the fluidised bed. Higher temperatures (temperature differences between the furnace head and foot) can be avoided leading to a lower formation of NO_X.

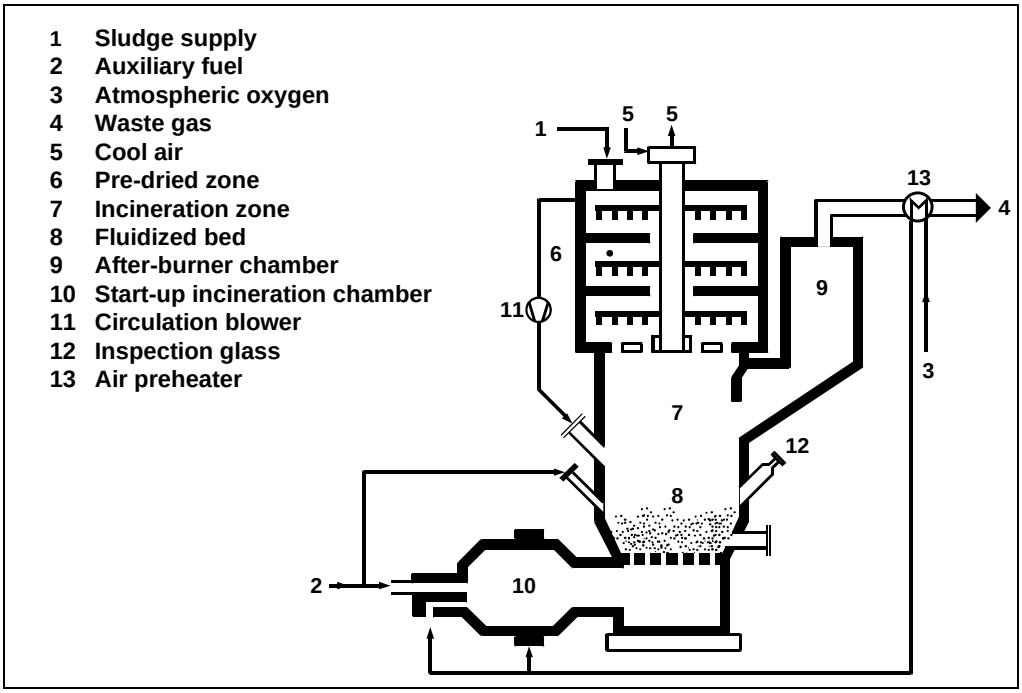

Figure 2.28: Principle function of a multiple hearth fluidised bed furnace
Source [1, UBA, 2001]

2.3.5.4 Modular systems

[Bontoux, 1999 #7]
Waste incineration can occur in a selective manner in smaller facilities that are dedicated to:

- specific kinds of wastes, or
- specifically pretreated wastes.

These specialised forms of waste incineration are often performed in commercial or industrial tailor-made facilities that usually receive consistent waste streams. As a result, they usually benefit from optimised operating conditions and treat a much smaller tonnage of waste than mass burn facilities.

One of the designs used is the “starved air” or “two-stage” incinerator in which wastes are partially burned and partially pyrolysed at the front end of a hearth with the resulting char being fully burned out at the back end.

Depending on the furnace design, various wastes are treated in such systems. (Energos 2002) As well as dealing with specific industrial non-hazardous waste streams (e.g. packaging and paper wastes, fish industry) modular semi-pyrolytic processes are also successfully applied to pretreated (shredded) municipal wastes. Plants in the range of 35000 - 70000 tonnes per year are operational in Europe. It is reported that these achieve NO_X emissions below 100 mg/m³, without specific NO_X abatement, mainly through careful attention to combustion design and control. Whilst costs per unit disposal for mass burn facilities of this size are generally very high, the cost of systems dealing with specific waste streams is greatly reduced through a combination of:

- simple small scale gas cleaning systems may be used as flue-gas variation is reduced
- positioning of plants adjacent to heat users to increase energy supply and income which can then offset incoming disposal costs.

2.3.5.5 Incineration chambers for liquid and gaseous wastes

Incineration chambers are designed specifically for the incineration of liquid and gaseous wastes, as well as solids dispersed in liquids (see Figure 2.29) A common application of incineration chambers is in the chemical industry for the incineration of liquid and process off-gas. With chloride-containing wastes, HCl may be recovered for use.

All post-combustion chambers in hazardous waste incineration plants are essentially incineration chambers. In one plant (Ravenna, Italy) the post-combustion chamber is so large that the total thermal process can occur there.

Operational temperatures are usually chosen to ensure good destruction of the wastes fed to the chamber. In some cases catalytic systems are used for specific waste streams, these run at reduced temperatures of 400 – 600 °C. In general, temperatures in excess of 850 °C are selected for non-catalytic chambers. Support fuels are frequently used to maintain steady combustion conditions. Heat recovery may be used to supply hot water/steam via a boiler system.

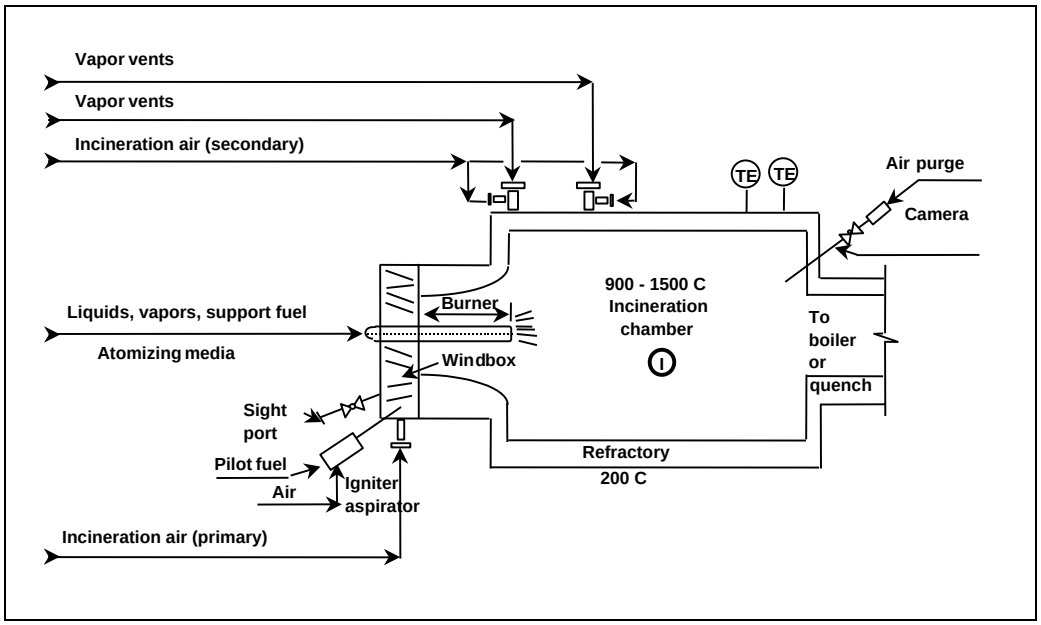

Figure 2.29: Principle of an incineration chamber for liquid and gaseous wastes
Source [1, UBA, 2001]

2.3.5.6 Cycloid incineration chamber for sewage sludge

The cycloid incineration chamber was originally developed for incinerating old coke derived from flue-gas cleaning at waste incineration plants but is now also used for the thermal disposal of sewage sludge. The optimal particle size for fuel ignition lies between 1 and 5 mm. Therefore, only dried sewage sludge granules can be used.

The fuel granules are supplied gravimetrically via a radial chute into the lower part of the incineration chamber, which is designed as a metallic air-cooled hopper. Atmospheric oxygen is blown into the incineration chamber at various air levels: The primary air enters the furnace at an angle through the lower part of the hopper, and the secondary air is injected on different levels through tangentially placed jets above the fuel feed. The distribution of primary and secondary air varies according to the specific fuel characteristics.

The incineration of sewage sludge requires an even temperature distribution of between 900 and 1000 °C throughout the entire incineration chamber. Using this method, the temperature of the ash is maintained under its softening point. Flying dust is removed along with flue-gas from the incineration chamber. The coarse kernels circulate in the tangential flow field until they are incinerated to the point that they can be removed as fine kernels. Crude ash, remaining coke, or metallic parts will be removed in a downward direction via a lock system.

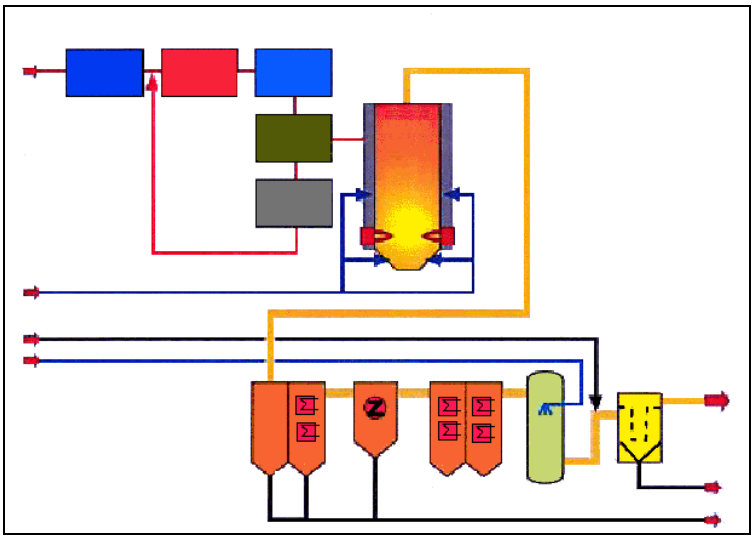

Figure 2.30: Illustration of a cycloid furnace
Source [1, UBA, 2001]

2.3.5.7 Example of process for the incineration of liquid and gaseous chlorinated wastes with HCl recovery

[1, UBA, 2001] The process includes:

- the incineration chamber
- steam generator
- flue-gas cleaner combined with hydrochloric acid recovery and
- the flue-gas chimney (see Figure 2.31).

The plant treats liquid and gaseous chlorinated wastes using waste heat and produces hydrochloric acid.

Heat is converted into steam in the steam generator (212 °C, 20 bar) and transferred, for distribution. The particulate content of the flue-gases produced during incineration is separated, to produce the highest possible concentration of hydrochloric acid in the flue-gas cleaning plant. The removal and utilisation of hydrochloric acid normally occurs within the plant.

Gaseous residual substances (flue-gases) are fed to the recovery plant via transfer pipelines. Each flue-gas flow is conducted through a separate deposit container before incineration. Liquid particles are separated from the flue-gas flow in this deposit container. The feed lines are equipped with the appropriate flashback safety guards, according to the classification of the flue-gases. The number of feed lines depends on the control mechanisms. The volume flow is collected via flow measurements that are pressure and temperature compensated. The flue-gases are fed into the incineration chamber via a pressure regulator with a maximum pressure limit control. In addition, all flue-gas lines to the incineration chamber are equipped with automatic emergency shutdown valves.

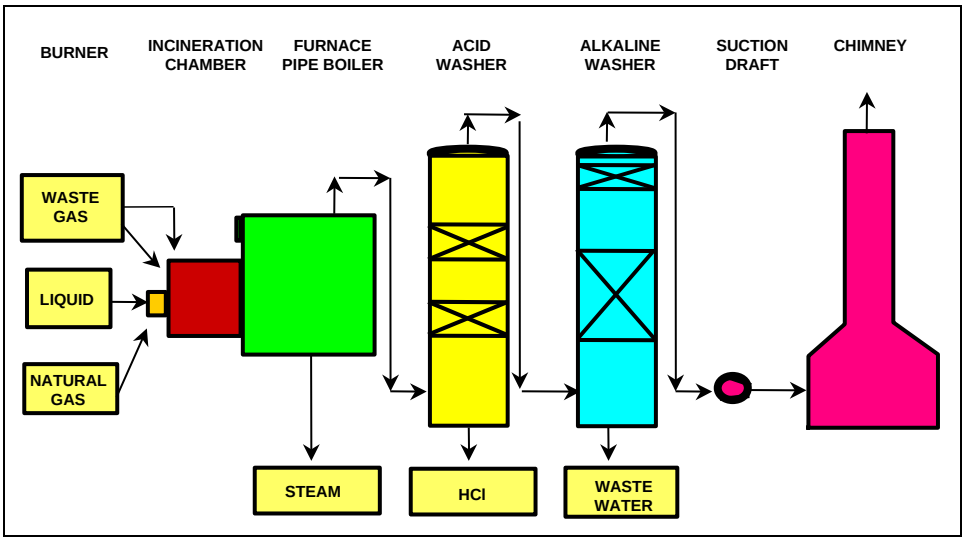

Figure 2.31: Diagram of a plant for HCl-extraction from residual gases and liquid halogenated wastes
Source [1, UBA, 2001]

Transfer pipelines for the liquid wastes are also equipped with automatic emergency shutdown valves. All liquid wastes are conducted to a multi-material burner that is situated at the front side of the incineration chamber. Vaporisation of these liquids occurs via pressured air and/or steam that have been fed into the burner under a separate gas quantity control. In addition, various flue-gas flows are fed into the multi-material burner through lances. Each of these lances consists of concentric pipes. Several flue-gas flows can thus be fed separately into the incineration chamber. For cooling and to avoid corrosion, the lances are continuously sprayed with air through the outer circular gap.

Primary energy (natural gas) is required for the plant start-up and to maintain the desired temperature in the incineration chamber. It is also fed to the multi-material burner by a separate blast connection. The flow of natural gas is regulated via a quantity control and is fed into the burner using a pressure regulator depending on the temperature in the incineration chamber. Natural gas is also required for the ignition flame that ignites the multi-material burner. Two automatic emergency shutdown valves with automatic gap releases can be found in the natural gas line to the multi-material burner and to the ignition flame.

Two independent flame-failure alarms (UV and IR) are installed to monitor the burner flame. In addition, the burner flame can be observed through inspection windows and with the help of a television camera installed on the back wall of the waste heat boiler. The amount of air is recorded with the appropriate gauges, as well as with pressure produced from a blower.

The cylindrical incineration chamber is designed in such a way that the wastes will have sufficient residence time to guarantee flawless incineration in relation to an operational temperature higher than 1100 °C during normal operation. The incineration chamber has been designed for a temperature of 1600 °C. The operational temperature is monitored continuously by thermal elements. Based on this high temperature, the whole incineration chamber, up to the entrance to the steam boiler plant, is lined exclusively with refraction bricks. The incineration chamber shell is made of boiler plate. The wet cleaning of the flue-gases occurs in two wash towers with a simultaneous recovery of technically re-usable hydrochloric acid with the highest concentration. The deployment of chlorinated wastes facilitates the recovery of approximately 5 – 20 % hydrochloric acid.

2.3.5.8 Example of a process for the incineration of highly chlorinated liquid wastes with chlorine recycling

[2, infomil, 2002]
This incineration unit for highly chlorinated liquid wastes (chlorinated hydrocarbons) is located on an industrial site. The total plant capacity is approx. 36000 t/yr. The processed waste originates on site, as well as from external customers. Wastes are limited in their content of solids (<10g/kg), fluorine, sulphur and heavy metals. PCBs are also treated.

Incineration takes place in two furnaces at a temperature level of 1450 – 1550 °C (gas residence time 0.2 – 0.3 sec). This temperature level can normally be maintained without auxiliary fuel. Water is injected in order to suppress the formation of Cl_2. After leaving the furnace, the flue-gas passes through a quench section, where the temperature is lowered to approx. 100 °C. Insoluble matter and heavy metal salts are removed from the circulating liquid in a quench tank. The flue-gas continues through an isothermal and an adiabatic absorber. The recuperated hydrochloric acid is distilled at elevated pressure and temperature, after which the gas is cooled down to –15 °C in order to reduce the water content to practically zero. The recovered anhydrous HCl is reprocessed in a vinyl-chloride-monomer plant.

Flue-gases pass through an alkaline scrubber and an activated carbon filter (for dioxin absorption). TOC, HCl NO_X, O_2, CO and dust are continuously analysed. The concentration of dioxins and PCBs in emissions is below 0.1 ng TEQ/Nm^3. Other emissions to air comply with Dutch emission limit values.

The effluent from the quench and the scrubber unit is treated in a physical/chemical unit and in a biological waste water treatment unit. Dioxin content is <0.006 ng TEQ/l. PCBs are below the detection limit (<10 ng/l).

A scheme of the process is given in Figure 2.32.

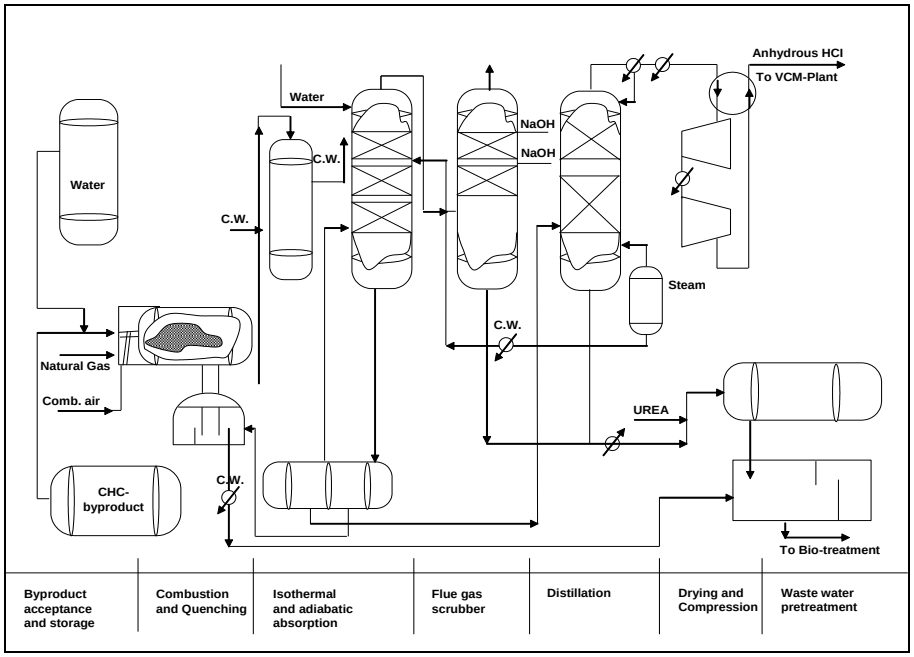

Figure 2.32: Process scheme of a chlorine recycling unit operated by Akzo Nobel
Source [2, infomil, 2002]

The main advantage of this dedicated incineration unit is that chlorine can be recovered. Also in this case, overhead costs are reduced by the fact that it is part of a larger chemical plant.

2.3.5.9 Waste water incineration

[1, UBA, 2001]
Waste water can be cleaned through incineration of the organic content materials. This is a special technology for the treatment of industrial waste water where organic and sometimes inorganic waste water content material is chemically oxidised with the help of atmospheric oxygen with the evaporation of the water, at high temperatures. The term “gas phase oxidation” is used to differentiate this type of incineration from other technologies, such as wet oxidation. The process of gas phase oxidation is used if the organic substances in the water cannot be re-used or if their recovery is not economical or another technique is not applied.

Waste water incineration is an exothermic process. Independent incineration can only take place if the organic load is sufficient to evaporate the water share independently and to perform superheating. Therefore, waste water incineration plants normally require the use of support fuels for low organic load wastes. Reduction of the requirement for additional energy can be achieved by reducing water content. This can be achieved through deployment of a pre-connected, or multi-step, condensation plant. In addition, a heat recovery part (boiler) can be installed to recover steam for condensation from the furnace heat that is produced.

Depending on the individual organic and inorganic content of the waste water and the various local conditions, very different plant designs result.

Waste water and fuel are injected via burners or lances at several locations within the incineration chamber. Atmospheric oxygen is also supplied at several locations (primary air = atmospheric oxygen combined with fuel, secondary air = mixed air).

An example of an waste water incinerator with a waste water evaporation (concentration) unit is shown in the following figure below [74, TWGComments, 2004]

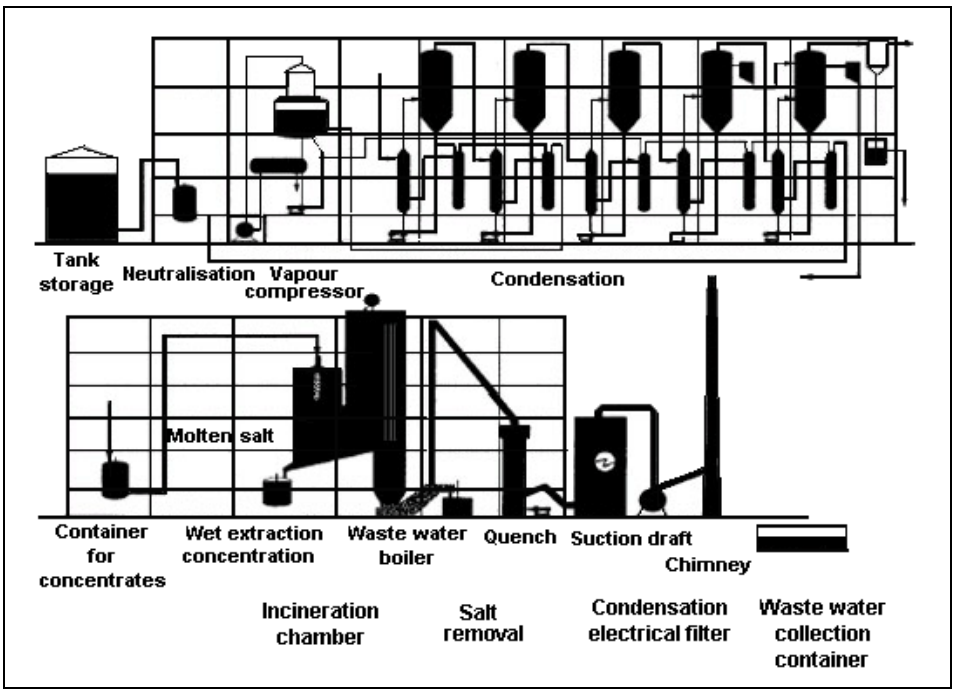

Figure 2.33: Example of a waste water incinerator with a waste water evaporation (concentration) unit.
Source [1, UBA, 2001]

Example of an installation for the incineration for caustic waste water:

[2, Infomil, 2002]
Caustic water is a specific waste water stream from MSPO plants (Mono-Styrene Propylene-Oxide). This water is produced in several washing steps in the process. It contains approximately 10 % to 20 % organic components and has a high sodium load (mainly NaCl).

Both the high organic fraction and the sodium make it difficult or even impossible to use biological water treatment. The caloric value of this water is too low for unsupported incineration, so co-incineration or the use of supporting fuel is necessary. The high sodium content, together with the large quantities, can cause problems for co-incineration in municipal waste incinerators.

Applicable treatment technologies are wet oxidation and incineration. For this purpose, four static vertical incinerators (total capacity approx. 350 – 400 kt/yr) are used in this example, which have been in operation since 1999/2000.

The incinerators are static vertical top-down incinerators. The low caloric waste (caustic water with 10 – 20 % organics) can be led through a falling film evaporator. This evaporator operates on excess low-pressure steam, which comes from the incinerator wall cooling, thus using less fuel in the incinerator.

The remaining liquid and the produced vapour are incinerated with natural gas and/or high caloric liquid fuel (waste or fuel oil). The resulting flue-gases are partially cooled by a membrane wall, producing steam of 27 bar. Subsequently the flue-gases are quenched to clean the gases of sodium salts and other water soluble impurities.

In the heat recovery section, re-circulation water is sprayed over the flue-gases. This re-circulation water flashes out in the flash chamber, generating approximately 30 t/h of steam per unit.

After the heat recovery the flue-gases pass through a venture scrubber and a wet electrostatic precipitator where aerosols and dust are removed.

The incinerators operate at a temperature of 930 – 950 °C, with low excess air (3 – 4 % O_2). Depending on the concentration of organics, the throughput of caustic water is 10 – 15 t/h per unit.

The water from the quench is treated in ion-exchange beds to remove heavy metals. Special ion-exchange beds concentrate the Molybdenum (catalyst in the MSPO process) to a re-usable grade.

The main advantage of these incinerators is the possibility to incinerate large quantities of low caloric waste with high salt concentrations.

The following diagram shows an example plant for this process:

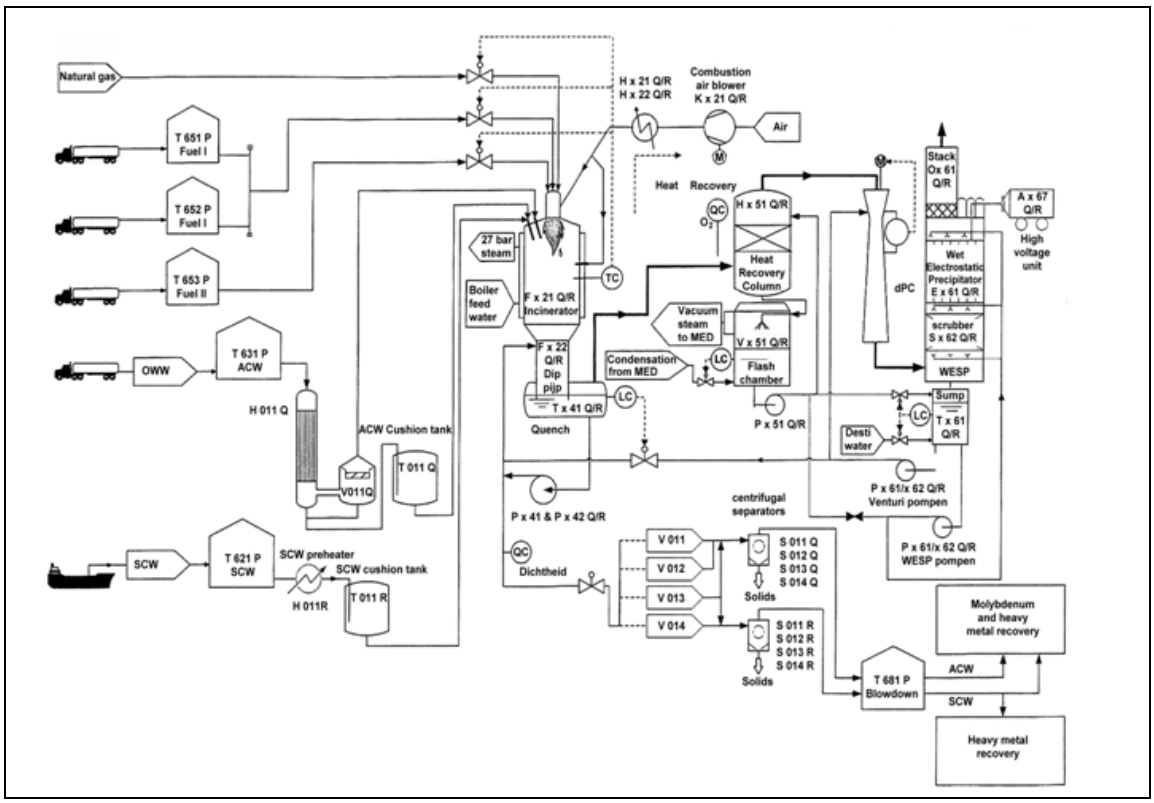

Figure 2.34: Process scheme of a caustic water treatment plant operated by AVR
Source [2, Infomil, 2002]

2.3.5.10 Plasma technologies

Plasma is a mixture of electrons, ions and neutral particles (atoms and molecules). This high temperature, ionised, conductive gas can be created by the interaction of a gas with an electric or magnetic field. Plasmas are a source of reactive species, and the high temperatures promote rapid chemical reactions.

Plasma processes utilise high temperatures (5000 to 15000 °C), resulting from the conversion of electrical energy to heat, to produce a plasma. They involve passing a large electric current though an inert gas stream.

Under these conditions, hazardous contaminants, such as PCBs, dioxins, furans, pesticides, etc., are broken into their atomic constituents, by injection into the plasma. The process is used to treat organics, metals, PCBs (including small-scale equipment) and HCB. In many cases pretreatment of wastes may be required.

An off-gas treatment system depending on the type of wastes treated is required, and the residue is a vitrified solid or ash. The destruction efficiencies for this technology are quite high, >99.99 %. Plasma is an established commercial technology, however the process can be very complex, expensive and operator intensive.

Thermal plasmas can be generated by passing a DC or AC electric current through a gas between electrodes, by the application of a radio frequency (RF) magnetic field without electrodes, or by application of microwaves. Different kinds of plasma technologies are introduced below:

1. Argon plasma arc

This is an "in flight" plasma process, which means that the waste mixes directly with the argon plasma jet. Argon was selected as the plasma gas since it is inert and does not react with the torch components.
The destruction and removal efficiency (DRE) is reported to exceed 99.9998 % for destroying ozone depleting substances (ODS) at 120 kg/h and with 150kW electrical power.

The advantage of this technology over some other plasma systems is that it has demonstrated high efficiency destruction of both CFCs and halons on a commercial scale for several years. It has also demonstrated low emissions of PCDD/F. Mass emissions of pollutants are also low because of the relatively low volume of flue-gas produced by the process. Also, the very high energy density results in a very compact process that may easily be transported.

2. Inductively coupled radio frequency plasma (ICRF)

In ICRF applications, inductively coupled plasma torches are used, and energy coupling to the plasma is accomplished through the electromagnetic field of the induction coil. The absence of electrodes allows operation with a large range of gases, including inert, reducing or oxidizing atmospheres and better reliability than plasma arc processes.

The ICRF plasma process has demonstrated a DRE exceeding 99.99 % while destroying CFC at a rate of 50 - 80 kg/h.

The process is reported to have been demonstrated on a commercial scale to achieve high destruction of CFC and low emission of pollutants. The ICRF plasma does not require argon and may therefore cost less to operate than other similar systems. In addition, the low volume of gas produced by the process results in low levels of mass emission of pollutants.

3. AC plasma

The AC plasma is produced directly with 60 Hz high voltage power but in other respects is similar to the inductively coupled RF plasma. The system is electrically and mechanically simple and is thus claimed to be very reliable. The process does not require argon and can tolerate a wide variety of working gases, including air, or steam as plasma gases and is claimed to be tolerant of oil contamination in ODS.

4. CO_2 plasma arc

A high temperature plasma is generated by sending a powerful electric discharge into an inert atmospheric gas, such as argon. Once the plasma field has been formed, it is sustained with ordinary compressed air or certain atmospheric gases depending on desired process outcomes.

The temperature of the plasma is well over 5000 ºC at the point of generation into which the liquid or gaseous waste is directly injected. The temperature in the upper reactor is about 3500 ºC and decreases through the reaction zone to a precisely controlled temperature of about 1300 ºC.

A special feature of the process is the use of CO_2, which is formed from the oxidation reaction, as the gas to sustain the plasma.

The process has demonstrated high DREs with refractory compounds at a reasonably high demonstration rate. Mass emission rates of the pollutants of interest are low, primarily because of the low volume of flue-gas produced by the process.

5. Microwave plasma

This process feeds microwave energy at 2.45 GHz into a specially designed coaxial cavity to generate a thermal plasma under atmospheric pressure. Argon is used to initiate the plasma but otherwise the process requires no gas to sustain the plasma.

The DRE for the microwave plasma process is reported to exceed 99.99 % while destroying CFC-12 at a rate of 2 kg/h.

The process is reported to have a high destruction efficiency and to be capable of achieving the high operating temperatures in a very short time, thus providing operating flexibility and reduced downtime.

There is no need for an inert gas to operate the process, which improves the power efficiency, reduces operating cost, as well as reducing the volume of flue-gas produced. In addition, the process is very compact.

6. Nitrogen plasma arc

This process uses a DC non-transferred plasma torch operating with water cooled electrodes and using the nitrogen as the working gas generates the thermal plasma. The process was developed in 1995 and there are commercial systems available.

The process is reported to achieve a DRE of 99.99 % while destroying CFCs, HCFCs and HFCs at a feed rate of 10 kg/h.

A key advantage of this technology is that the equipment is very compact in size. The system requires only 9 m x 4.25 m area for installation, which includes space for a precipitation and dehydration unit for the by-products ($CaCl_2$ and $CaCO_3$). Therefore, the system is capable of being carried on a truck to the waste generation spot, leading to an on-site treatment.

2.3.5.11 Various techniques for sewage sludge incineration

Typical process conditions applied to sewage sludge incineration:

In addition to sewage sludge, other wastes from the waste water treatment process are often incinerated e.g. swim scum, screenings, and extracted fats.

Plants receiving partially dried sludge require less additional fuels than raw sludges. The heat values of the sludge for auto thermal incineration lie between 4.8 MJ/kg and 6.5 MJ/kg. Values between 2.2 MJ/kg and 4.8 MJ/kg sludge are seen where raw sewage is treated. Approximately 3.5 MJ/kg sludge is considered the limit for auto thermal incineration. The need for additional fuel can be reduced by the use of efficient internal energy recovery systems e.g. recovery of heat form flue-gases to heat incineration air and/or use of heat to provide for sludge drying.

Used oil is the mainly used additional fuel in mono-sewage sludge incinerators. Heating oils, Natural gas, coal, solvents, liquid and solid waste and contaminated air are also used. Contaminated gas is preferred for the incineration of digested sludge.

The primary influences on the requirement for additional energy are the air preheating and degree of drainage needed. The influence of conditioning agents is relatively low.

Dedicated sewage sludge incinerators are generally designed and operated at temperatures between 850 and 950 °C. Temperatures below 850 °C can result in odour emissions, while temperatures above 950 °C may result in ash fusion. Gas residence times of in excess of 2 seconds are commonly employed.

The temperature level achieved during incineration depends mainly on the energy content and the amount of sewage sludge to be incinerated and on the atmospheric oxygen level.

There are some examples of sewage sludge incinerators (often fluidised bed processes) that operate at temperatures closer to 820 °C without a deterioration in incineration performance or increased emissions.

Comparison of furnace systems for sewage sludge incineration:

The described furnace systems function according to different process technologies. The furnace structure, design, and operational technology of the incineration plant, the resulting post-connected cleaning equipment, as well as the transport of different material flows, all have a significant influence on the resulting emissions. The characteristics of the various furnaces are shown in the following table:

	Fluidised Bed Furnace	Multiple hearth Furnace	Multiple hearth Fluidised Bed Furnace	Cycloid Furnace
Main features of technique	• no mechanically moveable parts and low wear.	• no separate pre-drying is necessary • extensive furnace structure with moveable parts • cooled hollow shaft	• no separate pre-drying is necessary • moveable hollow shaft • low fluidised bed volume.	• no mechanically moveable parts and low wear • no fluidised bed material.
Operational aspects	• fast start-up and shut-down through short heating- and cooling times, intermittent operation possible	• long heating time, continuous operation necessary	• medium heating- and cooling time	• comparable to the fluidised bed • deployable for a wide range of wastes
Possible operational problems	• agglomeration, de-fluidisation.		• possible emissions of organics, movable parts in the furnace.	• maintaining desirable temperature
Incineration stage main features	• low air surplus required • complete incineration only above the fluidised bed	• incineration difficult to control • immune to fluctuations in loads and coarse material	• low air surplus required • good incineration control • incineration completed within the fluidised bed • greater immunity to quality fluctuations in the sludge than fluidised bed furnaces.	• solid material shares • long and gaseous shares • short residence times • variable primary and secondary air supply on several levels.
Ash content in flue-gas	• high	• low	• high	• high
Ash removal	• via flue-gas flow and sand removal	• directly from the lowest level	• via flue-gas flow and sand removal	• via flue-gas flow • crude ash at the bottom
Residues	• ash • fluidised bed material	• ash	• ash • fluidised bed material	• ash • possibly coarse ash

Table 2.9: Comparison of furnace systems for sewage sludge incineration
Source [1, UBA, 2001]

2.4 The energy recovery stage

2.4.1 Introduction and general principles

[28, FEAD, 2002]
Combustion is an exothermic (heat generating) process. The majority of the energy produced during combustion is transferred to the flue-gases. Cooling of the flue-gas allows:

- the recovery of the energy from the hot flue-gases and
- cleaning of flue-gases before they are released to the atmosphere.

In plants without heat recovery, the gases are normally cooled by the injection of water, air, or both. In the majority of cases a boiler is used.
In waste incineration plants, the boiler has two interconnected functions:

- to cool the flue-gases
- to transfer the heat from the flue-gases to another fluid, usually water which, most often, is transformed inside the boiler into steam.

The characteristics of the steam (pressure and temperature) or of the hot water are determined by the local energy requirements and operational limitations.

The design of the boiler will mainly depend on:

- the steam characteristics
- the flue-gas characteristics (corrosion, erosion and fouling potentials).

The flue-gas characteristics are themselves highly dependent upon the waste content. Hazardous wastes for example, tend to have very wide variations in composition and, at times, very high concentrations of corrosive substances (e.g. chlorides) in the raw gas. This has a significant impact on the possible energy recovery techniques that may be employed. In particular, the boiler can suffer significant corrosion, and steam pressures may need to be reduced with such wastes.
Similarly the thermal cycle (steam-water cycle) will depend on the objective, for example:

- the highest electrical outputs require the most sophisticated cycles, but
- simpler cycles suit other situations e.g. supply of heat.

Water walls (the walls of the combustion chamber are made of water filled heat exchange pipes - usually with a protective coating of some type) are widely used to cool the combustion gases in the empty (i.e. of heat-exchange bundles) boiler passes. The first pass generally needs to be empty as hot gases are too corrosive and particulate matter is too sticky for the effective use of heat exchange tubes in this area.

Depending on the nature of the waste incinerated and the combustor design, sufficient heat may be generated to make the combustion process self supporting (i.e. external fuels will not be required).

The principal uses of the energy transferred to the boiler are:

- production and supply of heat (as steam or hot water)
- production and supply of electricity
- combinations of the above.

The energy transferred may be used on-site (thus replacing imported energy) and/or off-site. The energy supplied may be used for a wide variety of other processes. Commonly heat and steam are used for industrial or district heating systems, industrial process heat and steam and occasionally as the driving force for cooling and air conditioning systems. Electricity is often supplied to national distribution grids and/or used within the installation.

2.4.2 External factors affecting energy efficiency

2.4.2.1 Waste type and nature

The characteristics of the waste delivered to the installation will determine the techniques that are appropriate and the degree to which energy can be effectively recovered. Both chemical and physical characteristics are considered when selecting processes.

The chemical and physical characteristics of the waste actually arriving at plants or fed to the incinerator can be influenced by many local factors including:

- contracts with waste suppliers (e.g. industrial waste added to MSW)
- on-site or off-site waste treatments or collection/separation regimes
- market factors that divert certain streams to or from other forms of waste treatment.

In some cases the operator will have very limited scope to influence the characteristics of the waste supplied, in other cases this is considerable.

The table below gives typical net calorific value ranges for some waste types:

Input type	Comments and examples	NCV in original substance (humidity included)	
		Range GJ/t	Average GJ/t
Mixed municipal solid waste (MSW)	Mixed household domestic wastes	6.3 - 10.5	9
Bulky waste	e.g. furniture etc delivered to MSWIs	10.5 - 16.8	13
Waste similar to MSW	Waste of a similar nature to household waste but arising from shops, offices etc.	7.6 - 12.6	11
Residual MSW after recycling operations	Screened out fractions from composting and materials recovery processes	6.3 - 11.5	10
Commercial waste	Separately collected fractions from shops and offices etc	10 - 15	12.5
Packaging waste	Separately collected packaging	17 - 25	20
RDF-refuse derived fuels	Pellet or floc material produced from municipal and similar non-hazardous waste	11 - 26	18
Product specific industrial waste	e.g. plastic or paper industry residues	18 – 23	20
Hazardous waste	Also called chemical or special wastes	0.5 - 20	9.75
Sewage sludges	Arising from waste water treatment works	See below	See below
	Raw (dewatered to 25 % dry solids)	1.7 - 2.5	2.1
	Digested (dewatered to 25 % dry solids)	0.5 - 1.2	0.8

Table 2.10: Ranges and typical net calorific values for some incinerator input wastes
Source (Energy sub-group 2003)

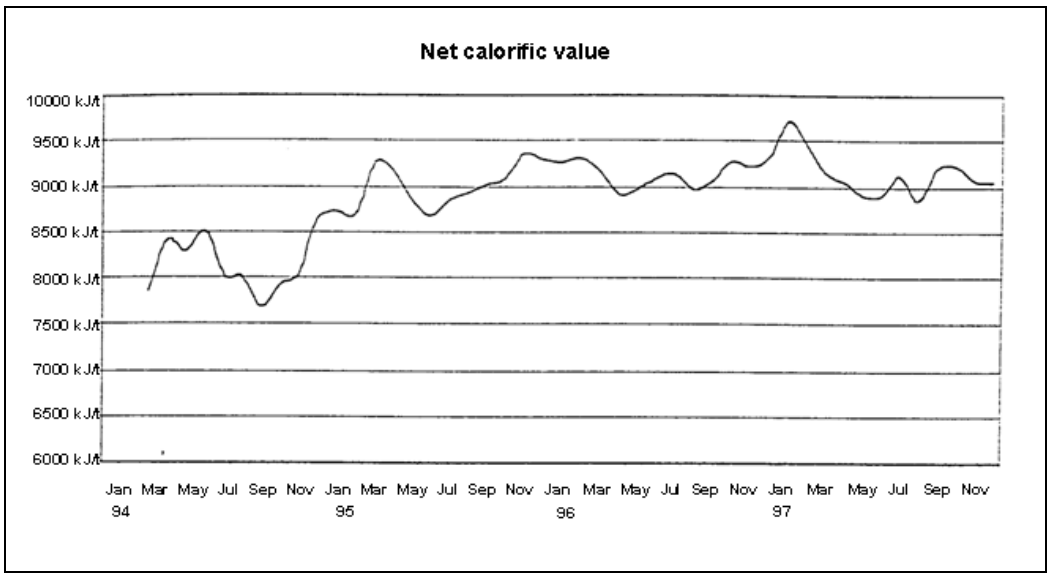

Figure 2.35: Graph showing recorded variation in waste NCV at a MSWI over 4 years

Waste net calorific value calculation:

When considering the efficiency of any combustion process it is important take into account the energy flows of the system. With waste incinerators it can be difficult to properly assess efficiencies owing to uncertainties concerning the calorific value of the main energetic input i.e. the waste.

There are several calculation methods for the calorific value. Using the example calculation method outlined below, the following NCV results were obtained for 50 (mainly German) investigated MSW plants (2001 data):

NCV units	Minimum	Average	Maximum
MJ/kg	8	10.4	12.6
MWh/tonne	2.2	2.9	3.5

Table 2.11: Calculated NCV values for waste treated at 50 European MSWI plants
Source [Energy subgroup, 2002 #29]

Example of a calculation method:

A method allowing a very simple but reliable calculation (+/-5 %) of the NCV of the waste is shown in the following equation. The losses of heat etc. are taken into account. The data required for the calculation are generally available at incineration plants and are either measured or calculated from dimensioning figures such as steam parameters.

$$\mathbf{NCV = (1.133 \times (m_{st\,w}/m) \times c_{st\,x} + 0.008 \times T_b)/\ 1.085\ (GJ/tonne)}$$

NCV = lower calorific value (NCV) of the incinerated waste with $m_{stw}/m \geq 1$ (GJ/tonne)

where, $m_{st\,w} = m_{st\,x} - (m_f \times (c_f / c_{st\,x}) \times \eta_b)$

$m_{st\,w}$ = amount of the steam produced from the waste in the same time period to m_{st} e.g. per year (tonne/yr)
$m_{st\,x}$ = total amount of steam produced in a defined time period e.g. per year (tonne/yr)
m_x = amount of supplementary fuel used in the corresponding time period e.g. per year (tonne/yr)
m = mass of waste incinerated in the defined time period e.g. per year (tonne/yr)

$c_{st\ x}$ = net enthalpy of steam i.e. enthalpy of steam minus enthalpy of boiler water (GJ/tonne)
c_f = net calorific value of the supplementary fuel that add to steam production (GJ/tonne)
T_b = temperature of flue-gas after boiler at 4 – 12 % O_2 in flue-gas (°C)
0.008 = specific energy content in flue-gas (GJ/tonne x °C).
1.133 and 1.085 are constants derived from regression equations
η_b = efficiency of heat exchange to the boiler (approx. 0.80)

Note: This NCV calculation is only applicable to existing plants and not for the purposes of dimensioning new plants. It should also be noted that the formula can be applied within an operating range of 4 – 12 % O_2, when the original design point was 7 - 9 % O_2. Plants designed with O_2 concentrations outside the range of 7 - 9 % would require the use of modified coefficients to maintain accuracy.

2.4.2.2 Influence of plant location on energy recovery

In addition to waste quality and technical aspects, the possible efficiency of a waste incineration process is influenced to a large extent by the output options for the energy produced. Processes with the option to supply electricity, steam or heat will be able to use more of the heat generated during the incineration for this purpose and will not be required to cool away the heat, which otherwise results in reductions in efficiency.

The highest waste energy utilisation efficiency can usually be obtained where the heat recovered from the incineration process can be supplied continuously as district heat, process steam etc., or in combination with electricity generation. However, the adoption of such systems is very dependent on plant location, in particular the availability of a reliable user for the supplied energy.

The generation of electricity alone (i.e. no heat supply) is common, and generally provides a means of recovering energy from the waste that is less dependent on local circumstances. The table below gives approximate ranges for the *potential* efficiencies at incineration plants in a variety of situations. The actual figures at an individual plant will be very site-specific. The idea of the table is therefore to provide a means to compare what might be achievable in favourable circumstances. Doubts of calculation methods also make figures hard to compare – in this case the figures do not account for boiler efficiencies (typical losses ~ 20 %), which explains why figure approaching 100 % (figures exceeding 100 % are also quoted in some cases) are seen in some circumstances:

Plant type	Reported potential thermal efficiency % ((heat + electricity)/energy output from the boiler)
Electricity generation only	17 - 30
Combined heat and power plants (CHP)	70 - 85
Heating stations with sales of steam and/or hot water	80 - 90
Steam sales to large chemical plants	90 - 100
CHP and heating plants with condensation of humidity in flue-gas	85 - 95
CHP and heating plants with condensation and heat pumps	90 - 100
Note: The figures quoted in this table are derived from simple addition of the MWh of heat and MWh electricity produced, divided by the energy output from the boiler. No detailed account is taken of other important factors such as: process energy demand (support fuels, electrical inputs); relative CO_2 value of electricity and heat supply (i.e. generation displaced).	

Table 2.12: Energy potential conversion efficiencies for different types of waste incineration plants Source [RVF, 2002 #5]

The potential efficiencies are dependent on self-consumption of heat and electricity. Without taking the self-consumption into account, the calculated efficiencies of some facilities can lead to figures quoted of over 100 %. Distortions of efficiency figures are also common when boiler heat exchange losses are discounted (i.e. a boiler efficiency of 80 % means that 20 % of the flue-gas heat is not transferred to the steam, sometimes efficiency is quoted in relation to the heat transferred to the steam rather than the heat in the waste).

Where there is no external demand for the energy, a proportion is often used on-site to supply the incineration process itself and thus to reduce the quantity of imported energy to very low levels. For municipal plants, such internal use may be in the order of 10 % of the energy of the waste incinerated.

Cooling systems are employed to condense boiler water for return to the boiler.

Processes that are conveniently located for connection to energy distribution networks (or individual synergistic energy users) increase the possibility that the incineration plant will achieve higher overall efficiencies.

2.4.2.3 Factors taken into account when selecting the design of the energy cycle

The following factors are reported to be taken into account when determining the local design of a new waste incineration plant [51, CNIM, 2003]:

Factor to consider	Detailed aspects to consider
Waste feed	• Quantity and Quality • Availability, Regularity, Delivery variation with seasons • Prospect of change in both the nature and the quantity of waste • Effects of waste separation and recycling.
Energy sales possibilities	**Heat** • To communities e.g. district heating • To private industries • Heat use e.g. process use, heating use • Geographical constraints; delivery piping feasibility • Duration of the demand, duration of the supply contract • Obligations on the availability of the supply i.e. is there another source of heat when the incinerator is shut down? • Steam/Hot water conditions: pressure (normal/minimum), temperature, flowrate, condensate return or not? • Season demand curve • Subsidies can influence economics significantly • Heat customer holdings in the plant financing i.e. security of supply contract. **Electricity** • National grid or industrial network (rare), plant self consumption, customer self consumption (i.e. in a sewage sludge treating plant) • Price of electricity significantly influences investment • Subsidies or loans at reduced rates can increase investment • Technical requirements: voltage, power, availability of distribution network connection.
Local conditions	• Cooling medium selected: air or water • Meteorological conditions in time: temperature, hygrometry, (min, average, max, curves) • Acceptability of a "plume" of water vapour (cooling tower) • Availability of cold water source: river or sea - Temperature, quality of water - Flowrate which can be pumped according to the season - Permitted temperature increase.
Combined heat and power	• Apportionment according to the season • Evolution of the apportionment in future.
Other	• Choice between: Increasing energy output, reducing investment cost, operational complexity, availability requirements, etc. • Acceptable noise level (air coolers) • Available space • Architectural Constraints.

Table 2.13: Factors taken into account when selecting the design of the energy cycle for waste incineration plants
Source [51, CNIM, 2003]

2.4.3 Energy efficiency of waste incinerators

[Energy subgroup, 2002 #29]

In order to enable a comparison of energy performance between waste incinerators, it is necessary to ensure that these comparisons are made in a consistent way. In particular it is necessary to standardise:

- assessment boundaries i.e. what parts of the process are included/excluded?
- calculation methods
- how to deal with different energy inputs and outputs e.g. heat, steam, electricity, primary fuels, re-circulation of energy produced by the plant, etc.

The sections that follow describe the typical inputs and outputs seen at many waste incinerators.

See also appendix 10.4 for information regarding energy efficiency calculation.

2.4.3.1 Energy inputs to waste incinerators

[Energy subgroup, 2002 #29]
In addition to the energy in the waste, there are other inputs to the incinerator that need to be recognised when considering energy efficiency of the plant as a whole.

Electricity inputs:
Electrical consumption is usually easily calculated. In situations where economic incentives are provided to support the production of electrical energy from incineration (e.g. as a renewable source) there may be a price differential between purchased and exported electricity. Plants may then choose (for economic reasons) to export all of the electricity generated by the incinerator, and import from the grid, that which is required to run the incineration process itself. Where this is the case, the incineration plant will often have distinct electricity flows for input and output.

Steam/heat/hot water inputs:
Steam (heat or hot water) can be used in the process. The source can be external or circulated.

Fuels:
They are required for several uses. For instance, conventional fuels are consumed in order to:

i. ensure that the required combustion chamber temperatures are maintained (this then contributes to steam production)
ii. increase the temperature in the combustion chamber to the required level before the plant is fed with waste (this contributes partially to steam production)
iii. increase the flue-gas temperature (e.g. after wet scrubbers) in order to avoid bag house filter and stack corrosion, and to suppress plume visibility
iv. preheat the combustion air
v. heat-up the flue-gas for treatment in specific devices, such as SCR or fabric filters.

When considering the overall efficiency of recovery of energy from the waste, it is important to note that some of these primary fuel uses can contribute to steam production and others will not. A failure to consider this may result in misleading efficiency figures due to the incorrect attribution of energy derived from the burning of primary fuels. For example:

- fuels used in auxiliary burners for i (fully) and ii (partially), will contribute to steam production (typically around 50 – 70 % of the additional fuel usage), whereas
- fuels used for items ii (the remaining 30 – 50 % auxiliary fuel use), iii and v above will not contribute to steam production.

Fuel (e.g. coal/coke) inputs (in addition to the waste) can also be made at gasification plants in order to produce a syngas with a desired chemical composition and calorific value.

2.4.3.2 Energy outputs from waste incinerators

Electricity:
The electricity production is easily calculated. The incineration process itself may use some of the produced electricity.

Fuels:
Fuel (e.g. syngas) is produced in gasification/pyrolysis plants and may be exported or combusted on site with (usually) or without energy recovery.

Steam/hot water:
The heat released in the combustion of waste is often recovered for a beneficial purpose, e.g. to provide steam or hot water for industrial or domestic users, for external electricity generation or even as a driving force for cooling systems.

Combined heat and power (CHP) plants provide both heat and electricity. Steam/hot water not used by the incineration plant can be exported.

2.4.4 Applied techniques for improving energy recovery

2.4.4.1 Waste feed pretreatment

There are two main categories of pretreatment techniques of relevance to energy recovery:

- homogenisation
- extraction/separation.

Homogenisation of waste feedstock mixes the wastes received at the plant using the physical techniques (e.g. bunker mixing and sometimes shredding) outlined elsewhere in this document, in order to supply a feed with consistent combustion qualities.

The main benefits achieved are the improved process stability that results, which thus allows smooth downstream process operation. Steadier steam parameters result from the boiler, which can allow for increased electricity generation. The overall energy efficiency benefits are thought to be limited but cost savings and other operational benefits may arise.

Extraction/separation involves the removal of certain fractions from the waste before it is sent to the combustion chamber.

Techniques range from extensive physical processes for the production of refuse derived fuels (RDF) and the blending of liquid wastes to meet specific quality criteria, to the simple spotting and removal by crane operators of large items that are not suitable for combustion, such as concrete blocks or large metal objects.

The main benefits achieved are:

- increased homogeneity, particularly where more elaborate pretreatment are used (see comments above for homogeneity benefits)
- removal of bulky items – thus the risks of obstruction and thus of non scheduled shut-downs
- possible use of fluidised beds or other techniques that could improve combustion efficiency.

Extraction, separation and homogenisation of the waste can significantly improve the energy efficiency of the incineration plant itself. This is because these processes can significantly change the nature of the waste that is finally delivered to the incineration process, which can then allow the incineration process to be designed around a narrower input specification, and lead to optimised (but less flexible) performance. However, for a wider assessment (beyond the scope of this document) it is important to note that the techniques that are used in the preparation of this different fuel, themselves require energy and will result in additional emissions.

(Note: The scope of this BREF does not extend to recommending the upstream systems that can influence the combustion characteristics and energy content of the waste received. It does however recognise that these upstream issues have a key influence on the characteristics of the waste finally received at the plant and hence what is achievable.)

2.4.4.2 Boilers and heat transfer

Tubular water boilers are generally used for steam and hot water generation from the energy potential of hot flue-gases. The steam or hot water is generally produced in tube bundles in the flue-gas path. The envelopment of the furnace, the following empty passes and the space where evaporator and superheater tube bundles are located are generally designed with water cooled membrane walls.

In steam generation, it is usually possible to differentiate between the three heat surface areas, shown in Figure 2.36:

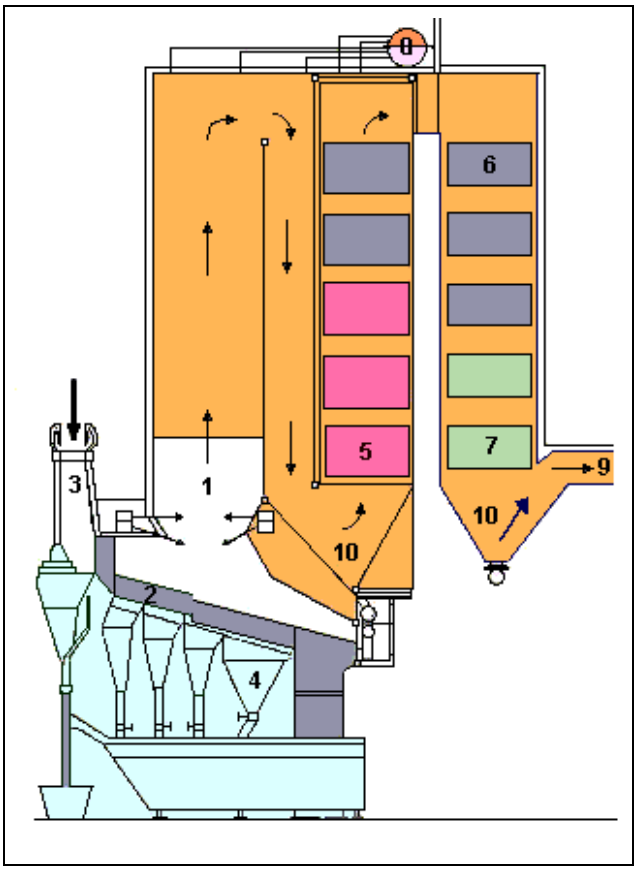

Figure 2.36: Illustration of individual heat surface areas in a steam generator
Source [1, UBA, 2001]

Key to some of the features shown in Figure 2.36 (above):

7 Feed-water preheating (Economiser):
In this area, the boiler feed-water is heated by flue-gases to a temperature close to the boiling point (designed as a bundled heating surface).

6 Evaporation:
In this area, the water coming from the economiser is heated until it reaches the saturated steam temperature (designed as a bundled heating surface, envelopment wall of the incineration chamber).

5 Superheating:
In this area, the saturated steam coming from the evaporator is superheated to the end temperature (as a rule, bundled heating surfaces or bulkhead heating surfaces).
The following traditional evaporation systems can be differentiated (see Figure 2.37):

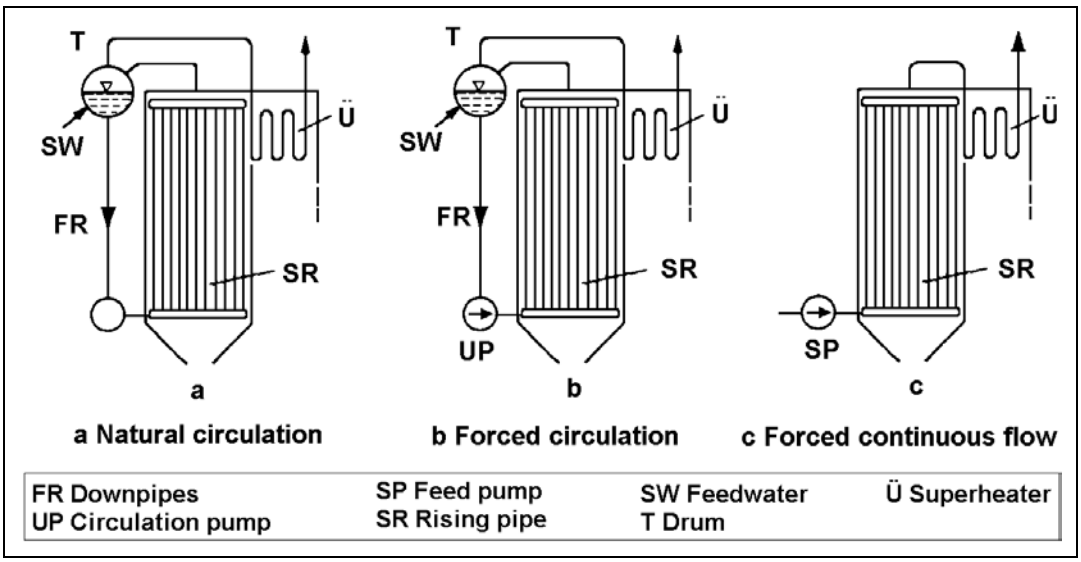

Figure 2.37: Basic boiler flow systems
Source [1, UBA, 2001]

- **natural circulation**: The water/steam mass flow in the evaporator is maintained due to the different density of the medium in heated and unheated pipes. The water/steam mixture flows into a drum. Here, steam and water are separated. The saturated steam then reaches the post-connected superheater
- **forced circulation**: This principle corresponds with the natural circulation, but is expanded by a circulation pump supporting the circulation in the evaporator
- **forced continuous flow (once through boiler)**: In this system, the feed-water is pressed in a continuous flow through the economiser, the evaporator, and the superheater.

Spray coolers and surface coolers are used in circulation boilers in order to maintain the exact required steam temperature. It is their function to balance the fluctuations of the steam temperature, these fluctuations being the consequences of load fluctuations, changes in the waste quality, the surplus air, as well as contamination of the heat surfaces.

The preparation of boiler feed water and make up water is essential for a effective operation and to reduce corrosion (inside the tubes) or risk of turbine damage. The quality of boiler water must be higher when increased steam parameters are used.

A compromise is required when determining steam parameters from waste fired boilers. This is because, while the selection of high temperatures and pressures better utilise the energy contained in the waste, these higher steam parameters can lead to significantly increased corrosion problems, especially at the superheater surfaces and the evaporator. In municipal waste incinerators it is common to use 40 bar and 400 °C, when there is electricity production although higher values are used, especially with pretreated MSW and prepared RDF (value of 60 Bar and 520 °C are in use with special measures to prevent corrosion). In case of heat production, steam with lower conditions or superheated water may be produced. Based on these rather low (compared to most primary fuel power stations) steam parameters, almost exclusively, natural circulation steam boilers are selected.

A feature of waste incineration is the high dust load in flue-gases. Measures that can assist dust removal in the boiler areas by gravity separation of fly ash, are:

- low flue-gas speeds, and
- turns in the gas flow path.

The high proportion of ash in flue-gas causes a risk of a correspondingly high contamination of the heat transfer surfaces. This leads to a decline in heat transfer and therefore a performance loss. Thus, heat transfer surface cleaning plays an important role. This cleaning can be accomplished manually or automatically with lances (compressed air or water jet), with agitators, with soot blowers using steam, with a hail of pellets (sometimes shot cleaning), with sound and shock waves, or with tank cleaning devices.

Different boiler concepts can be used in waste incineration plants. They are from left to right (see Figure 2.38):

- horizontal boilers
- combination of vertical and horizontal boilers
- vertical boilers.

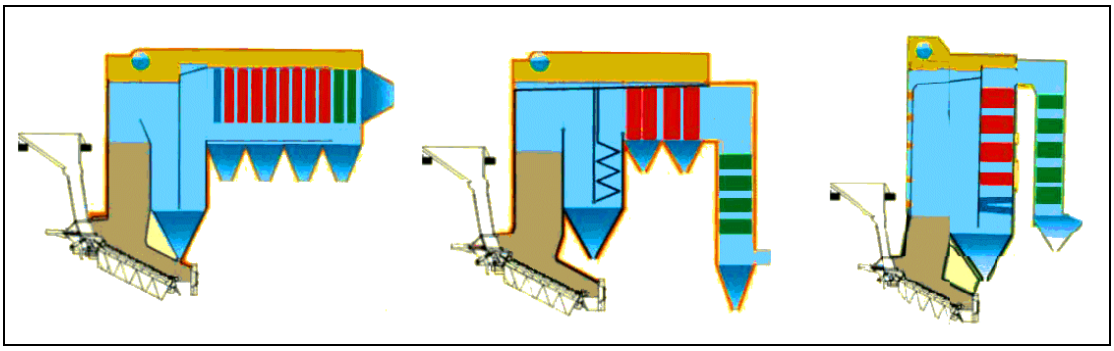

Figure 2.38: Overview of various boiler systems: horizontal, combination, and, vertical
Source [1, UBA, 2001]

In horizontal and vertical systems usually a number of empty passes with evaporation walls are followed by an arrangement of bundles of heat transfer surfaces i.e. evaporator, superheater and economiser. The selection of the system to be deployed depends on the given building concept, the selected steam parameters, and the customer specifications.

2.4.4.2.1 Corrosion in boilers

[1, UBA, 2001]With the introduction of minimum temperature residence times and oxygen content requirements, corrosion has increased in steam generators at waste incineration plants.

Corrosion is caused by the chemical attack of flue-gas and ash particles from the furnace. The incineration chamber, the water walls of the first blank (empty) passes, and the super heater are the boiler components that are most in danger of corrosion.

Erosion, which is the abrasion of surface material through vertical wear-and-tear, is caused primarily by the ash particles present in flue-gas. Erosion appears mostly in the area of gas redirection.

Tube wear is caused by a combination of corrosion and abrasion. Corrosion appears on clean metallic surfaces. If the corrosion products deposit themselves as film on the pipe surface (oxide layer), they function as a protective layer and slow down corrosion. If this protective layer wears out through erosion, and if the metallic surface reappears, the entire process starts anew.

Coherent consideration of the corrosion processes is difficult, as physical, chemical, incineration technical, metallurgical and crystallographic parameters interact.

Various types of flue-gas corrosion exist:

- Tinder process: High temperature corrosion

- Initial corrosion: Time-limited ferrous chloride formation before the first oxide layer formation at "blank" steel during start-up. This reaction occurs continuously after film removal through erosion

- Oxygen-deficiency corrosion: through $FeCl_2$-formation under deoxygenated flue-gas atmosphere, e.g. under films (such as oxides, contamination or fireproof material) and in the furnace area. $FeCl_2$ is sufficiently volatile in the temperatures used in WI and is therefore mobilised. An indicator for such corrosion is the appearance of CO (this explains the often falsely used term CO corrosion). The microscopic situation at the border between material and film is, however, decisive. This corrosion is observed in individual cases with steam pressures above 30 bar, but more usually above 40 bar. Corrosion rate increases with metal temperature. The corrosion products appear in flaky layers

- Chloride-High temperature corrosion: Corrosion by chloride, which is released during the sulphating of alkaline chlorides, and attacks iron or lead hydroxides. This corrosion mechanism is observed in waste incineration plants with flue-gas temperatures>700 °C and at pipe wall temperatures above 400 °C. The corrosion products can be recognised as a black firmly bonded cup that includes a hygroscopic red $FeCl_3$ layer in thicker films

- Molten salt corrosion: The flue-gas contains alkali and similar components, which can form eutectics. Eutectic compounds have a lower melting point than the single components which form the eutectic system. These molten systems are highly reactive and can cause severe corrosion of steel. They can react with the refractory lining and lead to the internal formation of compounds like kalsilite, leucite, sanidine which destroy the refractory mechanically. It can also form low viscous melts on the surface consisting of deposited material and refractory material (refractory corrosion).
  [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

- Electrochemical Corrosion: This is based on the electrical potential equalisation of different metals. The conductor can be aqueous or a solid that shows sufficient electrical conductivity at the temperatures seen. The conductivity can arise from the water dew point to the sulphuric acid dew point to molten salt

- Standstill corrosion: Based on its high chloride content (especially $CaCl_2$), the deposits are hygroscopic. The humidity in the air dissolves these compounds and causes chemical dissolution appearances in the material

- Dew point corrosion: When the temperature falls beneath the acid dew point, wet chemical corrosions appear on cold surfaces. This damage can be avoided by raising the temperature or by selecting an appropriate material.

In reality, from a thermodynamic perspective, a degree of corrosion is unavoidable. Counter measures only help to reduce corrosion damage to an acceptable level. The causes of corrosion require constructive and operational counter-measures. Improvement possibilities are mainly found in the steam generator. Low steam parameters, long reaction times before entry into the heat surfaces, lowering the flue-gas speed, and levelling of the speed profile could all be successful. Protective shells, tooling, stamping, and deflectors can also be used to safeguard heat surfaces.

A compromise must be found in determining the boiler cleaning intensity between the best possible heat transfer (metallic pipe surface) and optimal corrosion protection.

2.4.4.3 Combustion air preheating

Preheating the combustion air is particularly beneficial for assisting the combustion of high moisture content wastes. The pre-warmed air supply dries the waste, thus facilitating its ignition. The supply heat can be taken from the combustion of the waste by means of heat-exchange systems.

Preheating of primary combustion air can have a positive influence on overall energy efficiency in case of electricity production.

2.4.4.4 Water cooled grates

Water cooling of grates is used to protect the grate. Water is used as a cooling medium to capture heat from the burning waste bed and use it elsewhere in the process. It is common that the heat removed is fed back into the process for preheating the combustion air (primary and/or secondary air) or heating the condensate. Another option is to directly integrate the water-cooling into the boiler circuit, operating it as an evaporator.

These grates are applied where the net calorific value of the waste is higher, typically above 10MJ/kg. At lower calorific values their application is more limited. Increases in the calorific value of municipal waste seen in Europe have increased the application of this technique.

There are other reasons for the use of water-cooled grates – these are discussed in section 2.3.1.2.5.

2.4.4.5 Flue-gas condensation

[5, RVF, 2002]
Water in the flue-gas from combustion comprises evaporated free water from the fuel and reaction water from the oxidation of hydrogen, as well as water vapour in the combustion air. When burning wastes, the water content in the flue-gas after the boiler and economiser normally varies between 10 and 20 % by volume, corresponding to water dew points of about 50 – 60 °C. During cleaning of the boiler with steam the water content in the flue-gas increases to about 25 %.

The minimum possible dry gas temperature at this point is 130 - 140 °C using normal boiler construction material. This temperature is mostly determined in order to be above the acid dew point, linked to the SO_3 content and the H_2O content in the flue-gas.

Lower temperatures result in corrosion. The boiler thermal efficiency (steam or hot water from waste) will, under these conditions, be about 85 %, as calculated based on the calorific value of the waste input. However, if there is more available energy in the flue-gas, a water vapour will result which has a latent specific energy of about 2500 kJ/kg and dry gas with a specific heat of about 1 kJ/(kg °C).

Return water from district heating at a temperature of 40 - 70 °C (system configuration dependent), can be used directly to cool and condense the water vapour in the flue-gas. This system is common at plants burning bio-fuel, which normally is very wet and gives water dew points of 60 - 70 °C in the flue-gas.

Example: Stockholm/Hogdalen (Sweden):

At the Stockholm/Hogdalen (Sweden) plant this system is used with three conventional grate fired steam boilers and one with a circulating fluidised bed. Flue-gases from the conventional grate fired boilers are cooled in shot cleaned waste heat boilers to about 140 °C. Return water from district heating is used as the cooling media.

FGT starts with a dry cleaning system for each boiler in which dry hydrated lime is injected and mixed with the flue-gas in a reactor. The acid impurities react with the lime and solid salts are formed which are removed in a fabric filter together with fly ash and the excess of lime. The final reaction takes place in the dust cake on the bags. The fluidised bed boiler has a slightly different reactor as re-circulated dust from the fabric filter is slightly humidified before it is mixed with fresh lime and injected into the flue-gases.

The second cleaning stage includes wet scrubbers, which saturate the flue-gas and remove the rest of the acid gases, particularly hydrogen chloride (HCl) and sulphur dioxide (SO_2). The saturated gas leaving the wet scrubbers has a temperature of about 60 °C. It is sucked to a tube condenser, which is cooled by return water from the district heating at a temperature of 40 - 50 °C. One wet system is used for all three grate boilers, although the CFB-boiler has its own.

If the return water temperature is 40 °C (the normal case for this plant but very low in comparison with the majority of European climates) 14 % additional energy is recovered in the condenser. On the other hand, if the return water temperature is 50 °C only about 7 % additional energy is recovered. For extreme cases, when the return water temperature is as high as 60 °C, no extra heat is recovered.

In the Stockholm/Hogdalen case the flue-gas is reheated before the ID fan and stack and for this reheating some MW of low-pressure steam is consumed. It is also possible to operate without this reheat but with a wet fan and stack.

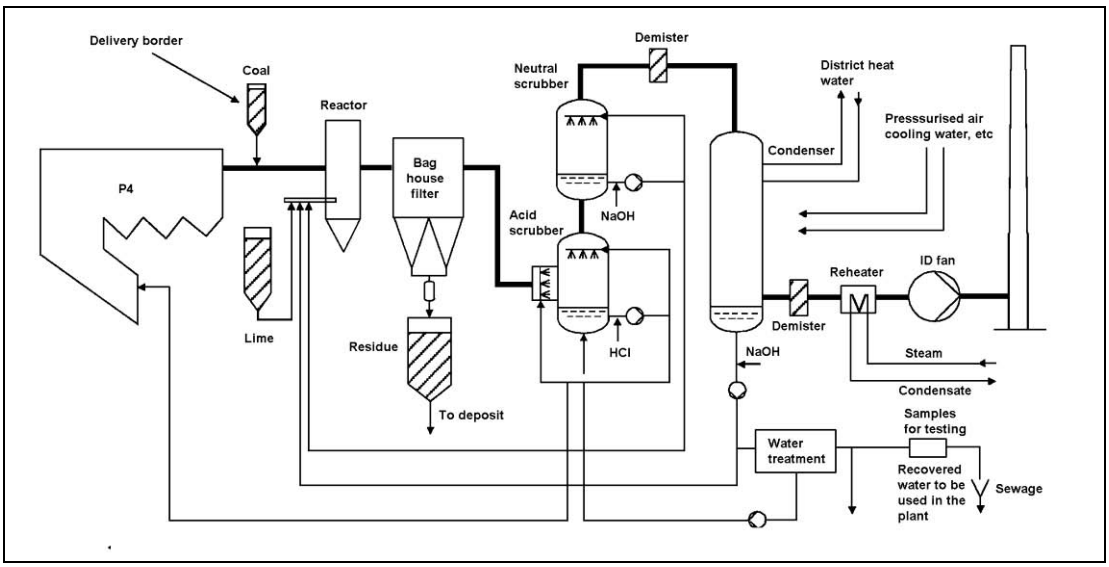

Figure 2.39: Pollution control and additional heat recovery by condensation of flue-gas water vapour at the Stockholm/Hogdalen waste-fired CHP plant
Source [RVF, 2002 #5]

This simplified example shows that condensation can be effective only if there is a comparatively big temperature difference between the water dew point in the flue-gas and the cooling water (normally district heating return water). If this condition is not fulfilled heat pumps can be installed (see below).

It should be noted that, in this case, it is the cold district heating water return that provides the energetic driver for the condensation of the flue-gases. This situation is only likely to exist in regions with the lower ambient temperatures found mostly in Northern Europe.

2.4.4.6 Heat pumps

[RVF, 2002 #5]
The main purpose of heat pumps is to transform energy from one temperature level to a higher level. There are three different types of heat pumps in operation at incineration installations. Theses are described below with examples.

2.4.4.6.1 Compressor driven heat pumps

This is the most well known heat pump. It is, for instance, installed in refrigerators, air conditioners, chillers, dehumidifiers, and heat pumps used for heating with energy from rock, soil, water and air. An electrical motor normally drives the pump, but for big installations steam turbine driven compressors can be used.

In a closed-circuit, a refrigerant substance (e.g. R134a), is circulated through a condenser, expander, evaporator and compressor. The compressor compresses the substance, which condenses at a higher temperature and delivers the heat to the district heating water. There the substance is forced to expand to a low pressure, causing it to evaporate and absorb heat from the water from the flue-gas condenser at a lower temperature. Thus the energy at low temperature in the water from the flue-gas condenser has been transformed to the district heating system at a higher temperature level. At typical incineration conditions, the ratio between output heat and compressor power (heat to power ratio) can be as high as 5. The compressor driven heat pump can utilise very much of the energy from the flue-gas.

2.4.4.6.2 Absorption heat pumps

Similar to the compressor type pump, absorption heat pumps were originally developed for cooling. Commercial heat pumps operate with water in a closed loop through a generator, condenser, evaporator and absorber. Instead of compression the circulation is maintained by water absorption in a salt solution, normally lithium bromide, in the absorber. The diluted water/salt solution is pumped to the generator. There the water is evaporated by hot water or low-pressure steam and is then condensed in the condenser at a higher temperature. The heat is transferred to the district heat water. The concentrated salt solution is circulated back to the absorber. The process is controlled by the pressure in the system, in relation to the vapour pressure of the liquids, water and lithium bromide.

Electrical power consumption is very low, limited to a small pump between the absorber and generator, and there are few moving parts. The ratio between the output heat and absorber power is normally about 1.6.

2.4.4.6.3 Open heat pumps

The third heat pump is sometimes called open heat pump. The principle is to decrease the water content of the flue-gas downstream of the condenser using a heat and humidity exchanger with air as intermediate medium.

The higher water content in the flue-gas in the condenser means a higher water dew point, and a bigger difference between the water dew point and the dew point of the return water from the district heating system.

2.4.4.6.4 Example data of different heat pumps

The following table has been collated from data from three different plants in Sweden, each using a different type of heat pump, as described above.

As it can be seen from the table, the use of heat pumps consumes electricity; therefore the net electrical output is reduced. However, the thermal heat output is increased.

	Example 1	**Example 2**	**Example 3**
Heat pump type	**Compressor driven**	**Absorption heat pump**	**Open heat pumps**
Net heat output using heat pump	82	80	81
Net heat output **without** heat pump	60	63	70
Variation in heat output	**+37 %**	**+28 %**	**+16 %**
Net electricity output using heat pump	15	15	0
Net electricity output without heat pump	20	19	0
Variation of electricity production	**-25 %**	**-21 %**	**0**
Data refer to an energy input of 100, therefore all numbers are percentages. Example 3 does not produce electricity Source: Data have been collated from 3 examples of plants in Sweden.			

Table 2.14: Example data showing the variation in heat and electricity output when using various different types of heat pumps
Source [5, RVF, 2002]

2.4.4.7 Flue-gas re-circulation

A proportion (approx. 10 – 20 % by volume) of the (usually cleaned) flue-gases is re-circulated, normally after pre-dedusting, to replace secondary air feeds in the combustion chamber.

This technique is reported to reduce heat losses with the flue-gas and to increase the process energy efficiency by around 0.75 % - 2 %. Additional benefits of primary NO_X reduction are also reported.

Lagging of the re-circulation ducting is reported to provide an effective remedy for corrosion concerns in this area.

2.4.4.8 Reheating of flue-gases to the operation temperature FGT devices

Some air pollution control equipment requires the flue-gases to be reheated to enable their effective operation. Examples include SCR systems and bag filters that generally require temperature in the region of 250° C and 120° C respectively.

The energy for heating the gases can be obtained from:

- external energy sources (e.g. electrical heating, gas or oil burners)
- use of process generated heat or power (e.g. steam bleeds from the turbine).

The use of heat-exchangers to recapture the heat after the equipment reduces the need for external energy input. This is carried out where the next stage of the process does not require the flue-gas temperature to be as high as that emitted from the earlier equipment.

2.4.4.9 Plume visibility reduction

In some locations sensitivity to visible plumes is high. Certain techniques (e.g. wet scrubbing) also give rise to higher levels of moisture in the flue-gas and therefore increase the possibility of high visibility plumes. Lower ambient temperature and higher humidity levels increase the risk of plume condensation, and hence visibility.

Increasing the temperature of the flue-gases provides one way of reducing plume visibility, as well as improving dispersion characteristics of the release. Dependent on flue-gas moisture content and atmospheric conditions, plume visibility is greatly reduced above stack release temperatures of 140 °C.

Reducing the moisture content of the flue-gases also reduces the plume visibility. This can be achieved by selecting alternative flue-gas treatment (i.e. avoiding wet systems) or by the use of condensing scrubbers to remove water from the flue-gas (see Section 2.4.4.5).

2.4.4.10 Steam-water cycle improvements: effect on efficiency and other aspects

The selection of the steam water cycle will generally have a much greater impact on energy efficiency of the installation than improving individual elements of the system, and therefore provides the greatest opportunity for increased use of the energy in the waste.

The following table provides example information concerning techniques of actions that are used for improving energy recovery at a municipal waste to energy incinerator, along with an estimation of their "weight". The figures given were calculated for one example plant that only generated electricity [50, CNIM, 2003]:

Technique	Net Power output increase (approx.) and other advantages	Disadvantages
Increase steam pressure	3 % for 60 bars instead of 40 bars	increase in investment cost corrosion risk slightly increased
Decrease vacuum at turbine outlet (e.g. a hydro-condenser may be used to improve vacuum)	1 to 2 % for 20 mbar reduction	significant increase in investment cost (air condenser area: + 10 % between 120 and 110 mbar at air temperature=15 °C) size and noise increase. uncertainties on suppliers commitments for very low pressure
Heating secondary air	0.7 % to 1.2 %	complexity and cost increase if there are 2 air fans
Air heater in 2 stages (i.e. 2 bleeds on the turbine)	1 to 1.5 %	cost increase space requirement increase
Increase deaerator temperature	0.9 % for 140 °C instead of 130 °C	increase the size and the cost of the economiser
Add a condensate heater	0.5 to 1.2 %	cost of the equipment and piping not necessarily applicable for small TG sets corrosion problem may occur in particular during transitory phases (start up, shut down etc.)
Recycle a part of the flue-gas	0.75 to 2 % for a decrease of 1 % of dry O_2 ------ Decrease NO_X level by approx. 100 mg/Nm³	increase the investment cost decreasing the O_2 by other means reduces the interest of flue-gas recycling corrosion problem may occur in particular during transitory phases (start up, shut down etc.)
Reduce the flue-gas temperature at boiler outlet	0.4 to 0.7 % for 10 °C lower between 190 °C and 140 °C	the boiler outlet temperature is determined according to the FGT system type
Use SNCR de-NO_X instead of SCR	3 to 6 % according to the processes used	see discussions about SCR and SNCR de-NO_X
Optimise the choice of the TG set	1 to 2 % instantaneous But much higher difference over a long period of time if low availability	some TG sets have higher efficiency at nominal conditions but lower reliability, availability and/or flexibility at partial load
Reduction of O_2-content in flue-gas of 1 % (in range 6 - 10 %)	1 – 2 % increase	with lower O_2 content, CO may increase low oxygen content may increase corrosion risk.

Table 2.15: Steam-water cycle improvements: effect on efficiency and other aspects.
Source [50, CNIM, 2003]

2.4.5 Steam generators and quench cooling for hazardous waste incinerators

In Europe there are two main approaches adopted for cooling the combustion gases from hazardous waste incinerators. Their principle advantages and disadvantages are described in the table below:

Gas cooling system	Advantages	Disadvantages
Heat recovery boiler	• high energy recovery efficiency possible (70 – 80 % can be converted to steam) • lower water consumption and water treatment volumes.	• possible increased risk of dioxin reformation in boiler • additional capital and maintenance costs of boiler system.
Rapid quench cooling	• reduced risk of dioxin re-formation • need for additional dioxin controls on emissions to air may be reduced • it may be possible to treat wastes with a more variable range and higher halogen or salts loading if this technique is used.	• very limited energy recovery • water consumption may be higher • water treatment volumes may be higher.

Table 2.16: Summary of the main differences between quench cooling and heat recovery
Source adapted from [Cleanaway, 2002 #46], [EURITS, 2002 #41]

Heat recovery boilers in hazardous waste incineration installations:
[EURITS, 2002 #41]
The hot combustion gases are cooled in a **steam generator** (or **boiler**) with a capacity of between 16MW and 35MW depending on the installation. The steam that is produced has a pressure of 13 bar to 40 bar with a temperature between 207 and 385 °C. As a guideline, a fully-equipped installation normally produces an average of 4 – 5 tonnes of steam per tonne of incinerated waste, thereby attaining a thermal efficiency of 70 – 80 % (energy in steam versus energy in waste). Most installations are equipped with an **economiser device** and a **super-heater** if electricity is produced. A range of factors influence the efficiency of the steam generators used in hazardous waste incinerators, including the composition of the gas and the potential for deposition to occur on the heat-exchange surfaces. This has a significant influence on the construction materials used and on the design, as well as on the operational life and performance of the equipment.

For some installations, the steam is used in **a turbine** to produce electricity. The electricity is used by the incineration plant for its own purposes or exported. Alternatively steam may be transported for direct use in industrial processes, e.g. the production of chemicals, or to other waste treatment processes or fed into a district heating system. Combinations of these are also applied.

Rapid quench cooling:
Some installations are not equipped with a boiler, but the combustion gases are reduced in temperature by means of **very quick quench cooling** (e.g. 1100 °C to 100 °C in less than 1 second). This is performed to prevent the formation of dioxins and to avoid the installation of an extra end-of-pipe dioxin removal technique. These installations are referred to as *'quenchers'*, and have been adopted in some plants where a very wide range of highly halogenated wastes inputs have to be treated. This limits the potential options for energy recovery.

2.4.6 Examples of energy recovery from fluidised bed incinerators

The different designs and size of fluidised bed incinerators influence the behaviour of the boiler and the amount and type of energy produced [33, Finland, 2002]. The following two examples give approximate figures for different sizes of incinerators:

1. 15 - 30 MW heat and low pressure steam producing boilers:

This size of fluidised bed boiler uses approx. 35000 - 40000 tonnes per year of ready made recovered fuel. If it is made of commercial waste, demolition waste and separately collected packages from households, it can use all of this kind of material generated by a city of about 150000 inhabitants. The heat produced is about 150 GWh, which could be used by industry or for district heating.

Boilers of this size are very similar to operate to normal power plant boilers of 50 - 100 MW. Its behaviour is steady and uniform, because of the ready made controlled fuel made of sorted waste, and the heavy bed.

When a suitable energy user is available an energy efficiency range of 70 - 90 % can be achieved.

Rotating fluidised bed incinerators have been designed for thermal capacities from 10 - 55 MW (thermal) and corresponding waste throughput of 22000 - 167000 tonnes/yr per line. Energy is recovered by steam generators and used for electricity production and/or heating purposes depending on local requirements. Thermal efficiency is can be about 80 %, and electrical efficiency typically around 25 %. [64, TWGComments, 2003]

2. 50 - 100 MW electricity producing power plants:

If the size of the waste to energy boiler is>30 MW, it may be more difficult to find a suitable customer for such quantity of heat energy. Whenever electricity is also produced, the economics of the waste to energy boiler is mostly dependent on the price of the electricity, not on the price of the heat.

Electrical efficiency with well-defined, quality controlled feeds can be relatively high, up to level of 30 – 35 % with typical steam temperatures from 450 – 500 ºC.

2.5 Applied flue-gas treatment and control systems

2.5.1 Summary of the application of FGT techniques

Flue-gas treatment systems are constructed from a combination of individual process units that together provide an overall treatment system for the flue-gases. A description of the individual process units, organised according to the substances upon which they have their primary effect, is given in this chapter.

Table 2.17 below gives a summary of the application of some systems in the municipal waste incineration sector. The balance of applied systems is different with different waste streams. A description of each of the techniques listed in the table is given later in this section:

Number of MSWI plants with various flue-gas treatment systems									
	Dry with FF	**Semi-dry with FF**	**Wet**	**Dry and Wet**	**SD and Wet**	**Electrostatic precipitator only**	**Fabric filter only**	**SNCR de-NO_X**	**SCR de-NO_X**
Austria			2					applied	applied
Belgium	2	9	8		1			applied	applied
Denmark	7	17	6			1	1	applied	
France	13	25	45			19		applied	
Germany	5	16	30	2	5		1	17	42
Great Britain	1	9						applied	
Hungary						1			
Italy	26	6	3	8	4				
Netherlands		1	5		4			3	applied
Norway	4	1	3						
Portugal		3						3	
Spain	1	7							
Sweden	5	1	7	2			2	applied	applied
Switzerland		1	29						applied
Total plants	**64**	**95**	**138**	**12**	**14**	**21**	**4**	**23**	**43 (of 200)[3]**

Notes:
1. All figures (except SCR data) are derived from data provided to TWG in [42, ISWA, 2002] - Tables 1 and 2 and TWG Comments
2. Other combinations of FGT unit operations are applied but not included in the table
3. Data supplied to EIPPCB by FEAD suggests 43 of around 200 surveyed MSWI use SCR
4. Belgium data only represents Flemish region and Brussels only
5. *applied* indicates that the technique is applied – data for blanks was not provided

Table 2.17: Summary of the main applied FGT systems for MSWIs in Europe in 2000/2001
Source adapted from **[42, ISWA, 2002, 64, TWGComments, 2003]**

Some flue-gas treatment techniques are also explained in detail in the horizontal BREF "Reference Document on Best Available Techniques in the Waste Water and Waste Gas Treatment/Management Systems in the Chemical Sector (CWW)".

2.5.2 Overview of overall combined FGT system options

The individual components of a FGT system are combined to provide an effective overall system for the treatment of the pollutants that are found in the flue-gases. There are many individual components and designs, and they may be combined in many ways. The diagram below shows an example of the options and their possible combination. It can be seen that in this assessment there are a total of 408 different combined systems:

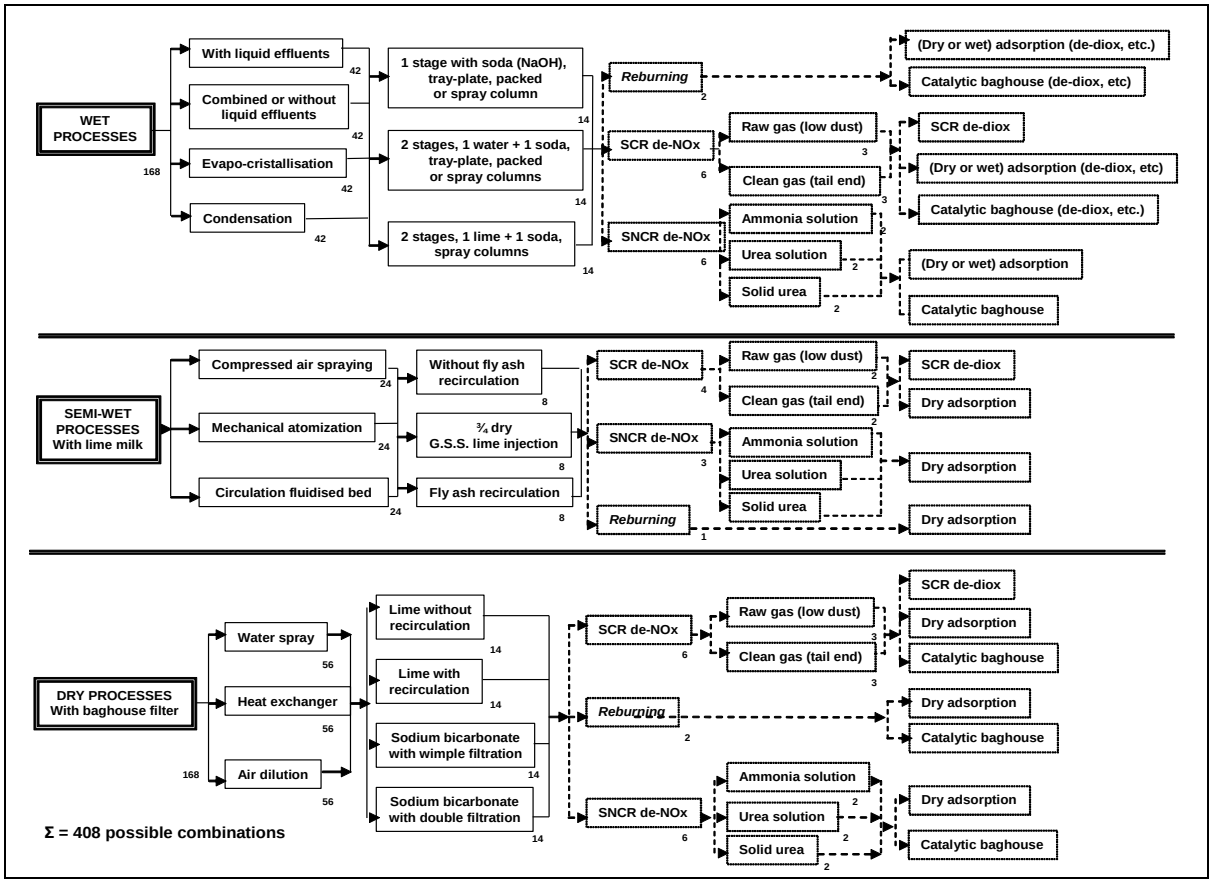

Figure 2.40: Overview of potential combinations of FGT systems

2.5.3 Techniques for reducing particulate emissions

[1, UBA, 2001] The selection of gas cleaning equipment for particulates from the flue-gas is mainly determined by:

- particle load in the gas stream
- the average particle size
- particle size distribution
- flowrate of gas
- flue-gas temperature
- compatibility with other components of the entire FGT system (i.e. overall optimisation)
- required outlet concentrations.

Some parameters are rarely known (such as particle size distribution or average size) and are empirical figures. Available treatment or disposal options for the deposited substances may also influence FGT system selection i.e. if an outlet exists for treatment and use of fly ash, this may be separately collected rather than the fly ash collected with FGT residues.
[74, TWGComments, 2004]

2.5.3.1 Electrostatic precipitators

[1, UBA, 2001]
Electrostatic precipitators are sometimes also called electrostatic filters. The efficiency of dust removal of electrostatic precipitators is mostly influenced by the electrical resistivity of the dust. If the dust layer resistivity rises to values above approx. 10^{11} to 10^{12} Ωcm removal efficiencies are reduced. The dust layer resistivity is influenced by waste composition. It may thus change rapidly with a changing waste composition, particularly in hazardous waste incineration. Sulphur in the waste (and water content at operational temperatures below 200 °C [64, TWGComments, 2003]) often reduces the dust layer resistivity as SO_2 (SO_3) in the flue-gas and, therefore facilitates deposition in the electric field.

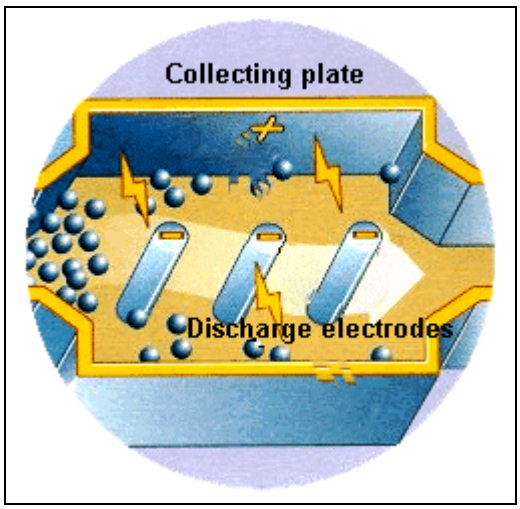

Figure 2.41: Operating principle of an electrostatic precipitator
Source [1, UBA, 2001]

For the deposition of fine dust and aerosols, installations that maintain the effect of the electric field by drop formation in the flue-gas (pre-installed condensation and wet electrostatic precipitators, condensation electrostatic precipitators, electro-dynamic venture scrubbers, ionised spray coolers) can improve removal efficiency.

Typical operational temperatures for electrostatic precipitators are 160 - 260 °C. Operation at higher temperatures (e.g. above 250 °C) are generally avoided as this may increase the risk of PCDD/F formation (and hence releases).

2.5.3.2 Wet electrostatic precipitators

[1, UBA, 2001]Wet electrostatic precipitators are based upon the same technological working principle as electrostatic precipitators. With this design, however, the precipitated dust on the collector plates is washed off using a liquid, usually water. This may be done continuously or periodically. This technique operates satisfactorily in cases where moist or cooler flue-gas enters the electrostatic precipitator.

2.5.3.3 Condensation electrostatic precipitators

[1, UBA, 2001]The condensation electrostatic precipitator is used to deposit very fine, solid, liquid or sticky particles, for example, in the flue-gas from hazardous waste incineration plants. Unlike conventional wet electrostatic precipitators, the collecting surfaces of condensation electrostatic precipitators consist of vertical plastic tubes arranged in bundles, which are externally water-cooled.

The dust-containing flue-gas is first cooled down to dew-point temperature in a quench by direct injection of water and then saturated with vapour. By cooling the gases in the collecting pipes further down, a thin, smooth liquid layer forms on the inner surface of the tubes as a result of condensation of the vapour. This is electrically earthed and thus serves as the passive electrode.

Particles are deposited by the influence of the electric field between the discharge electrodes suspended in the tube axes and the condensation layer in continuous flow. At the same time the condensation layer also causes continuous removal of deposited particles from the deposition area. Even water-insoluble dust and poorly wet-able soot are washed off. The constantly renewed wetting prevents dry spots and sticking, which can cause *sparking* (electrical discharges between the electrodes). Avoiding sparking allows for a higher deposition voltage, which in turn leads to improved and consistent high deposition performance (see Figure 2.42).

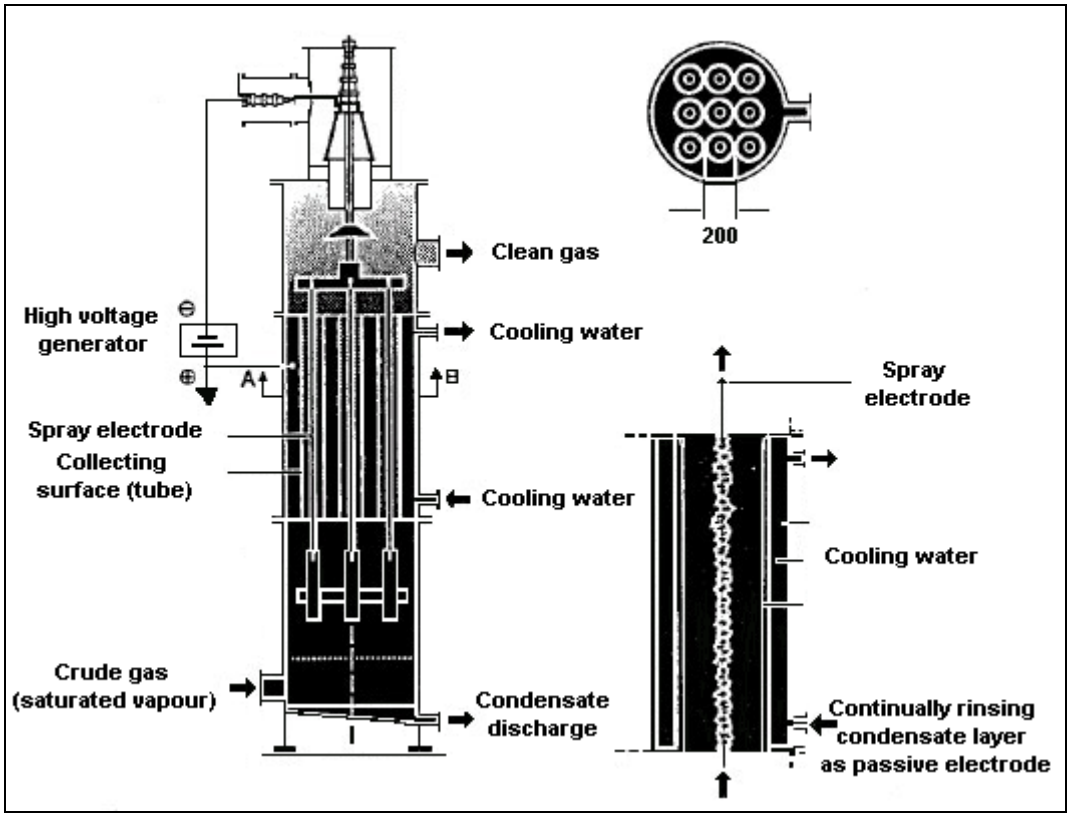

Figure 2.42: Condensation electrostatic precipitator
Source [1, UBA, 2001]

2.5.3.4 Ionisation wet scrubbers

[1, UBA, 2001] The purpose of the Ionisation Wet Scrubber (IWS) is to remove various pollutants from the flue-gas flow. The IWS combines the principles of:

- electrostatic charging of particles, electrostatic attraction and deposition for aerosols (smaller than 5 µm)
- vertical deposition for coarse, liquid and solid particles (larger than 5 µm), and
- absorption of hazardous, corrosive and malodorous gases.

The IWS system is a combination of an electrostatic filter and a packed scrubber. It is reported to require little energy and has a high deposition efficiency for particles in the submicron as well as the micron range.

A high voltage zone is installed before each packed tower stage. The function of the high voltage zone is to ionise the particles (dust, aerosols, submicron particles) contained in the flue-gas. The negatively charged particles induce opposing charges on the neutral surface of the wetted packing material and the falling water drops. Because of this they are attracted and are then washed out in the packed section. This is referred to as Image/Force attraction (IF attraction), i.e. attraction through electron shift. Hazardous, corrosive and malodorous gases are also absorbed in the same scrubber fluid and chemically combined to be discharged with the scrubber effluent.

Another type of ionization wet scrubber includes a Venturi. The pressure changes that occur through the Venturi allows the fine particles to grow and the electrode charges them. They are then collected by the dense layer of water droplets projected by a nozzle, serving as collecting electrode. [74, TWGComments, 2004]

2.5.3.5 Fabric filters

Fabric filters, also called bag filters, are very widely used in waste incineration plants. Filtration efficiencies are very high across a wide range of particle sizes. At particle sizes below 0.1 microns, efficiencies are reduced, but the fraction of these that exist in the flue-gas flow from waste incineration plants is relatively low. Low dust emissions are achieved with this technology. It can also be used following an ESP and wet scrubbers. [74, TWGComments, 2004]

Compatibility of the filter medium with the characteristics of the flue-gas and the dust, and the process temperature of the filter are important for effective performance. The filter medium should have suitable properties for thermal, physical and chemical resistance (e.g. hydrolysis, acid, alkali, oxidation). The gas flowrate determines the appropriate filtering surface i.e. filtering velocity.

Mechanical and thermal stress on the filter material determines service life, energy and maintenance requirements.

In continuous operation, there is gradual loss of pressure across the filtering media due to the deposit of particles. When dry sorption systems are used, the formation of a cake on the media helps to provide the acid removal. In general, the differential pressure across the filter is used to monitor the need of cleaning. Periodic replacement is required when the residual lifetime is achieved or in the case of irreversible damage (e.g. an increasing loss of pressure may be caused by irreversible deposit of fine dust in the filter material). Several parameters help to control the lifetime of the bags: pressure drop drift, visual, microscopic analysis, etc. Potential leaks in the bag filter will also be detected by the increased emissions or by some process disturbance. [64, TWGComments, 2003]

The application of dry deposition is limited for dusts that are hygroscopic at high temperatures (300 to 600 °C) and become sticky at these temperatures. This type of dust forms deposits in the deposition equipment, which cannot be extracted sufficiently by conventional cleaning techniques during operation, but may need to be removed by ultrasound vibration. These may be dusts from complex salts e.g. from wastes containing phosphorus, sulphur or silicon.

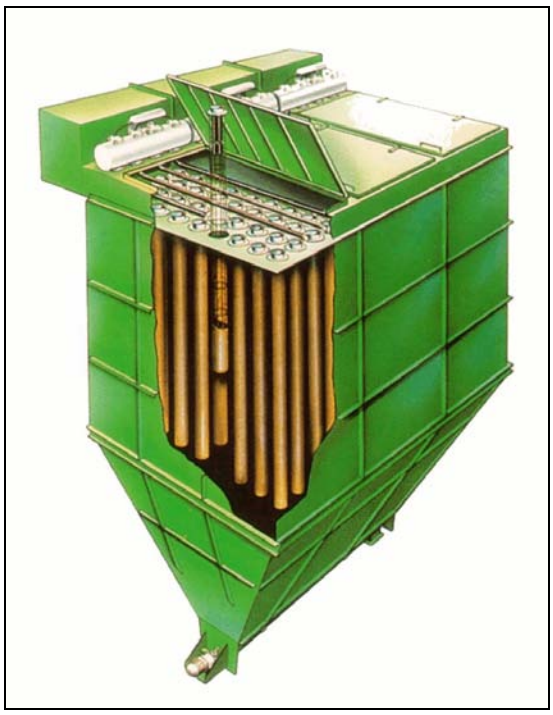

Figure 2.43: An example of a fabric filter
Source [1, UBA, 2001]

2.5.3.6 Cyclones and multi-cyclones

[64, TWGComments, 2003]
Cyclones and multicyclones use centrifugal forces to separate particulate matter from the gas stream. Multi-cyclones differ from single cyclones in that they consist of many small cyclone units. The gas flow enters the separator tangentially and leaves from a central port. Solids are forced to the outside of the cyclone and collected at the sides for removal.

In general, cyclones on their own cannot achieve the emission levels now applied to modern waste incinerators. They can, however, have an important role to play where applied as a pre-deduster before other flue-gas treatment stages. Energy requirements are generally low as there is no pressure drop across the cyclone.

Advantages of cyclones are their wide operational temperature range and robust construction. Erosion of cyclones, particularly at the point of impingement of dirty flue-gases, can be an issue where the flue-gas is more heavily loaded with particulate, and particularly where bed material escapes from fluidised bed plants. Circulating fluidised beds usually incorporate a cyclone for the removal and recirculation of the bed material to the furnace.

2.5.4 Techniques for the reduction of acid gases (e.g. HCl, HF and SO_X emissions)

These substances are generally cleaned from the flue-gas using alkaline reagents. The following flue-gas cleaning processes are applied:

- **dry processes:** A dry sorption agent (e.g. lime, sodium bicarbonate) is added to the flue-gas flow. The reaction product is also dry
- **semi-wet processes:** Also called semi-dry, the sorption agent added to the flue-gas flow is an aqueous solution (e.g. lime milk) or suspension (e.g. as a slurry). The water solution evaporates and the reaction products are dry. The residue may be re-circulated to improve reagent utilisation. A sub-set of this technique are *flash-dry* processes which consist of injection of water (giving fast gas cooling) and reagent at the filter inlet
- **wet processes:** The flue-gas flow is fed into water, hydrogen peroxide, or/and a washing solution containing part of the reagent (e.g. sodium hydroxide solution). The reaction product is aqueous.

2.5.4.1 Removal of sulphur dioxide and halogens

[1, UBA, 2001] Sulphur dioxide and gaseous halogens are cleaned from flue-gases by the injection of chemical or physical sorption agents, which are brought into contact with the flue-gas. According to technique, the reaction products are dissolved or dry salts.

Dry systems:

In dry sorption processes the absorption agent (usually lime or sodium bicarbonate) is fed into the reactor as a dry powder. The dose rate of reagent may depend on the temperature as well as on reagent type. With lime this ratio is typically two or three times the stoichiometric amount of the substance to be deposited, with sodium bicarbonate the ratio is lower. This is required to ensure emission limits are complied with over a range of inlet concentrations. The reaction products generated are solid and need to be deposited from the flue-gas as dust in a subsequent stage, normally a bag filter.

The overdose of lime (or other reagent) leads to a corresponding increase in the amount of residues, unless reagent recirculation is carried out, when the un-reacted fraction can be recirculated and the stoichiometric ratio reduced accordingly.

If there is no pre-deposition stage (e.g. electrostatic precipitator), particles are removed with the used reagent and reaction products. The cake of reagent that forms on fabric filters gives effective contact between flue-gas and absorbent.

Plumes are rarely visible with this technique.

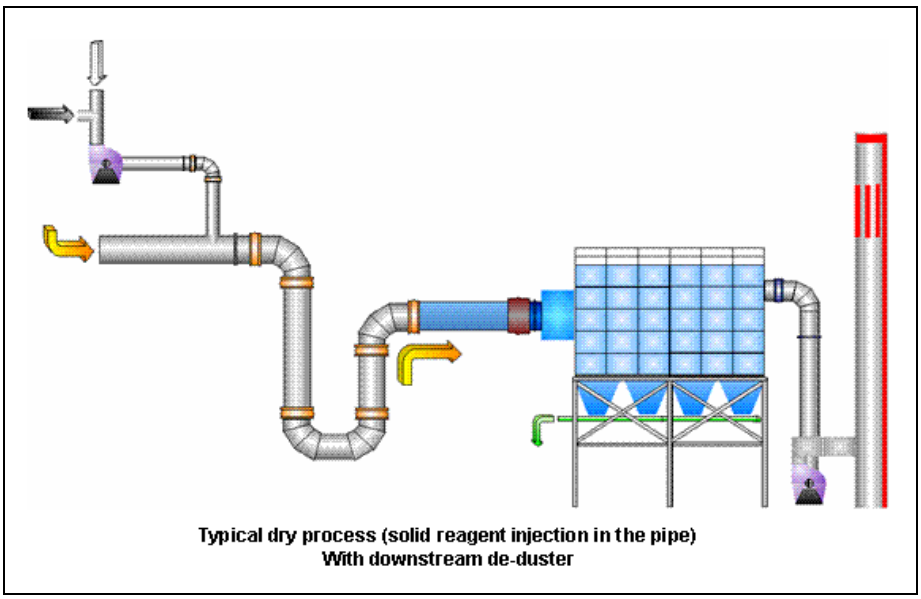

Figure 2.44: Schematic diagram of a dry FGT system with reagent injection to the FG pipe and downstream bag filtration

Semi-wet systems:

These are also called *semi-dry* processes. In the spray absorption, the absorption agent is injected either as suspension or solution into the hot flue-gas flow in a spray reactor (see Figure 2.45).

This type of process utilises the heat of the flue-gas for the evaporation of the solvent (water). The reaction products generated are solid and need to be deposited from the flue-gas as dust in a subsequent stage e.g. bag filter. These processes typically require overdoses of the sorption agent of 1.5 to 2.5.

Here, the fabric filter is also an important part of the process. Plumes are also rarely visible with this technique.

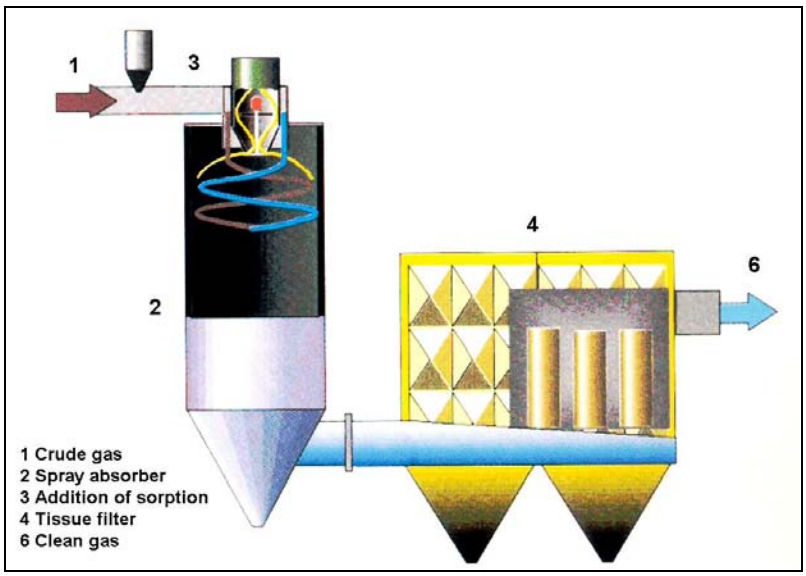

Figure 2.45: Operating principle of a spray absorber
[1, UBA, 2001]

A system which falls between the normal dry and semi-wet systems is also applied. This is sometimes known as a flash-dry system. (Alstom 2003) These systems re-inject into the inlet flue-gas a proportion of the solids collected on a bag filter. Water is added at a controlled rate to the collected fly ash and reagent to ensure that it remains free flowing and not prone to stickiness or scaling. No contact tower or slurry handling is required (cf. semi-wet systems) and no effluents are produced (cf. wet systems).

The recycling of reagent reduces demand for reagent and the amount of solid residue produced. Stoichiometric ratios in the range of 1.5 to 2 are common. Recycling of reagent can also be applied to dry and semi-wet systems.

Wet systems:

Wet flue-gas cleaning processes use different types of scrubber design. For example:

- jet scrubbers
- rotation scrubbers
- venturi scrubbers
- dry tower scrubbers
- spray scrubbers
- packed tower scrubbers.

The scrubber solution is (in the case of water only injection) strongly acidic (typically pH 0 - 1) due to acids forming in the process of deposition. HCl and HF are mainly removed in the first stage of the wet scrubber. The effluent from the first stage is recycled many times, with small fresh water addition and a bleed from the scrubber to maintain acid gas removal efficiency. In this acidic medium, deposition of SO_2 is low, so a second stage scrubber is required for its removal.

Removal of sulphur dioxide is achieved in a washing stage controlled at a pH close to neutral or alkaline (generally pH 6 - 7) in which caustic soda solution or lime milk is added. For technical reasons this removal takes place in a separated washing stage, in which, additionally, there occurs further removal of HCl and HF.

If the treated waste contains bromine and iodine, these elements can be deposited from the flue-gas flow if waste containing sulphur is combusted simultaneously. In addition to sulphur compounds, water-soluble salts of bromine and iodine will form, which can be deposited through the wet SO_2 flue-gas cleaning processes. Additionally, the deposition of elementary bromine and iodine may be improved by specific employment of reductive washing stages (sulphite solution, bisulphite solution). In any case, it is important to be aware of which wastes contain iodine or bromine.

If lime milk or limestone is used as a neutralising agent in the wet flue-gas cleaning stages, sulphate (as gypsum), carbonates and fluorides will accumulate as water-insoluble residues. These substances may be removed to reduce the salt load in the waste water and hence reduce the risk of encrustation within the scrubbing system. Residues of the cleaning process (e.g. gypsum) can be recovered. When using a caustic soda solution there is no such risk because the reaction products are water-soluble. If NaOH is used, $CaCO_3$ may form (depending upon water hardness), which will again lead to deposits within the scrubber. These deposits need to be removed periodically by acidification.

The diagram below shows a typical 2 stages wet scrubbing system. The number of scrubbing stages usually varies between 1 and 4 with multiple stages being incorporated in each vessel:

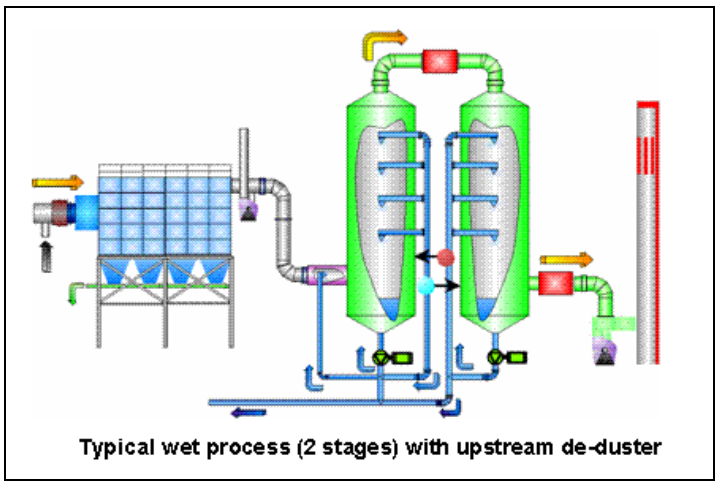

Figure 2.46: Diagram of a 2 stage wet scrubber with upstream de-dusting

Waste water from wet scrubbers:

To maintain scrubbing efficiency and prevent clogging in the wet scrubber system, a portion of the scrubber liquor must be removed from the circuit as waste water. This waste water must be subjected to special treatment (neutralisation, precipitation of heavy metals), before discharge or use internally. Mercury removal is given special attention. Volatile Hg compounds, such as $HgCl_2$, will condense when flue-gas is cooled, and dissolve in the scrubber effluent. The addition of reagents for the specific removal of Hg provides a means for removing it from the process.

In some plants, the waste water produced is evaporated in the incineration plant by spraying it back into the flue-gas as a quench in combination with a dust filter.

2.5.4.2 Direct desulphurisation

[1, UBA, 2001] Desulphurisation in fluidised bed processes can be carried out by adding absorbents (e.g. calcium or calcium/magnesium compounds) directly into the incineration chamber. Additives such as limestone dust, calcium hydrate and dolomitic dust are used. The system can be used in combination with downstream flue-gas desulphurisation.

The arrangement of the jets and the injection speed influence the distribution of the absorbents and thus the degree of sulphur dioxide deposition. Part of the resulting reaction products are removed in filter installations downstream; however, a significant proportion remains with the bottom ashes. Therefore, direct desulphurisation may impact on bottom ash quality [64, TWGComments, 2003].

Ideal conditions for direct desulphurisation exist in a cycloid furnace due to the constant temperature level.

It is reported that, on its own, this techniques does not lead to compliance with the ELV requirements of Directive 2000/76/EC. [1, UBA, 2001]. The amount of residue from the flue-gas treatment system itself can be reduced, resulting in lower disposal costs.

Absorption (and adsorption) of pollutants can also be performed in a (circulating) fluid bed reactor into which residues and reagents are recirculated in the combustor at a high rate. Recirculation of flue-gas keeps the gas flow above a minimum level in order to maintain fluidisation of the bed. The bed material is separated in a bag filter. Injection of water reduces the consumption of absorbents (and hence the production of residues) significantly.
[74, TWGComments, 2004]

2.5.5 Techniques for the reduction of emissions of oxides of nitrogen

[3, Austria, 2002]
Nitrogen oxides (NO_X) may be formed in three ways:

- thermal NO_X: During combustion a part of the air nitrogen is oxidised to nitrogen oxides. This reaction only takes place significantly at temperatures above 1300 °C. The reaction rate depends exponentially on the temperature and is directly proportional to the oxygen content
- fuel NO_X: during combustion a part of the nitrogen contained in the fuel is oxidised to nitrogen oxides
- formation of NO_X via radical reaction (prompt NO_X): Atmospheric nitrogen can also be oxidised by reaction with CH radicals and intermediate formation of HCN. This mechanism of formation is of relatively low importance in waste incineration.

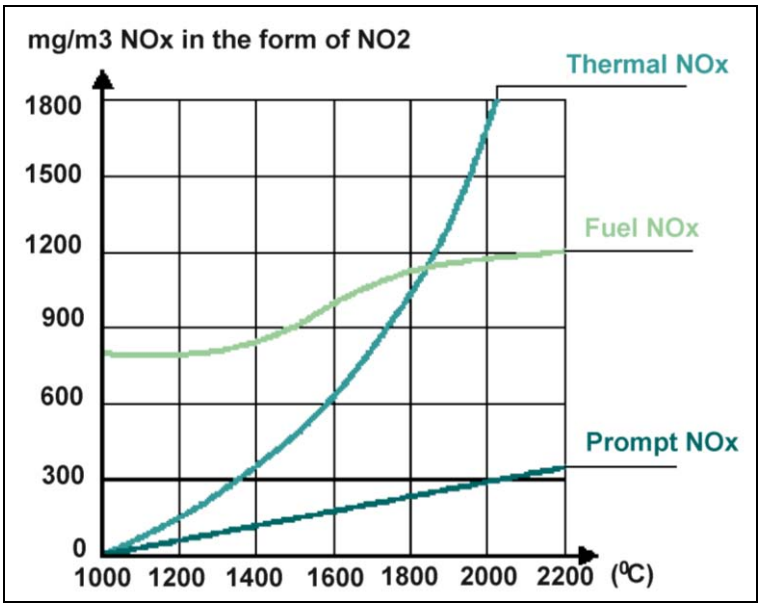

Figure 2.47: Temperature dependence of various NO_X formation mechanisms in waste incineration Source [3, Austria, 2002]

2.5.5.1 Primary techniques for NO_X reduction

[1, UBA, 2001] NO_X production can be reduced using furnace control measures that:

- prevent over supply of air (i.e. prevention of the supply of additional nitrogen)
- prevent the use of unnecessarily high furnace temperatures (including local hot spots).

2.5.5.1.1 Air supply, gas mixing and temperature control

The use of a well distributed primary and secondary air supply to avoid the uneven temperature gradients that result in high temperature zones and, hence, increased NO_X production is a widely adopted and important primary measure for the reduction of NO_X production.

Although sufficient oxygen is required to ensure that organic materials are oxidised (giving low CO and VOC emissions), the over supply of air can result in additional oxidation of atmospheric nitrogen, and the production of additional NO_X.

Achieving effective gas mixing and temperature control are important elements.

2.5.5.1.2 Flue-Gas Recirculation (FGR)

This technique involves replacement of around 10 - 20 % of the secondary combustion air with recirculated flue-gases. NO_X reduction is achieved because the supplied re-circulated flue-gases have lower oxygen concentration and therefore lower flue-gas temperature which leads to a decrease of the nitrogen oxide levels. [74, TWGComments, 2004]

2.5.5.1.3 Oxygen injection

The injection of either pure oxygen or oxygen enriched air provides a means to supply the oxygen required for combustion, while reducing the supply of additional nitrogen that may contribute to additional NO_X production.

2.5.5.1.4 Staged combustion

Staged combustion has been used in some cases. This involves reducing the oxygen supply in the primary reaction zones and then increasing the air (and hence oxygen) supply at later combustion zones to oxidise the gases formed. Such techniques require effective air/gas mixing in the secondary zone to ensure CO (and other products of incomplete combustion) are maintained at low levels.

2.5.5.1.5 Natural gas injection (re-burn)

[70, USEPA, 1994]
Natural gas injection into the over-grate region of the furnace can be used to control NO_X emissions from the combustor. For MSWIs, two different natural gas based processes have been developed:

- Re-burning – a three stage process designed to convert NO_X to N_2 by injecting natural gas into a distinct re-burn zone located above the primary combustion zone
- Methane de-NO_X – this technique injects natural gas directly into the primary combustion unit to inhibit NO_X formation.

2.5.5.1.6 Injection of water into furnace/flame

A properly designed and operated injection of water either into the furnace or directly into the flame can be used to decrease the hot spot temperatures in the primary combustion zone. This drop in peak temperature can reduce the formation of thermal NO_X.
[74, TWGComments, 2004]

2.5.5.2 Secondary techniques for NO_X reduction

[1, UBA, 2001] Directive 2000/76/EC requires a daily average NO_X (as NO_2) clean gas value of 200 mg/Nm³. In order to achieve compliance at this level, it is common for secondary measures to be applied. For most processes the application of ammonia or derivatives of ammonia (e.g. urea) as reduction agent has proved successful. The nitrogen oxides in the flue-gas basically consist of NO and NO_2 and are reduced to nitrogen N_2 and water vapour by the reduction agent.

Reaction equations:

$$4\ NO + 4\ NH_3 + O_2 \rightarrow 4\ N_2 + 6\ H_2O$$
$$2\ NO_2 + 4\ NH_3 + O_2 \rightarrow 3\ N_2 + 6\ H_2O$$

Two processes are important for the removal of nitrogen from flue-gases - the Selective Non-Catalytic Reduction (SNCR) and the Selective Catalytic Reduction (SCR).

Both NH_3 and urea are applied in aqueous solutions. NH_3 is normally, for safety reasons, delivered as a 25 % solution.

2.5.5.2.1 Selective Non-Catalytic Reduction (SNCR) process

In the Selective Non-Catalytic Reduction (SNCR) process nitrogen oxides (NO + NO_2) are removed by selective non-catalytic reduction. With this type of process the reducing agent (typically ammonia or urea) is injected into the furnace and reacts with the nitrogen oxides. The reactions occur at temperatures between 850 and 1000 °C, with zones of higher and lower reaction rate within this range.

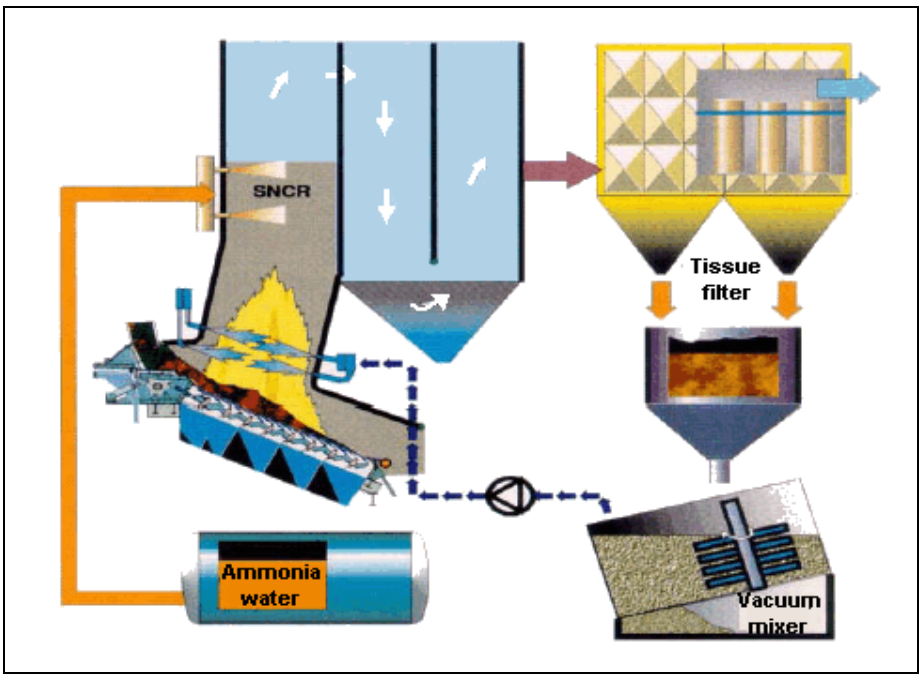

Figure 2.48: SNCR operating principle
[1, UBA, 2001]

Reducing NO_X by SNCR more than 60 – 80 %, requires a higher addition of the reducing agent. This can lead to emissions of ammonia, also known as *ammonia slip*. The relationship between NO_X reduction, ammonia slip and reaction temperature is given in Figure 2.49 below:

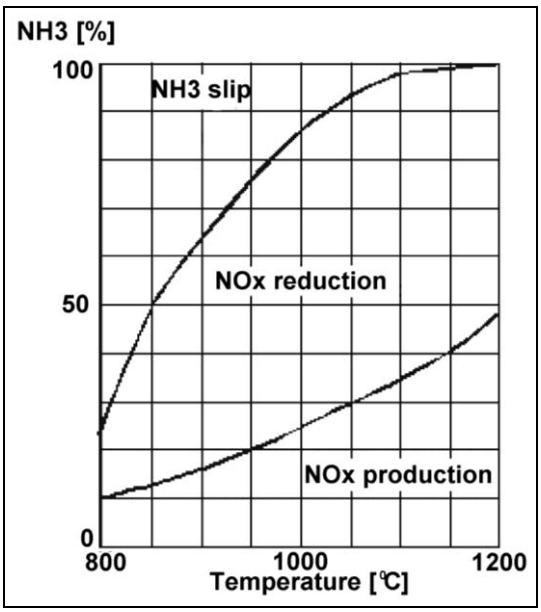

Figure 2.49: Relationship between NO_X reduction, production, ammonia slip and reaction temperature for the SNCR process
[Austria, 2002 #3] [64, TWGComments, 2003]

In Figure 2.49, it is shown that, at a reaction temperature of, for example, 1000 °C, the reduction of NO_X would be about 85 %, and there would be an ammonia slip of about 15 %. In addition, at this temperature there would be a production of NO_X, from the incineration of the injected NH_3, of about 25 %.

Figure 2.49 also shows that, at higher temperatures (with ammonia), the percentage of NO_X reduction is higher, and while the ammonia slip is lower, the NO_X produced from the ammonia rises. At high temperatures, (>1200 °C) NH_3 itself oxidises and forms NO_X. At lower operational temperatures the NO_X reduction is less efficient, and ammonia is slip higher

Application of urea instead of ammonia in SNCR leads to relatively higher N_2O emissions in comparison with ammonia reduction. [64, TWGComments, 2003]

In order to ensure an optimum utilisation of ammonia at varying degrees of load, which cause varying temperatures in the combustion chamber, NH_3 can be injected at several layers.

When used with wet scrubbing systems, the excess ammonia may be removed in the wet scrubber. The ammonia can then be recovered from the scrubber effluent using an ammonia stripper and fed back to the SNCR feed system.

Important for optimisation of the SNCR process is the effective mixing of flue-gases and NO_X reduction reagent, and sufficient gas residence time to allow the NO_X reduction reactions to occur.

In the case of pyrolysis and gasification processes, optimisation of SNCR is achieved by injecting the reagent into the syngas combustion zones with a well controlled temperature and effective gas mixing.

2.5.5.2.2 Selective Catalytic Reduction (SCR) process

Selective Catalytic Reduction (SCR) is a catalytic process during which ammonia mixed with air (the reduction agent) is added to the flue-gas and passed over a catalyst, usually a mesh (e.g. platinum, rhodium, TiO_2, zeolites). [74, TWGComments, 2004] When passing through the catalyst, ammonia reacts with NO_X to give nitrogen and water vapour.

To be effective, the catalyst usually requires a temperature of between 180 and 450 °C. The majority of systems used in waste incinerators currently operate in the range 230 - 300 °C. Below 250 °C more Catalyst volume is necessary and there is a greater risk of fouling and catalyst poisoning. In some cases catalyst temperature regulated bypasses are used to avoid damage to the SCR unit. [74, TWGComments, 2004]

The SCR process gives high NO_X reduction rates (typically over 90 %) at close to stoichiometric additions of the reduction agent. For waste incineration, SCR is mainly applied in the clean gas area i.e. after de-dusting and acid gas removal. For this reason, the flue-gases generally require reheating to the effective reaction temperature of the SCR system. This adds to the energy requirements of the flue-gas treatment system. However, when SO_X levels in the flue-gas have already been reduced to a very low value at the inlet of the SCR section, reheating may be reduced substantially, or even omitted. Heat exchangers are used to reduce additional energy demand.

After a wet FGT system, droplets may be removed to prevent salt deposits inside the catalyst. Due to risk of ignition, safety measures are of importance, e.g. by passes, CO control, etc. [74, TWGComments, 2004]

Low-temperature SCR requires catalyst regeneration due to salts formation (especially ammonium chloride and ammonium sulphate). The regeneration may be critical because of the salt sublimation may lead to exceedences of the applied ELV for releases to air for some pollutants e.g. HCl, SO_2, NO_X. [74, TWGComments, 2004]

SCR is sometimes positioned directly after the ESP, to reduce or eliminate the need for reheating in the flue-gas. When this option is used, the additional risk of PCDD/F formation in the ESP (typically when the ESP operated at temperatures above 220 - 250 ºC) must be considered. Such operation can result in increased PCDD/F emissions to ESP residues and higher concentrations in the gas stream leaving the ESP and passing to the SCR unit.. SCR can also be used for PCDD/F destruction. Multi layer SCR systems are used to provide combined NO_X and PCDD/F control.

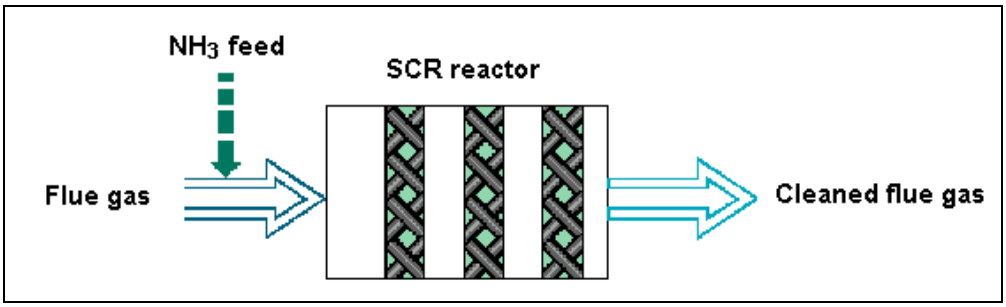

Figure 2.50: SCR operating principle
[3, Austria, 2002]

The flue-gases discharged by the reactor may be directed through a gas-gas heat-exchanger to preheat the entering gases in order to maintain the operating temperature of the catalyst and to save a part of the imported energy (see diagrams in Section 4.4.4.1).

2.5.6 Techniques for the reduction of mercury emissions

2.5.6.1 Primary techniques

Mercury is highly volatile and therefore almost exclusively passes into the flue-gas stream. The limit value set in the waste incineration directive is 0.05 mg/m^3. Limit values as low as 0.03 mg/m³ as a daily average value (with continuous monitoring) have been set in some European Member States [1, UBA, 2001]. Continuous measurement is also prescribed in some national waste incineration legislation (e.g. Austria, Germany). The majority of installations cannot meet these limit values, particularly for peak loads, without the addition of special gas cleaning measures for Hg.

The only relevant primary techniques for preventing emissions of mercury to air are those which prevent or control, if possible, the inclusion of mercury in the waste:

- efficient separate collection of waste that may contain heavy metals e.g. cells, batteries, dental amalgams, etc.
- notification of waste producers of the need to segregate mercury
- identification and/or restriction of receipt of potential mercury contaminated wastes
  - by sampling and analysis of wastes where this is possible
  - by targeted sampling/testing campaigns
- where such wastes are known to be received - controlled addition to avoid overload of abatement system capacity.

2.5.6.2 Secondary techniques

[1, UBA, 2001]Mercury vaporises completely at a temperature of 357 °C and remains gaseous in the flue-gas after passing through furnace and boiler. Inorganic mercury (mainly Hg^{2+} as a chloride) and elemental mercury are effected differently by FGT systems and detailed consideration of the fate of both is required.

The selection of a process for mercury abatement depends upon the load fed in and upon the chlorine content of the burning material. At higher chlorine contents, mercury in the crude flue-gas will be increasingly in the ionic form which can be deposited in wet scrubbers. This is a particular consideration at sewage sludge incineration plants where raw gas chlorine levels may be quite low. If, however, the chlorine content in the (dry) sewage sludge is 0.3 % by mass or higher, only 10 % of the mercury in the clean gas is elemental; and the elimination of only the ionic mercury may achieve a total Hg emission level of 0.03 mg/Nm³. [74, TWGComments, 2004]

Metallic mercury can be removed from the flue-gas stream by:

- transformation into ionic mercury by adding oxidants and then deposited in the scrubber - the effluent can then be fed to waste water treatment plants with heavy metal deposition, where the mercury can be converted to a more stable form (e.g. HgS), thus more suitable for final disposal [74, TWGComments, 2004] or
- direct deposition on sulphur doped activated carbon, hearth furnace coke, or zeolites.

Tests have shown that sulphur dioxide neutralisation in the furnace by adding limestone, can reduce the proportion of metallic mercury, making overall Hg removal from the gas stream more efficient.

In incineration plants for municipal and hazardous wastes, the chlorine content in the average waste is usually high enough, in normal operating states, to ensure that Hg is present mainly in the ionic form. However, specific inputs of certain waste may change the situation and metallic mercury may need to be deposited, as mentioned above.

High Hg wastes:
For the incineration of waste with a high mercury content in hazardous waste incineration plants Hg deposition degrees of 99.9 % can only be ensured when highly chlorinated waste is also incinerated in an appropriate proportion to the Hg load. Multistage wet scrubbing processes are typical of this type of plant. High proportions of ionic Hg (e.g.>99.9 %) in the boiler crude flue-gas before wet gas cleaning are caused by including highly chlorinated waste. This assists total Hg removal from the flue-gas.

High chlorine total loads (approx. 4 % w/w input) and a therefore high interim Cl_2 supply lead to high Hg chlorination levels and Hg deposition of close to 100 %. With lower chlorine loads the Hg deposition degree reduces rapidly.

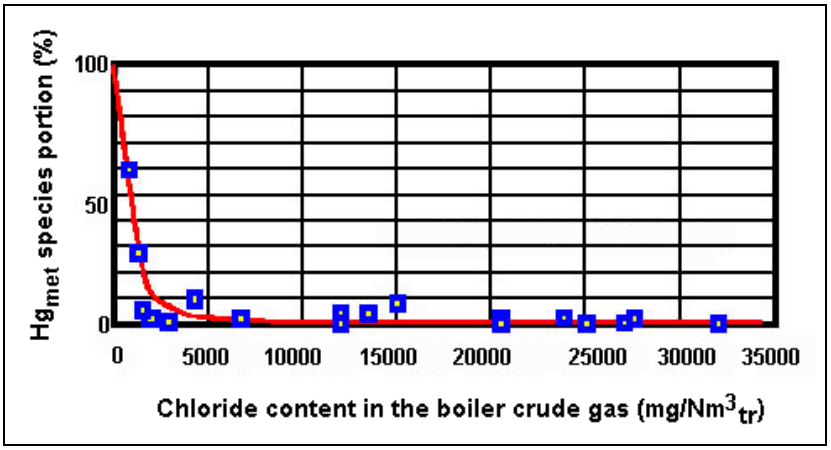

Figure 2.51: Relationship between Hg emissions and the raw gas chloride content at a hazardous waste incineration plant
Source [1, UBA, 2001]

2.5.7 Techniques for the reduction of other emissions of heavy metals

[1, UBA, 2001] Other heavy metals in incineration are converted mainly into non-volatile oxides and deposited with flue ash. Thus, the main techniques of relevance are, therefore, those applicable to dust removal (see Section 2.5.3).

Activated carbon is reported to be also used for reducing heavy metals emissions [74, TWGComments, 2004]

2.5.8 Techniques for the reduction of emissions of organic carbon compounds

Effective combustion provides the most important means of reducing emissions to air of organic carbon compounds.

[1, UBA, 2001] Flue-gas from waste incineration plants can contain trace quantities of a very wide range of organic species including:

- halogenated aromatic hydrocarbons
- polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH)
- benzene, toluene and xylene (BTX)
- PCDD/F.

Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD) and dibenzofurans (PCDF) may form after the furnace from precursor compounds. Precursor compounds are, for example, polychlorinated biphenyls (PCB), polychlorinated diphenylmethanes (PCDM), chlorobenzenes and chlorohydroxybenzenes.

PCDD and PCDF may also form in catalytic reactions of carbon or carbon compounds with inorganic chlorine compounds over metal oxides, e.g. copper. These reactions will occur especially on fly ash or filter dust at temperatures between 200 and 450 °C.

The following three mechanisms are believed to lead to the formation of dioxin/furan in waste incineration:

1. formation of PCDD/F from chlorinated hydrocarbons already in, or formed in the furnace, (such as chlorohydrobenzene or chlorobenzene)
2. de-novo synthesis in the low-temperature range (typically seen in boilers, dry ESPs)
3. incomplete destruction of the PCDD/F supplied with the waste

Optimum flue-gas incineration largely destroys the precursor compounds. The formation of PCDD/PCDF from the precursor compounds is, therefore, suppressed.

The emission limit value for the total of dioxins and furans in Directive 2000/76/EC is 0.1 ng I-TEQ/m³. Adsorption processes and oxidising catalysts are available, amongst others, for achieving this value. Oxidising catalysts are reported to also reduce emission of NH_3-slip and CO. [74, TWGComments, 2004]

Emissions of organic hydrocarbon compounds can also be reduced by further dust and aerosol deposition, since these pollutant preferably adsorb onto the fine fraction of dust, and by enforced flue-gas cooling (condensation).

2.5.8.1 Adsorption on activated carbon reagents in an entrained flow system

Activated carbon is injected into the gas flow. The carbon is filtered from the gas flow using bag filters. The activated carbon shows a high absorption efficiency for mercury as well as for PCDD/F.

Different types of activated carbon have different adsorption efficiencies. This is believed to be related to the specific nature of the carbon particles, which are, in turn, influenced by the manufacturing process.

2.5.8.2 SCR systems

SCR systems are used for NO_X reduction (see description in Section 2.5.5.2.2). They also destroy gaseous PCDD/F (not particle bound) through catalytic oxidation; however, in this case, the SCR system must be designed accordingly, since it usually requires a bigger, multi-layer, SCR system than for just the de-NO_X function. Destruction efficiencies for PCDD/F of 98 to 99.9 % are seen.

The main reactions involved are: [74, TWGComments, 2004]

$$C_{12}H_nC_{l8}\ nO_2 + (9 + 0.5\ n)\ O_2 \Rightarrow 12CO_2 + (n\text{-}4)H_2O + (8\text{-}n)HCl \text{ and}$$
$$C_{12}H_nC_{l8}\ nO + (9.5 + 0.5\ n)\ O_2 \Rightarrow 12CO_2 + (n\text{-}4)H_2O + (8\text{-}n)HCl$$

2.5.8.3 Catalytic bag filters

(Belgium 2002) Filter bags are either impregnated with a catalyst, or the catalyst is directly mixed with organic material in production of fibres. Such filters have been used to reduce PCDD/F emissions.

Gaseous PCDD/F can be destroyed on the catalyst rather than adsorbed in carbon (as with carbon injection systems). The particle bound PCDD/F fraction can be removed by filtration. The catalyst has no effect on mercury and therefore it is generally necessary to implement additional techniques (such as activated carbon or sulphur reagent etc.) to remove mercury in order to meet the modern Emission Limit Value in air. [74, TWGComments, 2004]

The gas temperature entering the filter bags should be above 190 °C in order to have effective destruction of the PCDD/F and to prevent adsorption of PCDD/F in the media. [74, TWGComments, 2004]

2.5.8.4 Re-burn of carbon adsorbents

[55, EIPPCBsitevisits, 2002] Carbon is used to adsorb dioxins (and mercury) at many waste incinerators. Where processes have another outlet for the mercury that provides an adequate removal rate, (i.e. a greater rate than the input rate to avoid circulation and hence emission breakthrough) it is possible for the net dioxin emissions from the plant to be reduced by re-burning the adsorbed PCDD/F by re-injection into the furnace. Usually the additional mercury removal is provided by a low pH wet scrubbing system. Gas streams with low HCl concentration may not find there are sufficient mercury removal rates to use this process.

Examples of the application of this technique include the re-burn of:

- static coke bed adsorbents
- entrained flow activated carbon adsorbents
- carbon impregnated inserts used to adsorb dioxins in wet scrubbers and prevent memory effects.

In some MSs local regulations do not allow re-burn.

2.5.8.5 Use of carbon impregnated plastics for PCDD/F adsorption

[58, Andersson, 2002] Plastics are widely used in the construction of flue-gas cleaning equipment due to their excellent corrosion resistance. PCDD/F is adsorbed on these plastics in wet scrubbers, where the typical operational temperature is 60 – 70 ºC. If the temperature is increased by only a few degrees Celsius, or if the dioxin concentration in the gas is reduced the absorbed PCDD/F can be desorbed to the gas phase and increase emissions to air. Lower chlorinated PCDD/Fs are subject to the highest de-sorption rate increase with respect to temperature rise. These can lead to increased TEQ values downstream of wet scrubbers.

The addition of a tower packing in the scrubber that contains polypropylene embedded with carbon provides a means of selectively absorbing PCDD/F (Hg is not absorbed in the packing). This material becomes saturated after a certain period of time. Therefore the charged material can periodically be removed for disposal or, if permitted, burned in the furnace. [74, TWGComments, 2004]

With inlet concentrations of 6 – 10 ng TEQ/Nm³, gas phase removal efficiencies in the range of 60 – 75 % are reported across a wet scrubber. This compares with 0 – 4 % without the impregnated packing material. Absorption efficiency is reported not to decline not to have declined over the test period (1 year). [58, Andersson, 2002]. [74, TWGComments, 2004]

An installation, like the one reported above, achieves outlet concentration of 2 – 3 ng TEQ/Nm³ which do not, on their own, comply with the 0.1 ng/Nm³ requirement of Directive 2000/76/EC. The technique can also be used in a more extensive tower packing installation and/or in combination with subsequent up-stream or downstream dioxin FGT to provide overall PCDD/F compliance (also for start-up and with FGT devices in bypass). [74, TWGComments, 2004]

2.5.8.6 Static bed filters

[1, UBA, 2001] Activated coke moving bed filters are used as a secondary cleaning process in the flue-gas of municipal and hazardous waste incineration. Using this adsorption system, it is possible to deposit substances contained in the flue-gas at extremely low concentrations with high efficiency. Lignite coke produced in hearth furnace coke process is used in moving bed absorbers.

Wet and dry coke beds are used in waste incineration. Wet systems have the addition of a countercurrent flow of water that washes the cokes. In doing so, the reactor temperature is lowered and some of the accumulated pollutants are washed from the filter. When activated lignite is used in the place of cokes/coal, it does not require the preheating of the flue-gas above the acid dew point and can even be effectively operated with "wet" or water saturated flue-gas. For this reason the activated lignite absorber can be placed directly behind a wet flue-gas scrubber. [64, TWGComments, 2003]

The flue-gases pass through a filling of grained Hearth Furnace Coke (HFC – a fine coke of 1.25 to 5 mm). The HFC's depositing effect is essentially based upon mechanisms of adsorption and filtration. It is thus possible to deposit almost all emission relevant flue-gas components, in particular, residual contents of hydrochloric acid, hydrofluoric acid, sulphur oxides, heavy metals (e.g. mercury), to sometimes below the detection limit.

An essential feature of the moving bed system is its high efficiency with all emissions due to the large bulk of activated coke, so that variations from incineration and upstream flue-gas cleaning caused by operation will not cause disadvantageous effects.

The flue-gas is guided to the activated coke filling over a distributor bed equipped with a multitude of double funnels. The gas flows through them from the bottom to the top, while the HFC passes through the absorber from the top to the bottom. By this, an ideal distribution of the flue-gas over the whole cross-section of the absorber and an optimal utilisation of the absorber capacity is achieved at a minimum consumption of activated coke.

Operating results from plants of an industrial scale (municipal and hazardous waste incineration) have shown that the emission values, in particular for dioxins/furans, are well below the limit values of Directive EC 2000/76/EC.

Care is required with such processes, to ensure temperature and CO are well monitored and controlled, to prevent fires in the coke filter. This filter may become saturated after a certain period of time and should then be disposed of and replaced.

2.5.8.7 Rapid quenching of flue-gases

This technique involves the use of a water scrubber to cool flue-gases directly from their combustion temperature to below 100 ºC. The technique is used in some HWI. The action of rapid quenching reduces the residence of flue-gases in temperature zones that may give rise to additional de-novo PCDD/F synthesis.

The scrubber must be designed to cope with the high particulate (and other pollutant) loads that will be transferred to the scrubber water.

The scrubbers used are single or multi stage, with the later stages sometimes cooled to reduce evaporative water losses with the flue-gas.

A boiler is not used and energy recovery is limited to heat transfer from the hot scrubber liquors.

2.5.9 Reduction of greenhouse gases (CO_2, N_2O)

[1, UBA, 2001] There are essentially two ways of reducing greenhouse gas emissions:

- increase the efficiency of energy recovery and supply (see Sections 2.4 and 4.3)
- control CO_2 emissions using flue-gas treatment.

Production of sodium carbonate by reacting CO_2 in the flue-gases with NaOH is possible. This technique is discussed further in Section 6.5 on emerging techniques.

2.5.9.1 Prevention of nitrous oxide emissions

Emissions of nitrous oxide from waste incineration can arise from:

- use of lower combustion temperatures – typically this becomes of interest below 850 ºC
- the use of SNCR for NO_X reduction (particularly where urea is the reagent chosen).

[71, JRC(IoE), 2003] The optimum temperature for the simultaneous minimisation of both NO_X and N_2O production is reported to be in the range 850 – 900 °C. Under conditions where the temperature in the post combustion chamber is above 900 ºC the N_2O emissions are reported to be low. N_2O emissions from the use of SCR are also low. Thus, provided combustion temperatures are above 850 °C, in general, SNCR represents the only significant source of N_2O emissions at modern waste incinerators.

If not properly controlled, SNCR, especially with urea, can give rise to increased emissions of nitrous oxide. Similarly, it is possible for nitrous oxide to be emitted from process with sub-stoichiometric oxygen supply levels (e.g. gasification and pyrolysis process) and also from fluidised bed furnaces operated under certain conditions. [74, TWGComments, 2004]

To avoid nitrous oxide emissions, the following techniques are used:

- reduction of SNCR reagent dosing by SNCR process optimisation
- selecting optimised temperature window for SNCR reagent injection
- use of flow modelling methods to optimise injection nozzle locations
- designing to ensure effective gas/reagent mixing in the appropriate temperature zone
- over-stoichiometric burnout zones to ensure oxidation of nitrous oxide
- utilization of ammonia instead of urea in SNCR.

2.5.10 Overview of flue-gas treatments applied at hazardous waste incinerators

This section provides an overview of the flue-gas treatment techniques that are applied in the Merchant HWI sector in Europe. For detailed descriptions of the FGT techniques themselves see earlier in this chapter.

[EURITS, 2002 #41] After the steam generator or quench cooling, the flue-gases pass through the flue-gas cleaning section. In almost 40 % of the installations, this section starts with a **spray dryer** or a similar technique to cool the gases further, and to evaporate the waste water (in those installations that do not have water discharges). Other installations just have an **intermediate quench** step in order to reduce the flue-gas temperature for further treatment (e.g. 250 °C to 60 °C).

Different techniques are used to reduce the concentrations of polluting components in the flue-gases; these are described below.

Scrubber systems are used to reduce the acid components (e.g. as below Cl, S) in the flue-gases. Almost 80 % of the installations are equipped with an acidic and an alkali **wet scrubber** system, of which 30 % have an additional scrubber system for removal of specific components (e.g. Br, I, Hg). The remaining 20 % use a **dry scrubber** with lime injection or the injection of bicarbonate.

To decrease the amount of dust and heavy metals in the flue-gas, **Electrostatic Precipitators (ESPs)** and **bag-house filters** are used:

- 54 % of the installations are equipped with a dry ESP (one installation with a wet ESP)
- 70 % of the installations are equipped with a bag-house filter
- 25 % of the installations combine these two techniques
- one installation is equipped with two bag-house filters installed.

ESPs systems are normally installed in the front end of wet scrubbers to reduce the solid input to the washing liquid, but not generally for dry or semi-dry treatment systems where bag filters are used. The bag filters themselves provide a dust control system.

To reduce the release of dioxins to air, the following techniques are used:

- **activated carbon** (or an alternative reagent such as brown coal cokes) is injected before the bag-house filter (67 % of installations)
- a **fixed-bed activated carbon filter** is used (17 % of installations); this can be either a dry or wet system and alternatively brown coal cokes can be used as a reagent
- one installation uses a **Selective Catalytic Reduction (SCR)** specifically to reduce dioxins, as well as other organics and NO_X.

Installations with very quick quench cooling and no boiler system do not use additional dioxin abatement measures (8 %). The amount of dioxins in the flue-gases is very low due to the fast cooling process. If the flue-gases are fed to an ESP after the quench step, the temperature must be less than 220 °C in order to avoid dioxin reformation.

In order to reduce NO_X emissions:

- 29 % of the installations use **Selective Catalytic (SCR) or Selective Non Catalytic (SNCR) Reduction** (almost all in Germany)
- three installations use an SNCR, and
- four installation use an SCR.

58 % of installations already comply with the requirement in Directive 2000/76/EC for an ELV of 200 mg/Nm³ <u>without</u> applying a specific NO_X abatement technique. The remaining 42 % installations are not currently equipped with a dedicated NO_X removal system and do not yet comply with this ELV.

2.5.11 Flue-gas treatment for sludge incinerators

[2, infomil, 2002] The type of FGT systems used depends largely upon the composition of the waste, and will often be similar to those applied to municipal waste incinerators. However, special attention may be required for removing nitrogen oxides (NO_X) and mercury.

In two Dutch fluidised bed incineration plants, NO_X emissions are reduced by the injection of ammonia during the incineration process (SNCR). By using this system, it is possible to reduce a normal emission concentration level of 100 – 200 mg/Nm³ to less than 70 mg/Nm³.

During the sludge incineration process, mercury is mainly released in the metallic state. In municipal waste incineration, due to the larger concentration of chloride in municipal waste mercury is largely in the ionic state (mainly chloride). Metallic mercury is more difficult to remove from the flue-gases than mercury in an ion state. Techniques for the reduction of Hg emissions are described in Section 2.5.6.

2.6 Waste water treatment and control techniques

2.6.1 Potential sources of waste water

[2, infomil, 2002]
Potential emissions to water from waste incineration plants are as follows:

- **process waste water**

Process waste water generally only arises to any significant degree from wet FGT systems. Other types of flue-gas cleaning systems (dry and semi-dry) do not usually give rise to any effluent. Measures can also be taken with wet systems so that the effluent arising is not discharged from the installation (see later).

- **waste water from collection, treatment and (open air-) storage of bottom ash**

This type of waste water can be used as the water supply for wet de-slaggers, and therefore, normally it will not need to be discharged. It is, however, important to have sufficient storage (and treatment) capacity, in order to be able to cope with fluctuations in storage levels, caused by rainfall. Generally, the treatment options for excess water are: discharge to an available process waste water treatment system; discharge to the local sewerage system; and/or special disposal. This type of waste water can be re-used in the FGT system if the quality is suitable, generally after treatment by sedimentation, filtration etc.

- **other less specific process waste water streams**

For example, waste water from the water/steam cycle (resulting from the preparation of boiler feed-water, boiler drainage, and cooling water discharge). In many practical situations, these water flows can be re-used in the incineration and flue-gas treatment process (e.g. as make-up water) and therefore will not lead to emissions to the environment. However, the recycling of waste water to the FGT system is only possible in the case of semi-wet or wet system if the quality of waste water is suitable; otherwise the waste water is discharged (mainly due to the high salt content).

- **sanitary waste water**

This originates from toilets, kitchens and cleaning. It is normally discharged to the sewerage system, for treatment in a communal waste water treatment plant. A septic tank may be used if there is no other possibility. As this category of waste water is not specific for waste incineration, it is not discussed in this document.

- **clean rainwater**

This arises from rain falling on non-polluted surfaces, such as roofs, service roads and parking places, etc. Normally this water is discharged by a “clean” water collection system and is discharged directly to the local surface water or via soakaways. Pretreatment may be required for rainwater from roads or parking areas.

- **polluted rainwater**

This arises from rain falling on polluted surfaces (unloading activities etc). It is usually segregated from clean water and may be treated before use or discharge.

- **used cooling water**

By far, the largest cooling capacity is required where water condenser cooling is used, i.e. for electricity production with a steam turbine. Depending on the design of the plant, various types of cooling water streams will need to be disposed of.
These include:

- cooling water from convection cooling of the condenser, which is connected with the steam turbine
- cooling water, drained off from an evaporation cooling water system, as used for condenser cooling
- cooling water from various other equipment parts which require cooling (waste chute, hydraulic systems, strippers, etc.).

Because these cooling water streams are not specific for waste incineration, they are discussed in the European "Reference document on the application of Best Available Techniques to Industrial Cooling".

- **condensed waste water from the partial pre-drying of sewage sludge**

This type of waste water is specific to sewage sludge incineration, although it does not arise in all cases as the steam generated during drying is sometimes evaporated with the incinerator flue-gas instead of being condensed. It generally has a high Chemical Oxygen Demand (COD) and contains substantial concentrations of N (mainly NH_3), as well as other pollutants that were originally present in the treated sludge. The high nitrogen content can form a bottleneck for treatment; in this case stripping of nitrogen may be used, although there may be a risk of fouling and additional energy requirements for its operation. A solution in this case may be recycling into the furnace, when the recovered ammonia-solution (concentration approx. 10 %) can be used for SNCR de-NO_X feed.

2.6.2 Basic design principles for waste water control

[2, infomil, 2002]
The following basic principles are applied to incineration waste water control:

1. Application of optimal incineration technology

Running an optimised incineration process, important in terms of stability of the incineration process, also provides an effective control of emissions to water where wet processes are used (it is not relevant to other processes in respect of water releases because water releases do not generally arise from non-wet processes). Incomplete incineration has a negative effect on the flue-gas and fly ash composition, by increasing the presence of organic compounds with a polluting and/or toxic character. This, in turn, can impact on the content of scrubber effluent.

2. Reduction of water consumption and discharge of waste water

Some examples of measures which can be taken to achieve this are:

- maximisation of re-circulation of polluted waste water in wet flue-gas treatment systems (the scrubber), or semi-wet flue-gas treatment systems, including effective control of process parameters, in order to reduce the amount of waste water for discharge
- additional cooling of polluted waste water from wet flue-gas treatment systems (see also condensing scrubbers 2.4.4.5), results in lower water losses to flue-gases and therefore in reduced water consumption. This design can eliminate cooling water consumption.
- application of waste water free flue-gas treatment technology (e.g. semi-dry or dry sorption systems)
- use of boiler drain water as water supply for the scrubber
- treatment of laboratory waste water in the scrubber
- application of waste water free de-slaggers
- use of leachate of open-air bottom ash storage areas for supply of water to the de-slaggers
- direct discharge of clean rainwater from roofs and other clean surfaces
- use of segregated drainage and reduce the exposed surface areas used for waste storage and handling (i.e. roofed enclosures).

3. Compliance with relevant water emission standards

Some process options will be greatly effected by local factors. An example of this, is the discharge of salt effluent from scrubbers. While such discharges may be acceptable to marine environments, discharges to fresh watercourses require the consideration of dilution factors etc. Such decisions may, therefore, cause fundamental changes to incineration process design, particularly the FGT system and effluent treatment selection.

4. Optimal operation of the water treatment systems

Discharges can only be reduced through the optimal operation of the treatment system.

Having sufficient storage capacity for the buffering of waste water storage, can allow time for operators to react to disturbances in the process conditions.

2.6.3 Influence of flue-gas treatment systems on waste water

[2, infomil, 2002]
The production of waste water depends on the selected type of flue-gas treatment system. The following main FGT options are used:

1. dry flue-gas treatment
2. semi-wet flue-gas treatment
3. wet treatment:
   a) with physical/chemical scrubber effluent treatment
   b) with in line scrubber effluent evaporation
   c) with separate scrubber effluent evaporation.

Of these options, only option 3(a) has a waste water stream for discharge. Treatment options for the scrubber effluent from system 3(a) are discussed in the following sections, along with the techniques used to evaporate effluent (options 3b and 3c).

2.6.4 Processing of waste water from wet flue-gas treatment systems

The process waste water resulting from wet flue-gas treatment contains a wide variety of polluting components. The amounts of waste water and concentrations depend on the composition of the waste and on the design of the wet flue-gas system. The re-circulation of waste water in wet FGT systems can result in a substantial reduction in the amount of waste water, and as a consequence, in higher concentrations of pollutants.

Three main methods are applied, for treatment of the waste water from wet flue-gas treatment systems:

- **physico-chemical treatment** based on pH-correction and sedimentation. With this system, a treated waste water stream containing dissolved salts is produced, and if not evaporated (see below) requires discharge
- **evaporation in the waste incineration process line** by means of a spray drier, into a semi-wet FGT system, or other system that uses a bag filter. In this case, the dissolved salts are incorporated in the residue of the flue-gas treatment system. There is no emission of waste water, other than that evaporated with the flue-gases (for more detail on in-line evaporation see Section 2.6.4.7.1)
- **separate evaporation** of waste water. In this case, the evaporated water is condensed, but as it is generally very clean can often be discharged (or re-used) without special measures. (for more detail on separate evaporation see Section 2.6.4.7.2).

These are discussed further in the following sections. Some of these techniques are also described in the "Reference Document on Best Available Techniques in the Waste Water and Waste Gas Treatment/Management Systems in the Chemical Sector" (CWW BREF).

If an SNCR is used for NO_X control with a down stream wet FGT system, NH_3 stripping may be required. [74, TWGComments, 2004]

2.6.4.1 Physico-chemical treatment

A typical set-up of a physico-chemical treatment unit for process waste water is given in Figure 2.52 below:

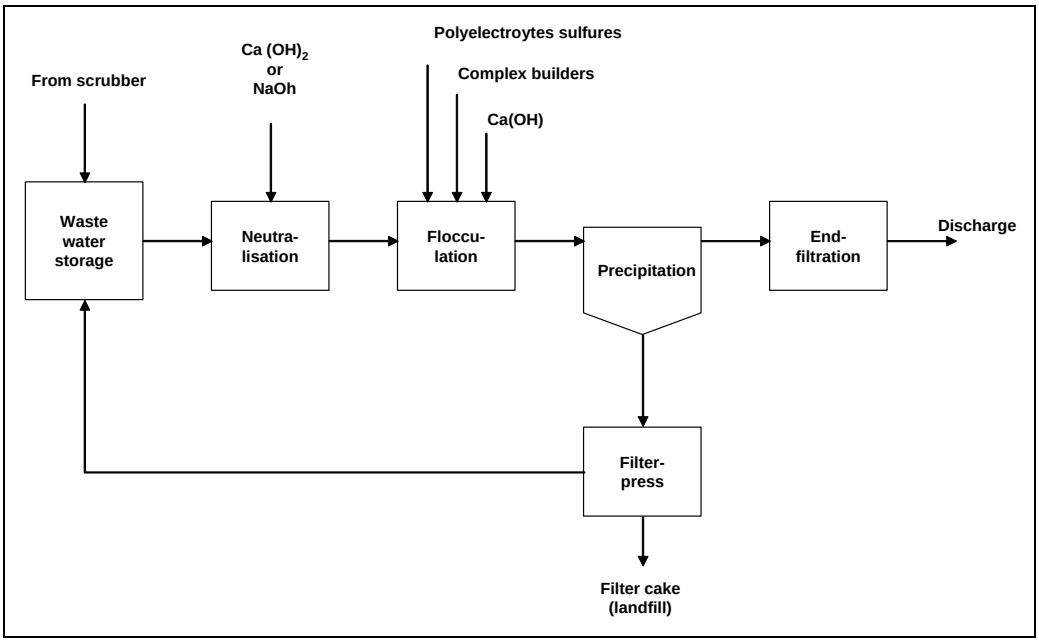

Figure 2.52: Process scheme for physico-chemical treatment of waste water from a wet flue-gas treatment system
Source [2, infomil, 2002]

The process shown consists of the following steps, some or all of these may be in use:

- neutralisation of the polluted waste water
- flocculation of pollutants
- settlement of the formed sludge
- dewatering of the sludge
- filtration of the effluent ('polishing').

Other steps can also be included

- precipitation (e.g. of heavy metals)
- coagulation
- pH and temperature control.

For the neutralisation, lime is often used. This results in the precipitation of sulphites and sulphates (gypsum). Where discharging of sulphites/sulphates to surface water is allowed (e.g. some marine environments), caustic soda (NaOH) can be used instead of lime, resulting in a substantially lower production of filter cake.

Removal of heavy metal compounds is based on flocculation, followed by precipitation. Heavy metal compounds have a very low solubility with a pH range of 9 - 11. Above a pH of 11 heavy metals can re-dissolve again. The optimal pH is different for various heavy metal compounds. In particular, the optimal pH for nickel and cadmium deviates from other heavy metals.
Two-step (or more) neutralisation improves the stability and control of discharge acidity (pH). The first step is a coarse neutralisation, especially in the case of waste water from the first acid step of the scrubber system. The second step is a fine neutralisation. The provision of sufficient waste water storage capacity helps to reduce process variations in time, by providing a buffering capacity.

The flocculation of heavy metal hydroxides takes place under the influence of flocculation agents (poly-electrolytes) and $FeCl_3$. The additional removal of mercury and other heavy metals can be achieved if complex-builders are added.

The precipitation of fluorides requires a pH range between 8 and 9. [74, TWGComments, 2004]

Precipitation generally takes place in settling tanks or in lamellar separators.

The resulting sludge is normally dewatered in filter presses. Dry solids contents of 40 – 60 % can be achieved, depending on the chemicals used and on other conditions.

If required, for filtration of the resulting effluent ("polishing"), sand filters and/or active carbon filters can be used. The direct effect of sand filters is mainly a reduction of suspended solids, but this also results in a reduction of heavy metal concentrations. Filtration with active carbon is especially effective for a reduction of PCDD/F-compounds, PAHs, etc. The active carbon needs to be replaced regularly. Other filtration systems are also used (e.g. disc filters).

Physico-chemical waste water treatment units require special operational attention, as they are quite sensitive systems.

2.6.4.2 Application of sulphides

In order to carry out flocculation, organic agents (e.g. polyelectrolytes) are commonly used. The addition of complex-builders and sulphides (e.g. Na_2S, Tri-Mercaptan - TMT, etc.) allow further reductions in mercury and other heavy metal discharges.

The use of sulphides requires special safety regulations, because of their toxicity. One advantage of their use is the lower costs of sulphides in comparison with other complex-builders.

2.6.4.3 Application of membrane technology

One option for treatment of waste water polluted with salts and micro-pollutants is membrane-filtration. This technique is especially efficient for large water flows with relatively low salt concentrations. With higher salt concentrations, energy consumption increases rapidly.

The salt content of the process waste water of waste incineration is high (up to 10 w-%). Therefore, this option usually requires significant additional energy consumption.

The remaining water with high solute concentration has to be removed in an appropriate outlet. [74, TWGComments, 2004]

2.6.4.4 Stripping of ammonia

For the application of SNCR de-NO_X, the waste water from the wet scrubber contains ammonia compounds. The actual ammonia concentration depends on the process conditions of the SNCR de-NO_X unit. Depending on the actual ammonia concentration, stripping of ammonia from the effluent may be an option.

An ammonia-stripping unit consists mainly of a heated distillation column. The vapours are condensed, resulting in an ammonia solution. Though ammonia concentration is normally below the original concentration of the trade product, the solution can be re-used in the SNCR-process.

Stripping of ammonia requires an increase in the pH to 11 - 12.5 and the use of steam. Fouling risks are reported when used with lime neutralisation.

2.6.4.5 Separate treatment of waste water from the first and the last steps of the scrubber system

The first step(s) of wet scrubber systems are typically operated at a very low pH-level. Under these process conditions, specifically HCl is removed from the flue-gas stream. The removal of SO_2 takes place in the final step, at a neutral pH.

If these two effluent streams are dealt with separately the waste water treatment process can be optimised for each stream and recyclable gypsum can be recovered from the SO_2 scrubber effluent.

The waste water from the first step of the scrubber is neutralised with lime, followed by removal of heavy metal compounds by normal flocculation and precipitation. The treated waste water, containing mainly $CaCl_2$ is mixed with the waste water from the final step, mainly containing $Na_2SO_{3/4}$. This results in the formation of gypsum and a liquid effluent, mainly consisting of NaCl.

Depending on local conditions, this salty waste water is either discharged or evaporated. Evaporation results in the production of NaCl, household salt.

Because the salt is separated from other flue-gas treatment residues contained in the effluent, this results in a very substantial reduction in the mass of residues - the precipitated sludge of heavy metal compounds is the only residue which remains.

2.6.4.6 Anaerobic biological treatment (conversion of sulphates into elementary sulphur)

One of the problems with discharging the treated waste water may be the remaining content of sulphates. Sulphates can affect concrete sewerage systems. To solve this problem, a system has been developed for anaerobic biological treatment of waste water from waste incineration.

The sulphates in the waste water can be reduced to sulphides in a reactor, by the activity of anaerobic bacteria. The effluent of this reactor, which has a high content of sulphides, is treated in a second reactor. In this second reactor, the sulphides are biologically oxidised in an aerobic atmosphere into elemental sulphur. Care must be taken to ensure that adequate oxygen is available in the aerobic stage, otherwise thiosulphate will be produced instead of elemental sulphur and this will restrict disposal of the waste water.

Subsequently the sulphur is removed from the waste water in a laminated separator. The collected sludge is dewatered in a decanter, resulting in a sulphur cake, which can be used. The remaining waste water can be re-used in the scrubber and/or discharged.

It is reported that this technology may be difficult to apply in hazardous waste field [64, TWGComments, 2003].

2.6.4.7 Evaporation systems for process waste water

If the discharge of soluble salts (chlorides) is not acceptable, the process waste water needs to be evaporated. For this purpose two main options exist:

- in-line evaporation
- separate evaporation.

2.6.4.7.1 In-line evaporation

In this configuration, the waste water is recycled in the process by means of a spray dryer. Figure 2.53 below gives an overview of the process configuration:

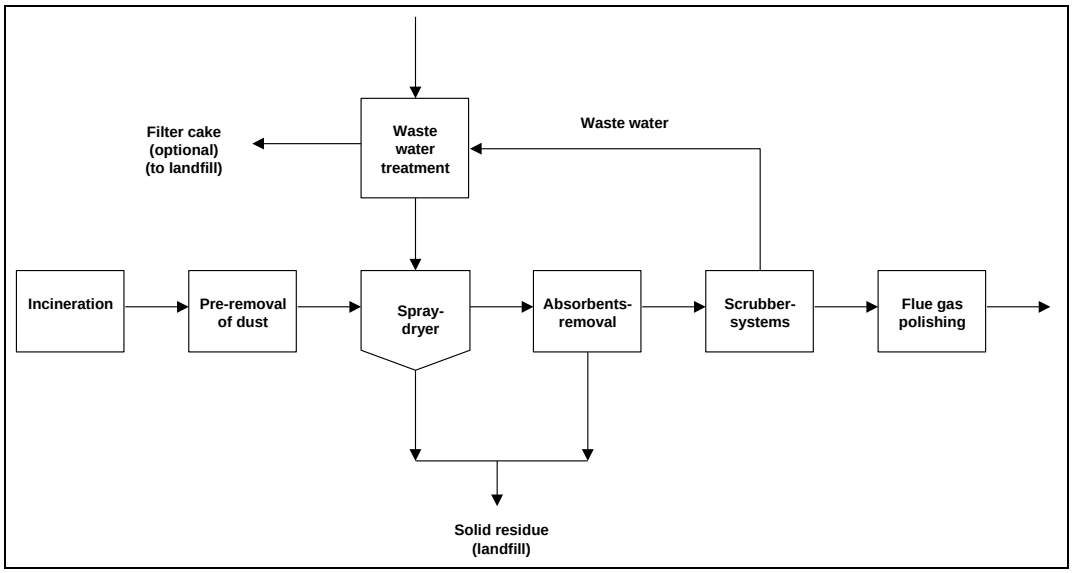

Figure 2.53: In-line evaporation of waste water from wet scrubbing [2, infomil, 2002]

The spray dryer is comparable with the spray absorber, used in the semi-wet FGT system. The difference is that, in the case of semi-wet treatment, lime is injected and, for in-line evaporation, the waste water from the scrubber is used for injection after a neutralisation step. This neutralisation step can be combined with flocculation and the settling of pollutants, resulting in a separate residue (filter cake). In some applications, lime is injected in the spray absorber for gas pre-neutralisation.

The neutralised waste water, containing soluble salts, is injected in the flue-gas stream. The water evaporates and the remaining salts and other solid pollutants are removed in a dust removal step (e.g. ESP or bag filter). This flue-gas treatment residue consists of a mixture of fly ash, salts and heavy metals.

Due to the application of a wet scrubbing system, the consumption of chemicals is approximately stoichiometric and consequently residue production is lower than in semi-dry FGT systems.

2.6.4.7.2 Separate evaporation

Separate evaporation is based on evaporation in steam heated evaporation systems. Figure 2.54 below gives an example of a process scheme.

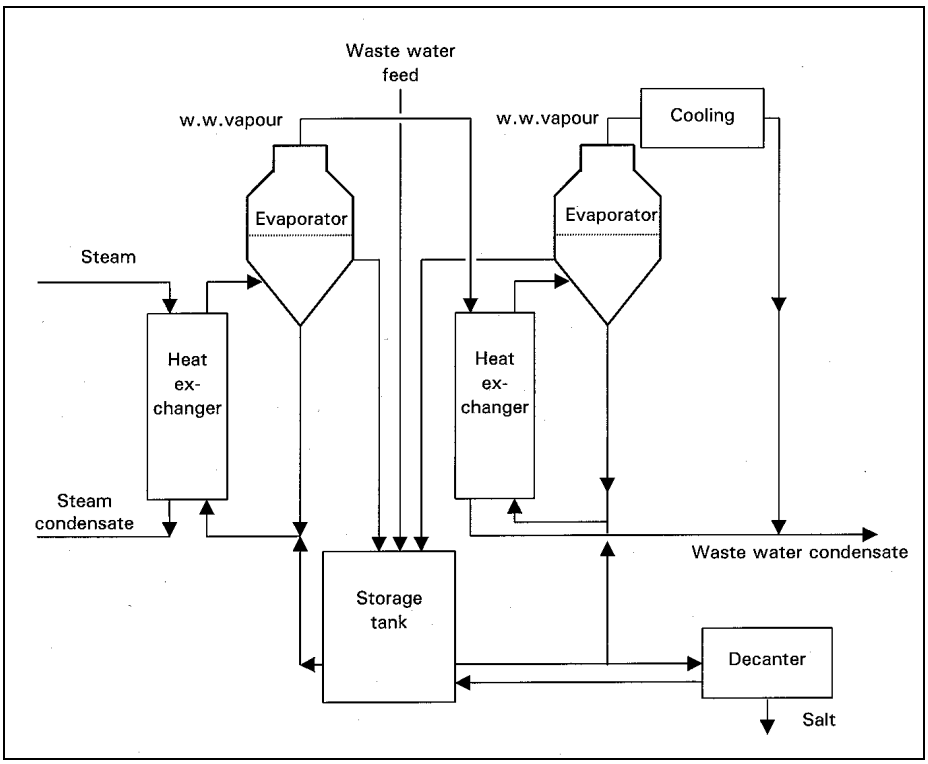

Figure 2.54: Separate evaporation of scrubber effluent from wet scrubbing [2, infomil, 2002]

The waste water, containing soluble salts is fed into a storage tank, containing a mixture of waste water and already partially evaporated liquid. Subsequently, water is partly evaporated in a reactor under low pressure. The required heat is supplied by (low-pressure) steam and transferred to the liquid in a heat-exchanger. The surplus liquid flows back to the storage tank. The vapours are cooled down, resulting in a clean condensate, which is then discharged.

Due to the increasing salt concentrations in the liquid, crystallisation of salts starts. Subsequently, the salt crystals are separated in a decanter and collected in a container.

Figure 2.54 shows a two-stage process, where two evaporators are installed. The input of heat for the second evaporator is from the first evaporator, thus reducing the specific energy consumption. Additionally, if not used for some other purpose (e.g. district heating) the effective energy consumption may be reduced as low-pressure steam can be used.

This technique requires energy and there may be operational risks such as fouling of the crystallisation. [64, TWGComments, 2003]

2.6.4.8 Example of process producing hydrochloric acid with downstream cleaning

[1, UBA, 2001]
When wastes containing chlorine are combusted, hydrogen chloride is formed. Hydrogen chloride is absorbed in water forming hydrochloric acid. The hydrochloric acid produced like this, is a colourless liquid and free of impurities after treatment. It has a concentration of approx. 19 % by weight HCl and can be used as a raw material in different consumer installations, e.g. for pH control in chlorine-producing plants.

In the production of hydrochloric acid, the flue-gases leaving the steam boiler are first discharged into a quench and cooled down. The quench unit lining contains jets through which hydrochloric acid from the downstream washing column is sprayed into the flue-gas. A portion of the hydrochloric acid is then evaporated, which causes the flue-gases to cool down.

The hydrochloric acid is transferred from the quench to the washing column together with the cooled flue-gas. In the washing column hydrogen chloride and other acid gases contained in the flue-gas are absorbed. The hydrochloric acid is then transferred to a temporary storage tank. The flue-gas, now stripped of hydrogen chloride, leaves the acid washing column via a mist eliminator installed at the head of the column and enters the ionisation wet scrubber.

The hydrochloric acid generated in the acid washing column of the flue-gas washing system is stripped of dissolved salts and solids in an evaporator system. This cleaning step can enable the hydrochloric acid to be used as feedstock in a variety of production plants.

From the temporary storage tank, a pump transfers the hydrochloric acid to an evaporator. Here, the raw acid is upgraded in a vacuum to become an azeotropic mixture. The excess water and small amounts of hydrogen chloride pass into the vapour phase and are condensed with water in an adsorption tower.

From the vacuum unit, the process liquid is pumped into the waste water plant together with the excess water. The raw acid, upgraded to an azeotrope, will evaporate, and then condense again. The remaining acid containing solids and heavy metals is drawn from the evaporator and pumped into a mixer for neutralisation purposes.
[64, TWGComments, 2003]

2.6.5 Waste water treatment at hazardous waste incinerators

55 % of European HWI installations do not discharge waste water, they either use systems that do not generate waste water (e.g. dry or semi-dry FGT) or **evaporate** the water via the stack by means of spray dryers or in a separate evaporation plant, sometimes after treating the waste water to remove Hg [74, TWGComments, 2004]

The remaining 45 % of the HWI installations have a **waste water treatment facility**. The current situation is described in Figure 2.55 below and can be summarised as follows:

- a general distinction can be made between the incinerators equipped with a boiler and the other HWI installations equipped with a quick quench-cooling system, with the flow of discharged effluent being greater for the latter due to technical reasons. (Note: some HWI installations are equipped with both a quick quench-cooling and boiler) [74, TWGComments, 2004]. Installations equipped with a boiler discharge between <1 and 5 l/kg incinerated waste. Installations with only quench-cooling systems discharge between 10 and 20 l/kg incinerated waste, although they can reduce their water flow to 5 l/kg by re-circulating the effluent of the waste water treatment plant or recycling within the quench unit itself
- normally the effluents of the acidic section of the wet gas cleaning (containing NaCl, $CaCl_2$, Hg, CaF_2 and SO_3) are mixed with the effluent of the alkaline section (containing Na_2SO_4) in order to precipitate part of the gypsum (and to decrease the sulphate content of the effluent to less than 2 g/l, which is the solubility concentration of gypsum) before further treatment. There is, however, one installation where the effluents of acidic and alkali scrubbers are treated separately.

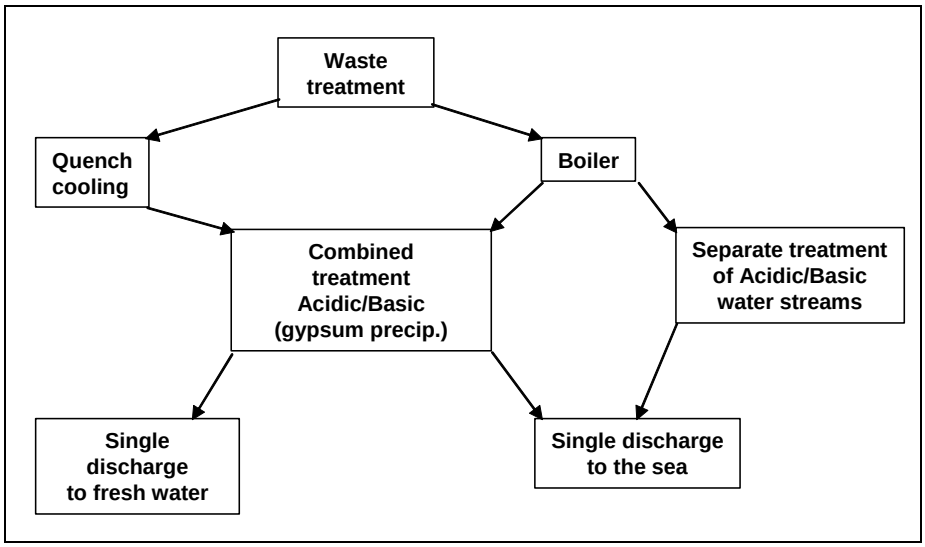

Figure 2.55: Overview of applied waste water treatment systems at merchant HWIs [EURITS, 2002 #41]

Whether an installation has an on-site waste water treatment plant or transfers the waste water to an external treatment plant, depends on its location.

Figure 2.56 below gives a typical set-up of a waste water treatment plant for the treatment of effluents from the wet flue-gas cleaning section from hazardous waste incineration.

The main elements of these facilities are:

- neutralisation (e.g. addition of lime, NaOH/HCl)
- the addition of reagents specifically for the precipitation of metals as hydroxides or metal sulphides (e.g. flocculation agents, tri-mercapto-tri-azine, sulphides, polyelectrolyte)
- the removal of sediment: either using sedimentation by gravity and decantation, or using mechanical techniques such as filter press, centrifuge.

In some waste water treatment plants the waste water is polished by passing it through **a sand filter**, followed by an **activated carbon filter**.

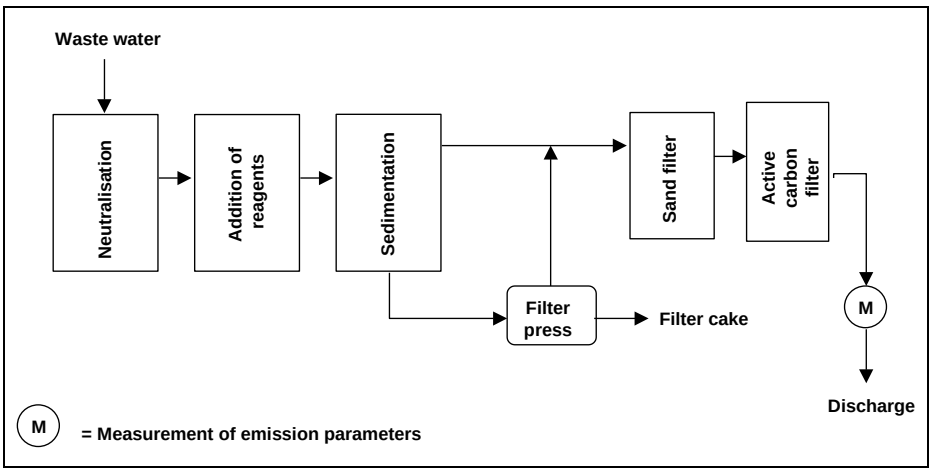

Figure 2.56: Example of a waste water treatment facility in the merchant HWI sector [EURITS, 2002 #41]

2.7 Solid residue treatment and control techniques

2.7.1 Types of solid residues

Waste incineration results in various types of solid residues, some of which have uses in different countries to varying degrees. A distinction can be made between those residues directly resulting from the incineration process and those resulting from the FGT system. The FGT residues may be fine fly ash and/or reaction products and unreacted additives from the FGT system (or associated waste water treatment system). The latter category is often called Flue-gas Treatment (FGT) or Air Pollution Control (APC) residues. The solid residues from (wet) scrubber effluent treatment processes are often pressed to form a solid called a *filter cake* or mixed with fly ash to minimise volume or for better dewatering with gypsum from the plant. [74, TWGComments, 2004] In addition gypsum and salt may be recovered from wet flue-gas treatment systems if specific processes are used (see below and Section 2.6). [64, TWGComments, 2003]

Residues arising from the combustion stage of the incinerator are:

Municipal waste incineration:

- bottom ash, resulting from grate incineration of municipal waste. Because of its large volume, this is an important type of residue, options for its use are discussed in Section 3.4.2
- boiler ash, is collected in the boiler of municipal waste incineration plants and often treated together with fly ash [74, TWGComments, 2004]
- fly ash, is collected in a dust removal step in municipal waste incineration and is discussed further below under FGT residues. This type of waste is generally disposed of, often after pretreatment, but has been used as a filling material for bitumen bound applications in civil construction, in countries where this practise is permitted. [74, TWGComments, 2004] Treatment and disposal are further discussed below.

Hazardous waste and specific clinical waste:

- slag, resulting from rotary kiln incineration of hazardous wastes. In general, this type of residue is disposed of by landfill without further treatment, or may be recycled if locally permitted
- other ashes are similar to those from MSWI but in as they may contain higher levels of pollutants, general the practice has been mostly for their disposal.

Sewage sludge:

- fly ash, resulting from fluidised bed incineration of sewage sludge. This type of waste can be used as a filling material for bound applications in civil construction, in countries where this practice is permitted. It is also used as a filling material for mines in Germany, both applications without further treatment. Fly ash which is not used, is landfilled
- bed ash, resulting from fluidised bed incineration of sewage sludge. This is a relatively small category. It is often added to the fly ash or landfilled without further treatment.

RDF:

- bed ash, resulting from fluidised bed incineration of RDF. Depending on the specific characteristics of the material, bed ash amounts may be substantially higher than for sewage sludge incineration. There is little experience of its re-use
- ash, resulting from small and medium scale incineration of waste wood. This concerns relatively small quantities and is not further discussed.

Some installations operate at especially high temperatures (e.g.>1400 °C) with the specific aim of melting the ash in order to form a slag. Such slags may have improved use options owing to lower leachability etc. High temperature slagging rotary kilns and combined gasification-combustion process provide examples of such systems. The latter is used in Japan, where very strict leachability criteria are applied to MSWI residues, specifically to increase residue re-use and reduce the need for landfill.

Both within and beyond Europe there are variations in policy and procedures regarding the re-use of residues from incinerators. [74, TWGComments, 2004]

The second category of residues are the FGT residues:

FGT residues contain concentrated amounts of pollutants (e.g. hazardous compounds and salts) and therefore normally are not considered appropriate for recycling purposes. The main objective is then to find an environmentally safe final disposal option. The following types of flue-gas treatment residues can be distinguished:

- residues from dry and semi-wet flue-gas treatment. These residue are a mixture of calcium and/or sodium salts, mainly as chlorides and sulphites/sulphates. There are also some fluorides and unreacted reagent chemicals (e.g. lime or sodium carbonate). This mixture also includes some fly ash that has not been removed by any preceding dust removal step. It can, therefore, also include polluting heavy metals and PCDD/F. The normal way of disposal is landfilling as hazardous waste, (e.g. *big-bags*). The leachability of the residues is an important aspect for subsequent landfill disposal, therefore treatments to lower the leachability of these residues prior to landfilling is currently used in Europe (e.g. Austria, the Netherlands, Portugal, France). The FGT residues coming from the dry sodium bicarbonate process can be purified and recycled in an industrial process, e.g. as raw material in the chemical industry; this can require segregation of fly ash and salt residues (e.g. two stages of flue-gas filtration) in order to reduce the inert content. The transport to the end-user can be a critical factor for economics. [74, TWGComments, 2004]
- improvement of the properties for landfilling by cold solidification
- filter cake from the physico/chemical treatment of waste water from wet flue-gas treatment. This material is characterised by a very high heavy metals content, but can also include salts of limited solubility, such as gypsum. The normal way of disposal is landfilling (as hazardous waste). These residues may be concentrated in PCCD/F and are therefore sometimes pretreated before landfilling
- gypsum. Gypsum may also be recovered with or without cleaning depending on the process parameters and quality requirements. Recovery of gypsum is possible when limestone or hydrated lime is used in a two stage wet scrubber with an efficient droplet separator. [74, TWGComments, 2004] The recovered gypsum can be re-cycled in some circumstances

- salts, resulting from in-line evaporation of waste water. This residue is comparable with the residue from (semi-)dry flue-gas treatment
- salts, resulting from separate evaporation of waste water. Salt use or disposal depends on the composition of the residue. It is usually more pure than where in-line evaporation has been carried out
- residues from flue-gas polishing. Options for use depend on the adsorbent used (activated carbon, cokes, lime, sodium bicarbonate, zeolite). The residue of (activated) carbon from fixed bed reactors is sometimes permitted to be incinerated in the waste incineration plant itself, if certain process conditions are fulfilled. The residue of entrained bed systems can also be incinerated, if the applied adsorbent is activated carbon or oven cokes only. If a mixture of other reagents and activated carbon is used, the residue is generally sent for external treatment or disposal, since there might be risks of corrosion. If zeolite is used, there are in principle possibilities to recover the mercury, but these techniques are not yet available in practice. [2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003]
- use as filler material in salt mines – in some MSs FGT residues of various types are used as fill material in mines.

2.7.2 Treatment and re-cycling of solid residues

The high mineral content of incineration ash residues can make them potentially suitable for use as road or other construction material. Use is possible if the material complies with a set of environmental and technical criteria. This requires an optimisation of the ash quality through primary or secondary measures. The general parameters of concern are:

- burn-out
- mineral reactivity
- metal leaching
- salt content
- particle size and particle size distribution.

Residues from many modern waste incineration plants fulfil the environmental and technical requirements for these quality parameters. Regulatory and political barriers sometimes provide the main barriers to the use of (in particular) bottom ashes, from suitably designed/operated installations.

Residue treatment methods generally aim to optimise one or more of these parameters in order to mimic primary construction material quality. Due to its large production volume, lower hazardous character and leachability, treatment for recycling is mainly applied to MSW bottom ash. Bottom ash use is promoted in the Netherlands (>90 % used), Denmark (90 %), Germany (80 %), France (>70 %), Belgium and the UK (21 %).
[Vehlow, 2002 #38], [Vrancken, 2001 #39], [56, UKEnvAgency, 2002], [64, TWGComments, 2003], [74, TWGComments, 2004]

Filter and boiler ash treatment is performed in only a few installations in Europe. In The Netherlands fly ash from MSWI and SSI plants is applied as filling material for road construction materials (asphalt) without any pretreatment at the incineration plant. About 1/3rd of the total fly ash from MSWI plants and 80 % of the fly ash from SSI plants (approx. 80000 tonnes total yearly) has been used in this way. [74, TWGComments, 2004]

Primary measures for controlling residue outputs involve optimising control of the combustion process in order to [Vehlow, 2002 #38]:

- guarantee an excellent burn-out of carbon compounds
- promote the volatilisation of heavy metals such as, Hg and Cd out of the fuel bed, and
- fix lithophilic elements in the bottom ash, thus reducing their leachability.

Secondary treatment systems involve one or more of the following actions:

- size reduction, to allow metal segregation and improve technical quality
- segregation of ferrous and non-ferrous metals, which may be recycled in the metals industry
- washing, in order to remove soluble salts
- ageing, to stabilise the matrix structure and reduce the reactivity
- treatment with a hydraulic or hydrocarbon binder, for re-use as road base
- thermal treatment, to make and contain inert metals in a glassy matrix.

Both primary and secondary measures will be discussed in more detail in Section 4.6.

2.7.3 Treatments applied to Flue-gas treatment residues

The information in this section is taken from [48, ISWA, 2003]. Further details of the techniques that fall within each of the categories of treatment given below can be found in Section 4.6

2.7.3.1 Solidification and chemical stabilisation of FGT residues

The main purpose of solidification is to produce a material with physical and mechanical properties that promote a reduction in contaminant release from the residue matrix. An addition of cement, for example, generally decreases hydraulic conductivity and porosity of the residue, and, on the other hand increases durability, strength and volume. In addition, it usually increases the alkalinity of the mixture, therefore improving the leaching behaviour of the product, although the solubility of amphoteric metals, such as lead and zinc, may result increased.

The solidified product is usually cast into blocks (e.g. 1 m^3) or landfilled directly. A major consideration here is to reduce the interaction between the water and the residue. According to Swiss studies, this only influences the leaching behaviour of landfilled products over the first few years of storage.

Solidification methods commonly make use of several, mostly inorganic, binder reagents: cement, lime and other pozzolanic materials such as coal fly ash, blast furnace bottom ash or cement kiln dust, although some organic binders such as bitumen/asphalt or paraffin and polyethylene can also be used. Combinations of binders and various types of proprietary or non-proprietary additives are used as well. The most prevalent solidification technique is by far cement stabilisation.

The main concept of chemical stabilisation is to bind the heavy metals in more insoluble forms than they are present in the original untreated residues. These stabilisation methods make use of both the precipitation of metals in new minerals as well as the binding of metals to minerals by sorption. This process includes the solubilisation of the heavy metals in the residues and a subsequent precipitation in, or sorption to, new minerals.

Several of the stabilisation methods incorporate an initial washing step where a major part of soluble salts and to some extent metals are extracted before chemical binding of the remaining metals. These methods can be completed by dewatering the stabilised product and removal of organic compounds.
[74, TWGComments, 2004]

2.7.3.2 Thermal treatment of FGT residues

The thermal treatment of incineration residues (sometimes FGT and bottom ash are mixed together for treatment) takes place extensively in a few countries, mainly to reduce volume of the residues, but also to reduce its organic and heavy metal content and to improve the leaching behaviour before landfilling. [74, TWGComments, 2004]

Thermal treatment can be grouped into three categories: vitrification, melting and sintering. The differences between these processes are chiefly related to the characteristics and properties of the final product:

- **Vitrification** is a process where residues are treated at high temperature (currently 1300C to 1500 °C and then quickly quenched (with air or water) to obtain an amorphous glassy matrix. After cooling down, the melt forms a single phase product called a vitrificate. The vitrificate can be a glass like or stone-like product depending on the melt composition. Additives are sometimes added to the residues to favour the formation of the glassy matrix [64, TWGComments, 2003]

- **Melting** is similar to vitrifying, but the quenching step is controlled to allow crystallisation of the melt as much as possible. It results in a multi-phase product. Temperatures and the possible separations of specific metal phases are similar to those used in vitrifying. It is also possible to add specific additives to favour the crystallisation of the matrix. [64, TWGComments, 2003]

- **Sintering** involves the heating of residues to a level where bonding of particles occurs and the chemical phases in the residues reconfigure. This leads to a denser product with less porosity and a higher strength than the original product. Typical temperatures are around 900 °C. When MSW is incinerated, some level of sintering will typically take place in the incineration furnace. This is especially the case if a rotary kiln is used as part of the incineration process.

Regardless of the actual process, the thermal treatment of residues in most cases results in a more homogeneous, denser product with improved leaching properties. Vitrifying also adds the benefits of physical containment of contaminants in the glass matrix.

The energy requirements of stand alone treatments of this type, are generally very high. The main problem is the heat transport into the melting reactor. [74, TWGComments, 2004] In some cases residue melting is achieved within the installation (i.e. not in a separate melting process) using a higher temperature combustion stage (see 2.3.4.4.3). In such cases the energy demand is partially met by the use of the flue-gas thermal energy and external energy input requirements may be reduced.

The flue-gas issued from thermal treatment of solid residues may contains high levels of pollutants such as NO_X, TOC, SO_X, dust and heavy metals etc. Therefore appropriate flue-gas treatment is required. Sometimes the flue-gas produced is fed into the FGT of the incinerator if nearby. [74, TWGComments, 2004]

The high salt concentrations in FGT residues can cause corrosion problems in the flue-gas treatment from such processes. Sintering is not used as a dedicated treatment option for FGT residues, although some combined treatments do involve this.

2.7.3.3 Extraction and separation of FGT residues

Treatment options using extraction and separation processes can, in principle, cover all types of processes extracting specific components from the residues. However, most emphasis has been put on processes involving an extraction of heavy metals and salts with acid.

Several techniques have been proposed both in Europe and in Japan. Most of these techniques make use of the acidic solution from the first scrubber in wet FGT systems.

2.7.3.4 Chemical stabilisation of FGT residues

The main concept of chemical stabilisation is to bind the heavy metals in more insoluble forms than they are present in the original untreated residues. These stabilisation methods make use of both the precipitation of metals in new minerals as well as the binding of metals to minerals by sorption. This process includes the solubilisation of the heavy metals in the residues and a subsequent precipitation in, or sorption to, new minerals.

Several of the stabilisation methods incorporate an initial washing step where a major part of soluble salts and to some extent metals are extracted before chemical binding of the remaining metals. These methods are completed by dewatering the stabilised product.

2.7.3.5 Other methods or practices for FGT residues

A commonly used management option at incinerators with wet cleaning systems is to combine the fly ash with the sludge produced by treating the scrubber solutions; the resulting product is called a *Bamberg cake*. Sulphides in the sludge used in the waste water treatment facility to precipitate heavy metals can further help decrease leachability of heavy metals from the Bamberg cake in a landfill. This method has been used for more than a decade to improve residue properties before landfilling.

It is also possible to contact the fly ash with the acidic waters of a scrubber. It is reported that this can achieve very significant extraction of the heavy metal and organic components. [74, TWGComments, 2004]

2.8 Monitoring and control techniques

2.8.1 Incineration control systems

[2, infomil, 2002]
One of the main challenges with waste incineration results from the often wide variation in waste composition, including differences in some properties that have a significant effect on the incineration process. Because of these wide differences, incineration processes have been developed to cope with large variations in process conditions. However, when unfavourable process conditions occur, interventions in the operation are still required.

The introduction of sophisticated control systems is, therefore, an important development. These systems result in an incineration process that has less variations in time (improved stability) and space (more homogeneous). The improved process control has many potential advantages, such as (note: the main reason(s) for the improvement are given in parentheses):

- better bottom ash quality (due to sufficient primary air distribution and a better positioning of the incineration process on the grate)
- less fly ash production (due to less variations in the amount of primary incineration air)
- better fly ash quality (less unburned material, due to more stable process conditions in the furnace)
- less CO and C_xH_y-formation (due to more stable process conditions in the furnace; i.e. no 'cold' spots)
- less NO_X formation (due to more stable process conditions in the furnace; i.e. no 'hot' spots)
- better utilisation of the capacity (because the loss of thermal capacity by variations is reduced)
- better energy efficiency (because the average amount of incineration air is reduced)
- better boiler operation (because the temperature is more stable, there are less temperature 'peaks' and thus less risk of corrosion and clogging fly ash formations)
- better operation of the flue-gas treatment system (because the amount and the composition of the flue-gases is more stable)
- the indicated advantages also result in less maintenance and better plant availability.

In order to be able to control the incineration process, detailed process information is required, a control system ('philosophy') must be designed, and it is necessary to be able to intervene in the process. Design of the overall control system depends on the specific grate and furnace design of each supplier. Therefore, this section only provides an overview of potential process information, control philosophy systems and process interventions.

Process information may include:

- grate temperatures for various positions
- thickness of waste layer on the grate
- pressure drop over the grate
- furnace and flue-gas temperatures at various positions
- determination of temperature distribution over the grate surface by optic or infrared measurement systems
- CO-, O_2-, CO_2- and/or H_2O-measurements (at various positions)
- steam production.

The control philosophy may be a classic control system, which is part of the process control computer. Additionally, fuzzy control systems are applicable.

Control interventions include:

- the dosing system for the waste
- frequencies and speed of grate movements in various parts of the grate
- amount and distribution of primary air at the various grate compartments
- temperature of the primary air (if preheating facilities are available)
- amount and distribution of secondary air in the furnace (and, if available, of re-circulated flue-gas).

2.8.2 Overview of emissions monitoring carried out

General information on emissions monitoring is presented in the BREF “Reference Document on the General Principles of Monitoring” (MON code).

[1, UBA, 2001]
The recent EU directive (2000/76/EC) on the incineration of waste includes requirements for emissions measurement.

The following emission compounds are to be measured on a continuous basis:

- dust
- HCl
- SO_2
- CO
- C_xH_y
- NO_X (if emission standards apply)
- HF (but not if the process ensures adequate HCl- removal).

Continuous measurements are not imperative for HCl, HF and SO_2, where the process is such that it is not possible that emission standards to be exceeded (Art.11 (6) of EU Directive 2000/76/EC).

Additionally, the following process parameters need to be monitored continuously:

- furnace temperature
- O_2
- pressure
- flue-gas outlet temperature
- water vapour content (unless emission measurements are executed in dried flue-gas).

Other emission compounds to be measured on a regular base (minimum of 2 – 4 times per year) are:

- heavy metals
- PCDD/F.

Measurement techniques for Mercury (Hg) and dioxins (PCDD/F's) are relatively complicated and expensive.

Measurements of mercury are more complicated than measurements of other heavy metals, as a substantial part of the emitted mercury is in the gaseous state. Some analysers measure only elemental mercury, and others can measure total mercury (e.g. ionic and elemental mercury). In the last decade, measurement systems for mercury have become more sophisticated. Older measurements were often unreliable, as the gaseous part of the mercury emission was neglected. Continuous measurement of Hg has proven to be a reliable method within certain borders and it is prescribed in some national legislations (e.g. in Germany and in Austria).

While there is not currently a continuous measurement system for dioxins. However, a continuous sampling system is available. This system is operational in some waste incineration plants in Austria and Belgium and has been operated for six months in a Dutch hazardous waste incineration plant. Samples can be analysed as frequent as necessary or desirable.

In some cases actual impacts of the emissions may be assessed by bio-monitoring (e.g. with lichen). Although it may be difficult to attribute impacts to individual sources, such monitoring may make a useful contribution in respect of the assessment of combined impacts where there are multiple sources.
[74, TWGComments, 2004]

2.8.3 Experiences with continuous sampling of dioxin emissions

(Belgium 2002)
According to the EN1948 standard, dioxin emissions from waste incinerators are sampled during 6 to 8 hours. This measurement is generally carried out once or twice a year, although at much greater frequencies in some cases.

Continuous sampling has proven to be useful for the assessment of dioxin emissions during unfavourable process conditions. The technique has been used to demonstrate low PCDD/F emissions over the entire range of operational conditions. The results can also be used to guide technological improvements, revised monitoring requirements, or other changes.

Cost data for continuous sampling of dioxins (from Indaver):

Investment:	EUR 110000 - 140000
Testing of the system:	EUR 4900 (estimation)
Analysis (26 samples/yr):	EUR 20000/yr
Maintenance by the supplier (preventive):	EUR 2500/yr

2.8.4 Experiences with continuous measurement of mercury emissions

Continuous measurement and recording of emissions of mercury and its compounds has been required by law for waste incineration installations in Germany since 1999, except those installations where it can be reliably proven that mercury levels are less than 20 % of the defined limits.

Continuous monitoring of a HWI is also reported to have been carried out since 1992 using a reduction unit and cold vapour instrument.

The standard reference method for comparative measurements during calibration is the potassium permanganate method in accordance with EN 13211. It should be noted that this method determines the total mercury content (i.e. metallic/elemental Hg + ionic Hg), while some Hg analysers only detect the proportion of metallic mercury.

During the test, the instrument is calibrated using test gases. The test gases must be produced immediately before being used (e.g. by setting the required gas pressure in the gas phase over a mercury reactor). When using test gas, it may be necessary to take the cycle time of the measuring device into consideration. In the same way, the sampling interval for the comparative measurements must be adjusted to the enrichment phase for the measurement device.

Examples of suitability-tested continuous working measuring devices for emission measurements of mercury are listed in the table below:

Suitable measurement devices		**Announcement in the GMBI**		
Type	**Manufacturer/Distribution**	**Year**	**No.**	**Page**
OPSIS AR 602 Z	OPSIS AB	1994	289	869
		1996	42	882
HG MAT II	Seefelder Messtechnik	1995	7	101
HGMAT 2.1	Seefelder Messtechnik	1998	20	418
HM 1400	VEREWA	1996	28	592
HG 2000	SEMTECH AB	1996	28	592
MERCEM	Bodenseewerk Perkin-Elmer	1996	28	592
SM 3 Quecksilbermonitor	Mercury Instrument und IMT Innovative Messtechnik	1999	33	720
Hg 2010	SEMTECH AB	2000	60	1193
Hg-CEM	Seefelder Messtechnik	2000	60	1193
HM 1400 TR	VEREWA	2001	19	386
MERCEM	SICK UPA	2001	19	386

Table 2.18: Tested continuous working measuring devices for emission measurements of mercury [64, TWGComments, 2003]

Cost data for continuous measurement of mercury (estimated):

Investment:	EUR 30000
Testing of system:	EUR 5000

2.8.5 Overview of safety devices and measures

This section deals with safety in the sense of preventing accidents that could give rise to pollutant emissions.

[64, TWGComments, 2003]
Plant safety is an important aspect in the planning, establishment and operation of waste incineration plants. To ensure a high level of plant safety and operational safety, the safety-relevant parts of the installation are equipped with protective systems. These are to prevent, as far as possible, the occurrence of malfunctions or accidents with the potential to cause negative effects on the environment in the vicinity of the plant, or to reduce such effects if a malfunction or accident occurs.

Safety-relevant parts of waste incineration plants and, therefore, potential sources of danger include, in particular areas in which certain substances are present or can be formed in safety-relevant quantities.

These are, in particular:

- the waste bunker and other areas for the storage of potentially hazardous waste
- the combustion and flue-gas purification plants, and
- storage facilities for necessary auxiliaries (e.g. ammonia, activated carbon, etc.).

Protective systems used to control risks include:

- systems for controlling the release of pollutants, such as retention systems for used fire-fighting water, bunding of tanks for substances constituting a hazard to water
- fire protection systems and devices such as fire walls, fire detectors, fire extinguishing systems
- systems for protection against explosions, such as pressure relief systems, bypasses, arrangements for avoiding sources of ignition, inert gas systems, earthing systems etc.
- systems for protection against sabotage (e.g. building security, access control and surveillance measures)
- systems for protection against lightning strike
- fire dividing walls to separate the transformers and retention devices
- fire detection and protection where low voltage power distribution panels are located
- pollutant detection (ammonia, gas etc.) near corresponding storage, distribution etc.

Other plant components required for operational safety:

- machines and equipment designed to ensure input and output of energy (e.g. emergency power generator)
- components for the discharge, removal or retention of hazardous substances or mixtures of hazardous substances, such as holding tanks, emergency relief and emptying systems
- warning, alarm and safety systems, which trigger when there is a disruption of normal operations, prevent a disruption of normal operations or restore normal operations. This includes all instrumentation and control systems of a plant. In particular, it includes all instrumentation and control systems for the various process parameters which are essential to secure normal operations, on the one hand, and which, in the event of a disturbance bring the affected plant components to a safe condition and inform the operating personnel of the disturbance in good time, on the other.

The response of a protective device to a malfunction or an accident may cause a temporary increase in pollutant emissions. The aim of all safety measures must be to keep this time span to a minimum and to restore the safety of the plant.
[64, TWGComments, 2003]

3 EMISSIONS AND CONSUMPTIONS

3.1 Introduction

Emissions and consumptions at waste incinerators are mainly influenced by:

- waste composition and content
- furnace technical measures (design and operation)
- design and operation of flue-gas cleaning equipment.

Emissions to air:

Emissions of HCl, HF, SO_2, NO_X, and heavy metals depend mainly on the structure of the waste and the flue-gas cleaning quality. CO and VOC emissions are determined primarily by furnace technical parameters and the degree of waste heterogeneity when it reaches the combustion stage. The furnace design and operation to a large extent also effect NO_X. Dust emissions are very dependent upon flue-gas treatment performance. PCDD/PCDF emissions to air depend on waste structure, furnace (temperature and residence times) and plant operating conditions (reformation and *de-novo* synthesis are possible under certain conditions) and flue-gas cleaning performance.

Municipal waste incineration plants generally produce flue-gas volumes (at 11 % oxygen) of between 4500 and 6000 m³ per tonne of waste. For hazardous waste incineration plants, this value (at 11 % oxygen) is generally between 6500 and 10000 m³, depending mainly on the average thermal value of the waste. Plants using pyrolysis, gasification or oxygen enriched air supply results in lower flue-gas volumes per tonne of waste incinerated.

The emission levels to air noted in this document are reported over specified averaging periods – usually annual, daily and half-hourly averages. Some installations, particularly those that treat highly heterogeneous wastes, may experience transient conditions that give rise to instantaneous emission concentrations that are outside of the numerical range of the averaged levels. [64, TWGComments, 2003]

Emissions to water:

Depending on the type of flue-gas cleaning applied, emissions into the medium water may also occur. Wet flue-gas cleaning is the main source of effluents, although in some cases this effluent is also eliminated by evaporation.

Some other waste water streams may arise from storage, boilers etc. These have already been described in Section 2.6.1.

Solid residues:

Solid residues that may arise are:

- bottom ash or slag – mainly the incombustible fraction of the waste
- boiler ash – the ash that accumulates and is removed from the boiler
- fly ash – the light ash that travels with the flue-gas and is then removed by FGT equipment
- air pollution control residues accumulated, reacted and un-reacted that are accumulated in the FGT equipment
- waste water treatment residues.

[64, TWGComments, 2003]

The production and content of these solid residues is influenced by:

- waste content and composition, e.g. different ash contents vary the amount of bottom ash arising, or different substances that will end up in flue-gas cleaning residues
- furnace design and operation, e.g. pyrolysis plants deliberately produce a char in place of the ash, and higher temperature furnaces may sinter or vitrify the ash and volatilise some fractions
- flue-gas treatment design and operation, e.g. some systems separate dusts from chemical residues, wet systems produce an effluent for treatment to extract solids.

Energy output from the installation:

The major influences on the achieved export levels are:

- availability of an energy user (particularly for heat/steam supply)
- installation design (particularly for electrical output where the steam parameters chosen for electrical generation have a significant influence on electrical generation rates).

The energy output system design adopted is often heavily influenced by the income to be derived from the sales of the energy supplied. Relative and absolute prices of heat, steam and electricity all have an influence the final design and hence the energy output and efficiency levels achieved.

Energy consumption by the installation itself:

Main influences are:

- the waste composition - some wastes require the addition of fuels to assist their treatment others are auto thermal i.e. they generate sufficient heat to support the combustion without additional fuel input
- the design of the installation e.g. varying energy requirements of different flue-gas treatment equipment designs in general, the lower the required emissions to air the higher the energy consumption by FGT.

Other consumptions:

The consumption of chemical reagents is mainly associated with the design and operation of flue-gas cleaning equipment - which, to a large degree, is dependent upon waste type and the desired air emission levels – lower air emissions generally require higher reagent dosing rates.

3.1.1 Substance partitioning in waste incineration

[1, UBA, 2001]
As a result of their chemical properties, the different elements contained in the waste are distributed differently in the incineration process. Table 3.1 gives an example of this distribution on the basis of Austrian examinations at the waste incineration plant of Spittelau, Vienna.

This distribution varies from plant to plant, depending on the flue-gas cleaning method used, waste type and other factors, but these figures provide a guide to the percentage distribution of various substances in a MSWI. The installation concerned uses an ESP as a pre-deduster, before wet FGT, with an ETP treating the scrubber effluent:

Substance	Cleaned flue-gas discharge	ESP dust	Waste water	Filter cake from waste water treatment	Bottom ash [2, 3]
Carbon %	98 (+/-2)	<1	<1	<1	1.5 (+/-0.2)
Chlorine %	<1	35	54	<1	11
Fluorine %	<1	15 (+/-1)	<1	<1	84 (+/-1)
Sulphur %	<1	38 (+/-6)	8 (+/-1)	6 (+/-1)	47 (+/-7)
Phosphor %	<1	17 (+/-1)	<1	<1	83 (+/-1)
Iron[1] %	<1	1 (+/-0.5)	<1	<1	18 (+/-2)
Copper %	<1	6 (+/-1)	<1	<1	94 (+/-1)
Lead %	<1	28 (+/-5)	<1	<1	72 (+/-5)
Zinc %	<1	54 (+/-3)	<1	<1	46 (+/-3)
Cadmium %	<1	90 (+/-2)	<1	<1	9 (+/-1)
Mercury %	<1	30 (+/-3)	<1	65 (+/-5)	5 (+/-1)

Note:
1. the remaining approx. 80 % are sorted out as scrap
2. the bio-availability of materials that remain in the bottom ash depends on leachability in-situ during subsequent use/disposal
3. the risk associated with the re-use of bottom ash is not necessarily indicated by the presence or absence of the substances indicated – the chemical and physical form of the substance as well as the nature of the environment where the material will be used is also important. [64, TWGComments, 2003]

Table 3.1: Distribution of various substances in an example MSWI installation (in mass %) [1, UBA, 2001, 64, TWGComments, 2003]

Additional differences result from different contents of waste, especially in the case of hazardous waste incineration facilities.

Table 3.2 gives the percentage distribution of six heavy metals, Hg, Cd, As, Pb, Cu and Zn, averaged over a test period in a HWI. The table also gives the mass fraction of the following solid residues: slag, fly ash and filter-cake, related to the amount of waste incinerated during the test.

Heavy metal	Solid residues for disposal					Release to environment				
	Slag	Fly ash	Filter-cake	Sum	Act. carbon	To air	Water effluent	Water landfill	To land	Sum
% Mass fraction	30	3	4							
Hg	<0.01	<0.01	99.88	99.88	0.05	<0.01	0.07	0	0	0.07
Cd	1.3	94.2	4.49	99.99	<0.01	<0.01	<0.01	0	0	<0.01
As	14.6	80.0	5.39	99.99	<0.01	<0.01	<0.01	0	0	<0.01
Pb	41.2	56.0	2.75	99.95	<0.01	0.03	0.02	0	0	0.05
Cu	75.9	22.4	1.69	99.99	<0.01	<0.01	0.01	0	0	0.01
Zn	41.9	56.9	1.17	99.97	<0.01	0.01	0.02	0	0	0.03

Table 3.2: Percentage (%) distribution of heavy metals in a hazardous waste incineration process [41, EURITS, 2002]

The most important parameters that influence the behaviour of metals are:

- kiln temperature
- O_2 excess in the kiln
- the chlorine and sulphur contents of the waste and
- the mass transfer of fine particles in the flue-gas.

The average conditions during the tests on a HWI that gave rise to the data in Table 3.2 are given below in Table 3.3.

Parameter	Test data
Kiln temperature	1120 ± 40 °C
PCC temperature	1100 ± 20 °C
Oxygen content (in the kiln)	11.9 ± 1.3 %
Cl-content (in the waste)	5.1 ± 1.0 %
S-content (in the waste)	1.0 ± 0.2 %

Table 3.3: Average operational conditions during partitioning tests on a HWI installation [41, EURITS, 2002]

From Table 3.2 the following observations regarding the metals studied can be made:

- about 99.6 % of the pollutants are concentrated in the solid residues
- about 70 – 80 % of the pollutants are concentrated and immobilised in the fly ash and filter-cake fraction; both residues amount in weight to approximately 7 % of the original waste input
- the removal of Hg from the flue-gas is (in this case) mainly the result of the low pH of the first gas-cleaning stage.

3.1.2 Examples of the dioxin balance for MSWI

[1, UBA, 2001]
PCDD/PCDF is contained in the input (municipal waste) as well as the output (outgoing air, waste water and residues) of municipal waste incineration plants. Most of the PCDD/PCDF input is destroyed during the incineration process but it can also be reformed.

The balance below is for a typical plant in Germany, operating free of process water releases and complying with German emission limit values:

Output streams	Amount per kg of waste input	Specific load	Specific account stream per kg of waste input
Flue-gas	6.0 m³	0.08 ng/m³	0.48 ng/kg
Bottom ash	0.25 kg	7.0 ng/kg	1.75 ng/kg
Waste water	0	n/a	0
Filter dust and other residues from flue-gas cleaning	0.07 kg	220 ng/kg	15.40 ng/kg
Total output to all media:	17.63 ng TEQ/kg of waste.		
Note: Estimated **input** with the waste: 50 ng TEQ/kg of waste			

Table 3.4: PCDD/PCDF balance for a municipal waste incineration plant in Germany [1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

From Table 3.4 above it can be seen that, for the example given, the estimated output released to air is approx. 1 % of the input (0.48 ng TEQ/kg out of 50 ng TEQ/kg). The estimated output released to all media is 17.63 ng TEQ/kg of incoming waste. This corresponds to 35.3 % of the estimated input (i.e. a net destruction of 64.7 % of the PCDD/F originally contained in the waste). It can therefore be concluded that, in this case, the installation acts as a net sink for PCDD/F. [64, TWGComments, 2003]

Other data from a 1997 study (French Ministry of Environment/TIRU) of 8 MSWI and 2 HWI showed significant variation in residue PCDD/F content:

- bottom ash: 0.3 - 300 ng I-TEQ/kg
- boiler ash: 40 - 700 ng I-TEQ/kg
- fly ash: 60 - 5000 ng I-TEQ/kg
- filter cake (wet FGT): 600 - 30000 ng I-TEQ/kg
- semi-wet FGT residues: 800 ng I-TEQ/kg (approx.).

Where data shows variation to the extent indicated in the bullets above, it is more difficult to draw conclusions regarding the overall mass balance of PCDD/F.
[64, TWGComments, 2003]

The following data is an example of an MSWI (in France) operating with a release to water:

Output stream	Specific Load
Flue-gas	0.1 ng I-TEQ/Nm^3
Bottom ash	7 ng I-TEQ/kg
FGT residues	5200 ng I-TEQ/kg
Waste water	<0.3 ng I-TEQ/l
Note: Example given is for a MSWI with FGT of ESP + wet scrubber (2 stage) + SCR	

Table 3.5: Example PCDD/F load data for an MSWI in France
[64, TWGComments, 2003]

3.1.3 Composition of crude flue-gas in waste incineration plants

The composition of crude flue-gas in waste incineration plants depends on the structure of the waste and on furnace-technical parameters.

Table 3.6 provides an overview of typical crude flue-gas concentrations after the boiler and before the flue-gas treatment.

Components	Units	Incineration plants for		
		Municipal waste	Hazardous waste	Industrial sewage sludge (fluidised bed)
Dust	mg/Nm³	1000 – 5000	1000 – 10000	30000 – 200000
Carbon monoxide (CO)	mg/Nm³	5 – 50	<30	5 – 50
TOC	mg/Nm³	1 – 10	1 – 10	1 – 10
PCDD/PCDF	ngTEQ/ Nm³	0.5 – 10	0.5 – 10	0.1 – 10
Mercury	mg/Nm³	0.05 – 0.5	0.05 – 3	0.2
Cadmium + thallium	mg/Nm³	<3	<5	2.5
Other heavy metals (Pb, Sb, As, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn)	mg/Nm³	<50	<100	800
Inorganic chlorine compounds (as HCl)	mg/Nm³	500– 2000	3000 – 100000	
Inorganic fluorine compounds (as HF)	mg/Nm²	5 – 20	50 – 550	
Sulphur compounds, total of SO_2/SO_3, counted as SO_2	mg/Nm³	200 – 1000	1500 – 50000	
Nitrogen oxides, counted as NO_2	mg/Nm³	250 – 500	100 – 1500	<200
Nitrous oxide	mg/Nm³	<40	<20	10 – 150
CO_2	%	5 – 10	5 – 8	
Water steam (H_2O)	%	10 – 20	6 – 20	

Notes:
1. Sewage sludge plants are those for the incineration of industrial sewage sludge
2. The information in this table refers to German plants. The values seen at older plants can be considerably higher, especially in the case of emissions influenced by furnace-technical parameters e.g. CO, TOC, etc.
3. Hazardous waste values refer to mixed HW merchant plants rather than dedicated stream plants.

Table 3.6: Flue-gas concentrations after the boiler (crude flue-gas) at various waste incineration plants (O_2 reference value 11 %)
[1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003]

Municipal waste:
In the case of municipal waste, the structure depends, among other things, on the systems used for the collection of different waste fractions and on the use or absence of pretreatment. For example, the separate collection of different municipal waste fractions can influence the thermal value of municipal waste in the following way:

- glass and metal - reduction of the ash content, resulting in an increase in the thermal value
- paper - reduction of the thermal value
- light packaging - reduction of the thermal value
- clinical/hospital waste - increase in the thermal value.

Parameters such as the chlorine content and heavy metals content are also influenced, but the changes remain within the typical range of variations. The provision of separate collections of various fractions of household waste can have a significant influence over the average composition of the waste received at MSWIs. For example, separate collection of some batteries and dental amalgam can significantly reduce mercury inputs to the incineration plant. [64, TWGComments, 2003]

Commercial non-hazardous waste:
In the case of non-hazardous waste from commercial enterprises, the ranges of variations can be considerably greater than MSW. When incinerated with other MSW, mixing in the bunker and shredding may be used to limit these variations.

Hazardous waste:
The composition of hazardous waste may vary within a considerably greater range. In the case of hazardous waste, fluorine, bromine, iodine and silicon can be significant. Unlike municipal waste, however, the structure of hazardous waste is usually verified at the incineration plants by means of a check analysis of all essential parameters. Due to the possible variations, a hazardous waste incineration plant is designed with regard to an average waste structure (menu), in some cases with considerable additional reserves for flue-gas cleaning.

Such an incineration menu can then be created by intentionally mixing the incoming waste in bulk tanks or the bunker, or by individually feeding the waste to the furnace in separate pipes in hourly amounts corresponding to the design of the plant. This is also be taken into account if waste is fed in barrels, which can themselves exert sudden shock loads. Incineration plants specifically designed for recovering HCl and SO_2 from waste streams containing chlorine or sulphur, respectively, may have very different raw gas structures.

Sewage Sludge:
[64, TWGComments, 2003]
Variations in the raw gas at sewage sludge incineration plants correspond to changes in the waste composition of the incinerated waste. This, in turn, is influenced by the presence or absence of pretreatment, and the composition of the sludge received. The composition of sewage sludge is strongly dependent upon the nature of the drainage catchment served by the sewage treatment works (STW) where the sludge arises, and the treatments applied at the STW.

Where sewage sludge is incinerated with other wastes, variations in sewage sludge quality may have a less pronounced effect on raw gas quality owing to the buffering effect of the other wastes. The water content of the sewage sludge may indeed provide benefits at some MSWI installations as when sprayed through special nozzles in selected locations above the waste bed (often in the gas burnout zone) it provides an additional means of controlling temperature and may assist with primary NO_X control.

Clinical waste:
[64, TWGComments, 2003]
Variations in the raw gas at clinical incineration plants correspond mainly to changes in the waste composition of the incinerated waste. Physical pretreatment that may limit the range of variation of raw gas composition are not often used for clinical wastes because of concerns regarding the infectivity of the waste.

Categorising incoming waste streams according to their source and probable combustion characteristics (mainly relating to CV, moisture content and calorimetric throughput rate) and feeding them to the incineration process so as to comply with an appropriate input *recipe*, may be used to reduce the range combustion related raw gas composition variations.

3.1.4 Emissions of gases relevant to climate change

Sources and total emissions relevant to climate change

The total emissions relevant to climate change in Germany in the year 1999 and the emissions from waste incineration (related to the fossil portion of the waste that is considered relevant to climate change in Germany) are summarised in Table 3.7:

Pollutants in 1999	Total emissions (kt/yr)	Global warming potential (GWP) CO_2 equivalents (kt/yr)	Waste incineration (fossil portion) of the total emissions (kt/yr)
Carbon dioxide (CO_2)	858511	858511	8685
Nitrous oxide (N_2O)	141	43710	0.81 (252)*
Methane (CH_4)	3271	68691	n/a
Fluorinated hydrocarbons	3284	4290	
CF_4 (perfluorinated hydrocarbons)	0.186	1209	
C_2F_6 (perfluorinated hydrocarbons)	0.046	423	
C_3F_8 (perfluorinated hydrocarbons)	0.011	77	
SF_6 (sulphur hexafluoride)	0.229	5473	
Total GWP		**982384**	**(c. 9000)***
Indirectly effective greenhouse gases			
Nitrogen oxide (NO_X as NO_2)	1637		15.2 (122.24)*
Carbon monoxide (CO)	4952		3.82 (11.46)*
NMVOC (non-methane volatile organic compound)	1651		0.76 (8.36)*
Ammonia (NH_3)	624		0.3
Aerosol formers			
Sulphur dioxide SO_2	831		n/a
(..)* in brackets: the converted emission value in CO_2 equivalents for comparison with the GWP			

Table 3.7: Total emissions relevant to climate change in Germany in the year 1999 compared with those arising form waste incineration
[1, UBA, 2001]

This table indicates that in 1999 in Germany, waste incineration accounted for approximately 1 % of GHG emissions.

3.2 Emissions to air

3.2.1 Substances emitted to air

[1, UBA, 2001] [64, TWGComments, 2003].

Carbon monoxide
CO is an odourless toxic gas. Carbon monoxide (CO) in the flue-gas of incineration plants is the product of the incomplete combustion of carbon based compounds. CO is produced when there is insufficient oxygen locally and/or insufficiently high temperature of combustion to carry out full oxidation to carbon dioxide. In particular, this can occur if spontaneously evaporating or rapid-burning substances are present, or when combustion gas mixing with the supplied oxygen is poor. Continuous measuring of the CO level can be used to check the efficiency of the incineration process. CO is a measure of quality of combustion. If the CO emissions are very low then the gas burn out quality is very high and TOC emissions are also low (and vice versa). [74, TWGComments, 2004]

After its release to the atmosphere, CO is oxidised to CO_2, after some time. Particularly high concentrations of CO (>lower explosion limit) must be avoided as they can create explosive mixtures in the flue-gas. In particular, at hazardous waste incineration plants, increased CO emissions can occur with some drummed wastes.

CO in the plants is measured continuously. Daily averages of CO emissions below 50 mg/Nm³ are achieved; at some plants, the daily averages are well below this figure [64, TWGComments, 2003]

It is reported that NO_X treatment with SCR may increase CO emission levels. [74, TWGComments, 2004]

Total organic carbon (TOC)
This parameter includes a number of gaseous organic substances, the individual detection of which is generally complex or not possible. During the incineration of organic waste, a large number of chemical reactions take place, some of which are incomplete. This leads to an extremely complex pattern of compounds of the trace amounts. A complete account of every substance within the TOC parameter is not available, however incineration generally provides high destruction efficiencies for organic substances.

TOC can be measured continuously in the flue-gas. Low TOC levels are key indicators for the quality of combustion in an incineration process. Emissions in the range of 0.1 mg/Nm^3 to 10 mg/Nm^3 are seen. [64, TWGComments, 2003]

Hydrogen chloride
Many wastes contain chlorinated organic compounds or chlorides. In municipal waste typically approximately 50 % of the chlorides come from PVC [64, TWGComments, 2003]. In the incineration process, the organic component of these compounds is destroyed and the chlorine is converted to HCl. Part of the HCl may react further to metal chlorides on inorganic compounds which are also contained in the waste.

HCl is highly soluble in water and has an impact on plant growth. It is measured continuously with emissions in the range of 0.1 - 10 mg/Nm^3. [74, TWGComments, 2004]

The formation and emission of Cl_2 is of minor importance under normal incineration conditions. However it is essential for the fouling and corrosion. So it is worth while to control the formation so that the mentioned process takes place in the gas phase and not after deposition on boiler tubes. [74, TWGComments, 2004]

Hydrogen fluoride
The formation mechanism of HF in incineration plants corresponds to that of HCl. The main sources of HF emissions in municipal waste incineration plants are probably fluorinated plastic or fluorinated textiles and, in individual cases, the decomposition of CaF_2 in the course of the incineration of sludge.

HCl is highly soluble in water and can have an impact on plant growth. It can be measured continuously with emissions in the range of 0.1 - 1 mg/Nm^3. [74, TWGComments, 2004]

Various kinds of fluorinated waste are treated in hazardous waste incineration plants.

Hydrogen iodide and iodine, hydrogen bromide and bromine
Municipal waste usually contains very small quantities of bromine or iodine compounds. Bromine or iodine emissions are, therefore, of minor importance to municipal waste incineration plants.

In hazardous waste incineration plants, organic and inorganic wastes containing bromine or iodine are sometimes treated. For example, bromine compounds can still be found in some electronic devices as flame protection agents. Iodine can be contained in medicines or may be used for the treatment of metal surfaces. On the whole, however, their quantity is small in relation to chlorinated compounds. Bromine and Iodine help to oxidise the mercury and decrease the mercury content in the clean gas by improving the retaining capacity of wet scrubbers. [74, TWGComments, 2004]

Where present, the chemical properties of elementary iodine and bromine can result in colouration of chimney plumes. Special measures can be taken for the incineration of such waste in order to prevent the formation and release of elemental bromine or iodine. These substances can also have toxic and irritant effects. [64, TWGComments, 2003]

Sulphur oxides

If the waste contains sulphur compounds, mainly SO_2 will be created during the incineration of the waste. Under appropriate reaction conditions, SO_3 can also be created. For MSW, the proportion of SO_3 can be around 5 % at the inlet to the FGT (note: the SO_3 content is important to determine the acid dew point). Common sources of sulphur in some waste streams are: waste paper; plaster board (calcium sulphate), and sewage sludges. [64, TWGComments, 2003].

SO_2 gives rise to acidification and can be measured continuously with emissions in the range of 1 - 50 mg/Nm^3 (stp; 11 % O_2). [74, TWGComments, 2004]

Nitrogen oxides

Various oxides of nitrogen are emitted from incineration plants. They can have toxic, acidic and global warming effects depending on the oxide concerned. In many cases they are measured using continuous emission monitors.

The NO and NO_2 emitted from waste incineration plants originates from the conversion of the nitrogen contained in the waste (so-called fuel NO_X) and from the conversion of atmospheric nitrogen from the combustion air into nitrogen oxides (thermal NO_X). In municipal waste incineration plants, the proportion of thermal NO_X is usually very low due to lower temperatures in the afterburner chamber. Production of thermal NO_X generally becomes more significant at temperatures above 1000 °C. In MSWI the amount of thermal NO_X can also critically depend on the quantity, and manner, of injection of secondary air into the afterburner chamber – with higher NO_X seen with higher nozzle temperatures (i.e. above 1400 °C).

The mechanisms for the formation of NO_X from the nitrogen contained in the waste are very complicated. Amongst other reasons, this is because nitrogen can be contained in the waste in many different forms, which, depending on the chemical environment, can react either to NO_X or to elementary nitrogen. A conversion rate of approx. 10 - 20 % of the fuel nitrogen is usually assumed depending on waste type. High chlorine and sulphur concentrations, O_2 content and temperature may have great influence. The proportion of NO/NO_2 in the total NO_X stack emissions is usually approx. 95 % NO and 5 % NO_2.

Nitrous oxide is not usually measured as a part of NO_X estimation. Nitrous oxide (N_2O) can be emitted if insufficient temperature for the combustion process is applied (e.g. less than 850 °C) and there is an insufficient oxygen concentration. The N_2O emission from incineration processes are, therefore, often correlated with CO emissions.

Where SNCR is applied for de-NO_X, formation of N_2O may increase, dependent upon reagent dose rates and temperature. Values of 20 - 60 mg/m^3 have been measured, but especially where low NO_X values are sought (i.e. N_2O can increase when higher SNCR dose rates are used to secure lower NO_X emission targets). This is particularly the case when urea is used (ammonia is the alternative reagent).

For municipal waste incineration, N_2O emissions of 1 - 12 mg/Nm³ (for individual measurements) and averages of 1 - 2 mg/Nm³ are seen. For the incineration of MSW in fluidised bed plants, the measured N_2O emission values (individual measurements) are usually higher.

Individual measurements in hazardous waste incineration plants have resulted in N_2O emission values of 30 to 32 mg/Nm³ [64, TWGComments, 2003]

Normal N_2O emission levels for fluidised bed sludge incineration can be as low as 10 mg/Nm³, with some values reported up to 500 mg/Nm³.

Whilst incineration is a low (in terms of anthropogenic emissions) contributor of emissions of nitrous oxide, they add to the global warming impact of releases from incineration processes.

NO_X gives rise to acidification and eutrophication and can be measured continuously. Emissions at modern plants are reported to be generally in the range between 30 and 200 mg/Nm^3. (daily average, stp, 11 % O_2).. [74, TWGComments, 2004] Some installation may give rise to daily average NO_X levels of up to 400 mg/Nm^3 – in general these are already in the process of closing down or upgrading to the daily average levels of 200 mg/Nm^3 required by Directive 2000/76/EC.

Dust

Dust emissions from waste incineration plants mainly consist of the fine ash from the incineration process that are entrained in the gas flow. Depending on the reaction balance, other elements and compounds are concentrated in this airborne dust. The separation of dust from the flue-gas using air pollution control devices removes the majority of the dust and entrained inorganic and organic substances (e.g. metal chlorides, PCDD/F, etc).

Air pollution control equipment greatly reduces emissions of total particulate matter from waste incineration plants. In common with all combustion processes, the type of air pollution control equipment used effects the particle size distribution of the emitted dust. The filtration equipment is generally more effective on the larger particles, and therefore changes the proportion of finer particulate in the resulting emissions to air, whilst reducing the total particulate emission.

Dust is normally measured continuously with reported emissions of between <0.05 and 15 - mg/Nm^3 (stp, 11 % O_2). [74, TWGComments, 2004]

Mercury and mercury compounds

Mercury can currently still be found in municipal waste, notably in the form of batteries, thermometers, dental amalgam, fluorescent tubes or mercury switches. Separate collection of these can help reduce overall loads in mixed MSW but collection rates of 100 % are not achieved in practice.

Mercury is a highly toxic metal. Without adequate air pollution controls, the incineration of mercury containing wastes can give rise to significant emissions.

Emissions can be continuously measured and abated levels have been reported to be generally in the range between 0.0014 and 0.05 mg/Nm^3 (11 % O_2). [74, TWGComments, 2004] Short-term higher emission levels are reported where inlet concentration vary greatly.

In hazardous waste incineration, there are several specific streams that may contain increased concentrations of mercury in the received waste:

- tars from coking plants
- waste from chlorine alkaline electrolysis (amalgam process)
- caustic oil sludge from refineries
- chemicals containing mercury.

The form of the mercury emissions depends strongly on the chemical environment in the flue-gas. A balance between metallic mercury (Hg_o) and $HgCl_2$ normally develops. Where there is a sufficiently high concentration of HCl in the flue-gas (in relation to the reduction agent SO_2) mercury will mainly be contained in the flue-gas as $HgCl_2$. This can be separated from the flue-gas significantly more easily than metallic mercury. If, however, HCl is contained in the flue-gas at lower concentrations (e.g. in sewage sludge incineration plants) mercury exists in the flue-gas mainly in metallic form and is then more difficult to control.

The combustion temperature also influences $HgCl_2$ formation.

In wet scrubbers (only) the $HgCl_2$ removed can be reduced if SO_2 is also present (the separation of these substances is one reason why distinct wet scrubber stages are operated for the removal of $HgCl_2$ and SO_2) The Hg_2Cl_2 formed when this happens can itself disproportionate to $HgCl_2$ and Hg. These reactions can be prevented by adjusting the pH in wet scrubbers to low values and by withdrawing Hg from the scrubber effluent.

Metallic mercury is virtually insoluble in water (59µg/l at 25 °C). Mercuric (II) chloride is much more soluble at 73 g/l. Mercury (II) chloride can therefore be separated in wet scrubbers, whereas the separation of metallic mercury requires further flue-gas treatment stages (see Section 2.5.6 for further details).
[64, TWGComments, 2003]

Cadmium and thallium compounds
Common sources of cadmium in municipal waste incineration plants are electronic devices (including accumulators), batteries, some paints and cadmium-stabilised plastic. Thallium is virtually non-existent in municipal waste.

Hazardous wastes may contain high concentrations of Cd and Tl compounds. Effluent treatment sludges and drummed wastes from metal plating and treatment may be significant sources.

Cadmium is highly toxic and can accumulate in the soil. The range of emissions have been reported to be 0.0002 to 0.2 mg/Nm^3. (11 % O_2). [74, TWGComments, 2004]

Other heavy metal compounds
This term comprises the heavy metals antimony, arsenic, lead, chromium, cobalt, copper, manganese, nickel, vanadium, tin and their respective compounds. European and many national regulations, thus, group them together for emission measurement requirements. This group contains carcinogenic metals and metal compounds such as arsenic and chromium (VI) compounds, as well as metals with toxicity potential.

The retention of these metals depends largely on an effective separation of dust as they are bound in dust due to the vapour pressures of their compounds, as contained in the flue-gas (mainly oxides and chlorides).

Polychlorinated biphenyls
Low quantities of polychlorinated biphenyls (PCBs) are found in most municipal waste streams and also in some industrial wastes. Wastes with large proportions of PCBs, however, generally only arise from specific PCB collection and destruction programmes, when concentrations of PCB in such waste can be very high.

In hazardous waste incineration plants, wastes with a PCB content as high as 60 - 100 % are combusted. The same applies to special plants for the incineration of highly chlorinated hydrocarbons. PCBs are more efficiently destroyed if higher incineration temperature are used (e.g. above 1200 °C); however, lower temperatures (e.g. 950 °C) together with appropriate conditions of turbulence and residence time have also been found to be effective for PCB incineration. [74, TWGComments, 2004] PCBs contained in the crude flue-gas of waste incineration plants can be the result of incomplete destruction.

PCB emissions are classified as potentially toxic by some international organisations (e.g. WHO). A toxicity potential (similar to that of dioxins and furans) is ascribed to some of the PCBs (coplanar PCBs).

Polyaromatic hydrocarbons
Polyaromatic hydrocarbons are well known as products of incomplete combustion. They are toxic and have carcinogenic and mutagenic properties. [74, TWGComments, 2004]

Polychlorinated dibenzo-dioxins and furans (PCDD/F)
Dioxins and furans (PCDD/F) are a group of compounds, some of which are of extreme toxicity, and are considered to be carcinogens. Dioxins and furans have played a main part in the debate about waste incineration for many years. Their production and release is not specific to waste incineration but occurs in all thermal processes under certain process conditions.

[64, TWGComments, 2003] Significant advances in PCDD/F emission control have been achieved in recent years in the WI sector. Improvements in the design and operation of combustion and flue-gas treatment systems have resulted in systems that can reliably achieve very low emission limit values. National [44, RVF, 2001] and regional emissions inventories confirm that, where compliance with Directive 2000/76/EC is secured, incineration represents a low contributor to overall emissions to air of dioxins and furans [45, FEAD, 2002].

[64, TWGComments, 2003] In well designed and operated incineration plants, material balances have shown that incineration effectively removes dioxins from the environment (see Section 3.1.2). This balance is made most favourable by ensuring that:

- incoming dioxins and pre-cursors are effectively destroyed using appropriate combustion conditions
- reducing the use of conditions that may give rise to PCDD/F formation and re-formation including *de-novo synthesis*.

Dioxins and furans entering the process with the waste are destroyed very efficiently if sufficiently high incineration temperatures and appropriate process conditions are used. Standards for operating conditions are stated in existing European legislation on incineration (i.e. Directive 2000/76/EC). The dioxins and the furans found in the crude flue-gas of waste incineration plants are the result of a re-combination reaction of carbon, oxygen and chlorine. Suitable precursor substances (e.g. from chlorophenols) can also react to form dioxins and furans. In the formation of the substances, certain catalysers in the form of transitional metal compounds (e.g. copper) also play an important part.

Ammonia

Ammonia has a significant impact on eutrophication and acidification of the environment. Ammonia emissions can arise from the overdosing or poor control of NO_X reduction reagents that are used for NO_X control. The emissions normally range from 1 to 10 mg/Nm³, with an average of 4 mg of NH_3/Nm³.
[64, TWGComments, 2003]

Carbon Dioxide (CO_2)

If one tonne of municipal waste is combusted, approx. 0.7 to 1.7 tonnes of CO_2 is generated. This CO_2 is released directly into the atmosphere and, as a result, the climate relevant share of CO_2, (resulting from the fossil origin) contributes to the greenhouse effect. [64, TWGComments, 2003]

Because municipal waste is a heterogeneous mixture of biomass and fossil material, the portion of CO_2 from MSWIs of fossil origin (e.g. plastic) which is considered relevant to climate change is generally in the range 33 to 50 %.

Methane CH_4

It can be assumed that, if combustion is carried out under oxidative conditions, methane levels in the flue-gas will be almost zero and consequently not emitted to air. Methane is measured with the VOC component. [64, TWGComments, 2003]

Methane can also be created in the waste bunker if there are low oxygen levels and subsequent anaerobic processes in the waste bunker. This is only the case where wastes are stored for long periods and not well agitated. Where the storage area gases are fed to the incineration chamber air supply they will be incinerated and emissions will be reduced to insignificant levels.

3.2.2 Municipal waste incineration plants

3.2.2.1 Summary data for emissions to air from MSWI

Table 3.8 gives the range of values for emissions to air from some European MSWI plants. Thirty minute, daily and annual averages are shown. It is important to note that data that are the result of non-continuous (or spot) measurements are also included in the Table. They are indicated (N) in the *type of measurement* column. Furthermore, where non-continuous measurements appear in an *averaging* column, the values presented for non-continuous measurements are not collected over the stated averaging period for that column, and should only be interpreted as non-continuous measurements:

Parameter	Type of Measurement	Daily averages (where continuous measurement used) in mg/m³		Half hour averages (where continuous measurement used) in mg/m³		Annual averages mg/m³)
	C: continuous N: non-cont.	Limits in 2000/76/ EC	Range of values	Limits in 2000/76/ EC	Range of values	Range of values
Dust	C	10	0.1 – 10	20	<0.05 – 15	0.1 – 4
HCl	C	10	0.1 – 10	60	<0.1 – 80	0.1 – 6
HF	C/N	1	0.1 – 1	4	<0.02 – 1	0.01 – 0.1
SO_2	C	50	0.5 – 50	200	0.1 – 250	0.2 – 20
NO_X	C	200	30 – 200	400	20 – 450	20 – 180
NH_3	C	n/a	<0.1 - 3		0.55 – 3.55	
N_2O		n/a				
VOC (as TOC)	C	10	0.1 – 10	20	0.1 – 25	0.1 – 5
CO	C	50	1 – 100	100	1 – 150	2 – 45
Hg	C/N	0.05	0.0005 – 0.05	n/a	0.0014 – 0.036	0.0002 – 0.05
Cd	N	n/a	0.0003 – 0.003	n/a		
As	N	n/a	<0.0001 – 0.001	n/a		
Pb	N	n/a	<0.002 – 0.044	n/a		
Cr	N	n/a	0.0004 – 0.002	n/a		
Co	N	n/a	<0.002	n/a		
Ni	N	n/a	0.0003 – 0.002	n/a		
Cd and Tl	N	0.05		n/a		0.0002 – 0.03
Σ other metals 1	N	0.5		n/a		0.0002 – 0.05
Σ other metals 2	N	n/a	0.01 – 0.1	n/a		
Benz(a)pyrene	N	n/a		n/a		<0.001
Σ PCB	N	n/a		n/a		<0.005
Σ PAH	N	n/a		n/a		<0.01
PCDD/F (ng TEQ/m³)	N	0.1 (ng TEQ/m³)		n/a		0.0002 – 0.08 (ng TEQ/m³)

[1]. In some cases there are no emission limit values in force for NO_X. For such installations a typical range of values is
250 - 550 mg/Nm³ (discontinuous measurement).
2. Other metals 1 = Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V
3. Other metals 2 = Sb, Pb, Cr, Cu, Mn, V, Co, Ni, Se and Te
4. Where non-continuous measurements are indicated (N) the averaging period does not apply. Sampling periods are generally in the order of 4 – 8 hours for such measurements.
5. Data is standardised at 11 % Oxygen, dry gas, 273K and 101.3kPa.

Table 3.8: Range of clean gas operation emissions levels reported from some European MSWI plants.
[1, UBA, 2001], [2, infomil, 2002], [3, Austria, 2002], [64, TWGComments, 2003]

Table 3.9 below gives emissions to air for various substances per tonne of MSW incinerated. The data given is average data for 12 MSWI in the Flanders Region of Belgium in 1999 and average data for three MSWI plants in Austria **[3, Austria, 2002]**:

Parameter	**Average Value (g/tonne incinerated)**	
	12 Belgian plants	3 Austrian plants
Dust	165	7
HCl	70	4
HF	2.2	0.36
SO_2	129	24.8
NO_X	2141	189
CO	126	101
TOC	19	-
Hg	0.048	0.1
Cd + Tl	0.095	-
Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn	1.737	-
PCDD/F	250 ng TEQ/tonne incinerated	44.4 ng TEQ/tonne incinerated

Table 3.9: Operational emission levels to air from MSWI expressed per tonne of MSW incinerated [64, TWGComments, 2003] [3, Austria, 2002] [74, TWGComments, 2004]

3.2.2.2 European air emissions survey data for MSWI

The data presented here are based on the results of a survey of 142 European non-hazardous waste incineration plants submitted to the TWG [45, FEAD, 2002], with additional information from comments made by the TWG [64, TWGComments, 2003]

The information relates to process lines rather than individual plants. The size of the data set may therefore, in some cases, exceed the number of plants surveyed. The data set is not a complete survey of European MSWIs - most of the plants that were complying only with the earlier 1999 Waste Incineration Directives, were excluded from this survey.

Hydrogen chloride and hydrogen fluoride

Different national emission limit values apply.

Most of the data presented are based on continuous measurements.

Level of annual averages	**Number of plants/lines**
>50 mg/Nm³	0
>30 <50 mg/Nm³	10
>10 <30 mg/Nm³	24
>5 <10 mg/Nm³	35
<5 mg/Nm³	73
Note: For German plants only some representative examples have been taken into account. All the other incinerators (about 50 plants) not mentioned here also operate below 10 mg/Nm³.	

Table 3.10: HCl emissions survey of European MSWIs
Source [45, FEAD, 2002]

Basically three types of flue-gas cleaning systems are in use:

1. wet systems using different types of scrubbers in which the HCl is taken out by water, working normally at a pH <1
2. semi-wet systems, which use lime in water
3. dry systems, which use lime or sodium bicarbonate (usually with activated carbon) often combined with a bag house filter.

[74, TWGComments, 2004]

The emissions will depend, among other factors, on the amount of additives used and the operational/design set point of the plant.

The data on hydrogen fluoride (HF) are mainly based on discontinuous measurement. HF is reduced by the same tools as HCl, meaning that an effective flue-gas cleaning system for HCl will also deal with HF. The chemical behaviour of HF is not exactly the same as of HCl, so the efficiency of HF removal will differ slightly from system to system.

Level of annual averages	Number of plants/lines
>5 <10 mg/Nm³	0
>2 <5 mg/Nm³	1
>1 <2 mg/Nm³	1
<1 mg/Nm³	53

Table 3.11: HF emissions survey of European MSWIs
[45, FEAD, 2002]

Sulphur-dioxide

Different national emission limit values are applied.

Most of the data are from continuous measurement.

Level of annual averages	Number of plants/lines
>200 mg/Nm³	3
>100 <200 mg/Nm³	5
>50 <100 mg/Nm³	16
>25 <50 mg/Nm³	25
<25 mg/Nm³	123

Table 3.12: Sulphur dioxide emissions survey of European MSWIs
[45, FEAD, 2002]

The types of flue-gas cleaning in use are the same as those mentioned for HCl, with the main difference being that, for wet scrubbers, they are operated at a slightly basic pH (usually 7 - 8).

Dust

Most of the data are from continuous measurement. They show the values of total dust.

For dust, mainly three types of flue-gas cleaning are in use:
1. dry electrostatic precipitator (dry ESP)
2. wet electrostatic precipitator (wet ESP) (note: the wet ESP is not often used in MSWI)
3. bag house filter (BF).

In several cases (mainly in NL and D), two of these tools have been combined with each other, for example a dry electrostatic precipitator directly after the boiler with a bag house filter directly before the stack.

Recent new plants have been built with a bag house filter only.

Wet scrubbers can also significantly contribute to dust removal. Typically about 50 % efficiency is observed for dust (with additional selected heavy metal) removal.

An important point to note is that, all tools are connected and generally have an influence on each other. In the case of dry and semi-wet processes, bag filters also act as a reactor for acid removal. In addition they can remove PCDD/F and metals (including mercury and cadmium) if a suitable reagent is used e.g. activated carbon.

Level of annual averages	Number of plants/lines
>50 mg/Nm³	3
>30 <50 mg/Nm³	1
>10 <30 mg/Nm³	8
>5 <10 mg/Nm³	29
<5 mg/Nm³	103

Table 3.13: Dust emissions survey of European MSWIs
[45, FEAD, 2002]

Nitrogen oxides

Most of the data presented are from continuous measurements. In some countries there are currently no limit values for NO_X from municipal waste incinerators.

Many plants already achieve results below 200 mg/Nm³. In some cases emissions of less than 70 mg/Nm³ are achieved.

A variety of combustion control techniques are used to reduce NO_X formation. SCR or SNCR are the main techniques in use for the further abatement of NO_X emissions in MSWIs. Emission values below 100 mg/Nm³ normally require the use of SCR. The use of SNCR can also lead to emissions below 150 mg/Nm³ and exceptionally below 100 mg/Nm³ (e.g. when primary NO_X reduction measures are also implemented) [74, TWGComments, 2004]

Level of annual averages	Number of plants/lines
>400 mg/Nm³	9
>300 <400 mg/Nm³	35
>200 <300 mg/Nm³	22
>100 <200 mg/Nm³	48
<100 mg/Nm³	11
Note: the 11 plants (not lines) below 100 mg/Nm³ are in NL – all comply with applied ELVs of 70 mg/Nm³. Other plants operating below 100 but not included here are found in Europe (commonly in D, A, B)	

Table 3.14 Nitrogen oxides emissions survey of European MSWIs
Source [45, FEAD, 2002], [64, TWGComments, 2003]

TOC (Total organic carbon)

TOC is an important measure of the efficiency of combustion. The achieved levels of the TOC-emissions are mainly a result of the design of the firing system and the after-burning chamber, as the possibilities to decrease those emissions by flue-gas cleaning are limited. The same equipment used for dust will reduce solid organic particles. Some of the organic compounds will be reduced by the use of activated carbon.

Level of annual averages	Number of plants/lines
>10 mg/Nm³	4
>5 <10 mg/Nm³	7
<5 mg/Nm³	79

Table 3.15: Total organic carbon emissions survey of European MSWIs
[45, FEAD, 2002]

PCDD/PCDF

The data on PCDD/PCDF emissions from MSWI do not represent the whole range of plants currently operating. Data from Denmark and Italy were not available. Data from France are also not included, although the data for these showed emission above 0.1ng/m³ in many cases.

PCDD/PCDF emissions reported here are all based on discontinuous measurements, mainly twice a year. There is experience on continuous collection of dioxin measurements especially for MSWI in Flanders (B) and in Austria.

For reaching low levels of PCDD/PCDF emissions, primary as well as secondary measures are important. In the firing system, effective mixing of the gases (high turbulence) improves the destruction of PCDD/PCDF and similar compounds already present in the waste. Avoiding the temperature window for the recombination of PCDD/PCDF and similar compounds in the boiler and flue-gas treatment system avoids the breeding of new PCDD/Fs.

For further reduction, mainly three types of flue-gas cleaning are in use:

1. static activated carbon filter
2. bag house filter with injection of activated carbon (usually mixed with other reagents)
3. catalyst destruction for gaseous PCDD/F

Both the activated carbon systems above have the advantage of also reducing Mercury emissions. The catalyst systems are used to reduce NO_X and PCDD/F.

Level of annual averages	Number of plants/lines
>2 ng/Nm³	3
>1 <2 ng/Nm³	11
>0.5 <1 ng/Nm³	4
>0.1 <0.5 ng/Nm³	7
>0.05 <0.1 ng/Nm³	22
<0.05 ng/Nm³	72

Table 3.16: PCDD/F (TEQ) emissions survey of European MSWIs
[45, FEAD, 2002], [64, TWGComments, 2003]

Mercury

The data include results from continuous measurement (used in Germany for over two years and Austria for over one year) and from discontinuous measurements (minimum twice a year). Therefore, comparability of data between these two types of measurement may be not very high. Continuous measurements will also include events with elevated emissions due to higher loads in the waste feed, which have been reported by some plants.

Level of annual averages	Number of plants/lines
>200 µg/Nm³	0
>100 <200 µg/Nm³	1
>50 <100 µg/Nm³	3
>30 <50 µg/Nm³	7
<30 µg/Nm³	83

Table 3.17: Mercury emissions survey of European MSWIs
[45, FEAD, 2002]

For several plants in France, mercury measurements are not given alone but in combination with Cd (the ELV being given as a sum of the two). As the distribution of the two is not necessarily predictable, these results are presented in the following additional table:

Level of annual averages	Number of plants/lines
>200 µg/Nm³	0
>100 <200 µg/Nm³	1
>50 <100 µg/Nm³	5
>30 <50 µg/Nm³	8
<30 µg/Nm³	18

Table 3.18: Combined Cd and Hg emissions of selected MSWIs in France [45, FEAD, 2002]

The plants from which data are included in this report are equipped with, amongst others, the following types of flue-gas cleaning systems. The Hg emission levels reported are also shown:

System identifier	Dry ESP	Wet acid scrubber	Wet ESP	Bag house filter	Activated carbon injection	Activated carbon filter	Emission of Hg (µg/Nm³)
1	✓	✓	✓	✓	✓		0.1
2		✓		✓		✓	0.1
3				✓	✓		1.77 and 1.93 and 3.16
4	✓	✓				✓	3
5		✓		✓	✓		3 and 6
6		✓		✓			2 and 7.3 and 10
7				✓			22 and 50

Table 3.19: Emission results and techniques applied for Hg control at European MSWIs [45, FEAD, 2002]

The lowest results are seen where activated carbon is used, either as a static bed system, or in an entrained flow activated carbon injection system with a bag filter. The consumption rate as well as the quality of activated carbon (e.g. sulphur impregnation) directly affects the emission levels. The techniques in Table 3.19 correspond to different ELVs requirements and to different costs.

Under certain conditions (e.g. high input rate of mercury) the removal capacity limits of a FGT systems may be exceeded, leading to temporarily elevated Hg emissions. MSW usually contains low quantities of Hg. However, some short-term high loads have been noted. These are generally associated with the inclusion in the MSW of batteries, electrical switches, thermometers, laboratory wastes, etc.

The wet acidic scrubber can serve as a sink for mercury if the mercury is present as the Hg(II), chloride form. The mercury that has been transferred from the gas stream to the scrubber liquors can then be removed by a waste water treatment plant or captured by spray drying of the waste water in the flue-gas. In the second case mercury recycles can occur unless there is an adequate rate Hg removal step.

Additional treatment may be required if mercury is present as metallic form (see Hg removal techniques).
[74, TWGComments, 2004]

3.2.2.3 Emissions to air from fluidised bed incinerators

Efficient heat and mass transfer allows operation at lower temperatures than other combustor designs, but there is still a lower limit. The lower temperatures often used together with the more uniform distribution of temperatures, which eliminates hot spots and high oxygen zones, thermal NO_X production may then be reduced and the conversion of fuel nitrogen into NO_X can also be very low. The lower combustion temperatures together with the lack of air can sometimes lead to the formation of nitrous oxide (N_2O). Normal N_2O emission levels for fluidised bed sludge incineration are approx 10 mg/Nm³, with some values reported up to 100 mg/Nm³ and above. These values are higher than with other combustion systems.

The generally lower NO_X production that results from combining prepared or selected wastes with fluidised bed combustion can lead to similar or lower emission levels using simpler FGT than inherently high NO_X combustion systems.

Due to relatively lower temperature of the fluidised bed combustion, the contents of heavy metals in the raw flue-gas (and hence FGT residues) may be lower than from mixed waste grate combustion. The actual emissions to air depend on the waste, and on the chosen flue-gas cleaning system.

A combination of fluidised bed incineration at 850 - 950 °C and SNCR (ammonia) is reported to reduce NO_X emissions at Dutch sewage sludge incinerators to less than 70 mg/Nm^3.
[2, infomil, 2002]

3.2.3 Hazardous waste incineration plants

3.2.3.1 Summary data of the emissions to air from HWI

Table 3.20 represents the results of a survey of European (mainly German and Dutch) operators of plants with regard to typical emissions from plants. Thirty minute, daily and annual averages are shown. It is important to note that data that are the result of non-continuous measurements are also included in the table, and is indicated (N) in the type of measurement column. Furthermore, where non-continuous measurements appear in an averaging column, the values presented for non-continuous measurements are not collected over the stated averaging period for that column, and should only be interpreted as non-continuous measurements:

Parameter	Type of measurement	Daily averages (mg/Nm³)		Thirty-minute Averages (mg/Nm³)		Annual averages (mg/Nm³)
	C: cont. N: non-cont.	Limits in 2000/76/EU	Typical range of values	Limits in 2000/76/EU	Typical range of values	Typical range of values
Dust	C	10	0.1 – 10	20	0.1 – 15	0.1 – 2
HCl	C	10	0.1 – 10	60	0.1 – 60	0.3 – 5
HF	C/N	1	0.04 – 1	4	0.1 – 2	0.05 – 1
SO_2	C	50	0.1 – 50	200	0.1 – 150	0.1 – 30
NO_X	C	200	40 – 200	400	50 – 400	70 – 180
TOC	C	10	0.1 – 10	20	0.1 – 20	0.01 – 5
CO	C	50	5 - 50	100	5 – 100	5 – 50
Hg	C/N	0.05	0.0003 – 0.03	n/a	0.0003- 1	0.0004 – 0.05
Cd +Tl	N	0.05	0.0005 – 0.05	n/a		0.0005 – 0.05
Σ other heavy metals	N	0.5	0.0013 – 0.5	n/a		0.004 – 0.4
PCDD/PCDF (ng TEQ/m³)	N	0.1	0.002 – 0.1	n/a		0.0003 – 0.08
1. Data is standardised at 11 % Oxygen, dry gas, 273K and 101.3kPa. 2. Other metals = Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V						

Table 3.20: Typical range of clean gas emissions to air from hazardous waste incineration plants [1, UBA, 2001], [2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003], [74, TWGComments, 2004]

3.2.3.2 European air emissions survey data for HWI

[41, EURITS, 2002]
This section gives an overview of the merchant hazardous waste incineration sector in the EU. Information is given for 24 European merchant rotary kiln installations which collectively have a total annual capacity of 1500000 tonnes of waste (70 % of the total capacity of specialised waste incinerators in the EU that is commercially available to third parties). On-site installations, such as those in the chemical industry, are not considered in this overview. The reference year for data collection is 1999 - 2000. Some specific data are more recent and refer to the year 2001 - 2002.

There is a very high diversity of waste streams treated in these installations. Composition and physical constitution can vary a lot from kiln to kiln and for each kiln over a period of time. For this reason the kilns are equipped with sophisticated flue-gas cleaning systems.

General overview

Due to efficient flue-gas cleaning, the air emissions of the different installations covered in this survey already meet the emission standards of Directive 2000/76/EC on incineration of waste.

In Table 3.21 below, an overview is given of the emissions of the waste incinerators as average yearly concentrations. The minimum and maximum values of the individual installations, and the average of all installations, are also given.

Parameter mg/Nm³ unless stated	Yearly average		
	Minimum	Maximum	Average
HF	0.01	<1	0.3
TOC	0.01	6	1.5
O_2 (%)	8	13.66	11.0
NO_X	44.4	<300	139
Dust	0.075	9.7	1.69
HCl	0.25	8.07	1.56
SO_2	0.1	22.7	7.8
Hg	0.0004	0.06	0.01
Cd +Tl	0.00014	0.046	0.01
Sum metals	<0.004	0.84	0.2
PCDD/PCDF (ngTEQ/Nm³)	0.0003	<0.1	0.038
CO	3	26	12.9

Table 3.21: Survey data of the annual average emissions to air from hazardous waste incinerators in Europe
[41, EURITS, 2002]

In Table 3.22 below, the average of the mass flows (in kg/t of incinerated waste) for some substances, together with the total amount of all the installations (if recorded) are given. The latter demonstrates the outputs of the sector as a result of the treatment of about 1.3 to 1.5 million tonnes of waste per year.

Parameter	Average mass flow (kg/t of waste incinerated)	Total amount recorded (t/yr)
Dust	0.0098	16.2
SO_2	0.047	60.6
NO_X	0.87	1191
Hg	0.000056	0.083
Sum of metals	0.0013	1.3
CO	0.07	76.2
HCl	0.0097	16.8

Table 3.22: Survey data of mass flow and annual sector emissions to air from merchant hazardous waste incinerators in Europe
[41, EURITS, 2002]

Overview by each parameter

In the following paragraphs, the emissions for each parameter are discussed in more detail. Where possible, the relationship between these emissions and the installed technology is described.

The numbering given in the X-axes of the graphs below is not related to the specific installations. Also, concentrations (bars, relating to the left Y-axis) and mass flows (diamonds, relating to the right Y-axis) are given in the graphs. Mass flows based on non-absolute values (e.g. values smaller than the determination level) are expressed as hollow diamonds.

HF is not described in detail because all the data collected for the 24 installations, which is mostly obtained as a result of continuous monitoring, are below 1 mg/Nm³, which is the analytical lower determination level (LDL) of this monitoring technique. Additional data obtained by discontinuous measurements, a technique with a lower detection limit, confirm this conclusion.

TOC is not described in detail because 95 % of the data collected, which again is mostly obtained as a result of continuous monitoring, are below 1 - 2 mg/Nm³. Two installations have higher yearly average emission of 4 and 6 mg/Nm³.

O_2 data are given to indicate that the average concentration level is close to the standard reference value of 11 %, to which all raw data have to be calculated.

Oxides of nitrogen
In the graph below the yearly average NO_X values for all installations are given and given as:

- average concentration of NO_X expressed as NO_2, in mg/Nm³, 11 % O_2, dry and standard conditions
- average mass flow of NO_X expressed as NO_2 in g/t of incinerated waste.

The data are the result of continuous measurements of this parameter in the flue-gas. The individual measurement points are in general integrated over half an hour, and then respectively the daily, monthly and yearly averages are calculated. The analytical lower determination level for continuous monitoring of this parameter is usually 5 - 10 mg/Nm³.

For each installation the installed NO_X abatement technique is shown, which may be:

- the use of selective non catalytic reduction (indicated as SNCR)
- the use of selective catalytic reduction (indicated as SCR)
- no specific abatement technique.

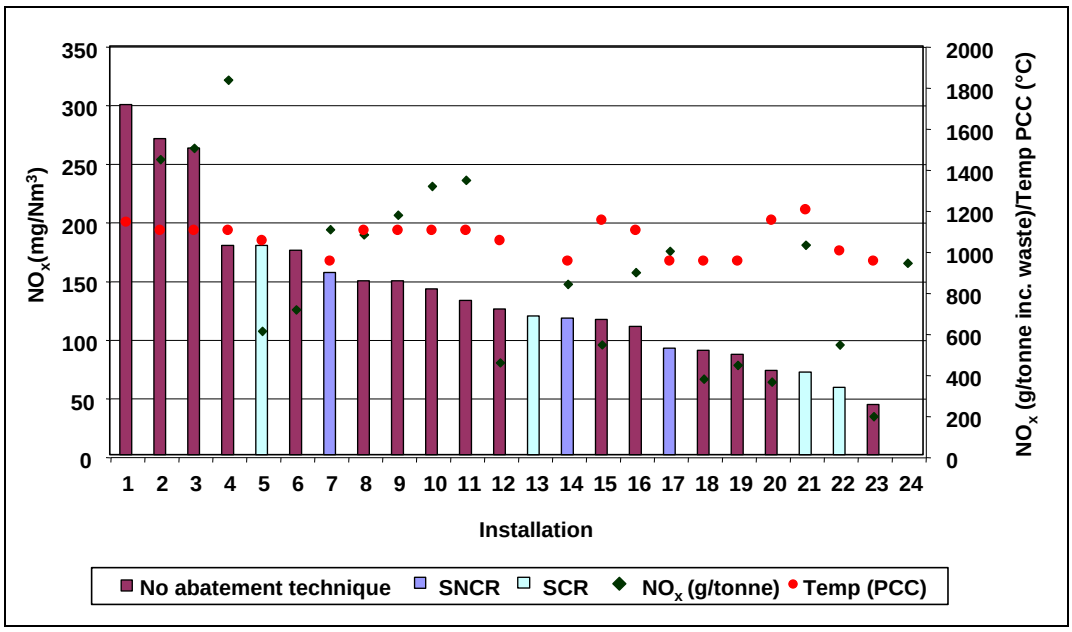

Figure 3.1: Graph of NO_X annual average emissions to air and applied abatement technique at European HWIs
[41, EURITS, 2002]

General conclusions from the graph:

- 90 % of the installations perform below 200 mg/Nm³
- 50 % of the installations perform between 50 - 150 mg/Nm³. For these there is no clear direct relationship with the abatement technique which is installed (note: some installations operate at a set point which is not the lowest level that is technically achievable, e.g. No. 5 an SCR operating at 180 mg/Nm³)
- for the four installations equipped with an SCR, the emissions are 180, 120, 72 and 59 mg/Nm³, respectively. The set point for the operation of each of these installations is different and does not necessarily reflect the lowest level that is technically achievable. In addition, the influence of conditions which determine the formation of NO_X during incineration cannot be deduced from the available data
- for the three installations equipped with an SNCR, the emissions are 157, 118 and 93 mg/Nm³ respectively; for these results the same remark applies as that given in previous bullet points
- for the other installations not equipped with an SCR/SNCR there is a wide variation in the emissions, mainly as a result of the different conditions for NO_X formation in the individual installations
- several of the installations without SCR or SNCR but with low NO_X emissions (<120 mg/Nm³) operate at lower temperatures in the post combustion chamber (PCC): 950 - 1000 °C, in comparison with other installations operating at 1100 - 1200 °C in the PCC.

Dust

In the graph below, the yearly average dust values for all installations are given and given as:

- the average concentration of dust in mg/Nm³, 11 % O_2, dry and standard conditions
- the average mass flow of dust in g/tonne incinerated waste.

The data are the result of continuous measurements of this parameter in the flue-gas. The individual measurement points are, in general, integrated over half an hour, and then respectively the daily, monthly and yearly average is calculated. The analytical lower determination level for continuous monitoring of this parameter is around 1 - 2 mg/Nm³.

For each installation the dust emission technique is indicated. In this case, there is:

- the use of electrostatic precipitators (ESPs), a dry ESP or a wet ESP
- the use of a bag house filter
- the use of a combination of these two techniques.

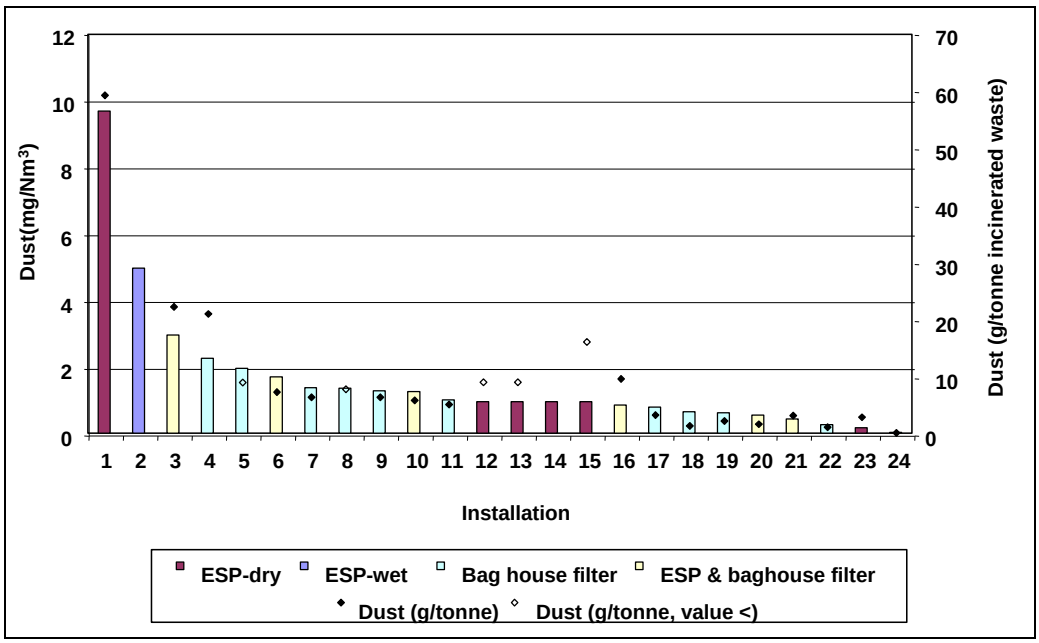

Figure 3.2: Graph of annual average dust emissions to air and applied abatement technique at European HWIs
[41, EURITS, 2002]

General conclusions from the graph:

- 96 % of the installations perform below 5 mg/Nm³
- one installation has a dust emission between 5 - 10 mg/Nm³.

HCl

In the graph below, the yearly average HCl values for all installations are given and given as:

- the average concentration of HCl and volatile chloride compounds in mg/Nm³, 11 % O_2, dry and standard conditions
- the average mass flow of HCl in g/t incinerated waste.

The data are the result of continuous measurement of this parameter in the flue-gas. The individual measurement points are, in general, integrated over half an hour, and then respectively the daily, monthly and yearly average is calculated. The analytical lower determination level for continuous monitoring of this parameter is about 1 - 2 mg/Nm³.

For each installation the installed HCl abatement technique is shown. The techniques used are:

- initial quenching of the flue-gases
- the use of a wet scrubber (injection of lime-based compounds in water) with subsequent evaporation of scrubbing water
- the use of a wet scrubber with subsequent discharge of the treated scrubbing water
- the use of a dry or semi-wet scrubber with the injection of lime based compounds in water
- the injection of $NaHCO_3$.

Most of the HCl in raw flue-gases from hazardous waste incineration originates from organics containing chlorine but some of it also comes from inorganic salts such as NaCl.

At the temperatures achieved during incineration the Deacon equilibrium is important to consider:

$$4\ HCl + O_2 \Leftrightarrow 2\ H_2O + 2\ Cl_2\ (+\ 114.5\ kJ)$$

During the combustion of hydrocarbon-containing waste the equilibrium is shifted to the left side of the equation, due to the fact that during combustion an excess of H_2O is formed, and as a result, chlorine is present in the HCl form in the combustion gas. When, for example, low hydrogen-containing waste, e.g. PCB, is incinerated this is not the case and the equilibrium is shifted to the right side of the equation, meaning that a mixture of HCl and Cl_2 will be formed. In this case, the flue-gas cleaning has to be adapted for the de-chlorination of the combustion gases.

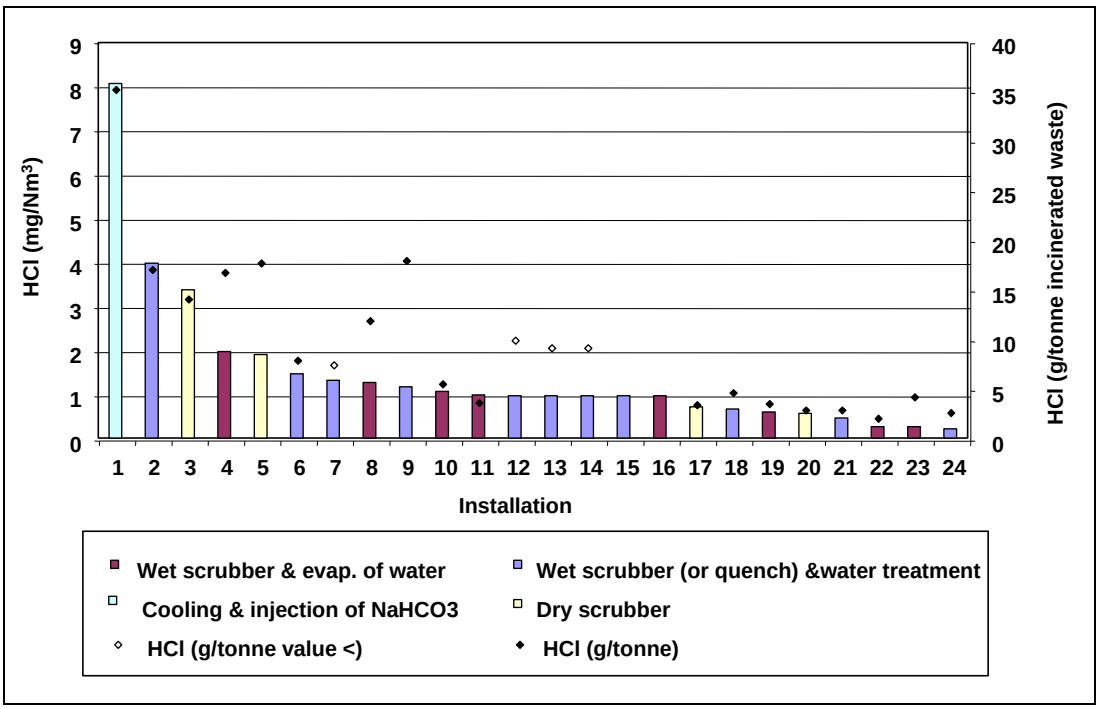

Figure 3.3: Graph of HCl annual average emissions to air and applied abatement technique at European HWIs
[41, EURITS, 2002]

General conclusions from the graph:

- 90 % of the installations perform below 2 mg/Nm³
- this data does not reveal any clear relationship between technique and annual average emission levels
- for the three other installations the emissions are 8, 4 and 3 mg/Nm³ respectively.

SO_2

In the graph below, the yearly average SO_2 values for all installations are given. These are given as:

- average concentrations of SO_2 in mg/Nm³, 11 % O_2, dry and standard conditions
- average mass flow of SO_2 in g/t incinerated waste.

The data are the result of continuous measurements of this parameter in the flue-gas. The individual measurement points are in general integrated over half an hour, and then the daily, monthly and yearly average respectively is calculated. The analytical lower determination level for continuous monitoring of this parameter is around 1 - 5 mg/Nm³.

For each installation the installed SO_2 emission abatement technique is shown. In this case there is:

- initial quenching of the flue-gases
- the use of a wet scrubber (injection of lime-based compounds in water) and subsequently the evaporation of the scrubbing water
- the use of a wet scrubber and subsequently the discharge of the treated scrubbing water
- the use of a dry or semi-wet scrubber (injection of lime-based compounds in water)
- the injection of $NaHCO_3$ in the flue-gas transport channel.

The formation of SO_2 in incineration processes originates from S-compounds in the waste e.g.

$$C_xH_yS + z\ O_2 \Leftrightarrow CO_2 + SO_2 + H_2O$$

There is a direct linear relationship between the amount of SO_2 in the raw flue-gases and the amount of sulphur in the waste. Most sulphur containing compounds, also inorganic, degrade during combustion and end up in the raw gas as SO_2.

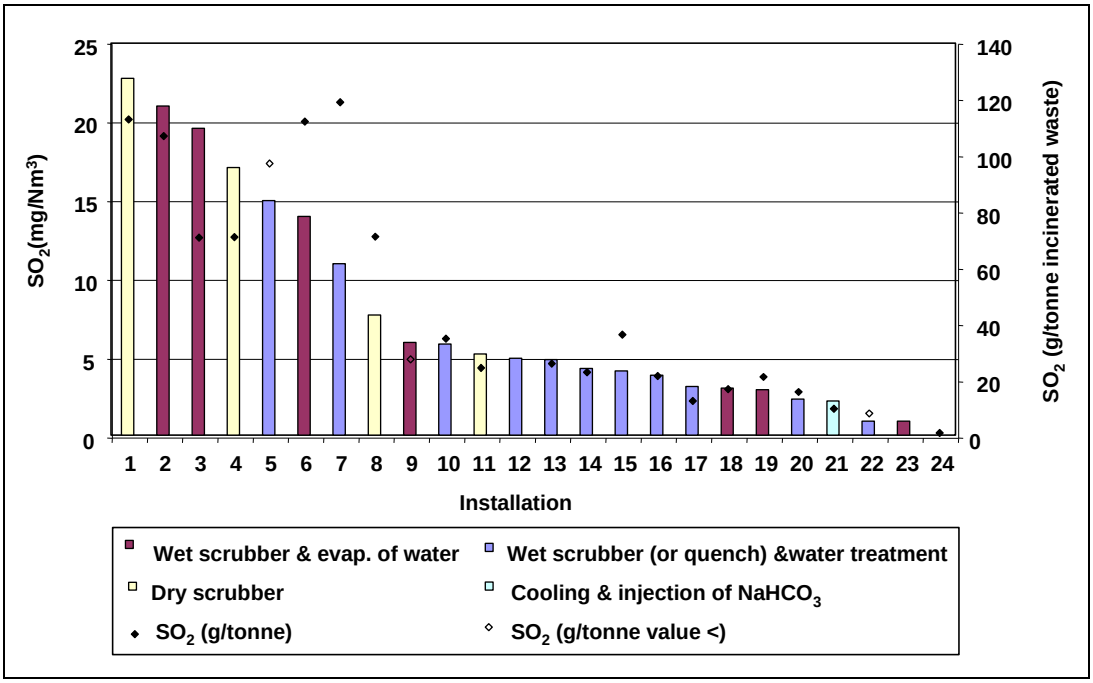

Figure 3.4: Graph of annual average sulphur dioxide emissions to air and applied abatement technique at European HWIs
[41, EURITS, 2002]

General conclusions from the graph:

- 90 % of the installations perform below 20 mg/Nm³
- dry systems give results in the range of 5 – 23 mg/Nm³, with a median value of approx. 12 mg/Nm³. SO_X abatement is reported to be improved with dry sodium bicarbonate than dry lime systems [74, TWGComments, 2004]
- wet systems give results in the range of 2 – 22 mg/Nm³, with a median value of approx 4 mg/Nm³
- about 50 % of the installations perform below 5 mg/Nm³ which is near the analytical lower determination level for continuous monitoring of this parameter
- for the two other installations the emissions are respectively 23 and 21 mg/Nm³.

Mercury

In the graph below, the yearly average mercury values for all installations are given. These are given as:

- the average concentration of mercury in mg/Nm³, 11 % O_2, dry and standard conditions
- the average mass flow of mercury in g/t incinerated waste.

The data of eight installations are the result of continuous measurements of this parameter in the flue-gas. The individual measurement points are in general integrated over half an hour, and then the daily, monthly and yearly average respectively is calculated. The analytical lower determination level for continuous monitoring of this parameter is 1 - 2 µg/Nm³.

All of these continuously monitored installations have yearly average emission levels below 5µg/Nm³.

The data of the other installations are obtained by periodic discontinuous Hg measurements, ranging from twice a month to twice a year. The analytical lower determination level for this method is 1 µg/Nm³.

For each installation the installed mercury abatement technique is shown. In this case, there is:

- the use of a wet scrubber system (the lower the pH of the scrubbing water, the higher the removal efficiency of Hg)
- the injection of activated carbon (or an alternative reagent, e.g. brown-coal cokes)
- the use of a static activated carbon filter (or an alternative reagent, e.g. brown-coal cokes).

In the graph, the availability of activated carbon injection or the presence of an activated carbon filter is not mentioned because all the installations are equipped with it, except installations numbered 5, 6 and 11.

The mercury in the flue-gases originates from mercury-containing waste. There is a direct linear relationship between the amount of mercury in the raw flue-gases and the amount of mercury in the waste. For one installation equipped with wet gas scrubbing and an activated carbon filter, it is calculated that the total mercury input via the waste amounts to 1000 kg/yr for an installation with an incineration capacity of 50000 t/yr. Taking into account a maximum yearly-emitted Hg flow via the flue-gases of less than 1.25 kg/yr, this means a total removal efficiency of 99.99 %.

Installations with a continuously or temporarily high Hg input are able to add sulphur-containing reagents in the wet scrubber system to increase the removal efficiency of Hg. The screening of the waste inputs for Hg is, therefore, important.

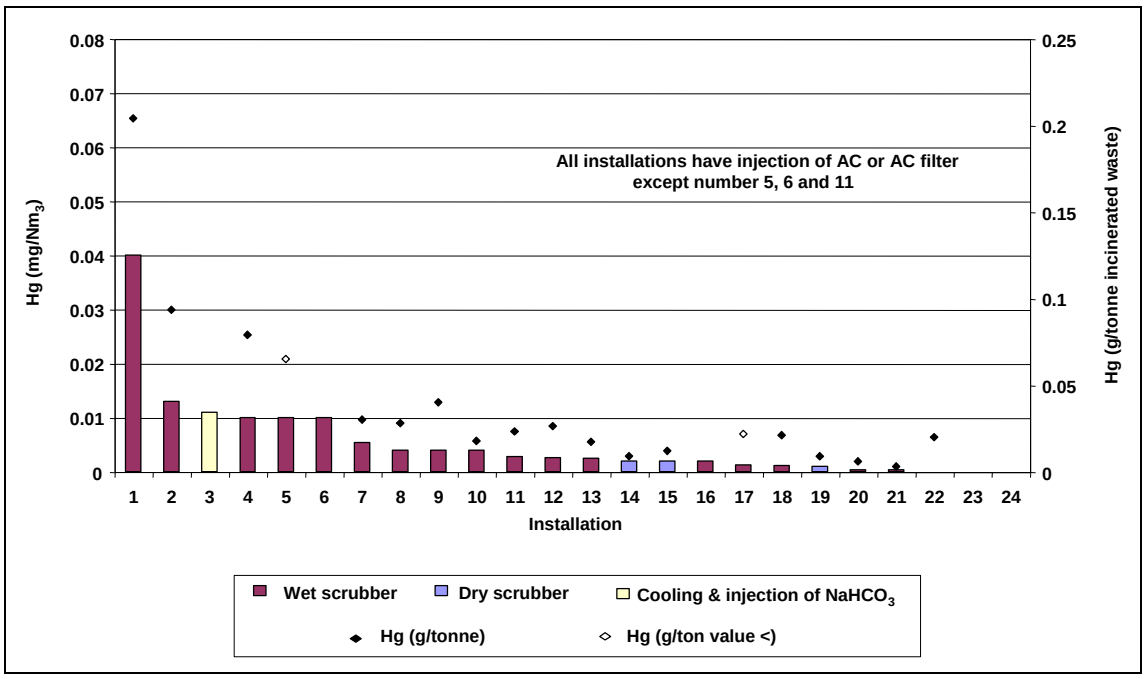

Figure 3.5: Graph of Hg annual average emissions to air and applied abatement technique at European HWIs
Source [41, EURITS, 2002]

General conclusions from the graph:

- 90 % of the installations perform below 0.01 mg/Nm³
- for the 3 other installations the emissions are 0.06, 0.04 and 0.013 mg/Nm³ respectively.

Although not shown in these results, practical experience is that the type of activated carbon (physical characteristics and the impregnation of the carbon) has an influence on Hg removal efficiency.

Other metals: Sum of As, Sb, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn

In the graph below, the yearly average metal emissions for all installations are given. These values are given as:

- the average concentration of the sum of the metals in mg/Nm³, 11 % O_2, dry and standard conditions
- the average mass flow of the sum of the metals in g/t incinerated waste.

For most installations this shows an average concentration of two to eight discontinuous measurements a year. These measurements are performed based on the US Environmental Protection Agency (EPA) Method 29.

Over 60 % of the installations perform under 0.2 mg/Nm³.

Detection limit reporting differences:
The key potential difference in reported values is partly a result of the manner of reporting of undetected metals. In some countries these metals are calculated as zero, in other countries the detection limit values of the metals are reported.

The detection limit of the analysed metals depends on the total amount of sample taken and on the type of metal analysed (detection limits up to 0.018 mg/Nm³ for some metals are reported).

In other countries one detection limit value (0.001 or 0.005 mg/Nm³) for all metals is reported, independent of the type of metal or the amount of sample taken.

Taking account of the detection limit value of the undetected metals, results in the reporting of a much higher sum value of the ten reported metals.

As a result only the data equal to or higher than 0.05 mg/Nm³ are shown in the graph and the results below 0.05 mg/Nm³ are indicated as less than 0.05 mg/Nm³.

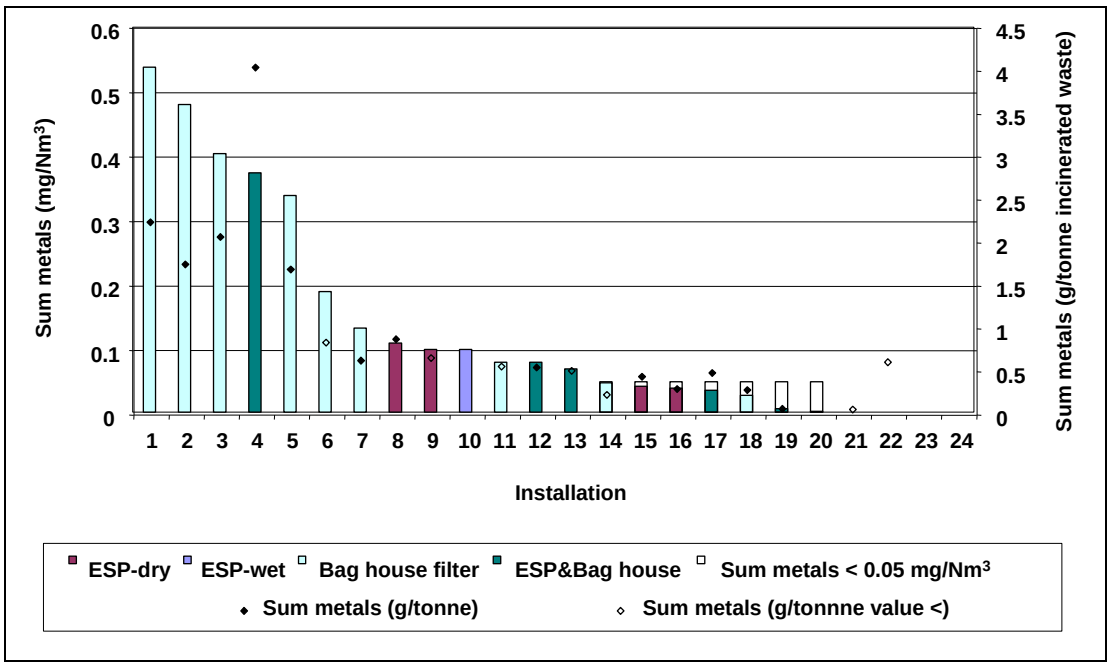

Figure 3.6: Annual average emissions to air of other metals and applied abatement technique at European HWIs
Source [41, EURITS, 2002]

General conclusions from the graph:

- 63 % of the installations perform below 0.2 mg/Nm³ and for these installations there is no direct relationship with the abatement technique that is installed
- the other five installations, all equipped with a bag-house filter, have a higher metal emission.

Cadmium and thallium

In the graph below, the yearly average metal emissions for all installations are given. These values are given as:

- the average concentration of the sum of Cd and Tl in mg/Nm³, 11 % O_2, dry and standard conditions.

For most installations this shows an average concentration of two to eight discontinuous measurements a year. These measurements are performed based on the US Environmental Protection Agency (EPA) Method 29.

75 % of the installations perform under 0.02 mg/Nm³. The key potential difference in reported values is partly a result of the different way of treatment of undetected metals as discussed in the paragraph on *other metals* (above). Using the detection limit value of the undetected metals results in a higher sum value of the reported metals. As a result, only the data equal to or higher than 0.01 mg/Nm³ are shown in the graph and the results below 0.01 mg/Nm³ are indicated as less than 0.01 mg/Nm³.

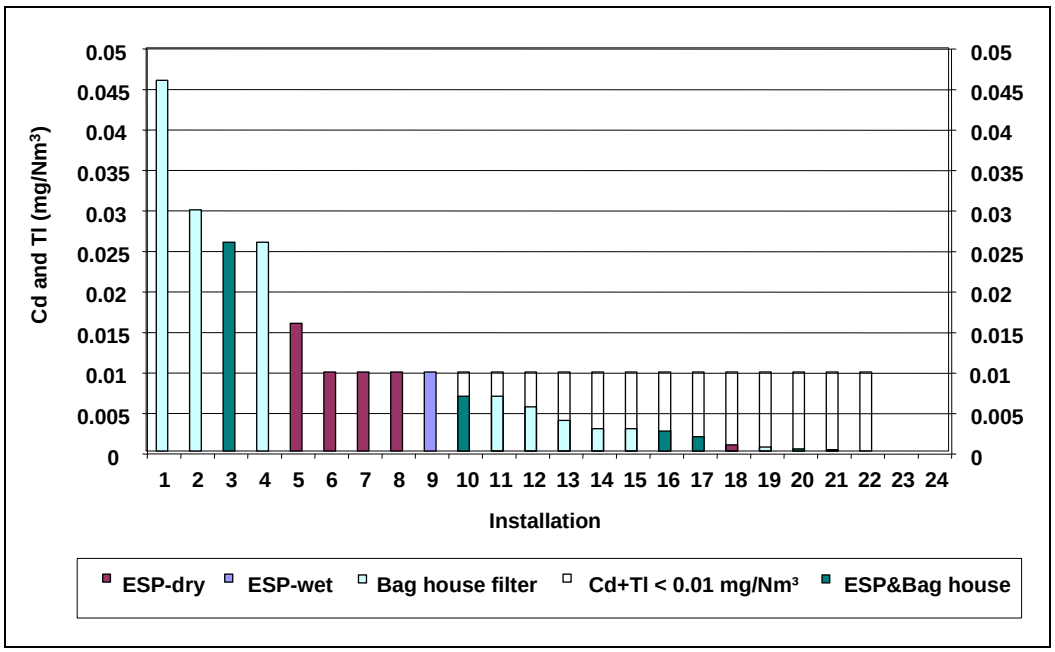

Figure 3.7: Graph of Cd and Tl annual average emissions to air and applied abatement technique at European HWIs
[41, EURITS, 2002]

Dioxins and furans

In the graph below, the data for polychlorinated dibenzo-dioxins (PCDD) and polychlorinated dibenzofurans (PCDF) for all surveyed installations are given. These are given as average concentrations expressed as TEQ ng/Nm³, 11 % O_2, dry and standard conditions. For most installations, it shows an average of two to four discontinuous measurements a year (based on CEN: EN1948).

Detection limit differences:
Between the official laboratories which are certified for the determination of dioxins, there is a large difference in the reporting of the attainable detection limit of the analytical method. It ranges from 0.01 to less than 0.001 ng TEQ/Nm³, notwithstanding the fact that comparable sampling procedures are followed (e.g. 6 - 8 hour sampling period). The lowest detection limits are reported by German laboratories.

Here, only the data equal or higher than 0.01 ng TEQ/Nm³ are shown in the graph and the results below 0.01 ng TEQ/Nm³ are indicated as less than 0.01 ng TEQ/Nm³.

The key potential difference in reported values is possibly a result of the inconsistent treatment of undetected PCDD/PCDF isomers some being calculated at the LOD (EN 1948 pt 3 refers), others being calculated as zero. The relative influence of the variation therein, is the function merely of the respectively assigned toxic equivalence factor (TEF) for that isomer.

From the graph, no specific conclusion can be drawn regarding the performance of the different techniques, as the ranking of the results is not directly related to the type of abatement technique installed. The low emission values and the variable accuracy of the analytical measurements at this level are additional confounding factors. Monitoring results from plants using continuous sampling show similar levels as short period monitoring.

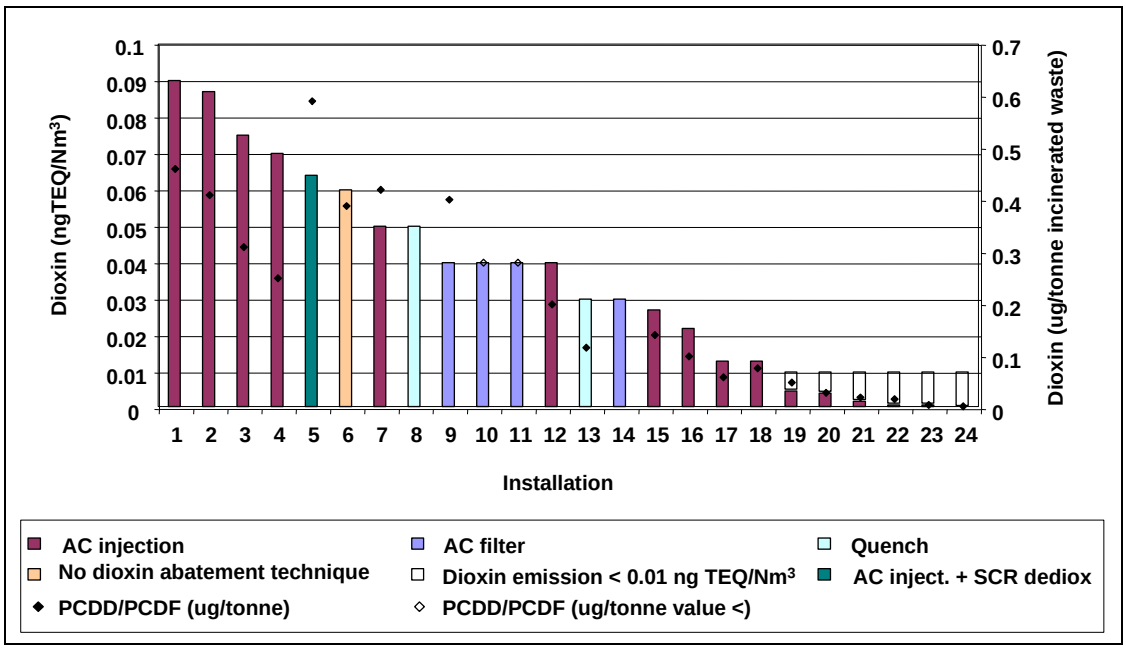

Figure 3.8: Graph of PCDD/F annual average emissions to air and applied abatement technique at European HWIs
[41, EURITS, 2002]

PCBs and PAHs

The emission of Poly-Chlorinated-Biphenyls (PCBs) is not always monitored. The available data show values mostly less than detection limit and ranging from <1 µg/Nm³ to <2 ng/Nm³. Here again, a critical analytical remark has to be made about the variability of the reported detection limits of the measurement methods.

The emission of Poly-Aromatic-Hydrocarbons (PAHs) is also not always monitored. The available data show values range from <1 µg/Nm³ to <0.1 µg/Nm³. Here also, a critical analytical remark has to be made about the variability of the reported detection limits of the measurement methods.

Carbon monoxide

Combustion efficiency is partly described by CO levels, which also indicates formation of also other Products of Incomplete Combustion (PICs).

The yearly average values for all installations surveyed, obtained as a result of continuous measurements vary from 3 to 26 mg/Nm³.

CO is a typical parameter with a low baseline emission but which periodically shows sharp peak emissions, due to sudden variations in local combustion conditions (e.g. variations in temperature of parts of the kiln). The monitoring and control of these peak emissions is an important aspect of the daily operation of an incinerator. With the pretreatment of drummed waste and feed equalisation it is possible to decrease CO peaks.

Figure 3.9 below shows the reductions in CO emission achieved at an HWI following the introduction of drum shredding and other waste input blending techniques (technique described in Section 2.2.2.4 and Figure 2.2):

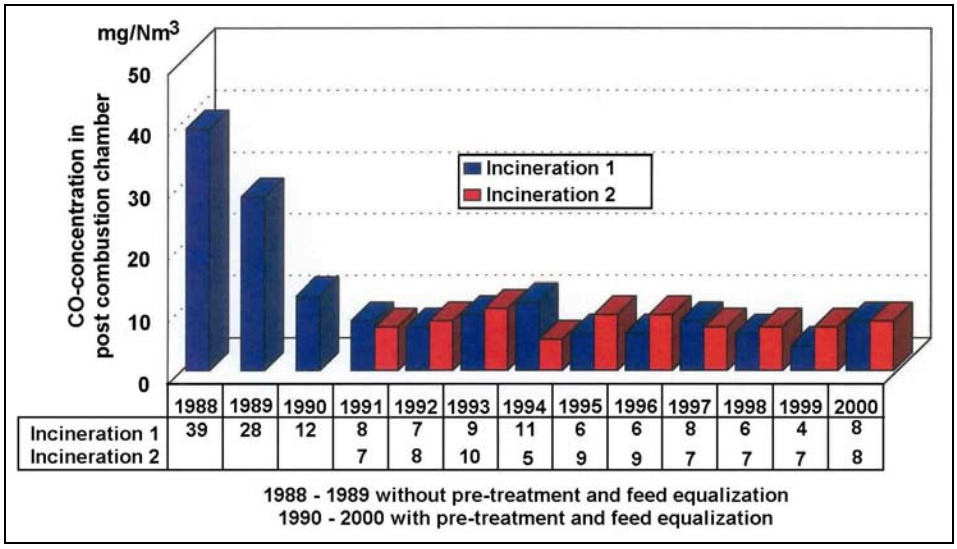

Figure 3.9: CO emission reductions achieved following introduction of pretreatment techniques at a hazardous waste incinerator
[20, EKOKEM, 2002]

3.3 Emissions to water

3.3.1 Volumes of waste water arising from flue-gas treatment

[1, UBA, 2001]
Water is used in waste incineration for various purposes. Wet flue-gas cleaning systems give rise to waste water whereas semi-wet and dry systems generally do not. In some cases the waste water from wet systems is evaporated and in others it is treated and discharged.

Table 3.23 shows examples of the typical quantities of scrubbing water arising from the flue-gas cleaning of waste incineration plants.

Plant type and waste throughput	Type of flue-gas cleaning	Approx. quantity of waste water (m^3/tonne waste)
Municipal waste incineration plant with a throughput of 250000 t/yr	2 stages, with milk of lime	0.15 (design value)
Municipal waste incineration plant with a throughput of 250000 t/yr	2 stages, with sodium hydroxide (before condensation facility)	0.3 (operating value)
Hazardous waste incineration plant with a throughput of 60000 t/yr	2 stages, with milk of lime	0.15 (annual average)
Hazardous waste incineration plant with a throughput of 30000 t/yr	2 stages, with sodium hydroxide	0.2 (annual average)

Table 3.23: Typical values of the amount of scrubbing water arising from FGT at waste incineration plants treating low chlorine content wastes
[1, UBA, 2001]

3.3.2 Other potential sources of waste water from waste incineration plants

[1, UBA, 2001]
Besides the waste water from the flue-gas cleaning, waste water can also arise from a number of other sources. Regional rainfall variations can have a great effect. Owing mainly to differences on installation design, not all of these waste water streams will arise at all plants and those given here are streams which may arise:

Waste water	Approx. amount	Occurrence
Chimney condensates after wet scrubbing	• 20 m³/d • 6600 m³/yr	(c) continuous
Wet ash removing/wet declining	• 5 m³/d • 1650 m³/yr	c
Reversible flow water from ion exchanger	• 1 m³/4 weeks • 120 m³/yr	(d) discontinuous
Boiler water	• 500 m³/yr	d
Water from the cleaning of storage containers	• 800 m³/yr	d
Other cleaning water	• 300 m³/yr	d
Contaminated rainwater	• 200 m³/yr (Germany)	d
Laboratory water	• 200 m³/yr	d
Data calculated on the basis of 330 operating days per year		

Table 3.24: Other possible waste water sources, and their approximate quantities, from waste incineration plants
[1, UBA, 2001]

3.3.3 Installations free of process water releases

[1, UBA, 2001]
In some incineration plants waste water arising from wet gas scrubbing is evaporated in the incineration process using a spray dryer. This can eliminate the need for effluent releases from the process.

In such cases the waste water is generally pretreated in an Effluent Treatment Plant (ETP), before it is fed to the spray dryer. Treatment in an ETP can help to prevent the recirculation and accumulation of some substances. Hg recirculation is of particular concern, and specific reagents are usually added to provide a means for Hg removal from the system.

Salt (NaCl) can be recovered from the treated effluent for possible industrial uses, or may be collected in the FGT residues.

3.3.4 Plants with physico–chemical waste water treatment

[1, UBA, 2001]
The treatment of waste water from the flue-gas cleaning in waste incineration plants is not fundamentally different from the treatment of waste water from other industrial processes.

Waste water from municipal waste incineration plants mainly contains the following substances, which require treatment:

- heavy metals, including mercury
- inorganic salts (chlorides, sulphates etc.)
- organic compounds (phenols, PCDD/PCDF).

The following table shows typical contamination levels of waste water from flue-gas cleaning facilities of municipal and hazardous waste incineration plants before the treatment of waste water.

Parameter	Municipal waste incineration			Hazardous waste incineration for common commercial plants		
	Minimum	Maximum	Average	Minimum	Maximum	Average
pH Value	<1		n/a	*No data*	*No data*	n/a
Conductivity (µS)		>20000		*No data*	*No data*	
COD mg/l)	140	390	260	*No data*	*No data*	22
TOC mg/l)	47	105	73	*No data*	*No data*	
Sulphate mg/l)	1200	20000	4547	615	4056	
Chloride mg/l)	85000	180000	115000	*No data*	*No data*	
Fluoride mg/l)	6	170	25	7	48	
Hg (µg/l)	1030	19025	6167	0.6	10	
Pb mg/l)	0.05	0.92	0.25	0.01	0.68	
Cu mg/l)	0.05	0.20	0.10	0.002	0.5	
Zn mg/l)	0.39	2.01	0.69	0.03	3.7	
Cr mg/l)	<0.05	0.73	0.17	0.1	0.5	
Ni mg/l)	0.05	0.54	0.24	0.04	0.5	
Cd mg/ l)	<0.005	0.020	0.008	0.0009	0.5	
PCDD/PCDF (ng/l)	*No data*	*No data*	*No data*	*No data*	*No data*	*No data*

Table 3.25: Typical contamination of waste water from wet FGT facilities of waste incineration plants before treatment
[1, UBA, 2001]

The following two tables show:

- Table 3.26 shows the annual specific emissions to surface water and/or sewer from various waste incinerators in the Netherlands in 1999.
- Table 3.27 shows the impact of waste water treatment on the effluent from a MSWI and provides a comparison of this performance with various standards.

Site	Incinerated	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn	Chlorides	Sulphates	COD	N-Kjeldahl
	(kt/yr)	mg/t)	mg/t)	mg/t)	mg/t)	mg/t)	mg/t)	mg/t)	mg/t)	(g/t)	(g/t)	(g/t)	(g/t)
Municipal Waste Incineration													
Gevudo	171	23.2	9.1	17	115	3.04	72	39.9	552	4990	2070	298	46
AVR Rotterdam	386	0.5	0.3	5	6	0.10	9	8.6	4	n/a	n/a	15	1
AVR-Botlek	1106	0.6	2.7	2	4	0.72	5	2.1	20	n/a	n/a	34	4
AVR AVIRA	301	0.0	2.0	2	6	0.07	2	1.6	26		0	133	10
AVI Roosendaal	55	4.4	0.1	7	62	0.02	16	4.9	45	0	0	24	1
ARN	250	3.7	1.3	43	25	0.71	23	44.4	181	708	111	207	131
AVI Amsterdam	789	0.0	0.0	0	0	0	0	0	0		0	0	0
AVI Noord-	452	0.1	0.1	1	3	0.02	4	0.4	27	1	n/a	n/a	n/a
AVI Wijster	433	23.1	0.0	30	58	0.16	53	36.9	226	335	84	380	44
AZN	603	0.2	0.2	0	2	0.17	0	0.3	23	4602	254	18	4
AVI Twente	285	n/a	0.0	0	0	n/a	0	0.0	1	2	n/a	12	1
Hazardous Waste Incineration													
AVR-Chemie DTs	44	4.6	4.6	14	25	6.84	23	18.3	228	n/a	n/a	319	26
Clinical Waste Incineration													
ZAVIN	7	191.1	632.1	658	2694	4391.27	11676	459.0	72832	n/a	n/a	658	16
Sewage Sludge Incineration													
DRSH	368	21.4	3.5	5	79	5.97	15	3.0	92	1561	4560	1829	n/a
SNB	406	5.8	0.6	18	17	1.23	8	12.3	51	725	31	816	768
V.I.T.	89	1.9	1.5	3	14	0.51	19	6.0	56	n/a	56083	155	30

Table 3.26: Releases to surface water and sewers from Dutch waste incinerators in 1999 [2, infomil, 2002]

Contaminant	Waste water														
	Limit values			Input			Treated effluent (Trimercaptotriazine add. 150 ml/m³)			Input			Treated effluent (Trimercaptotriazine add. 55 ml/m³)		
				First stage wet scrubber 289 l/t waste input						Second stage scrubber 55 l/t waste input					
		German 33Abw	EC Dir. 2000/76	Range			Range			Range			Range		
				Min.	Max.	Avg.	Min.	Max.	Avg.	Min.	Max.	Avg.	Min.	Max.	Avg.
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
pH				0.3	0.6	0.5	6.7	8.3	7.6	7.4	8.4	8.1	9.4	11.1	10.3
Susp. solids	95 % 100 %	30 45	30 45										1 1	56 (1) 56 (1)	23.8 23.8
Hg		0.03	0.03	1.8	5.7	3.6	<0.001	0.013	0.01	0.04	1.42	0.82	<0.001	0.013	<0.003
Cd		0.05	0.05	<0.01	0.76	0.45	<0.01	<0.01	<0.01	0.1	0.62	0.37	<0.01	0.02	<0.01
Tl		0.05	0.05	<0.01	0.03	0.028	<0.01	0.013	<0.01	<0.01	0.02	0.016	<0.01	0.023	<0.013
As		0.15	0.15	<0.03	0.1	0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.08	0.06	<0.03	<0.10	<0.04
Pb		0.1	0.2	1.2	24	8.8	0.03	1.2	0.13	0.7	9.2	3.5	<0.05	1.4 (2)	<0.11
Cr		0.5	0.5	0.46	1.3	0.7	<0.02	<0.02	<0.02	0.02	0.14	0.06	<0.02	0.03	<0.02
Cu		0.5	0.5	1.9	29	8.6	0.1	0.32	0.23	0.81	3.1	1.4	0.02	0.79 (3)	0.10
Ni		0.5	0.5	1.9	4.5	2.5	0.23	0.64	0.41	0.02	0.13	0.08	<0.02	0.83 (4)	<0.20
Zn		1.0	1.5	4.1	67	24	0.17	0.25	0.22	6.9	36	17	0.01	1.7 (5)	0.19
Dioxin	ng/l	0.3	0.3	In liquids		0.01			<0.01			<0.01			<0.01
Dioxin	ng/l			In solids		11.7			0.25			15.9			0.32

Notes:
1. 1 in excess of 24 measurements in 2001
2. 5 in excess of 104 measurements 0.18 – 0.27 (1 x 1.4) mg/l in 2001
3. 2 in excess of 104 measurements 0.66 and 0.79 mg/l in 2001
4. 3 in excess of 104 measurements 0.57- 0.83 mg/l in 2001
5. 1 in excess of 104 measurements in 2001

Table 3.27: Waste water quality (after treatment with Trimercaptotriazine) - Comparison between raw and treated waste water and various standards [52, Reimann, 2002]

3.3.5 Hazardous waste incineration plants - European survey data

[EURITS, 2002 #41]

The data in this section describe the emissions to water arising from treated flue-gas waste water streams. The data are taken from a survey of European merchant hazardous waste incinerators as reported by [EURITS, 2002 #41].

3.3.5.1 General overview of emissions to water from European HWI

An overview of the yearly average minimum and maximum concentrations for the different installations is given in Table 3.28.

The concentration of most parameters varies a lot between the different installations, as does the water flow (expressed in litre per kilogram of waste incinerated).

	Yearly average	
Parameter all mg/l (unless stated)	**Minimum**	**Maximum**
Suspended solids	3	60
COD	<50	<250
Cd	0.0008	0.02
Tl	0.01	0.05
Hg	0.0004	0.009
Sb	0.005	0.85
As	0.0012	0.05
Pb	0.001	0.1
Cr	0.001	0.1
Co	<0.005	<0.05
Cu	0.01	0.21
Mn	0.02	0.2
Ni	0.004	0.11
V	<0.03	0.5
Sn	<0.02	<0.5
Zn	<0.02	0.3
Cl^-	3000	72000
SO_4^{2-}	300	1404
Dioxins (ng TEQ/l)	0.0002	<0.05
Flow of water (l/kg waste)	0.2	20

Table 3.28: Annual average range of concentrations of the emissions to water after treatment from merchant hazardous waste installations that discharge waste water
[EURITS, 2002 #41]

Table 3.29 below shows the emissions to water as the mass flow of these components in mg/kg of waste input:

	mg/kg waste incinerated)	
Parameter	**Minimum**	**Maximum**
Suspended solids	2.4	325
COD	76.5	1040
Cd	0.001	0.16
Hg	0.00048	0.112
Sb	0.0325	0.72
As	0.001	0.325
Pb	0.0084	0.65
Cr	0.0024	2
Co	0.045	0.325
Cu	0.0085	4.2
Mn	0.023	1
Ni	0.0042	2
V	0.325	0.6
Sn	0.09	0.565
Zn	0.0226	1.95
Cl	4520	60000
SO_4^{2}	240	6572

Table 3.29: Mass flows of the emissions to water from surveyed merchant HWIs in Europe [EURITS, 2002 #41]

3.3.5.2 Overview by parameter of emissions to water from European HWI

Suspended solids

In the graph below, the yearly average values for suspended solids released for all of the surveyed installations are given as suspended solids in mg/l effluent.

For each installation the type of waste water treatment technique effective for suspended solids is shown; these are:

- the use of a sand filter
- the separate treatment of the acidic and alkali scrubber waters - in this case no forced precipitation, nor post precipitation of $CaSO_4$ is performed, and higher loads of sulphate are discharged
- no additional water treatment step.

From the graph on heavy metals (Figure 3.6) it can be seen that these metals are only a marginal constituent of the suspended solids.

For the origin of the residual suspended solids in the effluent which is discharged, three scenarios can be given:

- residual fractions of the precipitated components which are not removed by decantation or filtration
- when groundwater containing Fe(II) is used in wet flue-gas cleaning, a slow oxidation of Fe(II) to Fe(III) and subsequent precipitation of $Fe(OH)_3$ can result in suspended solids where the residence time in the waste water treatment plant is shorter than the time the reaction needs to be completed
- in other cases, the suspended solid can originate from post precipitation reactions of sulphates and carbonates with Ca^{2+} which is present in the effluent or in other water streams which come into contact with the effluent before discharge and when the residence time is shorter than the time the reaction needs to be completed.

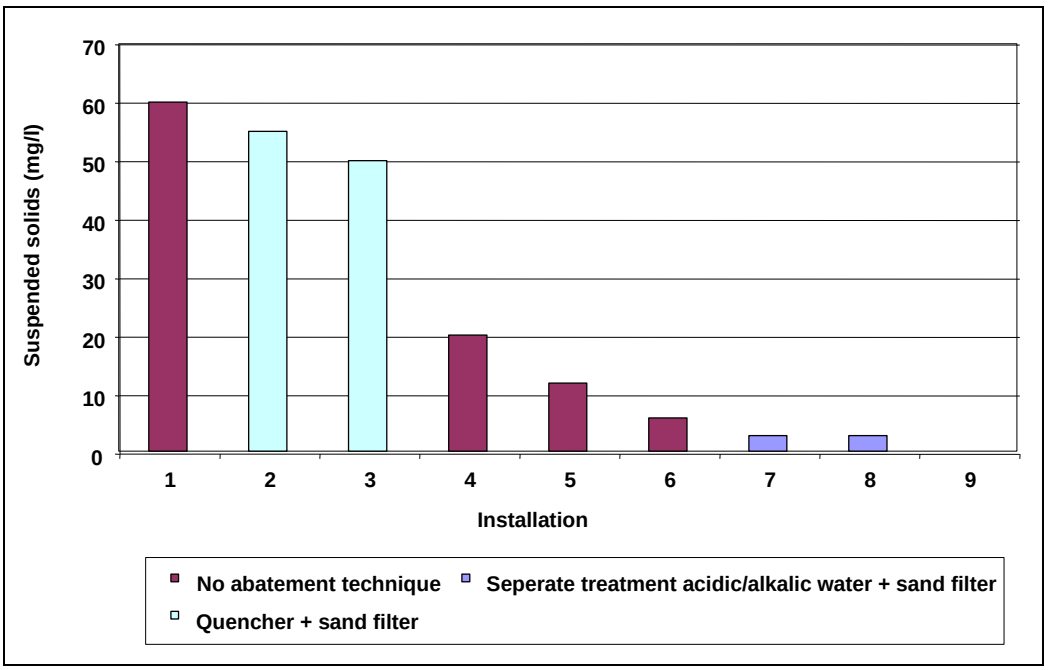

Figure 3.10: Graph of annual average suspended solid discharges to water and applied abatement technique at European HWIs
[EURITS, 2002 #41]

General conclusions from the graph:

- all the installations perform below 60 mg/l
- the installations that have separate treatments for the acidic and alkali scrubber waters achieve the lowest emissions of suspended solids (3 mg/l).

Mercury

In the graph below, the yearly average mercury values for all installations are given. And given as:

- the average concentration in mg/l, for 24 hour representative samples for continuous discharge (90 % of installations) or for batch representative samples for batch discharge (10 % of installations)
- the 95 percentile in mg/l, if daily values or several values a week are available
- the 99 percentile in mg/l, if daily values or several values a week are available.

For five of the waste water streams, Hg is measured daily (or several times a week) and for four installations data are obtained weekly or monthly. It can be concluded that the data in the graph are representative of a complete working year.

For each installation the type of waste water treatment technique is shown, so far as it has an influence on mercury emissions. In this case, there is:

- the precipitation of mercury as a M-sulphide or a M-trimercaptotriazine component
- the precipitation as M-sulphide component and subsequently the use of an activated carbon filter
- no additional water treatment step.

Mercury in the effluent originates, of course, from mercury contained in the waste. It is common practice that incinerators apply an input limit for mercury over a time period.

For one installation equipped with wet gas scrubbing, it is calculated that the total mercury input via the waste, amounts to 2000 kg/yr for an installation with an incineration capacity of 100000 t/yr. Taking into account a maximum yearly emitted Hg flow via the waste water of less than 4 kg/yr, a removal efficiency higher than 99.8 % can be reached based on M-trimercaptotriazine precipitation and subsequent efficient removal of the precipitate.

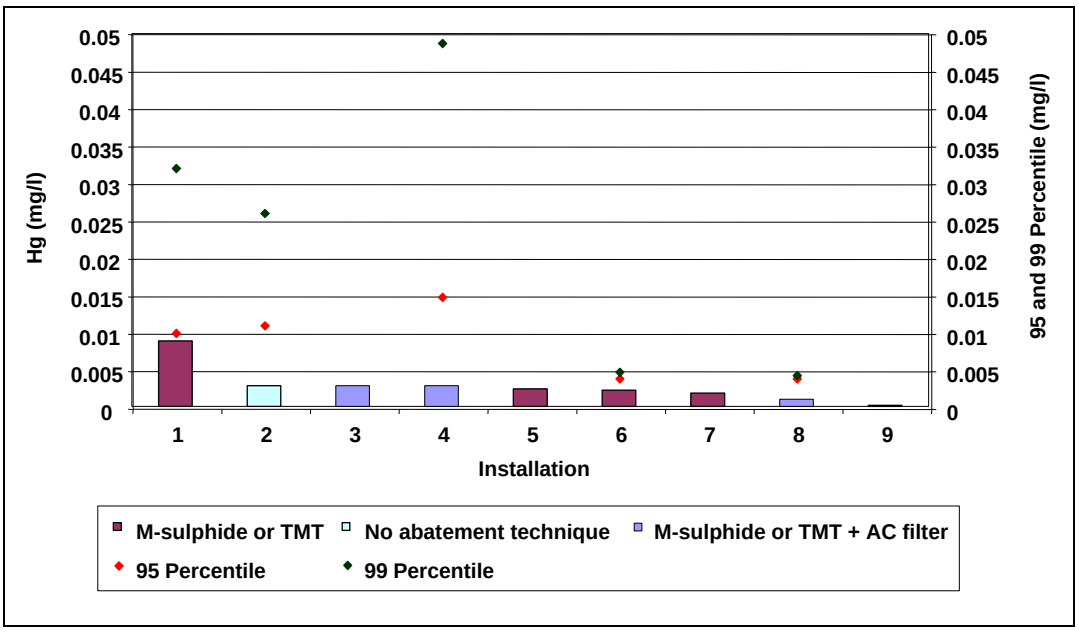

Figure 3.11: Graph of annual average mercury discharges to water and applied abatement technique at European HWIs
[EURITS, 2002 #41]

General conclusions from the graph:

- all the installations perform below 0.01 mg/l
- the 95 and 99 percentile values vary from one installation to another
  - in three cases occasional peak values of Hg are detected (average <P95 <P99) which can amount to 50 µg/l and higher; the reason for this is unexpected situations, e.g. unexpectedly high input or failures of the treatment installation
  - in two cases no peak values are detected (P99= P95 = average); the reason for this is in one case that discharges are made periodically and not continuously, and in the other case the fact that no Hg is present in the raw alkaline scrubber water
- there is no direct relationship visible between the abatement technique and the annual average emission of mercury.

Metal emissions

In the graph below the yearly average metal emissions for all installations are given and given as:

- average concentrations in mg/l, for 24 hour representative samples in the case of continuous discharges (90 % of installations) or for batch representative samples in the case of batch discharges (10 % of installations)
- the 95 percentile in mg/l, if daily values or several values a week are available
- the 99 percentile in mg/l, if daily values or several values a week are available.

The waste water treatment technique used to decrease the metal emissions consists of precipitation of metals as hydroxides and/or as metal sulphide components. Flocculation additives are used to optimise the precipitation.

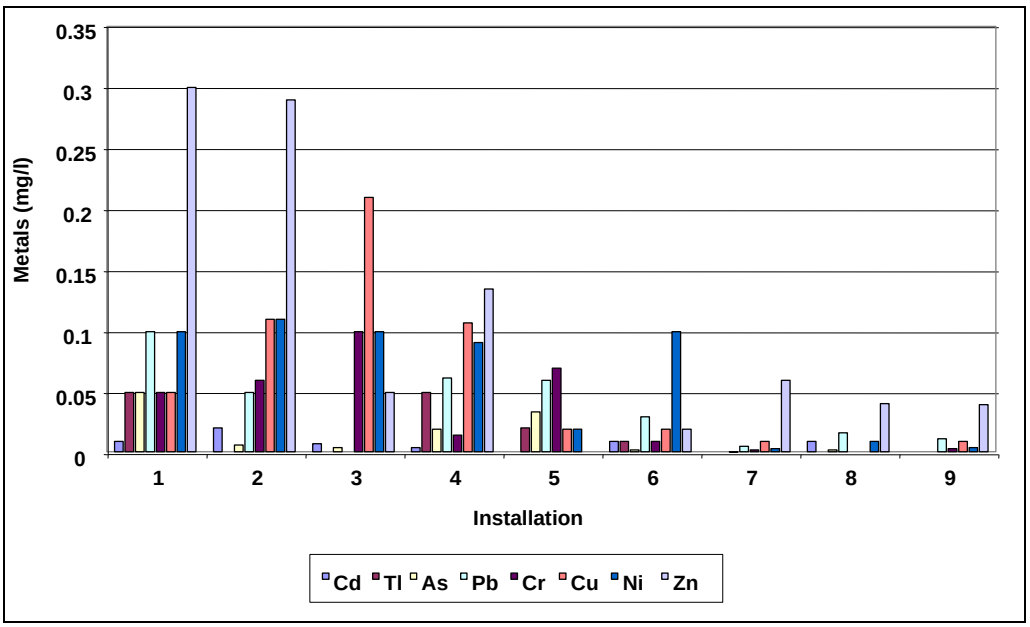

Figure 3.12: Graph of annual average discharges of various metals to water at European HWIs [EURITS, 2002 #41]

General conclusions from the graph:

- almost all the individual metal emissions are below 0.1 mg/l
- only higher values are registered for Zn and Cu in specific cases.

In the following graphs a more detailed overview is given per parameter with 95- and 99-percentile values. From these graphs it can be seen that, in some cases, higher values are sometimes registered.

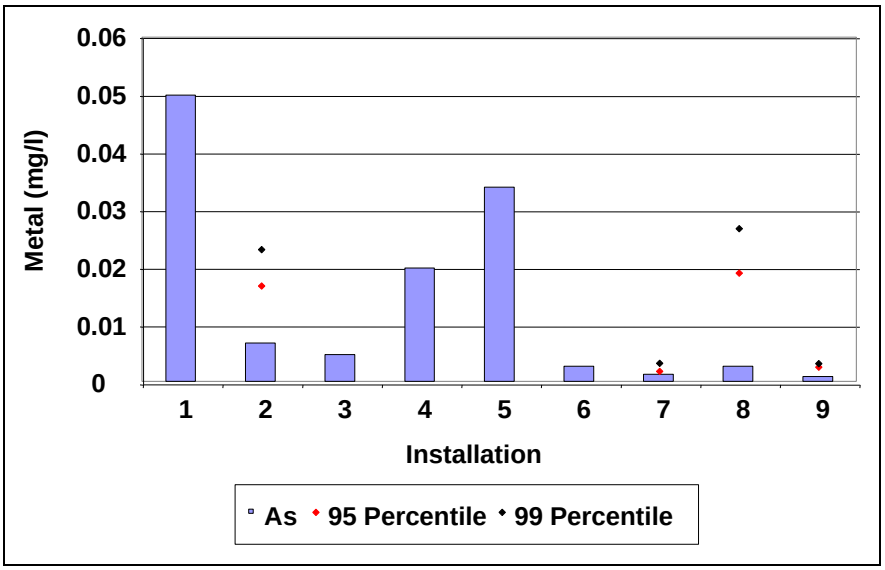

Figure 3.13: Graph of annual average Arsenic discharges to water at European HWIs [EURITS, 2002 #41]

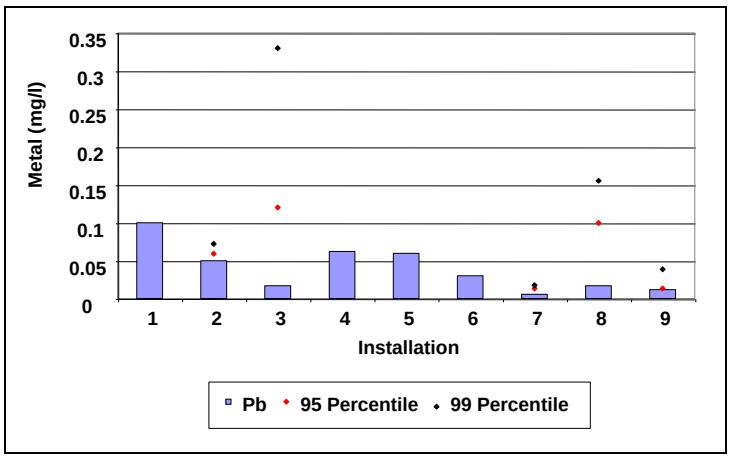

Figure 3.14: Graph of annual average lead discharges to water at European HWIs [EURITS, 2002 #41]

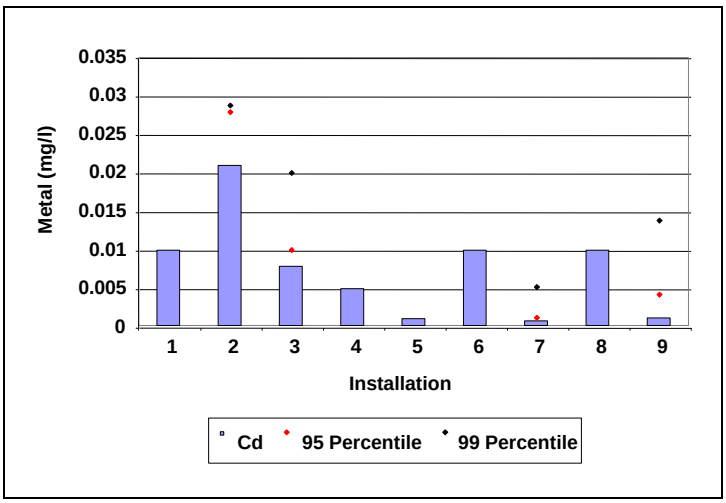

Figure 3.15: Graph of annual average Cadmium discharges to water at European HWIs [EURITS, 2002 #41]

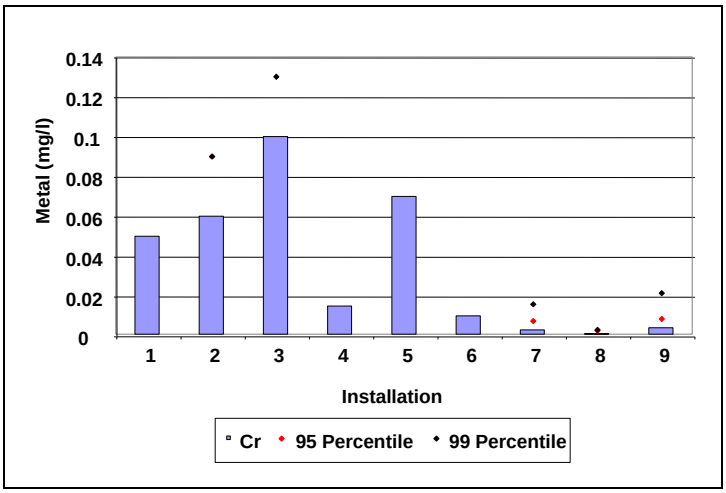

Figure 3.16: Graph of annual average Chromium discharges to water at European HWIs [EURITS, 2002 #41]

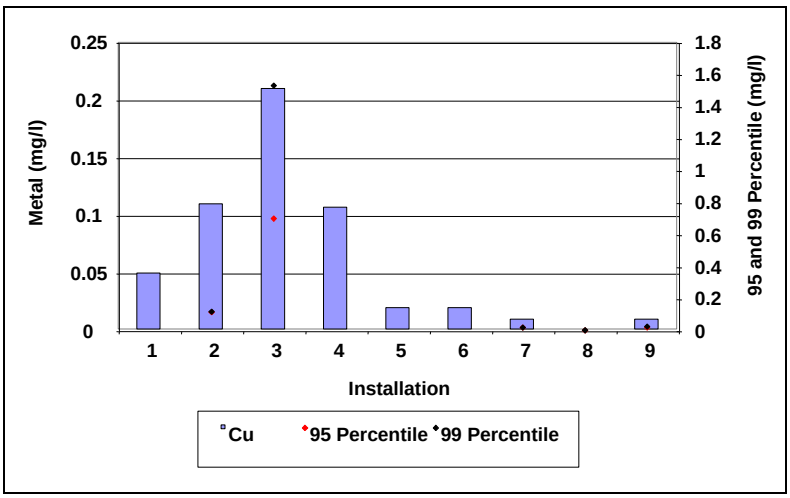

Figure 3.17: Graph of annual average Copper discharges to water European HWIs [EURITS, 2002 #41]

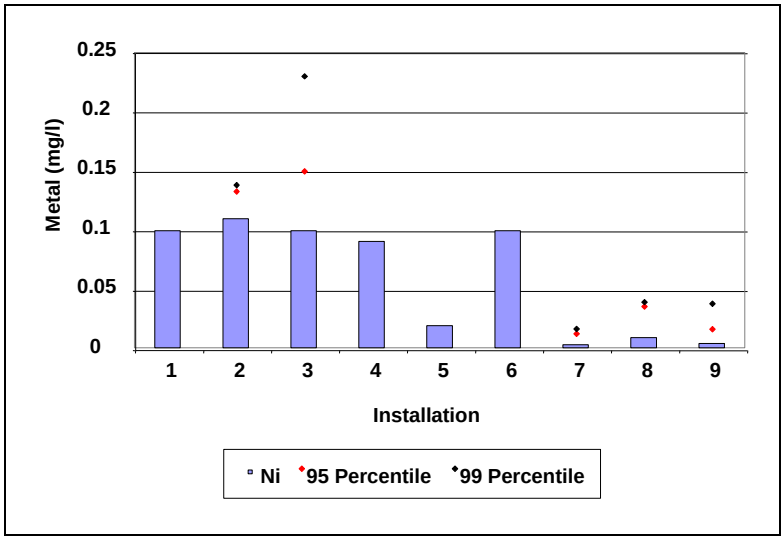

Figure 3.18: Graph of annual average Nickel discharges to water at European HWIs [EURITS, 2002 #41]

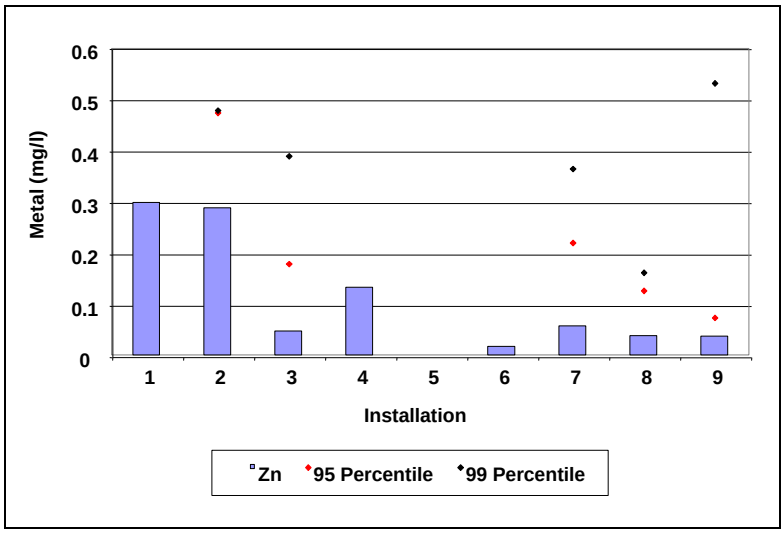

Figure 3.19: Graph of annual average Zinc discharges to water at European HWIs [EURITS, 2002 #41]

Chloride and sulphate content

[EURITS, 2002 #41] The amount of **chloride** in the effluent demonstrates a linear relationship to the amount of chlorine in the waste in the input to the incinerator. Most incinerators discharge their waste water into, or near, the sea. A concentration of 3 - 72 g/l of effluent is quoted.

One surveyed installation discharges the effluent containing salt into the fresh water of a river.

The **sulphate** content in the effluent is controlled in most installations by the partial precipitation of gypsum, so the discharged concentration of SO_4^{2-} is between 1 and 2 g/l.

There is one installation which treats the acidic and alkali scrubber waters separately, without precipitation of gypsum, leading to a higher load of sulphate, discharged to the sea in this case.

3.4 Solid residues

3.4.1 Mass streams of solid residues in MSWI

In Table 3.30, some typical data on residues from municipal waste incineration plants are summarised:

Types of waste	Specific amount (dry) (kg/t of waste)
Slag/ash (including grate siftings/riddlings)	200 – 350
Dust from boiler and de-dusting	20 – 40
FGC residues, reaction products only: Wet sorption Semi-wet sorption Dry sorption	 8 – 15 15 – 35 7 – 45
Reaction products, and filter dust, from: Wet sorption Semi-wet sorption Dry sorption	 30 – 50 40 – 65 32 – 80
Loaded activated carbon	0.5 – 1
Note: wet sorption residue has a specific dryness (e.g. 40 – 50 % d.s.) [74, TWGComments, 2004]	

Table 3.30: Typical data on the quantities of residues arising from municipal waste incineration plants.
[1, UBA, 2001]

State-of-the-art MSWI plants typically produce between 200 and 350 kg bottom ashes per tonne of waste treated. Most published numbers include the grate siftings, which only recently (and only in some countries) have been kept separate from the bottom ash. The mass flow of siftings depends on the type of grate and its time of operation. The siftings may increase the amount of unburned matter in the bottom ash and can contribute to leaching of copper. Concerning bottom ash re-use, ferrous and non ferrous materials (e.g. Al) may be segregated. However, the inventory of metallic Al, which drips through the grate voids, is of higher concern (e.g. can cause grate blockage) [74, TWGComments, 2004]

The production of boiler ash depends on the type of boiler and on the amount of dust originally released from the grate.

[Vehlow, 2002 #38] The mass flow of flue-gas treatment residues shows the highest variation of all residues. 10 – 12 kg/t is a mean value for wet systems, which operate close to stoichiometry. This figure comprises the dry neutral sludge (2 – 3 kg/t) and the soluble salts (8 – 9 kg/t). In semi-wet or dry lime systems the amount is increased because of unreacted additives, while the dry sodium bicarbonate process gives the lower values [64, TWGComments, 2003].

Table 3.31 below, gives mass streams of solid residues for various substances per tonne of MSW incinerated. The data given is average data for 12 MSWI in the Flanders Region of Belgium in 1999:

Type of solid residue	Percentage (%)
Bottom ash	21
Fly ash + gas cleaning residue + sludge from wet scrubbers	4.2
Scrap recuperated from bottom ash	1.2

Table 3.31: Mass streams of solid residues from MSWI expressed per tonne of MSW incinerated [64, TWGComments, 2003]

3.4.2 Bottom ash composition and leachability

Requirements concerning the quality of the residues from the incineration process are included in European incineration legislation. Directive 2000/76/EC (Art. 6.1) includes an operational condition requiring that incineration plants achieve a level of incineration such that, in slag and bottom ashes, the loss on ignition is ≤5 % or the TOC is ≤3 %. In modern well-operated MSWI plants the TOC in bottom ashes can be below 1 wt %. Combustion trials have demonstrated that an increase in heating value of the waste feed and resulting higher bed temperatures improve the burnout of bottom ash [Vehlow, 2002 #38]

Typical concentrations of organic compounds in the various solid residues are compiled in Table 3.32. Only data from modern facilities have been used in this table. TOC determination in accordance with the standard EN 13137 also detects elementary carbon as TOC, which does not cause any problems on landfills. The TOC of bottom ashes comprises mainly elementary carbon, but to a certain extent, organic compounds are also found (coming e.g. from sifting of plastics). These cover the spectrum from short-chain compounds up to low volatile species such as PAH or PCDD/F. The I-TEQ levels detected in the bottom ashes of modern incineration plants are in the same order of magnitude as those found in some urban and industrial soils.

Parameter	Bottom ash	Boiler ash	Filter ash
PCDD/F (I-TEQ)	<0.001 – 0.01	0.02 – 0.5	0.2 – 10
PCB	<5 – 50	4 – 50	10 – 250
PCBz	<2 – 20	200 – 1000	100 – 4000
PCPh	<2 – 50	20 – 500	50 – 10000
PAH	<5 – 10	10 – 300	50 – 2000
All values in ng/g			

Table 3.32: Concentration ranges of organic compounds in bottom, boiler and filter ashes [Vehlow, 2002 #38]

Table 3.33 below shows data for PCDD/F for 10 MSWI in Netherlands over 5 years (2000 - 2004):

Residue	Average value in ng/kg I-TEQ	Max value in ng/kg I-TEQ	Number of samples	Total amount in 2003/tonnes
Bottom ash	46	46	1	1100000
Fly ash	2946	16900*	34	82200
Boiler ash	42	86	3	2900
Wet FGC salts	636	5400	16	25500
Filter cake	17412	66000*	30	8300
* This is a relatively old installation with modern FGT-equipment that prevents dioxin emissions to air. The residue is land filled on a hazardous waste landfill site.				

Table 3.33: PCDD/F concentrations in various MSWI incineration residues in NL (data 2000 – 2004)

Table 3.34 below gives survey data of an overview of the PCDD/F content in residues from MSWI plants. The data excludes peak high and low results:

Residue	Range of values	units
Bottom ash	1 - 68	ng TEQ/kg dry solid
Boiler ash	<40 – 600	ng TEQ/kg dry solid
Fly ash (ESP)/filter dust	140 - 5720	ng TEQ/kg dry solid
Note: In this table the peak high and low values have been removed		

Table 3.34: Range of PCDD/F concentrations in MSWI residues (excluding peak high and low values)

The relative partitioning of elements into bottom ash depends mainly on the composition of the MSW fed to the incinerator, the volatility of the elements it contains, the type of incinerator and grate system applied and the operation of the combustion system. [4, IAWG, 1997]

The mass and volume reduction of waste incineration causes an enrichment of a number of heavy metals in the bottom ashes compared to their concentration in the waste feed. Some heavy metals, e.g. As, Cd, or Hg are, to a great extent, volatilised out of the fuel bed. It is evident that, with the exception of the mainly lithophilic Cu, all selected heavy metals are highly enriched in filter ashes.

Note: It is important to note that the risks associated with bottom ash are not indicated only by the presence or absence of substances – their chemical and physical form, as well as the nature of the environment where the material will be used is also important to prevent emissions from the ashes to the environment. [64, TWGComments, 2003] The important thing is, therefore, not the fact that the bottom ashes contain pollutants but to check possible emissions from the ashes to the environment.

Almost all regulations for the disposal or utilisation of waste products are based on standardised leaching tests. However, different tests are used in different countries. Harmonisation and standardisation of the testing procedures is under development within CEN (European Committee for Standardisation TC 292). Hence the testing is done under country specific conditions and the interpretation of the results of various tests has to take this into account.

Table 3.35 gives the average values for Dutch MSW incinerator bottom ash after mechanical treatment, as measured from 1993 to 1997. Data have been taken from regular quality controls performed by the national organisation of waste managers (VVAV) at all MSW incinerators and from the National Institute for Environmental Protection (RIVM).

Compound	Leaching value (mg/kg)
Sb	0.22
As	0.022
Ba	0.6
Cd	0.003
Cr	0.08
Co	0.05
Cu	3
Hg	0.001
Pb	0.07
Mo	1.52
Ni	0.13
Se	0.01
Sn	0.04
V	0.23
Zn	0.09
Br^-	7.6
Cl^-	2615
CN^- (free)	0.01
CN^- (total)	0.048
F^-	14.1
$(SO_4)^{2-}$	5058

Table 3.35: Leaching properties of mechanically treated bottom ash, measured using NEN7343

Leaching of bottom ashes can very significantly depending on the type of waste. Recent values from a wide population of MSW indicates an average leaching for Cu of 5.79 mg/kg in 2001 and 6.21 mg/kg in 2002. [74, TWGComments, 2004]

As compared to stony or inert materials, the following compounds may be considered critical for MSW bottom ash: Cu, Zn, Sb, Mo, chloride, and sulphate. Treatment techniques aim to reduce the leachability of these critical compounds.

Residues from Hazardous waste incineration plants:

Residues from hazardous waste incineration are not fundamentally different from those of municipal waste incineration plants. However, the following differences can be observed:

- in the case of ash and slag: the incineration of hazardous waste in drums is usually performed at temperatures higher than those used for municipal waste incineration. This can result in different metal partitioning
- owing to variations in waste type and content, the specific amount of bottom ash can be subject to variations much greater than those in municipal waste incineration plants. These variations can be seen within the same plant according to the wastes fed, as well as between different plants and technologies
- in the case of filter dust/FGT residues, as the concentration of heavy metals is normally higher in hazardous waste, the solid residues produced may also contain considerably higher concentrations of heavy metals.

Table 3.36 below gives data from a European survey of merchant HWI operators concerning the total production of various residues:

	Residue production (kg/t waste input)			(Tonnes)
	Minimum	**Maximum**	**Average**	**Total annual amount** (recorded)
Bottom ash	83	246	140	193372
Boiler ash + fly ash + solid flue-gas cleaning residue	32	177	74	79060
Filter cake from ETP	9	83	30	16896

Table 3.36: Quantities of the main waste streams produced by HWI (European survey data) [EURITS, 2002 #41]

Typical leaching values for bottom ashes from hazardous waste incineration are given in Table 3.37. It must be noted that the German DIN-S4 leaching test was used, results are therefore given in mg/l. For comparison with the data from Table 3.35, approximate values in mg/kg may be obtained by multiplication by a factor of 10.

Compound	Minimum mg/l)	Maximum mg/l)
Cr (VI)	<0.03	2.87
Cr (total)	<0.001	2.87
As	<0.01	0.08
Pb	<0.01	0.18
Cu	<0.01	1.50
Hg	0.00	<0.01
Zn	<0.01	0.3
Cd	<0.001	0.001
Ni	<0.01	0.02
Cl^-	2	450
F^-	0.8	13
$(SO_4)^{2-}$	5	300

Table 3.37: Typical leaching values of bottom ash from hazardous waste incineration plants, measured using DIN-S4 [1, UBA, 2001]

Residues from sewage sludge incinerators:

The chemical structure of sewage sludge ash is influenced considerably by the weather, in particular the amount of rain. In the case of rainy weather, larger amounts of clay and fine sand enter the sewerage system, pass the grit chamber, are precipitated in the preliminary sedimentation basin and reach the sludge incineration with the primary sludge. As a result, the silicate content of the ash is increased considerably, and the contents of other components are diluted in periods of rainy weather.

In addition, the type of catchment and treatments carried out have a great effect on the sludge quality. Areas with a large number of heavy industrial connections may result in higher concentrations of heavy metals (etc) fed to the incinerator, these substances may then accumulate in bottom and fly ashes. Rural areas, with little industry, may give rise to a *cleaner* sludge and hence a lower contamination of incinerator residues.

Another point of major influence is the nature of the treatment (and therefore of the reagents: mineral, polymeric, etc.) that is applied in order to purify the waste water.
[74, TWGComments, 2004]

Issues with other waste types:

Clinical wastes:

- burnout needs to be thorough to ensure destruction of infective agents and to disguise recognisable body parts
- the partitioning of radioactive isotopes used in medicines that give rise to wastes may be to the bottom ash or fly ashes - this may result in additional disposal/re-cycling considerations
- hypodermic needles and other sharp materials in the bottom ash may give rise to additional handling risks.

Solid residue quality from fluidised beds:

Because of the difference in the process, waste properties and the combustion temperatures, the quality of ashes is very different to the ashes of grate incinerators. Generally, the lower (but more even) operational temperatures, nature of the fuel and process in fluidised beds mean that:

A greater proportion of volatile heavy metals remain in the bottom ash:

- consequently concentrations of heavy metals in the flue-gas residues are reduced. However, sometimes there are problems with Cr^{VI} levels in the soluble part of the bottom ash
- the degree of vitrification of the ash may be reduced
- burnout may be improved.

When recovered fuel is produced for fluidised bed boilers, the ash content is usually 1 – 10 %, and with construction and demolition waste it is normally 1 – 7 %. [33, Finland, 2002]. Household waste burnt in rotating fluidised bed has ash content up to 30 % and with RDF up to 15 %.

Majority of solid residue from fluidised bed incineration is fly ash, which, according to conditions and applied fluidised bed technology, can form up to 90 % of the total ash residue. The bottom ash is also mixed with fluidised bed material (e.g. sand, additives for desulphurisation etc.). When waste or RDF is burnt in a rotating fluidised bed the ratio of bottom ash to fly ash is about 50:50.

When waste originated from construction and demolition is used, a small increase can be found in the heavy metal content of both ashes compared to wood combustion. When the recovered fuel is made of household waste, there is a greater increase in heavy metals. The amount of the increase depends on the type of household waste used. If all the household waste is combusted, the increase is high. If source separation is used, and only combustible packaging material is combusted, the increase of heavy metals is less. Recovered fuels made of industrial wastes can be very variable and therefore result in a wide range of ash qualities.

3.5 Energy consumption and production

Energy inputs to the incineration process may include:

- waste (mainly)
- support fuels (usually very few)
- imported electricity (if any).

Production and exports may include:

- heat (as steam or hot water)
- electricity.

Pyrolysis and gasification processes may export some of the energetic value of the incoming waste with the substances they export e.g. syngas, chars, oils, etc. In many cases these products are either directly or subsequently burned as fuels to utilise their energy value, although they may also be used for their chemical value as a raw material, after pretreatment if required.

There are a significant number of incineration plants in Europe that produce and export both electricity and heat.

The combination of exports which is selected depends on a number of factors. Often, whether a local demand exists for steam or heat is decisive for decisions concerning its supply. The relative prices for the supply of the energy produced, and the duration of sales contracts are generally seen as key factors in determining the outcome. This, in turn, has a decisive input on technological decisions regarding the process design. Some of these factors are described in Table 3.38 below:

Factor	Influence
High electricity price paid for supply or reliable demand	• encourages investment to produce electricity • boiler claddings may be purchased to allow higher steam pressures and greater electrical outputs • less heat will be available for supply • plant may import electricity to ensure own produced exports can be maximised
Higher electricity price for imported electricity than that produced	• encourages the use of own produced electricity for running the incineration process • heat only plants may decide to divert some energy to supply own electricity demands
Higher price paid for heat and higher reliability of demand	• investment in distribution networks becomes more viable • overall plant efficiency gains possible due to ability to supply more of the recovered energy
Colder climate	• can allow heat supply over more months of the year
Hotter climate	• less reliable heat demand for heating • may increase options to supply heat to drive chillers for air conditioning, to feed seawater thermal desalination plants, etc.
Base load energy supply contract	• increases reliability of sales contract and encourages investment in techniques to utilise available energy (heat and electricity)
Very low permitted air emissions	• additional energy demand of flue-gas treatment equipment
Not permitted to discharge treated waste water from wet scrubbers	• reduction in available heat for export owing to need to supply evaporation energy
Vitrification of ash required	• higher plant energy demand results in increased self-consumption and reduced outputs
Higher incineration temperature required	• possible need for additional fuels to obtain relevant temperature

Table 3.38: Some factors and their influence on energy recovery options

3.5.1 Energy efficiency calculation for waste incineration installations

The energy efficiency of a waste incineration installation is often expressed in terms of a percentage. When considering such data it is important to ensure that the calculations that underpin these have been performed in a way that permits comparisons to be made. Failure to do so may result in inappropriate conclusions being drawn.

Some steps that are required to avoid problems with such calculations are:

1. Define the system/calculation boundary

If the incoming waste requires significant pretreatment (e.g. crushing, shredding, drying etc.) this can result in very significant additional energy requirements.

2. Account for all energy inputs

Some installations use additional fuels to maintain combustion temperatures. The energy recovered at the installation will be partly derived from the waste, and partly derived from the additional fuel.

3. Account for re-circulating energy flows

In some cases electricity and/or heat that is recovered from the waste, is then used within the installation. When this is carried out, the net result is a reduction of exported energy and an equivalent reduction of imported energy.

4. Decide whether to simply add energy outputs or use equivalence factors to account for their relative value?

Simple addition of the electrical and heat outputs can create difficulties when considering the relative efficiencies of installations that produce different quantities of these energy flows. The use of equivalence factors can allow consideration of the relative value of these commodities i.e. it can allow consideration of the value of the energy production that the recovered energy displaces. The equivalence factors assigned will be dependent upon the energy mix that the energy recovered at the incineration installation replaces.

Where equivalence factors have been used in this document, a note of the factor used is included (see also Section 3.5.3 regarding equivalence factors).

An example an energy efficiency calculation is given in appendix 10.4. This method was developed by members of a sub-group of the TWG, and was used to provide some of the summary survey data reported in this chapter.

3.5.2 Waste net calorific value calculation

Information regarding the typical calorific value ranges exhibited by various waste types, NCV survey and variation data and an example method for the calculation of net calorific value are included in Section 2.4.2.

3.5.3 Equivalence factors

[Energysubgroup, 2002 #29]

When comparing different incineration plants, a common unit of energy measure is needed. Energy can be quantified in a number of ways, depending on the energy type of the resource. Fuels are usually quantified either by their heat content (joules) or in fuel equivalence values (usually, oil or hard coal equivalents).

The **joule (J)** is the common unit used in this document to convert the measuring units of different forms of energy into a common unit. To calculate and express energy efficiencies at WI plants it is necessary to take into account the form of the energy consumed and produced.

Taking account of the energy form, requires the comparison of different units of measurement i.e. MWh, MWh_e(electricity), MWh_{th}(thermal energy). The following table gives conversion factors (for externally generated sources) assuming an average of 38 % for electrical conversion efficiency (i.e. 1MWh = 0.38 MWh_e), and 91 % for external heat generation (i.e. 1MWh = 0.91MW_{th}):

From:	**Multiply by:**			
To:	**GJ**	**MWh**	**MWh_e**	**MWh_{th}**
GJ	1	0.2778	0.1056	0.2528
MWh	3.6	1	0.3800	0.9100
MWh_e	9.4737	2.6316	1	-
MWh_{th}	3.9560	1.0989	-	1
Gcal	4.1868	1.163	0.4421	1.0583

Table 3.39: Energy equivalence conversion factors
[29, Energysubgroup, 2002, 64, TWGComments, 2003]

It is important to understand that equivalence values are not exact coefficients or conversion factors. They provide an estimate of the energy that is required to produce the energy externally.

3.5.4 Data on the recovery of energy from waste

[1, UBA, 2001]
The generation of electricity is limited by:

- the high-temperature corrosion that may occur in the heat conversion area (boiler, economiser etc.) due to the contents of certain materials, including chlorine, in the waste
- fouling of the boiler - above approx. 600 to 800 °C the ashes are sticky due to the presence of some smelting substances.

The steam parameters (and hence electrical efficiency) of incineration plants are therefore limited. A steam pressure of 60 bar and a temperature of 520 °C can be considered the maximum at present, and only then where special measures are taken to limit corrosion.

For electricity production from MSW typical superheated steam conditions are 40 to 45 bar and 380 to 400 °C. [74, TWGComments, 2004] Lower figures, generally less than 30 bar and 300 °C, are applied where electricity is generated from hazardous wastes owing to the increased corrosion risks (leading to operational difficulties and costs) with acidic flue-gases at higher steam parameters.

Where only heat or steam is supplied, operators tend to use lower boiler pressures and temperatures to avoid the need for the additional investment and maintenance and the more complex operation conditions associated with the higher parameters. In the case where heat supply is prioritised, high pressure and temperature are not justified. Typically for heat supply, the steam will be generated at lower values e.g. around 25 to 30 bar and 250 to 350 °C.

The majority of larger waste incinerators in Europe recover energy from the waste. There are some plants without heat utilisation, these concern generally relate to very specific designs or older/smaller plants. For example:

- hazardous waste incineration plants using flue-gas quenching in order to reduce risks of PCDD/F reformation (e.g. UK and France). In these cases, some heat recovery may still be made from the hot quench water that is produced by the quench scrubber
- relatively small municipal waste incineration plants (particularly in France, but also some in Italy and Belgium).

The following boiler efficiencies are reported to be achieved:

- fluidised bed boilers with exhaust gas temperatures of about 160 °C can achieve boiler efficiencies of about 90 %.
- grate firing furnaces have a boiler efficiency of about 80 %.

[74, TWGComments, 2004]

With such boiler efficiencies (80 – 90 %) and higher than normal steam parameters (note: actual application depends greatly on waste type owing to increased corrosivity of flue-gases with some waste types) the following approximate electrical efficiencies may result:

- steam parameters of 60 bar and 420° about 25 % of the energy converted in the steam generator can be recovered as electrical energy (i.e. overall electrical efficiency of 20 % in the case of grate firing and 22.5 % in the case of FBR)
- if the steam parameters are further increased to 80 bar and 500 °C an electrical efficiency of 30 % can be achieved (i.e. overall electrical efficiency of 27 % in the case of FBR).
  [74, TWGComments, 2004]

If there is the possibility to connect the steam cycle of a waste incineration plant to the steam cycle of an adjacent power plant, the overall electrical efficiency can be as high as 35 %. [74, TWGComments, 2004]

3.5.4.1 Electricity recovery data

[1, UBA, 2001]
Although there are significant local variations, typically approx. 400 to 700 kWh of electricity can be generated with one tonne of municipal waste in a municipal waste incineration plant. This is dependent upon the size of the plant, steam parameters and degrees of steam utilisation and mainly on the calorific value of the waste.

The amount of energy available for export usually depends upon the amount produced and the degree of self consumption by the installation - which can itself vary significantly. The FGT system consumption is often significant and varies with the type of system applied (and emission levels required). In some cases, the energy required to run the installation is imported from external supply, with all of that generated by the installation being exported – the local balance usually reflects local pricing for the electricity generated compared to general grid prices.

A survey of eight investigated MSW plants (2001 data) carried out by the TWG energy sub-group gave the following results:

Electricity	Units	Minimum	Average	Maximum
Production	MWh_e/t waste	0.415 (12.9 %)	0.546 (18 %)	0.644 (22 %)
	GJ_e/t waste	1.494	1.966	2.319
Export	MWh_e/t waste	0.279 (8.7 %)	0.396 (13 %)	0.458 (18 %)
	GJ_e/t waste	1.004	1.426	1.649

1. Figures are given as measured (i.e. not factored equivalents)
2. Percentage efficiencies are given in parenthesis (also not factored) and take account of energy derived from imported fuels as well as from waste
3. Figures for production include all electricity generated
4. Figures for export exclude electricity produced by the process but consumed in the process
5. NCV average value was 2.9MWh/t

Table 3.40: Electricity production and export rates per tonne of MSW
Source [Energysubgroup, 2002 #29]

Other data supplied for French installations shows the following results:

		For units>3t/h			New Units
Electricity	**Units**	**Minimum**	**Average**	**Maximum**	**Average**
Production	MWh_e/tonne waste	0.148 (4.6 %)	0.368 (11.4 %)	0.572 (17.8 %)	0.528 (16.4 %)
	GJ_e/tonne waste	0.5328	1.389	1.897	1.900
Export	MWh_e/tonne waste		0.285 (8.8 %)		0.430
	GJ_e/tonne waste		1.026		1.548

Table 3.41: Electricity production and export data per tonne of MSW for MSWI in France
[64, TWGComments, 2003]

3.5.4.2 Heat recovery data

A survey of fifteen investigated MSW plants (2001 data) carried out by the TWG energy sub-group gave the following results:

Heat	Units	Minimum	Average	Maximum
Production	MWh_{th}/t waste	1.376 (45.9 %)	1.992 (65.8 %)	2.511 (74.3 %)
	GJ_{th}/t waste	4.953	7.172	9.040
Export	MWh_{th}/t waste	0.952 (29.9 %)	1.786 (58.8 %)	2.339 (72.7 %)
	GJ_{th}/t waste	3.427	6.600	9.259

1. All figures are given as measured (i.e. not factored equivalents)
2. Percentage efficiencies are given in parenthesis (also not factored) and take account of energy derived from imported fuels as well as from waste.
3. Figures for production include all heat produced by the boiler
4. Figures for export exclude heat produced by the process but consumed in the process

Table 3.42: Heat production and export rates per tonne of MSW
[Energysubgroup, 2002 #29]

Other data supplied by France show the following results:

		For units >3t/h		
Heat	**Units**	**Minimum**	**Average**	**Maximum**
Production	MWh_{th}/t waste	0.292 (9 %)	0.978 (30.4 %)	1.595 (49.6 %)
	GJ_{th}/t waste	1.051	3.502	5.742
Export	MWh_{th}/t waste		0.902 (28 %)	
	GJ_{th}/t waste		3.247	

Table 3.43: Heat production and export rates per tonnes of MSW for MSWI in France
[64, TWGComments, 2003]

3.5.4.3 Combined heat and power data

[1, UBA, 2001]
In the case of combined electricity/heat generation, approx. 1250 kWh of additional heat per tonne of waste can be used at full load.

If a base load supply situation exists, the gross degree of utilisation can be increased to 75 % to 76 % of the energy input (thermal value).

A survey of 50 investigated MSW plants (2001 data) carried out by the TWG energy sub-group gave the following percentage efficiencies for CHP:

CHP	Average efficiency
Production	59.4 %
Export	49.3 %
Note: To allow addition of heat and electricity to provide a single efficiency measure, a factor of 2.6316 is applied to electrical efficiencies. This factor takes account of the unavoidable losses of electrical energy production and allows processes producing different balances of heat and power to be compared (and hence averaged) with greater meaning.	

Table 3.44: Average CHP percentage efficiency (calculated as energy equivalents) for 50 MSWI plants
Source [Energysubgroup, 2002 #29]

Note: A statement about minimum and maximum efficiencies for combined heat and power production (export) is not possible and therefore not included in Table 3.44. This is because the summation of minimum heat and minimum electricity as well as of maximum values leads to misleading results.

Other data provided by France are shown below. The figures show average values:

	Units	For installations >3t/h	New installations
Electricity production	MWh_e/t waste	0.168	0.382
	GJ_e/t waste	0.604	1.375
Heat production	MWh_e/t waste	0.647	0.944
	GJ_e/t waste	2.329	3.398
Electricity exported	MWh_e/t waste	0.107	0.300
	GJ_e/t waste	0.385	1.08
Heat exported	MWh_e/t waste	0.546	0.578
	GJ_e/t waste	1.965	2.08

Table 3.45: Average CHP recovery values per tonne of MSW in MSWI in France
[64, TWGComments, 2003]

3.5.4.4 Boiler conversion efficiency data

A survey of 50 investigated MSW plants (2001 data) carried out by the TWG energy sub-group gave the following data:

	Minimum	Average	Maximum
Boiler efficiency	75.2 %	81.2 %	84.2 %
1. The percentages show the efficiency of transfer of energy from the hot flue-gases to the boiler steam 2. The NCV of the waste is calculated using the method given in Section 2.3.2.1 3. Boiler efficiency may be lower for small units [74, TWGComments, 2004]			

Table 3.46: Survey data of MSWI boiler efficiencies
[64, TWGComments, 2003]

3.5.5 Data on the consumption of energy by the process

[1, UBA, 2001]
The incineration process itself requires energy for its operation e.g. pumps and fans. The demand varies greatly depending on the construction of the plant [1, UBA, 2001]. In particular the process demand may be increased by:

- mechanical pretreatment systems e.g. shredders and pumping devices or other waste preparation
- incineration air preheating
- reheat of flue-gas (e.g. for gas treatment devices or plume suppression)
- operation of waste water evaporation plant or similar
- flue-gas treatment systems with high pressure drops (e.g. filtration systems) which require higher powered forced draught fans
- decreases in the net heat value of the waste - as this can result in the need to add additional fuels in order to maintain the required minimum combustion temperatures
- sludge treatment e.g. drying.

[64, TWGComments, 2003]

In some cases, these demands can be met partially or entirely through heat exchange with the hot incineration gases.

Older plants with retrofitted flue-gas cleaning systems may consume more electricity compared with modern plants with integrated systems. For industrial plants for hazardous waste incineration, a range of 132 to 476 kWh/t of waste is seen [1, UBA, 2001].

Table 3.47 below shows the specific energy demand of 50 investigated MSW plants (2001 data), as carried out by the TWG energy sub-group. The table shows the electricity demand, the heat demand and the total (as equivalents) demand for entire incineration plants, expressed per tonne of treated waste:

Energy demand type	Units	Minimum	Average	Maximum
Electricity (absolute)	MWh_e/t waste	0.062	0.142	0.257
	GJ_e/t waste	0.223	0.511	0.925
Heat (absolute)	MWh_{th}/t waste	0.021	0.433	0.935
	GJ_{th}/t waste	0.076	1.559	3.366
Total demand (equivalents)	MWh_{eq}/t waste	0.155	0.575	1.116
	GJ_{eq}/t waste	0.558	2.070	4.018

1 All figures are given as measured (i.e. not factored equivalents)
2 Percentage efficiencies are given in parenthesis (also not factored) and take account of energy derived from imported fuels as well as from waste.
3 Figures for production include all heat produced by the boiler
4 Figures for export exclude heat produced by the process but consumed in the process

Table 3.47: Electricity, heat and total energy demand data for 50 surveyed European MSWI per tonne of waste treated
[Energysubgroup, 2002 #29]

The energy consumption of the installation also varies according to the calorific value of the waste. This is largely due to increased flue-gas volumes with higher NCV waste – requiring larger FGT capacity. The relationship is shown in the graph below:

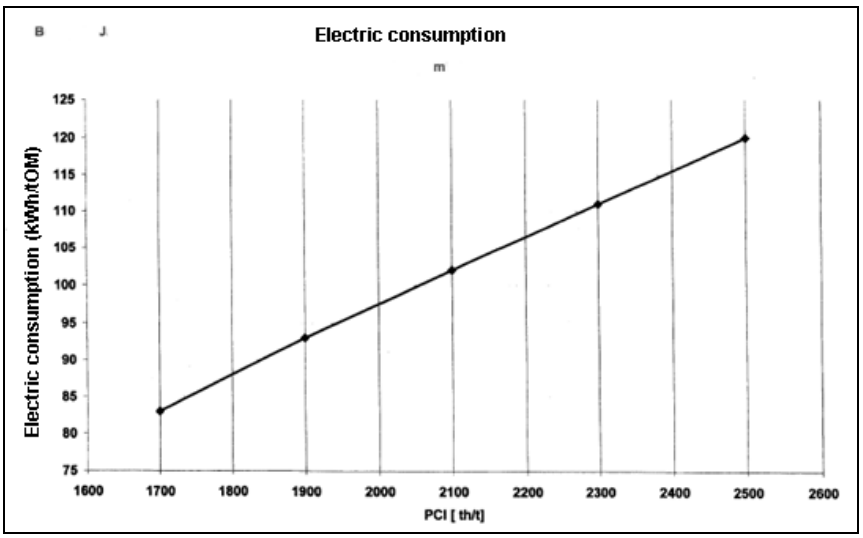

Figure 3.20: Graph showing increase in installation electrical consumption with increasing waste NCV

3.5.6 Data comparing energy required by, and output from, the installation

A number of different methodologies may be used to compare installation consumption with overall energy recovery rates. In this example, developed by the energy sub-group of the BREF TWG the energy required to treat the waste is compare to that recovered from the waste. Other indicators are also used that compare the ratio of output to input energy.

The plant efficiency potential (Pl_{ef}) provides a figure that compares the energy exported from the process and the energy that the process itself requires for its operation:

$$\mathbf{Pl_{ef} = (O_{exp}-(E_f + E_{imp}))/(E_f + E_{imp} + E_{circ})}$$

Where:
E_f = *annual energy input to the system by non-waste fuels that add to steam production (GJ/yr)*
E_{imp} = *annual imported energy (Note: energy from the treated waste (E_w) is not included)*
E_{circ} = *annual energy circulated (i.e. that generated by, but used in, the installation)*
O_{exp} = *annual exported energy (combined total of heat plus electricity as equivalents)*
Note: Because different types of energy (electricity and heat) are added all figures calculated as equivalents at the consumption.

The exported (e.g. sold) energy minus the imported energy is divided by the total energy demand for the waste incineration process, including flue-gas cleaning, generation of heat and electricity. Because the calculation does not take into account the energy content in the waste, it only allows efficiency comparison of incinerators processing similar wastes.

Table 3.48 below shows the results of a survey by the TWG energy sub group:

Process type	Number of plants surveyed	Minimum	Average	Maximum
CHP $Pl_{ef\ (CHP)}$	50	0.6	2.0	7.1
Electricity only $Pl_{ef\ (electr.)}$	8	0.6	1.2	1.6
Heat only $Pl_{ef\ (heat)}$	15	1.0	2.8	7.1
Note: Because the calculation does not take into account the energy content in the waste, it only allows efficiency comparison of incinerators processing similar (CV) wastes.				

Table 3.48: Ratio of exported and consumed energy for various waste incinerators
Source [Energysubgroup, 2002 #29]

Where the result is higher than 1 this shows that the plant is exporting more energy gained from waste than that which is required to operate the waste incineration process.

Where the result is below one this shows that the plant is using more energy to operate the waste incineration installation than it is recovering form the waste. Such a situation may be envisaged at an installation treating very low calorific value wastes.

This calculation does not require knowledge of the energy content of the waste. However, the result will be influenced by the waste energy content, and it can be expected that wastes with a higher energy content can result in greater energy exports, and hence higher values of $Pl_{ef.}$

3.6 Noise

Table 3.49 below described the sources and levels of noise, generated at waste incineration installations, along with some of the reduction measures used:

Area relevant to noise/ main emitters	Reduction measures	Noise level L_{WA} in dB(A)
Delivery of waste i.e. noise from lorries etc.	Tipping hall closed to all sides	104 - 109
Shredding	Scissors in tipping hall	95 - 99
Waste bunker	Noise insulation of the building with gas concrete, gates with tight design	79 - 81
Boiler building	Enclosure with multi-shell construction or gas concrete, ventilation channels with connecting link silencers, tight gates	78 - 91
Machine building	Use of low-noise valves, noise-insulated tubes, noise insulation of the building as described above	82 - 85
Flue-gas cleaning: - ESP - Scrubbing - Suction draught - Chimney - Total flue-gas cleaning system	Noise insulation, enclosure of the facility e.g. with sheets with trapezoidal corrugations, use of blimps for the suction draught and silencer for the chimney	 82 - 85 82 - 85 82 - 84 84 – 85 89 - 95
Disposal of residues - Bottom ash discharge - Loading - Transportation from the plant - Total waste management residues	Enclosure, loading in the bunker	 71 - 72 73 – 78 (day) 92 - 96 (day) 92 – 96 (day) 71 – 72 (night)
Air cooler	Silencers on the suction and pressure sides (see also BREF on cooling systems for further information)	90 – 97
Energy transformation facility	Low-noise design, within specially constructed noise proofed building	71 - 80
Total level L_{WA} of the plant **Day** **Night**		 **105 - 110** **93 - 99**
Note: Day/night indicates that the operation is usually carried out during the day or night.		

Table 3.49: Sources of noise at waste incineration plants
[1, UBA, 2001]

With the noise reduction measures described above, the noise emission limits, given for a specific project based on the local conditions, can be safely met, by day and by night.
Noise is also generated during the construction phase. This may result in considerable noise exposure in neighbouring residential areas, depending mainly on the location. Three main construction stages are all equally relevant as noise sources:

- digging the excavation
- laying the foundations (including pile-driving) and
- erecting the outer shell of the building.

Appropriate measures, such as restrictions on operating hours, particularly during the night, use of low-noise construction machinery and temporary structural sound insulation measures, may be taken. In some MSs, specific legislation also exists for this.

[1, UBA, 2001], [2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003]

3.7 Other operating resources

This section describes some of the substances consumed by the incineration process and gives available data. Table 3.51 at the end of this section, provides data regarding the quantities of various substances consumed by hazardous waste incinerators.

3.7.1 Water

The main consumption of water in waste incineration plants is for flue-gas cleaning. Dry systems consume the least water and wet systems generally the most. Semi-wet systems fall in between.

Typical effluent rates at a MSWI are around 250kg/t of waste treated (wet scrubbing, other FGT technologies provide different figures).

It is possible for wet systems to reduce consumption greatly by re-circulating treated effluent as a feed for scrubbing water. This can only be performed to a certain degree as salt can build up in the re-circulated water.

The use of cooled condensing scrubbers provides a further means by which water can be removed from the flue-gas stream, which then, after treatment, can be re-circulated to the scrubbers. Salt build up remains an issue.

Processes without energy recovery boilers may have very much higher water consumption. This is because the required flue-gas cooling is carried out using water injection. Consumption rates of up to 3.5 tonnes water/tonne waste are seen in such cases (Belgium 2002). Installations with a rapid quench system (such as those operated in the UK for HWI) may use up to 20 tonnes of water per tonne of waste incinerated.

The water consumption for FGT in HWI is about 1 - 6 m^3 per tonne of waste; and for sewage sludge is about 15.5 m^3 per tonne of waste.
[74, TWGComments, 2004]

3.7.2 Other operating resources

[1, UBA, 2001]
The following consumption (and residual products) rates can be calculated for their **stoichiometric reaction** during flue-gas cleaning:

Pollutant		**$Ca(OH)_2$**	**Residual products**	
	kg	**kg**		**kg**
HCl	1	1.014	$CaCl_2$	1.521
HF	1	1.850	CaF_2	1.950
SO_2	1	1.156	$CaSO_4$	2.125
Pollutant		**NaOH**	**Residual product**	
HCl	1	1.097	NaCl	1.600
HF	1	2.000	NaF	2.100
SO_2	1	1.249	Na_2SO_4	2.217
Pollutant		**Sodium Bicarbonate**	**Residual product**	
HCl	1	2.301	NaCl	1.603
HF	1	4.200	NaF	2.100
SO_2	1	2.625	Na_2SO_4	2.219
Pollutant		**Ammonia**	**Residual product**	
NO	1	0.370	Not applicable	
NO_2	1	0.739		
Pollutant		**Urea**	**Residual product**	
NO	1	0.652	Not applicable	
NO_2	1	1.304		

Note:
1. to establish accurate reagent ratios it is necessary to take into account the initial emission level and the targeted emission level.
2. Reactants may be supplied at varying concentrations and this may therefore alter overall mixed reagent consumption rates.

Table 3.50: Stoichiometric calculation of amounts of lime used for absorption during flue-gas cleaning (reactants expressed at 100 % concentration and purity)
[1, UBA, 2001] [74, TWGComments, 2004]

3.7.2.1 Neutralisers

[1, UBA, 2001]
To neutralise the acids contained in the flue-gas, either NaOH, hydrated lime milk of lime or sodium bicarbonate is used. Their consumption depends on the specific structure of the waste (and hence the raw gas content) as well as the technical equipment used (contact, mixing etc).

For hydrated lime, 6 kg/t to 22 kg/t of waste are consumed depending on flue-gas cleaning type and other factors. For NaOH, 7.5 - 33 kg/t of waste
[74, TWGComments, 2004]

3.7.2.2 NO_X removal agents

Typical reagents for the removal of NO_X from the flue-gas are ammonia, ammonia water (25 % NH_3) and urea solution. The latter, is, in particular, depending on the producer, often supplemented by additional ingredients.

If upstream NO_X concentrations are known this helps for a well controlled process. [74, TWGComments, 2004]

The use of these materials must be performed in a targeted manner and well controlled to prevent excessive formation of ammonia or the direct slippage of the excess ammonia.

For ammonia water, a consumption rate of 2.5 kg/t of waste is quoted. Research has shown a range of 0.5 to 5 kg/t of waste.

3.7.2.3 Fuel oil and natural gas

Light fuel oil (diesel), heavy fuel oil (about 0.03 - 0.06 m³ per tonne of waste) and natural gas (in Austrian plants between 4.5 and 20 m³ per tonne of waste) are used for process heating and support burners. [74, TWGComments, 2004]

Waste solvents (typically with a thermal value of >25 MJ/kg) are also used as support fuels in some plants.

High calorific wastes (e.g. oils and solvents, typically those with a thermal value of >15 MJ/kg) are routinely used as support fuel in rotary kiln hazardous waste incineration plants.

If the flue-gas is reheated for individual process steps (e.g. SCR) this is mainly done with natural gas.

3.7.2.4 Merchant hazardous waste incinerator plant survey data

[EURITS, 2002 #41]
An overview is given below of the minimum and the maximum amount of additives in kilograms per tonne of incinerated waste for surveyed merchant hazardous waste installations:

	kg/t waste		
Additives	**Minimum**	**Maximum**	**Average**
CaO + $Ca(OH)_2$ (100 %), as CaO	1.33	97	28.6
NaOH (50 %)	0.40	41.67	15.5
$CaCO_3$	11.9	23.76	17.4
HCl (33 %)	0.14	10	1.5
TMT-15 or other sulphide treatment	0.0085	0.98	0.23
Na_2S	0.008	0.83	0.44
$Na_2S_2O_3$	0.08	4.2	1.7
$FeCl_3$	0.049	0.50	0.27
$FeClSO_4$	0.15	0.96	0.55
Fe Al chloride	1.75	1.75	1.75
PE	0.01	1.30	0.3
Activated carbon	0.3	19.31	3.7
Urea (45 %)	3.1	3.1	3.1
NH_4OH	0.50	3.33	2.1
$CaCl_2$	2.36	2.36	2.36
Note: This table gives only some reference values and may not be representative for a specific installation or technique.			

Table 3.51: Amount of additives used by merchant hazardous waste incineration processes Source [EURITS, 2002 #41]

4 BEI DER BESTIMMUNG DER BVT ZU BERÜCKSICHTIGENDE TECHNIKEN

Dieses Kapitel legt Techniken fest, die allgemein so eingeschätzt werden, dass sie die Möglichkeit bieten, damit in ein hohes Umweltschutzniveau in dem Industriezweig zu erreichen, mit der sich dieses Dokument befasst. Die Techniken beinhalten auch Umweltmanagementsysteme, prozessintegrierte Techniken und nachgeschaltete Maßnahmen. Vorsorge, Überwachung, Anlagenauslegung, Management und Recyclingverfahren werden ebenso berücksichtigt, wie die Nutzung von Materialien und Energie.

Die Techniken können einzeln oder in Kombination dargestellt werden, um damit die Ziele der IVU-Richtlinie zu erreichen. Anhang IV der IVU-Richtlinie beinhaltet eine Auflistung allgemeiner Überlegungen, die bei der Bestimmung bester verfügbarer Techniken berücksichtigt werden müssen. Techniken in diesem Kapitel befassen sich mit einer oder mehrerer dieser Überlegungen. So weit wie möglich wird eine standardisierte Struktur verwendet, um einen Vergleich der Techniken zu ermöglichen und eine objektive Bewertung beim Abgleich mit der in der Richtlinie vorgegebenen BAT-Definition zu gewährleisten.

Da es nicht möglich ist, alle Techniken erschöpfend darzustellen – da sich der Industriezweig dynamischen weiter entwickelt und weil es sich bei diesem Dokument um eine Momentaufnahme handelt - ist möglich, dass es darüber hinaus gehende Techniken gibt, die nicht beschrieben werden, aber die auch als BVT eingestuft werden können. Dies sind wahrscheinlich Techniken, die die in diesem und in Kapitel 5 aufgestellten BVT-Kriterien erfüllen oder über sie hinaus gehen und die lokal eingesetzt werden, weil sie bestimmte Vorteile bei den jeweiligen Einsatzbedingungen aufweisen. [64, TWGComments, 2003]

Gliederung von Kapitel 4:

Dieses Kapitel ordnet die Techniken ungefähr in der Abfolge, wie sie mehrheitlich in Abfallverbrennungsanlagen anzutreffen sind. Folglich werden die speziellen Techniken dargestellt, die auf **jeder einzelnen Stufe** des Verbrennungsprozesses eingesetzt werden können und die zu einer besseren Umweltleistung oder zu anderen relevanten Vorteilen bei der Bestimmung der besten verfügbaren Techniken führen.

Tabelle 4.1 zeigt die Titel der Unterkapitel und kennzeichnet die Themengruppen, in die die Techniken für das BVT-Merkblatt unterteilt wurden.

Kapitelnummer in Kapitel 4 (und Hyperlink zum Kapitel)	Titel des Kapitels
4.1	Allgemeine Arbeitsschritte vor der thermischen Behandlung
4.2	Thermische Behandlung
4.3	Energienutzung
4.4	Abgasreinigung
4.5	Prozesswasserbehandlung und -überwachung
4.6	Behandlungstechniken für feste Verbrennungsrückstände
4.7	Lärm
4.8	Instrumente des Umweltmanagements
4.9	Gute Praktiken der Öffentlichkeitsarbeit und Kommunikation

Tabelle 4.1: Organisationstabelle für die Informationen in Kapitel 4

Beschreibung:

Jede beschriebene Technik enthält bedeutende Informationen, die die TAG (Technical Working Group) zusammengetragen hat: Verbrauchs- und Emissionswerte, die beim Einsatz der Technik für erreichbar gehalten werden, eine Kostenabschätzung und der medienübergreifenden Auswirkungen, die mit der Technik verbunden sind. Außerdem Informationen über die Einsatzmöglichkeiten der Technik in Anlagen, die im Rahmen der IVU-Richtlinie genehmigungspflichtig, zum Beispiel in Neuanlagen, bestehenden Anlagen großen oder kleinen Anlagen oder für verschiedene Abfallarten.

So weit wie möglich wird eine standardisierte Struktur entsprechend der Darstellung in der folgenden Tabelle gewählt. Damit ist ein Vergleich der Techniken ermöglicht und eine objektive Bewertung beim Vergleich mit der BAT-Definition der Richtlinie gewährleistet. Die Bestimmung der besten verfügbaren Techniken findet nicht an dieser Stelle, sondern in Kapitel 5 statt. Die folgende Tabelle 4.2 zeigt die Strukturierung der Informationen, die möglichst für jede Technik in diesem Kapitel enthalten ist.

Art der berücksichtigten Informationen	Art der enthaltenen Informationen
Beschreibung	Technische Beschreibung der Technik
Ökologischer Nutzen	Wichtigste Umweltauswirkungen der (Prozess- oder Reinigungs-) Technik, darunter Emissionswerte und Effizienz (siehe auch IVU-Richtlinie Anhang IV), Umweltvorteile der Technik im Vergleich zu anderen.
Medienübergreifende Auswirkungen	Alle Nebeneffekte und Nachteile, die die Anwendung der Technik hervorruft. Einzelheiten über die Umweltprobleme der Technik im Vergleich zu anderen.
Betriebsdaten	Daten über Emissionen, Abfall und Verbrauch (von Rohmaterialien, Zusatz- und Hilfssstoffen, Wasser und Energie). Weitere nützliche Informationen über Betrieb, Wartung und Überwachung der Technik, inklusive Sicherheitsaspekte, Anwendungsbeschränkungen der Technik, Qualität der Austräge etc.
Anwendbarkeit	Berücksichtigung der Voraussetzungen für den Einsatz der Technik und die Nachrüstung der Technik (z.B. prozessspezifischer Platzbedarf)
Wirtschaftlichkeit	Informationen über Kosten (Investitions- und Betriebskosten) und mögliche Einsparungen (z.B. verminderter Verbrauch von Rohmaterial, verringerte Abfallgebühren), auch bezogen auf die Anlagenkapazität
Anreize zur Anwendung	Gründe für den Einsatz der Technik (z.B. andere gesetzliche Vorschriften, Verbesserung der Produktqualität)
Anwendungsbeispiele	Hinweis auf eine Anlage, in der die Technik eingesetzt wird
Referenzliteratur	Referenzliteratur mit detaillierten Informationen zu der Technik

Tabelle 4.2: Aufschlüsselung der Informationen zu jeder der in Kapitel 4 beschriebenen Techniken

Nach Möglichkeit liefert dieses Kapitel Informationen über aktuelle im jeweiligen Industriesektor durchgeführte oder umsetzbare Aktivitäten, einschließlich aktueller Kosten, die mit der Technik verbunden sind. Nach Möglichkeit geben die Information auch den Zusammenhang an, in dem die Technik wirksam eingesetzt werden kann.

4.1 Allgemeine Arbeitsschritte vor der thermischen Behandlung

4.1.1 Eignung des Prozessauslegung für die angenommenen Abfälle

Eine der wichtigsten Entscheidungen, die der Betreiber einer Abfallverbrennungsanlage treffen muss, ist die Auswahl der Technologie zur Verbrennung oder thermischen Behandlung, die für das in den Prozess eingespeiste Material technisch geeignet ist. Wenn die Auslegung einmal gewählt ist, ist die Betriebsführung darauf ab ausgerichtet, den Abfallinput so zu managen, dass seine Eigenschaften im Bereich der Parameter bleiben, für die der Prozess ausgelegt ist (siehe auch die in 4.1.3 beschriebenen Techniken).

Im Allgemeinen sind die bestehenden Technologien jeweils dafür entwickelt worden, spezielle Anforderungen an die Abfallbehandlung bestimmter Abfallfraktionen zu erfüllen. Wird eine Technik eingesetzt, die für einen anderen Abfall entwickelt wurde, der eventuell unpassende Eigenschaften aufweist, kann dies eine schlechte oder unzuverlässige Leistung bewirken. Einige Anlagen sind als "Allesbrenner" ausgelegt (d. h. zur Behandlung von Abfällen unterschiedlicher Zusammensetzung), andere nur zur Annahme ausgewählter Abfallfraktionen mit begrenzten Spezifikationen. Die Notwendigkeiten bei der Auslegung hängen von den Abfällen ab, die zur Behandlung in der Abfallverbrennungsanlage angenommen werden sollen. Wesentliche Auswirkungen auf die Betriebsführung, die Sicherheit und die Umwelt können sich ergeben, wenn versucht wird, den falschen Abfall im falschen Anlagenkonzept zu behandeln.

Zusätzlich zur angestrebten Leistung (z.B. Zerstörung von Abfall, Energienutzung, Emissionswerte), muss die Auswahl einer Technik zur thermischen Behandlung allgemein folgende technischen Kriterien berücksichtigen:

- chemische Zusammensetzung und Schwankungen der Abfallzusammensetzung
- physikalische Zusammensetzung des Abfall, z.B. Partikelgröße und -verteilung
- thermische Daten des Abfalls, z.B. Heizwert, Feuchtigkeitsgehalt
- benötigter Durchsatz und notwendige Verfügbarkeit des Prozesses
- erforderliche Qualität und Zusammensetzung von Asche und anderen Abfällen
- Möglichkeiten zum Einsatz von Produkten unvollständiger Oxidation wie Synthesegas oder Koks
- Emissionsziele und gewählte Reinigungstechnik
- Art der Energienutzung (z.B. Wärme, Strom, Kraft-Wärme-Kopplung).

Zusätzlich zu diesen technischen Gesichtspunkten können auch die folgenden die endgültige Wahl der Auslegung beeinflussen:

- Höhe des technischen Risikos
- Betriebserfahrung und verfügbare Qualifikation
- Finanzvolumen.

Anlagen, die zur Behandlung einer engen Bandbreite spezieller Abfälle (oder für in hohem Maße vorbehandelte und daher besonders homogene Abfälle) ausgelegt sind, arbeiten innerhalb enger festgelegter Leistungsgrenzen, als solche Anlagen, die ein breites Abfallspektrums annehmen. Homogener Abfall erlaubt eine höhere Prozessstabilität mit größerer Gleichmäßigkeit und Vorhersagbarkeit der Abgaszusammensetzung. Wenn die Abfallqualität gut steuerbar und überwachbar ist, lässt sich die Kapazität des Abgasreinigungsverfahrens in gewissem Maße begrenzen, ohne Erhöhung des Risikos von Rohgaskonzentrationen, die die Kapazität der Abgasreinigungsanlage überschreiten.

In der Praxis dürften viele Betreiber von Abfallverbrennungsanlagen nur begrenzte Kontrolle über den genauen Inhalt der angenommenen Abfälle haben. Folglich müssen Betreiber, die solche Abfälle erhalten, ihre Prozesse flexibel genug auslegen, um mit der großen Bandbreite an Abfällen umzugehen, die dem Prozess möglicherweise zugeführt wird. [64, TWGComments, 2003]

4.1.2 Allgemeine Maßnahmen der Guten Betriebsführung

Allgemeine Ordung und Sauberkeit tragen zu einer besseren Arbeitsumgebung bei und gestatten es, mögliche Betriebsprobleme im Voraus zu erkennen.

Die wichtigsten Bestandteile einer guten Betriebsführung sind :

- Verwendung von Verfahren zur Erkennung und Ortung/Lagerung von angenommenen Abfällen entsprechend der mit ihnen verbundenen Risiken
- Vorsorge gegen Staubemissionen aus Betriebseinrichtungen
- effektives Abwassermanagement und
- effektive vorsorgende Wartung.

[64, TWGComments, 2003]

4.1.3 Qualitätskontrolle der angelieferten Abfälle

4.1.3.1 Festlegung von Annahmebegrenzungen für die Anlage und Ermittlung von Schlüsselrisiken

Beschreibung
Jede Anlage hat Begrenzungen hinsichtlich der Abfalleigenschaften, die in der Verbrennungsanlage aufgegeben werden dürfen. Durch Kenntnis der Annahmebegrenzungen des Verbrennungsprozesses ist es möglich, Einzelanforderungen an den Abfall abzuleiten. Dadurch werden die maximalen und die gewünschten Aufgabemengen ermittelt. Dadurch ist es möglich, Schlüsselrisiken und erforderliche Kontrollprozesse zu ermitteln, um Betriebszustände außerhalb der Begrenzungen zu verhindern oder zu verringern.

Einflussgrößen für solche Begrenzungen sind:
- Bauweise des Abfallaufgabemechanismus und physikalische Eignung der angenommenen Abfälle
- Abfalldurchsatz und Hitzebeständigkeit des Verbrennungsraumes
- zu erreichende Emissionsgrenzwerte (d. h. erforderlicher Prozentsatz der Schadstoffminderung)
- Kapazität der Abgasreinigungstechnologie zur Entfernung der einzelnen Schadstoffe (z.B. Begrenzung des Abgasvolumenstroms, der Schadstoffbeladung etc.).

Beispiele von Schlüsselrisiken sind:
- hoher Quecksilbereintrag, der zu hohen Konzentrationen im Rohgas führt
- hoher Brom- oder Jodeintrag, der zu hohen Konzentrationen im Rohgas führt
- große Schwankungen im Feuchtigkeitsgehalt oder Heizwert, die eine unregelmäßige Verbrennung bewirken
- hohe Chlorbeladung, die die Kapazität der Abgasreinigung überschreitet
- hohe Schwefelbeladung, die die Kapazität der Abgasreinigung überschreitet
- schnelle Veränderungen der chemischen Abgaszusammensetzung, die sich auf die Funktionsweise der Abgasreinigung auswirken
- physikalisch große Gegenstände, die die Aufgabesysteme blockieren und so den Regelbetrieb unterbrechen
- übermäßige Versinterung/Verkrustung von Kesselbestandteilen durch die Aufgabe bestimmter Abfallarten, z.B. wurde berichtet, dass Quellen für hohe Zinkkonzentration (verschmutzter Holzabfall) eine unnormale Versinterung im ersten Kesselzug stattfindet.

Sind die theoretischen und praktischen (d. h. beim Anlagenbetrieb auftretenden) Risiken festgestellt, kann der Betreiber eine gezielte Überwachungsstrategie zur Minderung dieser Risiken entwickeln. Zeigt z.B. die Betriebserfahrung, dass die Anlage zu Überschreitungen der HCl-Emissionsgrenzwerte neigt, kann der Betreiber sich für den Versuch entscheiden, die Entstehungsorte und Höchstkonzentrationen von Cl im aufgegebenen Abfall zu kontrollieren und/oder die Auslegung und Betriebsparameter der Abgasreinigung für saure Gase zu überprüfen.

Ökologischer Nutzen
Die Nutzung dieser Technik trägt zur Gewährleistung eines gleichmäßigen und stabilen Betriebs der Verbrennungsanlage bei und verringert die Notwendigkeit reaktiver und notfallbedingter Eingriffe in den Prozess.

Medienübergreifende Auswirkungen
Die Festlegung von Annahmebegrenzungen für den Prozess führt zum Ausschluss von Abfällen, die die aufgestellten Anforderungen nicht erfüllen. Solche Abfälle werden dann weg vom Verbrennungsprozess hin zu anderen Abfallbehandlungsmöglichkeiten gelenkt. Art und Umfang daraus folgender medienübergreifender Auswirkungen hängen deshalb von Art und Leistung der alternativen Behandlungsmöglichkeit ab.

Betriebsdaten
Siehe Beschreibung oben.

Anwendbarkeit
Anwendbar für alle Abfallverbrennungsanlagen, besonders für solche, die Abfälle unterschiedlicher Herkunft und Abfälle mit breiten oder schwierig zu überwachenden Eigenschaften annehmen (z.B. kommerziell betriebene Sonderabfallverbrennungsanlagen).

Bestehende Anlagen haben den Vorteil der Erfahrung und des Wissens aus früheren Situationen, die während des Anlagenbetriebes aufgetreten sind. Neue Anlagen können eventuell von der Betriebserfahrung ähnlicher bestehender Anlagen lernen, diese anpassen und eigene Arbeitsabläufe entwickeln, die an ihre spezifischen Betriebserfahrungen angepasst sind.

Anlagen mit weitreichenden Lager- und Vorbehandlungsmöglichkeiten können eventuell Abfälle annehmen, die zunächst außerhalb der normalen Anforderungen der Verbrennungsanlage liegen und dann den Abfall so behandeln, dass er die Anforderungen der Verbrennungsanlage erfüllt.

Während kommerziell betriebene Sonderabfallverbrennungsanlagen oft so gebaut sind, dass sie alle Arten von Sonderabfällen annehmen können, ist das für viele andere Anlagen einschließlich Siedlungsabfallverbennungsanlagen nicht der Fall. Dennoch werden einige Abfallarten, die dem Siedlungsabfall ähnlich sind, in manchen Siedlungsabfallverbrennungsanlagen behandelt, wie z.B. Gewerbeabfall, einige Krankenhausabfälle und Klärschlämme. Es können Anpassungen an die Anlage erforderlich sein, damit sie geeignet ausgerüstet ist, um Abfälle zu behandeln, die sich in ihrer Art von der hauptsächlich angenommenen Abfallart unterscheiden. Dies würde im Allgemeinen die Bereitstellung angemessener Annahme-, Lagerungs- und Handhabungssysteme einschließen. Wenn der Abfall deutlich anders zusammengesetzt ist, können auch umfangreichere Anpassungen erforderlich sein, z.B. an die Verbrennungsweise, an die Abgasreinigung, an das Abwasserbehandlungsverfahren, an bestimmte Sicherheitsmaßnahmen und an Laborausstattung/Messgeräte. [64, TWGComments, 2003]

Wirtschaftlichkeit
Die Kosten können nicht genau angegeben werden.

Der Ausschluss bestimmter Abfallquellen oder Abfallarten kann die Einnahmen mindern. Zusätzlich können spezifische Investitionen erforderlich sein, um Techniken zur Identifizierung und zum Management solcher Abfälle einzuführen, z.B. zur Analyse und Vorbehandlung.

Treibende Kraft für die Anwendung
Eine gute Kenntnis der Prozessbegrenzungen ist erforderlich für die Bewertung und Auswahl der Arbeitsabläufe bei der Überwachung der Abfallannahme und entsprechend der gesamten Prozessleistung.

Anwendungsbeispiele
Breit angewendete Praxis, vor allem bei Sonderabfallverbrennungsanlagen.

Die Technik wird auch in vielen europäischen Siedlungsabfallverbrennungsanlagen angewendet, um unerwünschte Abfallarten zu erkennen und nach Möglichkeit auszuschließen.

Referenzliteratur
[55, EIPPCBsitevisits, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.1.3.2 Kommunikation mit Abfalllieferanten zur Verbesserung der Qualitätskontrolle bei der Abfallanlieferung

Beschreibung
Abfälle werden üblicherweise aus einem breiten Herkunftsspektrum angenommen, über das der Betreiber möglicherweise nur eine begrenzte Kontrolle hat. Wenn der Betreiber erkannt hat, dass bestimmte Abfälle, Substanzen im Abfall, Eigenschaften der Abfälle oder bestimmte Herkünfte Betriebsprobleme verursachen oder verursachen können, kann es hilfreich in der Gesamtkette des Abfallmanagements sein, die Bedenken an die Personen zu übermitteln, die den Abfall erzeugen oder anliefern. Ein Beispiel dafür ist die getrennte Sammlung von Hg-haltigen Abfällen wie Batterien oder Amalgam aus der Zahnmedizin, so dass der Hg-Gehalt des Siedlungsabfalls verringert wird.

Die Art der verwendeten Techniken und das Ausmaß, in dem sie benutzt werden, hängt von der Höhe des Risikos sowie der Häufigkeit und Art der aufgetretenen Betriebsprobleme ab. Im Allgemeinen gilt: Je größer die Bandbreite der Abfallarten, -zusammensetzungen und -herkünfte, um so größerer Aufwand ist bei der Eingangskontrolle der Abfälle erforderlich.

Ökologischer Nutzen
Die Vermeidung der Annahme ungeeigneter Abfälle oder die Kontrolle der Anlieferung von Abfällen, die schwierig zu behandeln sind oder die besondere Sorgfalt benötigen, kann Betriebsprobleme vermindern und somit zusätzliche SchadstoffEmissionen vermeiden.

Medienübergreifende Auswirkungen
Manche Abfälle müssen von der Verbrennungsanlage zu anderen Arten der Abfallbehandlung umgelenkt werden.

Betriebsdaten

Anwendbarkeit
Diese Technik kann in allen Abfallverbrennungsanlagen angewendet werden, aber ist am nützlichsten bei denen, die Abfälle aus vielen verschiedenen Quellen, mit einer großen Bandbreite oder schwierig zu kontrollierenden Eigenschaften erhalten (z.B. privat betriebene Sonderabfallverbrennungsanlagen).

Prozesse, die daraufhin ausgelegt sind, eine geringe Bandbreite genau festgelegter Abfälle anzunehmen, sollten besondere Sorgfalt darauf verwenden, eine Überwachung der Schlüsselsubstanzen sicherzustellen.

Bestehende Anlagen haben den Vorteil, aus tatsächlich bereits aufgetretenen Situationen lernen zu können.

Wirtschaftlichkeit
Einsparungen können durch die Vermeidung von Betriebsproblemen entstehen.

Treibende Kraft für die Anwendung
Die Festlegung von Abläufen zur Eingangskontrolle kann das Risiko von Betriebsstörungen und die damit verbundenen Emissionen vermindern.

Anwendungsbeispiele
Weit verbreitete Praxis, insbesondere bei Sonderabfallverbrennungsanlagen.

Die Siedlungsabfallverbrennungsanlage SELCHP (South East London, UK) erkannte Gipseinträge (Calciumsulfat), die den Betrieb störten.

In Caen (Frankreich) wurde eine erfolgreiche Informationskampagne zur Minderung des Hg-Gehalts im Siedlungsabfall durchgeführt.

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003]

4.1.3.3 Kontrolle der Abfallaufgabequalität auf dem Gelände der Verbrennungsanlage

Beschreibung
Für den in die Brennkammer aufgegebenen Abfall kann eine Reihe von Qualitätsanforderungen abgeleitet werden, die helfen, die Abfallaufgabequalität zu kontrollieren und den Verbrennungsprozess innerhalb der Auslegungsparameter stabil zu halten. Die Qualitätsanforderungen an den Abfall können abgeleitet, wenn die Beschränkungen des Prozesses im Betrieb verstanden wurden, wie etwa:

- thermische Durchsatzleistung der Verbrennungsanlage
- physikalische Anforderungen an die Aufgabe (Partikelgröße)
- eingesetzte Überwachungen für den Verbrennungsprozess (z.B. Verwendung des Heizwertes, der Dampferzeugung, des O_2 –Gehaltes etc.)
- Kapazität der Abgasreinigungsanlage und daraus abgeleitete maximale Rohgas-Konzentrationen/-Frachten
- Emissionsgrenzwerte, die erreicht werden müssen
- Qualitätsanforderungen an die Asche.

Abfälle können gelagert, gemischt oder untereinander vermischt werden (dies wird durch manche nationale Gesetzgebungen eingeschränkt), um zu gewährleisten, dass der Abfall, der in die Brennkammer aufgegeben wird, das abgeleitete Set an Qualitätsanforderungen erfüllt.

Die Schlüsselsubstanzen/Schlüsseleigenschaften, die üblicherweise besondere Verarbeitungsschritte erfordern, beziehen sich auf Schwankungen im Abfall hinsichtlich der Konzentration und Verteilung von Folgendem:

- Quecksilber, Alkalimetalle und Schwermetalle
- Jod und Brom
- Chlor und Schwefel
- Schwankungen in den Heizwerten/im Feuchtigkeitsgehalt
- problematische organische Verunreinigungen, z.B. PCBs
- physikalische Zusammensetzung des Abfalls, z.B. Klärschlamm
- Mischbarkeit verschiedener Abfallarten.

Die Ergebnisse von CEN/TC 292 und CEN/TC 343 können für die Durchführung der Probenahme aus dem Abfall für diese Substanzen von Bedeutung sein.

Ökologischer Nutzen
Verringerte Abgasemissionen durch:

- gleichmäßige Betriebsweise
- effektive Verbrennung
- verbessertes energetisches Recycling
- gleichmäßigere Rohgaskonzentrationen und dadurch verbesserte Betriebsweise der Abgasreinigungsanlage
- verminderte Verkrustung im Kessel durch verminderte Staubemission.

Medienübergreifende Auswirkungen
Die Aufbereitung und Lagerung von Abfällen kann diffuse Emissionen verursachen, die ihrerseits eine Behandlung erfordern.

Betriebsdaten
Keine Information.

Anwendbarkeit
Alle Anlagen müssen für den Prozess ihre eigenen wesentlichen Aufgabebeschränkungen entwickeln und dann geeignete Annahmebeschränkungen und mögliche Vorbehandlungsschritte einführen, die gewährleisten, dass die Aufgabebeschränkungen nicht überschritten werden.

Solche Anforderungen werden besonders dort nötig sein, wo man auf stark schwankende Abfallzusammensetzungen trifft (z.B. bei kommerziell betriebenen Sonderabfallverbrennungsanlagen), und bei Anlagen mit geringerem Durchsatz, weil diese weniger Pufferkapazität als größere Anlagen haben.

[64, TWGComments, 2003] Diese Technik findet ihre Hauptanwendung und ihre größten Vorteile bei Sonderabfallverbrennungsanlagen, doch in manchen Ländern (z.B. in Österreich) wird sie in allen Abfallverbrennungsanlagen praktiziert.

Wirtschaftlichkeit
Es liegen keine Informationen vor.

Anreize zur Anwendung
Unterstützt bei der Sicherstellung, dass das aufgegebene Material für die angewendeten Prozessen geeignet ist und ermöglicht somit eine Kontrolle der Emissionen und Verbräuche innerhalb der erforderlichen Parameter.

Anwendungsbeispiele
Besonders bei Sonderabfallverbrennungsanlagen in Europa angewendet.

Referenzliteratur
[25, Kommunikemi, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.1.3.4 Überprüfung, Probenahme und Untersuchung angelieferter Abfälle

Beschreibung
Diese Technik schließt den Einsatz eines geeigneten Verfahrens zur Bewertung eingehender Abfälle ein. Die Bewertungen werden durchgeführt, um zu sicherzustellen:

- dass die angenommenen Abfälle innerhalb der für die Anlage geeigneten Bandbreite liegen
- ob die Abfälle besondere Behandlung/Lagerung/Aufarbeitung benötigen oder vom Gelände entfernt werden müssen
- ob die Abfälle so beschaffen sind, wie sie der Anlieferer beschreibt (aus vertraglichen, betrieblichen ode gesetzlichen Gründen).

Die angewendeten Techniken reichen von einfacher visueller Bewertung zu einer vollständigen chemischen Analyse. Das Ausmaß der Arbeitsschritte richtet sich:

- nach Art und Zusammensetzung des Abfalls
- nach Heterogenität des Abfalls
- nach bekannten Problemen mit Abfällen (einer bestimmten Art oder von bestimmter Herkunft)
- nach besonderen Empfindlichkeiten der betroffenen Anlage (z.B. bestimmte Substanzen, die bekanntermaßen Betriebsprobleme verursachen)
- danach, ob der Abfall bekannter oder unbekannter Herkunft ist
- nach dem Vorhandensein oder Nicht-Vorhandensein von qualitätsüberwachten Abfallspezifikationen
- danach, ob der Abfall schon früher behandelt wurde und den dabei gemachten Erfahrungen.

Bespielhafte Betriebsabläufe werden weiter unten im Kapitel Betriebsdaten zur Verfügung gestellt.

Ökologischer Nutzen
Eine bessere Erkennung ungeeigneter Abfälle, Substanzen oder Eigenschaften kann Betriebsprobleme verringern und folglich zusätzliche Emissionen vermeiden.

Medienübergreifende Auswirkungen
Keine bedeutenden negativen medienübergreifenden Auswirkungen.

Betriebsdaten

Abfallart	Beispiele für eingesetzte Techniken	Kommentare
Gemischte Siedlungsabfälle	• visuelle Untersuchung im Bunker • Stichproben einzelner Anlieferungen durch getrennte Entladung • Wiegen des Abfalls bei der Anlieferung • Detektoren für Radioaktivität	Industrielle und kommerzielle Ladungen können ein erhöhtes Risiko bergen und verdienen erhöhte Aufmerksamkeit
Vorbehandelte Siedlungsabfälle und Brennstoff aus Abfall	• visuelle Untersuchung • regelmäßige Probenahme und Analyse auf die Schlüsseleigenschaften/ Schlüsselsubstanzen	
Gefährliche Abfälle	• visuelle Untersuchung • Überprüfung und Vergleich der Daten der Deklarationsanalyse mit dem angelieferten Abfall • Probenahme/Analyse aller großer Tankwagen • Zufallsstichproben bei Fass-Anlieferungen • Auspacken und Prüfen verpackter Ladungen • Bewertung der Verbrennungsparameter • Testweise Vermischung flüssiger Abfälle vor der Lagerung • Bestimmung des Flammpunkts der Abfälle im Bunker • Untersuchung des Abfalleingangs auf enthaltene Elemente z.B. durch EDXRF	Umfangreiche und effiziente Arbeitsabläufe sind für diesen Bereich besonders wichtig. Anlagen, die Monofraktionen empfangen, können einfachere Abläufe einsetzen
Klärschlämme	• regelmäßige Probenahme und Analyse auf die Schlüsseleigenschaften und Schlüsselsubstanzen • Prüfung auf harte Materialien z.B. Steine/Metall/Holz/Kunststoff vor der Beschickung durch Pumpen, vor der Entwässerung und den Trocknungsschritten • an die Veränderung des Schlammes angepasste Prozesssteuerung	Die Eignung der Techniken richtet sich nach der Art des Klärschlamms, z.B. Rohschlamm, anaerob oder aerob stabilisierter Schlamm etc.
Krankenhaus-abfälle	• Überprüfung und Vergleich der Daten der Deklarationsanalyse mit dem angelieferten Abfall • Untersuchung auf Radioaktivität	Wegen des Infektionsrisikos ist eine Probenahme nicht anzuraten. Eine Überprüfung wird vom Abfallerzeuger verlangt.
Tierische Nebenprodukte	• Überprüfung und Vergleich der Daten der Deklarationsanalyse mit dem angelieferten Abfall • Probenahme/Untersuchung von Material geringen Risikos auf Fett und Feuchtigkeitsgehalt	Aus Sicherheitsgründen ist eine Probenahme bei hoch risiko-behaftetem Material nicht anzuraten

Tabelle 4.3: Untersuchungs- und Probenahmetechniken für verschiedene Abfallarten [1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 41, EURITS, 2002], [64, TWGComments, 2003]

Anwendbarkeit

Die umfangreichsten Probenahme- und Analysesysteme sind dort angebracht, wo die Abfallzusammensetzungen und –herkünfte am stärksten variieren. (z.B. kommerziell betriebene Sonderabfallverbrennungsanlagen) oder wo Probleme bekannt sind, z.B. Probleme mit einem bestimmten Abfalltyp oder einer Abfallherkunft in der Vergangenheit.

Wirtschaftlichkeit

Die Kosten beim Einsatz dieser Techniken steigen schnell mit dem Ausmaß und der Komplexität der eingesetzten Arbeitsabläufe.

Die Kosten für die Probenahme, Analyse, Lagerung und zusätzliche Verarbeitungszeit können einen wesentlichen Anteil der Betriebskosten ausmachen. Dies gilt insbesondere für Sonderabfallverbrennungsanlagen, in denen die umfangreichsten Probenahme- und Analysesysteme angewendet werden.

Treibende Kraft für die Anwendung
Ermöglicht eine bessere Prozesskontrolle und einen Schutz der Anlage.

Anwendungsbeispiele
In ganz Europa weit verbreitet.

Referenzliteratur
[40, EURITS, 2003], und Gespräche während Betriebsbesichtigungen. [64, TWGComments, 2003]

4.1.3.5 Detektoren für radioaktives Material

Beschreibung
Obwohl radioaktives Material nicht explizit durch die IVU-Rchtlinie geregelt werden, kann der Gehalt von Strahlungsquellen oder radioaktiven Substanzen im Abfall zu Betriebs- und Sicherheitsproblemen führen. Sehr niedrige "Hintergrund"-Konzentrationen kommen in der gesamten natürlichen Umgebung vor und können auch im Abfall gefunden werden – solche Konzentrationen benötigen keine besonderen Maßnahmen für ihre Detektion und Überwachung. Dennoch bergen einige Abfälle das Risiko, höhere Konzentrationen zu enthalten, besonders diejenigen aus Tätigkeiten, bei denen radioaktive Materialien verwendet werden. Manche Krankenhaus- und Industrieabfälle können deshalb regelmäßig oder gelegentlich spezielle radioaktive Quellen oder Verunreinigungen enthalten, obwohl die Einsammlung solcher Abfälle mit Siedlungsabfall und die Schwierigkeiten der Kontrolle gemischter Abfallsammlungen zu Radioaktivität in anderen Abfällen führen kann.

Radioaktives Material kann oft durch die Nutzung spezieller Detektoren entdeckt werden, die sich zum Beispiel am Eingang der Anlage befinden. Es können auch Untersuchungen von Abfallladungen, die ein höheres Risiko der Kontamination aufweisen, durchgeführt werden. Solche Untersuchungen werden insbesondere dann durchgeführt, wenn Ladungen auf Basis einer Höchstkonzentration angenommen werden. Solche Höchstwerte leiten sich ab von dem Wissen über die Zerfallszeit der behandelten Isotope, über den Prozess, in dem sie behandelt werden und unter Betrachtung der Konzentrationsgrenzwerte für die Emissionen in Boden, Luft und Wasser.

Szintillationsdetektoren aus Kunststoff sind eine Art der verwendeten Detektoren. Sie messen Photonen von Radionukleiden, die Gammastrahlen emittieren, und in geringerem Maße von Betastrahlern. Radionukleide werden in Krankenhausabfällen, Laborabfällen und in technisch eingesetzten natürlich vorkommendem radioaktivem Material regelmäßig bestimmt. Ebenfalls wichtig sind die Kontrollen, die eingesetzt werden, um die Vermischung von radioaktivem Abfall mit gewöhnlichem Abfall zu verhindern (manchmal durchgeführt, um die hohen Behandlungskosten für radioaktiven Abfall zu vermeiden).

Ökologischer Nutzen
Verhinderung einer Kontamination der Anlage und einer Freisetzung von radioaktiven Substanzen. Eine Kontamination der Anlage kann zu langwierigen und kostspieligen Schließungen zur Dekontaminierung führen.

Medienübergreifende Auswirkungen
Die Hauptaufmerksamkeit gilt der Behandlung des Abfalls, der als radioaktiv identifiziert wurde – denn möglicherweise ist weder sein Transport noch seine Behandlung gestattet. Bevor solche Situationen auftreten ist von Vorteil, Pläne und Arbeitsabläufe zum Management von als radioaktiv erkannten Abfällen aufzustellen.

Betriebsdaten
Einige Anlagen berichten über gute Erfahrungen mit Eingangskontrollen für radioaktives Material, nach der Erkenntnis, dass der von ihnen angenommene Siedlungsabfall gelegentlich radioaktives Material enthalten kann. [64, TWGComments, 2003]

Anwendbarkeit
Anwendbar für Verbrennungsanlagen, die heterogene Abfälle von einem weiten Spektrum von Lieferanten erhalten. Weniger angewendet, wenn Herkunft und Schwankungen des Abfalls gut bekannt sind und gut kontrolliert werden oder wo das Risiko, radioaktive Materialien zu empfangen, als gering eingeschätzt wird.

Wirtschaftlichkeit
Die Investitionskosten für den Einbau von Detektoren belaufen sich auf etwa 25 000 – 50 000 EUR.

Treibende Kraft für die Anwendung
Verminderungen der tolerierbaren Schwellenwerte für schwach radioaktive Verunreinigungen sind ein Anreiz für die Nutzung der Technik. Diese Schwellenwerte können in den verschiedenen Mitgliedsstaaten je nach nationaler Gesetzgebung unterschiedlich sein. [64, TWGComments, 2003]

In manchen Mitgliedsstaaten, z.B. in Frankreich, schreibt die Gesetzgebung für Siedlungsabfallverbrennungsanlagen die Anwendung von Detektoren für radioaktives Material (mit wenigen Ausnahmen) vor.

Anwendungsbeispiele
Angewendet in Sonderabfall- und in einigen Siedlungsabfallverbrennungsanlagen.

Referenzliteratur
[40, EURITS, 2003], und Gespräche während Betriebsbesichtigungen. [64, TWGComments, 2003]

4.1.4 Abfalllagerung

Die Grundprinzipien der Lagerung, wie sie im Entwurf des horizontalen BVT-Merkblatts über Lagerung beschrieben werden, können auf die Lagerung von Abfall angewendet werden und sollten für Techniken als allgemeine Richtlinie herangezogen werden. Weil aber Abfälle oft eine weniger gut definierte oder sogar eine unbekannte Zusammensetzung aufweisen, ist es häufig der Fall, dass zusätzliche Techniken verwendet werden, die die Sicherheit der Lagerung zusätzlich erhöhen, um den genannten *unbekannten* Risiken zu begegnen. Dieser Kapitel des BVT-Merkblatts konzentriert sich deshalb mehr auf die speziellen Techniken, die für Abfälle bedeutend sind, als auf die allgemeineren Gesichtspunkte der Lagerung.

4.1.4.1 Versiegelte Oberflächen, kontrollierte Drainage und Wetterfestigkeit

Beschreibung
Die Lagerung von Abfällen auf Geländen mit versiegelten, beständigen Oberflächen und überwachter Drainage verhindert die Freisetzung von Stoffen sowohl direkt aus dem Abfall als auch durch Auswaschung aus dem Abfall.

Die angewendeten Techniken sind unterschiedlich je nach Art des Abfalls, seiner Zusammensetzung und nach der Empfindlichkeit oder dem Risiko, das mit der Freisetzung von Stoffen aus dem Abfall verbunden ist. Im Allgemeinen sind die folgenden Lagertechniken angemessen:

Abfallart	Lagerungstechnik
Allgemeine Maßnahmen, auf alle Abfälle anwendbar	• Lagerung von geruchsintensivem Material in geschlossenen Räumen mit einem Abluftverfahren, das die Abluft als Verbrennungsluft nutzt (siehe 4.1.4.4) • ausgewiesene Bereiche für Be-/Entladung mit überwachter Drainage • eindeutig (z.B. mit einem Farbcode) markierte Bereiche zur Entwässerung möglicher Verschmutzungsbereiche (Lagerung /Beladung /Transport) • Begrenzung der Lagerzeiten je nach Abfallart und -risiko • angemessene Lagerkapazität • Möglichkeit zur Verpackung einiger Abfälle in Ballen oder Behälter zur Zwischenlagerung, abhängig vom Abfall und den spezifischen Risikofaktoren des Standorts • Brandschutzmaßnahmen, z.B. Feuerschutzwand zwischen Bunker und Verbrennungsraum.
Feste Siedlungsabfälle und nicht gefährliche Industrieabfälle	• Bunker mit versiegeltem Boden oder auf etagenweise versiegelte Lagerbereiche • geschlossene Gebäude • manches Sperrgut mit geringem Umweltverschmutzungspotenzial kann ohne besondere Maßnahmen gelagert werden.
Feste vorbehandelte Siedlungsabfälle und Brennstoff aus Abfall	• geschlossene Behälter • Bunker mit versiegeltem Boden oder auf Stockwerken versiegelte Lagerbereiche • Gebäude mit Abdeckung und Wänden • Ladungen in Verpackungen oder Containern können abhängig von der Abfallart für eine Außenlagerung ohne spezielle Maßnahmen geeignet sein
Flüssige Abfälle und Schlämme in großen Gebinden	• widerstandfähige große Tanks mit Auffangwannen • Flansche und Ventile über Auffangwannen • für flüchtige Substanzen: Ableitung der Tankluft zur Verbrennungsanlage • Explosionsschutzeinrichtungen in Leitungen, etc.
Flüssige Abfälle und Schlämme in Fässern	• Lagerung unter abgedeckten Bereichen • abgedichtete und widerstandsfähige Oberfläche
gefährlicher Abfall	• getrennte Lagerung entsprechend der Risikobewertung • besondere Aufmerksamkeit hinsichtlich der Dauer der Lagerung • automatische Umschlag- sowie Be- und Entladegeräte • Reinigungseinrichtungen für Oberflächen und Behälter
Krankenhausabfälle/ infektiöse Abfälle	• getrennte Lagerung • gekühlte oder tiefgekühlte Lagerung infektiöser Abfälle • besondere Aufmerksamkeit hinsichtlich der Dauer der Lagerung • automatische Umschlag- sowie Be- und Entladegeräte • Einrichtungen zur Behälterdesinfektion • tiefgekühlte Lagerung bei Überschreitung einer bestimmten Lagerzeit (z.B. 48 Stunden).

Table 4.4: Beispiele der eingesetzten Lagertechniken für verschiedene Abfallarten [64, TWGComments, 2003]

Ökologischer Nutzen

Eine richtige Lagerung von Abfällen hat vielfältigen Nutzen:

- Minderung der Risiken von Emissionen durch sichere Aufbewahrung
- Vorbeugung vor dem Eindringen von Regenwasser in den gelagerten Abfall (und daraus folgend Absenkung des Heizwerts und Schwierigkeiten bei der Verbrennung)
- verhindert Verwehungen
- verringert Eluatentstehung (und daraus folgender Behandlungsanforderungen)
- vermindert die Mobilisierung von Schadstoffen
- verringert die Abnutzung von Behältern (Korrosion und Sonnenlicht)
- vermindert temperaturbedingte Ausdehnung und Schrumpfung versiegelter Behälter
- verringert Geruchsemission und ermöglicht Behandlung von Gerüchen
- ermöglicht die Behandlung diffuser Emissionen.

Medienübergreifende Auswirkungen
Zusätzliche Gebäude und Infrastruktur werden benötigt.

Betriebsdaten
Spezielle Informationen liegen nicht vor.

Anwendbarkeit
Das Grundprinzip der Bewertung ist auf alle Anlagen anwendbar, die angenommenen Abfallarten zu bewerten und sie angemessen, sicher zu lagern (d. h. zu verhindern, dass Verunreinigungen ausgebreitet werden und die Risiken der Emissionen bei Lagerung und Umschlag zu vermindern).

Das Ausmaß und die genauen Methoden, die angewendet werden, hängen von den erhaltenen Abfällen ab und sind oben ausgeführt. Im Allgemeinen benötigen flüssige und gefährliche Abfälle die meiste Aufmerksamkeit.

Wirtschaftlichkeit
Es wurden keine genauen Daten zur Verfügung gestellt.

Treibende Kraft für die Anwendung
Die Durchführung einer sicheren Lagerung ist eine grundlegende Technik zur effektiven Abfallbehandlung und zur Vermeidung von Emissionen.

Anwendungsbeispiele
Weit verbreitet in Europa. Beispiele gibt es in B, D, DK, F, FIN.

Referenzliteratur
Gespräche bei Betriebsbesichtigungen. [64, TWGComments, 2003]

4.1.4.2 Management der Lagerzeiten

Die Minderung der Lagerzeiten kann nützlich sein für:

- zur Vermeidung einer Zersetzung von Behältern (Verwitterung, Alterung, Korrosion)
- zur Vermeidung einer Verfaulung organischer Abfälle (die sonst zu Geruchsemissionen, Schwierigkeiten bei Verarbeitung und Umgang sowie zu Brand- und Explosionsrisiken führen kann)
- zur Vermeidung des Risikos, dass sich Etiketten ablösen.

Die Lagerzeiten können verringert werden durch:

- Vorsorge dagegen, dass die gelagerten Abfallvolumen zu groß werden
- die Kontrolle und das Management von Anlieferungen (wo möglich) durch die Kommunikation mit Abfallanlieferern etc.

Im Allgemeinen wird Siedlungsabfall in geschlossenen Gebäuden für eine Zeit von 4 bis 10 Tagen gelagert; dabei wird die Lagerungsdauer stark durch die Sammlungs- und Anlieferungsmuster beeinflusst. Wegen des Wunsches nach kontinuierlichem Anlagenbetrieb werden die Lagerkapazität und die daraus folgenden maximalen Lagerzeiten oft durch die längstmögliche Zeit bestimmt, während der voraussichtlich kein Abfall zur Anlage angeliefert wird. Besonders hintereinander folgende Feiertage können zu mehreren Tagen führen, an denen kein Abfall angeliefert wird. [64, TWGComments, 2003]

Eine begrenzte Zeit für die Reifung von Siedlungsabfall im Bunker kann einen positiven Einfluss auf die Homogenität des Abfalls haben. Die Aufgabe frischen Abfalls sofort nach dessen Anlieferung kann Schwankungen im Verbrennungsprozess verursachen. [74, TWGComments, 2004]

Wo Abfälle verschiedener Herkunft und Art angenommen und in die Brennkammer gegeben werden, um ein bestimmtes Aufgabegemisch zu erreichen (z.B. in Sonderabfallverbrennungsanlagen), können längere Lagerzeiten für bestimmte Stoffe vorteilhaft. In manchen Fällen sogar mehrere Monate. Dies ermöglicht es, schwer zu behandelnde Abfälle langsam in das Verfahren zu gegeben, wenn auch genügend unproblematische Materialien zur Verfügung stehen. Solche Praktiken sind akzeptabel, wenn die speziellen Stoffe so gelagert werden, dass das Risiko der Zersetzung von Stoffen und Behältern gut überwacht wird.

4.1.4.3 Ballierung oder anderer Verschluss fester Abfälle

Beschreibung
In Spitzenanlieferungszeiten, wenn die angenommene Abfallmenge größer als der Anlagendurchsatz ist, wird der Abfall in eine Plastikfolie gerpackt und gelagert. Dadurch kann auch Abfall, der in Wartungs- oder Stillstandszeiten angenommen wird, gelagert werden. Die Technik kann die langfristige Lagerung einiger Abfälle erleichtern und die Lagerkapazität der Anlage effektiv vergrößern.

Gelagerte Abfälle können dem Hauptabfallstrom wieder zugeführt werden, wenn die Anlieferungsmenge sinkt, wenn ein erhöhter Bedarf zur Wärmeerzeugung besteht oder wenn die Energiepreise (Strom oder Wärme) gestiegen sind.

Maschinen und Materialien, die für die Ballierung benutzt werden, ähneln denen, die in manchen Bereichen für die Ballierung von Tiernahrung verwendet werden. Der Abfall wird verdichtet und mit Plastikfolie zu großen Zylindern verpackt, üblicherweise von 1 m Höhe und 1 m Durchmesser. Der enthaltene Sauerstoff wird schnell verbraucht, und neuer Sauerstoff steht nicht zur Verfügung, weil die Umgebungsluft in einen gut verpackten Ballen nicht eindringen kann, sogar dann nicht, wenn die Folie gerissen ist.

Der Hauptvorteil der Ballenverpackung und damit der langfristigen Lagerung von Abfällen besteht darin, dass die Anlage sich an Schwankungen der Abfallanlieferung anpassen kann und der Prozess auf einem stabilen Niveau weiterlaufen kann.

Ökologischer Nutzen
Es gibt 3 wesentliche Nutzen:

- Minimierung der Abfallmenge, die sonst anderswo hin geschickt werden muss – während der Stillstandszeiten der Anlage oder einer ihrer Linien kann der Abfall balliert und später verbrannt werden, wenn die Anlage/ Linie wieder in Betrieb ist.
- Optimierung der Anlagenauslegung. Die Anlage kann das ganze Jahr über mit gleichmäßigeren Beschickungsbedingungen betrieben werden.
- Verbesserte Wertschöpfung bei der Energienutzung – der gelagerte Abfall kann verbrannt werden, wenn es eine höhere Nachfrage / einen höherer Preis für die bereitgestellte Energie gibt.

Medienübergreifende Auswirkungen
Gegen folgende Risiken im Zusammenhang mit der Lagerung müssen geeignete Maßnahmen ergriffen werden:

- Geruch
- Ungeziefer
- Verabfallung
- Brandrisiken
- Eluat aus dem Eindringen von Regenwasser in die Abfallballen.

Betriebsdaten
Bei Lagen im Stadtzentrum oder Standorten mit angrenzenden empfindlichen Nachbarn ist es möglicherweise schwieriger oder teurer, mit den Auswirkungen der Abfalllagerung (z.B. mit Gerüchen) adäquat umzugehen.

Für die Technik besteht weniger Bedarf, wenn es mehrere Verbrennungslinien gibt, denn solch eine Anordnung kann durch einen gestaffelten Zeitplan für Wartungsarbeiten eine gewisse Flexibilität der Betriebsführung gewährleisten, so dass Verbrennungskapazität kontinuierlich verfügbar ist.

Anwendbarkeit
Anwendbar immer wenn eine Abfalllagerung durchgeführt wird. Die Technik kann so ausgeführt werden, dass keine Anlässe zur besonderer Besorgnis über medienübergreifende Auswirkungen vorliegen (siehe oben). Sie kann auf nicht-gefährliche feste Gewerbeabfälle oder auf vorbehandelten oder gemischten Siedlungsabfall angewendet werden, obwohl das in der Praxis nicht weit verbreitet ist.

Nicht geeignet für besonders gefährliche Abfälle, denn die (direkten oder indirekten) Risiken der langfristigen Lagerung wiegen wahrscheinlich schwerer als die möglichen Vorteile.

Wirtschaftlichkeit
Mögliches höhere Erlöse durch erhöhte Energieverkäufe in Zeiten hoher Nachfrage/hoher Preise.

Ziel der Technik ist die Gewährleistung, dass im Lauf z.B. eines Jahres die Kosten durch die zusätzlichen Erlöse verringert werden, die beim Verbrennen von Abfällen in Zeiten erzielt werden, in denen sonst keine Verbrennung (keine Anlieferung) stattfindet oder in denen eine höhere Nachfrage (und damit ein höherer Preis) für die bereitgestellte Energie besteht. Die Technik hat also wahrscheinlich dann den höchsten ökonomischen Nutzen, wo (a) Wärme verkauft wird und (b) es einen schwankenden Spotmarkt für Energie gibt.

Treibende Kraft für die Anwendung
Schwankende Energiepreise können eine Situation schaffen, in der es wünschenswert wird, zusätzliche Verbrennungskapazität zu installieren, um den Bedarf zu decken – der gelagerte Abfall kann dann in diesen Zeiten genutzt werden.

Standorte mit saisonal schwankenden Einwohnerzahlen (z.B. Feriengebiete) können abhängig von der Jahreszeit sehr unterschiedliche Mengen brennbaren Abfalls erzeugen. Die Lagerung des Abfalls gestattet Flexibilität, so dass der Abfall dann genutzt werden kann, wenn freie Verbrennungskapazität oder zusätzlicher Energiebedarf vorhanden ist.

Anwendungsbeispiele
Die Technik wird in verschiedenen europäischen Mitgliedstaaten verwendet, z.B. in Schweden und Frankreich.

Referenzliteratur
[28, FEAD, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.1.4.4 Absaugung von Verbrennungsluft aus Lagerbereichen zur Minderung von Geruchs-, Staub- und diffusen Emissionen

Beschreibung
Die Zuführung von Verbrennungsluft (Primär- oder Sekundärluft) kann aus den Abfall- (oder Chemikalien-) Lagerbereichen erfolgen. Durch Einhausung der Abfallagerbereiche und Größenbegrenzung der Eingänge zu den Abfalllagerbereichen kann der gesamte Lagerbereich unter leichtem Unterdruck gehalten werden.

Dies vermindert das Risiko von Geruchsemissionen und stellt sicher, dass diffuse Emissionen nicht freigesetzt sondern vielmehr in der Verbrennungsanlage zerstört werden.

Es ist auch möglich, die Luft des Rohmateriallagers – abhängig von ihrer Zusammensetzung – entweder in die Verbrennungskammer oder in die Abgasreinigungsanlage einzuleiten.

Die am hauptsächlich verwendeten Techniken sind:

Technik	Anwendung
Fester Abfall in geschlossenen Gebäuden, aus denen Verbrennungsluft abgezogen wird	• Siedlungsabfälle • Große Mengen feste und pastöse gefährliche Abfälle • Brennstoff aus Abfall • Klärschlämme • Krankenhausabfälle • andere geruchsintensive Abfälle
Ableitung der Tankbelüftung und Zuführung als Verbrennungsluft	• geruchsintensive und flüchtige gefährliche Abfälle z.B. Lösemittelabfälle • geruchsintensive Schlämme z.B. Klärschlamm • andere geruchsintensive oder flüchtige Abfälle

Tabelle 4.5: Wichtigste Techniken zur Minderung diffuser Geruchsemissionen und Treibhausgasemissionen. [2, infomil, 2002] p 150, [1, UBA, 2001] p 36, [40, EURITS, 2003]

Ökologischer Nutzen
Allgemeine Verminderung diffuser Emissionen, Gerüche, Treibhausgasemissionen und hygienischer Risiken.

Medienübergreifende Auswirkungen
Alternative Maßnahmen zur Luftbehandlung (z.B. für Gerüche, VOC oder andere Substanzen, abhängig von der Abfallart) können erforderlich sein, wenn die Verbrennungsanlage nicht in Betrieb ist. Sogar für Anlagen mit mehreren Verbrennungslinien, wo normalerweise zu jeder Zeit mindestens eine Linie in Betrieb ist, kann eine alternative Luftbehandlungsmöglichkeit vorgehalten werden, weil es möglich ist, dass alle Verbrennungslinien gleichzeitig zum Stillstand kommen müssen (z.B. bei Unfällen, Zusammenbruch einer Linie während der Wartung einer anderen Linie, zum Ende der Wartung, wenn Abfall schon angeliefert wurde). [74, TWGComments, 2004]

Betriebsdaten
Der typische Luftbedarf für Abfallverbrennungsprozesse liegt bei 3000 – 10000 m³/t behandelten Abfalls, hauptsächlich abhängig vom Heizwert.

Wenn Lufteinlässe (z.B. Türöffnungen etc.) zu Abfalllagerbereichen einen kleineren Gesamtquerschnitt haben (im Sinne ihrer gesamten bereichsüberschneidenden Größe), ist die Lufteinströmungsgeschwindigkeit an diesen Einlässen höher und das Risiko diffuser Emissionen durch diese Wege folglich geringer.

Vorsicht ist geboten bei der Absaugung aus Lagerbereichen für gefährliche Abfälle (besonders bei entzündlichem/flüchtigem Material), um Explosionsrisiken zu vermeiden.

Im Fall eines Bunkerbrandes muss die Luftzuführung automatisch geschlossen werden, um einen Übergriff des Feuers vom Bunker auf das Verbrennungsgebäude zu vermeiden.

Anwendbarkeit
Alle Verbrennungsanlagen, wo eine Gefahr der Emission von Gerüchen oder anderen Stoffen aus den Lagerbereichen besteht.

Anlagen, die flüchtige Lösemittel lagern, können durch die Anwendung der Technik ihre VOC-Emissionen sehr deutlich vermindern.

Wo die Technik ausschließlich zur Geruchsüberwachung angewendet wird, haben Standorte, die näher an geruchsempfindlichen Nachbarn liegen, einen größeren Bedarf an dieser Technik.

Wirtschaftlichkeit
Zusätzliche Leitungskosten bei der Nachrüstung

Die Bereitstellung eines Ersatzverfahrens für Zeiten, in denen die Verbrennungsanlage nicht zur Verfügung steht, verursacht zusätzliche Kosten für dieses Verfahren.

Treibende Kraft für die Anwendung
Kontrolle diffuser Emissionen, einschließlich der Gerüche.

Die Nähe zu einer geruchsempfindlichen Nachbarn erhöht den Bedarf an dieser Technik. Dies beinhaltet auch die Notwendigkeit alternativer Maßnahmen, wenn der Verbrennungsprozess nicht zur Verfügung steht.

Anwendungsbeispiele
Weit verbreitet in Abfallverbrennungsanlagen in ganz Europa. In Deutschland haben bis zu 60 Siedlungsabfallverbrennungsanlagen langjährige Erfahrung mit dieser Maßnahme.

Referenzliteratur
[2, infomil, 2002] S. 150, [1, UBA, 2001] S. 36, [40, EURITS, 2003] [64, TWGComments, 2003]

4.1.4.5 Getrennthaltung von Abfallarten zur Gewährleistung einer sicheren Behandlung

Beschreibung
Abfallannahmeverfahren und Lagerung hängen von den chemischen und physikalischen Eigenschaften des Abfalls ab. Eine angemessene Beurteilung des Abfalls ist ein unverzichtbares Element für die Auswahl der Lager- und Beschickungsverfahren.

Diese Technik steht in einem engen Zusammenhang mit der Untersuchung, Probenahme und Bewertung angelieferter Abfälle, die im Kapitel 4.1.3.4 dargestellt wird.

Die verwendeten Techniken der Getrennthaltung unterscheiden sich entsprechend der Art der in der Anlage angenommenen Abfälle, der Fähigkeit der Anlage zur Behandlung dieser Abfälle und der Verfügbarkeit spezieller alternativer Behandlungsmöglichkeiten oder Vorbehandlungsmöglichkeiten vor der Verbrennung. In manchen Fällen, insbesondere bei bestimmten reaktiven Mischungen gefährlicher Abfälle, ist die Getrennthaltung bereits bei der Verpackung des Materials am Entstehungsort notwendig, damit es sicher gesammelt, transportiert, entladen, gelagert und gehandhabt werden kann. In diesen Fällen besteht die Getrennthaltung in der Verbrennungsanlage in der weiteren Getrennthaltung dieses Materials, um gefährliche Vermischungen zu vermeiden. [64, TWGComments, 2003]

Abfallart	Getrennthaltungstechniken
Gemischte Siedlungsabfälle	• eine Getrennthaltung erfolgt nicht routinemäßig, außer wenn mehrere verschiedenartige Abfallströme angenommen werden, die im Bunker vermischt werden können • sperrige Teile, die eine Vorbehandlung erfordern, können getrennt gehalten werden • die Schaffung von Notfall-Getrennthaltungsbereichen für zurückgewiesenen Abfall • bei einer Wirbelschichtfeuerung kann eine Abtrennung von Metallen erforderlich sein, um die Zerkleinerung zu erleichtern und Verstopfungen zu vermeiden.
Vorbehandelte Siedlungsabfälle und Ersatzbrennstoffe (EBS)	• Getrennthaltung wird routinemäßig nicht durchgeführt • Schaffung von Notfall-Getrennthaltungsbereichen für zurückgewiesenen Abfall
Gefährliche Abfälle	• umfangreiche Verfahren erforderlich, um chemisch unverträgliches Material getrennt zu halten (Beispiele wie folgt) • Wasser von Phosphaten • Wasser von Isocyanaten • Wasser von Alkalimetallen • Cyanide von Säuren • entzündliches Matrial von oxidierenden Mitteln • Getrennthaltung von bereits getrennt verpackten Abfallanlieferungen beibehalten
Klärschlämme	• Abfälle sind im Allgemeinen vor der Anlieferung in die Anlage gut vermischt • einige industriellle Abfallströme können getrennt angeliefert werden und benötigen möglicherweise eine Getrennthaltung, um sie gezielt zu vermischen
Krankenhausabfälle	• Feuchtigkeitsgehalt und Heizwert können abhängig von der Herkunft stark schwanken • Getrennthaltung verschiedenartiger Behälter, um eine geeignete Lagerung und kontrollierte Beschickung zu gewährleisten

Tabelle 4.6: Getrennthaltungstechniken für unterschiedliche Abfallarten
[2, infomil, 2002] p 150, [1, UBA, 2001] p 36, [40, EURITS, 2003] [64, TWGComments, 2003]

Ökologischer Nutzen
Die Trennung von miteinander unverträglichen Abfällen vermindert Emissionsrisiken durch:

- vermindertes Risiko von Unfällen (welche zu umwelt- und/oder gesundheits- und sicherheitsrelevanten Emissionen führen können)
- ausgewogene Stoffaufgabe, dadurch Vermeidung von Verfahrensüberlastungen und folglich von Anlagen-Stillständen

Medienübergreifende Auswirkungen
Keine bekannt.

Betriebsdaten
In Frankreich verlangt die Gesetzgebung die Lagerung von sauberen und verschmutzten Behältern in getrennten Räumen.

Anwendbarkeit
Nicht anwendbar, wo der Abfall schon so gesammelt und angeliefert wurde, dass eine weitere Trennung nicht erforderlich ist.

Wirtschaftlichkeit
Informationen wurden nicht zur Verfügung gestellt.

Treibende Kraft für die Anwendung
Überwachung der Gefahren, die von der Mischung unverträglicher Materialien herrühren können, und Schutz der Anlage durch Sicherstellung, dass der in die Verbrennungsanlage gegebene Abfall im Bereich dessen bleibt, wofür die Anlage ausgelegt ist.

Anwendungsbeispiele
Es liegen keine Informationen vor.

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003]

4.1.4.6 Individuelle Kennzeichnung verpackter Abfallchargen

Die richtige Kennzeichnung von in Behältern angelieferten Abfällen (z.B. entsprechend des Europäischen Abfallverzeichnisses) ermöglicht jederzeit ihre Erkennung und Rückverfolgung. Die Erkennung und Herkunftsbestimmung von Abfällen hat folgenden Nutzen:

- die Kenntnis der Abfallbestandteile ist für die Wahl der Handhabungs-/Behandlungsverfahren erforderlich
- sie vergrößert die Leistungsfähigkeit des Betreibers, Problemursachen ausfindig zu machen und die daraus folgenden Maßnahmen zu deren Beseitigung oder Überwachung zu ergreifen
- sie befähigt zum Nachweis der Übereinstimmung mit Annahmekriterien und Behandlungsbeschränkungen hinsichtlich der erhaltenen und verarbeiteten Abfallarten und -mengen [64, TWGComments, 2003]

Strichcodesysteme und Scanner können für verpackte und flüssige Abfälle verwendet werden. Die Kosten solcher Systeme sind im Vergleich zum Nutzen niedrig.

Im Allgemeinen geht die Abfallanlieferung mit einer geeigneten Abfallbeschreibung einher; eine geeignete Überprüfung dieser Beschreibung und des Abfalls selbst machen einen grundlegenden Teil der Abfallqualitätsüberwachung aus. Das Vorhandensein solch einer Deklaration ist in der europäischen und außereuropäischen Gesetzgebung vorgeschrieben.

Eine aussagekräftige Liste der wichtigsten Parameter zur Kennzeichnung beinhaltet:

- Name und Anschrift des Anlieferers
- Abfallherkunft
- Volumen
- Wasser- und Aschegehalt
- Heizwert
- Chlorid-, Fluorid-, Schwefel- und Schwermetall-Konzentration

Ein Beispiel für eine angemessene Abfallbeschreibung ist von der CEN/TC 343 für „Solid Recovered Fuels" (Feste Sekundärbrennstoffe) erarbeitet worden.

Anwendbarkeit
Hauptsächlich für gefährliche Abfälle anwendbar, in Krankenhausabfallanlagen oder unter anderen Umständen, wo Abfälle in Behältern aufbewahrt werden und wechselnde/verschiedenartige Zusammensetzung aufweisen.

Anwendungsbeispiele
Kennzeichnung ist weit verbreitet, insbesondere bei Sonderabfallverbrennungsanlagen.

Referenzliteratur
Gespräche bei Betriebsbesichtigungen und [64, TWGComments, 2003].

4.1.4.7 Einsatz automatischer Brandmelde- und Feuerlöscheinrichtungen

Beschreibung
Automatische Brandmeldesysteme werden in Abfalllagerbereichen eingesetzt, in Gewebefiltern und stationären Aktivkohlefiltern, auf Leitständen, in Räumen mit elektrischen Anlagen und in anderen Gefährdungsbereichen.

Automatische Feuerlöschsysteme werden manchmal verwendet; am Üblichsten sind sie dort, wo entzündliche flüssige Abfälle gelagert werden, jedoch auch in anderen Gefahrenbereichen.

Schaum- und Kohlendioxid-Löschsysteme sind unter Umständen vorteilhaft, z.B. bei der Lagerung entzündlicher Flüssigkeiten. Im Abfallbunker von Siedlungsabfallverbrennungsanlagen werden üblicherweise Schaumdüsen eingesetzt. Weiterhin kommen wasserbasierte Löschanlagen in Verbindung mit Monitoren zum Einsatz, und Sprinkleranlagen mit der Möglichkeit, Wasser oder Schaum einzusetzen, sowie mit trockenem Pulver arbeitende Verfahren. Stickstofflöschverfahren können in stationären Aktivkohlefiltern, Gewebefiltern, Tanklagern oder in Sonderabfallverbrennungsanlagen bei der Vorbehandlung und der Drehrohrbeschickung eingesetzt werden. [74, TWGComments, 2004]

An der Oberfläche der im Bunker gelagerten Abfälle kann eine kontinuierliche automatische Temperaturmessung erfolgen. Temperaturveränderungen können zum Auslösen eines akustischen Alarms genutzt verwenden.

Ausserdem gibt es noch andere Sicherheitseinrichtungen wie:

- Sprinkler oberhalb der Abfallaufgabetrichter
- feuerfeste Wände zur Trennung von Transformatoren und Auffangwannen unter Transformatoren
- Gasmelder oberhalb von Gaslanzen

Wenn Stickstoff zum Einsatz kommt, erfordert seine Lagerung spezielle Sicherheitsmaßnahmen: NH_3-Melder und Wassersprühanlagen zur Bindung freigesetzter Gase [74, TWGComments, 2004].

Ökologischer Nutzen
Vermindertes Risiko unbeabsichtigter diffuser Emissionen durch Feuer und durch Explosionen.

Medienübergreifende Auswirkungen
Stickstoffverbrauch der Stickstofflöschsysteme.
Zur Verhinderung einer unkontrollierten Freisetzung von verschmutztem Löschwasser/verschmutzten Löschchemikalien sind Rückhaltemaßnahmen nötig.

Betriebsdaten
Der Einsatz von Stickstofflöschsystemen erfordert effektive Betriebsabläufe und Sicherheitsbehälter damit verhindert wird, dass Bedienungspersonal damit in Berührung kommt. Der Erstickungstod kann sowohl innerhalb als auch ausserhalb geschlossener Bereiche auftreten.

Die zusätzliche visuelle Überwachung durch das Bedienungspersonal ist eine effektive Massnahme zur Brandmeldung [74, TWGComments, 2004].

Anwendbarkeit
Geeignete Brandschutz-, Brandmelde- und Feuerlöscheinrichtungen sind in allen Anlagen anwendbar.

Wirtschaftlichkeit
Einbau und Wartung verursachen Kosten, ebenso der Einsatz von Stickstoff.

Die Verhinderung eines Brandschadens kann wesentlich Kosten einsparen. Der Einbau von Brandschutzmaßnahmen kann zu geringeren Versicherungsprämien führen.

Treibende Kraft für die Anwendung
Sicherheit ist eine wichtiger Anreiz.

Einer neuen europäischen Bestimmung zur Folge sollten Geräte, die sich in einem explosionsgefährdeten Bereich befinden, explosionsgeschützt sein (elektrisch + mechanisch) [74, TWGComments, 2004].

Anwendungsbeispiele
Viele Anlagen in Europa [74, TWGComments, 2004].

Referenzliteratur
[40, EURITS, 2003], [64, TWGComments, 2003].

4.1.5 Vorbehandlung des angelieferten Abfalls

4.1.5.1 Vorbehandlung und Vermischung von Abfällen

Beschreibung
Die Techniken, die zur Vorbehandlung und Vermischung von Abfall genutzt werden, sind mannigfaltig und können die Folgenden umfassen:

- Vermischung flüssiger gefährlicher Abfälle zur Einhaltung der Annahmekriterien der Anlage
- Schreddern, Brechen und Zerschneiden von Verpackungsabfall und Sperrabfall
- Vermischung von Abfällen in einem Bunker mittels eines Greifers oder einer anderen Maschine (z.B. "sprelling" *-Maschinen für Klärschlamm)
- verschiedene Arten des Schredderns von Siedlungsabfall - von **
- Erzeugung von Ersatzbrennstoffen – im Allgemeinen hergestellt aus vorsortiertem und/oder sonstigem nicht-gefährlichem Abfall [74, TWGComments, 2004]

Die Vermischung von Abfall kann dazu dienen, das Aufgabe- und Verbrennungsverhalten zu verbessern. Die Vermischung von gefährlichen Abfällen kann Risiken beinhalten. Die Vermischung unterschiedlicher Abfallarten kann entsprechend einer Rezeptur durchgeführt werden [74, TWGComments, 2004].

Für feste heterogene Abfälle (z.B. Siedlungabfälle und verpackte gefährliche Abfälle) kann ein bestimmtes Maß an Vermischung im Bunker nützlich sein, bevor sie in den Aufgabebereich gegeben werden.

* Anmerkung des Übersetzers: eine "sprelling mashine" existiert nicht, es handelt sich wohl um einen Tippfehler.
** Anmerkung des Übersetzers: hier fehlen im Originaldokument offenbar Worte zur Vervollständigung der Aussage.

In Bunkern erfolgt die Vermischung der Abfälle mit Bunkerkränen innerhalb des Bunkers selbst. Die Kranführer können möglicherweise problematische Abfallfraktionen erkennen (z.B. Abfallballen, Stückgut, das nicht vermischt werden kann oder Aufgabe-/Beschickungsprobleme verursachen wird). Die Kranführer können sicherstellen, dass diese Abfälle entfernt, geschreddert oder (wenn dazu geeignet) gezielt und direkt mit anderen Abfällen vermischt werden. Die Technik wird üblicherweise in städtischen Anlagen und in anderen Verbrennungsanlagen angewendet. Dort erfolgen große einzelne Anlieferungen, die vor der Verbrennung gemeinsam in einem Bunker gelagert werden. Das Leistungsvermögen der Kräne muss so ausgelegt werden, dass sie zur Vermischung und Beschickung mit angemessener Geschwindigkeit ausreichen. Im Allgemeinen gibt es zwei Kräne, von denen jeder einzeln die Vermischung und Beschickung der Verbrennungslinien bewältigen kann.

Wenn spezielle Abfälle zusammen mit Siedlungsabfall verbrannt werden, kann es sein, dass vor der Verbrennung eine spezielle Vorbehandlung notwendig ist. Krankenhausabfall wird manchmal in einer speziellen Verpackung angeliefert. Klärschlamm kann, wenn er nicht in einer recht kleinen Menge angeliefert wird, vor der Verbrennung eine teilweise oder vollständige Trocknung ebenso erforderlich machen wie üblicherweise auch ein spezielles Aufgabeverfahren, z.B. innerhalb des Aufgabetrichters, innerhalb des Aufgabeschachtes, direkt innerhalb des Verbrennungsraums über eine Seitenwand oder oberhalb der Aufgabeeinrichtung [74, TWGComments, 2004].

Ökologischer Nutzen

Die Brennbarkeit des Abfalls wird durch eine Homogenisierung verbessert. Dadurch werden die Emissionen des Verbrennungsraums verringert und stabilisiert, was zu einer gleichmäßigeren Erzeugung von Dampf/heißem Wasser in den Kesseln führt. Obwohl eine größere Homogenität die „Gleichmäßigkeit" des Verfahrens im Allgemeinen verbessert, hängt das angemessene Maß der Behandlung einer bestimmten Abfallart von der Beschaffenheit des Abfalls und der Anlagenauslegung ab (Führt beispielsweise der Grad an Heterogenität des Abfalls zu besonders herausfordernden Anlagenproblemen? Werden mit dem Einsatz einer zusätzlichen Vorbehandlung ausreichend Vorteile erzielt, die die medienübergreifenden Auswirkungen und Kosten überwiegen?).
Die sich daraus ergebende gleichmäßigere Zusammensetzung des Rohgases erlaubt möglicherweise eine bessere Optimierung des Abgasreinigungsverfahrens.

Medienübergreifender Nutzen

Energieverbrauch und Emissionen aus dem Betrieb einer Vorbehandlungsanlage können je nach Art des Abfalls, der eingesetzten Technik und der gewünschten Aufgabequalität sehr unterschiedlich sein. So kann beispielsweise die Herstellung von Brennstoffpellets aus unsortiertem Siedlungsabfall einen hohen Energieaufwand erfordern (und somit zusätzliche Kosten für die Vorbehandlung verursachen), wohingegen das einfachere Schreddern und Vermischen von sortierten Abfallfraktionen eine relativ geringe Belastung verursacht.

Betriebsdaten

Die Sicherheit von Abfallvermischungs- und Brechverfahren muss bei der Planung derartiger Anlagen und Verfahren bedacht werden. Dies ist insbesondere der Fall bei entzündlichem, giftigem, riechendem und infektiösem Abfall, der in Fässern verpackt ist. Stickstofflöscheinrichtungen und Vorbehandlungsanlagen mit Luftschleusen können die Risiken wirksam herabsetzen.

Brände und Explosionen stellen in mechanischen Sortier- und Vermischungsanlagen ein erhebliches Risiko dar. Die Vermischung von Siedlungsabfall im Bunker ist jedoch normalerweise nicht mit einem erhöhten Risiko verbunden [74, TWGComments, 2004].

Für das Sortieren und Schreddern von heterogenem Abfall wird schweres Gerät benötigt. Um Störungen und Betriebsunterbrechungen zu vermeiden ist eine effektive Betriebsführung und eine ebenso effektive Wartung nötig. Wenn Siedlungsabfall mehr als eine gezielte Vermischung erfordert, muss bei wärmeerzeugenden Verfahren die Vorbehandlung (Schreddern, Brechen, Schneiden) sorgfältig ausgewählt werden, da sie oft eine Schwachstelle darstellt. Das Ergebnis des Schredderns sollte wegen des beim Schredderabfall erhöhten Brandrisikos einer besonderen Kontrolle unterzogen werden [74, TWGComments, 2004].
Die Vermischung von Abfällen mit dem Ziel, die Einhaltung der in der Genehmigung vorgeschriebenen Emissionswerte zu erreichen, ist in manchen Fällen verboten (z.B. in Österreich).

Anwendbarkeit

Alle Anlagen, die festen heterogenen Abfall annehmen (z.B. unbehandelten Siedlungsabfall und verpackten gefährlichen Abfall) können die Technik prinzipiell einsetzen.

Einige thermische Verfahren benötigen eine weitgehende und angemessene Vorbehandlung fester Siedlungsabfälle. In Siedlungsabfallverbrennungsanlagen ist das Schreddern nicht weit verbreitet, außer bei bestimmten Verbrennungsverfahren wie der Wirbelschicht. Manchmal kann ein zweifaches Schreddern (hintereinander geschaltet) notwendig sein (z.B. in der Pyrolyseanlage in Arras, Frankreich).

Die gezielte Vermischung des Siedlungsabfalls im Bunker mittels des Krans und Greifers wird in Siedlungsabfallverbrennungsanlagen mit Rostfeuerung als unabdingbar angesehen und oft angewendet. Sperrige Gegenstände müssen jedoch möglicherweise entfernt oder, wenn sie verbrannt werden sollen, geschreddert werden. Die Größe von Gewerbeabfall und nicht-gefährlichem Industrieabfall muss eventuell zur Homogenisierung des Abfalls verkleinert werden. [74, TWGComments, 2004]

Der Nutzen einer weitgehenden Vorbehandlung kann am Wahrscheinlichsten in neuen Anlagen umgesetzt werden, da hier die gesamte Anlage für den Einsatz von vorbehandeltem Abfall konzipiert werden kann.

Selbst bei bestehenden Anlagen, die speziell für eine große Bandbreite unterschiedlicher Abfälle ausgelegt wurden und bereits geringe Emissionen und anderweitig gute Leistungen aufweisen, kann eine einfache Vorbehandlung noch merklichen Nutzen bringen. Allerdings bringt die Einführung von Vorbehandlungstechniken wahrscheinlich beträchtliche Investitionen in Infrastruktur und Logistik mit sich, da umfassende Änderungen der Abfallsammel- und -vorbehandlungsschritte vor der Verbrennungsanlage erforderlich sind. Solche Entscheidungen übersteigen oft den Einzugsbereich einer einzigen Anlage und benötigen die Einbeziehung der gesamten Abfallmanagementabläufe der Region, aus der der Abfall bezogen wird.

Wirtschaftlichkeit
Die Kosten unterscheiden sich beträchtlich, je nach Art des Abfalls, der eingesetzten Technik und der gewünschten Aufgabequalität.

Siehe auch die obigen Anmerkungen unter Anwendbarkeit.

Treibende Kraft für die Anwendung
Eine verbesserte Homogenität des zu verbrennenden Abfalls bewirkt eine erhöhte Prozessstabilität, verbesserte Verbrennungsbedingungen und bessere Prozessoptimierung. Dadurch können die Emissionen der Verbrennungsanlage vermindert oder besser kontrolliert werden.

Die Verbindung mit der lokalen Abfallstrategie ist wichtig, wenn festgelegt wird, in welchem Umfang eine Vorbehandlung nötig ist.

Anwendungsbeispiele
Alle Siedlungsabfallverbrennungsanlagen in Europa vermischen gezielt den Siedlungsabfall innerhalb des Bunkers. Zahlreiche Anlagen sind mit Scheren, Schreddern oder Brechern für Sperrabfall ausgerüstet, wie z.B. die Anlage in Toulon.

Die Trocknung von Klärschlamm vor der Aufgabe mit Siedlungsabfall wird in mehreren Anlagen in Europa durchgeführt, z.B. in Nizza-Ariane und in Bourg St Maurice. Die Aufgabe erfolgt auch ohne Trocknung durch Beschickung über den Aufgabeschacht gemeinsam mit Siedlungsabfall, so z.B. in Thiverval, Thumaide. Eine separate Beschickung der Brennkammer erfolgt z.B. in Monaco, Bordeaux Bègles, Bordeaux Cenon.
[74, TWGComments, 2004]

Referenzliteratur
[40, EURITS, 2003] und persönliche Mitteilungen. [64, TWGComments, 2003]

4.1.5.2 Das Schreddern von gemischtem Siedlungsabfall

Beschreibung
Unbehandelter gemischter Siedlungsabfall kann grob (d.h. nicht fein) zerkleinert werden indem der angelieferte Abfalls behandelt wird durch entweder:

- Hebelscheren
- Schredder
- Mühlen
- Rotorscheren
- Brecher.

Ökologischer Nutzen
Die Homogenität des Abfalls wird erhöht, was zu einer gleichmäßigeren Verbrennung und zu geringeren sowie stabileren Emissionen aus dem Verbrennungsraum führt. Eine gleichmäßigere Zusammensetzung des Rohgases erlaubt möglicherweise eine engere Optimierung des Abgasreinigungsverfahrens. Verstopfungen der Aufgabevorrichtung der Brennkammer und der Rostasche-Austragssysteme können ebenfalls vermindert werden, was zu geringeren Stillstands- und Abfahrzeiten führt.

Es wurde berichtet, dass das Schreddern von voluminösem Abfall, der einer Siedlungsabfallverbrennungsanlage zugeführt wird, den Betriebsablauf verbessert und den Ausbrand von 3% TOC auf nahezu 1% TOC steigert.

Medienübergreifende Auswirkungen
Schredderanlagen bestehen aus schwerem mechanischem Gerät. Dies führt zu:

- erhöhtem Energieverbrauch durch den Betrieb des Schredders
- möglicher Lärmbelastung - Geräteeinhausung wird benötigt
- der Entstehung von Staub und Geruch - gezielte Ableitung der wesentlichen Abluft zur Verbrennungsluft zusätzlich kann angewendet werden
- zusätzlichen Explosions-, Brand- und Unfallrisiken
- dem Blockieren des Schredders, was vermehrte An-/Abfahrvorgänge und somit erhebliche Ausfallzeiten verursachen kann

Lärm, Geruch und andere Emissionen, die von Sperrabfallschreddern in einer Siedlungsabfallverbrennungsanlage herrühren, können durch die Aufstellung des Schredders in der Abfallanlieferungshalle vermindert werden. Manchmal wird der Schredder im Bunker selbst angeordnet, so dass geschredderter Abfall direkt in den Bunker fällt.

Betriebsdaten
Schredderanlagen neigen zum Blockieren und zur Beschädigung, wenn nicht darauf geachtet wird, dass bestimmtes Material ausgesondert werden.

Bedienungspersonal, das Schredderanlangen beschickt, benötigt eine besondere Ausbildung, um problematische Materialien und Fraktionen zu erkennen.

Wo Rostfeuerungsanlagen eingesetzt werden, muss die Größe des geschredderten Materials ausreichend sein, um eine übermäßige Beschädigung des Rostes aufgrund Durchlöcherung zu vermeiden. Allgemein gibt es keine Mindestanforderungen an die Korngröße bei Drehrohröfen oder Wirbelschichtverfahren. Bei Wirbelschichtverfahren können zu große Materialien Schwierigkeiten verursachen, typischerweise wegen der Verstopfung des Ascheaustragssystems oder der Aufgabevorrichtung. Manche Hersteller empfehlen daher eine maximale Korngröße von ungefähr 50 mm. Bei Drehrohröfen richtet sich die Korngröße nach der Öffnung der Fassaufgabevorrichtung.

Anwendbarkeit
In allen Anlagen anwendbar, die heterogenen festen Abfall annehmen, z.B. unbehandelten Siedlungsabfall und verpackte gefährliche Abfälle.

Die möglichen Umweltvorteile durch die Herstellung eines homogeneren Brennstoffes werden besonders deutlich in der Verbrennungszone und nachfolgenden Bereichen (z.B. Abgasbehandlung) und müssen gegenüber den möglichen Nachteilen der zusätzlichen Abfallbehandlung abgewogen werden (s.o. unter Medienübergreifende Auswirkungen). Ob die Gesamtvorteile überwiegen, hängt wesentlich von der Art des Abfalls und der eingesetzten Verbrennungstechnologie ab. In bestehenden Anlagen führt eine zusätzliche Vorbehandlung möglicherweise nicht zu wesentlichen Vorteilen für den Anlagenbetrieb oder die Umwelt. Bei Rostfeuerungsanlagen ist es am wenigsten wahrscheinlich, dass intensives Schreddern gemischter Siedlungsabfälle einen größeren Nutzen bringt, im Gegensatz zum Grobschreddern, speziell für größere Abfallteile.

Wirtschaftlichkeit
Für grobes Schreddern wurden Zusatzkosten im Bereich von 10 EUR pro Tonne Abfall berichtet [16, Energos, 2002]. Auch ein höherer Preis von 30 EUR pro Tonne wurde genannt [64, TWGComments, 2003].

Einsparungen können dadurch erreicht werden, dass der Betrieb der Abgasbehandlungsanlage optimimiert wird. Solche Einsparungen lassen sich am Wahrscheinlichsten in neuen Abfallverbrennungsanlagen erreichen, weil die Abgasbehandlungsanlage dadurch kleiner ausgelegt werden kann.

Treibende Kraft für die Anwendung
Verbesserte Stabilität des Verbrennungsprozesses.

Anwendungsbeispiele
Mehrere kleinere Siedlungsabfallverbrennungsanlagen (35 000 Tonnen/Jahr) in Norwegen (z.B. Energos).

Referenzliteratur
[8, Energos, 2002], [1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003].

4.1.5.3 Das Schreddern von in Fässern oder verpackt angelieferten gefährlichen Abfällen

Beschreibung
Die Vorbehandlung von flüssigem verpackten Abfall und verpackten oder sperrigem festem Abfall kann durchgeführt werden, um eine Mischung herzustellen, die eine fortlaufende Beschickung der Brennkammer ermöglicht. Geeignete Abfälle können so behandelt werden, dass sie pumpfähig sind, um sie mit Pumpen in den Ofen einzubringen. Sie können auch geschreddert werden, um sie dem Vorratsbunker zuzufügen, wo sich Feststoffe von Flüssigkeiten trennen, die dann mittels Greifern bzw. Pumpen getrennt dem Ofen zugeführt werden.

Palletten, die verpackte flüssige Abfälle von niedriger bis mittelgroßer Viskosität beinhalten, werden auf eine Größe von 5 bis 10 cm geschreddert. Der geschredderte Abfall kann dann überprüft werden, bevor er in Tanks weitergeleitet wird. Aussortierte Kunststoffe werden zur Verbrennung weitergeleitet. Eisenhaltige Metalle werden mit Hilfe von Magneten zum Waschen und Wiederverwerten abgetrennt. In anderen Fällen wird der Abfall nicht noch einmal überprüft und als Gemisch von Flüssigkeiten und geschredderten Feststoffen mit verdünnenden Flüssigkeiten, z.B. Altölen, in den Ofen gepumpt.

Bevor der flüssige Abfall in den Brennofen gepumpt wird, wird er in einen Behandlungstank gepumpt, wo er mit Lösemittelabfall aus Tankwagenanlieferung vermischt werden kann, um den Viskositätsanforderungen zu entsprechen.

Verpackter und sperriger fester Abfall wird in einem getrennten Verfahren mit einem Schneidschredder für Schwerstoffe geschreddert. Wenn der Schredder einen hohen Energieverbrauch aufweist, deutet dies darauf hin, dass das Abfallgemisch zu fest wird, um es pumpen zu können. Dann wird durch eine Leitung Altöl zugegeben. Wenn das Gemisch sehr dünnflüssig wird (niedrige Viskosität), kann sperriger fester Abfall zugegeben werden. Für den Transport des Gemisches zum Ofen werden Kolbenpumpen verwendet.

Um das Risiko von Feuer und Explosionen zu vermindern, wird der gesamte Prozess unter dem Schutz einer Stickstoffdecke durchgeführt. Bei der Abfallzufuhr werden Luftschleusentüren verwendet.

Ökologischer Nutzen
Der Nutzen einer gleichmäßigen Aufgabe:

- verbessert die Verbrennungsleistung und vermindert CO- und VOC-Spitzen
- erhöht die durchschnittliche Wärmenutzung wegen des stabilen Gasstroms in den Kesseln
- stabilisiert die Betreibsbedingungen der Abgasreinigung
- verhindert Explosionen in der Brennkammer
- vermindert Ausfallzeiten aufgrund von unvorhergesehener Schäden

Metalle, die vor der Verbrennung entfernt wurden, sind oft von höherer Qualität als die, die nach der Verbrennung aus der Ofenasche gewonnen werden. Dies ist besonders der Fall bei den Metallen, die aus Hochtemperaturverbrennungen entfernt werden, weil die Metallbehandlung nach der Verbrennung mit größeren Qualitätsverlusten verbunden ist.

In einem Fall wurde eine 85 prozentige Verminderung des Zusatzbrennstoffverbrauchs erreicht.
[25, Kommunikemi, 2002]

Medienübergreifende Auswirkungen
Energieverbrauch durch Schredder- und Pumpengeräte.

Betriebsdaten
Nachteile bestehen in der Notwendigkeit einer bessere Untersuchung und höherer Qualitätsanforderungen an den Abfall, damit Schäden und Ausfallzeiten verhindert werden. Der Stillstand wird ausgeglichen durch verminderten Wartungsbedarf beim Ofens aufgrund des verminderten Explosionsrisikos.

Anwendbarkeit
Anwendbar in allen Verbrennungsanlagen, die verpackte gefährliche Abfälle annehmen. Das allgemeine Prinzip der verbesserten Homogenität des Abfalls durch eine geeignete Vorbehandlung kann in allen Verbrennungsanlagen genutzt werden, die nach der Verbrennung wesentliche Schwankungen der Rohgasparameter aufweisen.

Wirtschaftlichkeit
Bei einem Beispiel einer Anlage mit einer Kapazität von 35 Tagestonnen beliefen sich die zusätzlichen Erlöse aus der Wiederverwertung von gebündeltem Stahl auf 35 000 EUR pro Jahr. Die Anzahl der Mitarbeiter, die die Bündel verarbeiten, konnte von 6 auf 3 vermindert werden.

Die Baukosten der beiden Linien beliefen sich auf:
- 35 t/d Linie für verpackte flüssige Abfälle = 2,9 Millionen Euro (Preis von 1990)
- 75 t/d Linie für verpackte und sperrige feste Abfälle = 5,4 Millionen Euro (Preis von 1996)

Treibende Kraft für die Anwendung
Eine verbesserte Verbrennungleistung führt zu geringeren Emissionen. Diese Technik verringert darüber hinaus die manuellen Verarbeitungsschritte der gepackten Abfälle sowie Schäden am Ofen und seine Wartung.

Anwendungsbeispiele
Kommunikemi, DK; Ekokem, FIN.

Referenzliteratur
[25, Kommunikemi, 2002], [20, EKOKEM, 2002] [64, TWGComments, 2003].

4.1.5.4 Überwachungssystem zur Vergleichmäßigung der Aufgabe fester gefährlicher Abfälle

Beschreibung
Die Anlage zur Vergleichmäßigung der Aufgabe selbst besteht aus zwei robusten Förderschnecken, die in der Lage sind, feste Abfälle zu zerquetschen und zu befördern, sowie einem für verschiedene Abfallarten maßgeschneiderten Aufgabetrichter. Die Sicherheitsmaßnahmen werden den Anforderungen der Anlage entsprechend ausgelegt.

Feste sperrige Abfälle werden dem Aufgabetrichter durch die horizontalen Aufgabeöffnungen mittels eines Greifkrans zugeführt. Um Gasentweichen an die Umgebungsluft zu verhindern, sind die Aufgabeöffnungen normalerweise geschlossen.

Am Boden des Aufgabetrichters befinden sich zwei hydraulische Schnecken, die den Abfall gleichmäßig durch Feuerschutztüren in den Aufgabeschacht aufgeben. Die Feuerschutztüren verhindern, dass zurückströmende Gase im Aufgabetrichter Feuer entfachen.

Der Aufgabetrichter ist mit einer Messeinrichtung für die maximale und minimale Füllhöhe ausgerüstet, die auf Basis einer radioaktiven Quelle arbeitet. Diese signalisiert einen Stop der Befüllung wenn die maximale Füllhöhe erreicht ist.

Bei minimaler Füllhöhe verlangsamt ein Signal die Schnecken, so dass in der Pufferzone des Trichters immer genug Abfall verbleibt, der als Barriere zwischen Schnecke und Trichter fungiert. Der Aufgabetrichter selbst funktioniert als Pufferzone und verhindert:

- dass Stickstoff in den Brennofen gelangt und
- einen Rückstrom, der in den Aufgabetrichtern Feuer entfacht.

Wenn keine Notwendigkeit zur Fassaufgabe besteht, kann die Anlage zur Vergleichmäßigung der Aufgabe den Abfall auch ohne Aufgabetrichter direkt an der Vorderseite des Drehrohrofens aufgeben.

Ökologischer Nutzen
Das Verfahren zur Vergleichmäßigung der Aufgabe bietet eine sichere und verlässliche Lösung zur kontrollierten gleichmäßigen Aufgabe fester gefährlicher Abfälle. Durch die Schaffung gleichmäßiger und stabiler Verbrennungsbedingungen im Drehrohrofen und der Nachbrennkammer vermindert sie die Bildung von CO-Spitzen.

Im Allgemeinen sind die wesentlichen Vorteile für die Umwelt:

- verglichen mit einer chargenweisen Aufgabe verbessert die gleichmäßige Zufuhr von festen gefährlichen Abfällen die Kontrollierbarkeit der Aufgabe und verringert CO-Spitzen
- eine optimale Ausnutzung der Verbrennungskapazität des Drehrohrofens für festen gefährlichen Abfall mit niedrigem Brennwert
- bei hohen Temperaturen entsteht im Drehrohrofen ein gleichmäßiger Strom der geschmolzenen Ofenasche
- durch automatische Feuerlöscheinrichtungen wird in der gefährdeten Bunkerzone die Feuersicherheit verbessert
- die Einrichtung einer Videoüberwachungsanlage ermöglicht die ständige Beobachtung der Abfallaufgabe in den Drehrohrofen

Medienübergreifende Auswirkungen
Energieverbrauch der hydraulischen Schnecken.

Anwendbarkeit
Anwendbar in Verbrennungsanlagen für gefährliche Abfälle, die heterogene feste Abfälle verarbeiten.

Wirtschaftlichkeit
Daten wurden nicht zur Verfügung gestellt.

Die kontrollierte gleichmäßige Zufuhr von festem Abfall in den Drehrohröfen trägt zur effizienten Ausnutzung der maximalen Verbrennungskapazität bei.

Treibende Kraft für die Anwendung
Siehe Ökologischer Nutzen oben.

Anwendungsbeispiele
Anlagen zur Homogenisierung des Aufgabesgutes sind seit 1989 erfolgreich bei Ekokem in Riihimäki, Finnland, seit 1993 bei Sakab in Kumla, Schweden und seit 1996 auch bei A.V.R.-Chemie in Rotterdam, Niederlande in Betrieb.

Referenzliteratur
[20, EKOKEM, 2002].

4.1.5.5 Die Entfernung verwertbarer Metalle vor der Verbrennung

Beschreibung
Viele Abfälle enthalten beträchtliche Mengen eisenhaltiger und nicht-eisenhaltiger Metalle. Diese sind entweder inhärente Bestandteile des Abfalls (z.B. Lebensmittel- und Getränkeverpackungen im Siedlungsabfall) oder stammen aus der Verpackung des Abfalls in Fässern (z.B. gefährlicher Abfall) oder anderen Metallbehältern.

Wenn die angelieferten Abfälle geschreddert werden, können Metalle zur Verwertung vor der Verbrennung abgetrennt werden.

Die Gewinnung von Metallen kann erreicht werden durch:

- Überbandmagneten für großformatige eisenhaltige Materialien, z.B. geschredderte Fässer
- Trommelmagneten für kleine und schwere eisenhaltige Gegenstände wie Batterien, Nägel, Münzen etc.
- Wirbelstromabscheider für nicht-eisenhaltige Metalle – hauptsächlich Kupfer und Aluminium, das zur Verpackung und für elektische Bauteile verwendet wird.

Es kann nötig sein, die abgetrennten Metalle zu reinigen, um Verunreinigungen durch die Abfälle, mit denen sie in Kontakt gekommen sind, zu entfernen. Ob dies nötig ist, hängt von der Art der Verunreinigung und den Anforderungen der folgenden Lagerung, des Transports und des Recyclingverfahrens ab.

In Wirbelstromvergasungsanlagen, die geschredderten Siedlungsabfall verarbeiten, ist eine Metallabscheidung durch verminderte Oxidation der Metalle möglich. Die Vergasungstemperatur von 500 – 600 °C und die Aktivität des Wirbelschichtbettes erlauben es zusammen mit den oben beschriebenen Abtrennungsverfahren größtenteils unoxidierte Metalle aus dem Wirbelschichtmaterial (z.B. Sand) zu entfernen. Das gereinigte Wirbelschichtmaterial wird dann in die Wirbelschichtkammer zurückgeführt.

Ökologischer Nutzen
Die wesentlichen Umweltvorteile sind:

- Rückgewinnung wieder verwertbarer Metalle
- erhöhter Wert der Metalle, die nicht bei hohen Brennkammertemperaturen teiloxidiert wurden
- die Verminderung des Gehalts flüchtiger Metalle im Abgas führt zu einer verminderten Verschmutzung der Abfälle aus der Abgasreinigung
- verbesserte Qualität der Ofenasche durch die Verminderung des Metallgehalts (nicht-flüchtiger Anteil).

Medienübergreifende Auswirkungen
Energieverbrauch des Schredders und der Abtrennungsanlagen.

Waschprozesse können (wenn sie angewendet werden) zu Energieverbrauch und Abwasser führen. Möglicherweise kann das verschmutzte Abwasser in den Verbrennungprozess gegeben werden.

Betriebsdaten
Betriebsdaten für Schredder sind soweit verfügbar in den Kapiteln 4.1.5.3 und 4.1.5.2 dargestellt.

Für manche thermischen Verfahren stellt die Entfernung von Metallen eine wesentliche Anforderung dar. Diese Technik kann dabei helfen, eine Verschmutzung des Bettes und eine Blockade der Feststoffabfuhr durch Metallschmelze zu vermeiden.

In manchen Fällen kann es besser sein, Metalle nach der thermischen Behandlung zu entfernen, wie bei Metall mit niedrigem Schmelzpunkt. [74, TWGComments, 2004]

Anwendbarkeit
Speziell in der Siedlungsabfallverbrennung kann eine effektive getrennte Sammlung dieser Gegenstände dazu führen, dass nur sehr verminderte Mengen verwertbarer Metalle im Abfall verbleiben – dies macht Maßnahmen zur Entfernung dieser Metalle in der Verbrennungsanlage weniger oder überhaupt nicht mehr lohnend.

Wirtschaftlichkeit
Der Betrieb des Schredders und der Abtrennungsanlage führt zu Betriebs- und Investitionskosten.

Bei Wirbelschichtverbrennungsanlagen kann das Schreddern für viele Abfallarten ein wesentlicher Teil der Anlage für viele Abfallarten sein (z.B. Siedlungsabfall).

Den durch die wieder gewonnenen Metalle erzielten Erlös bestimmt der örtliche Marktpreis.

Treibende Kraft für die Anwendung
Nachfrage und höhere Preise für Metall in verbesserter Qualität steigern die Wirtschaftlichkeit solcher Verfahren. Wenn schon Abnehmer für nach der Verbrennung verwertete Metalle vorhanden sind, gibt es nur einen verminderten Anreiz, eine Anlage zur Abtrennung von Metallen vor der Verbrennung einzurichten.

Anwendungsbeispiele
Gefährliche Abfälle: Schreddern und Abtrennung eisenhaltiger Fässer – Kommunikemi, Dänemark
Siedlungsabfall: Schreddern und Abtrennung eisenhaltiger und nicht-eisenhaltiger Stanzabfällen – Anlagen in Österreich
Siedlungsabfall: Beispiel für Wirbelschichtverfahren mit Vor-Schreddern, Metallauswurf und -abtrennung – Asahi Clean Centre, Kawaguchi City, Tokio, Japan

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003].

4.1.5.6 Vorbehandlung und gezielte Verbrennungsvorbereitung von festem Abfall

Beschreibung
Der Abfall wird in verschiedenen Fraktionen angenommen und speziell für die Verbrennung behandelt. Ein angemessenes Brechen und Entfernen wertvoller Materialien (vor allem Metall) und die Mischung verschiedener Bestandteile mittels Förderschnecken erlaubt die Herstellung eines standardisierten, homogenen Brennstoffs.

Ökologischer Nutzen
Verbesserte Verbrennung durch Homogenisierung des Abfalls. Verminderte Schadstoffbelastung, verminderte Heizwertschwankungen und verminderte Emissionen und Verbräuche durch einen gleichmäßigeren Betrieb.

Die intensive Mischung des Abfalls vor dem Eintritt in den Bunker kann die Brennstoffqualitäten verbessern.

Medienübergreifende Auswirkungen
Geruchs-, Lärm- und Staubemissionen durch die Vorbehandlung und Lagerung. Zusätzlicher Energieverbrauch ist mit den verwendeten Geräten verbunden.

Betriebsdaten
Verbesserter Prozessbetrieb mit dem Möglichkeit einer längeren Lebensdauer der Bestandteile, besonders in der Verbrennungsstufe. Gleichmäßigere Energieerzeugung.

Anwendbarkeit
Hauptsächlich anwendbar auf Abfälle, die in verschiedenen Fraktionen angeliefert oder effizient behandelt werden können, um bestimmte Fraktionen abzutrennen.

Das Verfahren ist besonders in Anlagen mit strengen Aufgabevorgaben, z.B. Wirbelschichtanlagen, anwendbar. Der Nutzen des Verfahrens ist möglicherweise begrenzter in Anlagen, die schon auf eine "Massen-"Verbrennung ausgelegt wurden, z.B. Rostfeuerunganlagen und Drehrohröfen.

Wirtschaftlichkeit
Die Kosten einer Trennung von gemischtem Abfall können beträchtlich sein. Die Kosten vermindern sich dort, wo schon vor der Anlieferung effiziente Trennungsverfahren angewendet und eventuell mit einer einfachen Vorbehandlung gekoppelt werden, so dass in der Verbrennungsanlage nur noch die Lagerung und Vermischung durchgeführt werden müssen.

Treibende Kraft für die Anwendung
Das Vorhandensein von vorsortierten Abfallströmen, z.B. aus einer Abfalltrennung vor der Anlieferung in die Verbrennungsanlage. Diese müssen dann nicht mehr sortiert werden und können getrennt gelagert werden.

Anwendungsbeispiele
RMVA Köln, Deutschland

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003]

4.1.6 Abfalltransfer und Abfallbeschickung

4.1.6.1 Anordnung und Sichtverhältnisse des Kranführer

Die Kranführer müssen eine gute Sicht auf die Abfalllager- und Aufgabebereiche sowie auf deren Überwachungsmechanismen haben. Diese kann durch die Anordnung des Leitstandes mit Blick auf die Aufgabebereiche der Brennkammer und durch den Einsatz von Videobildschirmsystemen oder anderen Erkennungssystemen erreicht werden. Ersteres ist vorzuziehen, es sei denn es gibt bestimmte sicherheitstechnische oder sonstige technische Gründe die dies nicht erlauben. [64, TWGComments, 2003]

4.1.6.2 Lagerraum für Objekte die aus dem Abfall entfernt wurden

Manche Abfallströme erfordern normalerweise die Entfernung bestimmter Bestandteile des Abfalls, da diese für eine Verarbeitung in der Anlage nicht geeignet sind. Für diese Bestandteile muss ein geeignetes Lager zur Verfügung gestellt werden. Vergleiche auch Kapitel 4.1.3

4.1.6.3 Direktaufgabe von flüssigem und gasförmigem gefährlichem Abfall in Drehrohröfen

Beschreibung
Flüssige, pastöse und gasförmige Abfälle können über mehrere direkte Aufgabelinien unmittelbar in Drehrohröfen aufgebracht werden. Im Jahr 2002 bestanden fast 8,5 % des gesamten in Drehrohröfen verbrannten Abfalls aus flüssigen Abfällen, die den Öfen über direkte Aufgabelinien zugeführt wurden.

Im Allgemeinen wird die direkte Aufgabe vorgenommen, indem man den Abfallbehälter mit der Aufgabelinie verbindet und den Behälter durch Stickstoff unter Druck setzt. Wenn die Viskosität des Abfalls ausreichend niedrig ist kann der Behälter mit geeigneten Pumpen geleert werden. Auf diese Weise wird der flüssige Abfall der Verbrennung zugeführt. Je nach Brennwert des flüssigen Abfalls wird er entwender auf der Vorderseite des Drehrohrofens oder in die Nachbrennkammer aufgegeben.

Abhängig davon welche direkte Injektionslinie genutzt wird, kann die Linie nach dem Vorgang mit Stickstoff, Benzin, Altöl oder Dampf gereinigt werden.

Mehrzweck- und fest zugeordnete Beschickungslinien werden entsprechend der zu verbrennenden Substanzen verwendet.

Ökologischer Nutzen
Verhinderung diffuser Luftemissionen, da der Abfall über ein vollständig geschlossenes System aufgegeben wird.

Medienübergreifende Auswirkungen
Verwendung von Stickstoff und Dampf.

Betriebsdaten
Die direkten Aufgabelinien erlauben die Verbrennung von flüssigen Abfällen deren Eigenschaften andere Verfahrensmöglichkeiten ausschliessen.

Die Aufgabelinien benötigen geeignete Materialien/Verkleidungen und in manchen Fällen eine Heizung.

Die Aufgabekapazität hängt von den Einflussfaktoren des Verbrennungsverfahrens ab (z.B. thermische Kapazität und Kapazität der Abgasbehandlung), können aber von 50 bis 1500 kg pro Stunde schwanken.

Die Aufgabe kann über eine dafür vorgesehene Lanze oder einen für mehrere Brennstoffe geeigneten Brenner erfolgen.

Anwendbarkeit
Bei flüssigem gefährlichem Abfall anwendbar, besonders wenn er Gesundheits- und Sicherheitsrisiken darstellt, die eine minimale Exposition der Arbeitskräfte nötig machen.

Wirtschaftlichkeit
Der durchschnittliche Preis einer fest zugeordneten Linie beläuft sich auf 100 000 – 200 000 Euro.

Treibende Kraft für die Anwendung
Die Notwendigkeit, toxische, stark riechende, reaktive und korrosive Flüssigkeiten und Gase sicher der Verbrennung zuzuführen.

Anwendungsbeispiele
Indaver, Anlage in Antwerpen (Belgien), HIM, Anlage in Biebesheim (Deutschland) und GSB, Anlage in Ebenhausen (Deutschland).

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003].

4.1.6.4 Verminderung von Gaseintritt in die Brennkammer während der Aufgabe

Der Einsatz von Verfahren, die den Eintritt von Luft in die Brennkammer verhindern, erhöht die Prozessstabilität und verringert Emissionen.

Solche Verfahren umfassen:

- die Verwendung eines gefüllten Aufgabetrichters für feste Abfälle
- die Verwendung von gekapselten Förderschnecken
- die Verwendung von verriegelten Doppeltüren für die chargenweise Aufgabe
- die Verwendung von direkter Pumpenaufgabe für flüssige und pastöse Abfälle

4.2 Thermische Verarbeitung

4.2.1 Auswahl der Verbrennungstechnik

Beschreibung
Es wird eine Verbrennungs- (oder thermische Behandlungs-)Stufe benötigt, die dem aufzugebenden Material technisch angemessen ist. Der Einsatz einer Technologie, die für verschiedene Abfälle mit ungeeigneten Eigenschaften entwickelt wurde, kann oft zu schlechter oder unzuverlässiger Leistung führen. Siehe die Anmerkungen in Kapitel 4.1.1 über die Notwendigkeit der Auswahl eines für den anzuliefernden Abfall geeigneten Verfahrens.

Die folgenden Tabellen 4.7, 4.8 und 4.9 stellen zusammen einen Vergleich der hauptsächlich angewendeten Verbrennungs- und thermischen Behandlungstechniken und der Einflussgrößen auf ihre Anwendbarkeit und Eignung für den Betrieb. Es ist wichtig darauf hinzuweisen, dass die aufgeführten Techniken alle in der Branche angewendet wurden, jedoch die Häufigkeit der Techniken unterschiedlich ist ebenso wie die Art des Abfalls, für den sie erfolgreich angewendet werden:

Technik	Schlüsselcharakteristiken des Abfalls und Eignung	Durchsatz pro Linie	Betriebs-/Umweltinformationen		Qualität der Ofenasche	Abgasvolumen	Kosten-information
			Vorteile	Nachteile/Grenzen der Anwendbarkeit			
Schubrost – luftgekühlt	• Niedriger bis mittlerer Heizwert (H_u 5 – 16,5 GJ/t) • Siedlungsabfall und andere heterogene feste Abfälle • kann mit dem Siedlungs-abfall einen Teil Klär-schlamm und/oder Kranken-hausabfall verarbeiten • in den meisten modernen Siedlungsabfallverbren-nungsanlagen angewendet	1 bis 50 t/h, in den meisten Anlagen 5 bis 30 t/h. Die meisten indu-striellen Anla-gen nicht unter 2,5 oder 3 t/h	• in grossem Maßstab weithin erprobt • robust - niedrige Wartungskosten • lange Lebensdauer • kann heterogene Abfälle ohne spezielle Vorbehandlung verarbeiten	im Allgemeinen nicht geeignet für Pulver, Flüssigkeiten oder andere Materialien die durch den Verbrennungsrost schmelzen	• TOC 0,5 % bis 3 %	4000 bis 7000 Nm³/t Abfalleinsatz. Hängt vom unteren Heizwert ab. Typischerweise 5200 Nm^3/t.	Hohe Kapazität mindert die spezifischen Kosten pro Tonne Abfall
Schubrost – flüssig gekühlt	Wie luftgekühlter Rost ausser: • H_u 10 – 20 GJ/t	1 bis 50 t/h, in den meisten Projekten 5 bis 30 t/h. Die meisten indu-striellen Anla-gen nicht unter 2,5 oder 3 t/h	wie luftgekühlte Roste aber: • Abfall mit höherem Heizwert lässt sich verarbeiten • bessere Kontrolle der Verbrennung möglich	wie luftgekühlte Roste aber: • Risiko von Lecks die den Verbrennungsrost beschädigen • höhere Komplexität	• TOC 0,5 % bis 3 %	4000 to 7000 Nm³/t Abfalleinsatz. Hängt vom unteren Heizwert ab. Typischerweise 5200 Nm^3/t.	geringfügig höhere Investitionskosten als luftgekühlt
Rost plus Drehrohr-ofen	Wie andere Roste ausser: • kann sehr heterogenen Abfall verarbeiten und immer noch einen effektiven Ausbrand erzielen • nicht weit verbreitet	1 bis 10 t/h	• besserer Ausbrand der Ofenasche möglich	• Durchsatz niedriger als bei alleinigem Rost • Wartung des Drehrohrofens	• TOC 0,5 % bis 3 %	4000 to 7000 Nm³/t Abfalleinsatz Hängt vom unteren Heizwert ab. Typischerweise 5200 Nm^3/t.	Höhere Investitions- und Amortisations-kosten
Stationärer Rost mit Aschen/ Abfall-transport-mechanismus	• Siedlungsabfall benötigt Sortierung oder etwas Schreddern • weniger Probleme mit Pulvern etc. als Schubroste	im Allgemeinen niedrig <1 t/h	• geringere Wartung - keine bewegten Teile	• nur für auswählte/vor-behandelte Abfälle • niedriger Durchsatz • einige stationäre Roste benötigen Zusatz-brennstoff	• TOC < 3 %bei vor-behan-deltem Abfall	geringfügig niedriger als bei anderen Rost-systemen, die nach Bereichen getrennt verbrennen (höher mit Zusatzbrennstoff)	vergleichbar mit kleinen Schubrosten (<100 Kt/Jahr).

Tabelle 4.7: Vergleich von Verbrennungs- und thermischen Behandlungstechniken sowei Einflussgrößen auf Anwendbarkeit und betriebliche Eignung (Tabelle 1/3) [24, CEFIC, 2002] [2, infomil, 2002] [10, Juniper, 1997] [8, Energos, 2002] [1, UBA, 2001] [64, TWGComments, 2003].

Technik	Schlüsselcharakteristiken des Abfalls und Eignung	Durchsatz pro Linie	Betriebs-/Umweltinformationen		Qualität der Ofenasche	Abgas-volumen	Kosten-information
			Vorteile	Nachteile			
Drehrohr-ofen	• kann Flüssigkeiten und Pulver verarbeiten • mehr Einschränkungen bei festem Abfall als beim Rost (wegen Ausbruch-schäden) • oft bei gefährlichem Abfall angewendet	<10 t/h	• sehr gut erprobt • große Bandbreite an Abfällen • guter Ausbrand - sogar bei gefährlichem Abfall	Durchsatz geringer als bei Rosten	• TOC <3 %	6 – 10 000 m³/ t Abfall	höhere spezifische Kosten wegen geringerer Kapazität
Drehrohr-ofen (gekühlter Mantel)	Wie Drehrohrofen, aber: • wegen höherer Temperaturtoleranz kann Abfall mit höherem Heizwert verbrannt werden	<10 t/h	• sehr gut erprobt • kann höhere Verbren-nungstemperaturen fahren (wenn nötig) • bessere Hitzebeständig-keit als ungekühlter Ofen	Durchsatz geringer als bei Rosten	• gering aus-laugende verglaste Asche	6 – 10 000 m³/t Abfall	höhere spezifische Kosten wegen geringerer Kapazität
Stationäre Wirbel-schicht	• nur feinverteilte, gleich-mäßige Abfälle. Für unsortierten Siedlungs-abfall nur eingeschränkt verwendbar • oft für Schlämme verwendet	1 bis 10 t/h	• gute Vermischung • Filteraschen mit guten Auslaugungs-eingenschaften	• vorsichtiger Betrieb nötig um Verklumpung des Bettes zu verhindern • größere Mengen an Filterasche	• TOC <3 %	relativ geringer als bei Rosten	Kosten für Abgasbehand-lung können niedriger sein. Kosten für Abfallvorbe-handlung
Rotierende Wirbel-schicht	• große Bandbreite an Heizwerten (7 - 18 MJ/kg) • grob geschredderter Siedlungsabfall kann verarbeitet werden • gemeinsame Verbrennung von Schlämmen	3 bis 22 t/h	• gute Abfallver-mischung/grosse Turbulenzen • große Bandbreite an Heizwerten • guter Ausbrand, trockene, Ofenasche	• größere Mengen an Filterasche als Roste	• TOC <3 % • oft 0,5 - 1 %	4000 bis 6000 Nm³/t	
Zirkulie-rende Wirbel-schicht	• nur feinverteilte, gleich-mäßige Abfälle. Für unsortierten Siedlungs-abfall nur eingeschränkt verwendbar • oft eingesetzt für Schlämme/Brennstoff aus Abfall	1 bis 20 t/h, meistens bei über 10 t/h verwendet	• gute Abfallvermischung • größere Brennstoff-flexibilität als stationäre Wirbelschicht • Filteraschen mit guten Auslaugungs-eingenschaften	• Zyklon nötig um Bettmaterial zu erhalten • größere Mengen an Filterasche	• TOC <3 %	relativ geringer als bei Rosten	Kosten für Abgasbehand-lung können niedriger sein. Kosten für Abfallvorbe-handlung

Table 4.8: Vergleich von Verbrennungs- und thermischen Behandlungstechniken sowei Einflussgrößen auf Anwendbarkeit und betriebliche Eignung (Tabelle 2/3) [24, CEFIC, 2002] [2, infomil, 2002] [10, Juniper, 1997] [8, Energos, 2002] [1, UBA, 2001] [64, TWGComments, 2003]

Technik	Schlüsselcharakteristiken des Abfalls und Eignung	Durchsatz pro Linie	Betriebs-/Umweltinformationen		Qualität der Ofenasche	Abgas-volumen	Kosten-information
			Vorteile	Nachteile			
Oszillieren-der Ofen	• Siedlungsabfall • heterogene Abfälle	1 – 10 t/h	• robust – geringe Wartung • lange Geschichte • niedrige NO_X -Werte • niedriger Glühverlust der Ofenasche	• höherer thermischer Verlust als bei Verbrennungsrost • H_u unter 15 MJ/t *	• TOC 0,5 – 3 %	*Es liegen keine Informationen vor*	ähnlich wie bei anderen Technologien
Gepulster Ofen	• nur Abfall mit höherem Heizwert (H_u >20 GJ/t) • hauptsächlich für Kran-kenhausabfälle verwendet	<7 t/h	• kann Flüssigkeiten und Pulver verarbeiten	• Bettbewegung eventuell niedriger	• abhängig von der Abfallart	*Es liegen keine Informationen vor*	wegen geringerer Kapazität höhere spezifische Kosten
Gestufte stationäre Öfen	• nur Abfall mit höherem Heizwert (H_u >20 GJ/t) • hauptsächlich für Krankenhausabfälle verwendet	Informationen wurden nicht zur Verfügung gestellt	• kann Flüssigkeiten und Pulver verarbeiten	• Bettbewegung eventuell niedriger	• abhängig von der Abfallart	*Es liegen keine Informationen vor*	wegen geringerer Kapazität höhere spezifische Kosten
Aufstreu-Brenner	• Brennstoff aus Abfall und anderes Aufgabegut in Partikelform • Geflügelmist • Holzabfälle	Informationen wurden nicht zur Verfügung gestellt	• einfacher Aufbau des Rostes • weniger empfindlich gegenüber Partikel-größe als Wirbel-schichtverfahren	• nur für eindeutig definierte Mono-Abfallfraktionen	• *Es liegen keine Informationen vor*	*Es liegen keine Informationen vor*	*Es liegen keine Informationen vor*
Vergasung - stationäres Bett	• gemischte Kunststoffabfälle • andere ähnliche Abfallströme • Vergasung weniger verbreitet/erprobt als Verbrennung	bis 20 t/h	• wenig auslaugende Rückstände • guter Ausbrand bei Sauerstoffeinblasung • erzeugt Synthesegas • verminderte Oxidation verwertbarer Metalle	• eingeschränkte Abfallarten • keine vollständige Verbrennung • komplizierter Prozess • Teer im Rohgas • weniger breit erprobt	• gering auslau-gende Asche • guter Ausbrand mit Sauerstoff	geringer als bei reiner Verbrennung	hohe Betriebs-/ Wartungskosten
Vergasung - geführte Strömung	• gemischte Kunststoffabfälle • andere ähnlich gleich-mäßige Abfallströme • ungeeignet für unbe-handelten Siedlungsabfall • Vergasung weniger verbreitet/erprobt als Verbrennung	bis 10 t/h	• gering auslaugende Asche • verminderte Oxidation verwertbarer Metalle	• eingeschränkte Abfallaufgabe • keine vollständige Verbrennung • gut ausgebildete Anlagenfahrer nötig • weniger breit erprobt	• gering auslau-gende Asche	geringer als bei reiner Verbrennung	hohe Betriebs-/ Wartungskosten, hohe Kosten für Vorbehandlung

* Anmerkung des Übersetzers: im Englischen Originaltext ist offenbar versehentlich als Einheit "G/t" anstelle von "MJ/t" angegeben.

Technik	Schlüsselcharakteristiken des Abfalls und Eignung	Durchsatz pro Linie	Betriebs-/Umweltinformationen		Qualität der Ofenasche	Abgas-volumen	Kosten-information
			Vorteile	Nachteile			
Vergasung - Wirbel-schicht	• gemischte Kunststoffabfälle • geschredderter Siedlungsabfall • Rückstände aus dem Schredder • Schlämme • Abfälle mit hohem Metallanteil • andere ähnlich gleich-bleibende Abfallströme • Vergasung weniger weit verbreitet/erprobt als Verbrennung	5 – 20 t/h	• kann mit niedrigeren Reaktortemperaturen arbeiten, z.B. zur Rück-gewinnung von Al • Trennung der haupt-sächlichen unver-brannten Bestandteile • lässt sich gut mit Ascheschmelze kombinieren • verminderte Oxidation verwertbarer Metalle	• beschränkte Abfall-größe (< 30 cm) • Teer im Rohgas • höherer Brennwert des Rohgases • weniger breit erprobt	• wenn mit Ascheschmelz-kammer kombi-niert wird Asche verglast • keine Informationen über Qualität der Asche ohne Ascheschmelz-kammer	niedriger als bei reiner Verbrennung	niedriger als bei anderen Ver-gasungsanlagen
Pyrolyse - kurzes Drehror	• vorbehandelter Siedlungsabfall • inerte Abfallstöme mit hohem Metallgehalt • Rückstände aus dem Schredder/Kunststoffe • Pyrolyse weniger weit verbreitet/erprobt als Verbrennung	~ 5 t/h	• keine Metalloxidation • keine Verbrennungs-energie für Metalle/ inerte Substanzen • Säureneutralisation im Reaktor möglich • Synthesegas verfügbar	• eingeschränkte Abfallarten • Verfahrenskontrolle und -steuerung schwierig • gut ausgebildete Anlagenfahrer nötig • weniger breit erprobt • Markt für Synthese-gas nötig	• hängt von Temperatur des Verfahrens ab • Rückstände benötigen Weiterverarbei-tung, manchmal Verbrennung	sehr niedrig, da überschüs-sige Luft zur Gasverbren-nung benötigt wird	hohe Vorbehand-lungs- und Betriebskosten, hohe Investitionen
Pyrolyse - mittleres Drehrohr		5 – 10 t/h					

Table 4.9: Vergleich von Verbrennungs- und thermischen Behandlungstechniken sowei Einflussgrößen auf Anwendbarkeit und betriebliche Eignung (Tabelle 3/3) [24, CEFIC, 2002] [2, infomil, 2002] [10, Juniper, 1997] [8, Energos, 2002] [1, UBA, 2001] [64, TWGComments, 2003]

4.2.2 Verwendung von Gasstrommodellierungen

Beschreibung
Physikalische und/oder Computermodellierungen können verwendet werden, um die Auswirkungen der Bauweise zu untersuchen. Verschiedene Parameter wie Gasgeschwindigkeiten und Temperaturen in der Brennkammer und Kessel können untersucht werden. Im Hinblick auf Effizienzverbesserung können auch Gasströmungen in Abgasbehandlungsanlagen, z.B. in Anlagen mit selektiver katalytischer Reduktion (SCR), erforscht werden.

Die computergesteuerte Gasstromberechnung (CFD) ist ein Beispiel für ein Modellierungswerkzeug, das zur Vorhersage von Gasströmungen benutzt werden kann. Der Einsatz solcher Verfahren kann bei der Auswahl einer Bauweise der Anlage hilfreich sein, die eine Optimierung der Gasströmung ermöglicht. Dadurch können effektive Verbrennungsbedingungen geschaffen und lange Verweilzeiten des Gases in den Temperaturbereichen vermieden werden, die andernfall das Risiko einer Entstehung von Dioxinen/Furanen vergrößern. Durch die Anwendung des Verfahrens bei Abgasbehandlungsanlagen kann ihre Leistung verbessert werden, z.B. dadurch dass eine gleichmäßige Strömung durch das Material gewährleistet ist, das zur selektiven katalytischen Reduktion dient.

Sowohl in neuen als auch in bestehenden Anlagen wurden Modellierungsverfahren erfolgreich angewendet um:
- die Ofen- und Kesselgeometrie zu optimieren
- die Anordnung der Sekundär- und/oder Abgasrückführungsluft (wenn verwendet) zu optimieren
- die Reaktionsmittelzugabestellen für die selektive nicht-katalytische Reduktion (SNCR) zu optimieren
- den Gasstrom in den die Einheiten der selektiven katalytischen Reduktion (SCR) zu optimieren

Ökologischer Nutzen
Die Optimerung der Brennkammerauslegung kann die Verbrennungsleistung verbessern und somit die Bildung von CO, organischen Kohlenstoffen, Dioxinen/Furanen und/oder NO_X mindern (d.h. von verbrennungsbedingten Stoffen). Auf andere Schadstoffe im Abfall hat es keine Auswirkung. [64, TWGComments, 2003]

Die durch Computer gesteuerte Gasstrommodellierung erreichte Schadstoffsenkung durch besonders hohe lokale Abgasgeschwindigkeiten kann die Anlagenverfügbarkeit erhöhen und die Energienutzung verbessern.

Verbesserung der Leistung der Abgasbehandlungsanlage.

Medienübergreifende Auswirkungen
Eine Verbesserung der Leistung der Verbrennung ermöglicht die Auswahl einer Abgasreinigungsanlage mit verminderten Emissionen und geringerem Verbrauch.

Betriebsdaten
Der Verbesserung der Abgasverteilung innerhalb des Kessels hilft dabei, Erosion und Verschmutzung, die zu Korrosion führen, zu mindern.

Anwendbarkeit
Das Verfahren kann angewendet werden:

- in neuen Abfallverbrennungsanlagen – um die Bauweise zu verbessern
- in bestehenden Anlagen, in denen die Verbrennung und die Kesselbauweise Sorge bereitet – dies erlaubt es dem Betreiber, Optimierungsmöglichkeiten zu ermitteln und festzulegen
- in bestehenden Anlagen, in denen der Ofen/Kessel verändert wird
- in neuen und bestehenden Anlagen zur Untersuchung der Düsenanordnung zur Sekundär-/Abgasrückführungsluft
- in Anlagen mit selektiver katalytischer Reduktion (SCR) – zur Optimierung der Reinigungseinheit

Wirtschaftlichkeit
Typischerweise kostet eine computergestützte Optimierungsstudie ungefähr zwischen 10 000 und 30 000 EUR, je nach Umfang der Studie und der Anzahl der benötigten Modellierungen.

Einsparungen bei Investitionen und Betriebskosten können sich ergeben aus:

- der Auswahl alternativer Möglichkeiten für Abgasbehandlungsanlagen
- kleineren/weniger komplizierten Abgasbehandlungsanlagen
- geringeren Verbräuchen der Abgasbehandlungsanlage

Die oben dargestellten Einsparungen sind schwieriger zu verwirklichen, wenn die Abgasbehandlungsanlage hauptsächlich auf die Anwesenheit von Schwermetallen oder Halogenen ausgelegt wird, z.B. in Sonderabfallverbrennungsanlagen. Dies kommt dadurch, dass in solchen Fällen die treibende Kraft für die Auslegung der Abgasbehandlungsanlage normalerweise eher schwierige Stoffeeinträge als verbrennungsbedingte Stoffe ist.

Beim Umbau der Brennkammer oder des Kessels bestehender Anlagen können beträchtliche Kosten entstehen.

Treibende Kraft für die Anwendung
Optimierung der Brennkammerauslegung für eine niedrige Schadstoffkonzentration im Rohgas und zur Minderung von Emissionen und Verbräuchen.

Anwendungsbeispiele
Das Verfahren wurde verwendet:

- in einer Bewerbungsphase in Großbritannien, um die effektive Auslegung der Brennkammer einer vorgeschlagenen Anlage darzulegen
- zur Optimierung der Gestaltung der Verbrennungsstufe in kleinen Siedlungsabfallverbrennungsanlagen in Norwegen
- in einigen neuen und bestehenden Siedlungsabfallverbrennungsanlagen in Belgien
- in französischen Anlagen: St Ouen (1989) – Nancy (1995) – Toulouse – St Germain.

Referenzliteratur
[15, Segers, 2002], [16, Energos, 2002], [17, ONYX, 2000], [64, TWGComments, 2003]

4.2.3 Besonderheiten der Brennkammergestaltung

Beschreibung
Bei einigen Ofenarten, einschließlich bei Rostfeuerungsanlagen und stationärer Wirbelschicht, gibt es mehrere Möglichkeiten zur Anordnung und Ausformung des Ausgangs aus der primären Brennkammer in die sekundäre Verbrennungszone. Eine ungeeignete Anordnung würde zu einer geringen Rückhaltung brennbarer Gase in den Verbrennungszonen führen, damit zu geringem Gasausbrand und höheren Emissionen.

Die Gestaltung des Ausgangs aus der ersten Stufe der Brennkammer in die Gasverbrennungs- und Ausbrandzone (den Hals) sollte so gewählt werden, dass sie zur Zusammensetzung des Abfalls und zu den anderen Teilen der Brennkammer, z.B. dem Rosttyp, passt. Siehe Ausführungen in Kapitel 2.3.1.4 und Abbildung 2.7.

Bei der Rostverbrennung hängt die Gestaltung der Brennkammer eng mit dem jeweiligen Lieferanten des Verbrennungsrostes zusammen. Die Lieferanten können die Kombination aus Verbrennungsrost und Brennkammer auf Grundlage der individuellen Leistung ihres Systems und ihrer Erfahrung optimieren. Im Allgemeinen hat keine spezielle Brennkammer Vor- oder Nachteile gegenüber einer anderen – alle können verwendet werden. Außerdem kann die Gestaltung der Brennkammer normalerweise nicht unabhängig von der Art des Verbrennungsrosts gewählt werden; beide zusammen bilden eine untrennbare Einheit. [64, TWGComments, 2003]

Bei der Gestaltung der Brennkammer ist möglicherweise eine computergestütze Gasstrommodellierung hilfreich (siehe 4.2.2).

Typ	Gestaltungseigenschaft	Kommentare
Gleichstrom oder Paralellstrom	• Ausgang in die Brennkammer am Ende der Feuerung • Gasstrom in gleicher Richtung wie die Abfallbewegung	• geeignet für Abfälle mit hohem Heizwert • alle entstehenden Gase müssen den Bereich mit der höchsten Temperatur passieren und haben dort lange Verweilzeiten • im Entzündungsbereich ist Primärlufterhitzung nötig
Gegenstrom	• Ausgang in die Brennkammer am Beginn der Feuerung • Gasstrom in Gegenrichtung zur Abfallbewegung	• geeignet für Abfälle mit niedrigem Heizwert/hohem Feuchtigkeitsgehalt/hohem Ascheanteil (da heiße Gase aus dem Verdampfungsbereich den Trocknungsbereich passieren) • höhere Anforderungen an die Sekundärluft, um den Gasausbrand sicherzustellen
Mittelstrom oder Mittelfluss	• Ausgang in die Brennkammer in der Mitte der Feuerung	• Kompromiss der obigen Möglichkeiten für ein breites Abfallspektrum • Ofenkonfiguration/Sekundärluft wichtig zur Sicherung des Gasausbrandes
geteilte Strömung	• Ausgang in die Brennkammer mittig, aber durch zentralen Kapitel getrennt	• ZentralKapitel hilft bei der Zurückhaltung von Gasen und erlaubt eine Sekundärlufteindüsung an zusätzlichen Stellen • hauptsächlich in sehr großen Feuerungen verwendet

Tabelle 4.10: Vergleich der Eigenschaften unterschiedlicher Feuerungsgeometrien [1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 4, IAWG, 1997, 15, Segers, 2002]

Ökologischer Nutzen
Verbesserte Verbrennung führt zu niedrigeren Emissionen in alle Medien und vermindertem Verbräuchen.

Medienübergreifende Auswirkungen
Keine bedeutenden negativen Auswirkungen bekannt.

Betriebsdaten
Die Brennkammer wird normalerweise mit dem Verbrennungsrost geliefert und speziell für diese Art Rost optimiert. Die Auslegung der Brennkammer hängt somit von der Wahl des Verbrennungsrostes ab. Jedes der in Tabelle 4.10 dargestellten Systeme kann im Betrieb Verbesserungen erzielen, wenn es richtig angewendet wird.

Anwendbarkeit
Diese Verfahren können im Allgemeinen auf die meisten Ofenarten angewendet werden, außer bei Drehrohröfen, wo sich der Ausgang in die sekundäre Brennkammer immer am Ende des Rohres befindet. Bei Drehrohröfen sollten die Größe und Form der Verbindung zur sekundären Brennkammer und die Position der Sekundärlufteindüsung jedoch so gewählt sein, dass eine ausreichende Zurückhaltung und Vermischung des Gases gewährleistet ist, um den Gasausbrand zu unterstützen (dies wird durch niedrige und gleichmäßig Konzentrationen unvollständiger Verbrennungprodukte angezeigt).

Verfahren mit geteilter Strömung können wegen der von ihnen ermöglichten zusätzlichen Vermischung der Sekundärluft in der zentralen Zone der Brennkammer vor allem bei größeren Öfen angewendet werden. In kleineren Öfen kann eine adäquate Vermischung durch eine seitliche Sekundärlufteindüsung erreicht werden.

Eine insgesamt ausgewogen gestaltete Brennkammer stellt sicher, dass die aus dem Abfall entstehenden Gase gut gemischt und bei einer ausreichenden Temperatur in der Brennkammer zurückgehalten werden, damit der Verbrennungsprozess vollständig ablaufen kann. Dieses Prinzip ist auf alle Verbrennungsprozesse anwendbar.

Wirtschaftlichkeit
In neuen Anlagen kann die Brennkammer von Anfang an optimal gestaltet werden. Die zusätzlichen Kosten für diese Auslegungsverbesserung sind dann im Vergleich mit den gesamten Projektkosten klein.

In bestehenden Anlagen sind die Kosten für eine Neugestaltung (normalerweise bedeutet dies ein Ersetzen) der Brennkammer sehr hoch und überwiegen oft den dadurch erreichbaren Nutzen, es sei denn es gibt sehr ernstzunehmende Schwierigkeiten mit der Verbrennungsstufe oder die relevanten Teile müssen aus anderen Gründen ohnehin ersetzt werden.

Treibende Kraft für die Anwendung
Verminderte Emmissionen durch eine effektive Verbrennung.

Anwendungsbeispiele
Alle Anlagen verwenden eine dieser Optionen.

Geteilte Strömung wurde sowohl in Indaver, BE, AZN (Afvalverbranding Zuid-Nederland, Moerdijk, Niederlande) als auch in Bonn (Deutschland) und der Mke-Linie der MVV (Mannheim, Deutschland) angewendet.

Referenzliteratur
[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 4, IAWG, 1997, 15, Segers, 2002, 64, TWGComments, 2003].

4.2.4 Auslegung zur Erhöhung der Turbulenzen in der Sekundärbrennkammer

Beschreibung
Siehe auch ähnliche Verfahren in den Kapiteln:
4.2.11 Sekundärlufteindüsung, Optimierung und Verteilung,
4.2.12 Teilweiser Ersatz der Sekundärluft durch rezirkuliertes Abgas
4.2.19 Optimierung der Zeit, Temperatur, Turbulenz der Gase in der Verbrennungszone und der Sauerstoffkonzentration

Diese Technik bezieht sich auf Auslegungsmöglichkeiten, die die Turbulenzen und somit die Vermischung der Verbrennungsgasen im Bereich nach der primären Verbrennungszone erhöhen, jedoch vor oder am Beginn der wesentlichen Zonen der Wärmenutzung, in denen die Gastemperaturen im Allgemeinen immer noch etwa 850 ºC überschreiten. Nach dem hier behandelten Zone passieren die Verbrennungsgase die wesentlichen Zonen der Wärmenutzung (Wärmetauscher), wo stabile und gleichmäßige Gasgeschwindigkeiten und -strömungen nötig sind, um Gasrückströmungen und Zirkulationen zu vermeiden, die zu Wärmeaustauschproblemen und der Entstehung von Schadstoffen führen könnten.

In manchen Fällen kann eine spezielle Anordnung der Sekundärbrennkammer verwendet werden, um die Turbulenzen in der Sekundärbrennkammer zu erhöhen. Auslegungsbeispiele umfassen:

- Wirbelkammern
- den Einbau von Blenden (Kühlung nötig)
- mehrere Kesselzüge und Windungen in der Kammer
- tangentiale Sekundärlufteindüsung
- Lage und Anordnung des Sekundärlufteindüsungsverfahrens (Düsen, …).

Ökologischer Nutzen
Verbesserte Verbrennung führt im Rohgas zu niedrigeren Konzentrationen von verbrennungsbedingten Parametern.

Diese Technik kann das Volumen der benötigten Sekundärluft verringern und somit das gesamte Abgasvolumen sowie die Bildung von NO_X vermindern. Effektive Turbulenzen führen ausserdem zu verbessertem Ausbrand von Verbrennungsgasen mit verringerten VOC- und CO-Werten.

Medienübergreifende Auswirkungen
Keine bekannt.

Betriebsdaten
Es liegen keine Informationen vor

Anwendbarkeit
Die Sekundärbrennkammer wird vom Lieferanten entworfen. Zusätzliche Eigenarten können bei manchen Ofenarten und für manche Abfallarten nötig werden [74, TWGComments, 2004].

Der Einsatz von zusätzlichen physikalischen Einrichtungen zur Verbesserung der Durchmischung wird derzeit hauptsächlich in der Sonderabfallverbrennungsindustrie angewendet.

Wirtschaftlichkeit
Es liegen keine Informationen vor

Treibende Kraft für die Anwendung
Es liegen keine Informationen vor

Anwendungsbeispiele
Sonderabfall – Cleanaway Großbritannien.

Referenzliteratur
[40, EURITS, 2003] [64, TWGComments, 2003].

4.2.5 Verwendung eines kontinuierlichen anstatt eines chargenweisen Betriebs

Beschreibung
Die Emissionen aus Abfallverbrennungsanlagen lassen sich während des Normalbetriebs leichter kontrollieren als während des An- und Abfahrenbetriebs. Deshalb ist die Minderung der Anzahl der An- und Abfahrvorgänge eine wichtige Betriebsstrategie, die die Gesamtemissionen und Verbräuche vermindern kann. Die Art der Abfallsammlung/-anlieferung sowie saisonale Schwankungen der Abfallmenge können einen Stillstand wegen Abfallmangels bewirken, obwohl dies oft dadurch vermieden wird, dass man die Anlage mit Teillast betreibt. Der Teillastbetrieb ist für einen modernen Brenner normalerweise kein Problem [74, TWGComments, 2004].

Einflussgrößen, die beim Erreichen eines kontinuierlichen Durchsatzes helfen:

- die ausgelegte Durchsatzrate gleicht der Abfallanlieferungsmenge
- die Abfalllagerung hilft (wo dies möglich ist) über Engpässe hinweg
- die Organisation der Versorgungskette zur Vermeidung von Engpässen
- der Ersatz von Abfall durch zusätzliche Brennstoffe
- Reinigung der Anlage bei laufendem Betrieb

Die Auslegung und Aufrechterhaltung der Anlagen für einen maximalen kontinuierlichen Betrieb sind daher wichtig.

Ökologischer Nutzen
Ein gleichmäßiger Betrieb der Anlage verbessert die Energieeffizienz.

Medienübergreifende Auswirkungen
Durch kontinuierlichen Betrieb mit geringeren Abfallmengen kann sich die Energieeffizienz verschlechtern, da die Turbineneffizienz abnimmt.

Betriebsdaten
Es ist wichtig, die Abfallstöme zur Anlage richtig vorherzusehen und zu überwachen.

Zur Vermeidung/Begrenzung von Stillständen ist eine gute Wartung wichtig. Zur Maximierung der Verfügbarkeit kann ein Wartungsprogramm erstellt werden, das bei des laufendem Betrieb umgesetzt wird.

Anwendbarkeit
Das Planen und Erreichen einer verminderten Anzahl von Stillständen verringert wahrscheinlich die Jahres-emissionsfrachten jeder Anlage.

Wirtschaftlichkeit
Die Vermeidung von Stillstandszeiten vermindert die Kosten von Abfallverbrennungsanlagen durch:

- Schaffung eines kontinuierlichen Durchsatzes, so dass die Anlage besser ausgenutzt wird
- weniger Brennkammerwartung aufgrund einer geringeren thermischen Belastung während der Verbrennung
- Vermeidung von Investitionskosten für einen unnötig großen Prozess

Wenn die Kapazität der Anlage die angelieferte Abfallmenge übersteigt und entschieden wird, den Durchsatz mit anderen Abfällen oder Brennstoffen aufzustocken, kann der Kauf dieser Abfälle/Brennstoffe zu zusätzlichen Kosten führen.

Treibende Kraft für die Anwendung
Die wesentlichen treibenden Kräfte sind betriebsbedingt.

Anwendungsbeispiele
Im Allgemeinen werden alle großen Abfallverbrennungsanlagen kontinuierlich betrieben. Siedlungsabfallverbrennungsanlagen im industriellen Maßstab (über ~2 t/h) können mit einer minimalen Anzahl an Stillstandszeiten kontinuierlich betrieben werden.

Referenzliteratur
[28, FEAD, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.2.6 Auswahl und Verwendung geeigneter Verfahren und Parameter zur Feuerungsregelung

Beschreibung
[2, infomil, 2002]
Die Verbrennung von Abfällen mit einer schwankenden Zusammensetzung erfordert einen Prozess, der mit großen Veränderungen der Prozessbedingungen zurecht kommt. Wenn ungünstige Prozessbedingungen auftreten, werden Eingriffe in die Prozessregelung nötig.

Um den Verbrennungsprozess regeln zu können, sind detailierte Informationen über den Prozess nötig. Es muss ein Regelungssystem (eine „Philosophie") entwickelt werden und es muss möglich sein, in den Prozess einzugreifen. Die Einzelheiten der verwendeten Verfahren unterscheiden sich von Anlage zu Anlage. Im Folgenden wird ein Überblick über bereits angewendete Prozessinformationen, Regelungssysteme sowie Prozesseingriffe gegeben.

Die Prozessinformationen können umfassen:

- Temperaturen des Rostes an verschiedenen Stellen
- Dicke der Brennbett auf dem Rost (visuelle Überwachung)
- Druckabfall über dem Verbrennungsrost
- Ofen- und Abgastemperaturen in verschiedenen Positionen
- Ermittlung der Temperaturverteilung über der Oberfläche des Rostes mittels optischer oder auf Infrarotmessung basierender Verfahren
- Messungen von CO, O_2, CO_2 und/oder H_2O (an verschiedenen Stellen)
- Daten über die Dampferzeugung (z.B. Temperatur, Druck)
- Öffnungen in der Wand der Brennkammer zur visuellen Beobachtung durch Personen oder Kameras
- Länge und Lage des Feuers in der Brennkammer
- Emissionsdaten für Substanzen die mit der Verbrennung zusammen hängen (vor der Abgasreinigung)

[74, TWGComments, 2004]

Die Regelungsphilosophie kann aus einem klassischen Regelungssystem bestehen, das schon im Prozesskontrollrechner vorhanden ist. Zusätzlich können Regelungssysteme mit Fuzzylogik verwendet werden.

Regelungseingriffe umfassen die Anpassung:

- des Abfallaufgabeverfahren
- der Frequenzen und Schubgeschwindigkeiten des Verbrennungsrost in seinen unterschiedlichen Kapitelen
- der Menge und Verteilung der Primärluft
- der Temperatur der Primärluft (wenn Möglichkeiten zur Vorheizung gegeben sind)
- der Menge und Verteilung der Sekundärluft in der Brennkammer (und, wenn vorhanden, re-zirkulierter Gase)
- des Verhältnisses von Primär- zu Sekundärluft.

[74, TWGComments, 2004]

Ökologischer Nutzen

Die Verwendung ausgeklügelter Regelungssysteme kann zu einem Verbrennungsprozess führen, der geringere Schwankungen aufweist, und zwar zeitlich (d.h. größere Stabilität hat) als auch räumlich (d.h. homogener ist). So wird eine verbesserte Gesamtverbrennung und daher geringere Emissionen in alle Medien ermöglicht.

Eine verbesserte Regelung des Prozesses hat folgende spezifische Vorteile:

- bessere Qualität der Ofenasche (wegen einer ausreichenden Verteilung der Primärluft und einer besseren Lage der Verbrennung auf den Rosten)
- weniger Entstehung von Filterasche (wegen geringerer Schwankungen der Primärluftmenge)
- bessere Qualität der Filterasche (weniger unverbranntes Material wegen stabilerer Prozessbedingungen in der Brennkammer)
- weniger Bildung von CO und VOC (wegen stabilerer Prozessbedingungen in der Brennkammer; d.h. keine „kalten" Stellen)
- weniger NO_X-Bildung (durch stabilere Prozessbedingungen in der Brennkammer; d.h. keine „heißen" Stellen)
- geringeres Risiko der Entstehung von Dioxin (und Vorläufern) durch einen stabileren Brennkammerprozess
- bessere Ausnutzung der Kapazität (da geringerem Verlust an thermischer Kapazität durch Schwankungen)
- bessere Energieeffizienz (da sich die durchschnittliche Menge an Verbrennungsluft verringert)
- besserer Betrieb des Kessels (da die Temperatur stabiler ist, gibt es weniger Temperaturspitzen und daher ein geringeres Risiko für Korrosion und verschmutzender Filteraschebildung)
- besserer Betrieb der Abgasbehandlungsanlage (da Menge und Zusammensetzung der Abgase stabiler sind)
- höhere Fähigkeit zur chemischen Zerstörung, kombiniert mit effektiverer Abfallverbrennung.
  [74, TWGComments, 2004]

Die genannten Vorteile führen auch zu geringerem Wartungaufwand und somit höherer Anlagenverfügbarkeit.

Medienübergreifende Auswirkungen

Keine bekannt.

Betriebsdaten

Die Temperatur der Roststäbe kann mit Thermoelementen gemessen werden. Die Temperatur im Abgas ist wegen der schwierigen Umgebungsbedingungen – hohe Staubkonzentration, Gefahr der Metallschmelze etc. – schwieriger zu bestimmen. Messungen am Brennkammerausgang, speziell von CO und CO_2, sind wegen schwieriger Messbedingungen (Staub, Säure, etc.) ebenfalls nicht einfach durchzuführen. Für Regelungszwecke sind schnelle Messungen nötig. H_2O genau zu messen ist sehr schwierig. [64, TWGComments, 2003]

Anwendbarkeit

Für alle Abfallverbrennungsanlagen können geeignete Verfahren zur Feuerungsregelung ausgewählt und betrieben werden. Die genauen Komponenten eines solchen Verfahrens unterscheiden sich je nach Verfahren. Die meisten der in der obigen Beschreibung dargestellten spezifischen Verfahren lassen sich leichter in Rostfeuerungs- als in anderen Verbrennungsanlagen verwenden.

Die Technik ist besonders vorteilhaft, wenn in die Brennkammer sehr heterogene Abfälle, d.h. Abfälle in schwankender Zusammensetzung, aufgegeben werden, oder wenn die Abfallzusammensetzung schwer vorherzusagen oder sicherzustellen ist.

Wirtschaftlichkeit
Die genannten Vorteile führen auch zu geringerem Wartungaufwand und somit höherer Anlagenverfügbarkeit.

Treibende Kraft für die Anwendung
Die verbesserte Verbrennungsleistung führt insgesamt zur Verbesserung der Umweltleistung.

Anwendungsbeispiele
In ganz Europa weit verbreitet, besonders in modernen Anlagen.

Referenzliteratur
[2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003].

4.2.7 Einsatz von Infrarotkameras zur Beobachtung und Steuerung der Verbrennung

Beschreibung
Die fortlaufende Anpassung der Verteilung und Verbrennungsluftmenge an die genauen Anforderungen der Verbrennungsreaktion in den einzelnen Zonen der Brennkammer kann den Verbrennungsprozess verbessern. Beispielsweise sind Infrarotkameras eine Technik, die eingesetzt werden kann, um ein thermisches Bild des brennenden Brennbettes zu erzeugen. Ultraschall- und optische Kameras werden ebenso eingesetzt. Die Temperaturverteilung auf dem Rost erscheint auf dem Bildschirm als isothermisches Feld, das in farbige Bereiche unterteilt ist.

Anschließend können zur Leistungssteuerung der Brennkammer die charakteristischen Temperaturen der individuellen Bereiche des Rostes ermittelt und als variable Eingabeparameter an den Überwacher der Brennkammerleistung weitergeleitet werden. Mittels Fuzzy-Logik können einige Variablen (z.B. Temperatur, CO-, O_2-Gehalt) und eine Abfolge von Regeln ermittelt werden, die es erlauben, den Prozess innerhalb dieser Vorgaben zu halten. Zusätzlich können Abgasrückführung und Tertiärluftzufuhr überwacht werden.

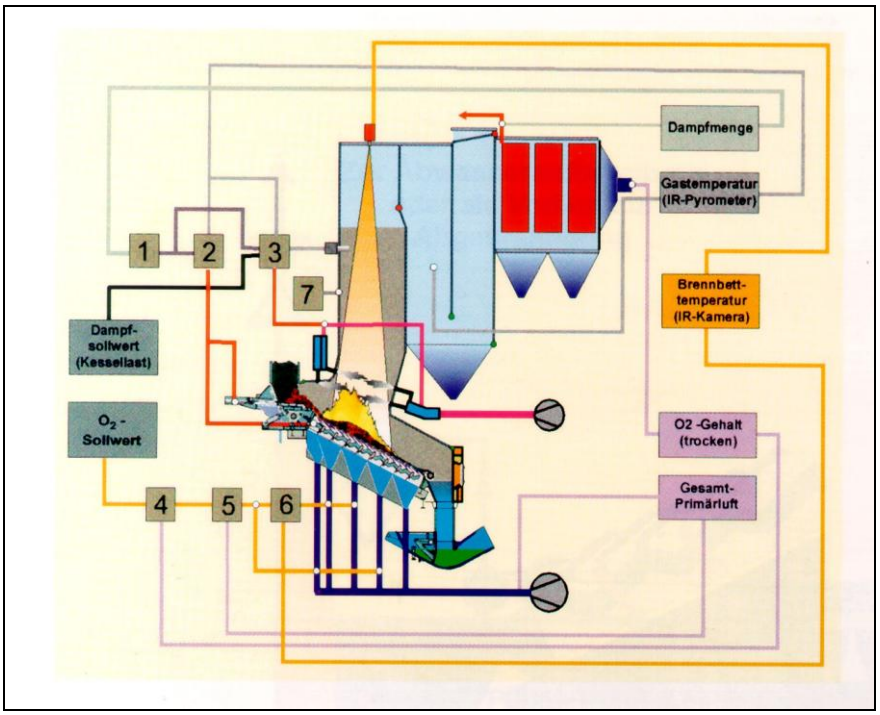

Abbildung 4.1: Beispiel für die Bestandteile einer Feuerungsregelung
[1, UBA, 2001]

Durch computergestütze Bildverarbeitung können die Aufnahmen der Infrarotkamera in Signale umgewandelt werden, die dann in der Feuerungsregelung mit Parametern wie dem Sauerstoffgehalt im Abgas und der Dampfmenge verknüpft werden.

Die Aufgabe in die Brennkammer kann dann durch die Aufzeichnung der durchschnittlichen Temperatur des Brennbettes im vordersten Teil des Rostes und die Bewertung des O_2-Werts am Ende des Kessels geregelt werden. Mit Hilfe der kameragestützten Temperaturaufzeichnung des Verbrennungsbettes in den ersten drei Kapitelen des Rostes kann die Primärluft bedarfsgerecht zugeführt werden (Luftmenge und -verteilung). Das hilft dabei, den Verbrennungsprozess in der Hauptverbrennungszone zu vergleichmäßigen. Im zweiten Kapitel des Rostes (Zündzone) wird der Luftbedarf über die Oberflächentemperatur des Verbrennungsbetts geregelt, so dass ein konstanteres Temperaturprofil erreicht werden kann. Die Anpassung der Luftmenge in den Kapitelen 3 und 4 des Rostes sowie der Temperatur an der Verbrennungsoberfläche führen zu einer gleichmäßigen Verbrennung und einem effizienten Ausbrand der Ofenasche.

In einem Projekt wurden Verbrennungstests mit sauerstoffangereicherter Primär- und Sekundärluft sowie Stickstoffeinleitung in die Sekundärluft durchgeführt. Speziell bei Verwendung von sauerstoffangereicherter Primärluft (O_2-Gehalt zwischen 25 und 28 Volumenprozent) wurde ein positiver Einfluss auf Staub, CO und die VOC-Gesamtkonzentration im Abgas nach dem Dampferzeuger festgestellt. Darüber hinaus konnte durch die Zugabe von Stickstoff in der Sekundärluft der NO_X-Gehalt im Abgas vermindert werden.

Die Ergebnisse dieser Untersuchung führten zur Entwicklung eines Verfahrens, das die folgenden Behandlungsschritte kombiniert:

- vollautomatische Verbrennungsregelung durch Infrarotkameras und Fuzzy-Logik
- Abgasrückführung in den Kessel mittels eines Sekundärluftverfahrens und
- Sauerstoffanreicherung der Primärverbrennungsluft in den Hauptverbrennungszonen

Die in einer anderen bestehenden Rostfeuerungsanlage angewendeten Maßnahmen umfassten:

- abgestufte Zufuhr von Verbrennungsluft
- konstante Abfalldosierung durch die Überwachung der Schichthöhe
- Überwachung der Verbrennung durch optische Sensoren (so genannte Verbrennungssensoren) in verschiedenen Kapitelen des Rostes
- Abgasrückführung

Im Vergleich mit dem herkömmlichen Betrieb der Anlage wurden die verbrennungsbedingten Schadstoffe vermindert.

Ökologischer Nutzen
Verbesserte Gesamtverbrennungsleistung und verminderte Emissionen in alle Medien.

Medienübergreifende Auswirkungen
Bezüglich der Verwendung von Infrarotkameras sind keine medienübergreifenden Auswirkungen bekannt.

Verwendung von Sauerstoff – wenn verwendet – und die zu seiner Herstellung benötigte Energie.

Betriebsdaten
Die Ergebnisse der Tests im Normalbetrieb und im Betrieb mit Feuerungsregelung durch die Infrarotkamera sowie Sauerstoffzugabe werden in der Tabelle 4.11 unten dargestellt:

Bestandteile des Abgases (unbehandeltes Abgas nach dem Dampferzeuger)	Normalbetrieb	Infrarotkamera plus Fuzzy-Logik	O_2-Konditionierung
Sauerstoffgehalt (Vol.-%)	9,1 – 9,3	8,9 – 9,3	6,2 – 10,9
Kohlenmonoxid (mg/m³)	12 – 32	9 – 26	20 – 27
Staub (g/m³)	0,7 – 1,7	0,6 – 1,0	0,5 – 1,0
Gesamt C (mg/m³)	1,1 – 2,4	0,9 – 1,0	1,0 – 1,2
Dioxine/Furane (ng I-TE/m³)	1,5 – 2,7	1,0 – 1,3	2,0 – 3,5
TWG Kommentar: Die hier dargestellte Zunahme von Dioxinen/Furanen durch zugeführten Sauerstoff entspricht nicht dem theoretisch zu erwartenden Resultat.			

Tabelle 4.11: Messungen des unbehandelten Abgases in einer Testanlage im Normalbetrieb und im Betrieb mit Infrarotkamera sowie mit O_2-Konditionierung
[1, UBA, 2001]

Anwendbarkeit
Hauptsächlich in Rostfeuerungsanlagen anwendbar. Diese Technik ist nur anwendbar, wenn die Brennkammer (speziell der Halses) so ausgelegt ist, dass die Kamera die relevanten Bereiche des Rostes einsehen kann. Ausserdem ist das Verfahren im Allgemeinen auf größere Brennkammern mit mehreren Verbrennungsrostlinien (z.B. >10 t/h) beschränkt [74, TWGComments, 2004].

Wirtschaftlichkeit
Für eine Kamera (nicht fest installiert und als Einzeleinheit, d.h. nicht in den Regelkreis der Anlage integriert) wurde eine Größenordnung von ca. 50 000 EUR berichtet. Es wurde jedoch auch von einem Lieferant berichtet, der zu 300 000 EUR pro Linie anbietet (es ist jedoch unklar, ob sich diese Summe auf das ganze Verfahren, Infrarotkamera plus O_2-Regelung etc., bezieht). [74, TWGComments, 2004]

Treibende Kraft für die Anwendung
Eine bessere Verbrennung führt zu einer Gesamtsteigerung der Umweltleistung.

Anwendungsbeispiele
Coburg, Deutschland.
Ingolstadt, Fribourg, Brescia, Arnoldstein und andere Anlagen.

Referenzliteratur
[1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003].

4.2.8 Optimierung der Stöchiometrie der Luftzufuhr

Beschreibung
In Verbrennungsanlagen muss genügend Sauerstoff (normalerweise aus der Umgebungsluft) zugeführt werden, um sicherzustellen, dass die Verbrennungsreaktionen vollständig ablaufen.

Darüber hinaus hat die Luftzufuhr folgende Funktionen:

- Kühlung
- Verhinderung von Versinterung in Brennkammer/Kessel
- Gasvermischung zur Effizienzsteigerung
- Beeinflussung der Ausbrandqualität.

Wenn zu wenig oder zu viel Luft zugeführt wird, verursacht dies Schwierigkeiten. Die genaue benötigte Luftmenge hängt ab von:

- der Art und Charakteristik des Abfalls (Heizwert, Feuchtigkeit, Heterogenität)
- der Art des Brenners (Wirbelschichtbrenner benötigen wegen einer stärkeren Bewegung des Abfalls, die den Abfall länger der Luft aussetzt, insgesamt weniger Luft)
- der Sicherstellung, dass die Luft an den richtigen Stellen und in richtiger Menge zugeführt wird

Im Allgemeinen sollte eine Überversorgung mit Luft vermieden werden. Es ist jedoch wichtig, dass die sie immer noch ausreichend sein muss, um eine effektive Verbrennung zu gewährleisten (dies wird durch niedrige und stabile CO-Konzentrationen nach der Brennkammer angezeigt). Die Überversorgung mit Luft führt zu erhöhtem Abgasvolumen und somit zu größeren Abgasreinigungsanlagen und entsprechend erhöhten Kosten.

Ökologischer Nutzen
Ziele der Optimierung sind die Minderung des Abgasvolumens (und somit der Anforderungen an die Abgasbehandlung) bei effektivem Gasausbrand.

Medienübergreifende Auswirkungen
Es liegen keine Informationen vor.

Betriebsdaten
Es liegen keine Informationen vor.

Anwendbarkeit
Es liegen keine Informationen vor.

Wirtschaftlichkeit
Es liegen keine Informationen vor.

Treibende Kraft für die Anwendung
Optimierung des Verbrennungsprozesses.

Anwendungsbeispiele
Die meisten Abfallverbrennungsanlagen in der EU.

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003].

4.2.9 Optimierung der Primärluftversorgung und -verteilung

Beschreibung
Primärluft ist die Luft, die in oder direkt über das Brennbett gebracht wird, um den für die Verbrennung nötigen Sauerstoff zu liefern. Die Primärluft unterstützt ausserdem die Trocknung sowie die Entgasung und kühlt die Bauteile der Verbrennungsanlage.

Die Art der Primärluftversorgung hängt direkt mit der Verbrennungstechnologie zusammen.

Bei Rostverfahren wird sie durch den Rost in die Brennbett geleitet, um:

- die Bereiche des Rostes, in denen die Reaktionen (Trocknung, Entgasung, Vergasung) stattfinden, mit der nötigen Luft zu versorgen und eine homogene sowie ausreichende Verteilung im Brennbett sicherzustellen, die den Ausbrand der Asche verbessert.
- die Roststäbe zur Vermeidung von Versinterung und Korrosion zu kühlen. Die Kühlung flüssig gekühlter Rosten wird typischerweise durch einen getrennten Wasserkreislauf erreicht, so dass hier der Beitrag der Primärluft zur Kühlung unerheblich ist.
  [74, TWGComments, 2004]

In Siedlungsabfallverbrennungsanlagen mit Rostfeuerung wird der Primärluftstrom vor allem durch den Sauerstoffbedarf bestimmt (eine größenabhängige Funktion) und nicht durch den Kühlbedarf des Rostes [74, TWGComments, 2004].

In Drehrohröfen und Anlagen zur gestuften Verbrennung wird die Primärluft im Allgemeinen über dem Brennbett eingeführt. In einigen gestuften Öfen kann die Primärluft teilweise unter dem Brennbett eingegeben werden.

Bei Wirbelschichtverfahren wird die Primärluft direkt in das Wirbelschichtmaterial gegeben und dient auch zur Verwirbelung des Bettes selbst. Die Primärluft wird durch Düsen im Boden der Brennkammer in das Bett geblasen.

Das Verhältnis zwischen Primär- und Sekundärluft hängt von den Eigenschaften des Abfalls und von den eingesetzten Verbrennungstechnologien ab. Die Optimierung dieses Verhältnisses verbessert die Prozesssteuerung und die Emissionen. Im Allgemeinen ermöglichen Abfälle mit höherem Brennwert niedrigere Primärluftanteile.

Die Aufteilung der Primärluftversorgung auf verschiedene Bereiche einer Rostfeuerungsanlage (mittels individueller Windboxen und, wenn angebracht, mit Mehrfachgebläsen oder verteilten Gebläsen), erlaubt die separate Regelung der Luftzufuhr jeder Zone. Dies ermöglicht die Optimierung jedes Prozesses auf dem Rost (Trocknung/Pyrolyse/Entgasung/Vergasung/Veraschung) mit einer jeweils optimierten Luftversorgung.

Die ungenügende Luftversorgung der letzten Phase (Veraschung) kann zu einem unzureichenden Ascheausbrand führen, wenn die Verweilzeit in der Brennkammer nicht hoch genug ist.

Durch Ennahme der Verbrennungsluft aus dem Abfallbunker wird das vom Abfalllager ausgehende Geruchsrisiko gemindert.

Ökologischer Nutzen
Die Optimierung der Luftzufuhr und -verteilung dient der Optimierung der Feuerung im Verbrennungsprozess und mindert die Gesamtemissionen.

Verbesserter Ascheausbrand.

Verminderter Bedarf an Primärbrennstoffen zur Verbrennungsunterstützung. [74, TWGComments, 2004]

Medienübergreifende Auswirkungen
Keine signifikanten Auswirkungen.

Betriebsdaten
Leicht zu installieren. Die Primärluftversorgung ist für den Verbrennungsprozess wesentlich. Ihre Optimierung ist je nach Feuerungstechnik unterschiedlich.

Anwendbarkeit
Wird in jeder Anlage angewendet.

Wirtschaftlichkeit
Wenn die ursprüngliche Auslegung der Anlage richtig ist und Verfahren und Vorrichtungen zur Primärluftregelung vorhanden sind, entstehen normalerweise keine zusätzlichen Kosten und es werden keine zusätzlichen Vorrichtungen benötigt. Wenn eine bestehende Anlage geändert werden muss, können zusätzliche Gebläse und Luftführungen zur Luftregelung und -verteilung nötig sein.

Treibende Kraft für die Anwendung
Treibende Kräfte sind eine verbesserte Verbrennung, geringere Emissionen in alle Medien und insbesondere ein verbesserter Ausbrand der Ofenasche.

Anwendungsbeispiele
Alle Abfallverbrennungsanlagen.

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003]

4.2.10 Vorwärmung der Primär- und Sekundärluft

Beschreibung
Eine Primärluftvorwärmung kann im Verbrennungsprozess die Abfalltrocknung verbessern. Dies ist besonders wichtig, wenn Abfälle mit niedrigem Heizwert/hohem Feuchtigkeitsgehalt verbrannt werden, die eine zusätzliche Trocknung benötigen [2, infomil, 2002, 64, TWGComments, 2003].

Die Vorwärmung der Sekundärluft kann die Effizienz des Verbrennungsprozesses verbessern, wenn Abfälle mit niedrigem Heizwert verbrannt werden, weil sie sicherstellt, dass die Temperaturen im Bereich der Gasverbrennung ausreichend und gleichmäßig verteilt sind.

Normalerweise erfolgt die Vorwärmung der Verbrennungsluft in Siedlungsabfallverbrennungsanlagen mit Rostfeuerung durch Niederdruckdampf und nicht durch Wärmeaustausch mit den Abgasen (komplizierte Luftführung, Korrosionsprobleme).

Die Vorwärmung in Wirbelschichtanlagen wird normalerweise durch Wärmeaustausch mit den Abgasen, aber manchmal auch mit Dampf oder Hilfsbrennstoffen durchgeführt. [64, TWGComments, 2003]

In einigen Anlagen wird diese Wärme aus der Kühlluft hinter dem feuerfesten Isoliermaterial bezogen.

Die Wärme der vorgewärmten Luft geht nicht verloren, da sie später im Kessel zurückgewonnen werden kann [74, TWGComments, 2004].

Ökologischer Nutzen
Eine stabilere Verbrennung führt zu niedrigeren Luftemissionen.
Die Aufwertung von Niederdruck*-Dampf/Energie zu einer höheren Qualität ist möglich.

Medienübergreifende Auswirkungen
Die medienübergreifenden Auswirkungen sind minimal, wenn die Wärme dem Verbrennungsprozess entnommen wird. Wenn externe Brennstoffquellen verwendet werden, beeinflussen dieser Energieverbrauch und die zusätzlichen Emissionen (z.B. NO_X, Staub) die medienübergreifenden Auswirkungen.

Betriebsdaten
Durch Mischung der Primärluft mit der Kühlluft des Isoliermaterials in der Brennkammer wird die Primärluft auf 150 °C erhitzt. [74, TWGComments, 2004]

Anwendbarkeit
Die Vorwärmung der Primär- und unter Umständen auch der Sekundärluft ist besonders bei der Verbrennung von Abfällen mit niedrigem Heizwert vorteilhaft. Bei der Primärluft liegt dies an der Unterstützung der Trocknung und Zündung des Abfalls, bei der Sekundärluft daran, dass sie die Temperatur in der Gasverbrennungszone stabilisiert.

Anlagen, die Abfälle mit hohem Heizwert verbrennen, sind auf die kühlende Wirkung der Luftversorgung angewiesen, so dass eine Luftvorwärmung in diesen Anlagen keinen Nutzen bringt.

Wirtschaftlichkeit
Bei der technischen Auslegung für neue Anlagen entstehen zusätzliche Kosten für einen Wärmetauscher und den Dampf-/Kondensatkreislauf. Die Höhe dieser Mehrkosten hängt von der Größe der Anlage ab.

Der nachträgliche Einbau in bestehende Anlagen erfordert spezifische zusätzliche Investitionen.

Den Investitionen für den Wärmetauscher können die vermiedenen Kosten für Zusatzbrennstoff gegenüber gestellt werden.

Treibende Kraft für die Anwendung
Verbesserte Verbrennungsleistung, insbesondere bei Abfällen mit niedrigem Heizwert.

* Anmerkung des Übersetzers: vermutlich muss „flow value steam“ richtig „low value stream“ heißen

Anwendungsbeispiele
In Anlagen in ganz Europa angewendet.

Referenzliteratur
[2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003].

4.2.11 Eindüsung, Optimierung und Verteilung von Sekundärluft

Beschreibung
Während der Trocknung, Entgasung, Vergasung und Verbrennung werden die brennbaren Abfällbestandteile in die Gasform überführt. Diese Gase bestehen aus einer Mischung vieler flüchtiger Bestandteile, die weiter oxidiert werden müssen. Dazu wird zusätzliche Luft (so genannte Sekundärluft) in die Brennkammer eingeleitet.

Die Verbrennungstemperatur kann durch die Vorwärmung der Verbrennungsluft erhöht und durch die Zugabe von mehr Verbrennungsluft vermindert werden (Anmerkung: eine ausreichende Verweilzeit der Gase in der Brennkammer hängt vor allem von den Abmessungen der Brennkammer ab). Deshalb kann die Sekundärluft in manchen Fällen auch zur Kühlung dienen.

Eine weitere Hauptaufgabe der Sekundärluft ist die Vermischung der heißen Abgase. Zu diesem Zweck wird sie durch eine große Anzahl von Düsen in die Brennkammer geblasen. Dies stellt sicher, dass der gesamte Querschnitt der Brennkammer ausreichend abgedeckt wird. Da die Mischung der heißen Gase ausreichend Energie benötigt, wird die Sekundärluft mit relativ hoher Geschwindigkeit eingedüst. Zusätzlich sind die Abmessungen der Brennkammer so gewählt, dass geeignete Gasströmungsformen und eine ausreichende Gesamtverweilzeit sichergestellt sind. Bei der Siedlungsabfallverbrennung hängt die Luftmenge davon ab, wie stark der Abfall vermischt werden soll.

Anordnung, Ausrichtung und Anzahl der Eindüsungsöffnungen können z.B. mittels computergesteuerter Gasstromberechnung für unterschiedliche Brennkammergeometrien untersucht und optimiert werden.

Die Temperaturen an der Spitze der Düsen können wesentlich zur NO_X-Bildung beitragen. Typischerweise liegen die Temperaturen im Bereich von 1300 bis 1400 °C. Die Verwendung speziell ausgelegter Düsen und einer Abgasrückführung zum teilweisen Ersatz von Stickstoff kann die Düsentemperatur mindern und die Versorgung mit Stickstoff, der zur erhöhten Bildung von NO_X führt, absenken.

Ökologischer Nutzen

- niedrige und stabile Emissionen von verbrennungsbedingten Substanzen
- verbesserte Oxidation von Verbrennungsgasen, die während früher Feuerungsstadien entstehen
- weniger unvollständige Verbrennungsprodukte und Filterasche in der Abgasreinigungsstufe.

Ein Vorteil liegt in der Minderung verbrennungsbedingter Substanzen (z.B. NO_X, CO und/oder VOC). Die Konzentrationen an CO und VOC werden durch die Abgasbehandlung nicht gesenkt.

Medienübergreifende Auswirkungen
Wenn Sekundärluft mit normalem Sauerstoffgehalt in die Nachbrennkammer eingedüst wird, lassen sich oberhalb der Düsen beim Eintritt in die Nachbrennkammer Temperaturen von über 1400 °C messen. Hierdurch wird thermisches NO_X gebildet. [74, TWGComments, 2004]

Betriebsdaten
Die Sekundärluftmenge hängt vom Heizwert ab. [74, TWGComments, 2004]

Bei der Verwendung von Rosttechnologie beträgt die Sekundärluftmenge normalerweise zwischen 20 und 40 % der gesamten Verbrennungsluft, der Rest ist Primärluft.

Wenn die Sekundärluftmenge zu niedrig ist, besteht die Gefahr einer schnellen Korrosion der wasserdurchströmten Wände der Nachbrennkammer und des Kessels, da die CO/CO_2-Konzentration zwischen oxidierenden und reduzierenden Bedingungen schwanken kann.

Anwendbarkeit
Alle Abfallverbrennungsanlagen.

Wirtschaftlichkeit
Die Kosten zur Durchführung von Veränderungen, um die Sekundärluft in einzelnen bestehenden Anlagen zu optimieren, unterscheiden sich je nach Baumerkmalen der Anlagen sehr stark. Bei neuen Anlagen werden diese Kosten bei der Auslegung der Anlage einkalkuliert. [74, TWGComments, 2004]

Wenn die NO_X-Konzentration vermindert wird, kann dies auch die Kosten der entsprechenden NO_X-Behandlung mindern. Dadurch können die erreichbaren NO_X-Werte der Abgasreinigung mit selektiver nicht-katalytischer Reduktionstechnik (SNCR) gesenkt werden. Die Sekundärluftoptimierung kann das Abgasvolumen und entsprechend die Abmessungen der Abgasbehandlungsanlage verkleinern. Der Schadstoffmassenstrom bleibt jedoch vergleichbar. [64, TWGComments, 2003]

Treibende Kraft für die Anwendung
Verbesserungen in der Verbrennungsstufe führen zu verminderten Emissionen in alle Medien.

Anwendungsbeispiele
Wird bei der Auslegung der meisten neuen Anlagen angewendet.

Beispiele für den nachträglichen Einbau zur Verbesserung dieses Gesichtspunktes sind:
Toulon (F), Linien 1 & 2 (2 x 12 t/h), wo Gebläse und Düsen verändert wurden.

Referenzliteratur
[2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003].

4.2.12 Teilweiser Ersatz der Sekundärluft durch wieder zugeführtes Abgas

Beschreibung
Eines der Ziele der Zuführung von Sekundärluft ist (neben der Oxidation brennbarer Stoffe im Abgas) die Verbesserung der Durchmischung und der Homogenität der Abgase. Die Verwendung von mehr Sekundärluft als benötigt führt jedoch zu größeren Abgasmengen. Dies vermindert die Energieeffizienz der Anlage, führt zu einer größeren Abgasbehandlungseinheiten und somit zu höheren Kosten.

Wenn Teile der Sekundärluft durch rezirkuliertes Abgas ersetzt werden, wird das Abgasvolumen hinter dem Entnahmepunkt und am Schornstein vermindert. Die Minderung der Zuführung frischen Stickstoffes (aus der Luft) in die Brennkammer bei der Minderung von NO_X-Emissionen helfen.

Im Allgemeinen befindet sich der Entnahmepunkt der Rezirkulation nach der Abgasbehandlung, um Korrosion und andere durch Rohgas verursachte Betriebsprobleme zu vermindern. Dies führt zu Energieverlusten, und die Abgasbehandlungsanlage muss für einen größeren Durchsatz ausgelegt werden.

Wenn jedoch die Abgase vor der Abgasbehandlung rezirkuliert werden, kann das Ausmaß der Abgasbehandlungsanlage verkleinert werden [64, TWGComments, 2003], obwohl sie dann wegen der höheren Konzentration für die Behandlung von stärker verschmutztem Abgas ausgelegt werden muss und es eine höheres Erosions-, Korrosions- und Verschmutzungsrisiko gibt. [74, TWGComments, 2004]

Siehe auch Kapitel 4.2.11 zur Sekundärluftoptimierung.

Ökologischer Nutzen

- vermindertes Abgasvolumen und daher geringere Größe der Abgasbehandlungsanlage nach dem Abgasentnahmepunkt (d.h. im Allgemeinen dort, wo verschmutztes Abgas rezirkuliert wird)
- verbesserte Energieeffizienz (eine Erhöhung von ungefähr 0,75 % in einer Blockheizkraftwerksanlage)
- NO_X-Bildung um 10 % bis 30 % vermindert (wenn im Abgas hohe NO_X-Konzentrationen auftreten)
- geringerer Reaktionsmittelverbrauch für die NO_X-Regelung.

Bei hohen Luftüberschussraten kann ungefähr 50 % der benötigten Sekundärluft durch rezirkuliertes Abgas ersetzt werden. Wenn es sich bei dem rezirkulierten Abgas um Rohgas handelt, führt dies zu einer 10 bis 15 prozentigen Verminderung der Gesamtmenge an Verbrennungsluft und Abgas. Die Beladung der Abgasbehandlungsanlage kann proportional verringert werden, wenn die aufkonzentrierten Schadstoffe in der verminderten Abgasmenge auf die selbe Art und Weise abgereinigt werden können (was ebenso zu einer Minderung der Emissionsfrachten führt). Die thermische Effizienz der Anlage kann dabei um etwa 1 bis 3 % steigen.

Medienübergreifende Auswirkungen

Abhängig von der genauen Auslegung der Brennkammer kann bei hohen Rückführungsmengen die effektive Minderung von Sauerstoff zu erhöhten Konzentrationen von CO (und anderer Verbrennungsrückstände) führen. Deshalb muss darauf geachtet werden, die Rückführungsmengen zu optimieren.

In Drehrohröfen kann ein negativer Kühlungseffekt entstehen. In manchen Fällen, speziell bei Abfällen mit niedrigem Heizwert, ist zur Aufrechterhaltung der Temperatur im Drehrohr zusätzlicher Brennstoff erforderlich.

Betriebsdaten

Es wurde über Korrosion in der Rezirkulationsgasleitung berichtet. Es wurde auch berichtet, dass man sie vermeiden kann, in dem man Verbindungsstücke weglässt und die Gasleitung effektiv isoliert. Damit werden kalte Stellen verhindert, an denen die Abgase kondensieren und es schnell zu Korrosion kommen kann. Aufgrund niedriger Sauerstoffkonzentration im Abgas kann es auch im Kessel zu Korrosion kommen.

[21, FNADE, 2002] Wenn der Betreiber der Anlage nicht aufmerksam ist, kann es sehr schnell zu Korrosion kommen. In solchen Fällen verwandeln sich die erwarteten Einsparungen während des Betriebs schnell in höhere Reparaturkosten und Verluste bei der Anlagenverfügbarkeit. Das Korrosionsrisiko wird verringert, wenn die heißeren Teile des Kessels mit speziellen Verkleidungen ummantelt werden. Wenn diese Verkleidungen jedoch installiert sind, kann die Höhe des Sauerstoffüberschusses am Kesselausgang sogar ohne Abgasrückführung vermindert werden. Dies verringert somit die Vorteile einer Abgasrückführung.

Von manchen deutschen Siedlungsabfallverbrennungsanlagen mit Abgasrückführungsverfahren wurde berichtet, dass die Kreislaufführung aus betrieblichen Gründen abgeschaltet wurde. Der verringerte Abgasstrom wird in den meisten Fällen bei der Auslegung der Abgasbehandlungsanlage nicht berücksichtigt; viele Betreiber entscheiden sich für eine Auslegung der Abgasbehandlungsanlage bei abgeschalteter Abgasrückführung, um alle möglichen Betriebsbedingungen abzudecken. [74, TWGComments, 2004]

Anwendbarkeit

Diese Technik wird in neuen Abfallverbrennungsanlagen angewendet. In einigen bestehenden Anlagen, in denen der für die Gasführung benötigte Platz vorhanden war, wurde diese Technik nachträglich eingebaut.

Die Technik ist zur Sonderabfallverbrennung nur eingeschränkt anwendbar. Im Falle der Sonderabfallverbrennung in Drehrohröfen wird eine hohe Sauerstoffkonzentration benötigt, deshalb kann die Gasrückführung nur eingeschränkt verwendet werden. [74, TWGComments, 2004]

Wirtschaftlichkeit

Diese Technik zieht bei neuen Anlagen zusätzliche Investitionen nach sich und verursacht erhebliche Kosten bei der Nachrüstung bestehender Anlagen. [74, TWGComments, 2004]

Treibende Kraft für die Anwendung

Minderung von NO_X durch Primärtechniken.
Wenn bei allen Betriebsbedingungen NO_X-Konzentrationen von 200 mg/Nm³ erreichen werden sollen, ist sogar mit einer Abgasrückführung eine Anlage zur NO_X-Minderung erforderlich. [21, FNADE, 2002]

Anwendungsbeispiele
Angewendung in einigen neuen und bestehenden Anlagen in ganz Europa.

Referenzliteratur
[2, infomil, 2002], [21, FNADE, 2002], [64, TWGComments, 2003].

4.2.13 Verwendung von sauerstoffangereicherter Luft

Beschreibung
Ersatz der Luftversorgung durch (technisch) reinen Sauerstoff oder sauerstoffangereicherte Luft.

Diese Technik wird in einigen Vergasungs- und Pyrolyseanlagen zur Verbrennung der in ihnen erzeugten Gase angewendet. Oft ist sie Bestandteil der Verfahren, die für erhöhte Verbrennungstemperatur ausgelegt sind, damit die Verbrennungsaschen geschmolzen werden können. In solchen Fällen besteht der vorn angeordnete Pyrolyse- oder Vergasungsreaktor oft aus einer physikalisch von der folgenden Brennkammer getrennten Einheit. Die brennstoffreichen Synthesegase gelangen in die Verbrennungszone, wo die sauerstoffangereicherte Luft in kontrollierter Menge zugefügt wird, um die gewünschten Verbrennungsbedingungen zu erreichen. Je nach Höhe der Sauerstoffzufuhr und Gasqualität liegen die Temperaturen in der Verbrennungszone im Allgemeinen zwischen 850 und 1500 °C, obwohl in manchen speziellen Fällen Temperaturen von bis zu 2000 °C (oder höher) verwendet werden. Bei Temperaturen von über rund 1250 °C schmelzen Flugstäube.

Diese Technik wurde auf Versuchsbasis auch in bestehenden großen Verbrennungsanlagen angewendet, um die Prozessleistung zu verbessern. Als spezielle Auslegungtechnik außerdem auch in kleineren Anlagen, die im Allgemeinen zur Zerstörung bestimmter (oft gefährlicher) Abfallstöme dienen. In diesen kleineren Anlagen (z.B. Anlagen, die auf Anhänger montiert werden können) kann das Verfahren chargenweise in einem geschlossenen Reaktor mit erhöhtem Druck (8 bar) und erhöhter Temperatur (z.B. im Bereich von 2000 bis 8000 °C) eingesetzt werden.

Ökologischer Nutzen
Eine schnelle und effiziente Verbrennung kann zu sehr niedrigen und steuerbaren Emissionen von CO und anderen verbrennungsbedingten Emissionen führen.

Der Ersatz des in der Luft enthaltenen Stickstoffs durch Sauerstoff kann das Potenzial zur thermischen NO_X-Bildung verringern. Die Bildung von NO_X hängt jedoch auch von der Flammentemperatur ab, so dass Sorgfalt nötig ist, um sicherzustellen, dass der Stickstoffersatz ausreicht. Damit wird zu verhindert, dass die Kombination mit höheren Temperaturen nicht doch zu einem Gesamtanstieg von NO_X führt.

Verglichen mit luftbetriebenen Verbrennungsverfahren wird ein geringeres Abgasvolumen freigesetzt. Bei Temperaturen über 1500 °C kann sich dieser Vorteil jedoch wegen einer Expansion der Abgase vermindern. Je konzentrierter die Schadstoffe im Abgas wegen des geringeren Abgasvolumens sind, desto leichter können sie mit einer kompakten Abgasbehandlungsanlage entfernt werden. Eine solche Anpassung würde jedoch in bestehenden Anlagen spezielle Anpassungen der Abgasbehandlung erfordern. Eine kleinere Abgasbehandlungsanlage kann die Verbräuche bis zu einem gewissen Grad (z.B. für NO_X) vermindern. Dies hängt aber eher mit der Schadstoffbeladung (als mit der Konzentration) zusammen. Daher ist die Minderung der im Abfall enthaltenen Schadstoffe zu vernachlässigen. Es wurde berichtet, dass bei Verwendung dieser Technik auch die Größe des Kessels verringert werden kann. [74, TWGComments, 2004]

Die Verwendung von Temperaturen weit über 1500 – 2000 ºC erzielt bezüglich der Emissionsminderung nur eingeschränkt zusätzliche Vorteile. [64, TWGComments, 2003]

Medienübergreifende Auswirkungen
Die Herstellung von reinem Sauerstoff oder von sauerstoffangereicherter Luft benötigt Energie.

Während der Übergangsphasen tritt CO auf: beim Hochfahren, Herunterfahren und Nothalt.

Probleme durch verminderte Haltbarkeit der feuerfesten Werkstoffe und vermehrte Korrosion.

Betriebsdaten
Bei Versuchen in einer bestehenden Rostfeuerungsanlage für Siedlungsabfälle in den Niederlanden traten Probleme mit örtlich erhöhten Temperaturen und Korrosion auf. Es wurde berichtet, dass diese Schwierigkeiten durch eine bessere Durchmischung des Abfalls und optimierte Sauerstoffzugabe behoben werden können.

Bei höheren Temperaturen (über 1000 ºC) wird der Wartungsaufwand für die Brennkammer und die feuerfesten Werkstoffe allgemein wesentlich erhöht. Die eingesetzten höheren Temperaturen können bei der Auswahl und Verwendung der Materialien beträchtliche Schwierigkeiten verursachen.

Zusätzlich benötigt man eine intensive Gaskühlung zur Senkung der Abgastemperatur auf ein für die Abgasbehandlung geeignetes Niveau.

Geschmolzene Filterasche benötigt Verfahren zur Entfernung (z.B. Wirbelgasströmungen), damit sie nicht mit den stromabwärts gelegenen Wärmetauschern in Kontakt kommt und Verschmutzung/Erosion verursachen.

Durch die Herstellung, Lagerung und Verwendung von Sauerstoff entstehen zusätzliche Sicherheitsrisiken.

Anwendbarkeit
Um diese Technik anwenden zu können, benötigen Anlagen im Allgemeinen spezielle Anpassungen der Bauweise. Sorgfalt ist nötig hinsichtlich der meisten Einzelheiten der Anlagenauslegung, einschliesslich besonderer Anpassungen der Brennkammer, der Wärmetauscherzonen und der Größe der Abgasbehandlungsanlage. Wenn nur wenig Sauerstoff zugegeben wird, erfordert dies weniger Veränderungen der Anlage, führt aber auch zu weniger möglichen Vorteilen durch den Einsatz dieser Technik.

Das Verfahren ist zum nachträglichen Einbau in bestehende Anlagen geeignet, wenn:

- die verbrennungsbedingten Emissionen hoch oder schwierig zu steuern sind und
- das Volumen der zugeführten Luft ohnehin schon hoch ist.

Durch die hohe Verbrennungseffizienz eignet sich diese Technik zur Verbrennung von Materialien, die sehr schwer zu verbrennen sind, z.B. polychlorierte Biphenyle (PCB).

Die Sauerstoffanreicherung wird in der Praxis nicht oft angewendet wegen der zusätzlichen Kosten und medienübergreifenden Auswirkungen durch die Herstellung von Sauerstoff, der zusätzlichen Herausforderungen beim Betrieb (z.B. können höhere Temperaturen entstehen, die zu Steuerungsfragen hinsichtlich der geschmolzenen Asche führen) und aufgrund der Fähigkeit luftbasierter Techniken, gute Leistungen zu erzielen.

Wirtschaftlichkeit
Reiner Sauerstoff ist teuer. Sauerstoffangereicherte Luft ist weniger kostspielig, führt aber verglichen mit normaler Luft immer noch zu zusätzlichen Kosten. Beide Kosten können gesenkt werden, wenn sich die Anlage an einem Ort befindet, an dem Sauerstoff ohnehin verfügbar ist, z.B. durch nahe gelegene Industrie. Die immensen elektrischen Lasten zur Herstellung von Sauerstoff in der Anlage selbst sind beträchtlich. Dieser Bedarf ist je nach Größe der Anlage, Temperatur und Anforderungen an die Reinheit des Sauerstoffs unterschiedlich, bewegt sich aber im Allgemeinen zwischen 0,5 und 2 MW elektrischer Energie.

Der Einsatz dieser Technik kann die Investitions- und Betriebskosten deutlich erhöhen.

Eine Verminderung des Abgasvolumens kann die Größe der erforderlichen Abgasbehandlungsanlage senken.

Treibende Kraft für die Anwendung
Es wurde berichtet, dass die Technik zur Behandlung von einigen Arten gefährlicher Abfälle genutzt wird, die sonst teuer beseitigt werden müssen.

Es wurde berichtet, dass die Technik zur Nachrüstung bestehender Anlagen genutzt wird, die Schwierigkeiten mit der Verbrennungsleistung haben.

Anwendungsbeispiele
In Österreich wurde Anfang 2004 eine Siedlungsabfallverbrennungsanlage in Betrieb genommen, die sauerstoffangereicherte Luft verwendet. Der Durchsatz beträgt ca. 80 000 t pro Jahr, der durchschnittliche Sauerstoffgehalt liegt bei etwa 26 %, die Temperatur auf dem Rost bei etwa 1100 – 1200 °C, während die Temperatur in der Brennkammer durch Abgasrückführung vermindert wird. Bis jetzt wurden vom Betreiber keine Probleme berichtet. [74, TWGComments, 2004]

Sauerstoffanreicherung wird in Vergasungs- und Pyrolyseverfahren für Siedlungsabfall und Industrieabfälle in Japan als Teil von Verfahren verwendet, die auf die Schmelze der Ofenasche hin ausgelegt sind (z.B. Asahi Clean Centre, Kawaguchi City, Tokio).

Die erste Sonderabfallverbrennungsanlage im Großmaßstab wird jetzt von SEABO betrieben (Stadtverwaltung von Bologna). Bis jetzt wurde sie zur Behandlung von Material eingesetzt wie: ausgehärtete Farbe, halogenisierte Lösemittel, Druckfarben, Raffinerieschlämme, Kunststoffverpackungen, verschmutzte Lappen, Öl mit polychlorierten Biphenlyen, Pestizide, abgelaufene Medikamente, und andere.

Referenzliteratur
[18, italy, 2002] [2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.2.14 Rostkühlung

Beschreibung
[19, Babcock, 2002] [64, TWGComments, 2003]

Eine Rostkühlung wird durchgeführt, um die Temperatur des Metalls zu steuern und dadurch die Lebensdauer des Rostes zu verbessern. Das Kühlmittel kann Luft oder Wasser sein (es können auch andere Flüssigkeiten verwendet werden wie Öle oder andere wärmeleitende Flüssigkeiten).

Unter dem Rost wird Luft zugeführt, die durch die Zwischenräume des Rostes strömt; hauptsächlich liefert diese Luft den für die Oxidation benötigten Sauerstoff und die Durchflussrate ist auf diese Anforderung abgestimmt. Gleichzeitig bringt diese Luft bei luftgekühlten Rosten eine Kühlung. Wenn mehr Luftüberschuss zugeführt wird, führt dies zu zusätzlicher Kühlung, aber auch zur Erzeugung einer höheren Abgasmenge.

Flüssiggekühlte Roste haben im Rost einen Kreislauf, durch den die Kühlflüssigkeit strömt. Die höhere Wärmeleitfähigkeit von Flüssigkeiten macht flüssiggekühlte Roste dann geeigneter, wenn die Luftkühlung an ihre Grenzen stösst, insbesondere bei der Verbrennung von Abfall mit hohem Heizwert (z.B. >10 MJ/kg).

Die Flüssigkeit stömt von den kühlen Teilen des Rostes in die heißeren, um einen Temperaturunterschied aufrecht zu erhalten. Die Temperatur der Flüssigkeit kann verwendet werden, um die Reaktionen im Brennbett über dem Rost zu überwachen (manche sind endotherm, andere exotherm, und dies in unterschiedlichem Maße). Diese Reaktionen können dann gesteuert werden, indem die Luftmenge verändert wird, die durch diesen Kapitel des Rostes in den darüber befindlichen Abfall geleitet wird. Diese Trennung der Kühlungs- und Luftzufuhrfunktion kann zu verbesserten Prozesskontrolle führen.

Ökologischer Nutzen
Sowohl luft- als auch wassergekühlte Roste können zu einem effektiven Abfallausbrand führen.

Bei Abfällen mit höherem Heizwert kann die Verwendung flüssiggekühlter Roste zu einer leicht verbesserten Steuerung des Verbrennungsprozesses führen, da die für solche Abfälle zusätzlich benötigte Kühlkapazität durch die Kühlflüssigkeit anstatt durch die Zufuhr zusätzlicher Luft erhalten wird. Daher wird es möglich, die Primärluftzufuhr und somit das gesamte Abgasvolumen zu verringern.

Medienübergreifende Auswirkungen
Es sind keine wesentlichen negativen Auswirkungen bekannt.

Betriebsdaten
Lufgekühlte Öfen sind weit verbreitet und erprobt für Siedlungsabfall und eine Reihe anderer hauptsächlich fester Abfälle. Es wurde von einer hohen Zuverlässigkeit, wirkungsvollen Leistung und langen Betriebsdauer berichtet. Luftgekühlte Anlagen sind etwas weniger komplex als flüssiggekühlte. Dies kann Vorteile für den Betrieb haben. In Europa ist der Einsatz luftgekühlter Roste weit verbreitet. Nahezu 90 % des verbrannten Siedlungsabfalls wird in Anlagen mit luftgekühlten Rosten verbrannt.

Ein flüssiggekühltes Rostfeuerungsverfahren verbessert die Kühleffizienz des Rostes, da die Flüssigkeit direkt im Rost zirkuliert. Hitzeschäden können vermindert werden und sogar bei der Verbrennung von Abfällen mit hohem Heizwert ist es möglich, eine Standzeit von über vier Jahren zu erreichen. Eine effektive Herstellung der flüssiggekühlten Roststäbe ist erforderlich, um Probleme mit Rissbildung und Leckagen sowie daraus folgende Auswirkungen auf die Anlagenverfügbarkeit zu vermeiden. Zur verbesserten Temperatursteuerung des Rostes wird ein ausgefeilter Flüssigkeitskreislauf benötigt, wenn alle Roststäbe individuell mit Flüssigkeit befüllt werden sollen. Eine Alternative besteht in der Kontrolle einzelner Zonen des Gesamtrostes.

Bei höheren Temperaturen, die bei der Verbrennung von Abfällen mit hohem Brennwert entstehen können, weisen flüssiggekühlte Verbrennungsroste eine längere Lebensdauer auf, da sie weniger Korrosion erfahren. Sie beinhalten jedoch ein höheres Risiko von Schäden am Rost durch Lecks der Kühlflüssigkeit als bei luftgekühlten Anlagen.

Die Betriebserfahrung hat gezeigt, dass bei wassergekühlten Verbrennungsrosten nahezu alle Lecks an den Verbindungen zwischen den Kacheln auftreten oder an den Verbindungen zwischen den Platten und den Sammlern des Kühlkreislaufs. Daher kann das Risiko eines Ausfalls des Kühlkreislaufs minimiert werden, indem die Anzahl dieser Verbindungen minimiert wird. Flüssiggekühlte Roste mit einer geringen Anzahl von Verbindungen sind vorzuziehen. Die Lebensdauer einer Platte im wassergekühlten Rost kann 35 000 – 40 000 Betriebsstunden übersteigen.

Anwendbarkeit
Eine spezifische Eigenschaft von Rosten besteht in ihrer hohen Robustheit. Somit können sie für fast jede Art von hauptsächlich festem Abfall einschließlich höchst heterogener Abfälle verwendet werden. Sowohl flüssig- als auch luftgekühlte Roste werden für Siedlungsabfall verwendet, wobei ca. 90 % der Siedlungsabfallverbrennungsanlagen den luftgekühlten Typ verwenden.

Im Allgemeinen werden flüssiggekühlte Roste dort verwendet, wo eine spezieller Bedarf an zusätzlicher Kühlung des Rostes besteht, d.h. dort wo der Heizwert höher ist (d.h. über ~10 - 13 MJ/kg, je nach Art des Rostes). Luftgekühlte Verfahren können ebenfalls unter diesen Bedingungen verwendet werden, manchmal zusammen mit anderen Kühleinrichtungen z.B. Brennkammern mit wassergekühlten Wänden.

Wirtschaftlichkeit
Luftgekühlte Roste sind in der Anschaffung billiger als flüssiggekühlte.

Das Risiko einer Rostbeschädigung und somit hoher Reparaturkosten und Ausfallzeiten kann bei nicht luftgekühlten Verfahren größer sein, da Flüssigkeitsleckagen Schäden verursachen können (siehe auch Betriebsdaten oben).

Treibende Kraft für die Anwendung
Die Auswahl der Kühlsysteme der Roste erfolgt im Allgemeinen auf Grund einer Abwägung der betrieblichen Vor- und Nachteile je nach Heizwert und Zusammensetzung des zu behandelnden Abfalls. Abhängig von den speziellen Gegebenheiten (d.h. vor allem hinsichtlich des Rostes und der Abfallart) kann es möglich sein, Abfälle mit hohem Heizwert eher auf einem flüssiggekühlten als auf einem luftgekühlten Rost zu verbrennen.

Anwendungsbeispiele
Die Kühlung von Verbrennungsrosten ist in Europa und auf der ganzen Welt weit verbreitet. Wassergekühlte Anlagen sind weniger weit verbreitet, von ihnen wurde aber zumindest in Dänemark und Deutschland berichtet.

Referenzliteratur
[19, Babcock, 2002], [64, TWGComments, 2003].

4.2.15 Wasserkühlung bei Drehrohröfen

Beschreibung
[20, EKOKEM, 2002]
Die Technik wird normalerweise zusammen mit höheren Ofentemperaturen verwendet (siehe Kapitel 4.2.16). Das Kühlsystem des Drehrohrofens besteht aus zwei Kühlkreisläufen. Der primäre Kühlwasserkreislauf versorgt die Oberseite des Drehrohrofens mit Primärkühlwasser und verteilt es gleichmäßig, um eine gleichmäßige Kühlung der gesamten Hülle des Ofens zu garantieren. Das Wasser wird dann in vier unter dem Ofen liegenden Wasserbecken gesammelt und fliesst dann selbständig in den Wassersammeltank. Mit einer Umwälzpumpe wird das Wasser durch einen Filter und einen Wärmetauscher gepumpt. Verdunstung wird durch Zugabe aufbereiteten Wassers ausgeglichen, das zur Korrosionsvermeidung automatisch mit NaOH gepuffert wird.

Der Sekundärkreislauf entzieht durch Wärmetauscher dem Primärkreislauf Wärme und leitet sie einer Nutzung zu. Wenn keine Notwendigkeit zur Energienutzung besteht, kann eine aus mehreren Kapitelen bestehende Luftkühlungsanlage verwendet werden, um Wärme aus dem System zu entfernen. Um ein Einfrieren zu verhindern, zirkuliert im Flüssigkeits-Luftwärmetauscher ein Wasser-Glykol-Gemisch.

Die Anlage verteilt ihr Kühlwasser durch hunderte Sprinklerdüsen, die sich überall auf der Hülle des Ofens befinden, und hält so die Temperatur der Hülle bei 80 – 100 °C. Bei Luftkühlung liegt dagegen die Temperatur der Stahlhülle typischerweise in paar hundert Grad höher. Die Kühlung des Drehrohrofens erhöht den Wärmetransfer durch die feuerfeste Schicht in ausreichendem Maße, um den Anteil an chemischer Korrosion auf ein Minimum zu mindern. Im Ofen können höhere Temperaturen verwendet werden.

Ökologischer Nutzen
Der Hauptvorteil von wassergekühlten Drehrohröfen ist, dass höhere Verbrennungstemperaturen verwendet werden können, wenn dies nötig ist (siehe Vorteile in Kapitel 4.2.16).

Der Wärmeaustausch zwischen Brennkammer und Primärkühlflüssigkeit wird erhöht. Theoretischen Berechnungen und praktischen Messungen in Beispielanlagen zu Folge schwankt der Wärmeübergang von der Feuerung ins Kühlwasser zwischen 0,5 MW und 3,0 MW, je nach Größe des Drehrohrofens und Dicke der feuerfesten Schicht. Die Schichtdicke beinhaltet die dauerhafte Ziegelausverkleidung und die ausgehärtete Schicht aus Ofenasche. 1995 berichtete z.B. Kommunikemi (DK) über eine durchschnittliche Nutzung der Ofenwärme von 2,2 MW.

Medienübergreifende Auswirkungen
Keine negativen Aspekte bekannt.

Betriebsdaten
Vorteile für den Betrieb sind:

- höhere Lebensdauer der Feuerfest-Schicht beim Einsatz höher Temperaturen – weniger Wartungsaufwand
- größere Durchsatzraten möglich – speziell für Abfälle mit höherem Heizwert
- angenehmere Arbeitsumgebung – niedrigere Temperaturen neben dem Ofen

Anwendbarkeit
Diese Technik kann in Drehrohröfen verwendet werden, die höhere Heizwerte einsetzen. Es wird hauptsächlich in Sonderabfallverbrennungsanlagen angewendet, könnte aber auch weitere Verwendung für andere Abfälle finden, die in Drehrohröfen verbrannt werden. Das Verfahren eignet sich besonders für Anlagen, die hohe Temperaturen zur Zerstörung bestimmter Abfallarten benötigen.

Von wassergekühlten Öfen wurde berichtet, dass sie vor allem dann eine längere Lebensdauer der feuerfesten Schicht bieten, wenn Abfälle mit einem geringen Gehalt an schmilzenden Mineralien verbrannt werden.

Wenn das Verfahren zusammen mit einem Hochtemperaturofen verwendet wird, müssen die Wasserurchflussmengen hoch sein, um einen ausreichenden Wärmeabtransport zu erreichen. Dies führt eher zu einer größeren als zu einer geringeren Menge heißeren Wassers. Das Verfahren ist daher wahrscheinlich besser in Prozessen einsetzbar, die bei denen es eine Nachfrage/Nutzung für das erzeugte Warmwasser gibt.

Wirtschaftlichkeit
Sowohl Ekokem in Finnland als auch Kommunekemi in Dänemark berichten über eine Verbrennungsleistung von über 100 000 Tonnen gefährlichen Abfalls (ohne Abwasser) bei hohen Temperaturen mit der selben Ziegelauskleidung. Dies entspricht einer Gesamtlebensdauer von zwei bis drei Jahren. Beide Anlagen unterbrechen die Abfallverbrennung ein Mal pro Jahr für eine geplante zweiwöchige vorbeugende Wartung und nur zwei Mal pro Jahr für kürzere Inspektionen.

Treibende Kraft für die Anwendung
Manche Betreiber sind gezwungen, Hochtemperaturversinterungsöfen zu betreiben und haben deshalb wassergekühlte Anlagen entwickelt, um unter diesen Bedingungen wirtschaftlich arbeiten zu können. Dort wo Möglichkeiten bestehen, die erzeugte halb-verglaste Ofenasche nicht zu entsorgen (z.B. Verwertung als Zuschlagstoffersatz), kann dies die Entsorgungskosten senken und somit das Interesse an der Technik vergrößern oder die Kosten der Technik aufwiegen.

Die Verfügbarkeit eines Abnehmers für das erwärmte Kühlwasser erhöht das Interesse an der Technik.

Die Verfügbarkeit von Abfällen mit höherem Heizwert (z.B. Lösemittel und Öle) gestattet hohe Betriebstemperaturen, die die hier ausgeführte zusätzliche Kühlung erfordern. Wo für solche Abfälle auch andere Behandlungsmöglichkeiten bestehen, ist ihre Verfügbarkeit möglicherweise begrenzt. Der Betrieb mit höheren Temperaturen ist dann nur mit Zusatzbrennstoffen/zusätzlichen Kosten möglich.

Anwendungsbeispiele
Ekokem, Finnland. Kommunikemi, Dänemark.

Referenzliteratur
[20, EKOKEM, 2002], [40, EURITS, 2003] [64, TWGComments, 2003].

4.2.16 Hochtemperaturverbrennung (Versinterung)

Beschreibung
Diese Technik wird in Europa üblicherweise in Drehrohröfen verwendet, die gefährliche Abfälle behandeln. Das Prinzip erhöhter Betriebstemperaturen kann jedoch, in gewissem Maß, auch in anderen Ofenarten angewandt werden. Höhere Temperaturen werden beispielsweise manchmal nach Wirbelschichtverfahren verwendet, die nicht-gefährliche Abfälle annehmen (siehe Kapitel 4.2.26 und 4.2.27).

Sowohl flüssige als auch feste gefährliche Abfälle werden in den Prozess auf der Vorderseite des Drehrohrofens aufgegeben. Nur Sekundärluft und Abwasser werden in die zweite Brennkammer eingedüst.

Weil die Abfälle mit hohem Heizwert auf der Vorderseite des Ofens eingegeben werden, steigt die Temperatur dort für ein paar Sekunden auf 1100 – 1400 °C. Das bedeutet, dass die Abgastemperaturen bis zum Ausgang der zweiten Brennkammer bei über 1050 °C liegen. Danach gelangen die Abgase in den Kessel und strömen schließlich durch die Abgasreinigungsanlage.

Ökologischer Nutzen
Es wurde berichtet, dass die Hochtemperaturverbrennung bei 1100 – 1400 °C gegenüber einer Verbrennung bei niedrigerer Temperatur (850 – 900 °C) folgende Vorteile aufweist:

- alle organischen Materialien werden vollständig verbrannt. Nach der Verbrennung beträgt der Organikgehalt in der Ofenasche typischerweise unter 1 %
- geringerer Gehalt an Kohlenwassserstoffen und CO im Abgas
- erhöhte Zerstörungsrate polychlorierter Biphenylmoleküle
- im Drehrohrofen bildet sich geschmolzene Ofenasche.

Wenn die Schlacke mit Wasser abgeschreckt wird, entsteht feines Granulat, das verglast und niedrige Auslaugungseigenschaften hat. Sie kann wieder verwendet oder auf eine Deponie gebracht werden.

Eisen, Glas, Aluminium und andere feste anorganische Materialien bilden bei der Hochtemperaturverbrennung im Drehrohrofen eine geschmolzene Ofenschlackemischung. Diese verflüssigte Asche fließt dann langsam in Richtung Ofenausgang, wo sie in ein Abschreckungsbecken fällt, das sich unter der zweiten Brennkammer befindet. Dort verfestigt sich die Ofenasche im Wasser schnell und verwandelt sich in feines Granulat und verglast. Aufgrund der Granulatbildung ist das Gesamtvolumen erzeugter Ofenschlacke kleiner als bei konventioneller Verbrennung.

Abhängig von den Auslaugungstests oder anderer örtlich verwendeter Normen kann in der Hochtemperaturverbrennung erzeugte Ofenschlacke als nicht gefährliches Material eingestuft werden. Dies kann dann die Kosten der Entsorgung vermindern, da die Ofenschlacke dann (unter bestimmten Bedingungen) auf eine gewöhnliche Deponie gebracht werden, oder sogar für den Einsatz im Straßenbau verkauft werden kann. Wenn sie im Straßenbau verwendet wird, sollte der Gesamtgehalt an Schwermetallen niedrig sein und die Belastungen im Vergleich mit den normalerweise zu diesem Zweck eingesetzten Materialien beurteilt werden. [74, TWGComments, 2004]

Medienübergreifende Auswirkungen
Höhere Temperaturen können zur zusätzlichen Bildung von NO_X und zu zusätzlichen Regelungsmaßnahmen führen.

Falls der Heizwert des Abfalls selbst unzureichend ist, kann zusätzlicher Brennstoff nötig sein.

Es kann eine angepasste Gasreinigung nötig sein, um mit den höheren Mengen an verdampften Schwermetallen fertig zu werden. [40, EURITS, 2003]

Betriebsdaten
Höhere Temperaturen machen einen feuerfesten Ausguss in guter Qualität nötig. Zusätzlich sollte während des Betriebs für eine konstante Schlackeschicht gesorgt werden.

Darüber hinaus:

- benötigt die Verbrennungsluft eventuell eine Vorwärmung
- muss die Verbrennungsluftmenge vermindert werden
- müssen die Membranwände des Kessels entfernt oder durch feuerfeste Materialien geschützt werden
- kann Korrosion bei hohen Temperaturen ein Problem darstellen
- kann die geschmolzene Schlacke Betriebsprobleme im Ofen und den Wärmetauscherbereichen verursachen

Ob wenig Kohlenwasserstoffe und CO zurückbleiben, hängt von der Kombination der Abgasvermischung (Turbulenz), der Verweilzeit und der Temperatur ab. Es wurde berichtet, dass Temperaturen von 900 - 1000 °C sehr hohe Zerstörungsraten erreichen, vergleichbar mit denen, die durch die hier besprochenen höheren Temperaturen erreicht werden. Die Aufgabe von homogenem Abfall wird ebenso als wichtiger Faktor gesehen. Somit sind sehr hohe Temperaturen allein noch keine Garantie für einen hohen Gasausbrand (d.h. wenig CO und VOC). Darüber hinaus ist bei hohen Temperaturen die Gasgeschwindigkeit höher und damit die Verweilzeit niedriger – daher ist die Gesamtkombination aller Parameter wichtig.

Anwendbarkeit
Vor allem in Drehrohröfen anwendbar, die gefährliche Abfälle mit höherem Heizwert verbrennen, z.B. solche die verschiedene Lösemittel und Altöle enthalten.

Wirtschaftlichkeit
Zusätzliche Kosten entstehen durch:

- die Notwendigkeit eines wassergekühlten Ofens zur Vermeidung hoher Wartungskosten
- Hilfsbrennstoffe, die man eventuell zur Erhaltung der hohen Temperaturen braucht
- eventuellen Veränderungen am Ofen zur Wärmeerhaltung
- Zugabe inorganischer Materialien (Glas, Sand), die mehr Ofenasche erzeugen
- die Auswaschung von Schwermetallen, die bei höheren Temperaturen stärker verdampfen

[74, TWGComments, 2004]

In manchen Fällen wurde die Verwendung höherer Temperaturen aufgegeben wegen der Wartungskosten für die feuerfeste Auskleidung.

Treibende Kraft für die Anwendung
Das Verfahren wurde verwendet wenn:

- die zusätzliche Sicherheit einer höheren Zerstörungseffizienz benötigt wurde
- verglaste Ofenascherückstände benötigt wurden.

Es wird hauptsächlich in Anlagen eingesetzt, in denen der Heizwert der Abfälle hoch genug ist, (Gesamtdurchschnitt typischerweise mehr als 15 MJ/kg), um den Einsatz von Stützbrennstoffen zu vermeiden.

Anwendungsbeispiele
Ekokem, Finnland. Kommunikemi, Dänemark

Referenzliteratur
[20, EKOKEM, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.2.17 Verbesserte Umwälzung und Verweilzeit des Abfalls im Ofen

Beschreibung
Der dem Ofen zugeführte Abfall muss gut durchmischt werden und genügend Zeit zur Reaktion und für einen wirkungsvollen Ausbrand haben, damit Rückstände mit niedrigem organischen Kohlenstoffgehalt verbleiben. Zusätzlich unterstützt die richtige Zufuhr gut verteilter, nicht übermäßig kühlender Primärluft diesen Vorgang.

Wenn der Abfall längere Zeit erhöhter Temperatur in der Brennkammer ausgesetzt ist, die Feuerungstemperatur höher ist und der Abfall stärker bewegt wird, stellt die Kombination von all diesem sicher, dass die erzeugten Aschen wenig Organik enthalten.

Somit können die Ausbrandraten verbessert werden durch:

- Öfen, die den Abfall wirkungsvoll drehen und umwälzen
- der Einsatz von Drehrohröfen
- die Vorbehandlung des Abfall und anschließende Verwendung von Wirbelschichtverfahren (wenn der Abfall für dieses Verfahren geeignet ist)
- längere Verweilzeiten in der Ausbrandzone des Ofens
- die Auslegung des Ofens derart, dass abgestrahlte Wärme reflektiert und der Ausbrand verbessert wird
- Optimierung der Verteilung und Versorgung mit Primärluft
- Zugabe anderer Abfälle/Brennstoffe zur Unterstützung einer effektiven Verbrennung
- die Zerstörung größerer Bestandteile des Abfalls
- Rückführung des Rostdurchfalls zur erneuten Verbrennung.

Der Einsatz dieser Techniken kann in der Asche zu organischen Kohlenstoffwerten unter 1% führen.

Bei jedem Verfahren hängen die erreichbaren Ausbrandraten von den Eigenschaften des verbrannten Abfalls ab. Auch die physikalischen Abfalleigenschaften haben einen entscheidenden Einfluss auf die praktische Anwendbarkeit der Abfallaufgabe in die verschiedenen Ofenarten, z.B. kann gemischter Siedlungsabfall ohne Vorbehandlung nicht im Wirbelschichtverfahren verbrannt werden.

Bessere Ausbrandraten werden typischerweise erzielt, wenn der Abfall fein verteilt vorliegt und homogenisiert wurde (z.B. durch Mischen). Die Vorbehandlung sehr heterogener Abfälle kann den Ausbrand verbessern.

Ökologischer Nutzen
Effektiver Abfallausbrand führt zu:

- effektiver Abfallzerstörung
- verbesserten Eigenschaften der festen Rückstände im Hinblick auf eine mögliche Verwendung
- verbesserte Ausnutzung des Energieinhaltes des Abfalls.

Medienübergreifende Auswirkungen
Übermäßige technische Umwälzung des Abfalls kann dazu führen, dass größere Mengen unverbrannten Materials in die Sekundärbrennkammer gelangen. Dies kann zu einer zusätzlichen Belastung der anschließenden Reinigungsverfahren mit Staub und anderen Schadstoffen führen. Zusätzlich KANN übermäßige Umwälzung zu höherem Rostdurchfall führen, d.h. zu unverbranntem, durch die Roststäbe gefallenem Material. [74, TWGComments, 2004]

Betriebsdaten
Es sollte angemerkt werden, dass einige Technologien, die zu höherer Umwälzung, besserem Ausbrand und somit weniger unverbranntem Material in den erzeugten Rückständen führen, im Allgemeinen nicht auf Grund dessen ausgewählt werden, sondern in erster Linie aufgrund ihrer mechanischen Eignung für die physikalischen Eigenschaften des angelieferten Abfalls, d.h. aufgrund der Homogenität des Abfalls etc. [64, TWGComments, 2003]

Die aus österreichischen Verbrennungsanlagen berichteten Werte erreichen bei einem stabilen Verfahren 1 % TOC (Trockensubstanz) und ungefähr 3 % TOC (Trockenmasse) beim An- und Abfahren.

Anwendbarkeit
Die Eigenschaften des angelieferten Abfalls können die Auswahl der Verbrennungstechnologie (d.h. Wirbelschicht- oder Rostverbrennung etc.) und somit die Wahlmöglichkeiten des Betreibers zwischen verschiedenen Technologien einschränken. Die Prinzipien einer erhöhten Agitation und einer langen Verweilzeit des Abfalls bei ausreichender Temperatur treffen jedoch in allen Fällen zu. Jede ausgewählte Technologie kann daher dazu führen, dass die hier für sie dargestellten Möglichkeiten zur Verbesserung des Ausbrandes nochmals überdacht werden müssen.

Wirtschaftlichkeit
Neue Projekte können ohne erhebliche Zusatzkosten den Bedarf eines effektiven Ausbrandes einbeziehen.

Der grundlegende Umbau von Brennkammern bei bestehenden Anlagen ist teuer. Der nachträgliche Einbau kann somit eventuell nur möglich sein, wenn ein kompletter Umbau geplant ist (es sein denn, der gesetzliche Mindeststandard von 3 % gesamter organischer Kohlenstoff wird nicht erreicht, da dann zwangsläufig Maßnahmen notwendig sind).

Treibende Kraft für die Anwendung
Die wesentlichen treibenden Kräfte sind:

- verbesserte Abfallzerstörung
- verbesserte Möglichkeiten der Rückstandsverwendung
- Gewinnung des vollen Energieinhaltes des Abfalls.

Artikel 6 der EU Richtlinie 2000/76/EG verlangt, dass Schlacken und Ofenaschen einen TOC-Gehalt von weniger als 3 % aufweisen oder ihr Glühverlust weniger als 5 % der Trockenmasse des Materials beträgt.

Anwendungsbeispiele
Überall in Europa.

Referenzliteratur
[4, IAWG, 1997] [64, TWGComments, 2003].

4.2.18 Anpassung des Durchsatzes zur Erzielung guter Ausbrand- und Verbrennungsbedingungen

Beschreibung
Die in den Rückständen der Ofenasche erreichbaren Ausbrandwerte, ist eine zu beachtende Kenngröße, wenn für einen bestimmten Abfall die Durchsatzobergrenzen des Prozesses festgelegt werden.

Werte von mehr als 3 % TOC (5 % Glühverlust) sind durch die europäische Gesetzgebung untersagt. In manchen Fällen werden Werte von unter 1 % erzielt (siehe oben Kapitel 4.2.17).

Bei einer bestimmten Bandbreite von Abfalleigenschaften ist eher die thermische Brennerleistung als der Mengendurchsatz der begrenzende Faktor. Das Überschreiten der thermischen Anlagekapazität führt zu einem Rückgang der Verbrennungsleistung und der Qualität der erzeugten Rückstände.

Ökologischer Nutzen
Wenn der Prozess innerhalb der thermischen Durchsatzkapazität gehalten wird, stellt dies sicher, dass die Abfälle richtiger Art und Weise zerstört werden und dass die erzeugten Rückstände eine höhere Qualität besitzen. Dies verbessert ihre Verwendungsmöglichkeiten.

Medienübergreifende Auswirkungen
Die Nutzung der Technik vermeidet medienübergreifende Auswirkungen.

Betriebsdaten
Durch die Erhöhung der Verweilzeit des Abfalls im Ofen können die Ausbrandwerte gesenkt werden. Dies führt dann zu einer Minderung der Durchsatzrate der Anlage.

Anwendbarkeit
In allen Abfallverbrennungsanlagen anwendbar.

Wirtschaftlichkeit
Eine Beschränkung des Abfalldurchsatzes kann zu niedrigeren Erlösen aus der Abfallentsorgung führen.

Treibende Kraft für die Anwendung
- stellt die vollständige Zerstörung des Abfalls sicher
- verbessert die Aschequalität

Anwendungsbeispiele
Das Verfahren ist eine üblicherweise verwendete Praxis in der Abfallverbrennungsindustrie.

Referenzliteratur
Gespräche bei Anlagenbesichtigungen. [64, TWGComments, 2003]

4.2.19 Optimierung der Sauerstoffkonzentration und der Temperatur, Turbulenz und Verweilzeit von Gasen in der Verbrennungszone

Beschreibung

Um eine effektive Verbrennung der während der Verbrennung entstandenen Gase zu erreichen, muss das Gas bei ausreichend hoher Temperatur und für eine ausreichend lange Zeit mit genügend Sauerstoff durchmischt werden. Basierend auf diesen Grundsätzen und auf praktischen Erfahrungen in Verbrennungsanlagen mit industrieellem Ausmaß wurden in verschiedenen europäischen und nationalen Gesetzgebungen Minimalkriterien festgelegt. Ziel dieser Kriterien ist die Sicherstellung der Auslegung und Betriebs der Prozesse derart, dass die entstehenden Gase oxidiert und die organischen Schadstoffe zerstört werden. Dadurch sollen die Schadstoffemissionen dieser Stoffe vermindert werden.

Die unten stehende Tabelle 4.12 gibt eine kurze Zusammenfassung der Merkmale, die in der Feuerung der im Verbrennungsprozess entstehenden Gase angewendet werden:

Parameter	Merkmale	Zweck
Minimale Verbrennungstemperatur während der Verweilzeit des Gases	• mindestens 850 °C, oder • mindestens 1100 °C für gefährliche Abfälle mit mehr als 1 % halogenorganischer Substanzen (Messung Cl)	• zur Oxidation geeignete Temperaturen
Minimale Verweilzeit des Gases	• 2 Sekunden nach der letzten Eingabe von Verbrennungsluft	• zur Reaktion und Oxidation ausreichende Verweilzeit bei genügend hoher Temperatur und ausreichendem Sauerstoffgehalt
Turbulenz	• ausreichend für eine effektive Vermischung und Verbrennungsreaktion der Gase	• Gasvermischung, um Reaktionen entlang des gesamten Gasstroms zu ermöglichen
Sauerstoffkonzentration (Überschuss)	• mehr als 6 % (in der jüngsten EU Gesetzgebung wurden die genauen Sauerstoffanforderungen entfernt)	• es muss ausreichend Sauerstoff zugeführt werden, um die Oxidation zu ermöglichen

Tabelle 4.12: Einige Feuerungsmerkmale, die bei der Verbrennung angewendet werden

Betriebserfahrungen haben gezeigt, dass diese Kriterien im Allgemeinen angemessen sind und eine gute Zerstörung erreichen. Viele bestehende Anlagen werden jedoch mit verminderten Temperaturen, Verweilzeiten und Sauerstoffkonzentrationen betrieben und erreichen immer noch eine effektive Verbrennung und niedrige Emissionen in alle umweltrelevanten Medien. In einigen Anlagen wurden tatsächlich (insbesondere) Minderungen der NO_X-Emissionen erzielt, ohne dass andere Leistungsparameter beträchtlich schlechter wurden oder Korrosionsprobleme auftraten.

Es ist daher in manchen Fällen und bei manchen Abfallarten möglich, dass Abweichungen von diesen Basiskriterien das optimale Ergebnis für die Umwelt darstellen. Wenn solche Abweichungen zugelassen werden sollen, sind folgende Gesichtspunkte zu untersuchen, um eine effektive Gesamtleistung sicherzustellen:

- niedrige und stabile CO-Konzentrationen in den Luftemissionen (Tagesmittelwerte <50 mg/m³)
- gute Qualität des Ausbrands der Ofenaschen (TOC <3 %)
- die Vorteile (z.B. erhebliche NO_X-Minderung) überwiegen die Risiken
- ist der Abfall (so wie er aufgegeben wird) ausreichend homogen, gleichbleibend und von geprüfter Qualität, um darauf vertrauen zu können, dass die Schadstoffzerstörung über alle Betriebszustände hinweg ausreichend sein wird?
- reicht der Turbulenzgrad in der Feuerung aus, um geringere Temperaturen/Verweilzeiten zu erlauben?

Die Verweilzeit hängt wesentlich von der Ofengröße ab. Deshalb gibt es nur wenige Möglichkeiten zur Erhöhung der Verweilzeit, wenn eine Anlage bereits errichtet wurde, es sei denn es wird ein grundsätzlicher Umbau vorgenommen, der zu sehr beträchtlichen Kosten führen kann. Im Allgemeinen werden neue Anlagen auf eine Verweilzeit von zwei Sekunden oder mehr ausgelegt, außer dort wenn spezielle Spezies sowie sehr gut kontrollierbare und homogene Abfallströme verbrannt werden, die mit höherer Sicherheit die Emissionswerte erreichen. [64, TWGComments, 2003]

Ökologischer Nutzen
Mögliche Vorteile der Absenkung des minimalen Sauerstoffgehaltes und der Mindesttemperatur sind:

- geringere NO_X-Bildung sowie dadurch geringerem Behandlungsbedarf und/oder niedrigeren Emissionen
- vermindertes Abgasvolumen, was zu geringeren Anforderungen an die Abgasbehandlung führen kann
- verbesserte Energieeffizienz.

Im Allgemeinen führt die Minderung der Verweilzeit allein nicht zu speziellen umweltrelevanten Vorteilen, könnten aber durch eine kleinere Brennkammer erreicht werden.

Erhöhte Gasturbulenzen verbessert im Allgemeinen die Durchmischung und somit die Sauerstoffreaktionen, die was dann zu einer effektiven Verbrennung führt. Wenn jedoch die Turbulenz hauptsächlich durch Sekundärluft-eindüsung erreicht wird, benötigt man ein Gleichgewicht. Denn es ist auch notwendig, ein Übermaß an Luft-zufuhr zu vermeiden, da dies zu übermäßiger Kühlung oder zu einer die NO_X-Bildung fördernden Stickstoff-überversorgung führen kann.

Medienübergreifende Auswirkungen
Minderungen der Verweilzeit, der Temperatur, des Sauerstoffgehalts und der Turbulenz können zu erhöhten Emissionen von Verbrennungsrückständen führen, wenn die Randparameter so weit vermindert werden, dass die Verbrennung unvollständig verläuft. Dieses Risiko ist umso größer, wenn die Abfälle (bei der Aufgabe) sehr heterogen, von unterschiedlicher Zusammensetzung oder von schlecht sicherzustellender Qualität sind.

Bei niedrigen Verbrennungstemperaturen steigt die Konzentration der N_2O- (Lachgas-) Emissionen (und somit die Auswirkung auf die globale Erwärmung). Auch die CO-Werte können bei niedrigerer Temperatur steigen.

Der Einsatz höherer Temperaturen als sie zur Zerstörung der eingesetzten Abfallartens benötigt werden führt im Allgemeinen nur zu einer geringen Minderung der Verbrennungsrückstände im unbehandelten Abgas – nach der Gasreinigung ist der relative Vorteil sogar noch kleiner. Andererseits können höhere Temperaturen zu einem beträchtlichen Anstieg der NO_X-Bildung führen. Die Minderung mancher Luftemissionen durch den Einsatz höherer Temperaturen kann durch die medienübergreifenden Auswirkungen wie höherer Verbrauch an Zusatzbrennstoffen, NO_X-Bildung etc. aufgehoben werden, es sei denn, es ist ein anderer umweltrelevanter Vorteil gefragt (z.B. Verbesserung der Qualität der Verbrennungsrückstände durch Versinterung oder garantiert hohe Zerstörungseffizienz für polychlorierte Biphenyle). [64, TWGComments, 2003]

BEISPIEL: Stationäres Wirbelschichtverfahren zur Klärschlammverbrennung:
Die unten stehende Tabelle 4.13 zeigt das ermittelte Verhältnis zwischen Stickstoffoxidemissionen und Prozess-temperaturen in einer stationären Klärschlamm-Wirbelschichtverbrennungsanlage. Es muss angemerkt werden, dass sich die Wirbelschichtfeuerung wesentlich von der Rostfeuerung unterscheidet und dass bei einer rostbetriebenen Siedlungsabfallverbrennung mit einer Sekundärfeuerungstemperatur von über 900 ºC die Stick-stoffoxidemissionen im Allgemeinen zu vernachlässigen sind. [64, TWGComments, 2003]

Temperaturbereich der Wirbelschicht (in °C)	**Temperatur über dem Wirbelbett**		
	930 °C	**910 °C**	**890 °C**
	Stickstoffoxidemissionen		
820 – 845	70	120	200
795 – 820	100	170	270
730 – 795	180	250	350
Die angegebenen Daten beziehen sich auf Stickstoffoxidkonzentrationen in mg/m³			

Tabelle 4.13: Verhältnis zwischen Stickstoffoxidemissionen und Verfahrenstemperaturen für eine stationäre Klärschlamm-Wirbelschichtverbrennungsanlage
[22, Mineur, 2002]

Betriebsdaten
Es gibt mehrere verschiedene Methoden zur Feststellung der Zeit- und Temperaturkennwerte einer bestimmten Anlage. Es werden mehrere Temperaturmesseinrichtungen an verschiedene Stellen des Kesseln mit unterschiedlichen Wärmeleiteigenschaften verwendet: Die Durchführung der Messungen erfolgt unter Beachtung der Anlagenreinigung zu unterschiedlichen Zeiten und während die Anlage mit unterschiedlich großen Abfallbeladungen betrieben wird. Diese Methode hat begrenzte Genauigkeitsgrade. Trotz dieser Ungewissheiten entsprechen moderne Anlagen im Allgemeinen den Umweltstandards der EU-Richtlinie 2000/76 [64, TWGComments, 2003].

Beispiel: VERA Klärschlammverbrennungsanlage, Hamburg, Deutschland:

In dieser Wirbelschichtanlage wurden Untersuchungen durchgeführt, um den Einfluss des Einsatzes verminderter Temperaturen und geringerem Sauerstoff während der Verbrennung auf die Emissionen zu beweisen. In Wirbelschichtanlagen sind die Temperaturen sowohl im Bett als auch im Freiraum darüber für eine effektive Verbrennung wichtig.

Abfallart:	Klärschlamm und Rechengut
Größe der Anlage:	79 000 t/Jahr
Art der Verbrennung:	stationäre Wirbelschicht
Verbrennungstemperatur (T min)	810º Celsius (über dem Wirbelbett des Ofens)
Sauerstoffgehalt (min)	4 %
Reinigungsverfahren:	Elektrofilter/HCl- und SO_2-Wäscher/Gewebefilter

Aus den in dieser Anlage erzielten Ergebnissen wurden folgende Daten/Schlüsse gefolgert:

- Verminderung der Temperatur der Wirbelschicht von 924 °C auf 810 °C hat die Dioxin-/Furan-Emissionen nicht wesentlich verändert (eine Veränderung von 0.0005 ng/m³ gegenüber 0.0008 ng/m³ wurde berichtet)
- Verminderung der Sauerstoffkonzentration von 6,8 % auf 4 % führte zu einer Verminderung der Dioxine/Furane (0,0015 auf 0,0005 ng/m³)
- bei Temperaturen unter 890 °C über der Abfallschicht bewegten sich unabhängig von Veränderungen der Betttemperatur zwischen 730 °C und 845 °C die NO_X-Emissionen zwischen 30 und 40 mg/Nm³
- Erhöhung der Temperaturen über der Abfallschicht über 890 °C führte zu erhöhten NO_X-Emissionen – der Effekt war bei höheren Betttemperaturen am meisten ausgeprägt
- bei Temperaturen über der Abfallschicht von über 900 ºC wirket sich die selektive katalytische Reduktion (SCR) auf die NO_X Emissionen wenig aus
- N_2O-Emissionen sind bei niedrigeren Temperaturen über der Abfallschicht und im Wirbelschichtbett höher (siehe Daten oben unter medienübergreifende Auswirkungen)
- N_2O-Emissionen verändern sich durch die selektive katalytische Reduktion (SCR) nahezu gar nicht

Es wurde berichtet, dass ein Absenken des Sauerstoffgehaltes zu höheren Korrosionsraten führen kann, die spezifische Gegenmaßnahmen erfordern. [64, TWGComments, 2003]

Anwendbarkeit
Anwendbar hauptsächlich in der Planungsphase neuer Anlagen und bei bestehenden Anlagen, in denen ein erheblicher Umbau der Brennkammer geplant ist oder vorgenommen wird.

Anwendbar falls der zur Verfügung stehende Platz die Größe der Brennkammer einschränkt.
Weniger gut anwendbar, wenn die Abfälle (so wie sie aufgegeben werden) hochgradig heterogen oder von schwankender Zusammensetzung sind oder wenn die Abfallqualität schwer sicher zu stellen ist.

Bestehende Anlagen haben möglicherweise schon Verweilzeiten unter zwei Sekunden. Sammlung und Vergleich realer Leistungsdaten der Konzentration unverbrannter Rückstände im Rohgas kann es möglicherweise rechtfertigen, keine umfangreichen (und teuren) Umbauten vorzunehmen.

Wirtschaftlichkeit
Die geschätzten kostenrelevanten Auswirkungen der Veränderung dieser Feuerungsparameter, verglichen mit den Werten einer normalen Auslegung, sind in der folgenden Tabelle dargestellt:

Parameter	Zu- oder Abnahme des Parameters	geschätzte Auswirkungen auf die Kosten
Verbrennungstemperatur	Zunahme	zusätzliche Kosten für Hilfsbrennstoffe, erhöhte Kosten für die Ofenwartung, eventuell niedrigere Kosten für die Entsorgung versinterter Asche, wenn das Produkt verkauft werden kann
	Abnahme	verminderter Bedarf an Hilfsbrennstoffen, eventuell können weniger Abfallarten verbrannt werden
Gasverweilzeit	Zunahme	größerer Ofen = höhere Kosten, eventuell größere Bandbreite der akzeptierten Abfälle, teurer Umbau der Ofens
	Abnahme	kleineres Verfahren bedeutet, dass geringere Kosten die verbrennbaren Abfälle einschränken können
Turbulenzen	Zunahme	Umbau des Brenners teuer, vergrößerte Luftzufuhr vergrößert Abgasvolumen und Behandlungskosten
	Abnahme	technisch nicht ratsam/wünschenswert
Sauerstoffkonzentration (Überschuss)	Zunahme	größerer Sauerstoffüberschuss kann es erlauben, eine größere Bandbreite an Abfällen ohne Emissionsprobleme zu verbrennen
	Abnahme	vermindertes Abgasvolumen bedeutet geringere Behandlungskosten, verbrennbare Abfälle eventuell eingeschränkt

Tabelle 4.14: Geschätze kostenrelevante Auswirkungen durch Veränderung von Feuerungsparametern

Im Allgemeinen treten die beträchtlichsten Kosten in bestehenden Anlagen auf (die schon jetzt eine effektive Verbrennungsleistung erreichen), wo die Kosten des Umbaus/nachträglichen Einbaus sehr hoch sind.

Treibende Kraft für die Anwendung
Möglicherweise lässt sich eine Verminderung der NO_X-Bildung und somit eine Verminderung der erforderlichen Abgasbehandlungsmaßnahmen erreichen. Bei sehr gleichbleibenden Abfällen kann es möglich sein, NO_X-Werte den Anforderungen der EU Richtlinie entsprechend zu erreichen, ohne oder mit sehr eingeschränkten Anforderungen an die spezifischen NO_X-Überwachungsmaßnahmen (z.B. selektive nicht-katalytische Reduktion (SNCR) oder selektive katalytische Reduktion (SCR)).

Geringere Gasverweilzeiten und Abgasvolumina (vermindert durch geringere Luftzufuhr) bedeuten, dass kleinere Brennkammern und Abgasbehandlungsanlagen einsetzbar sind. Dies führt zu geringeren Kosten.

Anwendungsbeispiele
VERA, Klärschlammverbrennungsanlage, Hamburg, Deutschland

Referenzliteratur
[22, Mineur, 2002]. Informationen wurden durch das UBA während einer Betriebsbesichtigung bei VERA zur Verfügung gestellt. [64, TWGComments, 2003]

4.2.20 Einsatz automatischer Zusatzbrenner

Beschreibung
Während des Anfahrens werden Zusatzbrenner eingesetzt, um einen Temperaturbereich über der benötigten Minimaltemperatur zu erreichen, durch den die Abgase auf dem Weg aus der Verbrennungszone zur Nachverbrennung passieren. Dies ist die vorherrschende Betriebsbedingung zur Auslegung des Brenners.

Die Zusatzbrenner werden eingebaut, um eine ausreichende Temperatur unter extremen Bedingungen zu gewährleisten. Sie werden eingesetzt, wenn die Temperatur unter die benötigte Minimaltemperatur absinkt.

Beim Herunterfahren der Anlage werden die Zusatzbrenner eingesetzt, sobald die Temperatur unter die Auslegungsgrenze des Ofens gefallen ist und die Temperatur unter die benötigte Minimaltemperatur fällt. Sie werden so lange betrieben bis sich in der Brennkammer kein Abfall mehr befindet.

Ökologischer Nutzen
Die Gewährleistung hinreichender Verbrennungstemperaturen durch den Einsatz von Zusatzbrennern stellt sicher, dass die erzeugten Gase richtig verbrannt werden, was die Konzentration unverbrannter Rückstände im Rohgas am Ausgang des Ofens und somit die Emissionen in alle Medien verringert.

Medienübergreifende Auswirkungen
Brennstoffverbrauch der Brenner (normalerweise Leichtöle oder Erdgas).

Die Zusatzbrenner müssen auf niedrige CO-Emissionen hin optimiert werden, ansonsten sind während des Anfahrens und des Herunterfahrens hohe Emissionen möglich.

Betriebsdaten
Ein Anfahren ohne Zusatzbrenner ist möglich, ein reibungsloseres Anfahren mit verminderter Rußbildung und besserer Temperatursteuerung wird aber beim Anfahren mit den Brennern erreicht. Wegen des Chlorgehaltes im Abfalls kann das Anfahren ohne Zusatzbrenner das Korrosionsrisiko in normalen Siedlungsabfallverbrennungsanlagen erhöhen. [64, TWGComments, 2003]

Anwendbarkeit
In allen Abfallverbrennungsanlagen anwendbar, insbesondere wenn Abfälle mit niedrigem Heizwert und/oder Abfälle nicht gleichbleibender Qualität angenommen werden.

Wirtschaftlichkeit
Durch Schwierigkeiten beim Positionieren der Brenner können die Kosten eines nachträglichen Einbaus beträchtlich sein.

Bei Verfahren die mit Chargenbeschickung arbeiten sind die Kosten wesentlich höher. Dies kann jedoch angesichts des zusätzlichen Emissionsrisikos, das mit solchen Betriebsbedingungen einhergeht, angemessen sein.

Treibende Kraft für die Anwendung
Die Sicherstellung, dass Emissionen in alle Medien vermindert werden und dass der An- und Abfahrbetrieb kontrolliert wird und nicht zu zusätzlichen Schadstoffemissionen führt, außer denjenigen, die aus der Verbrennung von Diesel und anderen Brennstoffe stammen.

Gesetzlich durch die Richtlinie 2000/76/EG vorgeschrieben, obwohl sie unter bestimmten Bedingungen Ausnahmen vom Einsatz eines Anfahrbrenners erlaubt (2000/76/EG Artikel 6 Paragraph 4).

Anwendungsbeispiele
In modernen Anlagen in ganz Europa weithin angewendet.

Referenzliteratur
[1, UBA, 2001] [64, TWGComments, 2003].

4.2.21 Verminderung des Anteils an Rostdurchfall und/oder Rückführung abgekühlten Rostdurchfalls in die Brennkammer

Beschreibung
In Rostfeuerungsanlagen können Teile des Abfalls durch den Rost fallen und teilweise verbrannt sein. Dies nennt man *Rostdurchfall*. Eine spezielle Auslegung des Rostes, insbesondere die Minderung der Abstände zwischen den Stäben, können den Effekt verringern. Die Menge und Qualität dieses Rostdurchfalls sind verbunden mit der Gestaltung des Rostes, den Nahtstellen zwischen den bewegten Teilen und den Wänden sowie dem Mechanismus zum Erhalt der Dichtigkeit [74, TWGComments, 2004].

Um die Durchlässigkeit des Rostes für Rostdurchfall zu verringern, gibt es folgende Möglichkeiten:

- die Gestaltung und Wartung von Rosten derart, dass die Stabzwischenräume und andere Einflussgrößen, die die Durchlässigkeit für Rostdurchfall erhöhen, verringert werden
- erneute Verbrennung in der Brennkammer – wenn der Anteil und die Art des Rostdurchfalls Anlass zur Sorge um die Aschequalität gibt

Zur Sammlung dieses *Rostdurchfalls* werden automatische Transportbänder verwendet. Vor der Rückführung in den Bunker wird (um das Risiko eines Brandes zu vermeiden) das eingesammelte Material normalerweise zur Kühlung gelagert. Ein Teil des wieder eingebrachten *Rostdurchfalls* durchläuft den Verbrennungsrost und wird mit der Ofenasche entsorgt. Er wurde dann vollständig verbrannt und ist daher steriler.

Dies ist besonders zu beachten wenn Krankenhaus- oder andere Abfälle mit Infektionsrisiken zusammen mit anderen Abfällen verbrannt werden, insbesondere solche, die sehr kleinteilig sind oder einzelne Teile enthalten, die durch den Rost fallen können (z.B. Spritzennadeln).

Rostdurchfall, der während eines frühen Stadiums des Abfalldurchlaufs durch die Brennkammer entsteht, unterliegt einem größeren Risiko, ihr infektiöses Potenzial zu behalten oder schlecht auszubrennen und sollte daher besonders gründlich untersucht werden. Rostdurchfall, der während späterer Stadien entsteht, kann schon gut behandelt sein und benötigt daher mit geringerer Wahrscheinlichkeit eine erneute Verbrennung.

Ökologischer Nutzen
Die hauptsächlichen Vorteile sind:

- verbesserter Abfallausbrand
- verbesserte Aschequalität

Rostdurchfall aus geschmolzenen, brennenden Tropfen mancher gebräuchlicher Kunststoffe (die in der Siedlungsabfallverbrennung vorkommen) wie PE und PET können beträchtlich zum Gesamtkohlenstoffgehalt der Asche beitragen sowie zu höherem CSB der Ofenasche und erheblichen Kupferauslaugungen. Alle diese Parameter werden durch den Einsatz dieser Technik verbessert. [64, TWGComments, 2003]

Medienübergreifende Auswirkungen
Wenn der Rostdurchfall mit Abfall in Kontakt kommt besteht Brandgefahr.

Betriebsdaten
Zur Vermeidung des Brandrisikos ist es sehr wichtig, den Rostdurchfall vor der erneuten Einführung in die Hauptabfallaufgabe zu lagern. Zur vollständigen Kühlung kann Wasser zugegeben werden.

Regelmäßige Beobachtung ist nötig um Sicherheitsrisiken für den Betreiber und das Personal sowie Verklumpungen von Rostdurchfall in den Sammelbereichen unter dem Rost zu vermeiden [74, TWGComments, 2004].

In Frankreich sehen die gesetzlichen Bestimmungen für Siedlungsabfallverbrennungsanlagen, die Krankenhausabfälle mit 3% Glühverlust verbrennen, einen Ausbrandgrenzwert vor, der normalerweise ohne die wiederholte Verbrennung von Rostdurchfall erreicht wird [74, TWGComments, 2004].

Anwendbarkeit
Prinzipiell in allen Rostfeuerungsanlagen anwendbar, besonders aber in Rostfeuerungsanlagen die:

- besondere Belange oder Anforderungen erfüllen müssen, die einen verbesserten Ausbrand erfordern
- Krankenhaus- oder infektiöse Abfälle mitverbrennen, die durch den Verbrennungsrost fallen können
- Roste die größere Abstände zwischen den Stäben und hohen Rostdurchfall aufweisen oder in anderen Anlagen in denen der Rostdurchfall relativ erhöht sein kann.

Wirtschaftlichkeit
Eine verbesserte Ausbrandqualität der Asche kann Entsorgungskosten verringern, wenn ohne diese Technik der derzeitige Ausbrand die Anforderungen der Verwertung/Entsorgung nicht erfüllt [74, TWGComments, 2004].

Durch den nachträglichen Einbau in bestehende Anlagen können beträchtliche Investitionen und zusätzliche Betriebs- (Handhabungs-) kosten entstehen. [74, TWGComments, 2004]

Treibende Kraft für die Anwendung
- verbesserte und vollständige Zerstörung des Abfalls
- verbesserte Qualität der Ofenasche

In der Region Flandern, Belgien wird diese Technik in Rostfeuerungsanlagen zur Sicherstellung des Ausbrands und für eine verbesserte Aschequalität angewendet.

Anwendungsbeispiele
Indaver GF, Beveren, Belgien.

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003].

4.2.22 Schutz der Membranwände des Ofens und des ersten Kesselzugs durch feuerbeständige oder andere Materialien

Beschreibung
[2, infomil, 2002] Der Ofen wird durch Membranwände gebildet (auch „Wasserrohrwände" genannt), die aus Reihen senkrechter Rohre bestehen, die mit Metallstreifen verbunden und verschweißt werden, damit sie eine abgeschlossene (Membran-) Wand bilden. Sie sind ein Teil der Verdampfungszone des Kessels. Speziell in der unteren Zone des Ofens müssen die Membranwände gegen die korrodierenden und abrasiven Wirkungen der Abgase, die an dieser Stelle noch nicht völlig verbrannt sind, geschützt werden. Zu diesem Zweck sind die Ofenwände der unteren Zone mit einer Schicht feuerfesten Keramikmaterials oder anderem Schutzmaterial verkleidet. Bei Abfällen mit niedrigem Heizwert besteht ein zusätzlicher Vorteil dieses Schutzes der Wände in der Verminderung der Wärmeleitung zum Kessel, was vorteilhaft ist, wenn die Temperaturen stabil gehalten werden müssen.

In den meisten modernen Abfallverbrennungsanlagen besteht der gesamte Kessel mit Ausnahme des Vorwärmers aus Wasserrohrwänden. In Dampfkesseln sind diese Rohre Bestandteil des Verdampfers.

Wenn es keine Wasserrohrwände gibt, wird die Kühlung manchmal durch Luftzirkulation hinter den feuerfesten Platten sichergestellt. Oft wird die erwärmte Luft dann zur Vorwärmung der Primärluft verwendet.

Die Rolle der feuerfesten Isolierung besteht in der Verminderung der Wärmeleitung und des Schutzes der Rohre vor übermäßiger Hitze und Korrosion. Sie wird im Ofen/Kessel angebracht; auf der Außenseite des Ofens/ Kessels befindet sich hitzeisolierendes Material. [74, TWGComments, 2004]

Bei Abfall mit hohem Heizwert werden die Verbrennungstemperaturen normalerweise ohne Probleme erreicht. Die hauptsächlichen Aufgaben der feuerfesten keramischen Schicht bestehen daher im Schutz der Ofenwände gegen Hochtemperaturkorrosion und der Verhinderung eines zu schnellen Temperaturabfalls. Bei höheren Dampfparametern und Abfall mit höherem Heizwert muss ein größerer Teil der Ofenwände mit feuerfestem keramischem Material ausgekleidet werden. Eine Alternativlösung ist der Einsatz von Ummantelungen mit spezifischen anti-korrosiven Legierungen wie Nickel/Chrom auf den Kesselrohren, um sie vor Korrosion zu schützen – sie weisen einen höheren Wärmeaustauschkoeffizienten auf (siehe Kapitel 4.3.8) als die feuerfesten keramischen Alternativen.

Es wurden Techniken entwickelt, um die Bildung von verfestigten Ascherückständen im Ofen zu verhindern. Diese umfassen:

- Kühlung der Seitenwände des Ofens – was die Aschetemperatur vermindert und die Asche verfestigen lässt, bevor sie die Ofenwand erreicht
- Auslegung des Ofens für eine niedrigere spezifische Hitzebelastung (größere Abmessungen bei gleicher thermischer Kapazität).

Ökologischer Nutzen
Die höhere Anlagenverfügbarkeit bedeutet, dass die zusätzlichen Emissionsrisiken durch An- und Abfahren vermindert werden.

Die Speicherung der bei der Verbrennung im Ofen entstehenden Wärme vermindert die Notwendigkeit, bei Abfällen mit niedrigem Heizwert Stützbrennstoffe zuzuführen.

Die große Wärmekapazität des feuerfest verkleideten Ofens hilft, die Temperaturschwankungen zu verringern, die durch Abfälle mit schwankendem Heizwert entstehen können. Dadurch werden eine stabilere Verbrennung und verminderte Emissionen durch die Verbrennung gefördert.

Der Einsatz wasser- und luftgekühlter Wände erlaubt:

- die Nutzung der Wärme
- die Verminderung der Gastemperatur, was das Anhaftungsverhalten der Filterasche verringert und somit die Verfügbarkeit des Kessels und die Effizienz des Wärmeübergangs verbessert
- Einschränkungen in der Sekundärluftzufuhr (wenn sie zur Gaskühlung zugeführt wird), was zu niedrigeren Abgasvolumina, kleineren Abgasbehandlungsanlagen und möglicherweise weniger NO_X im Rohgas führt

Ähnliche Auswirkungen können mit luftgekühltem feuerfestem Material erzielt werden.

Medienübergreifende Auswirkungen
Wenn der Heizwert des Abfalls ausreichend ist, um die Verbrennungstemperatur zu erhalten, kann die Verkleidung zu großer Zonen mit feuerfestem Material den Wärmetransfer zum Kessel verringern und somit die Leistung bei der Energienutzung vermindern.

wenn Hilfsbrennstoffe nötig sind, weil die Wasserrohrwände zu viel Energie entziehen und dies dazu führt, dass die Verbrennungstemperaturen unter die für eine effektive Verbrennung benötigten fallen, dann sollten feuerfeste Wände eingesetzt werden.

Betriebsdaten
Verbesserte Anlagenverfügbarkeit durch verminderte Korrosion und geringeren Anfall von Ofenasche.

Bei Abfall mit niedrigerem Heizwert hilft die Ausweitung der feuerfesten Verkleidung bei der Aufrechterhaltung der Verbrennungstemperatur.

Anwendbarkeit
Die Technik wird hauptsächlich in kommunalen Rostfeuerungsanlagen eingesetzt. [64, TWGComments, 2003]

Ein erhöhter Schutz der Kesselrohre durch den Einsatz feuerfester Verkleidungen in der Nähe der Primärverbrennungszone ist hauptsächlich da anwendbar wo:

- Abfall mit niedrigem Heizwert eine zusätzliche Wärmespeicherung in der Primärbrennungszone erfordert
- eine hohe Chlorbelastung zu zusätzlicher Besorgnis wegen Korrosion führt
- wenn Hochtemperaturverbrennung zu Besorgnis wegen Korrosion führt.

Wirtschaftlichkeit
Verbesserte Anlagenverfügbarkeit führt zu verminderten Betriebskosten.

Wegen hoher Kosten kann eine Veränderung der Ofenauslegung in bestehenden Anlagen nicht praktikabel sein.

Treibende Kraft für die Anwendung
Vorteile bei der Betriebführung und für die Umwelt, insbesondere ein verbesserter Verbrennungsprozess, eine geringere Korrosion des Ofens, geringerer Wartungsaufwand und längere Lebensdauer des Kessels.

Anwendungsbeispiele
In Siedlungsabfallverbrennungsanlagen in ganz Europa weithin angewendet.

Referenzliteratur
[2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003] [28, FEAD, 2002].

4.2.23 Einsatz niedriger Gasgeschwindigkeiten im Ofen und leerer Kesselzüge vor der Konvektionszone des Kessels

Beschreibung
Die Öfen von Abfallverbrennungsanlagen sind normalerweise groß genug ausgelegt, um niedrige Gasgeschwindigkeiten und lange Gasverweilzeiten zu ermöglichen. Dies erlaubt den vollständigen Ausbrand der Verbrennungsgase und verhindert die Verschmutzung der Kesselrohre durch:

- Verminderung des Filteraschegehaltes der Abgase
- Temperaturverminderung der Abgase bevor sie mit den Wärmetauscherbündeln in Kontakt kommen

Die Verschmutzung von Wärmetauschern kann auch durch den Einbau leerer Kesselzüge (z.B. Wasserrohrwände ohne Hindernisse im Gasstrom) zwischen der Hauptofenzone und den Wärmetauscherbündeln vermindert werden. Dies erlaubt es, die Gastemperaturen und somit das Anhaftungsverhalten zu verringern. Zur Minderung der Anhaftung der Asche an die Kesselrohre werden Temperaturen von weniger als 650 °C vor dem Überhitzer eingesetzt und so Korrosion verhindert. [2, infomil, 2002, 64, TWGComments, 2003]

Ökologischer Nutzen
Verminderte Emissionen organischer Substanzen aus dem Verbrennungsbereich.

Verbesserter Wärmeaustausch im Kessel durch verminderte Ablagerungen auf den Kesselrohren. Dies kann zu verbesserter Energienutzung führen.

Medienübergreifende Auswirkungen
Keine spezifischen Auswirkungen bekannt, es muss jedoch eventuell Acht gegeben werden, dass Vorrichtungen für die Sekundärluft oder andere Vorrichtungen zur Gasvermischung an größere Öfen angepasst sind.

Betriebsdaten
Minderung der Ablagerungen auf den Kesselrohren führen zu verbesserter Anlagenverfügbarkeit und besserem Wärmeaustausch.

Anwendbarkeit
Hauptsächlich bei der Auslegung neuer Anlagen anwendbar und wenn wesentliche Änderungen bestehender Öfen und Kessel durchgeführt werden.

In fast allen Ofenarten anwendbar.

Wirtschaftlichkeit
Größere Öfen sind im Bau teurer.

Treibende Kraft für die Anwendung
Betriebliche Vorteile durch eine verbesserte Verbrennung, weniger Erosion, Filterasche, Wartung und eine längere Lebensdauer des Kessels.

Anwendungsbeispiele
Üblicherweise in Siedlungsabfallverbrennungsanlagen in Europa angewendet.

Referenzliteratur
[2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.2.24 Bestimmung des Abfallheizwertes und Nutzung als Parameter zur Verbrennungssteuerung

Beschreibung
Schwankungen der Abfalleigenschaften sind bei einigen Abfallarten ausgeprägter (z.B. bei unbehandeltem Siedlungsabfall, manchen gefährlichen Abfällen). Dann sind Menge und Volumen weniger verlässliche Steuerungsparameter sind. Die Online-Bestimmung des unteren Heizwertes (z.B. wie in Kapitel 3.5.2 dargestellt) kann helfen, Verfahrensbedingungen zu optimieren und die Verbrennung solch heterogener Abfälle zu verbessern.

Es wurden Verfahren entwickelt:

- die auf der nachträglichen Analyse von Verfahrensparametern (keine vorhersagende Methode) basieren
- Stoffstromanalysen basierend auf CO_2-, O_2- und H_2O-Konzentrationen im Abgas und auf der beschickten Abfallmenge (gemittelte Werte z.B. unter Einsatz des „Kran”-Maßes) oder basierend auf anderen kleineren geschätzten Hitzeströmungen (d.h. keine vorhersagende Methode, da sie auf Messungen aufgebaut ist)
- Einsatz von Mikrowellenmessgeräten zur Messung des Feuchtigkeitsgehalts des Abfalls im Aufgabetrichter
- Fuzzy-Logik-Verknüpfung der Abfallfarbe und des Abfallgröße mit den Anlagenausgangssignalen

Ökologischer Nutzen
Verbesserte Verbrennungssteuerung führt zu verminderten Verbrennungemissionen.

Medienübergreifende Auswirkungen
Keine bekannt.

Betriebsdaten
Die Kenntnis des Heizwertes des zugeführten Brennstoffs ist nützlich, da sie die Optimierung der Luftzufuhr und anderer kritischer Parameter zur Steuerung der Verbrennungseffizienz erlaubt. Bei heterogenen Brennstoffen können Brennstoffmenge und -volumen als zusätzliche Steuerungsparameter verwendet werden.

Die Überwachung der Abfallqualität kann Bestandteil des Zuliefererverträges sein.

Anwendbarkeit
Diese Technik kann als Diagnosewerkzeug oder (bei Online-Methoden) zur Verfahrenssteuerung z.B. in Siedlungsabfallverbrennungsanlagen, die heterogenen Abfall verbrennen, eingesetzt werden.

Wirtschaftlichkeit
Keine Daten bekannt.

Treibende Kraft für die Anwendung
Leistungsverbesserung bei Verbrennung und Energienutzung in Siedlungsabfallverbrennungsanlagen.

Anwendungsbeispiele
Online-Techniken werden in Siedlungsabfallverbrennungsanlagen in den Niederlanden verwendet.

Referenzliteratur
[23, VanKessel, 2002] [64, TWGComments, 2003].

4.2.25 NO_X-arme Brenner für flüssige Abfälle

NO_X-arme Brenner sind ein Mittel um flüssige Abfälle derart in die Brennkammer einzubringen und dort zu verbrennen, dass die Temperaturen an den Lanzenspitzen verringert werden können und somit die Bildung von thermischem NO_X vermindert wird. Beschreibungen von NO_X-armen Brennern für konventionelle Brennstoffe finden sich im BVT-Merkblatt über Großfeuerungsanlagen (LCP BREF) (Anmerkung: um sie für Abfälle zu verwenden können spezielle Veränderungen nötig sein).

Es gibt relativ wenige Beispiele für die erfolgreiche Verwendung von NO_X-armen Brennern für Abfälle. Es ist besondere Aufmerksamkeit nötig, um (mit Abfall) eine angemessene Verbrennungseffizienz sicherzustellen. Das Verfahren ist nur bei speziellen flüssigen Abfallströmen anwendbar. Es kann für einige flüssige gefährliche Abfälle geeignet sein.

Der Einbau von NO_X-armen Brennern während des Baus der Anlage hilft, die Bildung von NO_X zu vermindern und erhöht dabei nur wenig die Investitionskosten. Die Kosten des nachträglichen Einbaus solcher Brenner in bestehende Anlagen können jedoch hoch sein.
[64, TWGComments, 2003]

4.2.26 Wirbelschichtvergasung

Beschreibung
Diese Technik umfasst den Einsatz eines Wirbelschichtbettes (siehe 2.3.3) unter Vergasungsbedingungen (siehe 2.3.4).

Im Wirbelschichtbett wird ein inertes Material wie Sand auf Reaktionstemperatur erhitzt und durch ein aufströmendes Gas, d.h. im Allgemeinen Luft oder Dampf, in den Zustand einer Wirbelschicht versetzt. In einer zirkulierenden Wirbelschicht wird das Bettmaterial wegen der hohen Gasgeschwindigkeit aus der Brennkammer getragen, in einem Zyklon gesammelt und zurückgeführt. In einer stationären Wirbelschicht ist die Gasgeschwindigkeit niedriger, so dass sich das Bettmaterial nur innerhalb der Brennkammer bewegt. Das Prinzip, das dem Betrieb einer intern zirkulierenden/stationären Wirbelschicht zugrunde liegt, ist in Abbildung 2.25 dargestellt und eine genauere Darstellung findet sich in Kapitel *.

Das Vergasungsverfahren kann bei hohen oder niedrigen Temperaturen durchgeführt werden. In der Niedertemperaturvergasung wird der Abfall in der Wirbelschicht üblicherweise auf eine Reaktionstemperatur zwischen 500 und 600 ºC und in Hochtemperaturanlagen auf 800 bis 1000 ºC erhitzt. Zur Vergasung wird dann unterstöchiometrisch Sauerstoff zugeführt. Das im VergasungsKapitel erzeugte Synthesegas wird dann üblicherweise in einen VerbrennungsKapitel geführt, aber unter bestimmten Umständen kann es auch zum Einsatz als chemischer Rohstoff gereinigt werden.

In manchen Fällen wird das Synthesegas vor seiner Verbrennung gereinigt, in anderen nicht. Dies hängt vom Abfallinhalt und den gewählten Verbrennungs-/erzeugungsmöglichkeiten ab. Das meiste Abfallmaterial enthält jedoch Chlor und andere Verunreinigungen, die vor der Verbrennung aus dem Gas entfernt werden müssen. Es wurden Synthesegasreinigungsanlagen auf Basis von Nasswäschern und Gewebefiltern entwickelt.

* Anmerkung des Übersetzers: Im Original fehlt die Kapitelnummer; möglicherweise ist Kapitel 2.3.4.4.3 gemeint.

Ökologischer Nutzen
Im Vergleich mit der Verbrennung hat die Vergasung folgende Besonderheiten:

- bei der geringeren Reaktionstemperatur werden die im Abfall enthaltenen Metalle (z.B. Stahl, Kupfer, Aluminium oder Messing) nicht gesintert, oxidiert oder geschmolzen, so dass sie bei der Trennung von der Asche/dem Bettenmaterial einen höheren Wer für die Wiederverwertung haben können
- es wird ein Gas mit Heizwert und chemischem Potenzial erzeugt, das dann für verschiedene Verwertungs- und Energienutzungsmöglichkeiten eingesetzt werden kann
- das Verbrennungsgas selbst kann verbrannt werden und die erzeugte Energie kann zur Energienutzung eingesetzt werden
- die Gasnutzung unter speziellen Verbrennungsbedingungen ist zum Schmelzen von Aschen (Verglasung) zu einem wenig laugenden Produkt eingesetzt worden (siehe 4.2.27)
- die Trennung der Vergasungs- und Verbrennungsbereiche erlaubt möglicherweise eine verbesserte Prozesssteuerung und einen stablileren Gesamtverbrennungsprozess
- aus dem Einsatz niedrigerer Luftmengen können geringere Abgasvolumina und eine dadurch verbesserte Abgasbehandlung bewirken.

Medienübergreifende Auswirkungen
Im Vergleich mit Rostfeuerungsanlagen ist die Größe der Abfallpartikel auf 300 mm begrenzt, was normalerweise etwas Energie für das Schreddern benötigt und die Verfügbarkeit der Anlage beeinflussen kann. Während Wirbelschichtverfahren weniger Ofenasche mit weniger Feinstaubgehalt erzeugen, wird mehr Filterasche erzeugt, die, wenn sie nicht verglast wird, eine besondere Behandlung erfordert.

Teer und andere Schadstoffe, die in einer Synthesegasreinigungsstufe entfernt werden, müssen behandelt werden. Nasse Wäscher führen zu Abwasser, das nach der Behandlung einen teerartigen Abfall hinterlässt, der dann eine Entsorgung nötig macht. Trockene Synthesegasbehandlung führt ebenso zu einer Ansammlung der entfernten Verunreinigungen. In manchen Fällen wurde der teerartige Rückstand, der einen Heizwert aufweist, als Abfallbrennstoff in andere Industrien geliefert (es waren keine Informationen über die Annahmekriterien/die Emissionsüberwachung in diesen externen Industrien verfügbar).

Betriebsdaten
Wenn Schredder zur Vorbehandlung des Abfall benötigt werden, können bei diesen einige Schwierigkeiten durch Blockieren etc. auftreten. Siehe Anmerkungen in Kapitel 4.1.5.2.

Im Allgemeinen erzielen Wirbelschichtverfahren eine gute Durchmischung des Abfalls und eine sehr homogene Temperaturverteilung in der Brennkammer. Wegen der hohen Turbulenzen im Reaktionsbereich und des hohen Wärmeinhaltes des Bettmaterials besitzen Wirbelschichtverfahren eine geringe Empfindlichkeit gegenüber Veränderungen der physikalischen und chemischen Eigenschaften des Abfalls.

Stationäre Wirbelschichtverfahren bieten den Vorteil eines großen Reaktionsvolumens ohne bewegte Teile, so dass vergleichsweise große Abfallteile (bis zu 30 cm Durchmesser) vergast werden können.

Von der Technischen Arbeitsgruppe des BVT-Merkblattes wurden die folgenden zusätzlichen Anmerkungen zum Betrieb gemacht:

- falls sich Metallstücke im Abfall befinden, können sie das Gleichgewicht stören und sich ansammeln – dies führt zu Schwierigkeiten im Betrieb
- bei der Suche nach einem Markt für das erzeugte Synthesegas können Probleme auftreten, was die Möglichkeiten der chemischen Wiedergewinnung einschränkt
- für die erzeugte verbesserte Asche existiert möglicherweise kein Markt oder er ist nicht günstiger (Verbesserungen der Aschequalität können aus der Homogenisierung des Abfalls im SchredderKapitel und/oder der Verbindung der Verfahren mit einem HochtemperaturverbrennungsKapitel nach der Vergasung herrühren).

Anwendbarkeit
Die hauptsächliche Einschränkung beim Einsatz der Wirbelschichtvergasung liegt darin, dass der Abfall notwendigerweise geeignet sein muss, um ihn in einer Wirbelschicht aufzugegeben oder leicht behandelbar sein muss, um in die Wirbelschicht aufgegeben zu werden. Die in solche Anlagen aufgegeben Abfälle umfassen: vorbehandelten (geschredderten) Siedlungsabfall, Schredderabfälle, Kunststoffabfälle und andere Industrieabfälle mit geeigneter Größe oder die auf eine geeignete Größe geschreddert werden können. Öle und andere Flüssigkeiten, Tiermehl, Schlämme und Schlacken sind im Gemisch mit anderen Abfällen geeignet.

Obwohl das Verfahren in Europa für einige ausgewählte Abfallströme angewendet wird, muss das Verfahren (zum Zeitpunkt des Verfassens) seine Anwendbarkeit in der Praxis für viele Abfallströme im vollen Betriebsmaßstab erst noch beweisen.

Wirtschaftlichkeit
Es wurde berichtet, dass die Investitionskosten höher sind als bei einer gewöhnlichen Rostverbrennung. Zum Beispiel wurden im Jahr 2002 zwanzig Milliarden japanische Yen (ca. 160 Millionen Euro) für eine Anlage bezahlt die 120 000 t Siedlungsabfall pro Jahr behandelt. Die Kosten umfassen Baukosten und die Kosten für die gesamte Anlage, darunter: sechs Abfallschredderlinien, Filteraschenschmelze (siehe 4.2.27), Abgasbehandlung und die angeschlossenen integrierten Büros, Schwimmbad und Wellnessbereich. Die Kosten für den Grundstückskauf sind nicht eingeschlossen.

Mit Luft unter atmosphärischem Druck und bei mäßigen Temperaturen betrieben sind Wirbelschichtvergasungsanlagen in Errichtung und Betrieb wirtschaftlicher als andere für Abfall verwendete Vergasungsverfahren.

Für das zur Wiederverwertung abgeleitete Material sind Verkaufserlöse zu erwarten. Aus der Vergasung wiedergewonne Metalle werden desinfiziert und benötigen keine Reinigung (vgl. mit Entfernung aus dem SchredderKapitel). Sie können eventuell zu höherem Wert verkauft werden als diejenigen, die aus der Asche einer Rostfeuerung wiedergewonnen wurden, da sie (wenn sie bei niedrigerer Temperatur entfernt werden) ein geringeres Verschmelzungs- und Oxidationsniveau aufweisen. Der Markt für den Einsatz verglaster Aschen kann wegen der verbesserten Eigenschaften des erzeugten Materials besser sein als für Ofenaschen aus der Rostfeuerung – dies ist in Japan der Fall, aber nicht oft in Europa.

Die Erlöse aus der Erzeugung elektrischer Energie können geringer sein, wenn Sauerstofferzeugung zum Einsatz kommt, d.h. wenn das Verfahren mit einer Sauerstoffanreicherung verbunden wird.

Mit den zur Vorbehandlung von Siedlungsabfällen für Wirbelschichtverfahren nötigen Schreddern traten Schwierigkeiten auf. Die Bereitstellung mehrerer Schredderlinien kann das Risiko eines teueren Verfügbarkeitsverlustes verringern, andererseits vergrößert die Vorhaltung solch zusätzlicher Geräte die Kosten deutlich.

Treibende Kräfte für die Anwendung
Die folgenden Faktoren sind treibe Kräfte für die Anwendung dieser Techniks:

- Abfall im erforderlichen Größenbereich für das Wirbelschichtverfahren oder Abfall, der relativ leicht behandelt werden kann, so dass die nötigen Anforderung erfüllt werden
- der Abfall hat einen hohen Heizwert
- Anforderungen die wenig auslaugende Abfälle vorsehen, entweder durch die Verfügbarkeit von Verwertungsmärkten oder aufgrund von Beschränkungen auf Deponien (solche Abfälle werden erzeugt, wenn das Verfahren mit einer sekundäre Ascheschmelzstufe verbunden wird – siehe Kapitel 4.2.27)
- der höhere Verwertungswert der Metalle aus der Vergasungsstufe kann umgesetzt werden
- es existiert ein günstiger Markt für den Einsatz des Synthesegas als chemischer Grundstoff

Anwendungsbeispiele
Beispiele in Japan für Siedlungsabfall, Klärschlamm, Schredder-, Kunststoff- und ausgewählte Industrieabfälle.

Es gibt ein im Betrieb befindliches Beispiel in Europa (Spanien) das ausgewählte gewerbliche und industrielle Kunststoffabfälle behandelt. Diese Anlage setzt Wirbelschichtvergasung verbunden mit Systhesegasreinigung vor seiner Verbrennung zur Stromerzeugung in Gasmotoren ein. Teere und andere Schadstoffe werden durch die Synthesegasreinigung in eine Reinigungsstufe geführt.

Es wurde berichtet, dass in Deutschland einige Erfahrungen beim Einsatzes von Pyrolyse/Vergasung (KWU-Schwelbrennverfahren, Thermoselect, Noell-Konversionsverfahren) Schwierigkeiten hatten, den geplanten Durchsatz zu erreichen und dass dadurch die tatsächlichen Behandlungskosten sprunghaft stiegen. Es wurde auch berichtet, dass dies in manchen Fällen zur Anlagenschließung geführt hat. [74, TWGComments, 2004]

In Lahti, Finnland wird seit 1998 eine 50 – 60 MW Wirbelschichtvergasungsanlage erfolgreich mit Brennstoffen aus Abfall betrieben. Das Schwelgas wird in einer kombinierten 350 MW Steinkohle-Kraftwärmekopplungsanlage mitverbrannt und ersetzt ungefähr 15% des primären fossilen Brennstoffs. Seit 2001 ist in der Varkaus Kartonfabrik in Finnland ein 50 MW Wirbelschichtvergasung für Kunststoffabfälle, die 10 – 15% Aluminiumfolie enthalten, in Betrieb. Ein Teil des Abfalls stammt aus einem Pulper, der Papierfasern gebrauchter Flüssigkeitsverpackungen verwertet. Metallisches Aluminium wird aus dem Gaserzeugnis zur Materialverwertung zurückgewonnen. Das Gas wird in einem Gaskessel verfeuert, der Prozesswärme und Dampf für die Energieerzeugung produziert.

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003]

4.2.27 Hochtemperaturverbrennung von Schwelgas mit integrierter Aschenschmelze

Beschreibung
Diese Technik ist eine Erweiterung der Wirbelschichtvergasung. Synthesegas aus einem Vergasungsverfahren und kohlenstoffreiche Filteraschepartikel werden in einer stromabwärts liegenden Schmelzkammer verbrannt. Luft und/oder sauerstoffangereicherte Luft werden zugeführt, so dass eine zyklonförmige Strömung erzeugt wird, die die Aschepartikel gegen die Wand drückt.

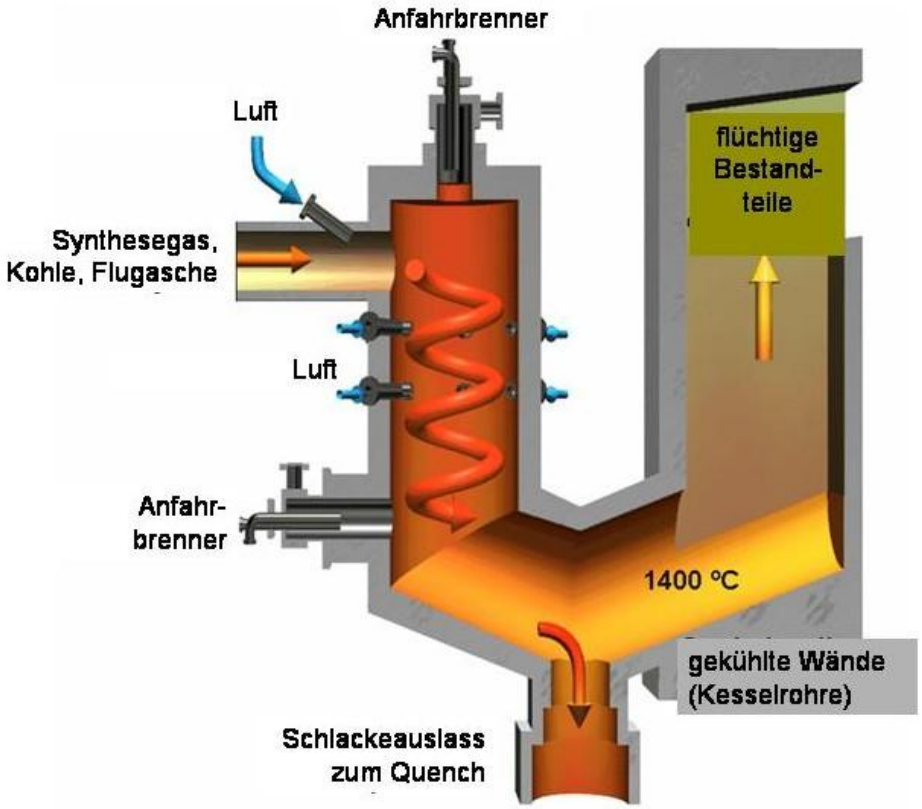

Abbildung 4.2: Grundlegende Bestandteile eines zyklonförmigen Hochtemperatursynthesegas-Ascheschmelzofens [68, Ebara, 2003]

Die Temperatur wird so festgelegt, dass die Asche verglast (ungefähr 1400 °C) und sich in Richtung Schlackeauslass bewegt. Wegen des hohen Temperaturniveaus werden Halogene und flüchtige Metalle wie Blei und Zink verdampft.

Die Wände der Ascheschmelzkammer sind feuerfest verkleidet und werden durch die Verdampferrohre des Kessels gekühlt. Dadurch wird die feuerfeste Isolierung mit einer schützenden Schlackeschicht bedeckt und eine Wärmenutzung erreicht.

Ökologischer Nutzen
Es werden die folgenden Vorteile berichtet:

- sehr effiziente Zerstörung organischer Bestandteile bei den eingesetzten hohen Temperaturen
- die Verglasung der Filterasche erzeugt ein stabiles wenig auslaugendes Granulat mit zusätzlichen Verwertungsmöglichkeiten (vgl. Asche aus Rostfeuerungen)
- die Filteraschemenge, die in die Abgasbehandlung geführt und zu Abfall wird, ist niedriger, und somit sind die Abfallmengen der Abgasbehandlung geringer
- eine geringere Verunreinigung der Abfälle der Abgasbehandlung mit Filterasche kann die Abgasbehandlungsmöglichkeiten erweitern.

Verglichen mit der Aschenschmelze in einem eigenen Verfahren außerhalb der Verbrennung ist die integrierte Aschenschmelze sehr viel energieeffizienter, da sie ein integrierter Teil des primären thermischen Verfahrens ist, wo die zur Verglasung benötigte hohe Temperatur immer noch für die Dampferzeugung verfügbar ist.

Medienübergreifende Auswirkungen
Verglasung benötigt hohe Temperaturen und somit ausreichende Energie, um diese Temperaturen zu erzeugen. Bei Brennstoffen mit niedrigem Heizwert kann die Temperatur eingehalten werden, indem zusätzliche Brennstoffe (z.B. Erdgas oder Heizöl) zugegeben werden und/oder durch Erhöhung der Sauerstoffzufuhr in die Brennkammer. Der Einsatz eines Sauerstoffgenerators erhöht den Strombedarf um ungefähr 0,5 – 1 MW je nach Sauerstoffanforderungen.

Betriebsdaten
Anlagen mit dieser Technik befinden sich seit dem Jahr 2000 in Japan im vollen gewerblichen Betrieb.

Kühlung der feuerfesten Wände ermöglicht erwiesenermaßen eine hohe Lebensdauer der feuerfesten Isolierung. Nach den derzeitigen Erfahrungswerten sind zwei jährliche Inspektionen der feuerfesten Schicht ausreichend.

Eine Teil der Filterasche wird wieder verdampft und erfordert immer noch besondere Behandlung.

Das Abgas ist sehr korrosiv und macht eine Abgasbehandlung nötig, um diese Schadstoffe zu entfernen. Durch die Korrosivität kann die Energienutzung kompliziert werden. [74, TWGComments, 2004]

Anwendbarkeit
Das Verfahren ist in mit Synthesegaserzeugung kombinierten Vergasungsanlagen anwendbar, wenn eine verglaste Filterasche gewünscht wird. Die Einschränkungen der Anwendbarkeit dieser Technik auf die verschiedenen Abfallarten sind daher die selben wie diejenigen, die mit diesem Verfahren verbunden sind. D.h. wo Wirbelschichtverfahren eingesetzt werden benötigen viele Abfälle vor dem Einsatz eine Vorbehandlung.

Obwohl es in Japan angewendet wird, muss das Verfahren in Europa in der Praxis seine Anwendbarkeit in vollem Betriebsmaßstab noch unter Beweis stellen.

Wirtschaftlichkeit
Die Ascheverglasung erhöht, selbst wenn sie in das Verfahren integriert ist, die Kosten der Abfallbehandlung wegen des zusätzlichen Investitions- und Betriebsaufwands. Die sich ergebende Gesamtwirtschaftlichkeit hängt in hohem Maße von den Einsparungen aus der Verwertung der verglasten Asche ab.

Das Produkt wird als Baumaterial eingesetzt und erzielt sehr oft keine höheren Verkaufserlöse als mechanisch behandelte Ofenasche. [39, Vrancken, 2001]

Treibende Kraft für die Anwendung
Die folgenden Faktoren fördern den Einsatz von Ascheverglasung unter Einsatz dieser Technik:

- hohe Kosten zur Behandlung/Entsorgung von Filterascherückständen/Rückständen der Abgasbehandlung
- hohe Kosten für die Behandlung/Entsorgung der Ofenaschen
- Anforderungen an sehr wenig auslaugende Verfahrensabfälle bevor eine Verwertung erlaubt ist.

Anwendungsbeispiele
Beispiele sind in Japan in Betrieb.

Es wurde berichtet, dass in Deutschland einige Erfahrungen beim Einsatzes von Pyrolyse/Vergasung (KWU-Schwelbrennverfahren, Thermoselect, Noell-Konversionsverfahren) Schwierigkeiten hatten, den geplanten Durchsatz zu erreichen und dass dadurch die tatsächlichen Behandlungskosten sprunghaft stiegen. Es wurde auch berichtet, dass dies in manchen Fällen zur Anlagenschließung geführt hat. [74, TWGComments, 2004]

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003].

4.3 Energienutzung

4.3.1 Optimierung der Gesamtenergieeffizienz und der Energienutzung

Beschreibung
Verbrennungsanlagen können den Energiegehalt von Abfall freisetzten und können Strom, Dampf und heißes Wasser liefern. Wenn eine Anlage so errichtet wurde, dass die Lieferung und der Einsatz dieser Energie maximiert werden kann, gestattet dies eine bessere Nutzung des Energiegehaltes des Abfalls.

Energieeinträge in Verbrennungsanlagen kommen hauptsächlich aus dem kalorischen Gehalt des Abfalls, können aber auch von zusätzlichen Brennstoffen stammen, die zugesetzt werden, um das Verbrennungsverfahren zu unterstützen, und ebenso von importierter Energie (Strom).

Die Anlage selbst kann einen Teil der erzeugten Energie einsetzten. Die Unterschiede zwischen dem Eintrag (Input) und den (nutzbaren) Austrägen (Output) sind die Verluste. Ein Teil dieser nutzbaren Energie kann aufgewertet (gebraucht) werden. Im Allgemeinen wird die gesamte erzeugte Energie aufgewertet, aber in Bezug auf Dampf oder heißes Wasser hängt dies von den Bedürfnissen des Verbrauchers ab. Die günstigsten Situationen sind die, bei denen die Bedürfnisse der Verbraucher das ganze Jahr über größer sind als der Austrag der Verbrennungsanlage (z.B. industrielle Verwendung von Dampf oder großes Fernwärmenetz). [74, TWGComments, 2004]

Die Effizienzoptimierung an der Anlage besteht in der Optimierung des Gesamtverfahrens. Dies schließt die Minderung der Verluste und Begrenzung der Prozessverbräuche ein. Die Erhöhung der Energieaustrags ist damit nicht allein deckungsgleich mit der Effiziez der Energieumwandlung. Es ist nämlich ebenso nötig, die vom Verfahren selbst benötigte Energie und die Aufwertungsmöglichkeiten zu berücksichtigen.

Die optimale energieeffiziente Technik hängt in gewissem Maße von dem jeweiligen Standort und von Betriebsfaktoren ab. Beispiele von Einflussgrößen, die zur Ermittlung der optimalen Energieeffizienz berücksichtigt werden müssen sind:

- der Standort. Gibt es für die Energie ein Verbraucher-/Verteilernetzwerk oder kann eines zur Verfügung gestellt werden?
- die Nachfrage nach der rückgewonnenen Energie. Es macht wenig Sinn, Energie zurückzugewinnen, die nicht genutzt wird. Dies ist speziell bei Wärme ein Problem, aber im Allgemeinen weniger bei Strom
- Nachfrageschwankungen. Z.B. werden sich die Sommer/Winter Anforderungen unterscheiden. Anlagen, die Dampf als Grundlast exportieren, können höhere jährliche Lieferungen erreichen und somit mehr von der rückgewonnen Energie exportieren als Anlagen mit schwankenden Austragsmglichkeiten, die Teile der Wärme in Zeiten niedriger Nachfrage durch Kühlung abführen müssen
- das Klima. Im Allgemeinem wird Wärme in kälteren Klimazonen von größerem Wert sein (obwohl der Einsatz von Wärme zum Betrieb von Kühleinheiten Möglichkeiten bieten kann, wenn es eine Nachfrage nach Kühlung/Klimatisierung gibt)

- Verlässlichkeit der Brennstoff/Energieversorgung. Bei abgelegenen Anlagen kann es unzuverlässige Abfallanlieferungen (bezogen auf Lagerzeiten und –kapazitäten) oder sogar Unterbrechungen in der Stromversorgung geben, die zu Abschaltungen oder größerer Abhängigkeit von selbst erzeugter Energie führen
- örtlicher Marktpreis für die erzeugte Wärme und Energie. Ein niedriger Wärmepreis wird zu einer Verlagerung auf die Stromerzeugung führen und umgekehrt
- Zusammensetzung des Abfalls. Höhere Konzentrationen korrosiver Substanzen (z.B. Chloride) können zu einem vergrößerten Korrosionsrisiko führen. Dies kann, wenn die Verfügbarkeit des Verfahrens aufrecht erhalten werden soll, die Dampfparameter begrenzen (und somit die Möglichkeiten zur Stromerzeugung). Die Zusammensetzung kann sich auch abhängig von der Jahreszeit verändern, einschließlich beispielsweise der Feriensaison, die in manchen Gebieten zu Bevölkerungsveränderungen führt
- Veränderlichkeit des Abfalls. Schnelle und erhebliche Veränderungen der Zusammensetzung können zu Verschmutzungs- und Korrosionsproblemen führen, die den Dampfdruck und somit die Energieerzeugung begrenzen. Veränderungen in der Abfallzusammensetzung (die selbst durch viele Faktoren beeinflusst wird) während der Lebensdauer der Anlage machen eine Auslegung für ein weites Spektrum vorteilhaft anstelle einer fein abgestimmten Auslegung
- Anlagen mit hoher Effizienz bei der elektrischen Energieumwandlung können attraktiv sein, wenn die Strompreise hoch sind. Es müssen jedoch oft ausgefeiltere Technologien mit möglicherweise negativen Auswirkungen auf die Verfügbarkeit eingesetzt werden. [74, TWGComments, 2004]

[28, FEAD, 2002] Die Optimierung der Verfahren zur Energienutzung verlangen, dass die Verbrennungsanlage so ausgelegt wird, dass sie den Nachfrageanforderungen des Energieverbrauchers entspricht. Anlagen, die nur Strom liefern können, werden anders ausgelegt als Anlagen, die die Möglichkeit haben Wärme zu liefern oder Anlagen mit Kraftwärmekopplung.

Ausschließliche Nutzung von Wärme, als heißes Wasser oder Dampf:

Die rückgewonnene Energie kann als heißes Wasser oder Dampf (mit unterschiedlichen Drücken) geliefert werden. Die möglichen Kunden sind:

- Netze für Fernwärme und Kühlung (weit weniger verbreitet)
- Industrieanlagen, z.B. chemische Anlagen, Elektrizitätswerke, Entsalzungsanlagen[1]

Die meisten dieser Anwender benötigen Dampf, außer den Fernwärmenetzen, die entweder Dampf oder heißes Wasser einsetzen können. Wenn kein Dampfnutzer an das Fernwärmenetz angeschlossen ist, kann heißes Wasser als Energieträger eingesetzt werden. Mit Wasser haben die Rohre größere Durchmesser und das Pumpen benötigt mehr Energie, aber der Betrieb des Fernwärmenetzes und die Sicherheitsmaßnahmen sind einfacher.

Die meisten modernen Fernwärmenetze setzen heißes Wasser ein[2]. In diesem Fall kann der Kessel der Verbrennungsanlage entweder Dampf oder heißes Wasser erzeugen. Wenn die Anlage auch Strom erzeugt (siehe unten Kraftwärmekopplung), wird Dampf eingesetzt. Falls nicht wird im Allgemeinen heißes Wasser bevorzugt.

Heißes Wasser wird oft überhitzt[3], unter Druck gesetzt und auf hohe Temperatur (z.B. 200 °C) gebracht, um den Wärmetransfer im Wärmetauscher durch Erhöhung des Hitzeunterschiedes zwischen den Heiz- und Kühlmedien zu verbessern.

Wenn das Fernwärmenetz Dampf einsetzt, müssen die Dampfparameter (Druck und Temperatur) am Kesselausgang über dem höchsten für das Fernwärmenetz benötigten Wert liegen. Im Fall von ausschließlich Wärme liefernden Anlagen liegt der Dampfdruck normalerweise 2 oder 3 bar über dem Druck des Fernwärmenetzes und der Dampf wird überhitzt um 2 bar oder 30 °C.

1) Es gibt in Europa ein Beispiel (AVR Rotterdam) einer Kopplung von Siedlungsabfallverbrennungs- und Entsalzungsanlage. Dies ist interessant, weil thermische Entsalzungsanlagen Dampf mit niedrigem oder mittlerem Druck (3 bar für "Mulit-flash", 20 bar für Thermokompression) benötigen und normalerweise das ganze Jahr über in Betrieb sind.

2) In manchen Fällen wie Basel (Schweiz) gibt es zwei Netze, ein Fernwärmenetz mit heissem Wasser und ein anderes Netz, das Dampf liefert.

3) Überhitztes Wasser ist Wasser bei einer Temperatur von über 100 °C.

Nur Strom:
Zwei Faktoren tragen zur Mengenerhöhung des Turbo-Generatoraustrags bei:

1. die hohe Enthalpie des Dampfes, d.h. hoher Druck und hohe Temperatur
2. die niedrige Enthalpie am Turbinenausgang aufgrund niedriger Kondensationstemperatur des Dampfes

Die letztere Temperatur hängt von der Temperatur des Kühlmediums (Luft oder Wasser) und von dem Unterschied zwischen dieser und der des Turbinenaustrags ab.

Zusätzlich zu Strom kann durch den Einsatz eines Wärmetauschers nach der Turbine heißes Wasser erzeugt werden. [74, TWGComments, 2004]

Kraftwärmekopplung:
Die Lage der Kraftwärmekopplung verringert den Energieverlust in Zeiten geringer Energienachfrage, z.B. im Sommer für Fernwärme. Die Energie wird unter den besten Bedingungen erzeugt, wenn der Wärmeauslass gut im thermischen Kreislauf platziert wird, d.h. wenn Niederdruckdampf zur Wärmeversorgung eingesetzt wird, was Dampf mit höherem Druck der Energieerzeugung überlässt.

Wenn bei Kraftwärmekopplung die Wärmenachfrage hoch ist, ist der Druck am Ausgang des Niederdruckteils der Turbine konstant. Der Druck hängt nur von der Temperatur des kalten Fernwärmewassers (oder anderer Rückführungen) ab. Veränderungen in der Wärmenachfrage können durch einen Sammertank oder einen Luft-kondensator ausgeglichen werden. [64, TWGComments, 2003]

Wenn die Wärmenachfrage nicht sehr hoch ist, muss der NiederdruckKapitel der Turbine sehr flexibel sein, weil die Dampfströmung im Innern je nach Wärmenachfrage unterschiedlich sein wird. Zum Beispiel:

- vom Maximalwert (100 % Stromerzeugung, keine Wärmenachfrage) wenn 100 % der Dampfströmung in den NiederdruckKapitel der Turbine geleitet wird
- zum Minimalwert: maximale Wärmenachfrage, wenn nur eine minimale Dampfströmung zum Schutz der Turbine benötigt wird.
  [74, TWGComments, 2004]

Im Falle einer Kraftwärmekopplung werden der Druck und die Temperatur des zum Wärmeabnehmer geleiteten Dampfes am Turbinenauslassventil[4] bestimmt. Das Auslassventil wird so angebracht, dass der Unterschied zwischen der Sättigungstemperatur an diesem Ventil und der Temperatur am Anfang des Fernwärmenetzes ungefähr 10 °C beträgt. Dieses Ventil, das die Fernwärme versorgt, wird normalerweise überwacht. Dies bedeutet, dass der Druck als Konstante erhalten wird.

Im Allgemeinen wird der Wärmeversorgung Vorrang gegeben, aber es kann auch der Stromversorgung Vorrang gegeben werden. Dies hängt oft von den Verkaufsverträgen ab.

Ökologischer Nutzen
Die Erhöhung der Nutzung und der tatsächlichen Belieferung/Eigennutzung des Energiewertes des Abfalls ersetzt die Notwendigkeit, diese Energie extern zu erzeugen. Dies führt sowohl zu einer Ressourcenschonung als auch zur Vermeidung von Emissionen und Verbräuchen einem externen Kraftwerk. Die Energiemenge aus dem Abfall, die zur Nutzung zur Verfügung steht, hängt vom Heizwert des Abfalls ab. [74, TWGComments, 2004]

[30, UBA, 2002] Im Allgemeinen können in einer Siedlungsabfallverbrennungsanlage aus einer Tonne Siedlungsabfall ungefähr 0,3 bis 0,7 MWh Strom erzeugt werden, abhängig von der Dampfqualität als Funktion des Heizwerts des Abfalls, der Anlagengröße, der Dampfparameter und der Effizienz der Dampfnutzung.

[4]) Im Fall von Gegendruckturbinen (ohne Niederdruckabschnitt) sind Dampfdruck und Dampftemperatur diejenigen am Auslass der Turbine.

Für die gemeinsame Erzeugung von Strom und Wärme können zusätzlich 1,25 bis 1,5 MWh (Volllaststunden) an Wärme pro Tonne Abfall geliefert werden, abhängig vom Heizwert des Abfalls, die Stromerzeugung kann sich jedoch dadurch verringern. Abhängig von der Lage sind in solchen Fällen die Möglichkeiten zur Wärmelieferung von großer Bedeutung. Diese umfassen:

- geographische Lage
- normale (Fern-) Wärmenutzungszeiten (z.B. sind dies in Deutschland nur 1300 – 1500 h/Jahr von möglichen 8760 h/Jahr, aber in Dänemark zwischen 4000 – 8760 h/Jahr von möglichen 8760 h/Jahr, weil die großen Fernwärmenetze eine ganzjährige Versorgung mit der gesamten erzeugten Wärme ermöglichen)

Bezüglich der Wärme kann unter günstigen Bedingungen in einer mit Grundlast betriebenen Verbrennungsanlage die nach dem Kessel gelieferte Energie (als heißes Wasser oder Dampf) auf ungefähr 90 % der gesamten Energiezufuhr in der Kessel vergrößert werden (interner Energiebedarf nicht eingeschlossen). Wenn hohe Wirkungsgrade der Energieumwandlung und hohe Anforderungen an die Grundlast verfügbar sind (d.h. spezielle Vorkehrungen zu Schaffung solcher Gegebenheiten getroffen wurden), ist es mit speziell vorbereiteten Abfällen mit hohem Heizwert (mehr als 20 MJ/kg) möglich, insgesamt 4 – 5.5 MWh Wärme pro Tonne Abfall zurückzugewinnen [45, FEAD, 2002]. Solche Austräge sind mit Abfällen mit niedrigerem Heizwert nicht erreichbar, z.B. nicht mit unbehandelten Siedlungsabfällen – die normalerweise einen Heizwert zwischen 8 und 12 MJ/kg aufweisen.

Eine Nutzenmaximierung aus dem Energiegehalt des Abfalls wird am Wahrscheinlichsten in Situationen erreicht, in denen Kraftwärmekopplung eingesetzt wird, da diese eine *Exergie*maximierung erlaubt. Das liegt daran, dass sie den Einsatz eines höheren Dampfdruckes zur Stromerzeugung ermöglicht, während die übrige Dampfenergie (mit geringeren Drücken) immer noch als Wärme geliefert und verwendet werden kann. In individuellen Fällen, in denen eine Kraftwärmekopplung nicht möglich ist, können andere Optionen die optimale Lösung erbringen [64, TWGComments, 2003].

Medienübergreifende Auswirkungen

Die Nutzung von Energie sollte die sichere und effektive Zerstörung des Abfalls nicht beeinträchtigen. Zum Beispiel können höhere Dampfparameter die Verfügbarkeit der Anlage beeinträchtigen, wenn nicht alle Vorsichtsmaßnahmen ergriffen werden. Ein höherer energetischer Wirkungsgrad führt zu höheren Investitions- und Wartungskosten und kann außerdem eine geringere Verfügbarkeit bewirken. [74, TWGComments, 2004]

Besondere Aufmerksamkeit muss der Auslegung des Kessels im Temperaturbereich 450 – 200 °C gewidmet werden, um sicherzustellen, dass die Neubildung von Dioxin vermindert wird, z.B. durch Verhinderung von Staubansammlung in solchen Bereichen (siehe Kapitel 4.3.19).

Bestimmte Schadstoffmessgeräte und –techniken haben einen hohen Energiebedarf. Während das Weglassen von Abgasbehandlungskomponenten zu verbesserten Möglichkeiten der Energienutzung führen kann (durch Verminderung des verfahrensinternen Energieverbrauchs), kann dies auch zu inakzeptabel hohen Emissionen führen – deshalb ist ein Gleichgewicht nötig. Einige Beispiele von Techniken mit beträchtlichem Energiebedarf umfassen:

- Gewebefilter - verringern Staub- (und andere) Emissionen, mehrere Filter hintereinander erhöhen den Energiebedarf
- Selektive katalytische Reduktion - verringert Emissionen von NO_X und gasförmigen PCDD/F, benötigt aber als nachgeschaltetes Verfahren in der Abgasbehandlung Energie für die Abgaserwärmung
- HCl- oder NaCl-Wiedergewinnung - externe Verdampfung von Abwässern
- Wiedererwärmung der Abgasfahne - vermindert die Sichtbarkeit der Abgasfahne
- Ascheschmelze - verbessert die Aschequalität

In Österreich liegt der Energiebedarf der Abfallverbrennungsanlage selbst (auch “Eigenbedarf” genannt) im Bereich von 2 – 3 % des thermischen Austrags (für Rostfeuerung oder Drehrohröfen) und 3 – 4 % im Fall von Wirbelschichtverfahren. [74, TWGComments, 2004]

Betriebsdaten

Die folgenden Daten fassen die Untersuchungsergebnisse zusammen, die von der Energieuntergruppe der technischen Arbeitsgruppe durchgeführt wurden. Die dargestellten Daten zeigen den Bereich und die Durchschnittswerte der Erzeugung und des Eigenbedarfs von Wärme und Strom pro Tonne behandeltem Abfall. Es handelt sich um jährliche Durchschnittswerte für Einrichtungen in Mitteleuropa im Jahr 2001:

Parameter		Werte des behandelten Siedlungsabfalls in MWh/t		Anzahl untersuchter Anlagen
		Bereich	Bereich	
Strom	Erzeugung	0,415 – 0,644	0,546	8
	Exportiert	0,279 – 0,458	0,396	
Wärme	Erzeugung	1,376 – 2,511	1,922	15
	Exportiert	0,952 – 2,339	1,786	
Energiebedarf der Anlage	Gesamt	0,155 – 1,116	0,575	50
	Elektrisch	0,062 – 0,257	0,142	
Anmerkungen: 1. Alle Zahlen sind absolut, d.h. es wurden keine Umrechnungs-/Äquivalenzfaktoren eingesetzt. 2. Berechnungen wurden durchgängig nach den von der Energieuntergruppe der technischen Arbeitsgruppe zur Abfallbehandlung eingesetzten Methoden durchgeführt				

Tabelle 4.15: Untersuchung der Energieuntergruppe der technischen Arbeitsgruppe für spezifische Energieflüsse in einigen europäischen Siedlungsabfallbehandlungsanlagen pro Tonne behandeltem Abfall
Quelle: [64, TWGComments, 2003] [29, Energysubgroup, 2002]

Anwendbarkeit

Der erreichbare Wirkungsgrad hängt im Wesentlichen von der chemischen sowie physikalischen Beschaffenheit des verbrannten Abfalls ab (d.h. Siedlungsabfall, gefährlicher Abfall, Klärschlamm, etc.) sowie von seinem Energiegehalt. Wenn der Abfall niedrigere und/oder geringer schwankende Stoffkonzentrationen enthält, welche die Korrosion im Kessel eventuell verstärken, können im Allgemeinen höhere elektrische Wirkungsgrade erzielt werden. Wenn eine hohe Anlagenverfügbarkeit notwendig ist, kann dies ein begrenzender Faktor sein, weil Hochtemperaturkorrosion mit höheren Dampfparametern zu einem größer werdenden Problem wird.

[29, Energysubgroup, 2002] Beim Einsatz der rückgewonnenen Energie als Wärme wird sehr oft ein Teil der gelieferten Wärme nicht wirklich genutzt. In manchen Fällen können die Verluste des mit Wärme versorgten Verfahrens ganz beträchtlich sein, weil die Nachfrage nicht konstant entsprechend der maximalen Last ist. Typischerweise kann die rückgewonnene Energie in Situationen maximiert werden in denen:

- der Verbraucher eine Industrie ist, welche die gesamte rückgewonnene Energie benötigt
- Abfall gelagert werden kann, um dann verbrannt zu werden, wenn die Wärme benötigt wird (dies vermeidet die Vergeudung von Brennstoffenergie)
- Anforderungen des Fernwärmenetzes größer sind als die Energielieferung der Abfallverbrennungsanlage.

Der letzte Fall ist in Städten oder an anderen Orten mit gut ausgebauten Fernwärmenetzen am Üblichsten.

Wenn ein geeignetes Wärmeverteilungs- und verbrauchsnetz nicht verfügbar ist, beschränkt dies die Möglichkeiten und Überlegungen zur Erzielung hoher Wärmenutzungsquoten. Dies schränkt die Möglichkeiten für das Verfahrens, die gesamte verfügbare Energie zu exportieren. Das macht es schwierig, die höchsten energetischen Wirkungsgrade zu erreichen.

Die Auswahl des Ortes, an dem die Anlage gebaut wird, und die europäische (Klima-) Zone, in der sie sich befindet, sind deshalb wesentlich bei der Bestimmung der erreichbaren Energieausträge und somit der erzielbaren Wirkungsgrade (z.B. sind kältere Klimazonen für den Wärmeexport vorteilhaft).

Wenn daher die erreichten (und zu erreichenden) Wirkungsgrade bestehender Anlagen verglichen werden, ist es wichtig, dass der Standort der Anlage berücksichtigt wird.

Es ist somit ersichtlich, dass die Gelegenheiten zur Erhöhung der Gesamtenergienutzung aus neuen Abfallverbrennungsanlagen am größten zu dem Zeitpunkt sind, an dem der Standort neuer Anlagen ausgewählt wird. Die Entscheidung, eine Anlage so zu platzieren, dass sie wirtschaftlich mit einem geeigneten Energieverteilernetz verbunden werden kann, wird im Allgemeinen einen viel größeren Einfluss auf die Gesamtenergienutzung haben als die technischen Entscheidungen während des Betriebs der Anlage.

Die Verminderung des Energiebedarfs der Anlage kann Entscheidungen bezüglich der Art und des Umfangs der eingesetzten Abgasbehandlungsanlage mit sich bringen. Ein ausgeglichenes Herangehen an solche Entscheidungen ist angemessen, d.h. eines, das sowohl das allgemeine Anliegen den Energiebedarf der Anlage zu verringern berücksichtigt als auch das Maß, bis zum dem Schadstoffe verringert werden sollen.

Wirtschaftlichkeit
Relative höhere Behandlungskosten in kleineren Anlagen und fehlende wirtschaftliche Skaleneffekte führen dazu, dass wenig Kapital zur Verfügung steht, um in die am weitesten entwickelten Energienutzungstechniken zu investieren. Dies bedeutet wiederum, dass in kleineren Anlagen, z.B. Siedlungsabfallbehandlungsanlagen mit weniger als 100 Kt/Jahr Durchsatz, geringere Wirkungsgrade erwartet werden können.

Die für die gelieferte Energie und Wärme bezahlten Preise haben auf die Wirtschaftlichkeit einen maßgeblichen Einfluss und somit auf die Investitionen, die zur Vergrößerung der Energieausträge gemacht werden. In manchen Fällen werden Subventionen gezahlt, die zu sehr attraktiven Stromerzeugungspreisen führen. In anderen Fällen kann eine hohe Wärmenachfrage zu guten Wärmepreisen führen. In solchen Fällen können die daraus gewonnenen Erlöse Investitionen zur Erhöhung der Energieausträge begünstigen.

Für Anlagen die nur Strom liefern führt eine Erhöhung des elektrischen Wirkungsgrades zu höheren Erlösen aus dem zusätzlich erzeugten/verkauften Strom, zieht aber auch höhere Investitionskosten und oft höhere Wartungskosten nach sich. Deshalb spielt der (Verkaufs-) Preis je kWh eine Schlüsselrolle bei der Auswahl einer Lösung. [74, TWGComments, 2004]

Für Anlagen mit Kraftwärmekopplung werden mit steigender Menge der als Wärme exportierten Energie die Vorteile aus einer Erhöhung des elektrischen Wirkungsgrades immer kleiner. [74, TWGComments, 2004]

Treibende Kraft für die Anwendung
Die wesentlichen treibenden Kräfte für einen verbesserten energetischen Wirkungsgrad sind günstige wirtschaftliche Bedingungen. Dies wird wiederum durch Faktoren beeinflusst wie:

- Klima
- Standort
- Preise für Wärme und Energie

Höhere Einnahmen aus Energieverkäufen können im Speziellen ermöglichen:

- Wirkungsgraderhöhungen beim Stromexport zwischen 20 und 30 % (z.B. 0,6 – 0,9 MWh/t für eine Verbrennungsanlage für unbehandelten gemischten Siedlungsabfall von 2,9 MWh/t). Die höheren Werte werden durch den Einsatz von Abfallvorbehandlungsanlagen erreicht (es ist anzumerken, dass Vorbehandlungsstufen oft Energie benötigen und manchmal die sämtliche oder sogar mehr Energie verbrauchen, als durch die Wirkungsgraderhöhung im VerbrennungsKapitel gewonnen wurde). Die Vorbehandlung schließt die Erzeugung von Brennstoffen aus Abfall zum Einsatz in der Wirbelschichtverbrennung ein sowie erhöhte Dampfparameter über 40 bar und 400 °C.
- Investitionen in Wärme- oder Dampfversorgungsnetze zur Erhöhung der Einsatzmöglichkeit der zur Verfügung stehenden Energie, um Wirkungsgrade im Bereich von 80 bis 90 % zu erzielen (z.B. >2,3 MWh/t für eine Verbrennungsanlage für unbehandelten gemischten Siedlungsabfall von 2,9 MWh/t), wenn es eine ganzjährliche Wärmenachfrage gibt.
- Investitionen in Techniken, um die verfügbare Wärme aus Niedertemperaturquellen zu nutzen, was andernfalls möglicherweise nicht wirtschaftlich wären, z.B. in kondensierende Wäscher und in Wärmepumpen (siehe folgende Kapitel).

Wo Wärmebereitstellung möglich ist, trägt dies zur Optimierung der Energienutzung, Verminderung von technischen Risiken und zur Kostensenkung bei. Das hängt jedoch immer noch von den lokalen Bedingungen und im beträchtlichem Maße von den jeweiligen Verkaufspreisen von Strom und Wärme ab. Wenn ein (beträchtlicher) Teil der Wärme nicht nutzbar ist, kann Kraftwärmekopplung durchaus die richtige Lösung sein. Wenn keine Wärme verkauft werden kann, dann ist es im Allgemeinen gute Betriebspraxis, die verfügbare Energie zur Stromerzeugung einzusetzen.

Wärme:
Die Kundennachfrage ist die ausschlaggebende treibende Kraft. Deshalb ist der Standort sehr wichtig.

Eine wichtige Einflussgröße ist die Vertragsdauer bei der Wärmeabnahme. Industriekunden können sich oft für nicht mehr als ein oder zwei Jahre festlegen. Dies passt nicht gut für Verbrennungsanlagen, wo ein Projekt mehrere Jahre benötigt, bevor die Anlage überhaupt den Betrieb aufnimmt. Weiterhin sind Finanzierung und Betrieb von Verbrennungsanlagen üblicherweise auf lange Zeit angelegt (15 – 25 Jahre).

Die günstigste Situation liegt vor, wenn die rückgewonnene Wärme vollständig zur Wärmnutzung verkauft werden kann. Dies kann bei Industriekunden vorkommen oder bei Fernwärme entweder in kälteren Klimazonen oder in sehr großen Fernwärmenetzen mit einer "Grund-"Last, die größer ist als die Energieabgabe der Anlage[5].

Wo nicht die ganze rückgewonnene Energie verkauft werden kann, sollte das Ziel angestrebt werden, die verbleibende Energie zur Stromerzeugung einzusetzen. Die Entscheidung hängt von der verbleibenden Energiemenge und von den Investitionskosten und Erträgen ab, die aus dem Stromverkauf erzielt werden können.

KWK:
Wenn nur ein Teil der Wärme verkauft werden kann, stellt die Kraftwärmekopplung (KWK) im Allgemeinen eine Lösung zur Erhöhung der gesamten Energieabgabe dar. KWK ist besonders effektiv, wenn eine niedrige Wärmetemperatur benötigt wird.

Strom:
Wenn es für Wärme keinen Kunden gibt, dann bleibt als einzige Möglichkeit, Strom zu erzeugen. Die Erhöhung des Stromabgabe kann durch den Einsatz erhöhter Dampfparameter erreicht werden (siehe Kapitel 4.3.8). Die Auswahl der Dampfparameter (hoch oder niedrig) erfolgt im Allgemeinen auf wirtschaftlicher Basis. Das technische Risiko ist auch eine Einflussgröße. Es steigt, wenn höhere Dampfparameter eingesetzt werden (z.B. über 40 bar 400 °C für gemischten Siedlungsabfall). Wenn die Anlage nicht gut betrieben und gewartet wird, können Einschränkungen der Verfügbarkeit auftreten.

Anwendungsbeispiele
Siedlungsabfallverbrennungsanlagen:

- Renova, Göteborg und Dyvamuren (Umea), Schweden – optimierte interne Energienutzung zur Maximierung der Wärmelieferung an örtliche Netze
- Odense, DK – Einsatz spezieller Verkleidungen in den Kesseln, um hohe Dampfparameter und hohe Stromabgabe zu ermöglichen
- Indaver, Beveren, B – Lieferung von Prozessdampf direkt an eine benachbarte Industrie

Beispiele von Siedlungsabfallverbrennungsanlagen, die heißes Wasser für Fernwärme erzeugen:

- Rungis (südlich von Paris, Frankreich)
- Villejust (südlich Paris, Frankreich)
- Caen (Frankreich)
- Thiverval-Grignon (westlich von Paris, Frankreich)
- Nantes Ost (Frankreich)

Beispiele für Anlagen, die Dampf für Fernwärme zur Verfügung stellen:
Drei Anlagen in Frankreich liefern Fernwärmedampf für über 200 000 Wohnungen in Paris:

- Issy-les-Moulineaux (südwestlich von Paris, Frankreich)
- Ivry (südöstlich von Paris, Frankreich)
- St Ouen (nordwestlich von Paris, Frankreich)

[5]) Manche Anlagen, die von 100 % Export der rückgewonnenen Energie berichten, versorgen sogar einen anderes Unternehmen mit Dampf, das diesen dann in Strom umwandelt, z.B. Brüssel, Belgien; Metz, Frankreich; Vancouver, Kanada. Von 8 deutschen Anlagen, die nur Wärme verkaufen, liefern alle Anlagen, die pro Tonne Abfall eine hohe Wärmemenge verkaufen, ihre Wärme direkt an ein Kraftwerk und zwar normalerweise ausschließlich als Prozessdampf.

Beispiele für Anlagen, die Industrie mit Dampf beliefern:

- Nantes (F)
- Rambervilliers (F)

Beispiele für ausschließlich Strom erzeugen Anlagen:

- Mataro (Spanien)
- Chineham (Großbritannien)

Beispiele von Siedlungsabfallverbrennungsanlagen, die Dampf zur Stromerzeugung an Kraftwerke liefern:

- Brüssel (Belgien)
- AZN Moerdijk (NL)
- mehrere Beispiele in Deutschland
- Vancouver (Kanada).

[74, TWGComments, 2004]

Beispiele für Sonderabfallverbrennungsanlagen:

- Ekokem, (FIN) – Stromerzeugung und Wärmelieferung
- Indaver, Antwerpen, (B) – Dampfnutzung auf dem Gelände für andere Verfahren
- HIM, Biebesheim (D) – Dampfnutzung auf dem Gelände zur Verdampfung von öl-/wasserhaltigen Abfällen
- Deutsche chemische Industrie (19 Anlagen, Kapazität >500.000 t/Jahr) mit Dampfnutzung auf dem Gelände für andere Verfahren, Strom (4 Anlagen) und zusätzlich für Fernwärme.

Referenzliteratur
[29, Energysubgroup, 2002], [28, FEAD, 2002], [30, UBA, 2002], [5, RVF, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.3.2 Verminderung von Energieverlusten: Abgasverluste

Beschreibung
[28, FEAD, 2002]
Abgasverluste entsprechen der Wärme, die die Anlage (normalerweise auf Kesselhöhe berücksichtigt) mit dem Abgas verlässt. Der tatsächliche Verlust hängt vom Abgasvolumen und seiner Temperatur ab (Enthalpie).

Einige Möglichkeiten zur Verminderung dieser Verluste sind:

- Vermindern des Abgasvolumens; um dies zu erreichen gibt es mehrere Möglichkeiten:
- Vermindern der Überschussluft, z.B. Verbesserung der Primär- und/oder Sekundärluftverteilung
- Abgaswiederverwertung, d.h. Ersatz eines Teils der Sekundärluft durch Abgas
- Anreichern der Verbrennungsluft mit O_2, d.h. Erhöhung des Anteils an O_2 und Verminderung des Anteils an N_2 durch O_2-Eindüsung (dies wird nur in speziellen Fällen durchgeführt - siehe Kapitel 4.2.13)
- Vermindern der Abgastemperatur, z.B. durch Einsatz von Abgaskondensation oder durch Vermindern der Temperatur am Kesselausgang – siehe Techniken, die später in diesem Kapitel beschreiben werden.
- Auswählen von Abgasbehandlungsanlagen mit Abgastemperaturen, die vom Kessel zum Schornstein so weit wie möglich sinken. [74, TWGComments, 2004]

Ökologischer Nutzen
Beim Einsatz vom Techniken zur Verminderung von Abgasverlusten kann die zusätzlich zurück gewonnene Energie der wieder eingesetzt werden.

Medienübergreifende Auswirkungen
Eine Verminderung des Volumenstroms durch Minderung der Überschussluft und durch Abgaskreislaufführung kann Korrosionsrisiken erhöhen und daher zusätzliche technische Hilfsmittel erfordern. Wenn die Werte zu weit gesenkt werden, kann dies den Gasausbrand gefährden und unvollständige Verbrennungsprodukte im Abgas hinterlassen.

Die Sauerstoffzugabe kann die Verbrennungstemperaturen erhöhen. Wenn dies nicht achtsam gesteuert wird, kann es zu Verstopfung sowie dem Risiko einer Zerstörung von feuerfestem und eisenhaltigem Material führen. [74, TWGComments, 2004]

Der beträchtliche Energieverbrauch zur Erzeugung des benötigten O_2 ist höher als die erreichte Verminderung des Energieverlustes. Diese macht die Technik nicht praktikabel, wenn der einzige berücksichtigte Vorteil die Energiebilanz ist – andere Vorteile der Sauerstoffanreicherung (z.B. verbesserte Verbrennung) können jedoch eine Gesamtrechtfertigung für diese Technik sein. [64, TWGComments, 2003]

Die Verminderung der Gastemperaturen am Kesselausgang unter die Temperatur, die zum Betrieb der nachfolgenden Abgasbehandlungsanlagen nötig ist, führt, damit diese Anlagen betrieben werden können, zu zusätzlichem Energiebedarf für die Wiedererwärmung der Abgase und zu erhöhtem Korrosionsrisiko in den Speisewasservorwärmer (Economiser). Dies ist ein besonderes Problem mit Gewebefiltern und Anlagen zur selektiven katalytischen Reduktion (SCR).

Niedrigere Abgastemperaturen am Kaminausgang können führen zu:

- sehr gut sichtbar kondensierten Abgasfahnen (weniger ein Problem, wenn kondensierende Wäscher eingesetzt werden, da diese den Wassergehalt der Abgase vermindern)
- vermindertem Auftrieb der Abgasfahne und somit verminderter Verteilung
- Korrosion in den Kaminen (Verkleidung mit Glasfasern oder ähnlichem nötig)

Betriebsdaten
Für eine Siedlungsabfallverbrennungsanlage liegen die Energieverluste über das Abgas typischerweise im Bereich von 13 - 16 % des Energieeintrags aus dem Abfall.

Anwendbarkeit
Optimierung der Temperatur am Kesselausgang kann in allen Anlagen angewendet werden. Das Ausmaß bis zu welchem sie vermindert werden kann, muss anhand der Energiebedarfen der folgenden Abgasbehandlungsanlagen und des Säureschmelzpunktes des Abgases ermittelt werden.

Neue Anlagen haben die besten Möglichkeiten zur Auslegung mit Techniken, die die Abgasverluste verringern. Anlagen mit Möglichkeiten zur Wärmeableitung bei relativ niedriger Temperatur (am üblichsten in kälteren Klimazonen) sind Am Besten zur Verwendung der zusätzlichen aus dem Abgas entfernten Wärme geeignet. Dort wo diese Wärme nicht abgenommen werden oder innerhalb der Anlage eingesetzt werden kann, wird sie Am Besten im Abgas zur besseren Verteilung etc. eingesetzt.

Veränderungen der Kesselaustrittstemperaturauslegung müssen Anforderungen der nachfolgenden Abgasreinigungsverfahren berücksichtigen. Entzogene Wärme, die später wieder zugeführt werden muss, ist voraussichtlich wegen der zusätzlichen Wärmetauscherverluste unter Energieeffizienzgesichtspunkten kontraproduktiv.

Wirtschaftlichkeit
Es liegen keine Informationen vor.

Treibende Kraft für die Anwendung
Minderung des Energieverbrauchs des Gesamtverfahrens und Erhöhung der veredelten Energieerzeugnisse. [74, TWGComments, 2004]

Anwendungsbeispiele
Viele Anlagen in Europa z.B. Brescia Italien

Referenzliteratur
[28, FEAD, 2002], [64, TWGComments, 2003].

4.3.3 Erhöhung des Abfallausbrandes

Beschreibung
Ein guter Ausbrand führt zu einer hohen Umwandlung von Brennstoff in Energie. Daher können Techniken, die einen effektiven Ausbrand und somit niedrige TOC-Werte in der Asche sicherstellen, in einem gewissen Maß zu einer verbesserten Energieeffizienz beitragen. Dabei helfen Verbrennungstechniken, die den Abfall gut durch mischen und Abfälle in der Verbrennungszone zurückhalten. Damit wird ermöglicht, dass unverbrannter Kohlenstoff in der Ofenasche für die Verbrennung in einen gasförmigen Zustand übergeht.

Techniken zur Erhöhung des Ausbrands werden in Kapitel 4.2.17 beschrieben.

Ökologischer Nutzen
Entzug des Energiewertes aus dem Abfall zur möglichen Wiederverwendung/Nutzung.

Verbesserung der Qualität der Abfälle durch Minderung des in ihnen enthaltenen unverbrannten Materials. Siehe Kapitel 4.2.17 für weitere Informationen.
Wenn der Abfall in höherem Maße ausgebrannt wird, ist ein abnehmender Energieertrag erkennbar. Dies kommt daher, dass in einigermaßen gut ausgebranntem Abfall die verbleibende Energiemenge gering ist. Der hauptsächliche Nutzen, der somit durch besseren Ausbrand erreicht wird, liegt weniger in der Energienutzung als vielmehr in der Verbesserung der Qualität der Abfälle.

4.3.4 Verminderung des Luftüberschusses

Siehe Anmerkungen in Kapitel 4.3.2 für weitere Informationen.

4.3.5 Andere Massnahmen zur Verringerung der Energieverluste

Beschreibung
Zusätzlich zu anderen in diesem Dokument beschriebenen Techniken (siehe Kapitele 4.3.2, 4.3.3, 4.3.12) können die folgenden Verluste auftreten und die folgenden Techniken zur Verringerung eingesetzt werden:

Beschreibung des Energieverlustes	Techniken zur Minderung der Verluste	Kommentare
Wärmeabstrahlung und Wärmeübergang – hauptsächlich aus Ofen und Kessel	• Isolierung • Errichtung der Anlage innerhalb eines Gebäudes	für eine Siedlungsabfallverbrennungsanlage können die Verluste auf ca. 1 % des Energieeintrags begrenzt werden.
Verluste mit festen Rückständen (Ofen- und Filterasche)	• guter Abfallausbrand • Nutzung der Entascherbadwärme	für eine Siedlungsabfallverbrennungsanlage liegen die Verluste im Bereich von 0,5 % - 1,0 % - überwiegend durch Ofenasche.
Abblasen des Kessels und Kesselabwasser	Wiederverwendung der Energie im Wasser zur Gebäudeheizung auf der Anlage	geschlossener Kühlkreislauf
Verschmutzung des Kessels verringert die Effizienz des Wärmeübergangs	• Auslegung so, dass die Verschmutzung des Kessels vermindert wird • Effektive Reinigung des Kessel - siehe Kapitel 4.3.12	
An- und Abfahrvorgänge	Auslegung so, dass Anf. und Abf. vermieden werden und Verfahren für kontinuierlichen Betrieb und gute Wartung	Beispiel: Auslegung für verringerte Kesselverschmutzung kann Häufigkeit des Anf.- und Abf. verringern und die Verfügbarkeit erhöhen.
schnelle Veränderungen der Abfalleigenschaften oder der Wärmenachfrage	• Abfallvermischung und Qualitätssicherung/-überwachung • Wärmelieferung in ein Puffernetz	Techniken, die die Stabilität der Ein- und Austräge erleichtern die Optimierung auf lokalen Verhältnisse.
Ausfälle oder Stillstand der Anlage	Wartungsvorgänge zur Verhinderung von Ausfällen	Einige Stillstände könnten zu teilweisem Abf. der Energienutzungsanlagen führen (z.B. Turbogenerator). Andere können dazu führen, dass die Anlage keinen Abfall mehr annehmen kann und somit Durchsatzverluste enstehen, wenn Lagerung nicht möglich ist.
Minderungen/Schwankung der externen Energienachfrage	• feste Verträge mit dem Verbraucher verbessern die Möglichkeiten zur Maximierung der Lieferung rückgewonnener Energie • Wärmelieferung in ein Puffernetz	Externe Nachfrage nach der rückgewonnenen Energie hat den höchsten Einfluss auf die Fähigkeit der Anlage zur Energielieferung. Im Allgemeinen ein wichtigerer Aspekt bei der Wärmeerzeugung als bei der Stromerzeugung.
Verluste durch Messvorrichtungen und –instrumente	• Einsatz von genauen Messsystemen mit niedrigem Druckabfall	Neue Instrumente erlauben z.B. bei hoher Genauigkeit fast ohne Verluste.eine Dampfmessung
Anmerkungen: Anf. = Anfahren, Abf. = Abfahren		

Tabelle 4.16: Techniken zur Minderung verschiedener Energieverluste in Abfallverbrennungsanlagen. Quelle angepasst aus [28, FEAD, 2002], [74, TWGComments, 2004].

Ökologischer Nutzen
Die zusätzliche zurück gewonnene Energie kann genutzt werden.
Medienübergreifende Auswirkungen
Es liegen keine Informationen vor.

Betriebsdaten
Öfen, Kessel und manche Leitungen werden üblicherweise mit einer Steinwolleisolierung oder einem anderem Isoliermaterial verkleidet, um Wärmeverluste zu begrenzen und um durch weniger Außentemperaturabhängigkeit die Betriebssicherheit zu erhöhen [74, TWGComments, 2004].

Anwendbarkeit
Die dargestellten Techniken können in allen Anlagen dazu beitragen, die Verluste zu verringern. Standortspezifische Faktoren können jedoch dazu führen, dass manche Techniken lokal nicht nutzbar sind oder keine Bedeutung haben (z.B. Wärmenutzung aus dem Entascher und dem Ausblasen oder Speicherung in Wärmepuffern werden nur dort erwogen, wo Wärme mit niedrigen Kenndaten ganzjährig verkauft werden kann). [74, TWGComments, 2004]

Wirtschaftlichkeit
Es liegen keine Informationen vor.

Treibende Kraft für die Anwendung
Es liegen keine Informationen vor.

Anwendungsbeispiele
Es liegen keine Informationen vor.

Referenzliteratur
[28, FEAD, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.3.6 Senkung des Energieverbrauchs des gesamten Verbrennungsprozesses

Beschreibung
Für den Anlagenbetrieb benötigt der Verbrennungsprozess selbst Energie. Diese Energie kann aus dem Abfall gewonnen werden. Der Energiebedarf hängt von der verbrannten Abfallart und der Anlagenauslegung ab.

Die Verringerung des Energiebedarfs der Anlage muss gegenüber der Notwendigkeit abgewogen werden, eine effektive Verbrennung sicherzustellen, die Abfallbehandlung zu bewerkstelligen und Emissionen (insbesondere in die Luft) zu begrenzen.

Übliche Quellen für einen beträchtlichen Prozessenergieverbrauch sind:

- induzierte und Zwangs-Saugzuggebläse zur Druckabfallvermeidung und für die Verbrennungsluft
- Maschinen zum Abfallumschlag/Abfallaufgabe (z.B. Pumpen/Kräne und Greifer/Förderschnecken)
- luftgekühlte Kondensatoren
- Abfallvorbehandlung (Schredder, etc.)
- Abgaserwärmung für spezielle Anlagen zur Abgasbehandlung (z.B. Gewebefilter, SCR-Anlagen)
- Abgaswiedererwärmung zur Minderung der Sichtbarkeit der Abgasfahne
- Brennstoffzugabe für die Verbrennung und zum An-/Abfahren (v.a. bei Abfall mit niedrigem Heizwert)
- AbWäscher, die das Abgas stärker abkühlen als quasi-trockene und trockene Anlagen
- Strombedarf anderer Anlagen

In vielen Fällen, besonders wenn eine schrittweise Veränderung der Abgasbehandlungsanlage erforderlich ist, wird umso mehr Energie von der Abgasbehandlungsanlage verbraucht, je niedriger die Emissionsgrenzwerte sind. – Es ist daher wichtig, dass die medienübergreifenden Auswirkungen des erhöhten Energieverbrauchs berücksichtigt werden, wenn versucht wird, die Emissionswerte zu verringern.

Die folgenden Techniken und Maßnahmen können den Prozessbedarf verringern:

- Einsatz unnötiger Maschinen vermeiden
- Verwendung eines integrierten Ansatzes zur Erzielung der Energieoptimierung der gesamten Anlage statt Optimierung jedes einzelnen Teils des Verfahrens [74, TWGComments, 2004]
- Anordnung der Hochtemperaturanlagen vor den Niedertemperaturanlagen oder vor Anlagen, die die Temperatur stark absenken
- Einsatz von Wärmetauschern zur Senkung des Energiebedarfs, z.B. bei Anlagen zur selektiven katalytischen Reduktion (SCR)
- Ausnutzung der Energie, die von der Abfallverbrennungsanlage erzeugt wird und die andernfalls nicht verwendet oder abgegeben würde, um dadurch den Import externer Energie zu ersetzen
- Einsatz von frequenzgesteuerten Drehmaschinen, die mit unterschiedlichen Geschwindigkeiten arbeiten, sowie von Gebläsen und Pumpen, immer dort wo diese tatsächlich häufig mit verminderter Last laufen. Weil Druckveränderungen durch veränderte Geschwindigkeiten und nicht durch Ventile erzeugt werden, vermindert dies wesentlich ihren durchschnittlichen Energieverbrauch.

Ökologischer Nutzen
Verringerung des Prozessbedarfes senkt die Notwendigkeit externer Energieerzeugung oder erlaubt den Export größerer Energiemengen. Die zusätzliche zurückgewonnene Energie kann einer Verwendung zugeführt werden.

Medienübergreifende Auswirkungen
Minderung des Energieverbrauchs bei Auslegung und Betrieb der Abgasbehandlungsanlage kann zu erhöhten Luftemissionen führen.

Betriebsdaten
[28, FEAD, 2002]
Für eine Siedlungsabfallverbrennungsanlage liegt der Stromverbrauch typischerweise zwischen 60 und 190 kWh/t Abfall, abhängig vom Heizwert.

Ein durchschnittlicher betriebsinterner Stromverbrauchswert von 75 kWh/t Abfall wurde berichtet von: einer Siedlungsabfallverbrennungsanlage, die Abfall mit einem Heizwert von 9200 kJ/kg verbrennt; sie erzeugt nur elektrische Energie (keine Wärme); entspricht den Emissionsgrenzwerten der EG/2000/76 durch Einsatz eines quasi-trockenen Reinigungsverfahrens und selektiver katalytischer Reduktion zur Minderung von NO_X; keine Vorrichtung zur Minderung der Abgasfahne. In einer Siedlungsabfallverbrennungsanlage wie dieser, ohne Vorbehandlung, Abgaswiedererwärmung oder Minderung der Sichtbarkeit der Abgasfahne sind die hauptsächlichen Verbraucher elektrischer Energie in etwa:

- Saugzuggebläse für induzierte Strömung: 30 %
- Saugzuggebläse für Zwangsströmung: 20 %
- Aufgabepumpen und andere Wasserpumpen: 20 %
- luftgekühlter Kondensator: 10 %
- andere: 20 %. [74, TWGComments, 2004]

Anlagen mit größerem Durchsatz erreichen Skaleneffekte, was zu geringerem Energieverbrauch pro behandelter Abfalleinheit führt. Dies wird unten in Tabelle 4.17 dargestellt:

Größenbereich der Siedlungsabfallverbrennungsanlage (t/Jahr)	Prozessenergiebedarf (kWh/t Abfalleingang)
bis zu 150 000	300 – 700
150 000 – 250 000	150 – 500
mehr als 250 000	60 – 200

Tabelle 4.17: Anlagendurchsatz und Gesamtprozessenergiebedarf für Siedlungsabfallverbrennungsanlagen in Deutschland. Quelle [31, Energysub-group, 2003].

Die Höhe solcher Skaleneffekte kann weniger dramatisch sein, als dies die obigen Beispieldaten nahelegen. Die allgemein höheren Werte für den Eigenstrombedarf in der obigen Tabelle können am ehesten durch den Einsatz komplexer, nachträglich eingebauter Abgasbehandlungsanlagen erklärt werden, die in Deutschland oft eingesetzt werden, um Emissionswerte zu garantieren, die manchmal deutlich unterhalb der 2000/76/EG liegen. [64, TWGComments, 2003]

Anwendbarkeit
Ein Großteil der zusätzlich verbrauchten Energie rührt aus der Anwendung zusätzlicher Abgasbehandlungsverfahren, die ihrerseits Energie verbrauchen. Die Minderung des Prozessenergieverbrauchs durch Beseitigung dieser Komponenten ist dort wenig geeignet, wo es lokal treibende Kräfte gibt, die weitere Minderungen von Emissionen rechtfertigen.

Die Möglichkeiten zur Optimierung sind in neuen Anlagen am Größten – dort, wo es möglich sein wird, eine Vielzahl möglicher Gesamtauslegungen zu untersuchen und so auszuwählen, dass eine Lösung erzielt wird, die die Minderung von Emissionen gegenüber dem Energieverbrauch ausbalanciert.

Bei bestehenden Anlagen können die Möglichkeiten eingeschränkter sein wegen der Kosten (und zusätzlichen technischen Risiken), die mit einer kompletten Neugestaltung verbunden sind. Anlagen die nachträglich umgebaut wurden, um spezielle Emissionsgrenzwerten zu erzielen, müssen im Allgemeinen nachgeschaltete Abgasreinigungsanlagen einbauen und werden daher höhere Energieverbrauchswerte aufweisen.

Wirtschaftlichkeit
Durch Minderung des externen Energiebedarfs des Prozesses können Betriebskosten eingespart werden. Dort wo die eingesparte Energie exportiert werden kann, kann dies zu zusätzlichen Erlösen führen.
Im Vergleich zu den erreichbaren Vorteilen können in bestehenden Anlagen die Investitionskosten eines beträchtlichen Umbaus in manchen Fällen hoch sein.

Treibende Kraft für die Anwendung
Zusätzliche Erlöse aus dem Energieverkauf oder Betriebskostensenkung durch geringeren Energieverbrauch.

Anwendungsbeispiele
Es liegen keine Informationen vor.

Referenzliteratur
[28, FEAD, 2002], [31, Energysub-group, 2003], [64, TWGComments, 2003]

4.3.7 Auswahl der Turbine

Beschreibung
Die wesentlichen Turbinenarten, die in Verbrennungsanlagen üblicherweise eingesetzt werden, sind:

- Gegendruckturbinen
- Kondensationsturbinen
- Entnahme-Kondensationsturbine
- zweistufige Kondensationsturbinen

Gegendruckturbinen werden eingesetzt, wenn eine beträchtliche und möglichst constant bleibende Energiemenge an Kunden geliefert werden kann. Die Höhe des Gegendrucks hängt von der Höhe der bei der Wärmelieferung benötigten Temperatur ab. Der Druck am Ende einer Gegendruckturbine liegt über dem atmosphärischen Druck (z.B. 4 bar abs.). [74, TWGComments, 2004]

Kondensationsturbinen werden eingesetzt, wenn es wenige oder keine Möglichkeiten gibt, Wärme an Kunden zu liefern, und die zurückgewonnene Energie in Strom umgewandelt wird. Die Effizienz der Stromerzeugung wird vom verwendeten Kühlsystem beeinflusst (siehe auch 4.3.9). Der Ausstoßdruck einer Kondensationsturbine liegt unter dem Vakuum (z.B. 0.2 bar abs.) und der Niedertemperaturteil einer Kondensationsturbine ist viel größer. [74, TWGComments, 2004]

Die Entspannungskondensationsturbinen sind Kondensationsturbinen mit einer beträchtlichen Ausleitung von Dampf mit mittlerem Druck zu einer bestimmten Verwendung. Es gibt nahezu immer ein(ig)e Ausleitung(en) zur Aufrechterhaltung des Betriebs einer Kondensationsturbine. Entspannungskondensationsturbinen werden eingesetzt, wenn eine beträchtliche und schwankende Menge an Wärme oder Dampf an Kunden geliefert werden kann. Die benötigte Menge an (Niederdruck-) Dampf wird aus der Turbine ausgeleitet und der verbleibende Dampf wird kondensiert.

Zweistufige Kondensationsturbinen erhitzen den Dampf zwischen den beiden Stufen durch Einsatz eines Teils des Dampfeintrags zur Dampfüberhitzung in der zweiten Stufe. Damit erreichen sie ohne Beschädigung der Turbine eine höhere Energieerzeugung bei niedrigen Kondensationstemperaturen. [74, TWGComments, 2004]

Ökologischer Nutzen
Der ausgewählte Typ hat einen Einfluss auf Stromerzeugung und Energieaustrag.

Dampfanzapfung führt zu optimierter Energienutzung. Einsparungen fossiler Brennstoffe senken Emissionen von Schadstoffen und Treibhausgas durch weniger zusätzlichen Energieeinsatz aus externen Kraftwerken.

Medienübergreifende Auswirkungen
Eine niedrige Kondensationstemperatur am Ende der Turbine kann durch die hohe Feuchtigkeit des Dampfes Korrosion verursachen. [74, TWGComments, 2004]

Betriebsdaten
Turbinen in Siedlungsabfallverbrennungsanlagen sind normalerweise nicht sehr groß, typischerweise 10 MW (Bandbreite von 1 MW bis 60 MW). Die Anzahl der Auslässe ist normalerweise auf 3 oder 4 begrenzt (was den Unterschied zu Kraftwerken ausmacht, wo eine Turbine viel mehr Auslässe haben kann).

Der NiederdruckKapitel der Turbine benötigt eine minimale Dampfströmung zur Kühlung der Schaufeln, zur Vermeidung von Vibrationen und zur Verhinderung von Kondensation.

Wenn die verbleibende Dampfströmung unter manchen Betriebsbedingungen zu niedrig ist, ist es auch möglich, anstatt eines Turbogenerators mit einem Hoch- und einem NiederdruckKapitel zwei Turbinen (eine Hochdruck, eine Niederdruck) zu verwenden. Die Wahl wird abhängig von den lokalen Bedingungen getroffen und die optimale Entscheidung kann je nach Zeitpunkt unterschiedlich ausfallen. [74, TWGComments, 2004]

Um die Stromerzeugung bei Kondensationsturbinen zu verbessern, wird der für den Verbrennungsprozess benötigte Dampf (z.B. für Entlüfter, Lufterhitzer, Rußbläser) normalerweise aus der Turbine entnommen, nachdem er sich im Hochdruckbereich der Turbine entspannt hat. Dies wird durch Auslässe (auch "Extraktion" oder "Anzapfung" genannt) bewerkstelligt. Diese Auslässe werden als “nicht gesteuert” bezeichnet, weil der Druck von der Turbinenbelastung abhängt (der Druck kann an einem Auslass halbiert werden, wenn die Dampfströmung um 50% verringert wird). Die Auslässe sind so angebracht, dass der Druck bei jeder Belastung der Turbine für die Anforderungen des Prozesses hoch genug ist.

Anwendbarkeit
Die Auswahl der Turbine muss zur selben Zeit wie die restlichen Eigenschaften des Dampfkreislaufs erfolgen und hängt mehr von externen Gesichtspunkten als vom Verbrennungsprozess ab. [64, TWGComments, 2003]

Wirtschaftlichkeit
Es liegen keine Informationen vor.

Treibende Kraft für die Anwendung
Es liegen keine Informationen vor.

Anwendungsbeispiele
1. RMVA Köln, Deutschland
Durch Dampfentzug einer Kondensationsturbine werden vielfältige Verwendungsmöglichkeiten für die Energie gefunden und der Gesamtenergieeinsatz optimiert. Der Dampf wird mit einer Temperatur von 400 °C und einem Druck von 40 bar zur Turbine befördert. Das Anzapfen des Dampfes bei ungefähr 300 °C und 16 bar zur lokalen und weiter entfernten Dampfverwendung sowie das Anzapfen bei ca. 200 °C und 4,8 bar zur ausschließlich lokalen Verwendung bedeutet, dass die Energie bestmöglich ausgenutzt werden kann.

Der Dampf wird vor Ort zur Vorheizung von Luft und Wasser lokaler Anlagen und Gebäude eingesetzt, hier insbesondere als Prozesswärme zur Dampferzeugung und auch zur Abluftreinigung. Der weiter entfernt verwendete Dampf wird vorrangig zur Unterstützung von Erzeugungsprozessen eingesetzt, aber auch zum Heizen. [64, TWGComments, 2003]

2. Anlage in Rennes – Nachträglicher Einbau
2 Linien von je 5 t Abfall pro Stunde erzeugen Dampf mit 26 bar abs. und 228 °C (gesättigt) zur Fernwärmeversorgung. 1995 wurde eine dritte Linie mit 8 t Abfall pro Stunde hinzugefügt, die Dampf mit dem selben Druck und 380 °C (Überhitzung von 150 °C) erzeugt.

Mehrere Turbogeneratoren mit 9,5 MW beziehen den mittelmäßig überhitzten Dampf der drei Linien. Die Turbogeneratoren können jedoch auch betrieben werden, wenn eine der drei Linien abgeschaltet ist. Dies bedeutet, dass sie mit der Überhitzung von 150 °C betrieben werden können, wenn die 2 Linien mit 5 t/h gestoppt werden, aber auch mit gesättigtem Dampf, wenn die Linie mit 8 t/h abgeschaltet ist. Die Turbine verwendet nur gesättigten Dampf.

3. Drei Anlagen in Paris
Diese Anlagen verbrennen insgesamt 1800 000 t/a und versorgen das Pariser Fernwärmenetz jährlich mit 4000 000 t Dampf (2900 000 MWh_{th}/Jahr), was 45 % des Bedarfs entspricht. Sie erzeugen auch 290 000 MWh/a Strom, von denen 160 000MWh/a in das nationale Netz geliefert werden.

Der Dampf wird ohne Wärmetauscher mit ventilgesteuertem Druck entsprechend der Anforderungen des Fernwärmenetzes zwischen 12 und 21 bar direkt ins Netz geliefert. Ein schwankender Dampfanteil kommt als Kondensat zurück. Die Entmineralisierungsanlagen sind in der Lage, 2/3 des Dampfstromanteils zu erzeugen.

Die im Vergleich zum erzeugten Dampf hohe Fernwärmenachfrage und die Tatsache, dass 3 Anlagen das gleiche Fernwärmenetz beliefern, das dem selben Eigentümer gehört und von der selben Firma betrieben wird, führt zu diesen speziellen Entscheidungen bei der Anlageauswahl [74, TWGComments, 2004].

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003]

4.3.8 Erhöhte Dampfparameter und Einsatz spezieller Materialien zur Minderung der Kesselkorrosion

Beschreibung
Höhere Dampfparameter erhöhen die Turbineneffizienz und führen zu höherer Stromproduktion pro Tonne verbranntem Abfall. Wegen der korrosiven Eigenschaften der aus dem Abfall entstehenden Verbrennungsgase können Verbrennungsanlagen jedoch nicht die selben Temperaturen und Drücke wie manche Primärenergieerzeuger verwenden, z.B. 100 – 300 bar und 620 °C. Eine normale Maximaltemperatur in Kohlekraftwerken ist zum Beispiel 540 °C.

Es gibt einen Unterschied zwischen:

- dem Dampfdruck, der die Temperatur (Sättigungsdruck) in den Wasserrohrwänden (die durch Verkleidungen geschützt werden können) und in den Wärmetauschbündeln erzeugt und
- der Dampftemperatur (überhitzter Dampf), die die Temperatur in den Überhitzern erzeugt.
  [64, TWGComments, 2003]

Im Allgemeinen sind Siedlungsabfallverbrennungsanlagen auf 40 – 45 bar und 380 – 400 °C begrenzt, wenn nicht spezielle Maßnahmen zur Korrosionsvermeidung getroffen werden (die zu verringerter Verfügbarkeit der Anlage und erhöhten Kosten führen). Oberhalb dieser Werte gibt es einen Abwägung zwischen:

- Kosten für spezielle Maßnahmen z.B. spezielles Material um Korrosion zu verringern
- Kosten für den Verlust an Verfügbarkeit, wenn erhöhter Wartungsaufwand nötig ist
- Wert des zusätzlich erzeugten Stromes.

Um die Korrosionsauswirkungen zu verringern, können Verkleidungen aus Nickel/Chrom-Legierungen (Hauptbestandteile) oder anderes spezielles Material zum Schutz der Oberflächen vor den Abgasen eingesetzt warden, an denen der Wärmeaustausch stattfindet. Die Verkleidung beginnt normalerweise nach der feuerfesten Isolierung und kann den ersten Kesselzug und den Beginn des zweiten Kesselzugs bedecken. Die feuerfeste Wand kann auch luftgekühlt werden (leichter Überdruck), um die Korrosion der Rohre hinter der feuerfesten Isolierung zu verringern. Auch Keramikkacheln werden zum Schutz der Kesselrohre eingesetzt.

Hochtemperaturkorrosion der Membranwände und des Überhitzers kann durch Senkung der Abgastemperatur vor dem Überhitzer auf unter 650 °C und/oder den Schutz der Oberflächen des Wärmeaustausches mit Keramikkacheln oder speziellen Legierungen verringert werden.

Der Hauptvorteil spezieller Legierungen gegenüber einer keramischen Verkleidung der Brennkammerwände ist der bessere Wärmetransfer zum Kessel, der zu einer niedrigeren Temperatur der Abgase vor den ersten Konvektonsbündeln führt.

Eine Alternative zur Verkleidung ist der Einbau von Verbundkesselrohren. Verbundkesselrohre bestehen aus zwei Rohren, einem inneren und einem äußeren, die metallurgisch verbunden sind. Es gibt sie in verschiedenen Legierungskombinatinen. Seit den siebziger Jahren werden sie in Abfallverbrennungskesseln eingebaut. [64, TWGComments, 2003]

Ökologischer Nutzen
Durch Erhöhen des Dampfdruckes und/oder der –temperatur kann ein höherer Stromertrag pro Tonne verbranntem Abfall erzielt werden. Diese höhere Effizienz verringert den externen Verbrauch fossiler Brennstoffe (z.B. in Kraftwerken; Einsparung von Ressourcen) und die damit zusammenhängenden CO_2 Emissionen (Treibhausgase). [74, TWGComments, 2004]

Medienübergreifende Auswirkungen
Erhöhte Dampfparameter ohne die Anwendung spezieller Antikorrosionsmaßnahmen erhöhen das Korrosionsrisiko sowie die damit zusammenhängenden Wartungskosten und Verfügbarkeitsverluste.

Betriebsdaten
Diese Technik schließt ein erhöhtes technologisches Risiko ein und erfordert spezielle Fähigkeiten bei der Beurteilung ihres Einsatzes und der Wartung.

Anwendbarkeit
Der Einsatz erhöhter Dampfparameter zur Erhöhung der Stromerträge ist in allen Verbrennungsanlagen anwendbar, die nur Strom erzeugen oder in denen der Wärmeanteil an der Kraftwärmekopplung niedrig ist.

Die Technik ist nur eingeschränkt bei Prozessen anwendbar, die verlässliche Möglichkeiten zur Lieferung von Dampf oder Wärme haben. Dann kann die Dampf-/Wärmeenergie exportiert werden und es besteht keine Notwendigkeit den Stromertrag zu erhöhen und zusätzliche technische Risiken und Kosten in Kauf zu nehmen.

Der Einsatz von Verkleidungen und anderen speziellen Materialien wird angewandt, um Korrosion zu verringern, wenn erhöhte Dampfparameter und/oder hoch korrosive Abfälle verwendet werden.

Bestehende Anlagen, die im angelieferten Abfall steigende Heizwerte zu verzeichnen hatten, können vom Einsatz spezieller Materialien und Verkleidungen profitieren, weil das die Wartungskosten verringern kann und verbesserte Stromerträge ermöglicht.

Wirtschaftlichkeit
Die Kosten der Verkleidung können gegen verringerte Wartungskosten und Einnahmen aus dem Stromverkauf sowie verbesserte Verfügbarkeit der Anlage verrechnet werden.

Es wurde berichtet, dass die Kosten für Verkleidungen bei ca. 3000 EUR/m^2 liegen.

Der Anstieg der Einnahmen hängt vom erzielten Energiepreis ab.

[32, Dänemark, 2003] Die Tabelle unten basiert auf tatsächlichen Preisen für Strom und Wärme in Dänemark und auf den tatsächlichen Betriebsdaten einer modernen Siedlungsabfallverbrennungsanlage mit Kraftwärmekopplung und einer Kapazität von 34 t/h. Die Tabelle verdeutlicht die abgegebenen Energiemengen und die Erlöse bei verschiedenen Dampfparametern:

Dampfwert	bar	50	40	30
Austrag des Generators	MW	19,6	18,6	17,3
Wärmeerzeugung	MJ/s	71,2	72,2	73,5
Veränderung im Stromaustrag	MW	0	-1	-2,3
Veränderung im Wärmeaustrag	MJ/s	0	1	2,3
Wirtschaftlichkeit				
Verfügbarkeit	h/a	8000	8000	8000
Strompreis	EUR/MWh	47	47	47
Wärmepreis	EUR/MWh	18	18	18
Veränderung der jährlichen Einnahmen	**Mio. EUR/a**	**0,0**	**-0,25**	**-0,54**

Tabelle 4.18: Beispiele von Energieausträgen und Einnahmen bei verschiedenen Dampfdrücken für eine Siedlungsabfallverbrennungsanlage mit KWK, die erhöhte Dampfdrücke einsetzt [32, Dänemark, 2003]

Diesem Beispiel zu Folge und unter Berücksichtigung der Energiepreise in Dänemark berücksichtigt führt eine Erhöhung des Dampfdruckes von 40 auf 50 bar zu zusätzlichen jährlichen Einnahmen von ca. 250 000 EUR. Umgerechnet auf eine Betriebsdauer von 15 Jahren (Inflationsrate von 2002) ergibt dies zusätzliche Einnahmen von ca. 2,5 Millionen Euro.

Diese Zahlen beinhalten keine zusätzlichen Investitionskosten, die für die Erhöhung der Drücke von 40 auf 50 bar benötigt werden. In diesem Fall wurden diese zusätzlichen Kosten als im Vergleich zu den in der selben Periode (15 Jahre) erzielten zusätzlichen Einnahmen als nicht wesentlich eingestuft.

Eine Veränderung des Drucks kann eventuell ein gänzliches Auswechseln der Rohre und der Ventile des Kessels und auch ein Auswechseln der Dampftrommel bedeuten, was dann dazu führen würde, dass ein Antrag auf eine Betriebserlaubnis nach der Druckgeräterichtlinie 97/23/EG erforderlich wäre. [74, TWGComments, 2004]

Treibende Kraft für die Anwendung

Höhere Strompreise werden die Einführung dieser Technik fördern, da sie eine schnellere Rückzahlung der benötigten Investitionen erlauben.

Anwendungsbeispiele

Hohe Dampfparameter:
Odense (Dänemark) 50 bar 520 °C mit Verkleidung.
AVI Amsterdam, AVR Botlek, AVR AVIRA und AVI Wijster, alle in den Niederlanden.
AVE-RVL Lenzing, Österreich: zirkulierende Wirbelschicht, die verschiedene Abfälle annimmt, einschließlich solche mit ca. 60 % Kunststoffen, erzeugt Dampf mit 78 bar und 500 °C.
Ivry, Frankreich (75 bar, 475 °C),
Mataró, Spanien (60 bar, 380 °C),
Lasse Sivert Est Anjou, Frankreich (60 bar, 400 °C).

Verbesserung durch nachträglichen Einbau:
Rennes, Frankreich, 26 bar, 228 °C (Sättigungszustand); als die 3. Linie hinzukam wurde ihr Kessel bei 26 bar, 380 °C geschätzt; die 2 vermischten Dämpfe werden auf den Turbogenerator gegeben.

Anwendung spezieller Materialien:
Verbesserung durch nachträglichen Einbau: Toulon, Thiverval (F), Mataro (Sp), Stoke on Trent (UK);
Neue Anlage: Lasse Est Anjou (F)
[74, TWGComments, 2004]

Referenzliteratur
[32, Denmark, 2003], [28, FEAD, 2002], [2, infomil, 2002], **[3, Austria, 2002]**, [64, TWGComments, 2003]

4.3.9 Verminderung des Kondensatordrucks (d.h. verbessertes Vakuum)

Beschreibung
Nach dem Verlassen des Niederdruckbereichs der Dampfturbine wird der Dampf in Kondensatoren kondensiert und die Wärme dann in eine Kühlflüssigkeit abgegeben. Das aus dem Dampf kondensierende Wasser wird normalerweise rezirkuliert und als Kesselbeschickungswasser eingesetzt. [74, TWGComments, 2004]

Die Temperatur der kalten Quelle am Turbinenausgang ist für die Leistung der Turbine wichtig. Je kälter die kalte Quelle, desto höher ist der Enthalpieminderung und somit die Energieerzeugung. Aufgrund der klimatischen Bedingungen ist es offensichtlich, dass es in kälteren Klimazonen einfacher ist, diesen niedrigen Druck zu erzielen. Dies ist ein Grund, warum nördliche Anlagen eine bessere Effizienz erzielen können als Anlagen in südlichen Ländern. [64, TWGComments, 2003]

Die niedrigsten Temperaturen werden erzielt, wenn der Dampf kondensiert wird. Dies geschieht entweder durch Einsatz von Luft oder Wasser als Kühlfluid. Die Temperaturen entsprechen Drücken unter dem atmosphärischen Druck (d.h. Vakuum).

Dort wo ein großes Fernwärmenetz das ganze Jahr über die gesamte produzierte Last einer Siedlungsabfallverbrennungsanlage nutzt, so wie in Schweden oder Dänemark, wird mit kaltem Rücklaufwasser gekühlt, dessen Temperatur manchmal sehr niedrig sein kann (z.B. 40 °C oder 60 °C, siehe Tabelle 4.19 in Kapitel 4.3.16).

Ein Vakuum ist nicht “unbegrenzt”. Sobald der Dampf die Sättigungslinie des “Mollier”-Diagramms überschreitet, beginnt er feucht zu sein. Der Feuchtigkeitanteil steigt mit der Ausdehnung des Dampfes in der Turbine. Um Schaden an der Endstufe der Turbine zu vermeiden (Erosion durch Wassertropfen), muss die Feuchtigkeitsmenge begrenzt werden (oft ungefähr 10 %). [74, TWGComments, 2004]

Ökologischer Nutzen
Erhöhte Stromerzeugung ist durch Verbesserung des Vakuums möglich.

Medienübergreifende Auswirkungen
In einem offenen Kreislauf, d.h. einem Wasserkondensator zur Kühlung, der einmal durchlaufen wird, beträgt die benötigte Wassermenge bei einem angenommenen Anstieg der Wassertemperatur von 10 °C ungefähr 180 m^3/MWh.

In einem geschlossenen Kreislauf mit einem Kühlturm beträgt der Wasserverbrauch (verdampftes Wasser) ca. 2,5 oder 3 m^3/MWh.

Sowohl offene als auch geschlossene Kreisläufe können eine die Zugabe von Chemikalien sowie möglicherweise eine Abwasserbehandlung oder andere Verfahren benötigen, um die Verschmutzung im Wärmetauschsystem zu verringern. Die Auswirkungen von Abwässern sind bei offenen Verfahren viel größer.

Niedriger Kondensatordruck erhöht die Feuchtigkeit im Dampf, was die Abnutzung in der Turbine verstärken kann [74, TWGComments, 2004].

Luftkondensatoren emittieren Lärm. Eine detailierte Auslegung ist daher wichtig (z.B. Abschirmung, Frequenzumwandler für den Lärmpegel, etc.).

Eine Reinigung der Oberfläche des Kondensators ist für seine Effizienz sehr wichtig und sollte bei niedrigen Temperaturen vorgenommen werden. [74, TWGComments, 2004]

Betriebsdaten
Kondensatordruck/Kondensatorarten:

Mit einem luftgekühlten Kondensator und Luft mit 10 °C kann typischerweise ein Druck im Kondensator von 100 bis 85 mbar absolut erzielt werden, abhängig von der Kondensatoroberfläche. Wenn die Temperatur der Umgebungsluft 20 °C beträgt, ist im selben luftgekühlten Kondensator mit einem Druck von 200 bis 120 mbar absolut zu rechnen. Die Bauart ist ein Kompromiss zwischen einer vernünftigen Wärmetauscheroberfläche und einem niedrigem Kondensatordruck. [74, TWGComments, 2004]

Bei **Wasser-Kondensatoren** (einmalig durchströmter Kühlkondensator, offener Kreislauf), die Flusswasser mit 10 °C einsetzen, im Kondensator mit einem Druck von ungefähr 40 – 80 mbar absolut zu rechnen, weil der Wärmetausch mit Wasser einfacher ist.

Bei einem **atmosphärischen Kühlturm**[6] ist die Wassertemperatur mit der Lufttemperatur und ihrer Hygrometrie (Temperatur der Feuchtigkeitsglocke) verknüpft. Wenn die Temperatur der Feuchtigkeitsglocke 10 °C beträgt, ist mit einem Kondensatordruck von ungefähr 60 mbar zu rechnen. Die Dampfglocke über dem Turm kann durch die Bauart verkleinert (aber nicht abgeschafft) werden. Dies wird zu einem leichten Anstieg des Kondensatordrucks führen. Diese Art Kühler kann wegen der Verdampfung von Wasser und des direkten Kontaktes Risiken hinsichtlich Legionellen mit sich bringen. Er wird hauptsächlich bei kleinem Kühlbedarf eingesetzt (so zum Beispiel bei Nebenaggregaten der Turbinen). [74, TWGComments, 2004]

Nach einer Überschlagsrechnung steigt die Stromerzeugung von 24,1% auf 25,8% (+7%), wenn das Vakuum von 100 mbar auf 40 mbar verbessert wird. [64, TWGComments, 2003]

Anwendbarkeit
Dort wo elektrische Energie geringere Priorität hat (z.B. wenn die Lieferung von Wärme möglich ist) kann der Druck am Turbinenausgang über dem atmosphärischen Druck liegen. In diesem Fall spricht man von einer Turbine, die mit Gegendruck betrieben wird. Der verbleibende Dampf wird im Kondensator verdampft.

Luftgekühlte Kondensatoren sind oft der einzig mögliche verwendbare Typ. [74, TWGComments, 2004]

Wasserkondensatoren mit offenem Kreislauf sind nur für Standorte geeignet, an denen es reichlich Wasser gibt, das die Aufheizung durch die anschließende Einleitung verkraften kann.

Bei vermindertem Kondensatordruck steigen die Gewinne bei der Stromabgabe. Die Techniken sind deshalb von größerem Vorteil für Kondensationsturbinen. [64, TWGComments, 2003]

Wirtschaftlichkeit
Der Einsatz von Techniken zur Minderung erhöhter Drücke ist dort am Wirtschaftlichsten, wo es höhere Strompreise gibt.

Bei luftgekühlten Kondensatoren erfordern höhere Druckabfälle Anlagen mit größerer Oberfläche und eine höhere Leistung der Gebläsemotoren. Dies führt zu erhöhten Kosten.

Treibende Kraft für die Anwendung
Strompreise sind bei den treibenden Kräften eine Schlüsselgröße.
Leichtere Synchronisation der Turbogeneratoren, wenn die Umgebungstemperatur hoch ist.
[74, TWGComments, 2004]

Anwendungsbeispiele
Die meisten europäischen Anlagen sind mit luftgekühlten Kondensatoren ausgerüstet, z.B. Anlagen in Issy und Ivry, nahe Paris, und Bellegarde Frankreich; Southampton, Großbritannien (im Bau). Beide haben Wasser-Kondensatoren mit offenem Kreislauf.

Straßburg, und Rouen, Frankreich - beide mit Wasserkondensator mit geschlossenem Kreislauf und Kühlturm.

[6]) Kühlturm oder Kälteturm. Die Kühlflüssigkeit des Dampfkondensators ist Wasser. Dieses Wasser befindet sich in einem geschlossenen Kreislauf und wird durch Kontakt mit der Umgebungsluft in einem Kühlturm gekühlt. In diesem Turm wird ein Teil des Wassers verdampft. Dies erzeugt über dem Turm eine Wasserdampfglocke.

Referenzliteratur
[28, FEAD, 2002] [64, TWGComments, 2003].

4.3.10 Auswahl des Kühlsystems

Beschreibung
Die Auswahl des Kühlsystems, das für die lokalen Umweltbedingungen Am Besten geeignet ist, unterstützt dabei, die gesamten Umweltauswirkungen zu verringern.

Es gibt drei wesentliche Kühlsysteme:

1. Wasserkühlung durch Konvektion:
Dieses Verfahren setzt Oberflächenwasser ein, das um einige Grad erwärmt wieder in das Oberflächengewässer eingeleitet wird. Dieses Kühlsystem benötigt viel Wasser und gibt eine hohe thermische Last an das örtliche Oberflächengewässer ab. Es wird hauptsächlich an schnell fließenden Flüssen oder an der Küste eingesetzt. Die Lärmbelastung ist niedrig. Es sind normalerweise Abwasserreinigungsanlagen nötig, die Fischen und anderen Lebewesen in der Wasserquelle Schaden zufügen können, wenn das Wasser gesiebt/gefiltert wird. Es sollte darauf geachtet werden, dies bei der Gestaltung der Wassereinlässe zu verhindern. [74, TWGComments, 2004]

2. Wasserkühlung durch Verdampfung:
Wasser wird zur Kondensatorkühlung eingesetzt. Es wird nicht abgeleitet, sondern wiederverwertet, nachdem es einen Verdampfungskühlturm passiert hat. Dort wird es durch Verdampfen eines kleinen Teils des Wassers gekühlt. Ein kleiner Teil des Wassers muss abgeleitet werden, damit die Wasserqualität im Verfahren unter Kontrolle gehalten werden kann.

Es gibt drei hauptsächliche technische Varianten der Verdampfungskühlung:

- Kühltürme mit Zwangsluft, in denen die zur Verdampfung des Wassers benötigte Luft durch ein Gebläse, das entsprechend Energie verbraucht, zugeführt wird
- Kühltürme mit natürlicher Konvektion, wo die Luftströmung durch den (kleinen) Temperaturanstieg der Lufttemperatur verursacht wird (große Betonkühltürme mit 100 Metern Höhe) und
- Hybridkühltürme, wo ein Teil der Wärme des Wassers durch Kühlbündel an die Luft abgegeben wird ("Luftkühlung"), somit wird die Größe der Wasserdampfglocke vermindert.

Die Lärmbelastung ist bei Zwangsluftsystemen hoch, bei Konvektionszugverfahren im mittleren Bereich.

Diese Art Kühler kann wegen der Verdampfung des Wassers und des direkten Kontaktes Risiken hinsichtlich Legionellen mit sich bringen. [74, TWGComments, 2004]

3. Luftkühlung:
Hier wird der Dampf in einem Wärmetauscher typischer Bauart (z.B. "Campingzelt-Modell") mit Luft kondensiert. Diese Kondensatoren verbrauchen größere Strommengen, da die benötigte Luftbewegung durch große Gebläse verursacht wird.

Die Lärmpegel sind höher. Die Kondensatorsoberfläche braucht regelmäßige Reinigung [74, TWGComments, 2004].

Der Einfluss auf die Effizienz der Stromerzeugung hängt von Wassertemperatur, Lufttemperatur und Luftfeuchtigkeit (Temperatur der Dunstglocke) ab. Im Allgemeinen aber schneidet die Wasserkühlung durch Konvektion Am Besten ab, gefolgt von Verdampfungskühlung und dann gefolgt von Luftkühlung. Der Unterschied in der Effizienz zwischen Konvektionskühlung und Luftkühlung liegt normalerweise im Bereich von 2 – 3 %.

Siehe auch BVT-Merkblatt für industrielle Kühlsysteme. [74, TWGComments, 2004]

Ökologischer Nutzen
In Abhängigkeit vom gewählten Typ (siehe obige Darstellung) ist es möglich:

- den Eigenstrombedarf zu senken
- die thermischen Auswirkungen des abgeleiteten warmen Wassers zu senken
- die Lärmbelastungen zu senken
- die optischen Auswirkungen zu senken.

Medienübergreifende Auswirkungen
In obiger Beschreibung ausgeführt.

Betriebsdaten
Es liegen keine Informationen vor

Anwendbarkeit
Die Auswahl des Kühlsystems hängt von den wesentlichen lokalen Umwelt- und Gesundheitsfragen ab, sowie von der relativen Wichtigkeit medienübergreifender Auswirkungen, die mit jedem Verfahren verbunden sind.

Wasserkühlung durch Konvektion (Typ 1 oben) ist bei trockenen Lagen im Binnenland nicht anwendbar.

Wirtschaftlichkeit
Es liegen keine Informationen vor

Treibende Kraft für die Anwendung
Höhere Preise für Strom können das Interesse an der Konvektionkühlung fördern.

Anwendungsbeispiele
Anlage in Issy und Ivry, bei Paris, Frankreich; Southampton, Großbritannien (im Bau). Beide haben Wasser-Kondensatoren mit offenem Kreislauf.

Straßburg und Rouen, Frankreich - beide mit Wasserkondensator mit geschlossenem Kreislauf und Kühltürmen.

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003]

4.3.11 Optimierung der Kesselbauweise

Beschreibung
[28, FEAD, 2002]
Die zurückgewonnene Wärme ist die Energie, die von den Abgasen auf den Dampf (oder das warme Wasser) übertragen wird. Die am Kesselausgang im Abgas verbleibende Energie geht meistens verloren (wenn nicht nachgeschaltete Wärmetauschersysteme eingesetzt werden). Deshalb ist es üblicherweise günstiger, die Temperatur der Abgase am Kesselausgang zu verringern, um die Energieausbeute zu maximieren.

Verschmutzung des Kessels hat zwei Auswirkungen auf die Energieausbeute. Die erste ist, dass sie die Wärmeaustauscherkoeffizienten mindert und somit zu verringerter Wärmenutzung führt. Die zweite und wesentlichere ist, dass sie zum Blockieren der Wärmetauscherbündel und somit zum Abfahren der Anlage führt. Eine weitere ungewollte Auswirkung der Verschmutzung des Kessel ist, dass dadurch das Korrosionsrisiko unter der abgelagerten Schicht vergrößert wird. Im Allgemeinen ist der Kessel maximal auf eine manuelle Reinigung pro Jahr hin ausgelegt, um die Verschmutzung zu begrenzen (siehe Kapitel 4.3.19).

Ein guter Kessel muss eine ausreichende Wärmeaustauschfläche besitzen und auch eine gut gestaltete Geometrie aufweisen, um Verschmutzung zu begrenzen. Dies kann entweder durch vertikale, horizontale oder kombinierte vertikal-horizontale Kesselkonzepte erreicht werden (siehe Kapitel 2.4.4.2.) [74, TWGComments, 2004]. Beispiele für eine gelungene Auslegung wurden wie folgt berichtet:

- Abgasgeschwindigkeiten müssen über den gesamten Querschnitt (Raum) des Kessels niedrig (um Erosion zu vermeiden) und gleichmäßig sein (um Bereiche mit hohen Geschwindigkeiten und Stagnation zu vermeiden, die zu Verschmutzung führen können)
- um niedrige Abgasgeschwindigkeiten aufrecht zu erhalten, müssen die Kesselzüge im Querschnitt groß sein und ihre Geometrie muss „aerodynamisch“ sein
- der/die erste(n) Kesselzüge sollten keine Wärmetauscher enthalten und eine ausreichende Größe (insbesondere Höhe) haben, um eine Abgastemperatur unter 650 – 700 °C zu erlauben. Sie können jedoch durch Wasserrohrwände (die mit Konvektion arbeiten) gekühlt werden. (Diese Röhrenwände umfassen tatsächlich den gesamten Kessel außer dem Vorwärmer. In Dampfkesseln sind sie im Allgemeinen ein Teil des Verdampfers). Abstrahlende Wärmetauscher können bei höheren Temperaturen ebenso in den offenen Kesselzügen angeordnet werden
- die ersten Röhrenbündel dürfen nicht an Stellen eingebaut werden, an denen die Filterasche noch klebrig ist, d.h. wo die Temperatur zu hoch ist
- die Lücken zwischen den Röhren der Bündel müssen groß genug sein, um zwischen ihnen Ansammlungen (durch Verschmutzung) zu vermeiden
- die Wasser-Dampf-Zirkulation in der Membranwand und den Konvektionswärmetauschern sollte optimal sein, um heiße Stellen, ineffiziente Abgaskühlung etc. zu vermeiden
- ein horizontaler Kessel sollte so gestaltet sein, dass ein bevorzugter Abgaspfad vermieden wird, der zur Temperaturschichtung und ineffizientem Wärmeaustausch führt
- es sollten geeignete Mittel zu Verfügung gestellt werden, um den Kessel vor Ort von Verschmutzungen zu reinigen
- Optimierung der Anordnung der Konvektionswärmetauschern (Gegenstrom, Gleichstrom, etc.), um die Oberfläche entsprechend der Röhrenwandtemperatur zu optimieren und Korrosion zu vermeiden.

[74, TWGComments, 2004]

Ökologischer Nutzen
Größere Verfügbarkeit der Anlage und besserer Wärmeaustausch schaffen mehr Möglichkeiten zur Gesamtenergienutzung.

Eine Auslegung, die die Verschmutzung des Kessel verringert, senkt auch die Staubabscheidung in Temperaturbereichen, die das Risiko der Dioxinentstehung erhöhen.

Medienübergreifende Auswirkungen
Keine bekannt.

Betriebsdaten
Keine zusätzlichen Informationen bekannt.

Anwendbarkeit
In der Auslegungsphase in allen Verbrennungsanlagen mit Kesseln zur Energienutzung anwendbar, wenn die Betriebdauer und Effizienz verbessert werden sollen. [74, TWGComments, 2004]

Wirtschaftlichkeit
Betriebliche Einsparungen durch weniger Wartung und mehr Energieverkauf können zu sehr kurzen Amortisationszeiträumen führen und damit den Einsatz dieser Techniken bei neuen Anlagen rechtfertigen.

In bestehende Anlagen, in denen der Kessel ersetzt werden soll oder in denen niedrige Kesselwirkungsgrade auftreten (im Allgemeinen weniger als 75 % Wärmeübergangwirkungsgrad in Siedlungsabfallverbrennungsanlagen) können diese Faktoren ebenfalls bei der Auslegung des neuen Verfahrens in Betracht gezogen werden.

Treibende Kraft für die Anwendung
Verminderte Wartung, erhöhte Energienutzung und mögliche Erlöse aus Energieverkäufen.

Anwendungsbeispiele
In Europa weithin angewendet.

Referenzliteratur
[28, FEAD, 2002] [2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.3.12 Einsatz eines integrierten Brennkammerkessels

Beschreibung
Der Transport sehr heißer Gase in feuerfest verkleideten Führungen kann komplex sein. Er kann zu klebrigen und manchmal geschmolzenen Rückständen führen. Um dies zu vermeiden wird die Abgastemperatur manchmal durch Erhöhen des Luftüberschussvolumens verringert, was zu Effizienzverlust führen kann.

In einem integrierten Brennkammerkessel bedeckt der Kessel den Ofen direkt ohne zwischengeschaltetes Leitungssystem. Deshalb können die Kesselrohre die Seiten des Ofens kühlen. Die Rohre sind durch feuerfeste Isolierung geschützt und kühlen sie gleichzeitig (doppelter Vorteil). Eine geeignete Bauweise der Rohre und der feuerfesten Isolierung erlauben eine Feinabstimmung der Feuerungskühlung. Effektive Kühlung der Brennkammer ist essentiell, um Anbackungen in der Brennkammer speziell bei höheren Heizwerten zu vermeiden.

Ökologischer Nutzen
Verbessert die Wärmenutzung durch Minderung der Strahlungswärmeverluste am Brennkammerausgang (ergänzt die Wirkung der externen Isolierung).

Erlaubt den Einbau eine NOx-Minderung mittels selektiver nicht-katalytischer Reduktion (SNCR).

Verringert die Notwendigkeit eines Luftüberschusses und damit das Abgasvolumen.

Medienübergreifende Auswirkungen
Keine bekannt.

Betriebsdaten
Verhindert Anbackungen im Ofen und somit die Notwendigkeit des Abfahrens zur manuellen Reinigung (z.B. mit pneumatischem Bohrer).

Anwendbarkeit
Für alle Verbrennungsrostarten anwendbar. Bei Drehrohröfen und oszillierenden Öfen nicht einsetzbar.
Bei Öfen mit einer Kapazität von mehr als 10 t Abfall pro Stunde unverzichtbar.

In „industriellen" Verbrennungsanlagen, d.h. mit einem Durchsatz von mehr als 2,5 t/h, ist für integrierte Kessel ist keine untere Durchsatzgrenze bekannt.

Wirtschaftlichkeit
Normalerweise bei Anlagen mit einem Durchsatz über dem von sehr kleinen Öfen (d.h. 1 oder 2 t/h) kostengünstiger als ein separater Kessel.

Treibende Kraft für die Anwendung
Heute gängige Praxis bei der Anlagenauslegung.

Anwendungsbeispiele
Die meisten modernen Anlagen haben einen integrierten Feuerungskessel (außer Drehrohröfen und oszillierende Öfen).

Referenzliteratur
[28, FEAD, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.3.13 Einsatz von Wasserrohrwänden im ersten (leeren) Kesselzug

Diese Technik wurde in Kapitel 4.2.22 als Technik mit verbrennungsbezogenen Vorteilen dargestellt.

4.3.14 Einsatz eines Plattenüberhitzers

Beschreibung
Plattenförmige Überhitzer sind flache Paneele aus gebogenen Rohren, die parallel zueinander mit großen Zwischenräumen und parallel zum Abgasstrom angebracht werden. Der Einlass wird durch Edelstahlplatten geschützt, die mit Spezialzement angebracht werden.

Der Wärmeaustausch erfolgt durch Strahlung statt Konvektion. Daher können diese Überhitzer an heißeren Stellen als die Rohrbündel angebracht werden (im Abgas bis zu 800 °C bei Siedlungsabfall). Sie haben eine begrenzte Verschmutzung und verringerte Erosion und Korrosion.

Auf diesen plattenförmigen Überhitzern stabilisiert sich die Verschmutzung ungefähr bei einer Dicke von 2 cm. Es gibt keine Anbackungen, deshalb ist weniger manuelles Reinigen und das damit verbundene Abfahren nötig.

Wegen des Wärmeaustausches durch Strahlung kann die Dampftemperatur während einer Betriebsdauer von einem Jahr konstant bleiben. Erosion und Korrosion werden beträchtlich verzögert.

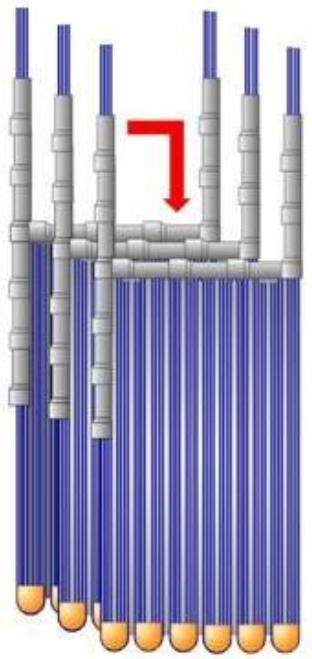

Abbildung 4.3: Schematische Abbildung eines Überhitzers des „Platten“-Types

Ökologischer Nutzen
Plattenförmige Überhitzer erlauben stark überhitzte Dampftemperaturen bei guter Verfügbarkeit und Stabilität.

Medienübergreifende Auswirkungen
Keine bekannt.

Betriebsdaten
Es liegen keine Informationen vor.

Anwendbarkeit
Kann in jeden Kessel mit einem oder zwei offenen Kesselzügen eingebaut werden.

Wirtschaftlichkeit
Kostengünstiger als Bündel für (die heißeren) Endstufen-Überhitzer, wenn sie in Bereichen mit heißeren Abgastemperaturen angebracht werden (2. oder 3. Kesselzug).

Der Einsatz kann die Baukosten erhöhen. Dies muss gegenüber der zusätzlichen Lebensdauer der Wärmetauscher, die möglicherweise erreicht wird, abgewogen werden.

Treibende Kraft für die Anwendung
Längere Betriebsdauer mit hoch überhitzter Dampftemperatur.

Anwendungsbeispiele
- Frankreich: Toulon 3, Thiverval 3, Lons le saunier, Cergy St. Ouen l'Aumône, Rennes 3, Monthyon, Chaumont, Nizza 4, Belfort, Villefranche sur Saône, Toulouse-Mirail 1 und 2, Lasse (Saumur)
- Belgien: Thumaide
- Großbritannien: London SELCHP, Stoke-on-Trent, Dudley, Wolverhampton, Chineham, Marchwood
- Spanien: Mataró
- Portugal: Maia, Loures und Santa Cruz (Madeira)
- Italien: Piacenza
- Russland: Moskau

Referenzliteratur
[28, FEAD, 2002] [64, TWGComments, 2003].

4.3.15 Minderung der Abgastemperatur nach dem Kessel

Beschreibung
[2, infomil, 2002]
Zusätzliche Wärmetauschkapazität im Kessel kann die Möglichkeiten verbessern, diese Wärme anderswo einzusetzen und daher zu einem verbesserten Wirkungsgrad beitragen. Wie sehr die Abgastemperatur am Ende des Kessels vermindert werden kann, hängt von Folgendem ab:

- bei Temperaturen unter 180 °C gibt es ein erhöhtes Korrosionsrisiko (da die Schmelzpunkte der verschiedenen Säuren allmählich erreicht werden)
- ob die Wärme in den Abgasen zum Betrieb der folgenden Abgasreinigungsanlage benötigt wird
- ob die bei niedriger Temperatur zusätzlich gewonnene Wärme nutzbringend eingesetzt werden kann

Bei Abgasen aus Siedlungsabfällen (und anderen Abgasen, die diese Substanzen enthalten) entstehen die Korrosionsrisiken nicht nur durch HCl, sondern auch durch SO_X, die Stahl oft als erstes angreifen. Der Schmelzpunkt hängt von der Konzentration saurer Gase im Abgas ab. Er kann im Reingas bei ungefähr 100°C liegen, im Rohgas bei 130°C oder höher.

Die Schlüsseltemperatur, die wegen des Korrosionsrisikos beachtet werden muss, ist nicht die Temperatur des Abgases, sondern die (niedrigere) Oberflächentemperatur der (gekühlten) Metallrohre des Wärmetauschers (der notwendigerweise kälter ist als das Abgas). [74, TWGComments, 2004]

Wärmetauscher, die aus speziellem Material (Emaille, Karbon) hergestellt werden, verringern Korrosionsprobleme bei niedriger Temperatur. Ein Beispiel findet sich bei AVI Amsterdam, wo sich ein Wärmetauscher nach dem Sprühabsorbtionsverfahren und dem zugehörigen Elektrofilter befindet. Ein zusätzlicher Vorteil dabei ist die verknüpfte Temperaturminderung bei der Gaswäsche, die die Effizienz des Wäschers verbessert.

Ökologischer Nutzen
Die gewonnene Wärme (Temperatur z.B. 120°C) kann zu Heizzwecken und/oder intern zur Vorheizung des Kesselwassers etc. eingesetzt werden.

Medienübergreifende Auswirkungen
Bei Abgasreinigungsanlagen, bei denen die Abgase eine bestimmte Betriebstemperatur überschreiten müssen (z.B. Gewebefilter, selektive katalytische Reduktion), wird jegliche entzogene Wärme auf irgendeine Weise im Prozess später wieder zugeführt werden müssen. Solch eine Wiedererwärmung führt wahrscheinlich zu zusätzlichem Verbrauch an Primärbrennstoffen oder externer Energie.

Niedrige Abgastemperaturen am Kesselausgang stellen ein Korrosionsrisiko (intern und extern) dar. In diesem Fall kann ein spezieller Schutz des Materials etc. notwendig werden.
Der Platzbedarf kann den Einbau in bestehende Anlagen einschränken.

Betriebsdaten
[28, FEAD, 2002]
Die Minderung der Abgastemperatur am Kesselausgang wird durch den Säureschmelzpunkt eingeschränkt, was bei vielen Abgasbehandlungsanlagen eine sehr wichtige Einschränkung ist. Zusätzlich kann die Abgasreinigungsanlage eine Betriebstemperatur oder eine Temperaturdifferenz benötigen, beispielsweise:

- bei quasi-trockenen Abgasbehandlungsverfahren ist die Eingangsminimaltemperatur durch die Tatsache festgelegt, dass die Wassereindüsung die Abgastemperatur senkt. Typischerweise liegt sie bei 190 oder 200°C, kann aber auch höher sein

- ein trockenes Abgasbehandlungsverfahren kann im Allgemeinen 130 - 300°C zulassen. Mit Natriumbikarbonat liegt die nötigte Mindesttemperatur bei 170°C, damit eine schnelle Umwandlung des Natriumbikarbonats in einen Stoff mit größerer Oberfläche und somit in wirksames Natriumkarbonat erreicht wird (der so genannte “Popcorn” oder “Diatomite” Effekt). Der Verbrauch des Reaktionsmittels ist je nach Temperatur unterschiedlich.

- nasse Abgasbehandlungsverfahren haben keine theoretische Eingangsminimaltemperatur – je niedriger die Gastemperatur an Anfang des Wäschers, desto niedriger ist der Wasserverbrauch des Wäschers [74, TWGComments, 2004].

Es ist möglich, den Kreislauf so zu gestalten, dass corrosive Bedingungen vermieden werden. In Schweden ist es zum Beispiel recht üblich, nach dem Hauptkessel oder Elektrofilter einen separaten „Abwärmekessel“ einzubauen. Er wird oft durch einen getrennten Heißwasserkreislauf und einen mit dem Fernwärmenetz verbundenen Wärmetauscher gekühlt. Die Abgasaustrittstemperatur beträgt normalerweise etwa 130 – 140°C. Die Wassereintrittstemperatur sollte nicht unter 115 – 120°C liegen, um Korrosion zu vermeiden. Normale Karbonstahlrohre können bei dieser Temperatur ohne Korrosionsprobleme eingesetzt werden. [64, TWGComments, 2003]

Anwendbarkeit
Die Minderung der Abgastemperatur nach dem Kessel ist nur dort einsetzbar, wo:

- die entzogene Wärme zur Verfügung gestellt und einer nützlichen Verwendung zugeführt werden kann
- nachfolgende Abgasreinigungsverfahren nicht nachteilig beeinflusst warden.

Die Vereinbarkeit dieser Technik mit den nachfolgenden Abgasreinigungverfahren muss sehr genau bedacht werden. Insbesondere wenn Gewebefilter, selektive katalytische Reduktion (SCR) oder andere Verfahren eingesetzt werden, die spezielle Betriebstemperaturen oder –bedingungen benötigen.

Wirtschaftlichkeit
Das Verfahren ist mit größter Wahrscheinlichkeit wirtschaftlich sinnvoll, wo der Wert/gezahlte Preis für die zusätzlich gewonnene Wärme hoch ist.

Treibende Kraft für die Anwendung
Lieferung der zusätzlich gewonnenen Wärme.

Anwendungsbeispiele
- AVI Amsterdam, Niederlande
- Brescia, Italien
- viele Anlagen in Schweden und Dänemark.
- Sheffield (Großbritannien)
- Rennes, Nizza, St. Ouen (Frankreich)
- Monaco

Referenzliteratur
[2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.3.16 Einsatz von Abgas-Kondensationswäschern

Beschreibung
Die Technik wurde bereits in Kapitel 2.4.4.5 beschrieben.

Zusammengefasst beinhaltet die Technik den Einsatz eines gekühlten Wäschers, der als normalerweise nachgeschaltetes Verfahren Wasserdampf aus dem Abgas von nassen, quasi-trockenen und trockenen Verfahren kondensiert. Die Kühlung kann durch Wärmeaustausch (unter Einsatz einer Wärmepumpe) vom Fernwärmerücklaufwasser geliefert werden.

Ökologischer Nutzen
Der Einsatz von Kondensationswäschern ermöglicht die zusätzliche Energiegewinnung aus dem Abgas für eine mögliche Eigennutzung oder Bereitstellung.

Die Menge der zusätzlich zurückgewonnenen Energie ist von der Rücklauftemperatur des Fernwärmenetzes abhängig:

Rücklauftemperatur des Fernwärmenetzes (°C)	Zusätzliche Energieeffizienz
40	14 %
50	7 %
60	0 %

Tabelle 4.19: Verhältnis zwischen der zusätzlichen Energieeffizienz und der Rücklauftemperatur des Kühlmediums (Fernwärme)
[5, RVF, 2002]

Der Abgastrocknungseffekt verringert die Sichtbarkeit der Abgasfahne. Dort wo Energie zur Aufheizung der Abgasfahne eingesetzt wird, ist weniger Energie nötig, um eine bestimmte Sichtbarkeitsminderung zu erreichen.

Ammoniumemissionen an die Luft (z.B. aus selektiver nicht-katalytischer Reduktion) können verringert werden. Der Stickstoff wird im Wasser des Wäschers gebunden. Durch Einsatz eines Stickstoffabscheiders in der Abwasserbehandlungsanlage ist es möglich, Stickstoff zur Verwendung als Reaktionsmittel zur NO_X-Minderung zu gewinnen – dadurch muss weniger Ammonium zugekauft werden. Allerdings wurde über Abscheideanlagen berichtet, dass sie komplex und kostspielig sind.

Das kondensierte Wasser kann eingesetzt werden, um den Großteil des Beschickungswassers des Wäschers bereitzustellen. Dadurch wird der Wasserverbrauch verringert.

Medienübergreifende Auswirkungen
Das kondensierte Wasser enthält (aus dem Abgas entfernte) Schadstoffe, die in einer Abwasserbehandlungsanlage vor der Ableitung behandelt werden müssen. Dort wo ein nachgeschalteter Nasswäscher eingesetzt wird, kann der Abwasser des Kondensationswäschers in der selben Anlage behandelt werden.

Die niedrige Temperatur der Ableitungen aus dem Kamin verringert den thermischen Auftrieb der Abgasfahne und somit die Dispersion. Dies kann durch den Einsatz eines höheren Kamins und/oder durch Verringern des des Kamindurchmessers behoben werden.

Betriebsdaten
Die niedrige Temperatur der Abgase kann zu Kondensation und somit zu Korrosion im Kamin führen, es sei denn es werden verkleidete oder doppelte Rohrsysteme eingesetzt.

Anwendbarkeit
Am Besten anwendbar:

- wenn ein Fernwärmenetz einen verlässlichen Niedertemperaturrücklauf sicherstellt (dies ist wesentlich und im Allgemeinen nur in kälteren Klimazonen verfügbar)
- wenn die Sichtbarkeit der Abgasfahne berücksichtigt werden muss
- wenn die Preise, die für die zusätzlich zurückgewonnene Energie bezahlt werden, die zusätzlichen Investitionen rechtfertigen

Die Technik ist weniger gut anwendbar wenn:

- es keinen Abnehmer für die zusätzlich zurückgewonnene Energie gibt
- die Kühlquelle (Fernwärme-Kaltwasserrücklauf) weniger verlässlich ist (d.h. wärmere Klimazonen)

Abfallarten:
Weil nach den Abgasreinigungsstufen angewendet, ist die Technik im Prinzip für jede Abfallart anwendbar.

Größe der Anlage:
Kenntnisse über die Anwendung der Technik liegen vor von Siedlungsabfallverbrennungsanlagen mit einem Durchsatz von 37 000 (DK), 175 000 (S) und 400 000 (S) Tonnen pro Jahr.

Neu/bestehend:
Die Technik wird in /nahe am Ende der Abgasbehandlungsanlage angewendet und kann daher gleichermaßen in neuen und bestehenden Verfahren eingesetzt werden.

Wirtschaftlichkeit
Die gesamten Zusatzinvestitionen für die Kondensationsstufe werden grob auf 3 Millionen Euro geschätzt für vier Kessel für eine Siedlungsabfallverbrennungsanlage mit KWK und 400 kt/Jahr Durchsatz.

Treibende Kraft für die Anwendung
Zusätzliche Wärmeverkäufe. Wassereinsparungen in trockenen Regionen. [74, TWGComments, 2004]

Anwendungsbeispiele
Es gibt mehrere Beispiele in Schweden (siehe Beispiel in Kapitel 2.4.4.5). In wärmeren Klimazonen sind die Möglichkeiten wegen der schlechteren Verfügbarkeit kühler Fernwärme-Wasserrückläufe geringer.

Referenzliteratur
[5, RVF, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.3.17 Einsatz von Wärmepumpen zur Wärmenutzung

Beschreibung
Die Technik wurde in einigen Details schon in Kapitel 2.4.4.6 beschrieben. Die drei Haupttypen von Wärmepumpen sind ebenso dort beschrieben.

Zusammengefasst sind Wärmepumpen ein Hilfsmittel zur Verbindung verschiedener Wärme- und Kühlquellen mit relativ niedriger Temperatur, um eine Strömung mit erhöhter Temperatur bereit zu stellen. Dies erlaubt zum Beispiel den Betrieb von Kondensationswäschern (siehe 4.3.16) und zusätzliche Wärmlieferung an Abnehmer.

Ökologischer Nutzen
Ermöglicht die Nutzung zusätzlicher Energie durch die Verwendung von Kondensationswäschern.

Es wurde eine Steigerung der zurückgewonnenen Energiemenge um 23 % berichtet, wenn Absorptionswärmepumpen in Kombination mit Kondensationswäschern eingesetzt warden. [35, Renova, 2002]

Basierend auf dem Beispiel der Umea-Anlage Nordschweden (175 kt/Jahr) ergibt sich die folgende geschätzte Energiebilanz:

Die Energiebilanz einschließlich Kondensation und Kompressor Wärmepumpe:

Thermischer Energieeintrag, ungefähr	65 MW
Stromaustrag des Generators	15,1 MW
Interner Stromverbrauch	5,4 MW
Stromaustrag, netto	9,7 MW
Warmwassererzeugung inkl. Kond.+ Wärmepumpe	54 MW
Eigenverbrauch zur Wiedererwärmung	0,5 MW
Heißes Wasser für das Fernwärmenetz	53,5 MW
Gesamte Energie und Wärme zum Verkauf	**63 MW**

Ohne Abgaskondensation und Wärmepumpen wird die Energiebilanz geschätzt auf:

Thermischer Energieeintrag, ungefähr	65 MW
Stromaustrag, netto	13 MW
Heißes Wasser für das Fernwärmenetz, netto	39 MW
Gesamte Energie und Wärme zum Verkauf	**52 MW**

Medienübergreifende Auswirkungen
Die Wärmepumpen benötigen zum Betrieb Energie.
Bei nassen Elektrofilter-Bedingungen kann das Verhältnis zwischen Wärmeaustrag und Kompressorleistung (Verhältnis zwischen Wärme und Energie) etwa fünf betragen [5, RVF, 2002].

Betriebsdaten
Siehe detaillierte Informationen in Kapitel 2.4.4.6.

Anwendbarkeit
Am Besten anwendbar dort wo:

- Fernwärme einen verlässlichen Niedertemperaturrücklauf zur Verfügung stellt
- Fernwärme den größten Teil der verfügbaren Wärme verbraucht
- die Preise für die zusätzlich zurückgewonnene Energie die zusätzlichen Investitionen rechtfertigen
- Nasswäscher eingesetzt werden
- die Sichtbarkeit der Abgasfahne berücksichtigt werden muss.

[74, TWGComments, 2004]

Die Technik ist weniger gut anwendbar, wo es keinen Abnehmer für die zusätzlich zurückgewonnene Energie gibt.

Abfallarten:
Weil die Technik nach den Abgasreinigungsstufen angewendet wird, kann die Technik im Prinzip für jede Abfallart angewendet werden.

Größe der Anlage:
Es ist bekannt, dass die Technik in Siedlungsabfallverbrennungsanlagen mit einem Durchsatz von 175 000 und 400 000 Tonnen pro Jahr angewendet wurde.

Neu/bestehend:

Die Technik wird in /nahe am Ende der Abgasbehandlungsanlage angewendet und kann daher gleichermaßen in neuen und bestehenden Verfahren angewendet werden.

Wirtschaftlichkeit
Wärmepumpenbeispiel in einer Siedlungsabfallverbrennungsanlage in Schweden [35, Renova, 2002]:

- 4,5 Millionen Euro für den Einbau im Jahr 1988
- 5,5 Millionen Euro für den Einbau im Jahr 2002 (12 MW Kapazität)
- Einnahmen seit 1998 = 24,5 Millionen Euro

Die zusätzlichen Investitionen in der Umea-Anlage für die Kondensationsstufe + elektrisch betriebenen Wärmepumpenkompressor + erhöhte Wasserbehandlung wird auf 4 Millionen Euro geschätzt. Wenn man die Einnahmen durch Wärme und Energie wie sie in Tabelle 10.9 dargestellt sind zugrundelegt, beträgt die einfach Amortisationszeit für diese Investition somit ungefähr 2,4 Jahre (erhöhte Kosten für Wartung und Betriebsstoffe nicht eingerechnet).

Treibende Kraft für die Anwendung
Zusätzliche Verkäufe von Wärme und Einnahmen.

Anwendungsbeispiele
Mehrere Beispiele in Schweden – siehe auch Kapitel 2.4.4.6

Referenzliteratur
[5, RVF, 2002] [64, TWGComments, 2003].

4.3.18 Spezielle Abstimmung des Wasser/Dampf-Kreislaufs mit externen Kraftwerken

Beschreibung
[2, infomil, 2002]
Wegen der korrosiven Eigenschaften der Abgase ist die Effizienz der Energieerzeugung der Siedlungsabfallverbrennung begrenzt durch die für das Kesselrohrmaterial maximal akzeptable Temperatur und die damit zusammenhängende maximale Dampftemperatur.

Ohne den Einsatz spezieller Materialien zum Schutz der Kesselrohre vor Korrosion liegen die Dampfparameter in Siedlungsabfallverbrennungsanlagen im Allgemeinen unterhalb oder genau bei 40 bar und 400°C. In Verbrennungsanlagen für gefährliche Abfälle (wo die Belastungen im Rohgas durch Chlor etc. höher sind) werden niedrigere Temperaturen und Drücke eingesetzt (z.B. 30 bar und 280°C), um übermäßige Korrosion und daraus folgende hohe Wartungskosten zu vermeiden. Die Übernahme höherer Dampfparameter erlaubt es, bei höherer Temperatur mehr Wärme ins Medium überzuleiten. Die thermodynamische Effizienz ist daher höher und somit auch der Stromabgabe pro Tonne Abfall. Die Kosten des Materials, das zum Schutz der Kesselrohre benötigt wird, ist jedoch im Allgemeinen beträchtlich im Vergleich zu den aus dem zusätzlichen Verkauf von Strom erzielbaren Einnahmen (siehe Kapitel 4.3.8).

Eine Möglichkeit zur Vermeidung erhöhter Temperaturen beim Kesselrohrmaterial ist die Überhitzung des Dampfes durch den Einsatz gereinigter Abgase, die viel weniger oder gar kein Chlor enthalten. Dies ist möglich, wenn die Siedlungsabfallverbrennungsanlage mit einem Kraftwerk mit ausreichender Kapazität verbunden werden kann.

Beispiel: Siedlungsabfallverbrennungsanlage, AZN Moerdijk, NL

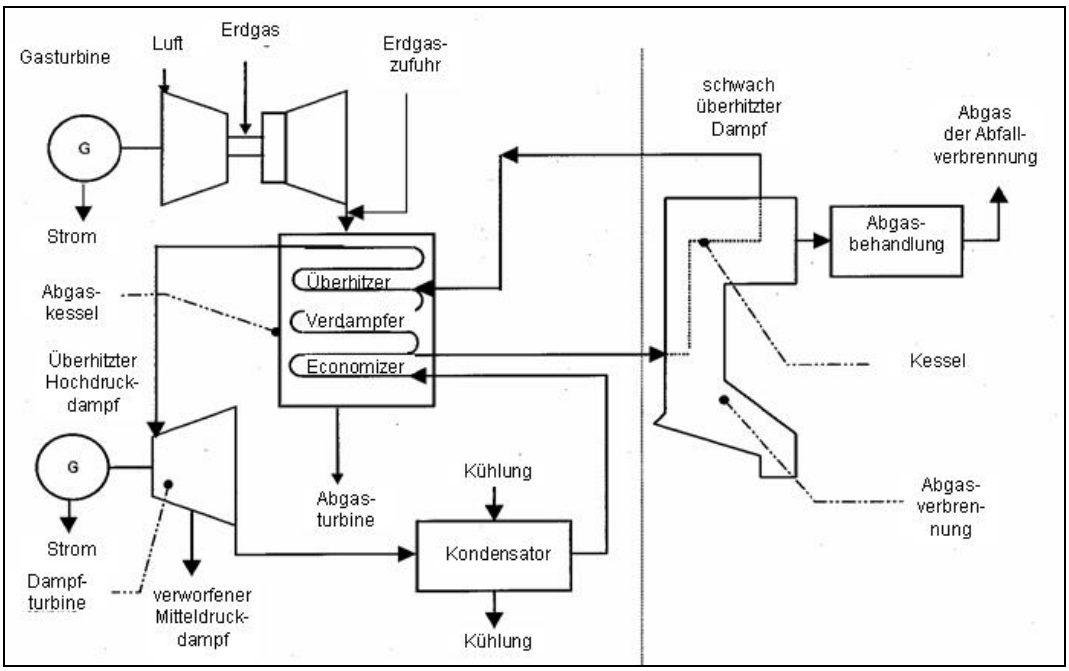

Abbildung 4.4: Kombination einer Abfallverbrennungsanlage mit einem Gasturbinenkraftwerk [2, infomil, 2002]

Diese Abfallverbrennungsanlage ist, wie oben verdeutlicht, mit einem angeschlossenen Erdgaskraftwerk mit kombiniertem Kreislauf kombiniert. Dampf mit 100 bar, leicht auf 400°C überhitzt, wird an den Abwärmekessel des Gasturbinenkraftwerks geliefert, wo er auf ungefähr 545°C überhitzt wird.

Sowohl die Siedlungsabfallverbrennungsanlage als auch das Gaskraftwerk haben drei getrennte Linien. Die Auslegung des Prozessverbundes beider Anlagen ermöglicht, alle Linien der Abfallverbrennung und der Gasturbine unabhängig zu betreiben, obwohl sie unter diesen Bedingungen eine niedrigere Energieeffizienz aufweisen.

Beispiel:
Eine ähnliche Anordnung erfolgt bei der Kombination einer Abfallverbrennungsanlage mit einem Kohlekraftwerk. Das Kohlekraftwerk überhitzt den Dampf der Siedlungsabfallverbrennungsanlage. Um dies zu ermöglichen, muss der von der Siedlungsabfallverbrennungsanlage erzeugte Dampfdruck höher als gewöhnlich sein.

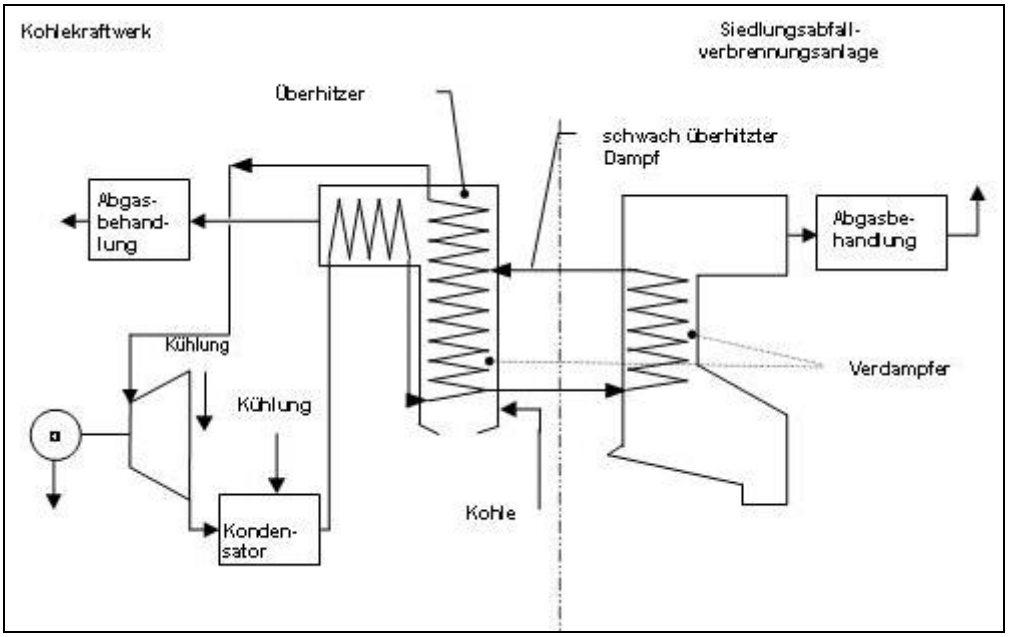

Abbildung 4.5: Siedlungsabfallverbrennungsanlage in Kombination mit einem Kohlekraftwerk [2, infomil, 2002]

Diese Anordnung wurde in den 1970er Jahren bei der Kombination einer Siedlungsabfallverbrennungsanlage mit einem großen Kohlekraftwerk in München eingesetzt. Da die Anlage nur dann effizient funktionierte, wenn sowohl der durch Kohle befeuerte Kessel als auch die Abfallverbrennungsanlage gleichzeitig in Betrieb waren, wurde die Kombination damals für nicht wirtschaftlich gehalten.

Ökologischer Nutzen
Verbesserte Gesamtenergieeffizienz durch die Lieferung von Wärme an einen synergistischen Abnehmer.

Medienübergreifende Auswirkungen
Keine bekannt.

Betriebsdaten
Bei diesen Anordnungen muss der Verbrennungsprozess keine hohen Dampftemperaturen erreichen und vermeidet daher Korrosion und Verfügbarkeitsprobleme. Manchmal mag der Druck jedoch erhöht werden, um zusätzlich von dem Zusammenschluss zu profitieren. In solchen Fällen kann die höhere Dampftemperatur im Verdampfer zu zusätzlichen Wartungskosten führen. Zum Beispiel beträgt die Sättigungstemperatur bei 40 bar 250°C und bei 100 bar 311°C, ein Unterschied von 61°C. Es muss beachtet werden, dass Korrosionsvorgänge mit der externen Temperatur der Kesselrohrwände exponentiell zunehmen, wenn sie mit Abgasen in Kontakt kommen.

Anwendbarkeit
Nur dort anwendbar, wo ein synergistischer Betrieb praktisch möglich ist, und geeignete wirtschaftliche Vereinbarungen getroffen wurden.

Hauptsächlich dort einsetzbar, wo der Schwerpunkt der Energienutzung auf der Stromerzeugung liegt. Weniger gut anwendbar in Anlagen, die Dampf oder Wärme direkt an Abnehmer liefern können.

Die Energieeffizienz wird nur dort erhöht, wo eine gleichbleibende Nachfrage der Abnehmer besteht und die gelieferte Energie gleichmäßig einsetzt.

Wirtschaftlichkeit
Hohe Strompreise regen zum Einsatz von Techniken an, die die Effizienz bei der Stromerzeugung steigern. In diesem Fall führt dies zur Erhöhung des relativen Wertes des Dampfes/der Wärme welche/r von der Verbrennungsanlage an das angeschlossene Kraftwerk geliefert wird.

Treibende Kraft für die Anwendung
Die Abstimmung der Energielieferung auf einen externen Verbraucher erhöht die Einsatzmöglichkeiten der aus dem Abfall gewonnenen Energie.

Anwendungsbeispiele
Siehe obiger Text. Ebenso Bilbao Zabalgarbi, ES.
Eine weitere Abfallverbrennungsanlage, in der Dampf in den Wasser-Dampf-Kreislauf eines angeschlossenen Kraftwerks eingeleitet wird, befindet sich in Österreich. [74, TWGComments, 2004]

Referenzliteratur
[28, FEAD, 2002] [2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.3.19 Effiziente Reinigung der Wärmetauscherbündel

Beschreibung
[2, infomil, 2002]
Saubere Kesselrohre und andere Wärmetauscheroberflächen bewirken einen besseren Wärmeaustausch. Dies kann auch das Dioxinbildungsrisiko im Kessel verringern.

Die Reinigung kann on-line (während des Kesselbetriebs) und off-line (während der Kessel herunter gefahren und gewartet wird) durchgeführt werden. Die Abmessungen des Kessels und die Bauart des Wärmetauschers (z.B. Abstände zwischen den Rohren) beeinflussen den Reinigungsplan.

Techniken zur Reinigung während des Betriebs beinhalten:

- mechanisches Klopfen
- Rußausblasung durch Dampfzugabe
- Aussprühen mit Hoch- oder Niederdruckwasser (hauptsächlich der Wand in den leeren Kesselzügen)
- Ultraschall-/Infrarotreinigung
- Kugelstrahlung oder mechanisches Strahlen
- Sprengreinigung
- Eingabe von Hochdruckluft (zwischen 10 und 12 bar) mit beweglichen Lanzen.

[74, TWGComments, 2004]

Techniken zur Reinigung außerhalb des Betriebs beinhalten:

- periodische manuelle Reinigung (im Allgemeinen einmal pro Jahr in Siedlungsabfallverbrennungsanlagen)
- chemische Reinigung.

[74, TWGComments, 2004]

Zusätzlich zu diesen Techniken kann es auch vorteilhaft sein, zu verhindern, dass Gasen mit erhöhter Temperatur (über 650°C, wenn Filteraschen klebriger sind und daher wahrscheinlicher an Oberflächen haften bleiben, mit denen sie in Kontakt kommen) mit den konvektiven Wärmetauscherflächen in Kontakt kommen:

- durch den Einbau leerer Kesselzüge, die nur Wasserrohrwände enthalten
- durch Einsatz großer Ofenabmessungen und somit niedrigerer Gasgeschwindigkeiten vor den Bündeln.

Ökologischer Nutzen
Verbesserter Wärmeaustausch steigert die Energienutzung.

Obwohl Abgasbehandlungsanlagen eingesetzt werden könne, um PCDD/F zu absorbieren oder zu zerstören, kann das Risiko der Neubildung durch effektive Reinigung verringert werden. Dies liegt daran, dass sie die Zeitspanne verringert, bei der Stäube (und anderes Material, das ihre Entstehung fördern kann) mit Temperaturen zwischen 450 und 250°C vorliegen – wo die Reaktionsraten am Höchsten sind.

Bei der Rußausblasung durch die Eingabe mit selbst erzeugtem Dampf wird die meiste Energie vom Kessel selbst zurückgewonnen (80 – 90 %). [74, TWGComments, 2004]

Medienübergreifende Auswirkungen
Verbrauch der zur Rußausblasung eingesetzten Substanz, z.B. Hochdruckwasser, Niederdruckwasser, Dampf (nur teilweise).

Bei einigen der Techniken, z.B. Sprengreinigung und mechanisches Klopfen, kann Lärm ein Problem sein.

Betriebsdaten
Die Techniken, die eine kontinuierliche Reinigung der Rohre während des Betriebs erlauben, (normalerweise einmal pro Achtstundenschicht) weisen normalerweise geringere Stillstandszeiten für die Reinigung zur Kesselwartung auf.
[74, TWGComments, 2004]

Normalerweise wird einen manuelle Reinigung vorgenommen, wenn die Verschmutzung zu einer Steigerung der Abgastemperatur von 20 bis 50°C geführt hat, d.h. zur Abnahme der Energieeffizienz um 1,5 bis 3 %.

Mechanische Schäden der Kesselstruktur/Rohre kann möglicherweise vorkommen, besonders bei Sprengreinigung und mechanischem Klopfen.

Rohrerosion kann zu abnehmender Energieeffizienz führen und eventuell den Ersatz der Rohre notwendig machen.

Anwendbarkeit
Alle Abfallverbrennungsanlagen mit Kessel.

Wirtschaftlichkeit
Keine Daten bekannt.

Treibende Kraft für die Anwendung
Verbesserte Verfügbarkeit und Wärmenutzung, Verringerung von Korrosion, Emissionen und Energieverbrauch. [74, TWGComments, 2004]

Anwendungsbeispiele
Alle Anlagen, die Abfall in Energie umwandeln. [74, TWGComments, 2004]

Spezielle Reinigungsverfahren in einigen Anlagen in NL und DK, z.B. AVI ARN Beuningen (Sprengreinigung mit Gas), AVI Amsterdam und AVI Wijster (Sprengreinigung mit Dynamit). [74, TWGComments, 2004]

Referenzliteratur
[2, infomil, 2002] S. 51 – 52, [1, UBA, 2001] S. 119, [64, TWGComments, 2003]

4.4 Abgasbehandlung

4.4.1 Bei der Auswahl von Abgasbehandlungsanlagen zu berücksichtigende Faktoren

4.4.1.1 Allgemeine Faktoren

[54, dechefdebien, 2003]
Die folgende (nicht erschöpfende) Liste allgemeiner Gesichtspunkte erfordert Berücksichtigung, wenn Abgasbehandlungsverfahren ausgewählt werden:

- Art des Abfalls, seine Zusammensetzung und Schwankungen
- Art des Verbrennungsverfahrens und seine Größe
- Abgasstrom und -temperatur
- Inhalt des Abgases, Menge und Schwankungen der Zusammensetzung
- zu erzielende Emissionsgrenzwerte
- Beschränkungen bei der Ableitung wässriger Abflüsse
- Anforderungen an die Sichtbarkeit der Abgasfahne
- Verfügbarkeit von Grundstücken und Raum
- Verfügbarkeit und Kosten zur Abfuhr angesammelter/zurückgewonnener Rückstände
- Vereinbarkeit mit bestehenden Verfahrenskomponenten (bestehende Anlagen)
- Verfügbarkeit und Kosten von Wasser und anderen Reaktionsmittel
- Möglichkeiten der Energielieferung (z.B. Lieferung von Wärme aus Kondensationswäschern)
- Verfügbarkeit von Subventionen für abgeführte Energie
- akzeptable Andienungskosten für den angelieferten Abfall (es gibt sowohl wirtschaftliche als auch politische Einflussgrößen)
- Minderung von Emissionen durch Primärmethoden
- Freisetzung von Lärm
- Anordnung verschiedener Abgasreinigungseinrichtungen mit möglichst abnehmenden Abgastemperaturen zwischen Kessel und Schornstein.

[74, TWGComments, 2004]

4.4.1.2 Energieoptimierung

Einige Abgasbehandlungstechniken können wesentlich zum Gesamtenergieverbrauch des Verbrennungsverfahrens beitragen. Wenn niedrigere Emissionsgrenzwerte auferlegt werden, muss der zusätzliche Energiebedarf berücksichtigt werden. Folgende Schlüsselbeobachtungen können gemacht werden:

- die Emissionsminderung hinsichtlich Staub einschließlich Kesselasche (und von staubgebundenen Metallen) erfordert im Allgemeinen eine zusätzliche Filterung und erhöht den Energieverbrauch
- die Minderung von NO_X-Emissionen auf unter 100 mg/m³ wird meist durch den Einsatz selektiver katalytischer Reduktion erreicht. Da diese typischerweise nur unter geringer Staubbelastung in der Abfallverbrennung eingesetzt wird, befindet sie sich am Reingasende der Abgasbehandlungsanlage. Sie benötigt daher normalerweise zusätzliche Energie zur Abgaswiedererwärmung. Sehr niedrige SO_X-Werte im Rohgas erlauben möglicherweise, die selektive katalytische Reduktion ohne Wiedererwärmung einzusetzen (siehe 2.5.5.2.2). Wenn die zum Betrieb der zusätzlichen Abgasreinigung notwendige Energie (zur Einhaltung sehr niedriger Emissionsgrenzwerte) von der im Feuerungsraum erzeugten Energie geliefert wird, führt dies zur Minderung der für den Export verfügbaren Energie
- die Temperatur am Kesselausgang hat einen maßgeblichen Einfluss auf den Energiebedarf der Abgasbehandlung – wenn sie unter dem Säureschmelzpunkt liegt, wird eim zusätzlicher Energieeintrag benötigt, um das Abgas zu erwärmen
- im Allgemeinen sollten die Bestandteile der Abgasbehandlung so angeordnet werden, dass Teile, die die höchsten Betriebstemperaturen benötigen, denen vorausgehen, die bei niedrigeren Temperaturen arbeiten, was zu einem niedrigeren Gesamtenergiebedarf der Abgasbehandlung führt (in manchen Fällen kann dies aber nicht erreicht werden, z.B. erfordert selektive katalytische Reduktion im Allgemeinen ein gereinigtes Abgas und muss daher nach den Niedertemperaturgasreinigungsstufen angeordnet werden).
  [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.4.1.3 Umfassende Optimierung und der "Gesamtverfahren-"Ansatz

Neben der Berücksichtigung der Energieaspekte (siehe obige Kapitel zur Energie), ist es vorteilhaft, das Abgasbehandlungsverfahren als zusammenhängende Einheit zu betrachten. Dies ist bei der Schadstoffentfernung besonders wichtig, weil die Einheiten einander oft beeinflussen. Für manche Schadstoffe bringen sie eine erste Abreinigung, bei anderen einen Zusatzeffekt. Abhängig von der Anordnung im Reinigungsablauf werden verschiedene Reinigungswirkungsgrade erzielt [74, TWGComments, 2004]. Multifunktionale Bauteile sind üblich, zum Beispiel:

- wenn der Reaktionsmitteleindüsung ein Gewebefilter nachgeschaltet wird, dient er zusätzlich zum Entstaubungseffekt auch noch als Reaktionsort. Der Druckabfall durch das Gewebematerial verteilt das Abgas auf dem aufgebrachten Filterkuchen, der abgelagertes Reaktionsmittel enthält. Wegen der niedrigen Gasgeschwindigkeit ist die Verweilzeit lang. Ein Gewebefilter kann somit einen Beitrag zur Behandlung von gasförmigen Säuren, gasförmigen Metallen wie Hg und Cd, und POPs (nicht abbaubare organische Schadstoffe) wie PAK, PCB, Dioxinen und Furanen leisten.
- zusätzlich zur Behandlung saurer Gase können Nasswäscher das Abfangen von Staub und Hg unterstützen, wenn der pH-Wert niedrig genug ist oder Wäscher-Reaktionsmittel eingesetzt werden.
- die NO_X-Minderung mit selektiver katalytischer Reduktion hat einen zusätzlichen Dioxinzerstörungseffekt, wenn sie entsprechend ausgelegt (dimensioniert) wurde
- die Aktivkohle- und Braunkohlenkoks-Adsorption hat Auswirkungen auf Dioxine, Hg und andere Stoffe

[64, TWGComments, 2003] [54, dechefdebien, 2003]

4.4.1.4 Auswahl der Abgasbehandlungstechnik für bestehende oder neue Anlagen

Die Gesamtoptimierung und die Schnittstelle zwischen Bauteilen der Abgasbehandlungsanlage (und dem Rest des Verbrennungsprozesses) ist sowohl in neuen als auch in bestehenden Anlagen wichtig. In bestehenden Anlagen können die Möglichkeiten wesentlich eingeschränkter sein als in neuen Anlagen. Anmerkungen bezüglich der Vereinbarkeit verschiedener Prozesse lassen sich in den Kapiteln finden, die sich mit den einzelnen Abgasbehandlungstechniken beschäftigen.

4.4.2 Verminderung der Staubemissionen

Die Anwendung eines Staubabscheideverfahrens wird im Allgemeinen als wesentlich für alle Abfallverbrennungsanlagen angesehen. Dieses Kapitel behandelt die Anordnung einer Staubabscheidehaltestufe vor anderen nachfolgenden Abgasbehandlungsverfahren (d.h. die *vorgeschaltete Entstaubung*) oder nach anderen Abgasbehandlungsverfahren als Endreinigungsstufe. In manchen Fällen wird eine doppelte Filtration eingesetzt; auch dies wird in diesem Kapitel behandelt.

4.4.2.1 Einsatz einer Vorentstaubung vor weiterer Abgasbehandlung

Beschreibung
Dieses Kapitel behandelt die Anordnung einer Entstaubungsstufe, im Allgemeinen nach einer Vorentstaubung im Kesselabschnitt, [74, TWGComments, 2004] aber vor anderen nachfolgenden Abgasbehandlungsstufen.

Die folgenden Vorentstaubungsverfahren werden in der Abfallverbrennung eingesetzt:

- Zyklone und Mehrfachzyklone
- Elektrofilter
- Gewebefilter

Die einzelnen Techniken wurden bereits in Kapitel 2.5.3 beschrieben.

Ökologischer Nutzen
Minderung von Abgasemissionen durch Minderung der Partikelbelastung in den nachfolgenden Abgasbehandlungsverfahren.

Trennung der Filterasche von den Abfällen der Abgasbehandlung ermöglicht:

- Mengenreduzierung der in der Abgasbehandlung erzeugten Abfälle
- getrennte Behandlung der Filterasche möglicherweise zu Recycling-Zwecken

Die getrennte Sammlung von Abgasbestandteilen bringt keine umweltrelevanten Vorteile, wenn die getrennten Rückstände nachher wieder vermischt werden. Eine Betrachtung der nachgeschalteten Anlagen ist daher nötig, um tatsächlich mögliche Vorteile zu beurteilen. [64, TWGComments, 2003]

Bei Elektrofiltern und Zyklonen können Probleme haben, alleine die niedrigeren der allgemein angewendeten Staubemissionsstandards zu erreichen. Sie sind jedoch als Vorentstauber sinnvoll und tragen dazu bei, die niedrigsten Emissionswerte zu erreichen, wenn sie in Kombination mit anderen Techniken angewendet werden.

[2, infomil, 2002] Der Abscheidewirkungsgrad eines Zyklons erhöht sich als direkte Funktion der Staubbelastung, des Abgasvolumenstroms, sowie der Partikelgröße und -dichte. Wenn die Filteraschenpartikel klein sind, ist die Dichte niedrig und die Staubbelastung und der Abgasstrom schwanken, so dass der Abscheidewirkungsgrad der Zyklone begrenzt ist. Normalerweise können geringere Staubkonzentrationen als 200 – 300 mg/m³ nicht erreicht werden. Mehrfachzyklone, die auf dem selben Entfernungsprinzip basieren, können niedrigere Werte erreichen, aber Werte von unter 100 – 150 mg/m³ sind sehr schwer zu erzielen.

[2, infomil, 2002] Ein Elektrofilter kann wesentlich niedrigere Staubkonzentrationen erreichen als (Mehrfach-) Zyklone. Abhängig von der Bauart und der Anordnung im Abgasbehandlungsverfahren (vor- oder nachgeschaltete Entstaubung) und der Anzahl der Felder können normalerweise Staubkonzentrationen von 15 bis 25 mg/m³ erreicht werden. Mit einer höheren Anzahl von Feldern (2 oder 3) und einer größeren Oberfläche des Elektrofilters (und somit erhöhten Kosten und mehr Platzbedarf beim Einbau) sind Werte unter 5 mg/m³ möglich.

Eine spezielle Bauart der Elektrofilter sind **Nass-Elektrofilter**. Sie werden im Allgemeinen nicht als vorgeschaltete Entstaubung wegen der Abgastemperatur in diesem Bereich eingesetzt [64, TWGComments, 2003]. Im Allgemeinen werden sie eher zur Abgasendreinigung nach der Gaswäsche eingesetzt. [74, TWGComments, 2004]

Gewebefilter sind im Allgemeinen zur Staubentfernung sehr effizient. Bei Gewebefiltern werden üblicherweise auch Reaktionsmittel eingedüst (obwohl dies nicht immer der Fall ist), um eine erste Vorbeschichtung auf den Filtern zu bilden, die Schutz vor Zerstörung bietet und die Filtration unterstützt (speziell bei Tiefenfilterung) [74, TWGComments, 2004]. Die eingesetzten Reaktionsmittel sind üblicherweise Kalk und Aktivkohle. Die Gegenwart von Aktivkohle verringert die Dioxinbelastung in den nachfolgenden Abgasreinigungsstufen. Bei Nassverfahren trägt das dazu bei, die vom Memoryeffekt verursachte Dioxinanreicherung in den Waschsubstanzen zu verringern.

Medienübergreifende Auswirkungen
Medienübergreifende Auswirkungen werden in der Tabelle unten mit den verfügbaren Daten dargestellt:

Kriterien	Einheiten	Wert	Anmerkungen
Energiebedarf:	kWh/t Abfalleinsatz		
Zyklone		niedrig	geringere Effizienz bei der Entfernung von Partikeln <5 Mikrometer
Mehrfachzyklone		niedrig	
Trockene Elektrofilter		höher (elektrostatische Aufladung)	übliche Technologie
Nass-Elektrofilter		höher (Druckabfall)	
Gewebefilter		am Höchsten durch Druckabfall und gepulste Hochdruckluftreinigung	übliche Technologie
Abfallart		Filterasche	Sammlung der Filterasche getrennt von wesentlichen chemischen Schadstoffen möglich, wenn keine Reaktionsmittel verwendet werden
Abfallmenge	kg/t Abfalleinsatz	12 – 20 (<50)	ohne Reaktionsmittel (mit Reaktionsmittel)
Wasserverbrauch	l/t Abfalleinsatz		• für Nass-Elektrofilter • für Gaskühlung vor Gewebefiltern
Abwassererzeugung	l/t Abfalleinsatz		• Abwasser aus Nass-Elektrofiltern
Sichtbarkeit der Abgasfahne	ja/nein	ja	• höchste sichtbare Abgasfahne bei Nass-Elektrofiltern

Tabelle 4.20: Medienübergreifende Auswirkungen beim Einsatz verschiedener Vorentstaubungen
[74, TWGComments, 2004]

Die bedeutendsten medienübergreifenden Auswirkungen dieser Technik sind:

- Der Energieverbrauch von Gewebefiltern ist aufgrund des höheren Druckabfalls höher als bei anderen Verfahren
- Elektrofilter benötigen für ihren Betrieb Strom
- Erzeugung von Filterasche aus der Gasreinigung
- PCDD/F-Konzentrationen im Abgas können während der Verweilzeit in der Elektrofilteranlage steigen, insbesondere beim Betrieb mit Temperaturen über 200 bis 450°C
- Abfälle aus der Abgasbehandlung und Filterasche können beim Einsatz dieser Vorentstaubungstechnik getrennt werden

Betriebsdaten
Eine Vorentstaubung verringert die Staubbelastung nachfolgender Abgasbehandlungsverfahren. Deren Kapazität kann dadurch verringert werden, sie unterliegen geringeren Verstopfungsrisiken, und somit können nachgeschaltete Einheiten kleiner und mit in gewissem Grad verringerten Kosten ausgelegt werden.

Um das Brandrisiko zu begrenzen, sollte auf die Aschehöhe im Trichter und auf die Asche selbst Acht gegeben werden (speziell wenn Gewebefilter direkt nach dem Kessel eingebaut werden).

[2, infomil, 2002] Zyklone sind recht einfach Bauteile ohne bewegte Teile (außer den Transportsystemen zur Filterascheentfernung vom Boden) und können daher eine hohe Verfügbarkeit bei recht niedrigen Kosten aufweisen. Der Druckabfall des Abgasstroms ist jedoch recht hoch, was zu einem erhöhten Energiebedarf für das Abgasgebläse und somit zu zusätzlichem Energieverbrauch führt.

[2, infomil, 2002] Für das einwandfreie Funktionieren einer Elektrofilteranlage ist es wichtig, dass der Abgasstrom gleichmäßig über die gesamte Oberfläche verteilt wird. Der Druckabfall des Abgases in einer Elektrofilteranlage ist niedrig, was den Energieverbrauch verringert. Manche Vorentstaubungsanlagen (z.B. Elektrofilter, Filter) benötigen jedoch für ihren Betrieb Strom [74, TWGComments, 2004]. Weitere Informationen über Elektrofilter lassen sich in Kapitel 2.5.3 finden.

Elektrofilter können in verschiedene Abschnitte unterteilt werden (normalerweise 1 – 4 aufeinanderfolgende Felder), von denen jeder sein eigenes elektrisches System hat. Dies hat den Vorteil, dass sogar bei einem Zusammenbruch eines der elektrischen Systeme (z.B. Kurzschluss durch Verstopfung mit Staub oder unterbrochene Hochspannungsleitungen), [74, TWGComments, 2004] immer noch ein recht großer Teil der Staubabscheidekapazität zur Verfügung steht.

Gewebefilter sind oft in Abschnitte unterteilt, die zu Wartungszwecken voneinander getrennt sind. Für eine optimale Leistung ist eine gleichmäßige Abgasverteilung wichtig.

Kriterien	**Beschreibung von Faktoren, die sich auf die Kriterien auswirken**	**Bewertung (Hoch/Mittel/Niedrig) oder Daten**	**Anmerkung**
Komplexität	• Zusätzlich benötigte Verfahrenseinheiten • kritische Betriebsaspekte	M	Die zusätzlichen Verfahrenseinheiten erhöhen die Komplexität, können aber den späteren Betrieb vereinfachen
Flexibilität	• die Technik hat die Fähigkeit, bei einer Bandbreite von Eingangsbedingungen zu funktionieren	H	Jedes der Verfahren kann bei Schwankungen von Abgasvolumen und Abgaszusammensetzung eingesetzt werden
Personal-anforderungen	• deutlich zusätzlicher Bedarf für Weiterbildung oder Personalverstärkung	H/M	Gewebefilter erfordern die höchste Aufmerksamkeit, Zyklone die geringste. Elektrofilter liegen dazwischen.
Andere Anforderungen	• Gewebefilter können die Zugabe von Reaktionsmitteln zum Schutz vor Zerstörung und vor Feuer erforderlich machen		

Tabelle 4.21: Betriebsdaten im Zusammenhang mit dem Einsatz von Vorentstaubungsverfahren

Die Tabelle unten liefert einen Vergleich der verschiedenen Staubabscheideverfahren (als Vor- und Nachentstaubungsstufen eingesetzt):

Staubabscheide-verfahren	Typische Emissionswerte	Vorteile	Nachteile
Zyklon und Multizyklon	- Zyklone: 200 – 300 mg/m³; - Multizyklone: 100 – 150 mg/m³.	- robust, recht einfach und zuverlässig - in der Abfallverbrennung angewendet.	- nur zur Vorentstaubung - relativ hoher Energieverbrauch (im Vergleich zum Elektrofilter)
Elektrofilter - trocken:	<5 – 25 mg/m³	- recht niedriger Energiebedarf - kann bei Gastemperaturen im Bereich von 150 – 350 °C eingesetzt werden - in der Abfallverbrennung weit verbreitet	- Risiko der PCDD/F-Bildung beim Einsatz im Bereich 450 - 200°C
Elektrofilter-nass:	<5 – 20 mg/m³	- kann niedrige Emissionswerte erreichen – manchmal in der Abfallverbrennung angewendet	- wenig Erfahrungen in der Abfallverbrennung - hauptsächlich nach der Entstaubung eingesetzt - Erzeugung von Prozessabwasser - erhöhte Sichtbarkeit der Abgasfahne
Gewebefilter	<5 mg/m³.	- in der Abfallverbrennung weithin angewendet - die Schicht aus Rückständen wirkt als ein zusätzlicher Filter und als ein Adsorptionsreaktor	- relativ hoher Energieverbrauch (im Vergleich zum Elektrofilter) - empfindlich gegenüber Wasserkondensation und Zersetzung

Tabelle 4.22: Ein Vergleich von Staubabscheideverfahren [2, infomil, 2002]

Anwendbarkeit

Die Anwendbarkeit der Vorentstaubungstechnik wird in der folgenden Tabelle beurteilt:

Kriterien	Bewertung/Anmerkung
Abfallart	• bei allen Abfallarten anwendbar • möglicherweise nicht erforderlich bei niedrigen Staubkonzentrationen im Rohgas
Größe der Anlage	• keine Einschränkung
Neu/bestehend	• Platzbedarf kann in bestehenden Anlagen ein Gesichtspunkt sein
Vereinbarkeit der Verfahren	• bessere Temperaturüberwachung bei Gewebefiltern nötig
Standortbezogene Schlüsselfaktoren	• Platzbedarf für zusätzliche Verfahrenseinheit

Tabelle 4.23: Beurteilung der Anwendbarkeit der Vorentstaubung

Wirtschaftlichkeit

Die grundlegenden Gesichtspunkte dieser Technik sind:

- erhöhte Kapital- und Investitionskosten - für zusätzliche Verfahrenseinheiten
- erhöhte Energiekosten insbesondere für Gewebefilterung
- mögliche Kostensenkungen bei der Entsorgung, wenn Absatzmöglichkeiten für die abgetrennte Filterasche bestehen
- möglicherweise erhöhte Kosten für die Handhabung zusätzlicher Abfallströme (entweder für die Wiedergewinnung oder für die Entsorgung)

Die Investitionskosten für eine Siedlungsabfallverbrennungsanlage mit zwei Linien und einer Gesamtkapazität von 200 000 t/a werden geschätzt auf [12, Achternbosch, 2002]:

- Elektrofilter (3 Felder): 2,2 Millionen Euro
- Elektrofilter (2 Felder): 1,6 Millionen Euro
- Gewebefilter: 2,2 Millionen Euro (unklar ob einschließlich vorgeschaltetem Abgaskühler)

Die Betriebskosten pro Einheit eines Gewebefilters zur Vorentstaubung können wegen des mit dem Druckabfall und der Reaktionsmittelzugabe verbundenen höheren Energieeinsatzes höher sein. Die höhere Kapazität von Gewebefiltern zur Entfernung von Staub und anderen Schadstoffen (speziell wenn sie in Verbindung mit Reaktionsmittelzugabe eingesetzt werden) kann zu verringerten Kosten für nachgeschaltete Bauteile der Abgasbehandlungsanlage führen.

Treibende Kraft für die Anwendung
Diese Technik wurde eingesetzt, wenn:

- die entfernte Filterasche behandelt und wiederverwertet werden kann
- kleinere Kapazität nachgeschalteter Abgasbehandlungsanlagen benötigt wird (geringere Anforderungen an die Staubbeladung)
- Verbesserungen des Betriebs nachgeschalteter Abgasbehandlungsanlagen
- eine Präferenz für die Entfernung von PCDD/F vor den Nasswäschern besteht, um Memoryeffekte zu verringern.

Anwendungsbeispiele
In vielen Verbrennungsanlagen weithin angewendete Technik.

Referenzliteratur
[2, infomil, 2002], [55, EIPPCBsitevisits, 2002], [64, TWGComments, 2003].

4.4.2.2 Verwendung einer zusätzlichen Abgas-Endreinigungsstufe

Beschreibung
Diese Technik bezieht sich auf den Einsatz von Abgasreinreinigungsstufen zur abschließenden Minderung von Staubemissionen nach anderer Abgasbehandlung und vor dem endgültigen Abgasausstoß in die Atmosphäre. Die hauptsächlich eingesetzten Verfahren sind:

- Gewebefilter
- Nass-Elektrofilter
- elektrodynamische Venturiwäscher
- Agglomerationsfiltermodule
- ionisierende Nasswäscher.

[74, TWGComments, 2004]

Außerdem kann der Einsatz eines zusätzlichen abschließenden nassen Abgasbehandlungsverfahrens als Endbehandlungsverfahren nach anderen Verfahren, die gasförmige Säuren etc. behandeln, erwogen werden. Dieser Zusatz wird im Allgemeinen insbesondere zur Minderung von HCl-Emission, wenn diese sehr schwanken, vorgenommen. Diese zusätzliche Behandlung wird in Kapitel 4.4.3.6 betrachtet [64, TWGComments, 2003].

Die wesentlichen technischen Bauteile wurden schon in Kapitel 2.5.3 beschrieben.

Endreinigungsstufen werden auch eingesetzt, um (insbesondere feine) Tropfen zu entfernen. Sie werden im Allgemeinen eingesetzt, um Verschmutzungen in nachgeschalteten Verfahren, wie selektiver katalytischer Reduktion, zu verhindern [74, TWGComments, 2004].

Ökologischer Nutzen

Weitere Minderungen von Luftemissionen über die bereits von anderen Abgasbehandlungskomponenten erzielten hinaus stellen sich folgendermaßen dar:

Sub-stan-z(en)	Minde-rungs-wirkung sgrad (%)	Erreichbare Emissionsbereiche				An-mer-kun-gen
		½-stündlicher Durchschnitt (mg/Nm³)	Tages-durchs chnitt (mg/Nm³)	Jahres-durch schnitt (mg/Nm³)	spezifische Emissionen (g/Tonne Abfalleinsatz	
Staub		<30	0,04 – 5	<0,5		
Anmerkung: Der genaue letztlich erreichte Emissionswert ist abhängig vom Eingangswert in den abschließenden Entstaubungsabschnitt (der wiederum von der Leistung der vorher eingesetzten Stufen abhängt) und der Effizienz der eingesetzten abschließenden Entstaubungsstufe. Die hier angegebenen Daten liefern eine Orientierung für die Emissionswerte, die sich im Allgemeinen durch die Hinzufügung einer Endreinigungsstufe ergeben.						

Tabelle 4.24: Emissionsbereiche, die mit dem Einsatz von Gewebefilter-Endreinigungsstufen assoziiert werden [2, infomil, 2002], [1, UBA, 2001]

Zusätzlich zur Minderung von Stäuben können auch Luftemissionen folgender Stoffe verringert werden:

- Schwermetalle – da ihre Emissionskonzentrationen normalerweise mit der Effizienz der Staubabscheidung zusammenhängen
- Quecksilber und PCDD/F – wenn Kohlenstoff (normalerweise mit einem alkalischenReaktionsmittel) dem Gewebefilter als Adsorbenz zugefügt wird
- gasförmige Säuren – wenn alkalischeReaktionsmittel zugefügt werden, um die Gewebefilter zu schützen

Die Vorteile dieser zusätzlichen Minderungen können dort gering sein, wo schon vorgeschaltete Techniken eingesetzt werden, die die Abgaskonzentrationen auf niedrige Werte senken.

Medienübergreifende Auswirkungen

Medienübergreifende Auswirkungen sind in der folgenden Tabelle aufgeführt:

Kriterien	Einheiten	Bandbreite der erzielten Werte	Anmerkungen
Energiebedarf	kWh/t Abfalleintrag		Erhöht aufgrund des Druckabfalls in der Verfahrenseinheit
Reaktionsmittelverbrauch	kg/t Abfalleintrag		Höherer Reaktionsmitteleinsatz
Wasserverbrauch			Nass-Elektrofilter führen zu Wasser-austrag, der möglicherweise im Ver-fahren wiederverwertet werden kann
Abfallart			Filteraschen und/oder andere im Endreinigungsfilter entfernte Substanzen ergeben im Allgemeinen zusätzlichen festen Abfall
Abfallmenge	kg/t Abfalleintrag		schankt je nach Eingangsbelastung und angewandter nachgeschalteter Abgasbehandlungstechniken, ist aber im Allgemeinen niedrig
Sichtbarkeit der Abgasfahne	+/0/-	+/0	Nicht-trockene Verfahren können die Sichtbarkeit der Abgasfahne erhöhen

Tabelle 4.25: Medienübergreifende Auswirkungen, die mit dem Einsatz einer zusätzlichen Abgas-Endreinigungs-stufe assoziiert werden
[74, TWGComments, 2004]

Die bedeutendsten medienübergreifenden Auswirkungen dieser Technik sind:

- Energieverbrauch wegen des Druckabfalls in den Gewebefiltern
- Erzeugung fester Abfälle (im Fall der Endreinigung zu vernachlässigen)

Betriebsdaten
Die effektive Wartung von Gewebefiltern ist sehr wichtig, um ihren effektiven Betrieb und somit niedrige Emissionen sicherzustellen. Der Druckabfall in den Gewebebeuteln wird überwacht, um auf dem Filter eine Kuchen zu erhalten. Er kann auch als Mittel zum Erkennen von Schäden am Beutel eingesetzt werden (wie nicht rückgängig zu machende Verschmutzungen). Staubemissionen können normalerweise bis zu einem sehr niedrigen Wert überwacht werden, indem einfach der Druckabfall genauer überwacht wird und man strengere Kriterien für den Ersatz der Beutel anlegt (d.h. weniger Freiheiten bevor Wartungsmaßnahmen ergriffen werden). Es kann auch eine Analyse der Filtermedien vorgenommen werden, um die nötigte Reaktionsmittel-dosierung zu ermitteln und den Filterzustand sowie seine verbleibende Lebensdauer zu bewerten.

Die niedrigsten Emissionsgrenzwerte werden besser erreicht durch Mehrkammerverfahren, deren Druckabfall unabhängig voneinander überwacht wird, und durch Gewebefilter mit ausreichender Überkapazität, die es erlaubt, beschädigte Bereiche für den Filterersatz abzuschalten.

Gewebefilter sind oft in Abschnitte unterteilt, die zu Wartungszwecken voneinander abgeschottet werden können. Eine gleichmäßige Abgasverteilung ist für eine optimale Leistung wichtig.

Kriterien	Beschreibung von Faktoren die die Kriterien beeinflussen	Bewertung (Hoch/Mittel/Niedrig) oder Daten	Anmerkung
Komplexität	• zusätzlich benötigte Verfahrenseinheiten • kritische Betriebsaspekte	H	zusätzliche Verfahrenseinheiten erhöhen die Komplexität
Flexibilität	• die Technik hat die Fähigkeit, bei einer Bandbreite von Eingangsbedingungen zu funktionieren	M	als nachgeschaltete Technik ist das Verfahren diesen Schwankungen weniger ausgesetzt
Personal-anforderungen	• deutlich zusätzlicher Bedarf für Weiterbildung oder Personalverstärkung	H	Gewebefilter benötigen genaue Wartung

Tabelle 4.26: Betriebsdaten, die mit dem Einsatz einer Abgas-Endreinigungsstufe assoziiert werden

Anwendbarkeit
Die Anwendbarkeit dieser Technik wird in der Tabelle unten beurteilt:

Kriterien	Bewertung/Anmerkung
Abfallart	• die zusätzliche Minderung von Schwermetallen (im Abgas) beim Einsatz dieser Techniken vergrößert, falls diese weiter verringert werden müssen, die Eignung
Größe der Anlage	• größere Anlagen mit höheren Volumenströmen können durch die Anwendung solcher Techniken größere Minderungen der lokalen Emissionsbeiträge erreichen
Neu/bestehend	• in neuen und bestehenden Anlagen anwendbar • als nachsorgende ("End-of-pipe"-) Technik – zur Nachrüstung gut geeignet, wenn Staub verringert werden muss • bestehende Anlagen, die schon auf andere Weise niedrige Emissionswerte (<10 mg/Nm³ im Mittel) erreichen, profitieren durch diese zusätzliche Technik möglicherweise nicht allzu sehr
Vereinbarkeit der Verfahren	• Temperatur und Säureschmelzpunkt müssen beachtet werden • stellt eine effektive Gasreinigungsstufe vor der selektiven katalytischen Reduktion (SCR) dar
Standortschlüssel-faktoren	• der verfügbare Platz kann eine Einschränkung sein (zusätzliche Verfahrenseinheit)

Tabelle 4.27: Beurteilung der Anwendbarkeit der Abgas-Endreinigungsstufe

Wirtschaftlichkeit
Kosteninformationen zu dieser Technik werden in Kapitel 10.2.4 gegeben.

Die Schlüsselaspekte hinsichtlich der Kosten dieser Technik sind:

- erhöhte Investitionskosten für die zusätzliche Verfahrenseinheit
- erhöhte Betriebskosten – hauptsächlich wegen des Energiebedarfs durch den Druckabfall, Bereitstellung von verdichteter Luft für die pulsierende Abreinigung des Gewebefilters (wenn dieser eingesetzt wird) und zusätzliche Wartungskosten.

Treibende Kraft für die Anwendung
Diese Technik wurde eingebaut wo:

- die Gesetzgebung niedrige Emissionsgrenzwerte für Staub und (staubgebundene) Schwermetalle erforderlich macht, oder wenn eine zusätzliches Minderungsmöglichkeit für Dioxin und gasförmige Säuren nötig ist
- örtliche Bedenken bezüglich der Luftqualität, die durch das Verfahren beeinflusst werden kann, bestehen
- sie als Entstaubung für ein nachfolgendes selektives katalytisches Reduktionsverfahren wirkt

Anwendungsbeispiele
Beispiele in Deutschland, Österreich und den Niederlanden.
Andere Beispiele in Frankreich:
Toulouse: Agglomerationsfiltermodule nach nasser Abgasbehandlung
Tronville: nachgeschaltete Gewebefilter mit Kalk- und Aktivkohlezugabe (nachgeschaltete nasse Abgasbehandlung)
Ocreal: nachgeschaltete Gewebefilter mit Aktivkohlezugabe zur Behandlung von PCDD/F
[74, TWGComments, 2004]

Referenzliteratur
[3, Austria, 2002], [2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003].

4.4.2.3 Verwendung eines doppelten Gewebefilters

Beschreibung
Diese Technik berücksichtigt die Anwendung von zwei hintereinander geschalteten Gewebefiltern im Abgasbehandlungsverfahren. Die zwei Gewebefilter sind nicht unbedingt unmittelbar benachbart angeordnet (d.h. andere Abgasbehandlungskomponenten können zwischen ihnen eingesetzt werden). Diese Technik bezieht sich nicht auf Gegebenheiten, bei denen ein Gewebefilter mit einem Nicht-Gewebefilter z.B. mit einer Elektrofilteranlage, einem Zyklon, oder Nasswäscher etc. kombiniert wird.

Ökologischer Nutzen
Zusätzliche Minderung der StaubLuftemissionen. 24-stündige Durchschnittswerte von unter 1 mg/m^3 können bei nahezu allen Gegebenheiten erreicht werden.

Trennung der Abfälle aus der Abgasbehandlung ist möglich, d.h. Trennung der Filterasche von den Abfällen der Abgasneutralisation. Dies kann dann die Nutzung der einen oder anderen Fraktion erlauben, wenn es geeignete Abnehmer gibt.

Medienübergreifende Auswirkungen
Medienübergreifende Auswirkungen werden in der folgenden Tabelle beschrieben:

Kriterien	Einheiten	Bereich der erreichten Werte	Anmerkungen
Energiebedarf	kWh/t Abfalleintrag	Hoch	Erhöht, wegen des Druckabfalls in den Verfahrenseinheiten
Reaktionsmittelverbrauch	kg/t Abfalleintrag	3 – 15	Abhängig von der Art des Reaktionsmittel
Abfallart		trocken	Filteraschen und Salzrückstände
Abfallmenge	kg/t Abfalleintrag	15 – 25	Unterschiedlich, je nach Eintragsbelastungen und angewendeten vorgeschalteten Abgasbehandlungstechniken
Sichtbarkeit der Abgasfahne	+/0/-	+/0	Trockene Sprühverfahren können die Sichtbarkeit der Abgasfahne erhöhen

Tabelle 4.28: Medienübergreifende Auswirkungen, die mit dem Einsatz doppelter Filterung assoziiert werden
[74, TWGComments, 2004]

Die wichtigsten medienübergreifenden Auswirkungen dieser Technik sind:

- wesentlich erhöhter Energieverbrauch aufgrund des Druckabfalls im gesamten Abgasbehandlungsverfahren
- Erzeugung fester Abfälle (normalerweise getrennt von anderen Abgasbehandlungsabfällen)

Es wurde berichtet, dass, auch wenn dadurch einige mögliche Vorteile hinsichtlich einer zusätzlichen Schadstoffminderung erbracht werden, der zusätzliche Energieverbrauch beim zwei nacheinander geschalteten (sogar getrennten) Gewebefiltern leistungsfähigere Gebläse erfordert, um den Druckabfall zu überwinden und somit mehr elektrische Energie verbraucht.

Betriebsdaten

Kriterien	Beschreibung von Gesichtspunkten, die die Kriterien beeinflussen	Beurteilung (Hoch/Mittel/Niedrig) oder Daten	Anmerkung
Komplexität	• zusätzliche benötigte Verfahrenseinheiten • kritische Betriebsaspekte	H	zusätzliche Verfahrenseinheiten erhöhen die Komplexität
Flexibilität	• die Technik hat die Fähigkeit, bei einer Bandbreite von Eingangsbedingungen zu funktionieren	H	Eintrag in die erste Stufe kann sehr stark schwanken, ohne große Veränderung des Emissionsaustrags der zweiten Stufe.
Personal-anforderungen	• deutlich zusätzlicher Bedarf für Weiterbildung oder Personalverstärkung	H	Gewebefilter erfordern genaue Wartung. Dies wird durch die zusätzliche Einheit verstärkt.

Tabelle 4.29: Betriebsdaten, die mit dem Einsatz doppelter Filterung assoziiert werden

Gewebefilters sind of in Abschnitte unterteilt, die zu Wartungszwecken voneinander abgeschottet werden können. Eine gleichmäßige Abgasverteilung ist für eine optimale Leistung wichtig.

Anwendbarkeit
Die Technik kann in jedem Verbrennungsprozess angewendet werden, ist aber am Besten anwendbar, wenn sehr geringe Staubemissionsgrenzwerte angewendet werden, oder wenn eine Trennung der Abfallinhaltstoffe aus der Abgasbehandlung gewünscht wird.

Die Anwendbarkeit dieser Technik wird in der Tabelle unten beurteilt:

Kriterien	Beurteilung/Anmerkung
Abfallart	• jede
Größe der Anlage	• größere Anlagen mit höheren Volumenströmen können durch die Anwendung solcher Techniken größere Minderungen in den lokalen Beiträgen zu Emissionen erzielen
Neu/bestehend	• bei neuen und bestehenden Anlagen anwendbar • wo die zusätzliche Filterung als nachsorgende ("End-of-pipe-") Technik hinzugefügt wird, ist sie gut zur Nachrüstung bestehender Anlagen geeignet • bestehende Anlagen, die durch andere Mittel bereits niedrige Emissionswerte erreichen (<10 mg/Nm³ im täglichen Mittel), haben durch Hinzufügung dieser Technik möglicherweise keinen großen Nutzen
Vereinbarkeit der Verfahren	• Temperatur und Säureschmelzpunkt müssen beachtet werden • stellt eine effektive Abgasreinigung vor einer selektiver katalytischer Reduktion dar
Standortschlüssel-faktoren	• größerer Platzbedarf für den Einbau • Standort einer industriellen Anlage, die die Salze verwerten kann

Tabelle 4.30: Beurteilung der Anwendbarkeit einer doppelten Filterung
[74, TWGComments, 2004]

Wirtschaftlichkeit
Zusätzliche Kosten für die weitere Verfahrenseinheit. Zusätzliche Energiekosten und Wartung.

Treibende Kraft für die Anwendung
Meistens dort verwendet, wo niedrige Staubemissionen erforderlich sind (z.B. Werte unter 2 mg/Nm^3). Möglichkeiten zur Salzverwertung.

Anwendungsbeispiele
Mehrere Beispiele in Belgien, Deutschland, Frankreich und anderen Ländern.

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003].

4.4.2.4 Auswahl des Gewebefiltermaterials

Beschreibung
Das ausgewählte Filtermaterial muss für die physikalischen und chemischen Betriebsbedingungen geeignet sein.

Schlüsselmerkmale der für die Abgasfilterung eingesetzten Gewebe sind die maximale Betriebstemperatur und die Widerstandsfähigkeit gegenüber Säuren und alkalischen Substanzen sowie die Dehnbarkeit (wegen der Filterreinigung). Aufgrund der Hydrolyse kann auch die Gasfeuchtigkeit die Stärke und Formstabilität der Gewebe beeinflussen. Einige grundlegende Fasereigenschaften werden unten beschrieben. Manche Fasern können beschichtet oder mit speziellen Chemikalien (z.B. Schwefel) imprägniert sein. [74, TWGComments, 2004]

Gewebe	Maximal-temperatur (°C)	Widerstandsfähigkeit		
		Säure	Alkalische Substanzen	Physikalische Flexibilität
Baumwolle	80	Schlecht	Gut	Sehr gut
Polypropylen	95	Hervorragend	Hervorragend	Sehr gut
Wolle	100	Ausreichend	Schlecht	Sehr gut
Polyester	135	Gut	Gut	Sehr gut
Nylon	205	Schlecht bis ausreichend	Hervorragend	Hervorragend
PTFE	235	Hervorragend	Hervorragend	Ausreichend
Polyimide	260	Gut	Gut	Sehr gut
Glasfaser	260	Ausreichend bis gut	Ausreichend bis gut	Ausreichend

Anmerkungen:
1. Nicht alle dieser Materialien werden üblicherweise bei der Verbrennung eingesetzt – siehe Betriebsdaten unten
2. Einige Betriebserfahrungen weisen auf eine übliche maximale Betriebstemperatur von 200°C hin.

Tabelle 4.31: Betriebsinformationen für unterschiedliche Gewebefiltermaterialien [2, infomil, 2002] [67, Inspec, 2004]

Ökologischer Nutzen
Zuverlässiges Filtermaterial, das für seine Anwendung geeignet ist, führt zu zuverlässiger Emissionsminderung.

Medienübergreifende Auswirkungen
Wenn das Medium nicht angemessen ist, kann der Druckabfall steigen und den Abfalldurchsatz beschränken. Wenn zur Reinigung des Filters Hochdruckluft benötigt wird, kann dies die Lebensdauer des Filters verringern.

Betriebsdaten
Siehe Informationen in obiger Beschreibung.

Erhöhte Temperatur kann zum Schmelzen der Kunststoffbestandteile im Filtermaterial und zu Brandgefahr führen. Hohe Abgasfeuchtigkeit kann zum Verkleben des Filtermaterials und zum Abfahren der Anlage führen. [74, TWGComments, 2004] Eine Verkleidung der Blätter/Folien mit PTFE kann eingesetzt werden, um die Entfernung solcher klebriger Salze und fester Partikel aus den Filtern zu verbessern. Es wurde berichtet, dass durch Einsatz von PTFE in einer Siedlungsabfallverbrennungsanlage in Prag (CZ) und in Schwandorf (Deutschland) Verbesserungen im Betrieb quasi-trockener Verfahren erzielt wurden (siehe auch Kapitel 4.4.3.2).

Regelmäßige Untersuchungen des Filters können bei der Beurteilung seiner verbleibenden Lebensdauer hilfreich sein [74, TWGComments, 2004].

Es wurde berichtet, dass einige Filtermedien, z.B. Baumwolle, Wolle, Propylen, üblicherweise nicht in Siedlungsabfallverbrennungsanlagen eingesetzt werden. In der Siedlungsabfallverbrennung sind die wichtigsten Materialien: Polyimide (als P84 bekannt), PPS (selten), PTFE, Glasfaser (mit oder ohne PTFE Mantel). Einige Fasern können kombiniert werden (z.B. P84+PTFE für höhere Widerstandsfähigkeit bei hoher Temperatur).

Chemische Reaktionen im Adsorptionsmedium können die Betriebstemperatur beeinflussen. Die Qualität des Baumwollstoffs ist ebenso von Bedeutung wie die Faserqualität.

Anwendbarkeit
Das richtige Filtermaterials ist für alle Gewebefilter einsetzende Abfallverbrennungsanlagen von Bedeutung.

Wirtschaftlichkeit
Die Kosten der verschiedenen Gewebefilter sind unterschiedlich.

Treibende Kraft für die Anwendung
Wichtigste treibende Kräfte sind die Abscheideleistung und die technische Eignung.

Anwendungsbeispiele
Überall wo Gewebefilter verwendet werden, d.h. sehr weit verbreitet.

Referenzliteratur
[2, infomil, 2002], [64, TWGComments, 2003].

4.4.3 Verminderung der Emission saurer Gase

Die Unterkapitel dieses Kapitels beschäftigen sich mit Folgendem:

- Beschreibung und Beurteilung der Leistung, die im Allgemeinen von den wesentlichen zur Minderung saurer Gase angewendeten Techniken erreicht wird – einschließlich einer Abwägung der Anwendungsmöglichkeiten bei verschiedenen Gegebenheiten
- Beschreibung und Beurteilung anderer technologischer und prozessbedingter Möglichkeiten, die für die Entfernung saurer Gase relevant sind.

4.4.3.1 Nasswäscher

Beschreibung
Diese Technik wurde schon in Kapitel 2.5.4 beschrieben.

Nasswäscher haben im Allgemeinen mindestens zwei wirksame Stufen, die erste entfernt bei einem niedrigen pH-Wert vor allem HCl und HF, in der zweiten Stufe wird, hauptsächlich zur Entfernung von SO_2, bei einem pH-Wert von 6 – 8 Kalk oder Natriumhydoxid zugegeben. Wäscher können manchmal in drei oder mehr Stufen unterteilt werden – die zusätzlichen Stufen sind im Allgemeinen Abschnitte der ersten Stufe, mit niedrigem pH-Wert und für spezielle Zwecke.

Ökologischer Nutzen
Minderung von Luftemissionen wie folgt:

Stoff(e)	Minde-rungs-effizienz (%)	Erreichte Emissionen				Kommentare
		½-stündiger Durchschnitt (mg/Nm³)	Tages-durchschnitt (mg/Nm³)	Jahres-durchschnitt(mg/Nm³)	Spezifische Emission (g/t Abfall-eintrag)	
HCl		0,1 – 10	<5	0,1 – 1	1 – 10	Sehr stabile Austrittskonzentrationen
HF		<1	<0,5	<0,1- 0,5	<0,05 – 2	Sehr stabile Austrittskonzentrationen
SO_2		<50	<20	<10	<5 – 50	Erfordert ReaktionsAbschnitt und Adsorbens (Kalk oder NaOH). ½-stündige SO_2-Durchschnitte können eher schwanken

Tabelle 4.32: Emissionswerte, die mit dem Einsatz von Nasswäschern verbunden sind [1, UBA, 2001, 2, Infomil, 2002, 12, Achternbosch, 2002]

Nasse Abgasbehandlungsverfahren sind (für lösliche saure Gase) die effizienteste aller Abgasbehandlungsverfahren mit den niedrigsten Stöchiometiefaktoren [74, TWGComments, 2004].

Während einstufige Abgasbehandlungsverfahren (z.B. quasi-trocken, trocken) alle Abfälle zusammenführen und sammeln, ist dies im Allgemeinen bei Nassverfahren nicht der Fall. Nassverfahren können HCl, HF und SO_2 getrennt von Partikeln etc. behandeln, die oft vorher entfernt werden. Vor dem Hintergrund dieser Feststellung erreichen nasse Verfahren zusätzlich noch Minderungen der folgenden Stoffe:

- Staub - dort wo die Wäscherkapazität groß genug ist, um Verstopfung zu verhindern (üblicherweise wird vor dem Nasswäscher eine Vorentstaubungsstufe verwendet, um die Staubbelastungen zu verringern und Betriebsprobleme durch bis zu 50 % des Staubeintrags zu verhindern) [74, TWGComments, 2004]
- PCDD/F - wenn karbonimprägniertes Auskleidungsmaterial eingesetzt wird, ist es möglich, im Wäscher eine Minderung von 70 % zu erreichen, andernfalls sind die Entfernungsraten zu vernachlässigen. Zu einem ähnlichen Zweck kann im Wäscher Aktivkohle oder Koks zugegeben werden, so dass Berichten zufolge der Wirkungsgrad erhöht wird [74, TWGComments, 2004].
- Hg^{2+} - wenn in der ersten Stufe ein Wäscher mit niedrigem pH-Wert (~1) eingesetzt wird und die HCl-Konzentration im Abfall für eine Versauerung in diesem Abschnitt sorgt, kann eine $HgCl_2$-Entfernung stattfinden. Metallisches Hg ist jedoch im Allgemeinen davon nicht betroffen [64, TWGComments, 2003].
- Andere Schadstoffe - wenn im Rohgas wasserlösliche Schadstoffe wie Brom und Iod vorkommen, können sie bei niedriger Temperatur im Wäscher kondensieren und dadurch in das Wäscherabwasser gelangen.

Medienübergreifende Auswirkungen

Medienübergreifende Auswirkungen sind unten in Tabelle 4.35 dargestellt:

Kriterien	Einheiten	Bereich der Werte	Anmerkungen
Energiebedarf	kWh/t Abfalleintrag	19	Pumpen erhöhen Bedarf
Reaktionsmittelverbrauch	kg/t Abfalleintrag	2 – 3 (NaOH) oder ~10 (CaO) oder 5 – 10 (Kalk/Kalkstein)	Niedrigster aller Verfahren
Stöchiometrie der Reaktionsmittel	Verhältnis	1,0 – 1,2	Niedrigster aller Verfahren
Abfallart			Schlamm aus der Behandlung von Abwässern; in manchen Fällen kann HCl oder Gips verwertet werden
Abfallmenge	kg (nass)/t Abfalleintrag kg (trocken)/t Abfalleintrag	10 – 15 3 – 5	Niedrigste aller Verfahren. Diese Daten beinhalten keine getrennt entfernte Filterasche ca. 16 kg/t Abfall.
Wasserverbrauch	l/t Abfalleintrag	100 – 500	Höchster aller Verfahren, kann aber durch Kreislaufführung/Kondensation und niedrige Temperatur vor dem Eingang des Wäschers verringert werden.
Erzeugtes Abwasser	l/t Abfalleintrag	250 – 500	Vor der Entsorgung oder Verwertung ist eine Behandlung erforderlich
Sichtbarkeit der Abgasfahne	+/o/-	+	Hoher Flüssigkeitsgehalt des Gases, kann aber durch Wiedererwärmung/ Kondensation verringert werden
Anmerkung: Die Daten in dieser Tabelle zielen darauf ab, den typischen Betriebsbereich abzubilden. Die genaue Menge der erzeugten Abwässer und Abfälle hängt von vielen Faktoren ab, darunter die Abgaskonzentrationen (hängen mit dem Abfall zusammen), Durchsatzraten, Reaktionsmittelkonzentrationen, etc.			

Tabelle 4.33: Medienübergreifende Auswirkungen, die mit dem Einsatz von Nasswäschern zur Abgasbehandlung verbunden werden
[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 12, Achternbosch, 2002]

Im Vergleich mit anderen Optionen sind die wichtigsten medienübergreifenden Auswirkungen dieser Technik:

- niedrigster spezifischer Reaktionsmittelverbrauch
- niedrigste spezifische Erzeugung fester Abfälle
- höchster Wasserverbrauch
- Abwasserentstehung, die Behandlung erfordert
- erhöhte Sichtbarkeit der Abgasfahne
- PCDD/F-Anreicherung (Memoryeffekt) an den Kunststoffbestandteilen des Wäschers macht Maßnahmen erforderlich
- wenn die Eintrittstemperatur zu hoch ist, kann das im Nasswäscher eingesetzte Material zerstört werden [74, TWGComments, 2004].

Die Abwassererzeugung wird unter der Annahme eines Wasserverbrauchs von 1000 kg pro Tonne Siedlungsabfall normalerweise mit 300 kg pro Tonne Siedlungsabfall veranschlagt. Diese Zahlen sind höher als die in der obigen Tabelle genannten. [64, TWGComments, 2003]

Betriebsdaten

Kriterien	Beschreibung von Faktoren, die die Kriterien beeinflussen	Bewertung (Hoch/Mittel/Niedrig) oder Daten	Anmerkung
Komplexität	• zusätzliche Verfahrenseinheiten nötig • kritische Betriebsaspekte	H	Die Anzahl der Verfahrenseinheiten ist höher als bei anderen Verfahren
Flexibilität	• die Technik ist dazu geeignet, unter einer Vielzahl von Eintragbedingungen zu funktionieren	H	Sehr robust – höchste Fähigkeit aller Verfahren zur Minderung von HCl-/HF-Emissionen unter schwankenden Eingangsbedingungen
Personal-anforderungen	• deutlich zusätzlicher Bedarf für Weiterbildung oder Personalverstärkung	H	Die damit verbundene Abwassser-behandlungsanlage erfordert hohe personelle Qualifikation

Tabelle 4.34: Betriebsdaten, die mit dem Einsatz nasser Abgasbehandlungsverfahren verbunden werden

Die wesentlichen Probleme sind:

Die Anreicherung von PCDD/F in Nasswäschern, speziell bei Wartungs- und Anfahrzeiten, kann ein Problem darstellen und die Umsetzung spezieller Maßnahmen erforderlich machen.

Eine Abwasserbehandlung erfordert einen sehr sachkundigen Betrieb, um niedrige Emissionswerte zu erreichen.

Nasswäscher benötigen zum effektiven Betrieb Abgase die bereits z.B. durch Elektrofilter oder Gewebefilter entstaubt wurden. [64, TWGComments, 2003]

Die Flexibilität von Nasswäschern im Hinblick auf Veränderungen der Eingangskonzentration bezieht sich vor allem auf HCl und HF. Manchmal wird eine zusätzliche Behandlung benötigt, um die Quecksilber-Emissionsgrenzwerte zur erfüllen, zum Beispiel: die Eindüsung eines Komplexbildners in den Hauptwäscher; die Eindüsung von Aktivkohle in den sauren Wäscher; die Eindüsung eines Oxidationsmittels oder die Minderung in der Gasphase mit einem Adsorbens. [64, TWGComments, 2003]

Anwendbarkeit
Die Anwendbarkeit dieser Technik wird in der Tabelle unten beurteilt:

Kriterium	Bewertung/Anmerkung
Abfallart	• kann im Prinzip bei allen Abfallarten angewendet werden • besonders für stark unterschiedliche Gaseingangszusammensetzungen geeignet (z.B. gefährliche Abfälle)
Größe der Anlage	• keine Beschränkung, aber im Allgemeinen in mittleren bis größeren Anlagen verwendet, wo wirtschaftliche Skaleneffekte bestehen
Neu/bestehend	• in vielen bestehenden Anlagen weit verbreitet
Vereinbarkeit der Verfahren	• die niedrige Abgasaustrittstemperatur (ca. 70° C) erfordert für nachfolgende Abgasbehandlungsverfahren, z.B. Gewebefilter und selektive katalytische Reduktion, eine Wiedererwärmung • getrennte (Vor-)Abscheidung der Filterasche möglich
Standortschlüsselfaktoren	• erhöhte Sichtbarkeit der Abgasfahne (wenn keine Gegenmaßnahmen getroffen werden) • salzhaltiges Abwasser (nach der Behandlung) muss entsorgt werden (oder verdampft, was Energie benötigt) • erlaubt möglicherweise die Verwertung von HCl, Salz, Gips

Tabelle 4.35: Beurteilung der Anwendbarkeit nasser Abgasbehandlung

Wirtschaftlichkeit
Informationen über die Investitionskosten für die Technik werden in der Tabelle unten dargestellt:

Abgasbehandlungsanlagenabschnitt	Geschätzte Investitionskosten (Mio. Euro)	Anmerkungen
zweistufiger Nasswäscher	5	einschließlich Abwasserbehandlung
dreistufiger Nasswäscher	7	einschließlich Abwasserbehandlung
externe Verdampfungsanlage für Wäscherabwasser	1,5 – 2	
Sprühabsorber zur internen Abwasserverdampfung	1,5	Kostenschätzung wahrscheinlich eher zu niedrig
Geschätzte Kosten beziehen sich auf eine Siedlungsabfallverbrennungsanlage mit zwei Linien und einer Gesamtkapazität von 200 kt/a		

Tabelle 4.36: Geschätzte Investitionen für ausgewählte Bestandteile nasser Abgasbehandlungsverfahren [12, Achternbosch, 2002] [74, TWGComments, 2004]

Verglichen mit den Alternativen sind die wesentlichen Kostengesichtspunkte dieser Technik:

- höhere Kapitalinvestitionskosten als andere Verfahren, hauptsächlich wegen der Abwasserbehandlungsanlage und da mehr Verfahrenseinheiten erforderlich sind
- die mit der Entsorgung der normalerweise nassen Abfälle verbundenen Betriebskosten können wegen der geringeren spezifischen Abfallerzeugung geringer sein. [74, TWGComments, 2004]
- die Personalkosten sind wegen der erhöhten Komplexität der Anlage höher.

Treibende Kraft für die Anwendung
Diese Technik wurde dort eingebaut wo:

- Emissionsgrenzwerte festgelegt wurden, die der Richtlinie 2000/76/EG entsprechen oder darunter liegen
- die Entsorgungskosten für Abfälle aus der Abgasbehandlung hoch sind
- die Zusammensetzung des Abfalls besonders schwierig vorherzusagen/zu überwachen ist
- der zugeführte Abfall hohe und schwankende Belastungen saurer Gase oder Schwermetalle enthalten kann (d.h. ionisches Quecksilber). [74, TWGComments, 2004]
- salzhaltiges Abwasser abgeleitet werden kann (z.B. ins Meer).

Anwendungsbeispiele
Die Nassreinigung wird in ganz Europa weithin für eine große Bandbreite von Abfallarten eingesetzt.

Referenzliteratur
[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Austria, 2002, 12, Achternbosch, 2002] [64, TWGComments, 2003].

4.4.3.2 Quasi-trockene Wäscher

Beschreibung
Diese Technik wurde schon in Kapitel 2.5.4 beschrieben.

Das folgende Abbildung zeigt ein typisches quasi-trockenes Abgasbehandlungsverfahren mit einem Reaktionsturm links und nachgeschaltetem Entstauber:

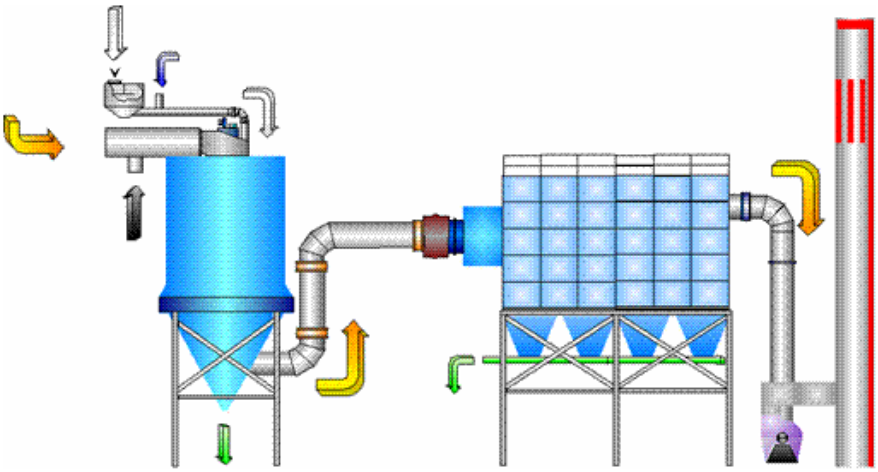

Abbildung 4.6: Typischer Aufbau eines quasi-trockenen Abgasbehandlungsverfahrens

Ökologischer Nutzen
Minderung von Luftemissionen wie folgt:

Stoff(e)	Minderungseffizienz (%)	Erzielte Emissionen				Anmerkungen
		½-stündiger Durchschnitt (mg/Nm³)	Tagesdurchschnitt (mg/Nm³)	Jahresdurchschnitt (mg/Nm³)	Spezifische Emission (g/t Abfalleintrag)	
HCl		<50	3 – 10	2	4 – 10	Erzielung niedrigster Werte durch Erhöhung der Reaktionsmitteldosierung und durch Zugaberegelung. Emissionsspitzen kann durch vorgeschaltete HCl-Analyse begegnet werden. Das quasi-trockene Verfahren kann SO_2 gleichzeitig mit HCl und HF im selben Wäscher abreinigen.
HF		<2	<1	<0,5	<2	
SO_2		<50	<20	<10	5 – 50	

Tabelle 4.37: Emissionswerte, die mit dem Einsatz von Nasswäschern verbunden werden [1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 12, Achternbosch, 2002], [64, TWGComments, 2003]
[74, TWGComments, 2004]

Es gibt keine Abwasserableitung aus quasi-trockenen Wäschern, da die eingesetzte Wassermenge im Allgemeinen niedriger ist als bei Nasswäschern und es mit den Abgasen zusammen verdampft wird. Bei ausreichender Qualität kann anderes Anlagenabwasser (z.B. Regenwasser) in das Abgasbehandlungsverfahren geleitet werden. [74, TWGComments, 2004]

Quasi-trockene Abgasbehandlungsverfahren weisen (für lösliche saure Gase) hohe Abscheidungswirkungsgrade auf. Niedrige Emissionsgrenzwerte können durch Anpassung der Reaktionsmitteldosierung und der Auslegung der Anlage erreicht werden, aber im Allgemeinen zum Preis von erhöhtem Reaktionsmittelverbrauch und erhöhter spezifischer Abfallerzeugung.

Quasi-trockene Verfahren werden zusammen mit Gewebefiltern eingesetzt, um die zugeführten Reaktionsmittel und ihre Reaktionsprodukte zu entfernen. Reaktionsmittel können, mit Ausnahme von alkalischen Reaktionsmitteln, auch zugegeben werden, um andere Abgasbestandteile (z.B. Aktivkohle für Hg und PCDD/F) zu adsorbieren.

Meistens werden sie als einstufige Reaktoren/Filter zur kombinierten Emissionsminderung eingesetzt:

- für Staub - gefiltert durch Gewebefilter
- für PCDD/F - adsorbiert, wenn Aktivkohle und alkalische Reaktionsmittel zugegeben werden
- Hg - adsorbiert wenn Aktivkohle und alkalische Reaktionsmittel zugegeben werden

Medienübergreifende Auswirkungen
Medienübergreifende Auswirkungen werden in der folgenden Tabelle dargestellt:

Kriterien	Einheiten	Bandbreite der erreichten Werte	Anmerkungen
Energiebedarf	kWh/t Abfalleintrag	6 – 13	Druckabfall im Gewebefilter erzeugt Energiebedarf
Reaktionsmittel-verbrauch	kg/t Abfalleintrag	12 – 20 (Kalk)	Mittlerer Bereich der angewendeten Möglichkeiten
Reaktionsmittel-stöchiometrie	Verhältnis	1,4 – 2,5	Niedrigste Werte erzielt mit Kreislaufführung/mit Abfällen mit geringer Schadstoffbelastung
Abfallart	kg	Keine bekannt	Kombinierte Abgas- und Filteraschebehandlung
Abfallmenge	kg/t Abfalleintrag	25 – 50	Kombinierte Abgas- und Filteraschebehandlung
Wasserverbrauch	l/t Abfalleintrag	Keine bekannt	Am Niedrigsten, wenn die Eintrittstemperatur in die Abgas-behandlung niedrig ist, andernfalls wird auch Kühlwasser benötigt
Abwassererzeugung	l/t Abfalleintrag	Keine bekannt	
Sichtbarkeit der Abgasfahne	+/o/-	0	Mittlerer Bereich der angewendeten Möglichkeiten
Anmerkung: Die Daten in dieser Tabelle zielen darauf ab, den typischen Betriebsbereich abzubilden. Die genaue Menge der erzeugten Abwässer und Abfälle hängt von vielen Faktoren ab, darunter den Rohgaskonzentrationen (abfallabhängig), Durchsatz, Reaktionsmittelkonzentrationen, etc.			

Tabelle 4.38: Medienübergreifende Auswirkungen, die mit dem Einsatz einer quasi-trockenen Behandlung saurer Gase verbunden sind
[3, Austria, 2002, 12, Achternbosch, 2002], [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Bei dieser Technik ist die wichtigste medienübergreifende Auswirkung:

- die höhere spezifische Abfallerzeugung gegenüber Nassverfahren.

Die getrennte Sammlung von Filterasche ist möglich, wenn der Anlage eine Elektrofilter vorgeschaltet ist. Dadurch wird dann die Filterasche besser von Abfällen der Abgasbehandlung getrennt, was vorteilhaft sein kann, wenn es für diese Abfälle getrennte Behandlungs-/Verwertungsmöglichkeiten gibt.

Die quasi-trockene Abgasbehandlungsanlage wird oft als einstufiger Mulitreaktor eingesetzt. Solche Anlagen haben normalerweise einen geringeren Energiebedarf als komplexere mehrstufige Abgasbehandlungsverfahren.

Betriebsdaten

Kriterien	Beschreibung der Faktoren, die die Kriterien beeinflussen	Bewertung (Hoch/Mittel/Niedrig) oder Daten	Anmerkung
Komplexität	• zusätzliche Verfahrenseinheiten erforderlich • kritische Betriebsgesichtspunkte	M	• die Anzahl der Verfahrenseinheiten ist niedriger als bei nassen Anlagen, aber höher als bei trockenen und bei Schnelltrocknung. • Eintrittstemperatur muss überwacht werden • Vorentstaubung kann den quasi-trockenen Betrieb vereinfachen
Flexibilität	• die Technik hat die Fähigkeit, bei einer Bandbreite von Eingangsbedingungen zu funktionieren	M	• kann unter den meisten Gegebenheiten niedrige Emissionswerte erzielen • schnelle Veränderungen der Eingangsbelastung können problematisch sein
Personalanforderungen	• deutlich zusätzlicher Bedarf für Weiterbildung oder Personalverstärkung	M	• keine Abwasserbehandlungsanforderungen • Sorgfalt zur Optimierung der Reaktionsmitteldosierung nötig

Tabelle 4.39: Betriebsdaten im Zusammenhang mit dem Einsatz quasi-trockener Abgasbehandlung

Die meisten Verfahren bestehen nur aus einer Einheit zur Reaktionsmittelvermischung (Reaktionsmittel plus Wasser), einem Sprühturm und einem Gewebefilter – die Komplexität ist somit geringer als bei nassen Abgasbehandlungsverfahren.

Die Handhabung und Dosierung des Reaktionsmittels erfordern eine gute Betriebsführung, um einen effektiven und optimierten Betrieb sicherzustellen. Dies gilt besonders dort, wo heterogene Abfallarten behandelt werden, z.B. in industrielle Sonderabfallverbrennungsanlagen. Eine nachgeschaltete HCl-Überwachung (siehe Kapitel 4.4.3.9) verbessert in diesen Verfahren die optimale Reaktionsmitteldosierung und erlaubt die Handhabung von Spitzenbelastungen von HCl, HF, SO_2 ohne hohe spezifische Reaktionsmitteldosierung.

Einige Anlagen erzeugen das $Ca(OH)_2$ für das Abgasbehandlungsverfahren durch Löschen von CaO vor Ort. Eine effektive Vorbehandlung des Kalks kann für einen guten Betrieb maßgeblich sein, wie auch die Überwachung der Verschmutzung der Zugabeeinrichtung. Die Injektionslanzen müssen so angebracht und gebaut sein, dass sie leicht gewartet und/oder zur Reinigung ersetzt werden können. [74, TWGComments, 2004]

Gewebefilters erfordern gute Überwachung und Steuerung, um Schäden am Filter und den daraus folgenden Emissionen zu begegnen. Üblicherweise werden Differentialdrucküberwachungssysteme eingesetzt, um auf Filterschäden aufmerksam zu machen und den allgemeinen Betrieb zu überwachen.

Die Temperaturanforderungen sind maßgeblich. Sorgfalt ist nötig um sicherzustellen, dass eine Schmelzpunktkorrosion im Gewebefilter vermieden wird - normalerweise werden Gaseintrittstemperaturen von mehr als 130 – 140°C verwendet. Bei einer Temperatur unter 130°C kann es wegen der hygroskopischen Eigenschaften des entstehenden $CaCl_2$ zu Problemen kommen. Normalerweise benötigen Reaktionsmittel für optimale Reaktionsbedingungen eine bestimmte Temperatur.

Es wurde berichtet, dass es zu Betriebsproblemen kommen kann, wenn quasi-trockene Abgasbehandlungsverfahren für sehr stark säurebelastetes Rohgas eingesetzt werden, da dies zu einem erhöhten Filterverstopfungsrisiko führen kann.

Die Komplexität des Betriebs von Reaktor und Gewebefiltern, die in quasi-trockenen Verfahren eingesetzt werden, kann durch den Einsatz eines bestimmten Maßes an Vorentstaubung gesenkt werden, z.B. durch Einsatz einer einstufigen Elektrofilteranlage oder durch den Einsatz von nicht-verklebendem Filtermaterial (siehe auch Kapitel 4.4.2.4). Dies hilft, weil es folgende Probleme vermeidet:

- die Anhaftung von Zink (und ähnlicher Salze mit niedriger Schmelztemperatur) und
- die Bildung klebender Schichten auf der Oberfläche der Reaktors durch hygroskopische Salze.

[64, TWGComments, 2003]

Anwendbarkeit

Die Anwendbarkeit dieser Technik wird in folgender Tabelle beurteilt:

Kriterien	Bewertung/Anmerkung
Abfallart	• für die meisten Abfallarten geeignet • im Allgemeinen weniger geeignet als Nasswäscher, mit sehr stark schwankenden Eingangskonzentrationen umzugehen
Größe der Anlage	• Einsatz bei allen Größen
Neu/bestehend	• Einsatz in neuen Anlagen und als Nachrüstung
Vereinbarkeit der Verfahren	• Abgasaustrittstemperatur (120 – 170°C) erfordert eine Wiedererwärmung für nachfolgende Abgasbehandlungsverfahren, z.B. für die selektive katalytische Reduktion • getrennte (Vor-)Abscheidung von Filterasche möglich • Gewebefilter sind eine effektive Gasreinigungsstufe für nachfolgende selektive katalytische Reduktion oder Nassverfahren (wenn als Vorentstauber eingesetzt)
Standortschlüsselfaktoren	• es wird kein Abwasser erzeugt und es ist keine Ableitung nötig • Verfügbarkeit/Kosten der Entsorgung fester Abfälle

Tabelle 4.40: Bewertung der Anwendbarkeit der quasi-trockenen Abgasbehandlung

Wirtschaftlichkeit

Informationen über die Investitionskosten für die Technik werden in der folgenden Tabelle dargestellt:

Bestandteile der Abgasbehandlung	Geschätzte Investitionskosten (Mio. Euro)	Anmerkungen
Gewebefilter	2	
Sprühtrockner	1 – 1,5	
Geschätzte Kosten bezogen auf eine Siedlungsabfallverbrennungsanlage mit 2 Linien und einer Gesamtkapazität von 200 Kt/Jahr		

Tabelle 4.41: Geschätzte Investitionskosten ausgewählter Bestandteile eines typischen quasi-trockenen Abgasbehandlungsverfahrens
[12, Achternbosch, 2002]

Schlüsselfaktoren für den Betrieb dieser Technik sind:

- Investitionskosten sind niedriger als für nasse Abgasbehandlungsverfahren, speziell für relativ kleine Behandlungskapazitäten [2, infomil, 2002] S. 119.
- möglicherweise höhere Kosten (als für Nassverfahren) für die Entsorgung einer größeren Abfallmenge
- geringere Personalkosten (im Vergleich mit Nassverfahren) aufgrund geringerer Komplexität, besonders da die Kosten für den Betrieb einer Abwasserbehandlungsanlage entfallen
- erhöhte Kosten für alkalische Reaktionsmittel wegen größerer Stöchiometrieverhältnisse.

Treibende Kraft für die Anwendung

Diese Technik ist dort eingesetzt worden, wo:

- Emissionsgrenzwerte festgelegt wurden, die den in der Richtlinie 2000/76/EG genannten entsprechen
- die behandelten Abfälle nicht zu sehr hohen und schwankenden Eingangsbeladungen des Abgases führen
- es für die erzeugten festen Abfälle Entsorgungsmöglichkeiten gibt
- eine Abwassererzeugung nicht wünschenswert ist
- die Wasserversorgung begrenzt ist - wegen des geringeren Wasserverbrauchs
- keine Infrastruktur zur Abwasserbehandlung zur Verfügung steht, oder diese eingeschränkt ist, z.B. in abgelegenen ländlichen Gebieten in trockenen Klimazonen - da keine Abwasserbehandlung notwendig ist
- eine niedrigere Sichtbarkeit der Abgasfahne der nicht-nassen Verfahren kann in Gebieten, in denen man sichtbaren Auswirkungen gegenüber besonders sensibel ist, auch ein besonderer Vorteil sein [64, TWGComments, 2003].

Anwendungsbeispiele
In Europa weithin eingesetzt, z.B. UK, D, F, DK.

Referenzliteratur
[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Austria, 2002, 12, Achternbosch, 2002, 26, RSP, 1999, 54, dechefdebien, 2003], [64, TWGComments, 2003].

4.4.3.3 Zwischengeschaltete Verfahren, die etwas Wasser zuführen und Rückstände im Kreislauf führen (schnelle trockenene Anlagen)

Beschreibung
Diese Technik wurde schon in Kapitel 2.5.4 beschrieben. Die Technik hat Elemente sowohl der quasi-trockenen als auch der trockenen Verfahren und ist hauptsächlich durch niedrige Wasserzugabe und hohe Rückstands-kreislaufraten gekennzeichnet.

Es wurde berichtet, dass diese Technik nur mit Kalk als Reaktionsmittel eingesetzt wird [74, TWGComments, 2004].

Ökologischer Nutzen
Minderung von Luftemissionen wie folgt:

Stoff(e)	Minderungs effizienz (%)	Erreichte Emissionsbereiche				Anmerkungen
		½-stündiger Durch-schnitt (mg/Nm³)	Tages-durch-schnitt (mg/Nm³)	Jahres-durch-schnitt (mg/Nm³)	Spezifische Emission (g/t Abfalleintrag)	
HCl	>99	<10	<6	2,9	10 – 30	Stabil wegen hoher Zirkulationsraten
HF	>99,5	<2	<1	<0,5	1 – 5	Stabil wegen hoher Zirkulationsraten
SO_2	>99	<50	<5	<1	5 – 50	Stabil wegen hoher Zirkulationsraten

Tabelle 4.42: Emissionswerte, die mit dem Einsatz der schnellen trockenen Abgasbehandlung verbunden sind [57, Alstom, 2003] [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Der Prozess führt in Kombination mit Gewebefiltern und Reaktionsmittelzugabe auch zur Emissionsminderung von:

- Staub und staubgebundene Schwermetallen (auf 0,4 – 2 mg/Nm³)
- Hg (mit Kohlenstoffzugabe auf 0,002 – 0,015 mg/Nm³)
- PCDD/F (mit Kohlenstoffzugabe auf 0,005 – 0,1 ng/Nm³)

Die Kreislaufführung von Reaktionsmittel, die im Allgemeinen bei diesem Verfahren eingesetzt wird, hat verglichen mit anderen Abgasbehandlungsverfahren die folgenden Vorteile:

- geringerer Reaktionsmittelverbrauch (verglichen mit trockenen und quasi-trockenen Verfahren)
- geringere Erzeugung fester Abfälle (enthalten weniger nicht-ausreagierte Reaktionsmittel)
- geringerer Wasserverbrauch und keine Abwassererzeugung (im Vergleich mit Nass-Verfahren)

Medienübergreifende Auswirkungen
Medienübergreifende Auswirkungen werden in der folgenden Tabelle dargestellt:

Kriterien	Einheiten	Bereich erzielter Werte	Anmerkungen
Energiebedarf	kWh/t Abfalleintrag		• Druckabfall im Gewebefilters ist Hauptverbraucher • Zirkulationsverfahren verbraucht Energie
Reaktionsmittel-verbrauch	kg/t Abfalleintrag	7 – 15 (Kalk)	
Reaktionsmittel-stöichiometrie	Verhältnis	1,2 – 1,8	
Abfallart			• gemeinsame Abgas- und Filteraschebehandlung (wenn keine Vorabscheidung) • geringe Menge nicht aus-reagierter Reaktionsmittel
Abfallmenge	kg/t Abfalleintrag	12 – 25	
Wasserverbrauch	l/t Abfalleintrag		Abhängig von der Kühlung der eintretenden Abgase, die zum Erreichen der Betriebs-temperatur notwendig ist
Abwassererzeugung	l/t Abfalleintrag	0	
Sichtbarkeit der Abgasfahne	+/o/-	0	• minimale Wasserzugabe zur Konditionierung
Anmerkung: Die Daten in dieser Tabelle zielen darauf ab, den typischen Betriebsbereich abzubilden. Die genauen Mengen der erzeugten Abwässer und Abfälle hängen von vielen Faktoren ab, wie den Rohgaskonzentrationen (abfallabhängig), Durchsatz, Reaktionsmittelkonzentrationen, etc.			

Tabelle 4.43: Medienübergreifende Auswirkungen, die mit dem Einsatz der schnellen trockenen Verfahren verbunden sind
[3, Austria, 2002, 12, Achternbosch, 2002, 57, Alstom, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Die wichtigsten medienübergreifenden Auswirkungen dieser Technik sind:

- Erzeugung fester Abfälle
- Energieverbrauch durch den Druckabfall, der mit dem Einsatz des Gewebefilters verbunden ist.

Betriebsdaten

Kriterien	Beschreibung von Faktoren, die die Kriterien beeinflussen	Bewertung (hoch/mittel/ niedrig) oder Daten	Anmerkungen
Komplexität	• zusätzlich benötigte Verfahrenseinheiten • entscheidende Betriebsgesichtspunkte	M	• sehr wenige Verfahrenssbestandteile • Sorgfalt erforderlich, um eine effektive Reaktionsmittelzirkulation und Feuchtigkeitsüberwachung sicherzustellen
Flexibilität	• die Technik hat die Fähigkeit, bei einer Bandbreite von Eingangsbedingungen zu funktionieren	H/M	• großes Puffervolumen des zirkulierenden Reaktionsmittels steigert die Flexibilität • nicht so flexibel wie Nass-Verfahren
Personalanforderungen	• deutlich zusätzlicher Bedarf für Wieterbildung oder Personalverstärkung	M	• einfaches Verfahren

Tabelle 4.44: Betriebsdaten, die mit dem Einsatz der schnellen trockenen Abgasbehandlung verbunden sind [57, Alstom, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Optimierung der Reaktionsmittelzugabe und der Abfallaustragsmenge nötig, damit die Adsorbensbeladung nicht zu einem Stoffdurchbruch führt (z.B. von Hg und PCDD/F, die auf Kohlenstoff absorbiert wurden).

Feuchtigkeitswerte müssen zum Erhalt der Adsorbtionseffizienz saurer Gase überwacht und gesteuert werden.

Eine vorgeschaltete HCl-Überwachung wird zur Optimierung der alkalischen Reaktionsmittel-/Wasser-Dosierung eingesetzt.

Anwendbarkeit

Die Anwendbarkeit dieser Technik wird in folgender Tabelle beurteilt:

Kriterien	Bewertung/Anmerkung
Abfallart	• alle Abfallarten, außer wenn die Eingangskonzentrationen hochgradig schwanken, z.B. bei gefährlichen Industrieabfällen • derzeit angewendet für: Siedlungsabfall, Brennstoffe aus Abfall, Holzabfälle
Größe der Anlage	• vor allem in kleinen bis mittleren Anlagen angewendet, wegen der größeren Ausmaße des erforderlichen Filters (um auszugleichen, dass Rückstände im Kreislauf geführt werden)
Neu/bestehend	• keine speziellen Einschränkungen • Filter müssen größer sein als in anderen Verfahren, um re-zirkuliertes Material auszugleichen
Vereinbarkeit der Verfahren	• kann als Vorentstaubung für ein selektives katalytisches Reduktionsverfahren dienen • kann mit selektiver nicht-katalytischer Reduktion betrieben werden
Standortschlüsselfaktoren	• kleine Grundfläche • weniger geeignet, wenn schon Filterasche zur Behandlung/Verwertung abgeschieden und ausgeschleust wird

Tabelle 4.45: Bewertung der Anwendbarkeit der schnellen trockenen Abgasbehandlung [57, Alstom, 2003]

Wirtschaftlichkeit

Es wurde von Investitionskosten berichtet, die wegen der geringeren Anzahl an Verfahrensbestandteilen und der sich daraus ergebenden kleineren Grundfläche etwas niedriger sind als bei nassen und quasi-trockenen Anlagen. Etwas höhere Investitionskosten gegenüber der trockenen Gasreinigung. Die erhöhte Größe des Gewebefilters, die erforderliche größere Kapazität und andere spezielle Rezirkulationsausstattung erhöhen, wie berichtet wurde, auch die Kosten der Rückstandszirkulierung. [74, TWGComments, 2004]

Die Betriebskosten, die mit dem Reaktionsmittelverbrauch und der Abfallerzeugung zusammen hängen, liegen zwischen denen quasi-trockener und trockener Verfahren, die ähnliche Rezirkulationsanteile einsetzen. Die Betriebskosten sind beim Einsatz der Kreislaufführung, wie berichtet wurde, geringer (eine übliche Eigenschaft dieses Verfahrens). Dies liegt daran, dass weniger Reaktionsmittel verbraucht wird (verbessertes stöchiometrisches Verhältnis im Vergleich mit trockenen sowie quasi-trockenen Verfahren und im Vergleich mit Nassverfahren kein Abwasserbehandlungsbedarf) und dass die Abfallbeseitigungskosten geringer sind.

Treibende Kraft für die Anwendung
Diese Technik wurde eingebaut, wo:

- der Reaktionsmittelverbrauch eine spezielle Minderung benötigt
- eine Minderung der Abfallerzeugung erforderlich ist
- der erforderliche Platz begrenzt ist
- die Komplexität des Verfahrens zu Bedenken führt.

Anwendungsbeispiele
Einige bestehende Verfahren/Anlagen in: Schweden, Norwegen, Deutschland und Dänemark.

Referenzliteratur
[57, Alstom, 2003] [64, TWGComments, 2003].

4.4.3.4 Trockene Abgasbehandlungsverfahren

Beschreibung
Diese Technik wurde schon in Kapitel 2.5.4 beschrieben.

Kalk (z.B. hydrierter Kalk, Kalk mit hoher spezifischer Oberfläche) und Natriumbikarbonat werden üblicherweise als alkalische Reaktionsmittel eingesetzt. Die Zugabe von Aktivkohle sorgt durch Adsorption für die Minderung von Hg und PCDD/F.

Wenn fein gemahlenes Natriumbikarbonat in heiße Gase (mehr als 140°C) eingedüst wird, wandelt es sich in sehr poröses Natriumkarbonat um und adsorbiert somit wirksam saure Gase. [59, CEFIC, 2002]

Ökologischer Nutzen
Minderung von Luftemissionen wie folgt:

Stoff(e)	Minderungs-effizienz (%)	Erzielte Emissionsbereiche				Anmerkungen
		½-stündiger Durchschnitt (mg/Nm³)	Tagesdurchschnitt (mg/Nm³)	Jahresdurchschnitt (mg/Nm³)	Spezifische Emissionen (g/t Abfalleintrag)	
HCl		<60	<10			Die gelieferten Informationen berichten von der Einhaltung der Luftemissionsgrenzwerten der EG/2000/76
HF		<4	<1			
SO_2		<200	<50			

Tabelle 4.46: Emissionswerte, die mit Einsatz trockener Abgasbehandlung mit Kalk verbunden sind

Stoff(e)	Minderungs-effizienz (%)	Erzielte Emissionsbereiche				Anmerkungen
		½-stündiger Durchschnitt (mg/Nm³)	Tagesdurchschnitt (mg/Nm³)	Jahresdurchschnitt (mg/Nm³)	Spezifische Emissionen (g/t Abfalleintrag)	
HCl		<20	<5			
HF		<1	<1			
SO_2		<30	<20			

Tabelle 4.47: Emissionswerte, die mit dem Einsatz trockener Abgasbehandlung mit Natriumbikarbonatat verbunden sind
[59, CEFIC, 2002] [74, TWGComments, 2004]

Obwohl beim Einsatz dieser Technik eine Einhaltung der EG/2000/76 erreicht wird, ist es allgemein nicht möglich, bei gleichen Gegebenheiten die selben niedrigen Emissionsgrenzwerte wie mit anderen Abgasbehandlungsanlagen zu erreichen, ohne die Reaktionsmitteldosierung und die daraus folgende Abfallentstehung zu erhöhen. Die erneute Reaktionsmittelverwendung kann die medienübergreifenden Auswirkungen zu einem Teil verringern, kann aber mit Betriebsproblemen mit dem Reaktionsmitteldosiersystem verbunden sein.

Medienübergreifende Auswirkungen

Medienübergreifende Auswirkungen werden in der folgenden Tabelle dargestellt:

Kriterien	Einheiten	Bereich erreichter Werte	Anmerkungen
Energiebedarf	kWh/t Abfalleintrag		Hauptsächlich durch Druckabfall im Gewebefilter. Höhere Betriebstemperatur kann zu Einsparungen bei der Abgaswiedererwärmung führen
Reaktionsmittel-verbrauch	kg/t Abfalleintrag	10 – 15	Die Daten beziehen sich auf den Verbrauch von Natriumbikarbonat bei der Siedlungsabfallverbrennung.
Reaktionsmittel-stöchiometrie	Verhältnis	1,25 ($NaHCO_3$) 1,5 – 2,5 (CaOH)	bei Natriumbikarbonat typischer Überschuss von 25 % bei Kalk niedrigere Werte durch Kreislaufführung erreichbar
Abfallart			Abgasbehandlungabfälle gemeinsam mit Filterasche oder getrennt, bei Vorentstaubung
Abfallmenge	kg/t Abfalleintrag	7 – 25	aus einer Tonne Siedlungsabfall
Wasserverbrauch	l/t Abfalleintrag	0	nicht erforderlich
Abwassererzeugung	l/t Abfalleintrag	0	keine
Sichtbarkeit der Abgasfahne	+/o/-	-	niedrigste aller Verfahren
Anmerkung: Anlagenbetriebswerte sind je nach lokalen Veränderungen der Abfallart etc. unterschiedlich.			

Tabelle 4.48: Medienübergreifende Auswirkungen, die mit dem Einsatz der trockenen Abgasbehandlung verbunden sind
[64, TWGComments, 2003]

Die wichtigste medienübergreifende Auswirkung dieser Technik ist die Abfallerzeugung, die allgemein (unter gleichen Bedingungen) größer ist als bei anderen Verfahren, obwohl der Überschuss durch Kreislaufführung der Rückstände etwas verringert werden kann (Anmerkung: betriebliche Besonderheiten).

Mit Natriumbikarbonat sind die festen Abfälle löslicher als mit Kalk, aber die Menge deutlich geringerer als beim trocken Verfahren mit Kalk. Abfälle aus Verfahren mit Bikarbonat werden in manchen Fällen behandelt und in der chemischen Industrie verwertet. [74, TWGComments, 2004]

Betriebsdaten

Kriterien	Beschreibung von Faktoren, die die Kriterien beeinflussen	Bewertung (hoch/mittel/niedrig) oder Daten	Anmerkung
Komplexität	• zusätzliche Verfahren-einheiten erforderlich • entscheidende Betriebsaspekte	N	• einfaches Verfahren mit wenigen Bauteilen
Flexibilität	• Fähigkeit der Technik, bei einer Bandbreite von Eingangsbedingungen zu funktionieren	M/N	• kann mit hohen Säurebelastungen umgehen • großer Betriebstemperaturbereich (mit Natrium-bikarbonat (140 – 300° C)
Personalan-forderungen	• deutliche Zusatzanforde-rungen zur Weiterbildung oder Personalaufstockung	M/N	• einfaches Verfahren • Gewebefilter erfordern effektives Management

Tabelle 4.49: Betriebsdaten, die mit dem Einsatz der trockenen Abgasbehandlung verbunden sind
[59, CEFIC, 2002]

Mit trockenen Reaktionsmitteln muss so umgegangen werden, dass Staubemissionen z.B. aus den Silobeladungsentlüftungen vermieden werden.

Es wurde berichtet, dass die Verwendung von Betriebstemperaturen über ca. 180°C zur Verschlechterung der PCDD/F- und Hg-Adsorptionsleistung der eingedüsten Kohlenstoff-Reaktionsmittel führen kann.

Anwendbarkeit
Die Anwendbarkeit dieser Technik wird in folgender Tabelle bewertet:

Kriterien	Bewertung/Anmerkung
Abfallart	• bei der gesamten Bandbreite verwendet
Größe der Anlage	• moderne trockene Verfahren für große Bandbreite verwendet
Neu/bestehend	• keine Einschränkung
Vereinbarkeit der Verfahren	• höhere Betriebstemperaturen machen das Verfahren gut geeignet für eine Kombination mit nachgeschalteter selektiver katalytischer Reduktion
Standortschlüsselfaktoren	• geringe Sichtbarkeit der Abgasfahne • keine Abwassererzeugung • Abfallbehandlung/-beseitigung müssen berücksichtigt werden

Tabelle 4.50: Bewertung der Anwendbarkeit der trockenen Abgasbehandlung [59, CEFIC, 2002], [64, TWGComments, 2003]

Wirtschaftlichkeit
Die Kosten für eine Verfahrenseinheit sind ähnlich wie bei quasi-trockenen Verfahren, außer:

- in trockenen Verfahren wird allgemein ein im Verhältnis größerer Gewebefilter eingesetzt
- die Ermöglichung höherer Betriebstemperaturen kann zu Einsparungen bei der Abgaswiedererwärmung führen, z.B. für eine selektive katalytische Reduktion,
- Anlage zur Handhabung/Mischung von Reaktionsmittelschlamm bei trockenen Verfahren nicht erforderlich.

Betriebsdaten

- erhöhter spezifischer Reaktionsmittelverbrauchs im Vergleich mit der nassen Abgasbehandlung
- erhöhte Abfallbeseitigungskosten verglichen mit anderen Abgasbehandlungsverfahren
- Einsparungen, da das zu behandelnde/entsorgende Abwasser entfällt

Treibende Kraft für die Anwendung
Die Einfachheit solcher Verfahren ist der Hauptgrund für ihre Verwendung.

Diese Technik wurde dort eingebaut, wo Emissionsgrenzwerte so festgelegt wurden, dass sie den in der Richtlinie 2000/76/EG genannten Werten entsprechen.

Bei Einschränkungen der Wasserversorgung und der Ableitungen ist der Einsatz trockener Abgasbehandlungsverfahren vorteilhaft. In manchen Fällen haben die Genehmigungsbehörden spezielle Bedingungen festgelegt, die Wasserableitungen untersagen – dann werden trockene (und quasi-trockene) Verfahren bevorzugt.

Anwendungsbeispiele
In Europa weithin eingesetzt. Mehr als 110 Anlagen sind in mehr als 10 europäischen Ländern, Japan und den USA in Betrieb.

In Frankreich gibt es Beispiele von Sonderabfallverbrennungsanlagen, die trockene Verfahren einsetzten.

Wachstumsrate von ungefähr 10 bis 15 Anlagen pro Jahr.

Referenzliteratur
[59, CEFIC, 2002] [2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003].

4.4.3.5 Auswahl alkalischer Reaktionsmittel

Beschreibung and ökologischer Nutzen
In Abgasbehandlungsverfahren von Abfallverbrennungsanlagen werden verschiedene alkalische Reaktionsmittel (und Kombinationen) eingesetzt. Die verschiedenen Möglichkeiten haben unterschiedliche Vor- und Nachteile und werden normalerweise stark durch die Auswahl der Gesamttechnologie beeinflusst.

Kalk wird in allen Arten von Abgasbehandlungsverfahren eingesetzt, meistens jedoch in Nass- und quasi-trockenen Verfahren. In trockenen Verfahren wird er als Kalkhydrat, in quasi-trockenen Verfahren als Kalkschlamm und auch als Kalk mit hoher spezifischer Oberfläche eingesetzt. [74, TWGComments, 2004] Natriumbikarbonat wird in einer Vielzahl hauptsächlich trockener Verfahren eingesetzt. Natriumhydroxid und Kalkstein werden allgemein nur in nassen Abgasbehandlungsverfahren verwendet. Die Vor- und Nachteile des Einsatzes jedes Reaktionsmittels werden in folgender Tabelle hervorgehoben:

Reaktions-mittel	Vorteile	Nachteile	Anmerkungen/ weitere Daten
Natrium-hydroxid	• hochreaktiv mit gasförmigen Säuren • geringer spezifischer Verbrauch • geringe Erzeugung fester Abfälle	• höhere Kosten/kg Reaktionsmittel • unterschiedliche Kosten (pro Quartal) • Bildung löslicher Salze • hochkorrosives Material • Geruch bei Kontakt mit Feuchtigkeit	• Einsatz nur in Nassverfahren
Kalk	• mittlere Reaktivität (höhere Reaktivität bei Kalk mit hoher spezifischer Oberfläche) • bei Kalk mit hoher spezifischer Oberfläche Möglichkeit zum Betrieb mit erhöhter Temperatur • niedrigere Kosten/kg Reaktionsmittel • niedrige Abwasserlöslichkeit • ermöglicht Gipsgewinnung aus Nasswäscher	• Handhabung kann problematisch und Wiederverwertung schwierig sein	• Abfälle aus kalk-basierten trockenen, mittleren und quasi-trockenen Verfahren sind stark alkalisch
Kalkstein	• mittlere Reaktivität • niedrigere Kosten/kg Reaktionsmittel • Rückstände schwer löslich • ermöglicht Gipsgewinnung aus Nasswäscher	• setzt CO_2 frei, das durch Ableitung aus einem HCl- Wäscher abgesondert werden muss	• in der Siedlungsabfall-verbrennung nicht oft eingesetzt • hauptsächlicher Einsatz in Nassverfahren • manchmal Einsatz in Wirbelschichtverfahren
Natrium-bikarbonat	• sowohl gegenüber SO_2 als auch gegenüber HCl hoch reaktiv • niedrige Verbrauchsraten (stöchiometrisches Verhältnis ~1,25) • je nach Stöchiometrie geringe Abfall-erzeugung • Reinigung und erneuter Einsatz von Rückständen möglich und angewendet • effektiv in breitem Betriebstemperaturbereich der Abgasbehandlung (140 – 300°C, siehe Anmerkungen unten bei „Betriebsdaten“) • hoher Betriebstemperaturbereich und hohe Effizienz für SO_2 kann die Vereinbarkeit mit selektiver katalytischer Reduktion erhöhen • keine Wassereindüsung/Feuchtigkeitsüber-wachung nötig	• hohe lösliche Anteile in Abfällen • Bildung löslicher fester Abfälle kann bei der Entsorgung problematisch sein (aber Verwendung in chemischer Industrie möglich) • höhere Kosten als Kalk/kg-Reaktionsmittel • Gerät zur Zerkleinerung erforderlich und möglicher Verursacher von Verfügbarkeitsproblemen bei Verschmutzung	• 10 – 15 kg/t verbranntem Siedlungsabfall ohne Filter- und Kesselasche

Tabelle 4.51: Vergleich der Eigenschaften verschiedener alkalischer Reaktionsmittel [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Medienübergreifende Auswirkungen
Die bedeutendsten medienübergreifenden Gesichtspunkte, die bei der Reaktionsmittelauswahl beachtet werden sollten sind:

- Menge der erzeugten Abfälle
- Verwertungsmöglichkeiten für erzeugte Abfälle (außerhalb der Anlage)
- Beschaffenheit/Zusammensetzung der Abfälle und ihre Auswirkungen auf die anschließende Entsorgung/ Verwertung etc.
- Erzeugung von und Umgang mit Abwasser, das lösliche Salze enthält

Chloridabfälle aus der Entfernung von Salzsäure im Abgas sind hochgradig löslich.

Betriebsdaten
Siehe Anmerkungen in Tabelle 4.51 oben. Der für das trockene Verfahren mit Natriumbikarbonat angemessene Temperaturbereich hängt mit dem Phänomen der Umwandlung von Natriumbikarbonat in Natriumkarbonat zusammen; dieses Phänomen erhöht die Oberfläche und die Porosität des Reaktionsmittels und somit seine Reaktivität. Das Phänomen lässt sich ab Temperaturen von ungefähr 100ºC beobachten, aber höhere Temperaturen sind nötig um sicherzustellen, dass die Reaktionskinetik ausreicht. Ab 140ºC ist die Kinetik im Allgemeinen schnell genug. Bei Temperaturen von 160 - 180ºC nimmt die Reaktivität weiter zu. In manchen Fällen werden gemischte Abgasbehandlungsverfahren eingesetzt: sie können entweder mit einem Kalk mit hoher spezifischer Oberfläche oder mit Natriumbikarbonat betrieben werden. Auch bei geringer Betriebsoptimierung können so die Kosten für Reaktionsmittel besser kontrolliert werden. [74, TWGComments, 2004]

Anwendbarkeit
Die Anwendbarkeit dieser Technik wird in folgender Tabelle bewertet:

Kriterien	Bewertung/Anmerkung
Abfallart	• NaOH ist gut geeignet für schwankende Eingangskonzentrationen, z.B. bei der Verbrennung gefährlicher Abfälle
Größe der Anlage	• aus Kostengründen ist NaOH in größeren Anlagen weniger interessant als $CaCO_3$
Neu/bestehend	• kann in beiden angewendet werden
Vereinbarkeit der Verfahren	• NaOH wird nur in Nassverfahren eingesetzt
Standortschlüsselfaktoren	• Entsorgungs-/Verwertungsmöglichkeiten für erzeugte Abfälle können einen Einfluss haben • örtliche Kosten/Verfügbarkeit von Reaktionsmittel können ein Gesichtspunkt sein

Tabelle 4.52: Bewertung der Anwendbarkeit verschiedener alkalischer Reaktionsmittel [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Wirtschaftlichkeit
Die Kosten für das Reaktionsmittel ein Faktor bei der Gesamtauswahl der Abgasbehandlung und sind alleine möglicherweise nicht entscheidend.

Die Gesamtkosten für das Reaktionsmittel setzen sich zusammen aus den Kosten pro Kilogramm Reaktionsmittel und der erforderlichen Menge (stöchiometrisches Verhältnis) sowie auch der Verfügbarkeit und der Kosten der Abfallbehandlungs-/Entsorgungsmöglichkeiten. Zum Beispiel hat Kalk für trockene Abgasbehandlungsverfahren die niedrigsten Reaktionsmittelkosten pro Kilogramm Reaktionsmittel, aber die niedrigeren Dosierung (kg Reaktionsmittel pro Tonne behandeltem Abfall) von Natriumbikarbonat hat zur Folge, dass die tatsächlichen Reaktionsmittelkosten pro behandelter Abfalleinheit ähnlich sind. In diesem Fall werden die spezifischen Preise und Verfügbarkeiten von Abfallbehandlungs-/Entsorgungsmöglichkeiten zum ausschlaggebenden Gesichtspunkt.

Der Anhang dieses Dokuments gibt zusätzliche Kosteninformationen und Schätzungen (siehe Kapitel 10.2.4).

Es wurde berichtet, dass die Preise für NaOH schwanken.

Treibende Kraft für die Anwendung
Wesentliche treibende Kräfte bei der Auswahl von Reaktionsmittel sind:

- Fähigkeit zur Behandlung der aus dem jeweiligen Abfall entstehenden Abgase
- Vereinbarkeit mit dem Rest der Anlage/Abgasbehandlungsverfahren
- Reaktionsmittelkosten pro Tonne behandeltem Abfall
- Verfügbarkeit und Kosten der Entsorgungs-/Behandlungsmöglichkeiten

Anwendungsbeispiele
Kalk, Natriumhydroxid und Kalkstein werden allesamt in verschiedensten Verbrennungsanlagen überall in Europa und anderswo eingesetzt. Die Gesamtzahl der Abfallverbrennungsanlagen, die allein in Europa diese Reaktionsmittel einsetzen, wird auf über 100 geschätzt.

Die trockene Abgasbehandlung mit Natriumbikarbonat wird in mehr als 130 Anlagen in mehr als 10 europäischen Ländern und Japan eingesetzt (sie wird auch in den USA als Referenzverfahren betrachtet). [64, TWGComments, 2003]

Unter diesen 130 Anlagen sind ungefähr 75 Verbrennungsanlagen:

- 36 Siedlungsabfallverbrennungsanlagen (ca. 2 Mt/a Siedlungsabfall)
- Abfallverbrennungsanlagen für spezielle Abfälle (mehr als 500 kt/a spezielle Abfälle)

Andere Verbrennungsanlagen setzten trockenes Natriumbikarbonat für Altreifen, Klärschlamm und Krankenhausabfall ein:

- ca. 35 in Frankreich
- 44 in Italien
- andere in Deutschland, Belgien, Portugal und Großbritannien.

Der Zuwachs beim Einsatz von trockenem Natriumbikarbonat beträgt ungefähr 10 bis 15 neue Anlagen im Jahr.

Referenzliteratur
[59, CEFIC, 2002, 64, TWGComments, 2003].

4.4.3.6 Zusätzlicher Einsatz eines Nasswäschers zur Abgasendreinigung nach anderen Abgasreinigungsverfahren

Beschreibung
Es ist möglich, ein letztes nasses Abgasbehandlungsverfahrens als Endbehandlung nach anderen Verfahren, die gasförmige Säuren etc. behandeln, zu erwägen. Der zusätzliche Einsatz wird im Allgemein vorgenommen, um HCl- und SO_2-Emissionen zu mindern, wenn sie zu hoch oder schwankend sind. [74, TWGComments, 2004]

Ökologischer Nutzen
Erhöhte Verlässlichkeit der Minderung der Luftemissionen saurer Gase (HCl, HF, SO_2) auf Werte am unteren Ende der in Kapitel 4.4.3.1 dargestellten Bereiche.

Medienübergreifende Auswirkungen
Siehe Kapitel 4.4.3.1.

Betriebsdaten
Siehe Kapitel 4.4.3.1.

Anwendbarkeit
Siehe Kapitel 4.4.3.1.

Anwendung vor allem in bestehenden Anlagen, wenn die Emissionen saurer Gase hoch oder schwankend sind und der Wunsch besteht, diese auf ein niedrigeres Niveau zu senken. Am meisten geeignet für Abfälle, die hohe und schwankende Konzentrationen von Chlor und anderen säurebildenden Bestandteilen aufweisen (z.B. gefährliche Abfälle oder Siedlungsabfälle, die industrielle Abfälle beinhalten).

Wirtschaftlichkeit
Siehe Kapitel 4.4.3.1. Weil es sich um eine zusätzliche Endreinigungsstufe handelt, entstehen deutliche Zusatzkosten.

Treibende Kraft für die Anwendung
Siehe Kapitel 4.4.3.1 für treibende Kräfte, die den Einsatz einer nassen Abgasbehandlung allgemein betreffen.

Anwendungsbeispiele
Es liegen keine Informationen vor.

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003].

4.4.3.7 Kreislaufführung von Abgasreinigungsrückständen im Abgasreinigungsverfahren

Beschreibung
Rückstände, die sich im Gewebefilter nach trockener, quasi-trockener und ähnlicher (aber nicht nasser) Abgasbehandlung ansammeln (siehe auch Kapitel 4.4.3.2, 4.4.3.3, 4.4.3.4), enthalten normalerweise einen großen Anteil nicht ausreagierter Reaktionsmittel sowie Filterasche und andere aus dem Abgas entfernte Schadstoffe. Ein Teil der gesammelten Rückstände kann in der Abgasbehandlung im Kreislauf geführt werden.

Wegen der Kreislaufführung ist das Ausmaß der Abgasbehandlungsanlage allgemein größer, um dem zusätzlichen Volumen des im Kreislauf geführten Materials zu entsprechen.

Ökologischer Nutzen
Die Kreislaufführung von Reaktionsmittel hat im Verfahren folgende Vorteile:

- verringerter Reaktionsmittelverbrauch (verglichen mit trockenen und quasi-trockenen Verfahren)
- geringere Erzeugung fester Abfälle (enthält weniger nicht ausreagiertes Reaktionsmittel)

Minderung von Luftemissionen ist ähnlich der schon in Kapitel 4.4.3.3 dargestellten.

Medienübergreifende Auswirkungen
Die wichtigsten medienübergreifenden Auswirkungen dieser Technik sind:

- Erzeugung fester Abfälle (jedoch weniger mit Kreislaufführung)
- Energieverbrauch durch den Einsatz des Gewebefilters

In manchen Fällen wurde von einer Erhöhung der Hg-Emissionen berichtet. Um dies zu verhindern sollte der spezifische Hg-Eintrag und die Sicherstellung einer ausreichender Hg-Entfernung beachtet werden.

Betriebsdaten

Kriterien	Beschreibung von Faktoren, die die Kriterien beeinflussen	Bewertung (hoch/mittel/ niedrig)	Anmerkung
Komplexität	• zusätzliche Verfahrens-einheiten erforderlich • entscheidende Betriebsaspekte	H/M	• Sorgfalt nötig, um effektive Kreislaufführung des Reaktionsmittels und eine Überwachung der Feuchtigkeit sicherzustellen
Flexibilität	• Technik ist fähig, bei einer Bandbreite von Eingangs-bedingungen zu funktionieren	H/M	• Großes Puffervolumen des im Kreislauf ge-führten Reaktionsmittel steigert die Flexibilität • in Bezug auf Eingangsschwankungen nicht so flexibel wie Nassverfahren
Personal-anforderungen	• deutliche Zusatzanforderungen zur Weiterbildung oder Personalaufstockung	M/N	

Tabelle 4.53: Betriebsdaten, die mit dem Einsatz einer Kreislaufführng von Rückständen verbunden sind [57, Alstom, 2003] [64, TWGComments, 2003].

Reaktionsmittelzugabe und Rückstandsaustragsmenge müssen optimiert werden, um eine zu große Beladung des Adsorbens und einen möglichen Durchbruch von Stoffen zu verhindern (z.B. auf Kohlenstoff adsorbiertes Hg und PCDD/F).

Die Feuchtigkeitswerte müssen überwacht und gesteuert werden, um eine effiziente Adsorption für saure Gase aufrecht zu erhalten.

Um die Dosierung von alkalischen Reaktionsmitteln/Wasser zu optimieren, kann auch eine vorgeschaltete HCl-Überwachung eingesetzt werden,.

Manche Teile des Abgasbehandlungsverfahrens müssen für das zusätzlich im Kreislauf geführte Material größer dimensioniert werden.

Anwendbarkeit
Die Anwendbarkeit dieser Technik wird in folgender Tabelle bewertet:

Kriterien	Bewertung/Anmerkung
Abfallart	• alle Abfallarten, außer wenn Eingangskonzentrationen sehr schwankend sind, z.B. bei gefährlichen Industrieabfällen, außer in Kombination mit anderen Verfahren für diese Schadstoffe • derzeit angewendet für: Siedlungsabfall, Brennstoffe aus Abfall, Holzabfälle
Größe der Anlage	• keine Beschränkung
Neu/bestehend	• keine besonderen Beschränkungen • Filter müssen größer sein als bei anderen Verfahren, um für das im Kreislauf geführte Material geeignet zu sein
Vereinbarkeit der Verfahren	• kompatibel mit Abgasbehandlungsanlagen außer mit Nassverfahren
Standortschlüssel-faktoren	• Platzbedarf durch größere Brennkammer

Tabelle 4.54: Bewertung der Anwendbarkeit der Kreislaufführung von Rückständen [57, Alstom, 2003], [64, TWGComments, 2003]

Eine Alternative zu dieser Technik, die den Reaktionsmittelverbrauch und die Abfallerzeugung ebenso verringert, ist der Einsatz effizienter Verfahren mit *Einmal-Durchlauf*. Das heißt, Verfahren bei denen die Anlage so gestaltet und betrieben wird, dass die eingesetzten Reaktionsmittel schon größtenteils ohne Kreislaufführung ausreagieren (d.h. es verbleiben wenig nicht ausreagierte Reaktionsmittel). Um die Anteile der ausreagierten und nicht ausreagierten Reaktionsmittel festzustellen, können Analysen der Rückstände der Abgasbehandlung durchgeführt werden.

Wirtschaftlichkeit
Erhöhung der Größe und der Kosten des Gewebefilters wegen der für die Kreislaufführung der Rückstände erforderlichen größeren Kapazität.

Geringere Betriebskosten aufgrund des geringeren Reaktionsmittelverbrauchs (besseres stöchiometrisches Verhältnis im Vergleich mit trockenen Verfahren) und geringere Abfallbeseitigungskosten.

Treibende Kraft für die Anwendung
Diese Technik wurde dort eingebaut wo:

- der Reaktionsmittelverbrauch besonders verringert werden sollte
- die Verringerung der Abfallerzeugung erforderlich war.

Anwendungsbeispiele
Bestehende Verfahren in: Schweden, Norwegen, Deutschland, Dänemark und Spanien.

Referenzliteratur
[57, Alstom, 2003], [64, TWGComments, 2003].

4.4.3.8 Direkte Zugabe alkalischer Reaktionsmittel zum Abfall (direkte Entschwefelung)

Beschreibung
Diese Technik wurde bereits in Kapitel 2.5.4.2 beschrieben. Sie wird im Allgemein nur bei Wirbelschichtöfen eingesetzt.

Das alkalische Reaktionsmittel reagiert im Ofen mit gasförmigen Säuren, um die Säurebelastung im Rohgas, die an die folgenden Abgasreinigungsstufen weitergeleitet wird, zu verringern.

Adsorption bei hohen Temperaturen im Ofen ist viel effektiver für SO_2 als für HCl; die hauptsächlichen Anwendungen sind deshalb Verfahren mit relativ hohem SO_2-Anteil, z.B. Schlammverbrennung.
[74, TWGComments, 2004]

Ökologischer Nutzen
Gewisse Minderung der Rohgasbeladung sowie Minderung von Emissionen und Verbräuchen nachfolgenden Abgasbehandlungsverfahren.

Medienübergreifende Auswirkungen
Die bedeutendsten medienübergreifenden Auswirkungen dieser Technik sind:

- Verbrauch von Reaktionsmittel im Ofen
- Auswirkungen auf die Qualität der Ofenasche, da Salze und das überschüssige Reaktionsmittel mit ihr vermischt werden
- Veränderung der Zusammensetzung des Abgases (SO_2/HCl-Verhältnis) kann die Leistung nachgeschalteter Abgasbehandlungsverfahren beeinflussen, das PCDD/F-Profil verändern und Korrosionsprobleme in der Abgasbehandlung verursachen.

Die Zugabe von Kalk beeinflusst nicht nur die Qualität der Ofenasche, sondern auch die Zusammensetzung und Widerstandsfähigkeit der Filterasche (d.h. mit zunehmenden Abfällen aus der Abgasbehandlung gibt es mehr Ca und mehr schwefelhaltige Verbindungen sowie stärker verdünnte Schadstoffe) [64, TWGComments, 2003].

Betriebsdaten
Der wesentliche Vorteil dieser Technik ist, dass sie Korrosionsprobleme im Kessel verringern kann. Da das stöchiometrische Verhältnis relativ hoch ist, wird die Gesamtleistung der Abgasbehandlung nicht verbessert [64, TWGComments, 2003].

Anwendbarkeit
Nur in Wirbelschichtverfahren anwendbar.

Wirtschaftlichkeit
Die verringerten Abgasbehandlungskosten müssen gegenüber den Kosten für die frühere Zugabe des Reaktionsmittels abgewogen werden.

Zusätzliche Investitionskosten für die Bereitstellung der Reaktionsmittelzugabe in den Ofen/Abfall.

Treibende Kraft für die Anwendung
Anwendung bei der Nachrüstung bestehender Anlagen, wenn es nur eine beschränkte Möglichkeit zur Erhöhung der Reinigungskapazität der Abgasbehandlungsverfahren für gasförmige Säuren gibt.

Anwendungsbeispiele
Es liegen keine Informationen vor.

Referenzliteratur
[1, UBA, 2001] [64, TWGComments, 2003].

4.4.3.9 Einsatz einer Überwachung saurer Gase zur Optimierung des Abgasreinigungsverfahrens

Beschreibung
Durch den Einsatz einer schnell reagierenden HCl-Gasüberwachung vor und/oder nach trockenen und quasi-trockenen Abgasbehandlungsverfahren ist es möglich, den Betrieb des Abgasbehandlungsverfahrens so zu regeln, dass die Menge des eingesetzten alkalischen Reaktionsmittels für den Emissionssollwert des Verfahrens optimiert wird. Die Technik wird allgemein als eine zusätzliche Methode eingesetzt, um Spitzenkonzentrationen zu mindern, wobei die Bildung einer Reaktionsmittelschicht auf den Gewebefiltern auch einen wichtigen Puffereffekt für Reaktionsmittelschwankungen erzeugt.

Diese Technik ist für Nasswäscher unbedeutend, da das Wäschermedium Wasser ist und die Wasserversorgung eines Nasswäschers durch die spezifische Verdampfung und Ableitung und nicht über die HCl-Konzentration im Rohgas gesteuert wird. [64, TWGComments, 2003]

Manchmal wird auch eine SO_2-Messung vorgenommen [64, TWGComments, 2003]. Bereits das Verhindern eines HCl-Durchbruchs kann jedoch dabei helfen, sicherzustellen, dass ausreichend Reaktionsmittel vorhanden ist, um auch für SO_2-Minderung zu sorgen und damit solche Spitzenemissionen zu verringern.

Ökologischer Nutzen

- für Rohgasspitzenbeladung gerüstet, so dass diese nicht zu erhöhten Luftemissionen führen
- Verbrauch des Neutralisierungsmittel kann durch Anpassung an den Bedarf verringert werden
- Minderung der Menge ungenutzten Reaktionsmittels in Abfällen.

Medienübergreifende Auswirkungen
Keine wesentlichen Auswirkungen.

Betriebsdaten
Die Ansprechzeit der Überwachung muss schnell sein, um das Kontrollsignal rechtzeitig an die Reaktionsmittel-dosieranlage weiterzuleiten und eine effektive Reaktion zu erreichen.

Die Korrosionsfestigkeit der Überwachungsanlage ist wesentlich, da sie sich in einer sehr aggressiven Umfeld befindet. Auch Verschmutzung kann ein Problem sein.

Veränderungen der Absorptionsdosierung der Abgasbehandlungseinrichtung können erreicht werden durch:

- Durchsatzveränderung durch stufenlos regelbare Pumpen oder stufenlos regelbare Dosierschnecken
- Veränderung der Reaktionsmittelkonzentration in quasi-trockenen Verfahren - wenn kleinere Mischbehälter die Veränderung der Konzentration verbessern.

Anwendbarkeit
Die Anwendbarkeit dieser Technik wird in folgender Tabelle bewertet:

Kriterien	Bewertung/Anmerkung
Abfallart	Insbesondere geeignet für trockene, quasi-trockene und dazwischen liegende Abgasbehandlungs-verfahren mit sehr starker Schwankung der Eingangskonzentrationen saurer Gase
Größe der Anlage	Kleinere Anlagen können am meisten profitieren, da sich unvorhersehbare Abfalleinträge auf Verfahren mit kleinerem Durchsatz mehr auswirken können.
Neu/bestehend	Für neue und bestehende Verfahren geeignet, aber insbesondere zur Nachrüstung geeignet wenn die Minderung saurer Gase weiter optimiert werden könnte.
Vereinbarkeit der Verfahren	Hauptsächlich bei trockenen und quasi-trockenen Verfahren anwendbar.
Standortschlüssel-faktoren	Keine wesentlichen Gesichtspunkte

Tabelle 4.55: Bewertung der Anwendbarkeit der Rohgasüberwachung zur Optimierung der Abgasbehandlung

Diese Technik ist allgemein in Verfahren mit Nasswäschern nicht nötig, wegen ihrer größeren Flexibilität im Hinblick auf HCl-Eingangskonzentrationen.

Weniger dort anwendbar, wo Abfälle homogenisiert werden und ihre Qualität durch Auswahl, Vermischung oder Vorbehandlungsverfahren gut überwacht wird. Am Besten dort anwendbar, wo die Qualitätskontrolle des Abfalls am Eingang des Ofens eingeschränkt ist.

Wirtschaftlichkeit
Es liegen keine Informationen vor.

Treibende Kraft für die Anwendung
Die Technik wurde zur Nachrüstung in bestehenden Anlagen bei Überschreitungen der Kurzzeit-Emissionsgrenzwerte eingesetzt. Die Technik wurde auch bei der Planung neuer Verfahren berücksichtigt.

Anwendungsbeispiele
In einigen Verbrennungsanlagen in Großbritannien und Frankreich verwendet.

Referenzliteratur
[17, ONYX, 2000] [64, TWGComments, 2003].

4.4.4 Verminderung der Stickstoffoxidemissionen

Für die Minderung der NO_X–Bildung in der Verbrennungsstufe sind Primärmaßnahmen im Allgemeinen von großer Bedeutung. Sie wurden an früherer Stelle in diesem Dokument beschrieben (siehe 4.1 und 4.2). Sie beziehen sich hauptsächlich auf die Handhabung und Vorbehandlung von Abfällen, und insbesondere auf die angewandten thermischen Behandlungstechniken. Dieser Kapitel des BVT-Merkblatts behandelt die Techniken, die zur Minderung von NO_X-Emissionen durch Anwendung sekundärer (Minderungs-)Techniken einggesetzt werden. Im Allgemeinen werden Kombinationen von Primär- und Sekundärtechniken verwendet.

4.4.4.1 Selektive katalytische Reduktion (SCR)

Beschreibung
Diese Technik wurde schon in Kapitel 2.5.5 beschrieben.
Die üblichsten Katalysationsreaktionen der selektiven katalytischen Reduktion (SCR) sind:

$$4\,NO + 4\,NH_3 + O_2 \rightarrow 4\,N_2 + 6\,H_2O$$
$$NO + NO_2 + 2\,NH_3 \rightarrow 2\,N_2 + 3\,H_2O$$
$$2\,NO_2 + 4\,NH_3 + O_2 \rightarrow 3\,N_2 + 6\,H_2O$$
$$6\,NO_2 + 8\,NH_3 \rightarrow 7\,N_2 + 12\,H_2O$$

In der Abfallverbrennung wird die selektive katalytische Reduktion allgemein nach der Entstaubung und der Reinigung saurer Gase angewandt (Einsatzbeispiele dieser Technik unter hoher Staubbelastung/im ungereinigten Abgas sind selten). Aus diesem Grund und um die Betriebstemperatur für das selektive katalytische Reduktionsverfahren (siehe unten) zu erreichen, benötigen die Abgase normalerweise eine Wiedererwärmung nach den vorhergehenden Abgasbehandlungsstufen (normalerweise ist die Austrittstemperatur der Abgasbehandlung 70°C bei Nassverfahren und 120 – 180°C bei den meisten Gewebefiltern). Die Anordnung der selektiven katalytischen Reduktion (SCR) direkt nach einem heißen Entstaubungsverfahren ist nicht üblich, wird aber in manchen Anlagen in Europa eingesetzt. Sie kann die Nachteile jeder Abgaswiedererwärmung in der gesamten Abgasbehandlungslinie vermeiden. [74, TWGComments, 2004]

Es wurden Betriebstemperaturbereiche für selektive katalytische Reduktionsverfahren [64, TWGComments, 2003] von 180 – 450°C berichtet. Es ist jedoch meist üblich, dass Anlagen im Bereich zwischen 230 - 320°C betrieben werden. Die niedrigsten Betriebstemperaturen erfordern allgemein sauberere Abgase am Einlass der selektiven katalytischen Reduktion (SCR). Die SO_2-Konzentration der Abgase kann entscheidend sein, da sie zu Vergiftung des Katalysators führen kann.

Im Allgemeinen besteht das Katalysatormaterial aus dem Träger (TiO_2) mit zusätzlichen aktiven Stoffen (V_2O_5 und WO_3).

Ökologischer Nutzen
Minderung von Luftemissionen - allgemein wie folgt:

Stoff(e)	Minde-rungs-effizienz (%)	Erreichte Emissionsbereiche				Anmerkungen
		½-stündiger Durch-schnitt (mg/Nm³)	Tages-durch-schnitt (mg/Nm³)	Jahres-durch-schnitt (mg/Nm³)	Spezifische Emission (kg/t Abfall-eintrag)	
NO_X	>80 %	15 – 220	15 – 100	15 – 100	0,15 – 0,60	
NH_3	nicht verfügbar		<10			
N_2O	nicht verfügbar					Nicht bekannt

Tabelle 4.56: Emissionswerte, die mit dem Einsatz selektiver katalytischer Reduktion verbunden sind Quelle [1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 13, JRC(IoE), 2001, 60, Reimann, 2002]

Darüber hinaus kann die selektive katalytische Reduktion, wenn sie spezifisch daraufhin ausgelegt wurde (zusätzliche Katalysatorschicht, hohe Betriebstemperatur), auch PCDD/F katalytisch zerstören (siehe 4.4.5.3). Zerstörungseffizienzen von 98 – 99.9 % wurden beobachtet, was zu PCDD/F-Emissionen im Bereich von 0,05 – 0,002 ng/Nm³ TE führte.

Die Anwendung von selektiver katalytischer Reduktion führt allgemein zu niedrigeren NO_X-Emissionen als andere Techniken. Wesentliche Nachteile sind höhere Investitionskosten und der Energieverbrauch (normalerweise Erdgas, Leichtöl, oder Hochdruckdampf), der zur Wiedererwärmung der Abgase auf die katalytische Reaktionstemperatur benötigt wird. Die Wahl von Verfahren, die wirkungsvoll am unteren Ende dieses Temperaturbereichs funktionieren und der Einsatz von Wärmetauschern verringern den zusätzlichen Energiebedarf.

Medienübergreifende Auswirkungen

Die bedeutendste medienübergreifende Auswirkung dieser Technik ist der Energiebedarf für die Abgaserwärmung. Dessen Ausmaß kann jedoch verringert werden, wenn die Betriebstemperatur des Katalysators niedrig ist. In solchen Fällen erfordert dann jedoch die Katalysatoraufbereitung (normalerweise außerhalb der Anlage) zusätzliche Energie, um den Katalysator durch Sublimierung des erzeugten Salzes aufzubereiten [74, TWGComments, 2004].

Energiebedarf (und Kosten) werden allgemein stark durch den Einsatz eines Wärmetauschers verringert, der die Wärme des Ausgangs der selektiven katalytischen Reduktion (SCR) verwendet, um den Eintritt in die selektive katalytische Reduktion zu erhitzen. Energieverluste und somit zusätzlicher Bedarf sind dann auf Wärmetauscher- und Strahlungsverluste begrenzt. Wenn Nachfrage nach mäßig heißem Wasser besteht, können weitere Einsparungen erzielt werden, in dem ein zusätzlicher Wärmetauscher eingebaut wird, der Energie aus dem Auslass der selektiven katalytischen Reduktion liefert. Ein solches Verfahren wurde bei SYSAV, Malmö, Schweden eingesetzt. [64, TWGComments, 2003]

Die beiden Abbildungen unten zeigen die Anwendung einer selektiven katalytischen Reduktion nach nichtnasser (d.h. trockener oder quasi-trockener) Abgasbehandlung und nassen Abgasbehandlungsverfahren. Die Temperaturprofile sind dargestellt. Es ist ersichtlich, dass das zweite Verfahren (mit nasser Abgasbehandlung) in diesem Fall eine zusätzliche Wärmetauscherstufe beinhaltet. Solch eine Anordnung verringert den zusätzlichen Energiebedarf, führt aber zu einem letztlich kühleren Abgasaustrag. Ein kälterer Austrag aus dem Kamin kann spezielle Maßnahmen erforderlich machen, um Kaminkorrosion zu verhindern, und steigert wahrscheinlich die Sichtbarkeit der Abgasfahne.

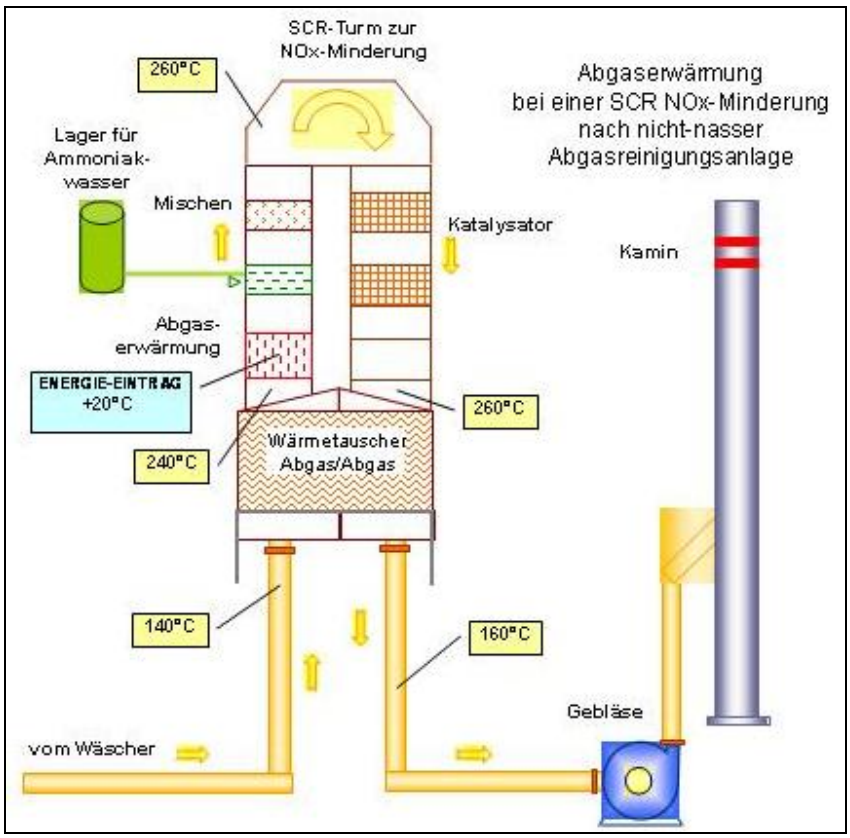

Abbildung 4.7: Verfahrensschema einer selektiven katalytischen Reduktion (SCR), die einem nicht-nassen Abgasbehandlungsverfahren nachgeschaltet ist. Es zeigt den typischen Wärmetauscher und Temperaturprofile.

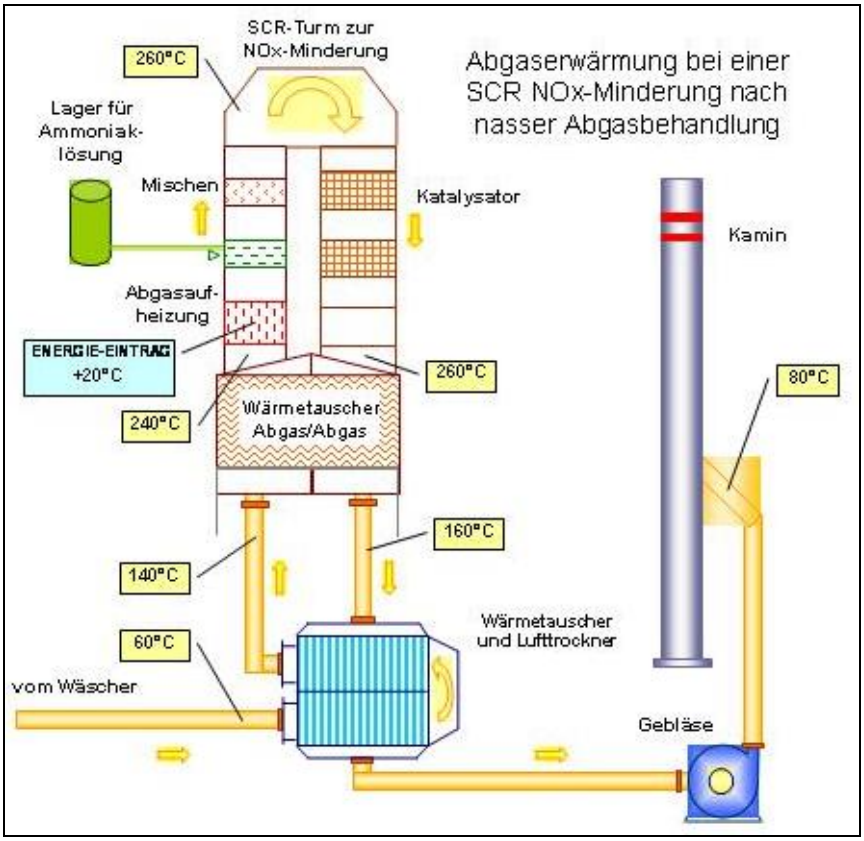

Abbildung 4.8: Verfahrensschema einer selektiven katalytischen Reduktion (SCR), die einer nassen Abgasbehandlungsverfahren nachgeschaltet ist. Es zeigt einen zusätzlichen Wärmetauscher und Temperaturprofile.

Der spezifische Reaktionsmittelverbrauch (normalerweise Ammoniaklösung) ist bei dieser Technik niedriger als bei selektiver nicht-katalytischer Reduktion.

Medienübergreifende Auswirkungen sind in folgender Tabelle dargestellt:

Kriterien	Einheiten	Wertebereich	Anmerkungen
Energiebedarf	kWh/t Abfall-eintrag	65 – 100 thermisch 10 – 15 elektrisch	Thermisch bezieht sich auf Wieder-erwärmung, elektrisch auf den zusätzlichen Druckabfall im Katalysator
Reaktionsmittel-verbrauch	kg/t Abfall-eintrag	3,2 (3,6 l)	25%-ige Ammoniaklösung
Reaktionsmittel-stöchiometrie	Verhältnis	1 – 1,1	Daten beziehen sich auf Schadstoffkonzentration im Eintrag
Abfallart			beim Austausch verbrauchter Katalysator
Abfallmenge	kg/t Abfall-eintrag	0,01	
Wasserverbrauch	l/t Abfall-eintrag		nicht bedeutend
Abwassererzeugung	l/t Abfall-eintrag		keine
Auswirkung auf die Sichtbarkeit der Abgasfahne	+/o/-	-	geringer aufgrund der Wiedererwärmung, die bei der selektiven katalytischen Reduktion zum Einsatz kommt
Anmerkung: Die Daten in dieser Tabelle zielen darauf ab, den typischen Betriebsbereich abzubilden. Die genauen Mengen der erzeugten Abwässer und Abfälle sind von vielen Faktoren abhängig, darunter Rohgaskonzentration (abfallabhängig), Durchsatz, Reaktionsmittelkonzentration, etc.			

Tabelle 4.57: Medienübergreifende Auswirkungen, die mit dem Einsatz selektiver katalytischer Reduktion verbunden sind
[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 13, JRC(IoE), 2001, 60, Reimann, 2002] [74, TWGComments, 2004]

Betriebsdaten

Kriterien	Beschreibung von Faktoren, die die Kriterien beeinflussen	Bewertung (hoch/mittel/niedrig) oder Daten	Anmerkung
Komplexität	• zusätzliche Verfahrenseinheiten notwendig • entscheidende Betriebsgesichtspunkte	H	zusätzliche Verfahrenseinheiten notwendig
Flexibilität	• Technik ist fähig, bei einer Bandbreite von Eingangsbedingungen zu funktionieren	H	im Allgemeinen Erzielung hoher Minderungsraten. Gegenüber SO_2-, SO_3- und P-Eingangskonzentrationen empfindlich. Multifunktionale NO_X- und PCDD/F-Minderung
Personalanforderungen	• deutliche Zusatzanforderungen zur Weiterbildung oder Personalaufstockung	H/M	

Tabelle 4.58: Betriebsdaten, die mit dem Einsatz selektiver katalytischer Reduktion verbunden sind

Die Temperatur des Katalysators hat wesentliche Auswirkungen auf die (relative Geschwindigkeit der) Reaktionen. Der optimale Temperaturbereich für den katalytischen Abbau hängt von der Art des eingesetzten Katalysators ab, liegt aber üblicherweise zwischen 200 und 350°C. Andere Katalysatorarten haben niedrigere optimale Temperaturen. [2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003]

Allgemein führt eine niedrigere Katalysatorbetriebstemperatur zu einer langsameren Reaktionsrate (NO-Minderungsraten sind bei niedrigeren Temperaturen verhältnismäßig langsamer als NO_2-Raten) und möglichem Ammoniakschlupf. Eine höhere Temperatur kann zu einer verkürzten Katalysatorlebensdauer, zur Oxidation von NH_3 und der Bildung von zusätzlichem NO_x führen. [2, infomil, 2002]

Selektive katalytische Reduktionsverfahren, die bei niedrigerer Temperatur funktionieren, sind allgemein bei der Zerstörung von PCDD/F weniger effektiv und es können zusätzliche Katalysatorschichten erforderlich sein. Verfahren die mit niedrigeren Temperaturen arbeiten, erfordern allgemein sauberere eintretende Abgase – niedrige SO_2-Werte sind dabei besonders bedeutend. [64, TWGComments, 2003]

Selektive katalytische Reduktion bei niedriger Temperatur erfordert eine automatische Reinigungseinrichtung (z.B. luftbetriebener Russbläser). Es ist eine regelmäßige Regenerierung nötig, um die Entfernung von Ammoniaksalzen zu gewährleisten. Verfahren mit niedrigerer Temperatur können alle 1000 Stunden eine Regeneration erforderlich machen. Eine solche Häufigkeit kann für den Betrieb kritisch werden, da es zu erhöhten Schadstoffkonzentrationen von HCl und SO_2 im Abgas kommen kann.
[74, TWGComments, 2004]

Die erzielten ökologischen Vorteile können von der Anordnung im gesamten Abgasbehandlungsverfahren abhängen. Wenn sich die selektive katalytische Reduktion vor dem Wäscher befindet, kann die Wirksamkeit der NO_X-Minderung geringer sein, was zu NO_X -Emissionswerten führt, die über den in Tabelle 4.47 dargestellten liegen. [74, TWGComments, 2004]

Katalysatoren:
[2, infomil, 2002] Kriterien bei der Auswahl des einzusetzenden Katalysators sind:

- Abgastemperatur
- erforderliche NO_X-Minderung
- vertretbarer Ammoniakschlupf
- vertretbare Schwefeldioxidoxidation
- Schadstoffkonzentration
- Lebensdauer des Katalysators
- Anforderungen an die erforderliche Zerstörung zusätzlicher gasförmiger PCCD/F
- Staubkonzentration im Abgas

[74, TWGComments, 2004]

Die folgenden Verschlechterungen schränken die Lebensdauer von Katalysatoren ein:

- Vergiftung: wenn die aktiven Bestandteile des Katalysators durch fest mit ihm verbundene Verbindungen blockiert werden
- Ablagerung: wenn Poren durch kleine Partikel oder kondensierte Salze, wie Stickstoffbisulfat (NH_4HSO_4), verstopft werden – dies kann durch SO_X-Minderung am Einlass verringert und zum Teil durch Wiedererwärmung des Katalysators rückgängig gemacht werden
- Sinterung: wenn die Mikrostruktur des Katalysators bei zu hohen Temperaturen zerstört wird
- Zerstörung: physikalische Schäden durch Feststoffe und Partikel

Es wurden Lebensdauern von drei bis fünf Jahren für Katalysatoren berichtet.

Tropfen am Ausgang des Wäschers, die Salzablagerungen verursachen, sind ein entscheidender Gesichtspunkt, der die Verschlechterung des Katalysators steigert.

Anmerkung: Die *Katalysatorlebensdauer* ist die Anzahl von Stunden, bis der Katalysator nicht mehr für die erforderliche NO_X-Minderung sorgen kann, ohne einen festgesetzten maximalen NH_3-Schlupf zu überschreiten. Daher müssen, wenn man sich für den Einsatz der Technik der selektiven katalytischen Reduktion entscheidet, sowohl ein NO_X- als auch ein NH_3-Emissionsgrenzwert garantiert werden.

Anwendbarkeit

Die Anwendbarkeit dieser Technik wird in folgender Tabelle bewertet:

Kriterien	Bewertung/Anmerkung
Abfallart	• kann für jede Abfallart verwendet werden
Größe der Anlage	• kann in Anlagen jeder Größe verwendet werden, aus wirtschaftlichen Gründen aber meistens in mittleren bis größeren Anlagen
Neu/bestehend	• oft ein nachgeschaltetes Verfahren, das in neuen oder bestehenden Verfahren einsetzbar ist
Vereinbarkeit der Verfahren	• erfordert meistens Vorentstaubung des Abgases und kann auch SO_2-/SO_3-Entfernung erfordern. HCl-Entfernung kann ebenso erforderlich sein. • Minimale Eingangstemperatur für den Betrieb erforderlich • Einsatz selektiver katalytischer Reduktion kann, wenn niedrige Emissionsgrenzwerte gelten, eine Senkung der NO_X-Emissionen ohne zusätzliche Techniken ermöglichen
Standortschlüsselfaktoren	• Standorte mit hoher Empfindlichkeit gegenüber NO_X können von der mit dieser Technik erreichbaren zusätzlichen NO_X-Minderung profitieren • in der Anlage wird für die zusätzliche Verfahrenseinheit Platz benötigt

Tabelle 4.59: Bewertung der Anwendbarkeit der selektiven katalytischen Reduktion

Wirtschaftlichkeit

Informationen über die Investitionskosten der Technik sind in folgender Tabelle dargestellt:

Bestandteile der Abgasbehandlung	Geschätzte Investitionskosten (in Mio. Euro)	Anmerkungen
Gewebefilter	2	
Sprühtrockner	1 – 1,5	
Selektive nicht-katalytische Reduktion (SNCR)/ Verdampfungskühler/Reaktionsmittelzugabe/Gewebefilter	7	Beispiel einer typischen Kombination
Verdampfungskühler/Reaktionsmittelzugabe/ Gewebefilter/selektive katalytische Reduktion (SCR)	10	Beispiel einer typischen Kombination
Kostenschätzung für eine Siedlungsabfallverbrennung mit zwei Linien und einer Gesamtkapazität von 200 Kt/a		

Tabelle 4.60: Geschätzte Investitionskosten für ausgewählte Bestandteile eines typischen quasi-trockenen Abgasbehandlungsverfahrens mit SCR und SNCR [12, Achternbosch, 2002]

Obige Tabelle 4.60 zeigt für die beschriebenen Anlagen (beide mit quasi-trockener Technologie) um ungefähr 3 Mio. Euro höhere Investitionskosten beim Einsatz einer SCR anstelle einer SNCR.

Die Investitionskosten für die selektive katalytische Reduktion in einer Siedlungsabfallverbrennungsanlage mit zwei Linien und einer Kapazität von 200 000 t/a werden auf 4 Mio. Euro geschätzt. Verglichen damit kommt die selektive nicht-katalytische Reduktion auf rund 1 Mio. Euro. [12, Achternbosch, 2002]

Neue Studien zur NO_X-Entfernung zeigen, dass die Kapitalkosten einer Einheit zur selektiven katalytischen Reduktion für eine Anlage von 15 t/h (d.h. 100 000 t/a) bei 7,5 - 9,5 Mio. Euro liegen. [74, TWGComments, 2004]

[2, Infomil, 2002] Die Betriebskosten zur Entfernung einer Tonne NO_X bewegen sich zwischen 1000 Euro und 4500 Euro, mit tendenziell fallenden Kosten. Wenn diese Kosten auf die Verarbeitungskosten pro Tonne Abfall umgelegt werden, entspricht dies Betriebskosten von 5 bis 7 Euro. Betriebskosten für die selektive nicht-katalytische Reduktion sind im Allgemeinen 25 – 40 % niedriger als für die selektive katalytische Reduktion (abhängig vom Reaktionsmittel für die selektive nicht-katalytische Reduktion, der Temperatur für die selektive katalytische Reduktion, Vorwärmung etc.). [13, JRC(IoE), 2001] [74, TWGComments, 2004]

Große Anlagen mit höherem Volumenstrom und größenbedingten Wirtschaftlichkeitsvorteilen können zusätzliche Kostenbelastungen der SCR besser tragen, da die Kosten auf eine größere Abfallmenge umgelegt werden.

Für die Wiedererwärmung zur selektiven katalytischen Reduktion kann Hochdruckdampf eingesetzt werden. In Anlagen, wo niedrige Einnahmen für diese Energie erzielt werden (entweder Wärme oder umgewandlt in Strom), bedeutet der Energieeinsatz zur Wiedererwärmung einen niedrigeren Einkommensverlust (d.h. Kosten), als dort, wo höhere Einnahmen erzielt werden. Daraus folgt, dass die Betriebskosten der selektiven katalytischen Reduktion in Anlagen, die niedrigere Erträge für den Mittel- und Hochdruckanteil der Energie erzielen, daher tatsächlich niedriger sein können.

Beispiel: Neue Siedlungsabfallverbrennungslinie in Südschweden 2002/3:
Die Kapitalkosten der SCR für einen neue Siedlungsabfallverbrennungslinie (Preis von 2002) von 25 t/h (Volumenstrom ca. 150 000 m³/h) wurden auf 5 - 7 Millionen Euro geschätzt. Bei diesen Kosten gibt es gewisse Unsicherheiten, da die SCR als Teil eines Gesamtabgasbehandlungspakets erworben wurde.

In diesem Beispiel wurden die Kosten, die zur Entscheidung für den Einsatz selektiver katalytischer Reduktion führten, aus den folgender Berechnung abgeleitet:

Vermiedene Ausgaben:
Vermiedene NO_X-Steuer durch verringerte Emissionen (solche Steuern werden in Schweden in einer Höhe von ungefähr 4500 Euro/t NO_X erhoben).

Die Zerstörung von gasförmigem PCDD/F kann bedeuten, dass sich bei anderen Maßnahmen zur PCDD/F-Minderung Einsparungen ergeben (siehe Kapitel 4.4.5.3). [74, TWGComments, 2004]

Kosten:
Finanzierung der höheren Kapitalkosten für selektive katalytische Reduktion + entgangene Einnahmen für Wärme/Dampf, der für selektive katalytische Reduktion eingesetzt wird, der andernfalls verkauft werden würde + jedwede Zusatzkosten für Reaktionsmittelverbrauch oder Austausch des Katalysators.

Treibende Kraft für die Anwendung
Diese Technik wurde dort eingebaut wo:

- Genehmigungswerte für NO_X unter 100 mg/Nm³ liegen
- große Anlagen als bedeutende örtliche NO_X-Erzeuger eingestuft wurden
- NO_X-Steuern auf einem Niveau festgelegt wurden, das die Technik wirtschaftlich günstig macht
- Hochdruckdampf zur Abgaswiedererwärmung verfügbar ist (dies verringert die Betriebskosten, wenn aus der erzeugten Energie niedrige Einnahmen erzielt werden).

Anwendungsbeispiele
In der Verbrennungsindustrie ist SCR stark verbreitet. Es gibt Beispiele in D, A, NL, B, Japan und anderswo.

Daten der FEAD zeigen, dass mindestens 43 von ca. 200 untersuchten europäischen Siedlungsabfallverbrennungsanlagen selektive katalytische Reduktion einsetzten.

Selektive katalytische Reduktion wird auch bei der Verbrennung gefährlicher Gewerbe- und Industrieabfälle eingesetzt, insbesondere in Deutschland.

Referenzliteratur
[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Austria, 2002, 13, JRC(IoE), 2001, 60, Reimann, 2002, 61, SYSAV, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.4.2 Selektive nicht-katalytische Reduktion (SNCR)

Beschreibung
Diese Technik wurde schon in Kapitel 2.5.5.2.1 beschrieben.

[2, infomil, 2002] Im selektiven nicht-katalytischen Reduktionsverfahren (SNCR) wird Ammoniak (NH_3) oder Harnsäure ($CO(NH_2)_2$) in die Brennkammer gegeben, um NO_X-Emissionen zu verringern. Das NH_3 reagiert am effektivsten zwischen 850 und 950 °C mit NO_X, obwohl beim Einsatz von Harnsäure Temperaturen von bis zu 1050 °C effektiv sind. Wenn die Temperatur zu hoch ist, erzeugt eine konkurrierende Oxidationsreaktion unerwünschtes NO_X. Wenn die Temperatur zu niedrig ist oder die Verweilzeit nicht ausreicht für die Reaktion zwischen NH_3 und NO_X, sinkt die Effizienz der NO_X-Minderung und die Emission des restlichen Ammoniaks kann steigen. Dies ist als *NH_3-Schlupf* bekannt. Wegen der Reaktionschemie wird immer ein gewisser Ammoniakschlupf auftreten. Zusätzlicher NH_3-Schlupf kann durch Reaktionsmittelüberschuss oder schlecht optimierte Reaktionsmittelzugabe verursacht werden. [74, TWGComments, 2004]

Ökologischer Nutzen
Minderung von Luftemissionen wie folgt:

Stoff(e)	Minde-rungs-effizienz (%)	Erreichte Emissionsraten				Anmerkungen
		½-stündi-ger Durch-schnitt (mg/Nm³)	24-stündi-ger Durch-schnitt (mg/Nm³)	Jahres-durch-schnitt (mg/Nm³)	Spezifische Emission (g/t Abfall-eintrag)	
NO_X	30 – 75 %	150 – 400	80 - 180	70 - 180	0,4 – 1,2	Schwankt mit Dosierung, Abfall- und Verbrennungsart
NH_3	nicht bekannt		5 - 30			Am niedrigsten beim Einsatz von Nasswäschern Siehe Anmerkungen unten in dieser Tabelle.
N_2O	nicht bekannt		10 - 30			Siehe Anmerkungen unten in dieser Tabelle.
Anmerkungen: N_2O-Emissionen steigen bei den höheren Reaktionsmitteldosierungen, die zur Erzielung von NO_X–Werten unter 120 mg/Nm^3 notwendig sind, schnell an. Die N_2O-Emissionen hängen von Reaktions- (Ofen-)Temperatur und Reaktionsmittel ab. Mit Harnstoff werden generell höhere N_2O-Emissionen erreicht als mit Ammoniak. Die N_2O-Emissionen können mit Harnstoff höher sein. Um eine höhere prozentuale NO_X-Minderung zu erreichen, werden höhere Reaktionsmitteldosierungen benötigt, was zu höherem NH_3-Schlupf führen kann – mit nachgeschalteter nasser Abgasbehandlung kann das NH_3 danach absorbiert werden. Dessen Anwesenheit im Abwasser erfordert jedoch Behandlungsmaßnahmen, z.B. NH_3-Strippung.						

Tabelle 4.61: Emissionswerte, die mit dem Einsatz selektiver nicht-katalytischer Reduktion (SNCR) verbunden sind [1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Austria, 2002, 12, Achternbosch, 2002, 60, Reimann, 2002].

Bei der selektiven nicht-katalytischen Reduktion ist die wesentliche Ursache von N_2O-Emissionen der Einsatz von Harnsäure an Stelle von Ammoniak (führt zu 2- bis 2,5-fach höheren N_2O-Emissionen als bei der Reduktion mit Ammoniak). Um die N_2O-Bildung zu verringern, ist deshalb eine optimale Auswahl der Reaktionsmittel (Ammoniak oder Harnsäure) wichtig, sowie eine Überwachung der Randbedingungen des Verfahrens (insbesondere Gasdurchmischung, Temperatur und Ammoniakschlupf). [64, TWGComments, 2003]

Es wurde berichtet, dass die Anwendung selektiver nicht-katalytischer Reduktion auch die Bildung von PCDD/F verringern kann (obwohl quantitative Beweise dafür nicht vorliegen). [64, TWGComments, 2003]

Medienübergreifende Auswirkungen
Die medienübergreifenden Auswirkungen sind in der folgenden Tabelle dargestellt:

Kriterien	Einheiten	Bereich erreichter Werte	Anmerkungen
Energiebedarf	kWh/t Abfalleintrag	45 – 50 thermisch	Kühleffekt bei der Eindüsung in die Brennkammer
Reaktionsmittelverbrauch	kg/t Abfalleintrag	8,5 (9,5 l)	25 %ige Ammoniaklösung
Reaktionsmittelstöchiometrie	Verhältnis	2 – 3	
Abfallart			keine
Abfallmenge	kg/t Abfalleintrag		keine
Wasserverbrauch	l/t Abfalleintrag		nicht bedeutend
Abwassererzeugung	l/t Abfalleintrag		keine
Sichtbarkeit der Abgasfahne	+/o/-	0	keine bedeutende Auswirkung

Tabelle 4.62: Medienübergreifende Auswirkungen, die mit dem Einsatz selektiver nicht-katalytischer Reduktion (SNCR) verbunden sind
[60, Reimann, 2002]

Die wichtigsten medienübergreifenden Gesichtspunkte dieser Technik sind:

- Energieverbrauch (niedriger als bei selektiver katalytischer Reduktion)
- mögliche Erzeugung von N_2O (hohes Erderwärmungspotenzial) und Ammoniakschlupf, wenn das selektive nicht-katalytische Reduktionsverfahren nicht gut überwacht und gesteuert wird
- Reaktionsmittelverbrauch (höher als bei selektiver katalytischer Reduktion)
- Ammoniakschlupf kann Abfälle und Abwasser verunreinigen; Ammoniakgewinnung ist möglich.

In Kalk basierten quasi-trockenen, trockenen und dazwischen liegenden Abgasbehandlungsverfahren wird der NH_3-Schlupf durch das bei der HCl-Entfernung gebildete $CaCl_2$ adsorbiert. Wenn dieser Abfall dann mit Wasser in Kontakt kommt, wird NH_3 freigesetzt. Dies kann Folgen für die nachgeschaltete Abfallbehandlung oder Zementstabilisierung nach sich ziehen.

In Nassverfahren können Ammoniakabscheider benötigt werden, um die lokalen Abwasserentsorgungsstandards zu erfüllen oder um eine angemessene Ausfällung von z.B. Cd und Ni aus dem Prozessabwasser sicherzustellen. Die Ergänzung mit einem solchen Verfahrens erhöht die Komplexität und die Betriebskosten.

Betriebsdaten

Kriterien	Beschreibung von Faktoren, die die Kriterien beeinflussen	Bewertung (hoch/mittel/niedrig) oder Daten	Anmerkung
Komplexität	• zusätzliche Verfahrens-einheiten erforderlich • entscheidende Betriebsaspekte	M	• Reaktionsmittelzugabeanlage erforderlich, aber keine abgetrennten Reaktionsräume (vgl. selektive katalytische Reduktion) • Optimierung von Temperatur und Reaktionsmittelzugabe wichtig
Flexibilität	• Technik ist fähig, bei einer Bandbreite von Eingangsbedingungen zu funktionieren	M	• gute NO_X-Minderung bei einer Bandbreite von Eingangskonzentrationen • Temperatur entscheidend
Personalan-forderung	• deutliche Zusatzanforde-rungen zur Weiterbildung oder Personalaufstockung	M	• Sorgfalt bei der Überwachung und Optimierung der Zugabedosierung nötig

Tabelle 4.63: Betriebsdaten, die mit dem Einsatz selektiver nicht-katalytischer Reduktion verbunden sind
[64, TWGComments, 2003]

Die wesentlichen Gesichtspunkte, die die Leistung beeinflussen, sind:

- die Vermischung der reagierenden Stoffe mit den Abgasen
- die Temperatur und
- die Verweilzeit im geeigneten Temperaturfenster

Die Erhöhung der Reaktionsmitteldosierung führt im Allgemeinen zu geringeren NO_X-Emissionen. Dies kann jedoch den Ammoniak-Schlupf und die N_2O-Emissionen erhöhen (insbesondere bei Harnstoff).

Der Ammoniak-Schlupf wird absorbiert, wenn Nasswäscher eingesetzt werden. Er kann auch durch Einsatz eines Ammoniakstrippers aus dem Abwasserstrom entfernt werden – obwohl dies die Komplexität des Verfahrens erhöht und Investitions- und Betriebskosten steigert. [74, TWGComments, 2004] Das zurück gewonnene Ammoniak kann dann als Rohmaterial für das SNCR-Verfahren eingesetzt werden (siehe auch Anmerkung unter medienübergreifende Auswirkung bezüglich Abwasserableitung – wenn diese stattfindet).

Im Allgemeinen steigen die N_2O-Konzentrationen wenn die NO_X-Konzentrationen sinken. Unter ungünstigen Bedingungen können Werte von mehr als 50 mg/m³ erreicht werden, wo hingegen die Emissionskonzentrationen unter günstigen Bedingungen unterhalb von 10 mg/m³ liegen. Um die N_2O-Bildung zu verhindern, ist es daher wichtig, die Prozessbedingungen zu optimieren und zu überwachen.

Die zugegebene NH_3-Menge hängt von der NO_X-Konzentration im Rohgas und der erforderlichen NO_X-Minderung ab. NH_3 wird durch Eindüsung einer wässrigen Ammoniaklösung in das Abgas eingegeben. Die üblichsten Lösungen sind (konzentriert oder verdünnt) kaustischer Ammoniak (NH_4OH) oder Harnstoff ($CO(NH_2)_2$). Der Einsatz von Harnstoff ist für relativ kleine Anlagen günstig, da Harnstoff als Feststoff gelagert werden kann (in Säcken) und die Lagerung von Ammoniak (einschließlich der diesbezüglichen Sicherheitsvorkehrungen) dann nicht erforderlich ist. Für größere Anlagen ist der Einsatz von Ammoniak allgemein günstiger.

Eine gute Vermischung von Reaktionsmittel und NO_X im Abgas bei optimaler Temperatur ist wesentlich, um eine hohe NO_X-Minderung zu erzielen. Um die optimale Temperatur zu erreichen und Temperaturschwankungen auszugleichen, können mehrere Gruppen von Injektionsdüsen in verschiedenen Abschnitten des Ofens, üblicherweise im ersten Kesselzug, angebracht werden.

Im Prinzip kann die SNCR dort angewendet werden, wo im Bereich von 850 bis 1050°C ein Temperaturfenster verfügbar ist. Im den meisten Abfallverbrennungsanlagen tritt dieses Fenster im oberen Teil des Ofens auf.

SNCR-Verfahren erzielen die beste Leistung unter gleichmäßigen Betriebsbedingungen (gleiche Ammoniakverteilung und NO_X-Konzentration). Wenn die Betriebsbedingungen nicht gleich mäßig sind, können Ammoniak-Schlupf (übermäßige Ammoniakemission), unangemessene NO_X-Behandlung oder N_2O-Bildung auftreten.

Anwendbarkeit
Die Anwendbarkeit dieser Technik wird in der folgenden Tabelle bewertet:

Kriterien	Bewertung/Anmerkung
Abfallart	Jede
Größe der Anlage	Jede
Neu/bestehend	Anordnung von Eindüsungsstellen kann in einigen bestehenden Anlagen problematisch sein
Vereinbarkeit der Verfahren	Höhere Dosierungen (und somit niedrigere NO_X-Emissionen) können ohne Ammoniak-Schlupf beim Einsatz einer nachgeschalteten Nasswäsche verwendet werden (die den überschüssigen Ammoniak absorbiert). In solchen Fällen kann ein Ammoniakabscheider nötig sein, um NH_3-Werte im Abwasser zu verringern – abgeschiedenes NH_3 kann wieder zur Eindüsung in die SNCR geleitet werden.

Tabelle 4.64: Bewertung der Anwendbarkeit selektiver nicht-katalytischer Reduktion (SNCR)

Die normale maximale Minderungsgrade der Technik beträgt ca. 75 %. Es ist daher nicht üblich, dass SNCR dort eingesetzt wird, wo höhere Minderungsgrade erforderlich sind, typischerweise ist dies bei NO_X-Emissionswerten unter 100 mg/Nm³ (Tagesdurchschnitt) der Fall. Die zum Erreichen von Minderungsgraden über 75 % nötigen höheren Reaktionsmitteldosierungen bedeuten, dass zum Erreichen eines Ammoniak-Schlupfs von <10 mg/Nm^3 der Einsatz zusätzlicher Maßnahmen wie nachgeschalteter Nasswäsche nötig ist und dann Techniken zur Minderung der Ammoniakwerte im Abwasser, z.B. Strippung, ebenso nötig sein können. [74, TWGComments, 2004]

Wirtschaftlichkeit
Die Schlüsselgesichtspunkte dieser Technik sind:

- Die Investitionskosten sind wesentlich niedriger als bei der SCR (siehe Tabelle 4.60)
- Wenn ein Ammoniakabscheider hinzugefügt wird, sind die Investitionskosten immer noch 10 – 30 % niedriger als bei SCR
- die Kosten für Reaktionsmittelverbrauch sind höher als bei SCR
- die Betriebskosten sind niedriger als bei der SCR, hauptsächlich aufgrund niedrigerem Energiebedarf zur Abgaswiedererwärmung.

Die Investitionen für SNCR für eine Siedlungsabfallverbrennungsanlage für 200.000 t/a mit zwei Linien werden auf 1 Mio. Euro geschätzt. Verglichen damit kommt die SCR auf 4 Millionen Euro. [12, Achternbosch, 2002]

Treibende Kraft für die Anwendung
Diese Technik wurde dort eingebaut wo:

- Emissionsgrenzwerte für die Betriebserlaubnis auf zwischen 100 und 200 mg/Nm³ im Tagesdurchschnitt festgelegt wurden
- es für die SCR keinen Platz gibt
- geeignete Stellen für die Reaktionsmittelzugabe (einschließlich der Temperaturanforderungen) vorliegen

Wenn die Ableitung von stark ammoniakhaltigem Abwasser vertretbar ist, ist der Einsatz dieser Technik mit einem nassen Abgasbehandlungsverfahren wirtschaftlicher, da keine Notwendigkeit für einen Ammoniak-abscheider besteht. Dies gilt nicht für andere Abgasbehandlungsverfahren, die kein Abwasser erzeugen.

Anwendungsbeispiele
In Europa weithin angewendet.

Referenzliteratur
[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Austria, 2002, 12, Achternbosch, 2002, 60, Reimann, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.4.3 Optimierung der Auswahl der Reaktionsmittel für die SNCR-Stickstoffoxidminderung

Beschreibung
Die für die SNCR eingesetzten Reaktionsmittel sind Ammoniak und Harnstoff. Die Vor- und Nachteile ihrer Verwendung werden in der folgenden Tabelle umrissen. Die Auswahl der Reaktionsmittel muss eine Vielzahl von betrieblichen Verfahrens-, Kosten- und Leistungsgesichtspunkten berücksichtigen, um sicherzustellen, dass das optimale Reaktionsmittel für die jeweilige Anlage ausgewählt wird.

Reaktionsmittel	Vorteile	Nachteile
Ammoniak	• höheres Potenzial zur Minderung von NO_X-Spitzen (wenn gut optimiert) • niedrigere N_2O-Emissionen (10 – 15 mg/Nm³)	• engerer effektiver Temperaturbereich (850 – 950°C), deshalb bessere Optimierung nötig • größere Gefahren bei Handhabung und Lagerung • höhere Kosten pro Tonne Abfall • Ammoniak-Schlupf ca. 10 mg/Nm³ • Geruch von Rückständen, wenn in Kontakt mit Feuchtigkeit
Harnstoff	• effektiver Temperaturbereich breiter (540 – 1000ºC), deshalb Temperatur-kontrolle weniger entscheidend • Lagerung und Handhabung weniger gefährlich • geringere Kosten pro Tonne Abfall	• geringeres Potenzial zur Minderung von NO_X-Spitzen (vgl. Ammoniak, wenn optimiert) • höhere N_2O-Emissionen (25 - 35 mg/Nm³) und daher Erderwärmungspotenzial • Ammoniak-Schlupf ca. 1 mg/Nm³
Anmerkung: Die geringeren Kosten von Harnstoff sind in recht kleinen Anlagen am Bedeutendsten. In größeren Anlagen können die höheren Lagerkosten von Ammoniak möglicherweise durch die geringeren Chemikalienkosten ausgeglichen werden.		

Tabelle 4.65: Vor- und Nachteile des Einsatzes von Harnstoff und Ammoniak zur SNCR [62, Tyseley, 2001] [64, TWGComments, 2003]

Neue Verfahren können speziell auf das Erreichen von stabilen und vorhersehbaren Verbrennungsbedingungen hin ausgelegt werden und die optimalen Eingabeorte für das Reaktionsmittel auswählen, die es dann erlauben, die Vorteile von Ammoniak (d.h. höchste Minderung von NO_X-Spitzen bei niedrigsten N_2O-Emissionen) sicherzustellen. Die bestehenden Verfahren, die stabile und gut überwachte Verbrennungs- und Temperatur-profile in der Brennkammer haben, sind ebenso in der Lage, diesen Vorteil zu vollständig auszuschöpfen.

Bestehende Verfahren, die Schwierigkeiten bei der Stabilisierung von Verbrennungsbedingungen haben (z.B. aus Gründen der Bauart, der Überwachung oder wegen der Abfallarten) sind mit geringerer Wahrscheinlichkeit in der Lage, die Reaktionsmittelzugabe zu optimieren (Anordnung, Temperatur, Vermischung) und können daher Vorteile beim Einsatz von Harnstoff aufweisen. Wenn jedoch Temperaturen über 1000°C erwartet werden, wird die N_2O-Bildung bei Harnstoff bedeutender.

In Fällen, in denen die Vor- und Nachteile ausgeglichen sind, können Gefahren bei Lagerung und Handhabung stärkere Auswirkung auf die Auswahl des Reaktionsmittels haben.

Ökologischer Nutzen
Beide Reaktionsmittel bewirken Minderungen der NO_X-Emissionen. Die Auswahl desjenigen Reaktionsmittel, das für die Verbrennungscharakteristiken des Ofens am Besten geeignet ist, führt zur effektivsten Emissionsminderung, d.h. zu effektiver NO_X-Minderung mit einem Minimum an Ammoniak-Schlupf und N_2O-Bildung.

Medienübergreifende Auswirkungen
Die optimale Auswahl des Reaktionsmittel sollte zur Optimierung der NO_X-Minderung bei minimalem Ammoniak-Schlupf und N_2O-Emissionen führen.

Betriebsdaten
Die Aneignung eines guten Verständnisses über Temperaturprofile in der Brennkammer ist grundlegend für die Reaktionsmittelauswahl.

Die Harnstoff/N_2O-Reaktion hängt sehr von der Temperatur ab, wobei bei 1000ºC bis zu 18 % des entfernten NO_X als N_2O auftritt (obwohl es bei 780°C zu vernachlässigen ist).

Anwendbarkeit
Die Abwägung des zu verwendenden Reaktionsmittel ist in allen Situationen anwendbar, in denen NO_X-Minderung durch SNCR angewendet werden soll.

Wirtschaftlichkeit
Es wurde berichtet, dass Ammoniakeinsatz geringfügig teurer ist als Harnstoff. Handhabungs- und Lageranforderungen für flüssigen, gasförmigen und gelösten Ammoniak sind allgemein strenger und daher teurer als für Harnstoff, der als Feststoff gelagert werden kann – dies trägt zum Kostenunterschied zwischen den beiden Reaktionsmitteln bei.

Die Lagerung von mehr als 50 Tonnen gasförmigem Ammoniak wird durch die Richtlinie zur Beherrschung der Gefahren bei schweren Unfällen mit gefährlichen Stoffen (COMAH Directive) geregelt. Dies kann aufgrund der Anforderungen örtlicher Behörden und Genehmigungsverfahren zusätzliche Kosten verursachen. In den meisten Fällen wird Ammoniak als Lösung eingesetzt. Es gibt dann immer noch einige Sicherheitsanforderungen, sie sind aber weniger streng als bei gasförmigem oder flüssigem Ammoniak.

Die niedrigeren Kosten von Harnstoff gelten nur für relativ kleine Anlagen. Bei größren Anlagen können höhere Lagerkosten für Ammoniak vollständig durch die niedrigeren Chemikalienkosten aufgewogen werden.

Treibende Kraft für die Anwendung
Anforderungen zur effektiven Minderung von NO_X ohne übersteigerte N_2O-Emissionen, die ein hohes Treibhauspotenzial haben (310 mal höher als CO_2).

Anwendungsbeispiele
SNCR wird in Europa weithin angewendet.

Referenzliteratur
[62, Tyseley, 2001] [64, TWGComments, 2003]

4.4.4.4 Ersatz von Sekundärluft durch im Kreislauf geführtes Abgas

Siehe Kapitel 4.2.12.

4.4.5 Verminderung der PCDD/F-Emissionen

Für die Mehrheit der Abfälle ist es nicht möglich, die Luftemissionsgrenzwerte aus EG 2000/76 (0,1 ng/Nm^3) nur durch den Einsatz von Primärmaßnahmen (d.h. verbrennungsbezogen) zu erreichen. Sekundärmaßnahmen (d.h. Minderung) sind somit erforderlich. Im Allgemeinen beinhaltet das Erreichen solcher Emissionswerte den Einsatz einer Kombination von: Primärtechniken, um PCDD/F-Erzeugung zu verringern; Sekundärmaßnahmen, um die Luftemissionswerte weiter zu verringern. [64, TWGComments, 2003]

4.4.5.1 Primärtechniken zur Vermeidung der Bildung von PCDD/F

Primärmaßnahmen werden in diesem Kapitel (das Abgasbehandlungsgesichtspunkte betrifft) nicht behandelt, jedoch an anderer Stelle, wie unten beschrieben wird.

Die wesentliche Vermeidung der PCDD/F-Bildung in Abfallverbrennungsanlagen besteht aus einem gut kontrollierten Verbrennungsprozess, der die Bildung von Vorläufersubstanzen verhindert. Techniken, die zur Verbesserung der verbrennungsseitigen Aspekte geeignet sind, wurden in den vorangehenden Unterkapiteln dieses Kapitels behandelt. Sie führen im Allgemeinen zu einer besseren Verbrennungsleistung einschließlich einer Minderung des Risikos der PCDD/F-Bildung. Sie wurden insbesondere in folgenden Kapiteln behandelt:

4.1 Allgemein vor dem thermischen Behandlungsstufe angewendete Praktiken
Dieses Kapitel ist insofern von Bedeutung, als er sich mit der Überwachung und Vorbereitung des Abfalls vor der Verbrennung beschäftigt. Die verbesserten Verbrennungseigenschaften und Kenntnisse über den Abfall, die aus der Anwendung dieser Techniken herrühren, tragen zur Verbesserung der nachfolgenden Verbrennungskontrolle bei und verringern somit Risiken der PCDD/F-Bildung.

4.2 Thermische Behandlung
Wie bereits im obigen Absatz bemerkt, trägt eine gut kontrollierte Verbrennung zur Zerstörung von PCDD/F und ihrer Vorläufer bei, die sich schon im Abfall befinden können, und verhindert die Bildung von Vorläufersubstanzen. Die in diesem Kapitel genannten Techniken sind, wenn sie für den jeweiligen Abfall/die jewielige Anlage einsetzbar sind, für die primäre Minderung von PCDD/F-Emissionen in alle Medien besonders wichtig.

4.3 Energienutzung
In den Bereichen zur Energienutzung der Verbrennungsanlage ist der wichtigste Gesichtspunkt hinsichtlich PCDD/F die Verhinderung der Neubildung. Von besonderer Wichtigkeit sind insbesondere sind die Anwesenheit bestimmter Stoffe und die genaue Gestaltung der Temperaturbereiche, die das Risiko der PCDD/F-Bildung erhöhen können. Die Techniken, die im Unterkapitel zur Energienutzung in diesem Kapitel enthalten sind, berücksichtigen PCDD/F-Gesichtspunkten.

Daher behandeln folgende Unterkapitel (d.h. die hier in Kapitel 4.4.5) nur für das Verfahren bedeutende PCDD/F-Aspekte, wobei Primärmaßnahmen wie gesagt an anderer Stelle Berücksichtigung finden. [64, TWGComments, 2003]

4.4.5.2 Vermeidung der Neubildung von PCDD/F in der Abgasreinigungsanlage

Beschreibung
Minderung der Verweilzeit von staubbeladenem Abgas im Temperaturbereich von 450 bis 200°C verringert die Risiken der Bildung von PCDD/F und ähnlicher Verbindungen.

Wenn Staubabscheidungsstufen in diesem Temperaturbereich eingesetzt werden, wird die Verweilzeit der Filterasche in diesem Bereich erhöht, was das Risiko der PCDD/F-Bildung vergrößert. Staubabscheidungsstufen in Bereichen mit hoher Staubbelastung (üblicherweise Elektrofilter und einige Gewebefilter), die bei Temperaturen über 200°C betrieben werden, erhöhen das Risiko der PCDD/F-Bildung. Temperaturen am Einlass der Staubabscheidungsstufen sollten daher auf unter 200°C begrenzt werden. Dies kann erreicht werden durch:

- zusätzliche Kesselkühlung (die Gestaltung des Kessels im Bereich 450 – 200°C sollte ihrerseits die Staubverweilzeit begrenzen, um eine Problemübertragung auf nachgeschaltete Anlagen zu vermeiden)
- zusätzlicher Sprühturm, um Temperaturen von unter 200°C am Kesselausgang für die folgenden Staubreinigungsstufen zu verhindern
- vollständiges Quenchen von Verbrennungstemperaturen auf ca. 70°C – dies wird in Anlagen durchgeführt, in denen es keine Kesselkühlung gibt und normalerweise nur, wenn es wegen der Beschaffenheit der verbrannten Abfälle (z.B. hohe PCB-Einträge) ein erhöhtes Dioxinrisiko gibt. Quenchung auf 70°C ist üblich in Sonderabfallverbrennungsanlagen, die von der chemischen Industrie betrieben werden.
- Gas/Gas-Wärmetauscher kann ebenso eingebaut werden (Wäschergas am Einlass/Wäschergas am Auslass).

[74, TWGComments, 2004]

Ökologischer Nutzen
Verringertes Risiko der PCDD/F-Bildung im Prozess und somit in den anschließenden Emissionen.

Medienübergreifende Auswirkungen
Bestehende Anlagen mit Hochtemperaturentstaubungsstufen können solche Verfahren verwenden, um Wärme im Abgas zu belassen, so dass diese Wärme in der Folge zu einem anderen Zweck eingesetzt werden kann, z.B. mittels Übertragung auf spätere Abgasbehandlungsverfahren durch Wärmetauscher. Wenn die Abgase auf unter 200°C abgekühlt sind, kann dies eine zusätzliche Wärmezufuhr ins Abgas notwendig machen, um das erforderliche Temperaturprofil für die nachgeschalteten Verfahren zu erhalten. Verluste können möglicherweise verringert werden, indem die entzogene Wärme vor der Entstaubungsstufe zur Wiedererwärmung mittels Wärmetauschern genutzt wird.

Verfahren mit vollständiger Quenchung führen allgemein zu begrenzten Möglichkeiten der Energienutzung (beim Einsatz vollständiger Quenchung werden nicht im Allgemeinen Kessel eingesetzt). Sie erzeugen auch eine Abgasfahne mit sehr hohem Feuchtigkeitsgehalt, die die Sichtbarkeit und Kondensation erhöht, und erfordern höhere Wassereindüsungsmengen, um für eine ausreichende Kühlung der heißen Abgase zu sorgen. Das erzeugte Abwasser kann in gewissem Maß im Kreislauf geführt werden, aber normalerweise sind Ableitung und Abwasserbehandlung erforderlich. Bei einer Kreislaufführung des Wasser kann Kühlung nötig sein, um Kaminverluste zu verhindern und den Betrieb der Abgasbehandlung aufrecht zu erhalten.

Betriebsdaten
Es wurde berichtet, dass Quenchverfahren, die in einigen Sonderabfallverbrennungsanlagen verwendet werden, die PCDD/F-Bildung wirksam verhindern. [46, Cleanaway, 2002]

Wenn Wärmenutzungskessel eingesetzt werden und dabei eine Entstaubung im 450 – 200°C Bereich vermieden wird, können Rohgaskonzentrationen vor der Dioxinentfernung/-zerstörung im Bereich 1 – 30 ng/Nm³ (TE) erreicht werden. Dort wo eine Entstaubung im Bereich von 450 – 200°C durchgeführt wird, kann das Abgas anschließend 10 bis >100 ng/Nm³ PCDD/F (TE) enthalten.

Anwendbarkeit
Die Anwendbarkeit dieser Technik wird in der folgenden Tabelle bewertet:

Kriterien	Bewertung/Anmerkung
Abfallart	Besonders zu beachten, wenn PCBs oder andere Abfälle verbrannt werden, bei vermutet wird, dass das Risiko der PCDD/F-Bildung höher ist.
Größe der Anlage	Die Technik ist für alle Größenbereiche geeignet
Neu/bestehend	Bestehende Verfahren sind schwieriger umzugestalten
Vereinbarkeit der Verfahren	Temperatur ist ein wesentliches Thema
Standortschlüsselfaktoren	

Tabelle 4.66: Bewertung der Anwendbarkeit von Techniken zur Verhinderung der PCDD/F-Neubildung

In bestehenden Anlagen erfordern solche Veränderungen eine genaue Neubewertung des Abgasbehandlungsprozesses, besonders im Hinblick auf Wärmeverteilung und -einsatz.

Der durch den Einsatz der Technik erreichbare Vorteil ist in bestehenden Anlagen dann geringer, wenn feste Abfälle und Abgas bereits einer nachfolgenden Behandlung unterzogen werden, die die erzeugten Dioxine wirksam zerstört (z.B. SCR für Abgase, plus Wärmebehandlung für Filterasche).

Wirtschaftlichkeit
Zieht für neue Verfahren keine wesentlichen Kosten nach sich.

In einigen bestehenden Verfahren können sehr große Kapitalinvestitionen für den Ersatz des Kessels und der Abgasbehandlungsverfahren nötig werden. Investitionen im Bereich von 10 – 20 Millionen Euro können für solche Veränderungen nötig sein.

Betriebskosten können gesenkt werden durch:

- Verkauf zusätzlicher Energie (Wärme), die im Kessel zurück gewonnen wurde
- verringerte Kosten zur Entsorgung fester Abfälle, welche weniger mit PCDD/F verunreinigt sind (wenn Adsorption eingesetzt wird)
- verringerter Dioxingehalt kann positive Auswirkung auf die nachfolgende Abgasbehandlung haben: niedrigere Aktivkohledosierung/geringeres Katalysatorvolumen.
  [74, TWGComments, 2004]

Treibende Kraft für die Anwendung
Diese Technik wurde dort eingebaut wo:

- Bedenken hinsichtlich einer möglichen Erzeugung von PCDD/F durch den Prozess bestehen
- Bedenken bestehen aufgrund von PCDD/F-Konzentrationen im Abgasbehandlungsabsorbens, die eine Entsorgung erforderlich machen
- die verbrannten Abfallarten ein hohes Risiko der PCDD/F-Bildung darstellen.

Anwendungsbeispiele
Quenchverfahren werden in zwei Sonderabfallverbrennungsanlagen in Großbritannien eingesetzt. Niedrige Temperaturen am Kesselausgang und Gaskühlung nach dem Kessel werden in Europa weithin eingesetzt.

Referenzliteratur
[46, Cleanaway, 2002], [64, TWGComments, 2003], [74, TWGComments, 2004]

4.4.5.3 Zerstörung von polychlorierten PCDD/F durch selektive katalytische Reduktion (SCR)

Beschreibung
SCR-Verfahren werden primär zur NO_X-Minderung eingesetzt (siehe Beschreibung in Kapiteln 2.5.5.2.2 und 4.4.4.1). Wenn sie groß genug sind, können sie durch katalytische Oxidation auch gasförmige PCDD/F zerstören. Typischerweise sind 2 – 3 Katalysatorschichten für die selektive katalytische Reduktion nötig, um eine kombinierte NO_X- und PCDD/F-Minderung sicherzustellen.

Es ist wichtig, anzumerken, dass in der Abfallverbrennung die Mehrheit des in der Luft befindlichen PCDD/F an Staub angelagert ist, das mit gasförmigen PCDD/F im Gleichgewicht steht. Staubminderungstechniken entfernen daher die am Staub angelagerten PCDD/F, wohingegen die SCR (und andere katalytische Methoden) nur den kleineren gasförmigen Anteil zerstören. Eine Kombination von Staubentfernung plus Zerstörung ergibt allgemein die niedrigsten PCDD/F-Gesamtemissionen in die Luft.

Ökologischer Nutzen
Es wurden Wirkungsgrade zur Zerstörung von gasförmigen PCDD/F von 98 bis 99,9 % festgestellt. Daraus ergeben sich (kombiniert mit anderen Abgasbehandlungstechniken) PCDD/F-Emissionen unter dem von der 2000/76/EG festgelegten Wert von 0,1 ng/Nm³ TE; meistens liegen sie im Bereich von 0,05 – 0,002 ng/Nm³ TE.

Allgemein wird SCR nach erster Entstaubung eingesetzt. Der in der Entstaubungsstufe entfernte Staub enthält das adsorbierte PCDD/F (dies kann der größte Anteil sein). Die Abfälle der Vorentstaubungsstufe sind daher gleichermaßen mit PCDD/F verunreinigt, ob SCR angewendet wird oder nicht. Der Vorteil der SCR bei der Zerstörung im Hinblick auf die Minderung der Verunreinigung von Abfällen aus der Abgasbehandlung ist daher auf die Fälle beschränkt, bei denen zusätzlich noch nachgeschaltete StaubEndreinigungen durchgeführt werden.

Die Abfälle der Abgasendreinigung würden normalerweise standortfern entsorgt. Somit wird eine Minderung der Dioxingesamtausträge aus der Anlage in alle Medien erreicht. Wenn Dioxinabfälle bereits getrennt von anderen Abgasbehandlungsabfällen gesammelt werden (z.B. beim Kohlenstoffeinsatz) und, falls erlaubt, in der Anlage wiederverbrannt werden, ist die mit SCR als zusätzlicher Zerstörungsmethode erreichbare Minderung der Gesamtausträge unbedeutender.

NO_X wird in der SCR gleichzeitig mit PCDD/F behandelt, um sehr geringe NO_X-Emissionen zu erzielen (siehe Kapitel 4.4.4.1).

In den wenigen Fällen, in denen SCR vor anderen Abgasbehandlungsverfahren eingesetzt wird, muss festgestellt werden, dass nicht-gasförmige PCDD/F (staubgebundene) eventuell nicht in der Einheit zur SCR behandelt werden können und somit nachfolgende Entstaubung erforderlich ist, um sie zu verringern.

Medienübergreifende Auswirkungen
Medienübergreifende Auswirkungen sind in Kapitel 4.4.4.1 genau dargestellt.

Die bedeutendsten medienübergreifenden Gesichtspunkte sind:

- Energieverbrauch für Abgaswiedererwärmung zum Erreichen der Reaktionstemperatur des SCR-Verfahrens
- weil es sich um eine Zerstörungstechnik handelt werden die PCDD/F nicht in feste Abfälle umgewandelt (wie in manchen Adsorptionsprozessen).

Im Allgemeinen ist eine Zerstörung der Überführung in andere Medien vorzuziehen. Die Größe des medienübergreifenden Vorteils im Zusammenhang mit der Zerstörung anstatt der Adsorption von PCDD/F wird jedoch von dem vermiedenen Risiko abhängen, das mit der anschließenden nachgeschalteten Behandlung der mit PCDD/F belasteten Rückstände verbunden ist.

Betriebsdaten
Betriebsdaten werden in Kapitel 4.4.4.1 dargestellt.

Weil eine Anhaftung an feste Partikel bei der Mehrheit der PCDD/F normal ist, dass sie an feste Partikel gebunden sind, ist es für eine Gesamtminderung von PCDD/F normalerweise wichtig, dass Entstaubungstechniken und SCR angewendet werden. Dies dient dazu, sicherzustellen, dass an Staub gebundene PCDD/F, die in der SCR-Einheit zur nicht zerstört würden, aus dem Abgas entfernt werden.

Während auf NO_X eine einzige Katalysatorschicht sehr große Auswirkungen haben kann, sind zur Sicherstellung einer wirksamen PCDD/F-Zerstörung größere Abmessungen nötig. Je größer die Anzahl der Katalysatorsschichten, desto größer werden die Auswirkungen auf die PCDD/F-Minderung sein.

Anwendbarkeit
Die Anwendbarkeit dieser Technik wird in folgender Tabelle 4.68 bewertet:

Kriterien	Bewertung/Anmerkung
Abfallart	• kann für jede Abfallart angewendet werden
Größe der Anlage	• kann für jede Anlagengröße angewendet werden, aber wegen der Investitionskosten am Wirtschaftlichsten für mittlere bis große Anlagen
Neu/bestehend	• wenn sie als ans Ende geschaltete Technik angewendet wird (am Üblichsten), ist sie bei jedem Verfahren nachrüstbar • schwieriger nachträglich einzubauen, wenn nicht am Ende geschaltet
Vereinbarkeit der Verfahren	• insbesondere dort von Vorteil, wo auch beträchtliche Minderungen von NO_X nötig sind • Wiedererwärmung von Abgasen normalerweise nötig, um Betriebsbereich der SCR zu erreichen
Standortschlüsselfaktoren	• für den SCR-Reaktionsraum wird Platz benötigt

Tabelle 4.67: Bewertung der Anwendbarkeit der SCR zur PCDD/F-Entfernung

Wirtschaftlichkeit
Kosten der Technik sind in Kapitel 4.4.4.1 dargestellt.

Treibende Kraft für die Anwendung
Die Einführung dieser Technik wird dort gegünstigt, wo die Kombination von hoher NO_X-Minderung und der durch die SCR gegebenen zusätzlichen PCDD/F-Minderung benötigt wird.

Anwendungsbeispiele
SCR wird in der Verbrennungsindustrie weithin angewendet. Es gibt Beispiele in Deutschland, Österreich, den Niederlanden, Belgien, Frankreich, Japan und anderswo.

Daten, die dem Europäischen Büro für die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung von der European Federation of Waste Management and Environmental Services (FEAD) zur Verfügung gestellt wurden, zeigen, dass mindestens 43 von ca. 200 untersuchten europäischen Siedlungsabfallverbrennungsanlagen selektive katalytische Reduktion (SCR) einsetzten, obwohl nicht klar ist, welche unter ihnen die Technik sowohl für PCDD/F-Zerstörung als auch für NO_X-Minderung einsetzten.

SCR wird auch in Sonderabfallverbrennungsanlagen eingesetzt, insbesondere in Deutschland.

Referenzliteratur
[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Austria, 2002, 13, JRC(IoE), 2001, 27, Belgium, 2002, 61, SYSAV, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.5.4 Der Abbau von PCDD/F durch katalysierende Gewebefilter

Beschreibung
Diese Technik wurde bereits in Kapitel 2.5.8.3 beschrieben.

Ökologischer Nutzen
Es werden für PCDD/F, die in einer Siedlungsabfallverbrennungsanlage auf katalysierende Gewebefilter treffen, Zerstörungseffizienzen von über 99% berichtet. Bei Eingangskonzentrationen von 1,9 ng/Nm³ werden Emissionskonzentrationen unterhalb von 0,02 ng/Nm³ TE erreicht. [27, Belgium, 2002]

Die Filter dienen auch zur Entstaubung. In dem hier beschriebenen Beispiel setzte eine Siedlungsabfallverbrennungsanlage einen Elektrofilter zur Vorentstaubung ein und erreichte durch den zusätzlichen Filter Staubemissionswerte im Bereich von 0.2 – 0,6 mg/Nm³. Es wurde berichtet, dass durch den Einsatz dieser Filter auch eine NO_X-Minderung erreicht wird. [64, TWGComments, 2003]

Es wird auch berichtet, dass die gesamte Dioxinfreisetzung der Anlage (in alle Medien) eher durch die Zerstörung als durch Adsorption (an Aktivkohle) verringert wird. Gleichzeitig mit der oben beschriebenen Minderung der Luftemissionen zeigten Staubproben aus dem Aufgabetrichter des Gewebefilters, dass die Durchschnittskonzentrationen im Staub von 3659 ng I-TE/kg (bei Einsatz von Aktivkohle) auf 283 ng I-TE/kg (bei Einsatz von katalysierenden Gewebefiltern) zurückgingen.

Medienübergreifende Auswirkungen
Die bedeutendste medienübergreifende Auswirkung dieser Technik ist der Energieverbrauch durch den Druckabfall im Gewebefilter (dieser ist in jedem Gewebefilter ähnlich).

Katalysierende Filter werden allgemein im Austausch für andere Filter eingesetzt. Diese können durch die Zugabe von Aktivkohle bereits Dioxine adsorbieren. Wenn ein Austausch in einem Verfahren stattfindet, bei dem die Aktivkohlezugabe auch wesentlich für die Adsorption von metallischem Quecksilber sorgt, kann das Weglassen der Aktivkohle zu einem Anstieg der Hg-Emissionen an die Luft führen, wenn nicht alternative Techniken für die Entfernung von Hg eingesetzt werden.

Betriebsdaten
Im Betrieb zu berücksichtigende Gesichtspunkte sind ähnlich wie bei anderen Gewebefiltern.

Der Temperaturbereich, in dem die katalytische Reaktion auftritt, schwankt zwischen 180°C und 260°C. [27, Belgium, 2002], [74, TWGComments, 2004]

Versuche, die während 21 Monaten mit der PCDD/F Ein- und Auslasskonzentration einer Siedlungsabfallverbrennungsanlage durchgeführt wurden (ohne nachgeschaltete Entfernung gasförmige Säuren, aber mit einer Elektrofilteranlage zur Vorentstaubung), zeigten die folgenden Ergebnisse:

Monate in Betrieb	0,25	1,5	3	4,8	8	13	18	21
Einlass PCDD/F ngTEQ/Nm^3	3,4	7	11	10,5	11,9	11,8	8,1	5,9
Auslass PCDD/F ngTEQ/Nm^3	0,01	0,0035	0,005	0,004	0,01	0,011	0,002	0,023
Berechnete Effizienz	99,7 %	99,9 %	99,9 %	99,9 %	99,9 %	99,9 %	99,9 %	99,6 %

Tabelle 4.68: Daten zum Wirkungsgrad von katalytischen Gewebefilter während eines Betriebs von 21 Monaten [27, Belgium, 2002]

Das katalytische Medium behandelt kein Quecksilber, deshalb wird eine zusätzliche Einrichtung benötigt, wie z.B. Eingabe von Aktivkohle oder ähnliches.

Anwendbarkeit
Die Anwendbarkeit dieser Technik wird in der folgenden Tabelle bewertet:

Kriterien	Bewertung/Anmerkung
Abfallart	Jede
Größe der Anlage	Jede
Neu/bestehend	Sowohl in neuen als auch in bestehenden Verfahren anwendbar
Vereinbarkeit der Verfahren	Minderung von Hg muss zusätzlich beachtet werden
Standortschlüsselfaktoren	Keine

Tabelle 4.69: Bewertung der Anwendbarkeit katalytischer Gewebefilter

Wirtschaftlichkeit
Für eine Siedlungsabfallverbrennungsanlage mit zwei Linien mit einer Kapazität von jeweils 27500 t/a wurde berichtet, dass die zusätzlichen Kosten des Einsatzes von katalytischen Gewebefiltern zwischen 2 und 3 Euro/t behandeltem Abfall liegen. [27, Belgium, 2002]

Die Schlüsselgesichtspunkte bezüglich der Kosten dieser Technik sind:

- erhöhte Investitionen für die Gewebefilter verglichen mit nicht-katalytischen Filtern. Die Kosten für die Medien betragen ~300Euro/m², andere nicht-katalytische Medien z.B. 100 % PTFE = ~60Euro/m²
- niedrigere Investitionskosten als bei SCR aber ähnliche Zerstörungswirkungsgrade
- Notwendigkeit, zusätzliche Einrichtungen zur Hg-Entfernung bereitzustellen. [74, TWGComments, 2004]

Treibende Kraft für die Anwendung
Diese Technik wurde dort eingebaut wo:

- PCDD/F Emissionen weit unter 0,1ng/Nm³ TE erzielt werden sollen
- kein Platz für SCR verfügbar ist und alternative Maßnahmen zur NO_X-Minderung schon eingebaut sind
- alternative Maßnahmen zur Hg-Minderung schon eingebaut sind (katalytische Filter mindern Hg nicht)

Anwendungsbeispiele
Einige Anlagen in Belgien und Frankreich.

Referenzliteratur
[27, Belgium, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.4.5.5 Der PCDD/F-Zerstörung durch Rückführung von Adsorbens in die Verbrennung

Beschreibung
Diese Technik wurde schon in Kapitel 2.5.8.4 beschrieben.

Das grundlegende Prinzip besteht darin, dass die im Abgasbehandlungsverfahren abgeschiedenen PCDD/F-Rückstände unter bestimmten Umständen (siehe dazu Anmerkungen zu Hg unten) zerstört werden können, indem sie im Ofen selbst verbrannt werden. Dadurch wird der gesamte PCDD/F-Austrag der Anlage vermindert.

Ökologischer Nutzen
PCDD/F in festen Rückständen werden im Prozess zerstört, statt sie aus der Anlage in den Abfall zu überführen.

Medienübergreifende Auswirkungen
Es besteht das Risiko, dass metallisches Quecksilber im Kreislauf (und damit in die Emissionen)geführt wird, es sei denn das Verfahren beinhaltet auch geeignete Mittel zur Quecksilberausschleusung.

Betriebsdaten
Bei der Handhabung der verunreinigten Reaktionsmittel ist Sorgfalt nötig, um sicherzustellen, dass ein Verschütten vermieden wird und die Beschickung des Ofens in gleichmäßig erfolgt. Damit wird sichergestellt, dass die Rückstände im Verbrennungsprozess wirksam zerstört werden.

Anwendbarkeit
Die Anwendbarkeit dieser Technik wird in der folgenden Tabelle bewertet:

Kriterien	Bewertung/Anmerkung
Abfallart	jede
Größe der Anlage	jede
Neu/bestehend	kann in neuen und bestehenden Anlagen angewendet werden
Vereinbarkeit der Verfahren	Hauptsächlich nur für Rückstände aus spezifischen PCDD/F –Dioxinabsorptionsstufen geeignet (z.B. statische Aktivkohlefilter und Einsätze in Nasswäschern zur Dioxinabsorption), wenn es andere Vorkehrungen zur Verhinderung von Quecksilberanreicherung und möglicher -freisetzung gibt
Standortschlüsselfaktoren	keine

Tabelle 4.70: Bewertung der Anwendbarkeit der Rückführung von Absorbens in die Verbrennung

Wirtschaftlichkeit
Investitionen sind allgemein nicht erforderlich, außer wenn zusätzliche Verfahren zur Quecksilberentfernung benötigt werden, die dann beträchtliche Kosten verursachen können.

Aufgrund verringerter Entsorgungskosten für PCDD/F-verunreinigte Abfälle können Einsparungen im Betrieb erreicht werden.

Treibende Kraft für die Anwendung
Anforderung, die PCDD/F-Konzentrationen in festen Abfällen der Abgasbehandlung zu verringern.

In manchen Ländern können die Abfälle aus der Verbrennung aus rechtlichen Gründen nicht zurück in die Verbrennung geführt werden. In solchen Fällen ist davon auszugehen, dass die Rückstände als Abfallart eingestuft sind, deren Behandlung in der Verbrennungsanlage verboten ist. [64, TWGComments, 2003]

Anwendungsbeispiele
Diese Technik wird in Belgien und Deutschland eingesetzt.

Referenzliteratur
[55, EIPPCBsitevisits, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.5.6 Adsorption von PCDD/F durch Zugabe von Aktivkohle oder anderen Reaktionsmitteln

Beschreibung
Diese Technik wurde schon in Kapitel 2.5.8.1 beschrieben.

Kurz gesagt wird Aktivkohle in den Abgasstrom zugeführt, wo sie sich mit dem Abgas vermischt. Die Aktivkohle wird entweder allein zugegeben oder (üblicherweise) mit einem alkalischen Reaktionsmittel wie Kalk oder Natriumbikarbonat kombiniert. Das zugeführte alkalische Reaktionsmittel, seine Reaktionsprodukte und das Aktivkohleadsorbens werden dann in einer Entstaubung, normalerweise einem Gewebefilter, gesammelt. Die Adsorption des PCCD/F findet im Abgasstrom statt, sowie auf der Reaktionsmittelschicht, die sich beim Einsatz von Barrierefiltern (z.B. Gewebefiltern) bildet.

Das adsorbierte PCDD/F wird mit anderen festen Abfällen aus dem Gewebefilter, der Elektrofilteranlage oder anderen nachgeschalteten Entstaubungsanlagen ausgeschleust.

Es wurde berichtet, dass mineralische Adsorbentien (z.B. Mordenit, Zeolit, Mischungen aus mineralischem Ton, Schichtsilikat und Dolomit) bei Temperaturen von bis zu 260ºC ohne Brandgefahr im Filter ebenso zur PCDD/F-Adsorption eingesetzt werden können. Es wurde auch berichtet, dass Braunkohlenkoks eingesetzt wird. [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Es wurde berichtet, dass eine katalytische PCDD/F-Zerstörung an der Oberfläche von Aktivkohle stattfindet. [74, TWGComments, 2004]

Ökologischer Nutzen
PCDD/F wird auf Aktivkohle adsorbiert, was zu Emissionswerten unter 0,1 ng/Nm³ TE führt.
Auch metallisches Quecksilber wird adsorbiert (siehe Kapitel 4.4.6.2).

Medienübergreifende Auswirkungen
Medienübergreifende Auswirkungen des Einsatzes von Gewebefiltern oder anderen Verfahren zur Staubminderung, die mit dem Einsatz dieser Technik verbunden sind, wurden in Kapitel 4.4.2 beschrieben.

Es werden feste Abfälle erzeugt, die die adsorbierten Schadstoffe enthalten. Es sollte erwähnt werden, dass die mit dem Reaktionsmittel entfernte, in ihm angesammelte Schadstoffmenge geringer ist, als diejenige, die mit dem Staub über eine wirksame Staubminderung ausgeschleust wird. Es wurde berichtet, dass 80% der PCDD/F bereits bei der Staubentfernung ausgeschleust werden. [64, TWGComments, 2003]

Mit Schadstoffen belastetes Reaktionsmittel aus dem Abgasbehandlungsverfahren kann, in manchen Fällen, als Neutralisationsmittel zur Behandlung von Wäscherabwasser eingesetzt werden. Dadurch wird die Menge an frischem Material, das der Abwasserbehandlungsstufe zugeführt werden muss, verringern. Aktivkohle oder Koks entziehen dort dem Abwasser ebenfalls Schwermetalle, z.B. Hg. Es wurde berichtet, dass bei Verwendung dieser Reaktionsmittel im Wäscherabwasser außer dem nicht-wasserlöslichem Kohlenstoff keine zusätzlichen Abfälle erzeugt werden. Es besteht ein erhöhtes Entzündungs-/Brandrisiko. Deshalb müssen bei der Lagerung und Handhabung von Aktivkohle und Koks erhöhte Sicherheitsmassnahmen getroffen werden. [74, TWGComments, 2004]

Betriebsdaten
Ein spezifischer Kohlenstoffverbrauch von 0,35 - 3 kg pro Tonne Abfall wurden als für die Siedlungsabfallverbrennung typisch berichtet. Höhere Dosierungen können zusätzliche PCDD/F-Minderungen bewirken. [64, TWGComments, 2003]

Normalerweise liegt die Dosierung von Aktivkohle zwischen 0,5 und 1 kg/t, um einen Emissionswert unter 0,1 ng I-TE/Nm^3 zu erreichen. Beispiele aus Frankreich:

(1) Siedlungsabfallverbrennung 12 t/h – quasi-trockene Abgasbehandlung: 0,35 kg/t,
(2) Siedlungsabfallverbrennung 2,5 t/h – trockene Abgasbehandlung: 1,2 kg/t
[64, TWGComments, 2003]

Unterschiedliche Kohlenstoffarten weisen unterschiedliche Adsorptionseffizienzen auf.

Anwendbarkeit
Die Anwendbarkeit dieser Technik wird in der folgenden Tabelle bewertet:

Kriterien	Bewertung/Anmerkung
Abfallart	• jede
Größe der Anlage	• jede
Neu/bestehend	• in beiden anwendbar – in den meisten Fällen leicht nachrüstbar
Vereinbarkeit der Verfahren	• kann leicht eingesetzt werden, wenn ein Gewebefilter bereits vorhanden ist
Standortschlüsselfaktoren	• keine

Tabelle 4.71: Bewertung der Anwendbarkeit der Kohlenstoffeindüsung zur PCDD/F-Entfernung

Wirtschaftlichkeit
Es wurde berichtet, dass Braunkohlenkoks wirtschaftlicher ist als Aktivkohle [64, TWGComments, 2003]. Es wurde auch berichtet, dass im Allgemeinen der Verbrauch von Braunkohlenkoks höher ist als der von Aktivkohle (bis zu doppelt so hoch). [74, TWGComments, 2004]

Treibende Kraft für die Anwendung
Die Technik wurde in vielen Anlagen eingeführt, um einen Emissionswert <0.1 ng/Nm³ zu erreichen. [74, TWGComments, 2004]

Anwendungsbeispiele
In vielen Ländern weithin angewendete Technik.

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003]

4.4.5.7 Die Adsorption von PCDD/F in Festbettfiltern

Beschreibung
Diese Technik wurde schon in Kapitel 2.5.8.6 beschrieben. Es werden nasse und trockene stationäre Koks-/ Kohlebetten eingesetzt. Nassverfahren umfassen eine Gegenstromwäsche mit Wasser.

Ökologischer Nutzen
Minderung von Luftemissionen wie folgt:

- adsorbierte PCDD/F führen zu Reingasemissionen unter 0,1 ng/Nm³ TE
- Hg wird adsorbiert, um Emissionen unter 50 µg/Nm³ zu erreichen, typischerweise unter 30 µg/Nm³
- Staub wird über den Filter abgeschieden

Medienübergreifende Auswirkungen
Medienübergreifende Auswirkungen werden in der folgenden Tabelle dargestellt:

Kriterien	Einheiten	Wert	Anmerkungen
Energiebedarf	kWh/t Abfalleintrag	30 – 35	Druckabfall im Filter
Reaktionsmittel-verbrauch	kg/t Abfalleintrag	1	Koks
Abfallart			Eingesetzter Koks
Abfallmenge	kg/t Abfalleintrag	0 – 1	Null, wenn der Koks im Ofen verbrannt werden kann
Wasserverbrauch	l/t Abfalleintrag		*Keine Informationen*
Abwassererzeugung	l/t Abfalleintrag		*Keine Informationen*
Sichtbarkeit der Abgasfahne	+/0/-	+/0	Nassverfahren tragen zur Sichtbarkeit der Abgasfahne bei

Tabelle 4.72: Medienübergreifende Auswirkungen, die mit dem Einsatz von Festbettfiltern verbunden sind [12, Achternbosch, 2002]

Die bedeutendste medienübergreifende Auswirkung dieser Technik ist die zum Überwinden des Druckabfalls im Filter benötigte Energie.

Abhängig von der Bauart der gesamten Abgasbehandlungslinie kann mit trockenen stationären Koksbetten das Brandrisiko erhöht sein. [74, TWGComments, 2004]

In einer Verbrennungslinie für gefährliche Abfälle mit Drehrohrofen, die 50 000 t/a behandelt, wurde ein neues Saugzuggebläse eingebaut. Das neue Saugzuggebläse hat 550 kW, wo das alte nur 355 kW hatte (ΔP des Filters zwischen 25 - 40 mbar). [64, TWGComments, 2003]

Bei Sättigung wird die eingesetzte Aktivkohle oft als gefährlicher Abfall deponiert. Wenn es erlaubt ist, kann sie in den Ofen zurück geführt und verbrannt werden, um das adsorbierte PCDD/F zu zerstören. Da das Kohlenstoffadsorbens sowohl Quecksilber als auch PCDD/F adsorbiert, muss der Quecksilberkreislauf sorgfältig bedacht werden, wenn eine Rückführung des verbrauchten Koks in die Verbrennung durchgeführt werden soll. Die Rückführung in die Verbrennung führt zu einer Anreicherung von Hg im Prozess, wenn es keine zusätzlichen Techniken gibt, die einen Quecksilberentfernung sicherstellen, z.B. mit niedrigem pH-Wert betriebene Nasswäscher für saure Gase.
[74, TWGComments, 2004]

Betriebsdaten
Die Eintrittstemperatur eines trockenen Koksbettes beträgt typischerweise 80 – 150°C, und 60 – 70°C für nasse Filter. Wenn ein SCR-Verfahren folgt, ist bei einem Nassverfahren eine stärkere Wiedererwärmung nötig.

Bei Trockenverfahren ist besondere Sorgfalt nögig, um sicherzustellen, dass das Abgas gleichmäßig verteilt ist, damit das Brandrisiko verringert wird. Die Temperatur im Festbett erfordert strenge Überwachung und Kontrolle, um das Brandrisiko zu mindern: z.B. mehrere CO-Messungen über dem gesamten Filter, um heiße Stellen zu messen. [74, TWGComments, 2004] Möglicherweise ist der Einsatz von Inertgasen erforderlich.

Nasse Koksfilter haben ein bedeutend niedrigeres Brandrisiko. Es werden weder Feuerlöscheinrichtungen noch Inertabdeckungen benötigt. Die Ergänzung mit teilweise im Kreislauf geführten Wasser ist auch ein Mittel zur Entfernung des abgeschiedenen Staubes, der zu Verstopfung des Festbettes führen kann.

Es ist notwendig, die spezifische Festbettsättigung festzustellen, um den Zeitpunkt zu bestimmen, bei dem die Erneuerung des Reaktionsmittels erforderlich ist. [74, TWGComments, 2004]

Das Fehlen bewegter Teile führt dazu, dass die Zuverlässigkeit hoch ist.

Kriterien	Beschreibung von Faktoren, die die Kriterien beeinflussen	Bewertung (hoch/mittel/niedrig) oder Daten	Anmerkung
Komplexität	• zusätzliche Verfahrenseinheiten nötig • entscheidende Betriebsgesichtspunkte	M	• zusätzliche Verfahrens-einheit erforderlich • Brandgefahr erfordert sorgfältige Überwachung (trockene Verfahren)
Flexibilität	• Fähigkeit der Technik unter Bandbreite von Betriebsbedingungen zu funktionieren	H	• sehr hohe Adsorptionskapazität
Personalanforderungen	• bedeutende Zusatzanforderungen zur Weiterbildung oder Personalaufstockung	H/M	• robust, aber Sorgfalt bzgl. Brandrisiko erforderlich (trockene Verfahren) und wenn eine Rückführung in die Verbrennung erfolgt

Tabelle 4.73: Betriebsdaten, die mit dem Einsatz stationärer Koksfilter verbunden sind

Die folgenden Betriebsdaten zu medienübergreifenden Auswirkungen wurden beim Einsatz eines nassen stationären Koksbettes bei einer Sonderabfallverbrennungsanlage berichtet, die ungefähr 11000 t Abfall/a behandelt. [64, TWGComments, 2003]

- Einsatz von Braunkohlenkoks = 0,5 kg/t Abfalleintrag
- erschöpfter Braunkohlenkoks wird in der Anlage verbrannt – in diesem Fall führt die Rückführung des verbrauchten Koks in die Verbrennung wegen eines sauren Nasswäschers mit niedrigem pH-Wert nicht zu einer Anreicherung von Hg
- Wasser wird in regelmäßigen Abständen eingesetzt, um das Braunkohlenkoksbett zu spülen. Dies erzeugt säurehaltiges Abwasser, das einem anlageninternen chemisch-physikalischen Behandlungsverfahren zugeführt wird
- das Nassverfahren trägt zur Feuchtigkeit des Abgases und zur Sichtbarkeit der Abgasfahne bei

Anwendbarkeit
Die Anwendbarkeit dieser Technik wird in der folgenden Tabelle bewertet:

Kriterien	Bewertung/Anmerkung
Abfallart	• im Prinzip jede • insbesondere für sehr heterogene und gefährliche Abfälle geeignet, in denen wegen schwieriger Verbrennungsbedingungen die PCDD/F-Werte hoch sein können
Größe der Anlage	• die Größe spielt keine Rolle
Neu/bestehend	• in bestehenden und neuen Verfahren angewendet
Vereinbarkeit der Verfahren	• allgemein als Endreinigung angewendet • am Besten zur Nachschaltung nach Nasswäschern geeignet • kann einer SCR mit Wiedererwärmung vorgeschaltet werden (eher bei Nassverfahren)
Standortschlüsselfaktoren	• Platz für eine zusätzliche Verfahrenseinheit erforderlich

Tabelle 4.74: Bewertung der Anwendbarkeit stationärer Koksfilter

Wirtschaftlichkeit
Die Investitionen für einen Koksfilter für eine Siedlungsabfallverbrennungsanlage mit 100 000 t/a wurde auf 1,2 Millionen Euro geschätzt. [12, Achternbosch, 2002]

Die Investitionen für einen Nassfilter mit Festbett (leer) (Verbrennungslinie von 50 000 t/a) betragen ungefähr 1 Million Euro (Geräte und Arbeitszeit).

Die Kosten von Braunkohlenkoks betragen:

- drei bis vier Mal weniger als die von Aktivkohle
- der Verbrauch von Braunkohlenkoks ist niedrig, so dass die Wiederbefüllung bei einem planmäßigen Abfahren durchgeführt werden kann

Treibende Kraft für die Anwendung
Diese Technik wurde eingebaut, um die PCDD/F-Emissionen auf unter 0,1ng/Nm³ TE zu verringern.

Anwendungsbeispiele
Verbrennungsanlagen für gefährliche Abfälle in Belgien, Deutschland und den Niederlanden.

Siedlungsabfallverbrennungsanlagen in Deutschland.

Referenzliteratur
[1, UBA, 2001, 3, Austria, 2002, 12, Achternbosch, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.5.8 Einsatz von mit Kohlenstoff imprägniertem Material zur PCDD/F-Adsorption in Nasswäschern

Beschreibung
Diese Technik wurde bereits in Kapitel 2.5.8.5 beschrieben.

Ökologischer Nutzen
PCDD/F werden auf den Kohlenstoffpartikeln im Material gut adsorbiert. Deshalb werden Emissionen verringert und die Freisetzung von PCDD/F durch den Memoryeffekt wird verhindert. [74, TWGComments, 2004] Emissionen während des Anfahrens können verringert werden.

Bei Eingangskonzentrationen von 6 – 10 ng TE/Nm³ wurde in einem Nasswäscher in der Gasphase von Wirkungsgraden im Bereich von 60 – 75 % berichtet. Verglichen damit werden ohne das imprägnierte Material 0 – 4 % erzielt. Die Adsorptionswirkung hat den Berichten nach während des Testzeitraums nicht abgenommen. [58, Andersson, 2002]

Weil die am Ausgang erreichten Konzentrationen (2 – 3 ng TE/Nm³) allein nicht die Anforderung von 0,1 ng/Nm³ der Richtlinie 2000/76/EG erfüllen, kann die Technik in Kombination mit anschließend nachgeschalteter Abgasbehandlung eingesetzt werden, um insgesamt die Auflage zu erfüllen. Die Vorteile sind somit:

- Verhinderung des Memoryeffekts in Nasswäschern und des damit zusammenhängenden Risikos eines Durchbruchs und entsprechender Emissionen bei De-sorption
- Minderung der PCDD/F-Belastung in nachfolgenden Abgasbehandlungsstufen (speziell beim Anfahren)
- wenn das eingesetzte Reaktionsmittel in den Ofen zurückgeführt und verbrannt wird, kommt es wegen der PCDD/F-Zerstörung im Ofen (die durch eine getrennte Hg-Absorptionsstufe erleichtert wird) eher zu einer Minderung der Dioxine in der Gesamtbilanz als zu einer Überführung in die Abfälle.

Medienübergreifende Auswirkungen
Die eingesetzte Filterpackung wird in manchen Fällen als gefährlicher Abfall deponiert. In manchen Fällen wird sie im Ofen verbrannt (obwohl örtliche Vorschriften die Rückführung in die Verbrennung manchmal nicht erlauben). [74, TWGComments, 2004]

Betriebsdaten

Kriterien	Beschreibung von Faktoren die die Kriterien beeinflussen	Bewertung (hoch/mittel/niedrig) oder Daten	Anmerkung
Komplexität	• zusätzliche Verfahrenseinheiten erforderlich • entscheidende Betriebsgesichtspunkte	N/M	Anpassung an bestehende Technik (Nasswäsche)
Flexibilität	• die Technik ist fähig, bei unter Bandbreite von Eingangsbedingungen zu funktionieren	M	
Personal-anforderungen	• deutliche Zusatzanforderungen zur Weiterbildung oder Personalaufstockung	N	keine wesentlichen zusätzlichen Anforderungen

Tabelle 4.75: Betriebsdaten, die mit dem Einsatz von kohlenstoffimprägniertem Material in Nasswäschern verbunden sind

Anwendbarkeit
Anwendbar bei Verfahren, die bereits ausgewählte Nasswäscherverfahren aufweisen, insbesondere während des Anfahrens und wenn es eine Dioxinanreicherung offensichtlich im Nasswäscher erfolgt und wenn es keine nachfolgende Abgasbehandlungsstufe zur Minderung von PCDD/F gibt, das vom Nasswäscher desorbiert wird.

Auch als Dioxinvorfilter vor einem zusätzlichen Dioxinfiltersystem anwendbar – auf diese Weise kann es ohne zusätzlichen Platzbedarf zur Verringerung der PCDD/F-Belastung des *Haupt*dioxinfilters eingesetzt werden.

Einsatz auch als Haupt-Dioxinfilter in Kombination mit einem Elektrofilter (erfordert dann einen aufwändigeren Füllkörpereinbau). [74, TWGComments, 2004]

Die Anwendbarkeit dieser Technik wird in der folgenden Tabelle bewertet:

Kriterien	Bewertung/Anmerkung
Abfallart	jede
Größe der Anlage	überall wo Nasswäscher eingesetzt werden
Neu/bestehend	in neuen und bestehenden Anlagen anwendbar
Vereinbarkeit der Verfahren	nur in Nasswäschern einsetzbar
Standortschlüsselfaktoren	lässt sich leichter bei Einsatz von Natronlauge in denFüllkörper einbauen

Tabelle 4.76: Bewertung der Anwendbarkeit eines mit Kohlenstoff imprägnierten Materials im Nasswäscher [74, TWGComments, 2004]

Wirtschaftlichkeit
Die Gesamtinvestitionen für den erstmaligen Einbau von Füllkörpern in zwei Nasswäscherstufen liegen für Verbrennungsanlagen der Größenordnung 5 bis 20 t/h etwa zwischen 30 000 Euro und 150 000 Euro.

Die Kosten für den Materialaustausch werden auf 0,1 – 0,2 Euro/t verbranntem Abfall geschätzt. Es wird kein zusätzlicher Energieverbrauch erwartet, außer durch den zusätzlichen Druckabfall. [74, TWGComments, 2004]

Treibende Kraft für die Anwendung
Diese Technik wurde dort eingebaut, wo Bedenken wegen der PCDD/F-Konzentration in und möglicher Emissionen aus den Nasswäschern bestehen.

Die Technik wurde auch dort eingebaut, wo eine kosteneffiziente Dioxinentfernung mit einem Wirkungsgrad von 50 – 70 % erforderlich ist.

Anwendungsbeispiele
Die Technik wurde (bis Oktober 2003) in 10 Siedlungs- und Sonderabfallverbrennungsanlagen in Schweden, Dänemark, Frankreich und Deutschland eingebaut.

Referenzliteratur
[58, Andersson, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.4.5.9 Einsatz von Aktivkohleschlämmen in Nasswäschern

Beschreibung
Der Einsatz eines Aktivkohleschlamms in Nasswäschern kann sowohl das Niveau der Dioxinemissionen im Abgasstrom verringern als auch die Anreicherung von Dioxinen im Wäschermaterial („Memoryeffekt“).

Bei einem nahezu neutralen pH-Wert wird Aktivkohle mit einer zwischen ein paar g/l und 50 g/l variierenden Konzentration zugeführt. Dabei wird ein Absetzbecken eingesetzt, das die Flüssigkeiten ableitet während es den Kohlenstoff zurückhält.

Da die Aktivkohle aktive Bestandteile enthält, werden die Dioxin- oder Furanmoleküle in die in den Wäscher eingesprühten Flüssigkeiten überführt. Die Dioxine werden nachfolgend auf dem Kohlenstoff adsorbiert, wo eine katalytische Reaktion stattfindet.

Ökologischer Nutzen
PCDD/F-Emissionen am Kamin werden auf 0,01 – 0,1 ng TE/Nm^3 verringert.

Die Aktivkohle, die aus dem Verfahren entfernt wird, ist nicht verunreinigt.

Aktivkohle hat auch Adsorptionskapazitäten für Quecksilber. Der Quecksilberaustrag liegt in der Siedlungsabfallverbrennung beim Einsatz unter den oben genannten Bedingungen normalerweise weit unter 50 µg/Nm^3.

Da Aktivkohle SO_2 in Schwefelsäure umwandelt, ist das Verfahren auch eine Endreinigung zur SO_2-Minderung.

Das abgeleitete Abwasser entspricht den Berichten nach dem in der Abfallverbrennungsrichtlinie 2000 festgelegen PCDD/F-Grenzwert für Emissionen ins Wasser (d.h. 0,3 ng/l). [74, TWGComments, 2004]

Medienübergreifende Auswirkungen
Einsatz von Kohlenstoff.

Das durch den Einsatz von Kohlenstoff erhöhte Verschmutzungsrisiko kann Probleme verursachen, den Standort in ordentlichem und sauberem Zustand zu erhalten. [74, TWGComments, 2004]

Betriebsdaten
Es liegen keine Informationen vor.

Anwendbarkeit
Nur dort anwendbar, wo Nasswäscher mit Natronlauge eingesetzt werden, um einen nahezu neutralen pH-Wert sicherzustellen. NaOH muss eingesetzt werden, um den pH-Wert in der Einheit zu überwachen, in der der Aktivkohleschlamm eingesetzt wird.

Nicht anwendbar in trockenen, quasi-trockenenen oder dazwischen liegenden Wäscherverfahren.

Wirtschaftlichkeit
Beim Einsatz als Endreinigung oder zur Begegnung des Memoryeffekts sind die Kosten auf Reaktionsmittel beschränkt. Um den Einsatz der Technik zu ermöglichen, sind nur geringe Veränderungen am Wäscher nötig.

Zur effizienten PCDD/F-Entfernung erfordert die Technik möglicherweise einen speziellen Wäscher mit Füllkörpern, um effektiven Kontakt zwischen Abgas und Waschwasser sicherzustellen. [74, TWGComments, 2004]

Treibende Kraft für die Anwendung
Die Technik wurde eingesetzt, um Emissionswerte unter 0,1 ng TE/Nm^3 zu erreichen.

Anwendungsbeispiele
Brüssel – Kamin: 0,02 – 0,03 ng TE/Nm^3 (trocken, bei 11% O_2)
Mulhouse – Kamin: 0,01 – 0,03 ng TE/Nm^3 (trocken, bei 11% O_2)
Toulouse – Kamin: 0,04 – 0,1 ng TE /Nm^3 (trocken, bei 11% O_2)
Svendborg – Kamin: 0,01 – 0,02 ng TE/Nm^3 (trocken, bei 11% O_2)

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003]

4.4.6 Minderung der Quecksilberemissionen

4.4.6.1 Nasse Wäscher mit niedrigem pH-Wert und Zugabe von Additiven

Beschreibung
[63, Langenkamp, 1999] Der Nasswäschereinsatz zur Entfernung saurer Gase bewirkt eine Senkung des pH-Werts im Wäscher. Die meisten Nasswäscher haben mindestens zwei Stufen. Die erste entfernt hauptsächlich HCl, HF und etwas SO_2. Die zweite Stufe mit zwischen 6 - 8 eingestelltem pH-Wert dient der SO_2-Entfernung.

Wenn die erste Stufe bei einem pH-Wert unter 1 eingestellt wird, wird eine Minderung von mehr als 95 % für ionisches Hg als $HgCl_2$ erreicht, das allgemein der Hauptbestandteil von Quecksilber nach der Abfallverbrennung ist. Die Minderung von metallischem Hg bewegt sich jedoch nur im Bereich von 0 – 10 %, hauptsächlich aufgrund von Kondensation bei der Betriebstemperatur des Wäschers von ungefähr 60 bis 70° C.

Die Adsorption von metallischem Quecksilber kann bis zum Maximum von 20 – 30% gesteigert werden, durch:

- Zugabe von Schwefelverbindungen in die Waschflüssigkeit
- Zugabe von Aktivkohle in die Waschflüssigkeit
- Zugabe von Oxidationsmitteln, z.B. Wasserstoffperoxid, in die Waschflüssigkeit. Diese Technik wandelt metallisches Quecksilber in die ionische Form $HgCl_2$ um, was die Abscheidung erleichtert. Sie hat die größte Wirkung.

Die gesamte Hg-Minderungswirkung (sowohl metallische als auch ionische) beträgt ungefähr 85 %.

Es wurde berichtet, dass auch eine Minderungswirkung von mehr als 90% mit einer Technik erzielt werden kann, bei der bromhaltige Abfälle zugegeben oder bromhaltige Chemikalien in die Brennkammer eingedüst werden. [74, TWGComments, 2004]

[63, Langenkamp, 1999] Bei Eingangskonzentrationen, die üblicherweise viele Abfallarten aufweisen, und bei der zusätzlich bei den meisten Abfällen bestehenden Unsicherheit hinsichtlich ihrer Zusammensetzung, sind Minderungswirkungen dieser Art Wäscher im Allgemeinen nicht ausreichend, um Emissionswerte unter 50 µg/Nm³ zu erreichen. In einem Mitgliedstaat wurde ein Emissionsgrenzwert von 30µg/Nm³ festgelegt. In beiden Fällen kann es, je nach Eingangskonzentration, erforderlich sein, zusätzliche Kapazitäten zur Hg-Minderung hinzuzufügen, wie zum Beispiel:

- Kohlenstoffzugabe vor einem Gewebefilter
- stationärer Koksbettfilter

(siehe Kapitel 4.4.6.2 und 4.4.6.7). [74, TWGComments, 2004]

Ökologischer Nutzen
Prozentuale Minderungswirkungen werden in obiger Beschreibung genannt.

Die Wirkung der Hg-Konzentration im verbrannten Abfall und der Cl-Gehalt sind bei der Festlegung der letztlich erreichten Emissionswerte entscheidend.

Medienübergreifende Auswirkungen
Medienübergreifende Auswirkungen des Einsatzes der Nasswäsche sind in Kapitel 4.4.3.1 dargestellt.

Verbrauch eines zugeführten Reaktionsmittels.

Betriebsdaten
Bei Siedlungsabfall mit einer durchschnittlichen Konzentration von 3 - 4 mg Hg/kg Siedlungsabfall werden Konzentrationen der Luftemissionen von 50 – 80 µg/Nm³ erreicht. [63, Langenkamp, 1999]

Die Schwankung des Hg-Gehaltes im Siedlungsabfall kann sehr groß sein und deshalb zu deutlichen Schwankungen der Emissionswerte führen. Werte, die in einer österreichischen Siedlungsabfallverbrennungsanlage gemessen wurden, lagen zwischen 0,6 und 4 mg/kg. Diese Schwankung kann bei anderen Abfallarten, z.B. einigen gefährlichen Abfällen, viel größer sein.
Die allein mit einem Nasswäscherverfahren erreichten Werte betragen etwa 36 µg/Nm^3, mit einem Nasswäscher und einem Aktivkohlefilter <2 µg/Nm^3, und bei Kombination einer Strömungseindüsung mit einem Nasswäscher 4 µg/Nm^3. [74, TWGComments, 2004]

Anwendbarkeit
Ein saurer Wäscher kann zur Minderung der Quecksilberemissionen kann nur dann die in der Richtlinie EG/2000/76 festgelegten Emissionsgrenzwerte erreichen, wenn:

- der pH-Wert gut überwacht unter 1 liegt
- Chlorkonzentrationen hoch genug sind, damit Hg im Rohgas nahezu vollständig ionisch vorliegt (und sich damit als das Chlorid entfernen lässt)
- in manchen Fällen Additive einem Wäscher mit niedrigem pH-Wert zugeführt werden.

Die Anwendbarkeit dieser Technik wird in der folgenden Tabelle bewertet:

Kriterien	Bewertung/Anmerkung
Abfallart	
Größe der Anlage	• jede
Neu/bestehend	• allgemein in neuen Anlagen nicht alleine eingesetzt
Vereinbarkeit der Verfahren	• siehe Anmerkungen für Nasswäscher • eine zusätzliche Hg-Entfernung kann erforderlich sein, damit die EG/2000/76 erfüllt wird (je nach Hg-Eingangskonzentration)
Standortschlüsselfaktoren	• keine

Tabelle 4.77: Bewertung der Anwendbarkeit von Nasswäschern zur Hg-Minderung

Die Technik ist zur Hg-Minderung in Luftemissionen nur einsetzbar als eine Hg-Vorbehandlungsstufe oder dort, wo Abfalleingangskonzentrationen niedrig genug sind (z.B. unter 4 mg/kg). Andernfalls können Luftemissionen von über 50 µg/Nm³ entstehen.

Wirtschaftlichkeit
Es liegen keine Informationen vor.

Treibende Kraft für die Anwendung
Diese Technik wurde als Anpassung von sauren Nasswäschern eingesetzt, um Hg-Emissionen zu verringern.

Anwendungsbeispiele
Nasswäscher werden in Europa weithin angewendet.

Referenzliteratur
[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Austria, 2002, 12, Achternbosch, 2002, 55, EIPPCBsitevisits, 2002, 63, Langenkamp, 1999] [64, TWGComments, 2003].

4.4.6.2 Aktivkohleeindüsung zur Queckilberadsorption

Beschreibung
Diese Technik beinhaltet die einem Gewebefilter oder einer anderen Vorentstaubungseinrichtung nachgeschaltete Zugabe von Aktivkohle (siehe auch Kapitel 4.4.5.6, Gewebefilter werden in Kapitel 2.5.3.5 beschrieben). Metallisches Quecksilber wird im Gasstrom adsorbiert und beim Einsatz von Filterbarrieren wie z.B. Gewebefilter wird es auch durch Reaktionsmittel adsorbiert, das auf der Filteroberfläche abgeschieden wurde.

Ökologischer Nutzen
Metallisches Quecksilber wird adsorbiert (normalerweise mit einer Minderungswirkung von ungefähr 95%), was zu Luftemissionen von unter 30 µg/Nm³ führt. Ionisches Quecksilber wird durch chemische Adsorption ebenso entfernt. Diese entsteht durch den Schwefelgehalt der Abgase oder durch Schwefel, mit dem einige Aktivkohlearten imprägniert werden. [74, TWGComments, 2004].

In manchen Verfahren, bei denen die Quecksilberentfernung zur Senkung der Eingangskonzentration in sauren Nasswäschern (pH<1) durchgeführt wird, werden letztlich Emissionswerte von unter 1µg/Nm³ erreicht.

Kohlenstoff adsorbiert auch Dioxine (siehe Kapitel 4.4.5.6). Gewebefilters stellen sind ein Mittel zur Entfernung von Schwebstoffen und Schwermetallen. Gewebefilter werden in Kapitel 2.5.3.5 beschrieben. Es ist üblich, dass alkalische Reaktionsmittel zusammen mit Kohlenstoff zugegeben werden. Dies erlaubt dann in der selben multifunktionalen Prozessstufe die Minderung saurer Gase. [74, TWGComments, 2004]

Medienübergreifende Auswirkungen
Die medienübergreifenden Auswirkungen ähneln denjenigen anderer Gegebenheiten, in denen Gewebefilter eingesetzt werden, siehe Kapitel 4.4.2.2. Der Energieverbrauch von Gewebefiltern ist ein wichtiger Gesichtspunkt.

Darüber hinaus ist die wichtigste medienübergreifende Auswirkung dieser Technik die Erzeugung von Abfällen, die mit dem entfernten Schadstoff (Hg) verunreinigt sind.

In Fällen wo das feste Reaktionsmittel (zur PCDD/F Zerstörung) im Ofen verbrannt wird, ist es wichtig, dass:

- die Anlage eine Ausschleusung von Hg hat, die eine interne Schadstoffanreicherung (und mögliche Freisetzung bei Durchbruch) verhindert
- die Ausschleusungvariante den Schadstoff mit ausreichender Geschwindigkeit entfernt
- Hg beim Einsatz von Nasswäschern ins Abwasser gelangen kann (auch wenn es dann bei der Behandlung in den festen Abfall ausgefällt werden kann).

Betriebsdaten
Betriebsgesichtspunkte ähneln denen anderer Gegebenheiten, in denen Gewebefilter eingesetzt werden, siehe Kapitel 4.4.2.2.

Effektive Wartung der Gewebefilter und des Reaktionsmittelzugabesystems sind besonders entscheidend, um niedrige Emissionswerte zu erzielen.

Verschiedene Aktivkohlearten haben unterschiedliche Adsorptionskapazitäten. Eine weitere Möglichkeit, die Quecksilberentfernung zu verbessern, ist die Schwefelimprägnierung des Adsorbens. [74, TWGComments, 2004] Bei in einer Sonderabfallverbrennungsanlage durchgeführten Versuchen wurden verschiedene Arten Aktivkohle eingesetzt. Der stündliche Verbrauch zur Erzielung eines bestimmten Hg-Emissionswert betrug:

- Koks aus Kokosnussschalen 8 – 9 kg/h
- Koks aus Torf 5,5 – 6 kg/h
- Braunkohle 8 – 8,5 kg/h
- Torfkohle 4 – 4,5 kg/h.
  [64, TWGComments, 2003]

Der spezifische Kohlenstoffverbrauch ähnelt demjenigen, der für PCDD/F genannt wurde, da das Adsorbens allgemein sowohl zur Hg- als auch zur PCDD/F-Entfernung eingesetzt wird. Ein Kohlenstoffverbrauch von 3 kg/t Abfall ist für die Siedlungsabfallverbrennung typisch. Für gefährlichen Abfall wurden Werte von 0,3 bis 20 kg/t berichtet. [41, EURITS, 2002] Die Adsorptionskapazität des Reaktionsmittels, die Hg-Eingangskonzentrationen und der erforderliche Emissionswert bestimmen die Dosierung des Reaktionsmittels.

Mit Aktivkohle ist das Brandrisiko beträchtlich. Das Adsorbens kann mit anderen Reaktionsmitteln vermischt werden, um das Brandrisiko zu verringern. In manchen Fällen wird 90 % Kalk und 10 % Kohlenstoff verwendet. Der Kohlenstoffanteil ist allgemein höher, wenn es zusätzliche Verfahrensstufen gibt, die gasförmige Säuren entfernen (z.B. Nasswäscher).

Anwendbarkeit
Die Anwendbarkeit des Gewebefilterneinsatzes wird in Kapitel 4.4.2.2 bewertet. Die folgende Tabelle führt die spezifischen Gesichtspunkte, die mit dem Einsatz der Aktivkohlezugabe verbunden sind, im Detail auf:

Kriterien	Bewertung/Anmerkung
Abfallart	• führt zu effektiven Emissionsminderungen bei einer Bandbreite von Abfallarten
Größe der Anlage	• jeder
Neu/bestehend	• in neuen Anlagen und zur Nachrüstung einsetzbar
Vereinbarkeit der Verfahren	• keine spezifischen Gesichtspunkte
Standortschlüsselfaktoren	• keine

Tabelle 4.78: Bewertung der Anwendbarkeit der Zugabe von Kohlenstoff zur Hg-Entfernung

Wirtschaftlichkeit
Zusätzliche Investitionskosten der Technik sind in Verfahren, die schon über eine Reaktionsmittelzugabe und einen Gewebefilter verfügen, oder deren Einsatz planen, minimal. Siehe auch 4.4.5.6.

Zusätzliche Betriebskosten entstehen durch:

- Reaktionsmittelverbrauch
- Entsorgung von Abfällen.

Die Betriebskosten (Kosten für Kohlenstoff) betragen ca. 125 000 Euro/a für eine Anlage, die 65 000 Tonnen gefährliche Abfälle pro Jahr behandelt.

Treibende Kraft für die Anwendung
Die Technik wurde sowohl in neuen als auch in bestehenden Verfahren als Mittel zur Minderung von Hg-Emissionen in die Luft eingesetzt.

Anwendungsbeispiele
In Europa weithin angewendet.

Referenzliteratur
[1, UBA, 2001, 2, infomil, 2002, 3, Austria, 2002, 12, Achternbosch, 2002, 55, EIPPCBsitevisits, 2002, 63, Langenkamp, 1999] [41, EURITS, 2002] [64, TWGComments, 2003].

4.4.6.3 Einsatz kondensierender Wäscher zur Abgasendreinigung

Beschreibung
Diese Technik wurde schon in Kapiteln 2.4.4.5 und 4.3.16 beschrieben, wo sie hauptsächlich unter dem Gesichtspunkt der Energienutzung vorgestellt wurde. Zusätzlich zu den möglichen Vorteilen beim Einsatzes solcher Verfahren für die Energienutzung, kann der Kondensationseffekt beim Einsatz eines kalten Wäschers einige Schadstoffe kondensieren. Dies kann die Luftemissionen von Schadstoffen verringern, aber in wesentlichem Maße nur beim Betrieb mit einer besonders niedrigen Wäschertemperatur, z.B. 40 ºC.

Ökologischer Nutzen
Die Kondensation von Schadstoffen aus dem Abgas führt zu einer zusätzlichen Minderung von Luftemissionen. Für Quecksilber ist auf diese Technik allein kein Verlass, um Emissionswerte unter 50 µg/Nm³ zu erreichen. Sie wird daher nur als zusätzliche Endreinigungsstufe angesehen.
Die Kondensation des Wasser des Abgases kann, wenn sie zusammen mit einer nachgeschalteten Abgaserwärmung eingesetzt wird, die Sichtbarkeit der Abgasfahne und den Wasserverbrauch des Wäschers verringern.

Medienübergreifende Auswirkungen
Das kondensierte Wasser enthält Schadstoffe, die vor der Ableitung eine Behandlung in einer Abwasserbehandlungsanlage erfordern. Wenn ein nachgeschaltetes Nasswäscherverfahren eingesetzt wird, kann das Abwasser aus dem kondensierenden Wäscher in der selben Anlage behandelt werden.

Die Technik wird allgemein nur dort angewendet, wo eine gut verfügbare Kühlquelle vorhanden ist. Zum Beispiel ein besonders kalter (40 ºC) Fernwärmerücklauf, der allgemein nur in kälteren Klimazonen auftritt. Die Anwendung dieser Technik unter anderen Bedingungen (hierüber gibt es keine Berichte) würde zu hohen Energiekosten für die erforderliche Kühlung führen.

Die niedrige Temperatur bei der Kaminableitung verringert den thermischen Auftrieb der Abgasfahne und damit die Verteilung. Dem kann durch Einsatz eines größeren Kamins und/oder eines Kamins mit geringerem Durchmesser begegnet werden.

Betriebsdaten
Die Abwassertemperatur des Wäscher ist für manche Schadstoffe entscheidend, z.B. um sicherzustellen, dass Quecksilber kondensiert und den Wäscher nicht durchläuft und an die Luft freigesetzt wird. Die Lieferung eines ausreichend kalten Kühlmittels ist daher entscheidend. Um für die Entfernung von metallischen Hg effektiv zu sein, können Wäscheraustrittstemperaturen von unter 40 °C erforderlich sein (Anmerkung: in manchen Fällen wurden sogar noch niedrigere Temperaturen berichtet – siehe unten).

Es wurde berichtet, dass eine Gaskühlung bis zu einer Temperatur von 5° C durch Einsatz eines Gaskühlers (d.h. keine Flüssigkeitszugabe) nicht zu ausreichenden Ergebnissen für die Hg-Minderung führt (Angabe Bayer AG Dormagen, DE – Verbrennung gefährlicher Abfälle).

Die niedrige Temperatur der Abgase kann zur Kondensation und somit zu Beschädigungen im Kamin führen, es sei denn er ist verkleidet.

Anwendbarkeit
Die Technik wird in erster Linie als eine Energienutzungstechnik eingesetzt, und zwar dort, wo bereits zusätzliche Schadstoffminderungsstufen in die Anlage eingebaut wurden (z.B. Kohlenstoffabsorption, Nasswäsche bei niedrigem pH-Wert).

Die Technik wird im Allgemeinen nicht allein als Mittel zur Schadstoffminderung eingesetzt, kann aber in Kombination mit anderen Verfahren als Endreinigungsstufe wirksam sein.

Abfallarten: Weil die Technik nach den Abgasreinigungsstufen angewendet wird, kann die Technik im Prinzip für jede Abfallart eingesetzt werden.

Größe der Anlage: Die Technik wurde in Siedlungsabfallverbrennungsanlagen mit 175 000 und 400 000 Tonnen Jahresdurchsatz angewendet.

Neu/bestehend: Die Technik wird am Ende/nahe am Ende des Abgasbehandlungsverfahren angewendet und kann daher sowohl in neuen als auch in bestehenden Verfahren angewendet werden.

Die Technik ist wahrscheinlich nur dort einsetzbar, wo keine Energie zur zusätzlichen Kühlung des Wäschers benötigt wird, welche nötig ist, um die niedrigen Temperaturen zu erreichen. Sie ist daher wahrscheinlich nur in kälteren nördlichen Klimazonen einsetzbar, wo die kälteren Fernwärmerückläufe die starke treibende Kraft sind.

Wirtschaftlichkeit
Die gesamten Zusatzinvestitionen für einen Kondensationswäscher werden grob auf 3 Millionen Euro geschätzt. [5, RVF, 2002]

Treibende Kraft für die Anwendung
Zusätzliche Wärmeverkäufe sind die wesentliche treibende Kraft für den Einsatz dieser Technik. Die zusätzliche Schadstoffentfernung ist ein zweitrangiger Vorteil.

Anwendungsbeispiele
Mehrere Beispiele von Siedlungsabfallverbrennungsanlagen in Schweden und eine Klärschlammverbrennungsanlage in den Niederlanden.

Referenzliteratur
[5, RVF, 2002], [64, TWGComments, 2003]

4.4.6.4 Quecksilberabscheidung durch einen Harzfilter

Beschreibung
Nach der Staubabscheidung und dem ersten sauren Wäscher werden die Rohsäuren mit dem ionisch gebundenen Schwermetall über einen Hg-Ionentauscher geleitet. Das Quecksilber wird im Harzfilter abgetrennt. Anschließend wird die Säure durch Einsatz von Kalkmilch neutralisiert.

Wenn nach dem Wäscher immer noch Quecksilber im Abgas verblieben ist, wird es in einem nachgeschalteten Herdofenkoksfilter zurückgehalten.

Ökologischer Nutzen
Sehr verlässliche Minderung von Hg.

Medienübergreifende Auswirkungen
Der Harzfilter erfordert eine Regeneration, was zur Verlagerung des abgeschiedenen Hg führt.

Betriebsdaten
Es liegen keine Informationen vor.

Anwendbarkeit
Es wurde berichtet, dass die Technik in der Branche nicht weit verbreitet ist.

Wirtschaftlichkeit
Die Technik wird von der Technischen Arbeitsgruppe als teuer im Verhältnis zu Alternativen bezeichnet.

Treibende Kraft für die Anwendung
Es liegen keine Informationen vor.

Anwendungsbeispiele
RMVA Köln, Deutschland.

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003]

4.4.6.5 Chloriteindüsung zur Minderung von elementarem Quecksilber

Beschreibung
Während oxidiertes Quecksilber in Wasser gut löslich ist und durch Einsatz eines Nasswäschers entfernt werden kann, trifft dies auf elementares Quecksilber nicht zu. Daher ist es schwierig, in einem Nasswäscher eine wesentliche Minderung von elementarem Quecksilbers zu erzielen, wenn nicht auch Aktivkohle verwendet wird.

Die Eindüsung eines stark oxidierenden Agens wandelt das elementare Quecksilber in oxidiertes Quecksilber um und ermöglicht seine Entfernung im Nasswäscher. Um zu vermeiden, dass dieses Agens durch Reaktion mit anderen Verbindungen (z.B. Schwefeldioxid) aufgebraucht wird, wird es genau vor den Sprühdüsen des ersten sauren Wäschers zugegeben. Der pH-Wert des Wäschers wird zwischen 0,5 und 2 gehalten.

Wenn die eingesprühte Flüssigkeit in Kontakt mit den sauren Gasen kommt, die Chlorwasserstoff enthalten, wird Chlorit in Chlordioxid umgewandelt, welches der tatsächlich aktive Stoff ist. Es muss angemerkt werden, dass das Chlorit oder Chlordioxid im Gegensatz zu anderen Oxidationsmitteln wie Hypochlorid (Bleiche) nicht in der Lage ist, ein Chloratom in den aromatischen Ring einzubinden und daher das Dioxingleichgewicht nicht verändern kann.

Ökologischer Nutzen
Verringerte Quecksilberemissionen.
Zusätzlicher Vorteil: NO_X-Minderung.

Medienübergreifende Auswirkungen
Der Einsatz von Oxidationsmitteln begünstigt die Entfernung von NO im Wäscher (durch Umwandlung in NO_2, das besser löslich ist). Dies kann zu Problemen mit hohen Stickstoffgehalten im Abwasser führen. Es gibt keine Emissionsgrenzwerte für NH_3 in der Abfallverbrennungsrichtlinie, aber lokale Vorschriften legen oft einen Grenzwert fest, da es für die aquatische Umwelt von großer Bedeutung ist. [74, TWGComments, 2004]

Betriebsdaten
Es liegen keine Informationen vor.

Anwendbarkeit
Abfallverbrennung; Quecksilberminderung von Abgas, das mindestens 400 mg Wasserstoffchlorid pro Nm^3 enthält.
Nur mit Nasswäscherverfahren kompatibel.

Wirtschaftlichkeit
Die Reaktionsmittelkosten sind der limitierende Faktor.

Treibende Kraft für die Anwendung
Es liegen keine Informationen vor.

Anwendungsbeispiele
Abfallverbrennungsanlagen in Bottrop & Ludwigshafen in Deutschland

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003]

4.4.6.6 Zugabe von Wasserstoffperoxid im Nasswäscher

Beschreibung
Der Zweck des Verfahrens ist es, Hg, HCl und SO_2 aus Abgas abzuscheiden. Im Verfahren wird das gesamte elementare Quecksilber zu wasserlöslichem Quecksilber oxidiert.

Der erste Schritt ist ein Quench, dem ein Gewebefilter nachgeschaltet ist (mit Kohlenstoffzugabe – wodurch viel Hg absorbiert wird). Im Quench wird das Abgas gekühlt, so dass es gesättigt ist. Nach dem Quench kommt das Abgas mit der Waschflüssigkeit in Kontakt, die Wasserstoffperoxid und einen Zusatz enthält. Die Wäscherflüssigkeit reagiert mit dem Abgas. Ein säurehaltiges Abwasser wird in die Neutralisation und zur Quecksilberfällung geleitet.

Ökologischer Nutzen
Zusätzliche Minderung der Konzentration aller Quecksilberarten im Abgas (zusammen mit Aktivkohle normalerweise ungefähr 99,5% Minderungswirkung) und Minderung von HCl und SO_2.

Medienübergreifende Auswirkungen
Verbrauch von dem Reaktionsmittel zugegebenen H_2O_2 (35 Gew-%) 4 - 5 kg pro Tonne gefährlicher Abfall. Der Verbrauch kann zunehmen, da H_2O_2 nicht nur mit Hg reagiert, sondern auch mit allen anderen oxidierbaren Verbindungen wie Fe oder Schwermetallen. [74, TWGComments, 2004]

Betriebsdaten
Ähnlich wie die für andere Nasswäscher beschriebenen (siehe Tabelle 4.34).

Anwendbarkeit
Diese Methode ist in allen Abfallverbrennungsanlagen, die Nasswäscher einsetzen, anwendbar. Die besten Ergebnisse werden erreicht, wenn der Wäscher nach einem Gewebefilter mit Kohlenstoffzugabe angeordnet ist.

Wirtschaftlichkeit
Die Kosten einer Anlage betragen bei einer Kapazität von 200 000 Tonnen Abfall etwa 4 Millionen Euro.

Dies sind die Kosten für den Nasswäscher einschließlich der hier erwähnten speziellen Technik, aber nicht die Zusatzkosten für die Anwendung dieser Technik.

Es wurde berichtet, dass H_2O_2 teuer ist, und sich herausstellen kann, dass der Verbrauch schwierig zu steuern ist. [74, TWGComments, 2004]

Treibende Kraft für die Anwendung
Die Technik kann sowohl in neuen als auch in bestehenden Anlagen eingesetzt werden, die mit neuen und geringeren Emissionsgrenzwerten für Hg, HCl und SO_2 zurechtkommen müssen.

Anwendungsbeispiele
Sydkraft Sakab in Schweden.

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003]

4.4.6.7 Verwendung stationärer Aktivkohle- oder Koksfilter

Der Einsatz dieser Techniken und ihre Vorteile bei der Hg-Minderung, medienübergreifende Auswirkungen und andere Gesichtspunkte wurden schon in Kapitel 4.4.5.7 beschrieben.

Hg wird adsorbiert, was typischerweise zu Luftemissionen von unter 30 µg/Nm³ führt.

4.4.7 Andere Techniken und Stoffe

4.4.7.1 Verwendung spezieller Reaktionsmittel zur Jod- und Bromminderung

Beschreibung
Diese Technik wurde schon kurz in Kapitel 2.5.4.1 beschrieben.

Spezielle Reaktionsmittel, z.B. Natriumthiosulfat oder Natriumbisulfit, können entweder einem bestehenden Nasswäscherverfahren den Erfordernissen entsprechend zur Behandlung gesonderter Abfalleinzelchargen zugeführt werden (wenn die Kenntnis über die Abfallzusammensetzung kritisch ist) oder routinemäßig einer zusätzlichen Nasswäscherstufe zugeführt werden (wenn der Reaktionsmittelverbrauch höher sein darf).

Im Halogenwäscher werden freie Halogene durch Reaktion mit einer alkalischen $Na_2S_2O_3$ Lösung zu Halogenwasserstoffen vermindert. Zusammen mit dem verbleibenden SO_2 werden die Halogenwasserstoffe dann durch Auflösung (Dissolution) aus dem Abgas entfernt.

Die fraglichen Halogene sind Brom und Jod, die hauptsächlich aus Brandschutzmitteln und Krankenhausabfall stammen. Da Fluor und Chlor starke Oxidationsmittel sind, werden beide gänzlich zu Hydriden abgebaut.

Es ist auch möglich, I- und Br-Luftemissionen durch Zugabe von schwefelhaltigen Abfällen oder SO_2 in den Ofen zu verringern. [64, TWGComments, 2003]

Ökologischer Nutzen
In manchen Fällen, bei denen beträchtliche Konzentrationen von (jeweils) Brom oder Jod das Abgasbehandlungsverfahren durchlaufen, kann ein gelb-braunes oder violett gefärbtes Abgas zu sehen sein. Der Einsatz von gezielter oder regelmäßiger $Na_2S_2O_3$ Zufuhrt verhindert diesen Effekt.

Medienübergreifende Auswirkungen
Der Verbrauch von $Na_2S_2O_3$ hängt vom Schwefelgehalt des Abfalls ab. Die Zugabe wird je nach SO_2-Konzentration im Rohgas gesteuert. Wenn der Abfall genug Schwefel enthält, ist keine zusätzliche Halogenminderung erforderlich.

Die entfernten Schadstoffe werden ins Abwasser überführt. Daher kann anschließend eine Behandlung erforderlich sein.

Wenn SO_2 oder Abfälle mit höherem Schwefelgehalt zugeführt werden, kann dies eine Veränderung in der Betriebsweise nachgeschalteter Abgasbehandlungsstufen erfordern, um der veränderten chemischen Abfallzusammensetzung Rechnung zu tragen. Veränderungen im S/Cl-Gleichgewicht können sich auch auf die PCDD/F-Neubildung auswirken.

Betriebsdaten
Aufgrund einer Mischung mehrerer einwirkender Redoxprozesse im Wäscherwasser war es nicht möglich, den Prozess durch eine Online-Redoxmessung zu steuern. Die Zugabe wird daher durch die SO_2-Konzentration im Rohgas gesteuert. Wenn der Abfall genug Schwefel enthält, ist keine zusätzliche Minderung von Halogenen erforderlich – dies spiegelt, wie oben erwähnt, die alternativen Möglichkeiten einer gezielten Verbrennung von Abfall mit höherem Schwefelgehalt oder einer SO_2-Zugabe wieder.

Anwendbarkeit
Hauptsächlich bei der Verbrennung gefährlicher Abfälle anwendbar oder in anderen Anlagen, wo die Konzentrationen von Jod und Brom im verbrannten Abfall sehr schwanken und/oder schwer vorherzusehen/zu überwachen sind. Im Allgemeinen sind es nur Sonderabfallverbrennungsanlagen, die Jod- oder Bromkonzentrationen im Abfall aufweisen, den Einsatz solch spezieller Minderungsmaßnahmen verdienen.

Die Anwendbarkeit dieser Technik wird in der folgenden Tabelle bewertet:

Kriterien	Bewertung/Anmerkung
Abfallart	• hauptsächlich bei der Verbrennung gefährlicher Abfälle angewendet wenn I- und Br-Belastungen im Abfall hoch sein können, z.B. Abfälle aus Laboren oder chemische/pharmazeutische Abfälle
Größe der Anlage	• jede
Neu/bestehend	• gezielte Reaktionsmittelzugabe kann in jeder bestehenden Anlage mit einem Nasswäscheverfahren eingesetzt werden • Ergänzung eines ständigen Dosierverfahrens zu bestehenden Prozessen ist schwieriger/ komplizierter, kann aber bei der Auslegung neuer Anlagen berücksichtigt werden
Vereinbarkeit der Verfahren	• mit Nasswäscherverfahren angewendet
Standortschlüsselfaktoren	• anfällig für Freisetzung sichtbarer (farbiger) Abgasfahnen

Tabelle 4.79: Bewertung der Anwendbarkeit von $Na_2S_2O_3$ zur Halogenentfernung

Es wurden Schwierigkeiten bei der Überwachung und Steuerung berichtet. [74, TWGComments, 2004]

Wirtschaftlichkeit
Die Baukosten für eine dritte Wäscherstufe in einer bestehenden Anlage zur Sonderabfallverbrennung (in Dänemark) betrugen etwa 600 000 Euro (Preis von 2000).

Der jährliche Verbrauch von $Na_2S_2O_3$ für jede der drei Verbrennungslinien liegt im Durchschnitt bei etwa 50 Tonnen. Bei einem Preis von 0,5 Euro/Tonne liegen die Gesamtkosten für den Betrieb dieser dritten Stufe (ohne Stromkosten) für die Wäscherpumpen usw. bei 25 000 Euro/Jahr pro Linie.

Kosten für die gezielte Reaktionsmittelzugabe sind wahrscheinlich niedriger, aber für Kontrolle und Handhabung der eingehenden Abfälle können zusätzliche Ressourcen erforderlich sein.

Die Kosten für die Reaktionsmittelzugabe in ein bestehendes Nasswäscherverfahren sind vor allem auf die Reaktionsmittelkosten beschränkt und daher deutlich weniger kostenträchtig als die Ergänzung mit einer getrennten Wäscherstufe.

Die Kosten für die SO_2-Zugabe sind die Gaskosten. Die Zugabe von Abfall mit höherem Schwefelanteil hängt von seiner Verfügbarkeit ab.

Treibende Kraft für die Anwendung
Diese Technik wurde dort eingebaut wo:

- Minderung von Jod und Bromemissionen erforderlich ist
- Konzentrationen von Jod und Brom im verbrannten Abfall sehr schwankend und/oder schwer vorhersehbar/kontrollierbar sind.

Anwendungsbeispiele
Die zusätzliche Wäscherstufe wurde in einer Sonderabfallverbrennungsanlage in DK angewendet. Eine gezielte Dosierung wird in vielen anderen europäischen Sonderabfallverbrennungsanlagen angewendet.

Referenzliteratur
[25, Kommunikemi, 2002] [64, TWGComments, 2003].

4.5 Behandlung und Überwachung von Abwasser

4.5.1 Allgemein

Die allgemeinen Grundsätze, die in Bezug auf die Auswahl und den Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen befolgt werden sollen, wurden schon im BVT-Merkblatt zu Behandlung und Management von Abwasser und Abgas in der chemischen Industrie dargestellt. Der folgende Teil dieses BVT-Merkblatts behandelt deshalb nur Sachverhalte, die für den Bereich der Abfallverbrennung als besonders wichtig identifiziert wurden.

4.5.2 Anwendung optimaler Verbrennungstechnik

Ein optimaler Verbrennungsprozess ist eine wichtige Voraussetzung für eine effektive Überwachung der Emissionen ins Wasser. Eine unvollständige Verbrennung wirkt sich wegen des erhöhten Auftretens umweltbelastender und/oder toxischer organischer Verbindungen negativ auf die Zusammensetzung von Abgasen und Filterasche aus. Diese können dann die Zusammensetzung des Wäscherabwassers beeinträchtigen.

Die Techniken, die zur Verminderung des Schadstoffgehaltes der Abgase (und somit zur Verminderung des Risikos einer Verlagerung ins Wäscherabwasser) herangezogen werden sollten, wurden schon in den Kapiteln 4.1 und 4.2 dargestellt.

4.5.3 Anwendung abwasserfreier Abgasreinigungstechnologie

Beschreibung
Abwasserfreie Abgasreinigungstechnologie kann erreicht werden durch:

- Einsatz trockener oder quasi-trockener Verfahren – sie leiten kein Abwasser ab
- Nassverfahren, die mit Verdampfung arbeiten – nasse Abgasreinigung lässt Abwasser entstehen, dieses Abwasser kann jedoch unter bestimmten Bedingungen dem Verfahren wieder zugeführt und verdampft werden.

Einige Eigenschaften dieser Verfahren wurden in Kapitel 4.4.3 dargestellt.

Ökologischer Nutzen

- keine Abwassereinleitung
- Verminderung des durch die Abwasserbehandlung verursachten Verbrauchs
- Gewinnung von Salzen durch Verdampfung.

Medienübergreifende Auswirkungen

- Salze und andere Stoffe, die ins Wasser abgegeben worden wären, sammeln sich in den Abfällen des Wäschers oder der Abwasserbehandlungsanlage an.
- Gegebenenfalls Energieverbrauch des Verdampfers – dies fällt nicht so sehr ins Gewicht, wenn er mit Abwärme betrieben wird, die andernfalls ungenutzt an die Umwelt abgegeben worden wäre.

Betriebsdaten
Siehe in der obigen Beschreibung enthaltene Information.

Trockene oder quasi-trockene Abgasbehandlungsanlagen verursachen kein Abwasser. Abwasser, das vor Ort aus anderen Prozessen entsteht, oder Regenwasser, kann in quasi-trockenen oder nassen Verfahren verwertet werden. Nassverfahren erzeugen Abwasser, das nach der Behandlung abgeleitet oder entweder im Prozess oder in einer gesonderten Verdampfungsanlage verdampft werden kann. Die Abwassermenge, die durch ein Nassverfahren entsteht, beträgt üblicherweise 0,2 m^3 pro Tonne Abfall.

Die Verdampfung von Abwasser der Abgasreinigungsanlage kann Verschmutzung im Kühlturm der Verdampfungsanlage verursachen. [74, TWGComments, 2004]

Anwendbarkeit
Techniken, die (wie hier beschrieben) eine abwasserfreie Verbrennung zur Folge haben, können prinzipiell in allen Abfallverbrennungsanlagen angewendet werden.

Die relativ größeren Mengen fester Abfälle, die von trockenen oder quasi-trockenen Verfahren verursacht werden, lassen diese Verfahren dort weniger geeignet erscheinen, wo Abfallbehandlungs- oder Abfallbeseitigungseinrichtungen weniger verfügbar oder deren Kosten höher sind.

Dort, wo die Einleitung von Abwasser tragbar ist, gibt es nur einen verminderten Anreiz zur Anwendung von Verfahren, die diese Einleitung unterbinden. Mögliche Beispiele sind Gebiete in Meeresnähe, die gereinigte salzige Abwässer ohne Umweltschäden aufnehmen können.

Wirtschaftlichkeit
Die Energiekosten einer getrennten Verdampfungsanlage können hoch sein.

Wo die Kosten der Entsorgung fester Abfälle hoch sind, kann der Einsatz nasser Abgasreinigungsanlagen mit Verdampfung (oder ohne, wenn Einleitungen vorgenommen werden können) vorteilhaft sein, da so geringere Mengen fester Abfälle entstehen.

Eine Einleitung zurückgewonnener Salze, die in Anlagen mit getrennter Verdampfung entstehen, vermeidet die sonst für diese Fraktion notwendige Zahlung von Entsorgungsgebühren.

Treibende Kraft für die Anwendung
Die fehlende Verfügbarkeit einer Abwassereinleitungsmöglichkeit ist ein entscheidender Grund.

Anwendungsbeispiele
Verdampfung wird in zahlreichen Anlagen in Deutschland angewendet und führt zur Anwendung nasser Abgasreinigungsanlagen, die kein Abwasser einleiten.

Abwasserfrei arbeitende Abgasbehandlungsanlagen (d.h. nicht nasse Abgasbehandlungsanlagen) werden europaweit eingesetzt.

In Frankreich: Azalys (Nassverfahren + Verdampfungskondensation des Abwassers), Arcante, Ouarville (quasi-trockenes + nasses Verfahren) [74, TWGComments, 2004].

Referenzliteratur
[2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.5.4 Kreislaufführung von verschmutztem Abwasser in nassen Abgasreinigungsanlagen

Beschreibung
Verschmutztes Abwasser aus Nasswäschern wird vor jeder Behandlung so weit wie möglich im Kreislauf geführt. Es kann so für die Zuleitung in den Wäscher oder als Verdünnungswasser für organische Flockungsmittel für die Klärschlammentwässerung erneut verwendet werden.

Ökologischer Nutzen
Minderung des Wasserverbrauchs durch Nasswäscher.

Medienübergreifende Auswirkungen
Verbrauch, der mit der Abwasserbehandlung verbunden ist.

Betriebsdaten
Organische Flockungsmittel können mit dem salzhaltigen Abwasser ohne jede Probleme von einer 3 %igen Konzentration auf 0,1 – 0,2 % verdünnt werden. Die erneute Verwendung des Abwassers in Wäschern hängt von der Salzkonzentration ab.

Anwendbarkeit
Nur in Nasswäscherverfahren oder zur Klärschlammentwässerung einsetzbar.

Wirtschaftlichkeit
Es ist kein Frischwasser zur Verdünnung organischer Flockungsmittel erforderlich. Weniger Abwasser in die Kanalisation, verringerter Frischwasserbedarf. [74, TWGComments, 2004]

Treibende Kraft für die Anwendung
Minderung von Abwasser/gesetzliche Anforderung.

Anwendungsbeispiele
MHKW Bamberg in Deutschland und einige Sonderabfallverbrennungsanlagen.

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.5.5 Zusätzliche Kühlung der Wasserzufuhr des nassen Abgasreinigungsverfahrens

Beschreibung
Die Technik beinhaltet die Kühlung der Wasserzufuhr des Wäschers mittels:

- eines Kühlverfahrens (Luft oder Kühlturm)
- einer verfügbaren Kaltwasserzufuhr, z.B. Meer- oder Flusswasser oder kalter Rücklauf aus nem Fernwärmenetz (typischerweise unter 40 - 50 °C)

Ökologischer Nutzen
Der wesentliche Vorteil hinsichtlich der Prozesswassersteuerung ist die Möglichkeit zur Minderung des Wasserverbrauchs im Nasswäscher.

Für andere Gesichtspunkte siehe den allgemeinen Abschnitt über die Auswahl von Kühlverfahren in Kapitel 4.3.10.

4.5.6 Einsatz des abgelassenen Kesselwassers zur Wasserversorgung des Wäschers

Beschreibung
Kesselwasser muss regelmäßig abgelassen werden, um das Niveau der gelösten Feststoffe zu senken und das Verfahren zu warten. Dieser Abwasserstrom kann anstatt einer getrennten Behandlung/Beseitigung dem (quasi-trocken und nassen) Wäscher zugeführt werden.

Ökologischer Nutzen
Minderung des Wasserverbrauchs durch Ersatz der Wasserzufuhr des Wäschers.

Medienübergreifende Auswirkungen
Es ist wichtig zu überprüfen, ob die Abwasserqualität für den Prozess geeignet ist. Besonders wegen des Verschmutzungsrisiko aufgrund von Salzablagerungen (z.B. Calciumphosphat). [74, TWGComments, 2004]

Betriebsdaten
Es liegen keine Informationen vor.

Anwendbarkeit
Nur für Abgasreinigungsverfahren anwendbar, die eine Wasserzufuhr benötigen (d.h. keine trockenen Verfahren, außer wenn Wasser zur Konditionierung zugeführt wird).

Wirtschaftlichkeit
Es liegen keine Informationen vor.

Treibende Kraft für die Anwendung
Es liegen keine Informationen vor.

Anwendungsbeispiele
MHKW Bamberg in Deutschland und viele andere Siedlungsabfallverbrennungsanlagen in Europa.

Referenzliteratur
[2, Infomil, 2002]

4.5.7 Behandlung von Laborabwasser im Wäscher

Beschreibung
Einige Laborabwässer sind gering verschmutzt und können im Wäscher als Zumischwasser eingesetzt werden.

Durch Abtrennung ungeeigneten Materials, das zu erhöhten Emissionen oder Prozessproblemen im Labor führen könnte, kann dieser verhältnismäßig geringe Abfallstrom in die Behandlungseinrichtung der Anlage aufgenommen werden.

Ökologischer Nutzen

- Minderung des Wasserverbrauchs im Wäscher (nur geringe Minderung)
- Minderung möglicher Emissionen durch Behandlung des Laborabwassers innerhalb des Verfahrens.

Medienübergreifende Auswirkungen
Einige Stoffe können im Wäscher nicht effektiv behandelt werden, wenn sie an der falschen Stelle des Verfahrens zugegeben werden, oder sie können sich negativ auf die Leistung des Wäschers auswirken.

Betriebsdaten
Die Sicherstellung, dass ungeeignete Stoffe nicht mit dem Laborwasser in die Wäscher geleitet werden, verlässt sich auf die richtige Einschätzung und effiziente Trennung des Abfalls im Labor.

Anwendbarkeit
Nur anwendbar, wo Nasswäscher eingesetzt werden.

In Anlagen anwendbar, die auf der Anlage Laboreinrichtungen betreiben, insbesondere Sonderabfallverbrennungsanlagen.

Wirtschaftlichkeit
Der Abfall wird im Verfahren behandelt und spart damit externe Beseitigungskosten.

Treibende Kraft für die Anwendung

Anwendungsbeispiele

Referenzliteratur
[2, infomil, 2002] [64, TWGComments, 2003]

4.5.8 Kreislaufführung flüssiger Abwässer an Stelle ihrer Ableitung

Beschreibung
Da der Verbrennungsprozess selbst ein Mittel zur Aufkonzentration und Entfernung von Schadstoffen aus Abfällen darstellt, ist es möglich, Abwasserableitungen von niedrigem bis mittlerem Volumen an geeigneten Punkten im Verbrennungsprozess zuzugeben. Dies kann so gemacht werden, dass es weder den Betrieb der Verbrennungsanlage noch ihre Umweltleistung beeinträchtigt.

Beispiele solcher Verfahren werden in den obigen Kapiteln 4.5.4, 4.5.5, 4.5.6 und 4.5.7 gegeben. Andere Möglichkeiten beinhalten:

- den Einsatz von Sickerwasser aus der unter freiem Himmel gelagerten Ofenasche oder anderen Lagerbereichen für die Wasserzufuhr der Entschlacker
- Einsatz von gesammeltem Regenwasser zur Eingabe in den/die Wäscher
- Kreislaufführung von Kondensatwasser
- Kühlwasser aus der Stromerzeugung
- Permeatwasser aus der Vorbehandlung des Kesselwassers.
  [74, TWGComments, 2004]

Ökologischer Nutzen
Bei guter Ausgelegung und Betrieb kann ein solches Verfahren der Abfallverbrennung ermöglichen:

- inorganische Schadstoffe in festen Abfällen aufzukonzentrieren (z.B. bei Abfällen aus der Abgasbehandlung oder aus der Abwasserbehandlung)
- den Wasserverbrauch zu verringern
- die Ableitung von Abwässern unnötig zu machen oder zu begrenzen.

Medienübergreifende Auswirkungen
Dort wo eine Abwasserbehandlung erforderlich ist, um dessen Qualität zu verbessern und eine Kreislaufführung zu ermöglichen, führt dies zu zusätzlichem Energie- und Materialverbrauch (und Kosten), die ausreichend hoch sind, um die Vorteile der möglichen Kreislaufführung zunichte zu machen. Solch eine Bewertung hängt in hohem Maße von den genauen lokalen Gegebenheiten ab.

Es ist grundlegend wichtig, dass die Kreislaufführung von Material in der Anlage durch Ausschleusungen von jedem Material das sich akkumulieren kann, begleitet wird. Die Akkumulierung einiger Stoffe (vor allem Hg) kann zu Anreicherung und letztlich zum Austritt und zur Freisetzung führen. Um diese Möglichkeit zu verhindern, ist eine richtige Beurteilung und Schaffung von Senken für solche Stoffe erforderlich.

Diese Techniken neigen dazu, eine Aufkonzentration von Schadstoffen im festen Abfall zu verursachen.

Betriebsdaten
Durch Bewertung der Gesamtströme und Massenbilanzen ist es möglich, Möglichkeiten zur Kreislaufführung teilweise verschmutzter Abfallströme für andere Verwendungszwecke innerhalb der Anlage zu erkennen. Solche Bewertungen werden manchmal *Pinch-Bewertungen* oder *Materials Exchange Networks* genannt. Wenn solche Maßnahmen in Abwasserverfahren angewendet werden, sind sie ein Mittel zur Bewertung der Abwasser-Kreislaufführungsmöglichkeiten. Dabei werden die Qualitätsanforderungen bei der Zugabe in die Verfahrens-einheiten selbst und das Gesamtziel einer Emissionsminderung mit berücksichtigt.

Anwendbarkeit
Die Abwasserkreislaufführung kann in allen Abfallverbrennungsanlagen angewendet werden. Sie ist aber dort besonders von Vorteil, wo:

- die Kreislaufführung ohne zwischengeschaltete Vorbehandlung des Abwassers vorgenommen werden kann
- es eine besondere Notwendigkeit gibt, den Wasserverbrauch der Anlage zu verringern
- die Verfügbarkeit von Entsorgungsmöglichkeiten begrenzt ist

Wirtschaftlichkeit
Kosten steigen, wenn eine zwischengeschaltete Abwasserbehandlung erforderlich ist.

Durch Minderung des Wasserverbrauchs und der Entsorgungskosten können Einsparungen erreicht werden.

Treibende Kraft für die Anwendung
Besondere treibende Kräfte sind:

- Mangel an Verfügbarkeit von Abwasserentsorgungsmöglichkeiten – z.B. eingeschränkt durch die Gesetzgebung oder die lokalen Gegebenheiten
- trockene Klimazonen, in denen die Wasserversorgung eingeschränkt sein kann.

Anwendungsbeispiele
Siedlungsabfallverbrennung ohne Ableitung: Azalys, Ouarville [74, TWGComments, 2004]

Referenzliteratur
[72, El-Halwagi, 1997], [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.5.9 Getrennte Ableitung von Regenwasser von Dächern und anderen sauberen Flächen

Beschreibung
Diese Techniken beinhaltet die Trennung des abgeleiteten Regenwassers, so dass es nicht mit möglicherweise und tatsächlich verschmutzten Strömen vermischt wird.

Ökologischer Nutzen
- Volumenverkleinerung des Abwassers, für das Behandlung erforderlich ist
- der verbleibende schadstoffbelastete Anteil ist höher konzentriert und kann so effektiver behandelt werden

Medienübergreifende Auswirkungen

Betriebsdaten
Eine getrennte Ableitung wird empfohlen, um einen Verdünnungseffekt im behandelten Abwassers zu verhindern. Das konzentriertere Abwasser, das durch die Trennung entsteht, kann effektiver behandelt werden.

Verhinderung plötzlicher großvolumiger Zufuhr in die Abwasserbehandlungsanlage oder den Lagerbereich.

Anwendbarkeit
In allen Abfallverbrennungsanlagen anwendbar.

Wenn die Verbrennungsanlage in einer Gemeinde liegt, die für schadstoffbelastetes Abwasser und für Regenwasser eine gemeinsame Kanalisation hat, dann macht die Trennung unbelasteter Ströme begrenzt Sinn, außer wenn vor der Einleitung in die Umwelt eine angemessene Behandlung möglich ist. [74, TWGComments, 2004]

Wirtschaftlichkeit
Nachrüstungskosten können in bestehenden Anlagen hoch sein, aber in neuen Anlagen ist effektiver Einbau möglich.

Durch Minderung der am Standort benötigten Wasserbevorratungsmenge sind Einsparungen möglich.

Treibende Kraft für die Anwendung
In manchen Ländern ist die Mischung von unverschmutztem Regenwasser und anderem Abwasser nicht erlaubt.

Anwendungsbeispiele
Überall in Europa angewendet.

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.5.10 Bereitstellung von Lager-/Pufferkapazitäten für Abwasser

Beschreibung
Je größer das bereitgestellte Lagervolumen ist, desto größer ist die Gleichmäßigkeit der Abwasserzusammensetzung. Dies wiederum erlaubt eine bessere Optimierung und Prozesskontrolle der Behandlungsstufe.

Ökologischer Nutzen

- geringere Emissionen ins Wasser
- verbesserte Stabilität und Verlässlichkeit der Behandlungsprozesse
- Optimierung der Behandlung kann zu geringerem Verbrauch der Abwasserbehandlung führen

Medienübergreifende Auswirkungen
Es liegen keine Informationen vor.
Betriebsdaten
Es liegen keine Informationen vor.

Anwendbarkeit
Diese Technik ist dort von größerer Wichtigkeit, wo Abfälle sehr heterogen oder von unbestimmter Zusammensetzung sind, da dies zu größeren Schwankungen im Abwassergehalt führt.

Wirtschaftlichkeit
Es ist erforderlich, größere Kapazitäten zur Pufferung und für den Durchsatz der Abwasserbehandlung bereitzustellen. Wie in 4.5.9 beschrieben, sind die Kosten für die Behandlung von Abwasser und Regenwasser oft unterschiedlich. [74, TWGComments, 2004]

Treibende Kraft für die Anwendung
Es liegen keine Informationen vor.

Anwendungsbeispiele
Amagerforbrænding, DK

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.5.11 Chemische-physikalische Behandlung von Abwasser aus Nasswäschern und anderem kontaminierten Anlagenabwasser

Beschreibung
Eine Beschreibung der Technik wird in den Kapiteln 2.6.4.1 (chemische-physikalische Behandlung im Allgemeinen) und 2.6.4.2 (Einsatz von Sulfiden) gegeben.

Im Allgemeinen wird die Einrichtung eines Abwasserbehandlungsverfahrens für Abwasser aus Nasswäschern und für das in der Anlage angefallene Abwasser (siehe 4.5.10) für wesentlich gehalten. [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Ökologischer Nutzen
Bei Einsatz dieser Technik erzielte Emissionswerte sind in den Kapiteln 3.3.4und 3.3.5 dargestellt.

Durch die Anwendung von Sulfiden zur Verbesserung der Fällung von Schwermetallen aus dem Nasswäscherabwasser kann eine Minderung der Hg-Werte des behandelten Abwassers von 99,9 % erzielt werden. Es können Hg-Emissionswerte ins Wasser von unter 0,003 mg/l erzielt werden. Andere Stoffe werden auch verringert (siehe Tabelle 3.27).

Medienübergreifende Auswirkungen
Verbrauch von Energie und Rohmaterial in der Abwasserbehandlungsanlage.

Betriebsdaten
Der Betrieb einer Abwasserbehandlungsanlage wird allgemein als eine kritische Verfahrensstufe angesehen, die Genauigkeit bei Überwachung und Betrieb erfordert, um sicherzustellen, dass das letztliche Abwassers eine gute Qualität beibehält.

Durch Ablagerungen kann es in Rohren zu Verkrustungs- und Verstopfungsproblemen kommen [74, TWGComments, 2004].

Anwendbarkeit
In allen Verbrennungsanlagen mit Nasswäschern anwendbar. Kann auch in anderen Abwasserströmen einsetzbar sein, die vor der Ableitung eine solche Behandlung erfordern. [74, TWGComments, 2004]

Wirtschaftlichkeit
Additive and Reaktionsmittel können kostspielig sein. [74, TWGComments, 2004]

Treibende Kraft für die Anwendung
In vielen Ländern besteht eine gesetzliche Anforderung. Die Abfallverbrennungsrichtlinie (EG/2000/76) beinhaltet Mindeststandards für die Qualität der abgeleiteten Ableitungen.

Anwendungsbeispiele
In Europa in Anlagen mit Nasswäsche weithin angewendet.

Referenzliteratur
[2, infomil, 2002], [1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.5.12 Entfernung von Ammoniak aus Abwasser

Beschreibung
In Kapitel 2.6.4.4 beschrieben.

Durch den Einsatz von ammoniakhaltigen Reaktionsmittel zur NO_X-Minderung kann Ammoniakschlupf hervorgerufen werden. Der Schlupf ist höher, wenn die Reaktionsmitteldosierung hoch oder schlecht optimiert ist. Er ist allgemein bei SNCR-Verfahren höher als bei Verfahren mit SCR-Verfahren. Ammoniak ist in Wasser hoch löslich und reichert sich im Abwasser des nachgeschalteten Nasswäscher an. Durch Einsatz spezieller Verfahren wie Strippung, Umkehrosmose oder andere ist es möglich, Ammoniak aus Nasswäscherabwasser zu entfernen. Es ist möglich, das so gefasste Ammoniaks als Reaktionsmittel zur NO_X-Minderung zu verwenden. [74, TWGComments, 2004]

Ökologischer Nutzen
Die wesentlichen umweltrelevanten Vorteile sind:

- Minderung von Ammoniak im abgeleiteten Wäscherabwasser
- Minderung des Ammoniakverbrauchs, wenn als Reaktionsmittel zur NO_X-Minderung im Kreislauf geführt.

Medienübergreifende Auswirkungen
Für den Betrieb von Ammoniakabscheidetechniken ist ein bedeutender zusätzlicher Energieverbrauch nötig und es gibt ein Verschmutzungsrisiko. [74, TWGComments, 2004]

Betriebsdaten
Die Handhabung von Ammoniaklösungen erfordert Sorgfalt, um das Expositionsrisiko zu verringern.

Anwendbarkeit
Die Technik kann in allen Abfallverbrennungsanlagen verwendet werden, in denen Nasswäscher einer Ammoniak-/Harnstoff-Reaktionsmittelzugabe zur NO_X-Minderung nachgeschaltet sind.

Die Technik ist besonders dort von Vorteil, wo die Werte des Ammoniakschlupfs nach dem Kessel erhöht sind. Dies tritt tendenziell dort auf, wo:

- es schwierig ist, die SNCR-Reaktionsmitteleindüsung zu optimieren (z.B. Zugabe/Vermischung/Temperatur sind schlecht optimiert)
- die Reaktionsmittelzugabedosis relativ hoch ist (z.B. dort, wo hohe NO_X-Minderung erforderlich ist).

[74, TWGComments, 2004]

Höhere Reaktionsmitteldosierungen zur SNCR (größere überstöchimetrische Werte) sind insbesondere üblich, wenn der erforderliche NO_X-Minderungsanteil hoch liegt. Dies ist allgemein der Fall, wenn NO_X-Emissionsgrenzwerte auf niedrigere Werte festgelegt sind und keine SCR eingesetzt wird. Für die meisten Abfallverbrennungsanlagen erfordert der Einsatz einer SNCR diese erhöhte Reaktionsmitteleindüsung zur Sicherstellung von Emissionswerten (Tagesdurchschnittswerten) unter 150 mg/Nm^3 (unter 120 mg/Nm^3 für manche vorbehandelte Abfälle in Wirbelschichtverfahren) – das damit verbundene Risiko eines Ammoniakschlupfes erhöht daher die Anwendungsmöglichkeiten von Nasswäschern mit Ammoniakabscheidung.

Wirtschaftlichkeit
Betriebs- und Investitionskosten für die Ammoniakabscheidung können teilweise durch Minderung von Reaktionsmittelkosten aufgehoben werden, wenn das rückgewonnene Ammoniak über die Reaktionsmitteleindüsung der SNCR im Kreislauf geführt wird.

Treibende Kraft für die Anwendung
Wesentliche treibende Kraft für die Technik ist die Begrenzung von Ammoniakwerten im Abwasser, das aus der Anlage abgeleitet wird.

Anwendungsbeispiele
Umea, Nordschweden.

Referenzliteratur
[55, EIPPCBsitevisits, 2002], [64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

4.5.13 Getrennte Behandlung von Abwasser unterschiedlicher Nasswäscherstufen

Beschreibung
Detaillierter in Kapitel 2.6.4.5 beschrieben.

Die Technik beinhaltet die Abscheidung und getrennte Behandlung säurehaltiger und alkalischer Nasswäscherströme zur besseren Optimierung des Abwassers und um mehr Möglichkeiten zur Nutzung von Bestandteilen der Abwasserströme zu erreichen.

Ökologischer Nutzen

- Emissionen ins Wasser können weiter verringert werden als bei gemeinsamer Behandlung
- Optimierung getrennter Ströme verringert den Reaktionsmittelverbrauch und erlaubt gezielte Behandlung
- aus Schwefelwäschern kann Gips gewonnen werden (siehe Kapitel 4.5.17). Dies verringert Schwefelausträge mit dem Abwasser und senkt den Schwefelgehalt fester Abfälle der Abwasserbehandlungsanlage
- HCl kann aus den ersten sauren Wäscherstufen zurückgewonnen werden (siehe Kapitel 4.5.16)

Medienübergreifende Auswirkungen
Zusätzlicher Energie- und Materialverbrauch.

Es ist eine Ausschleusung zur Wiedergewinnung der Materialien erforderlich. Aufgrund von Verunreinigungen kann dies kompliziert sein. [74, TWGComments, 2004]

Betriebsdaten
Zusätzliche Komplexität durch den Betrieb zweier Abwasserbehandlungslinien. Höhere Komplexität bedeutet höhere Investitions- und Betriebskosten und erfordert mehr Platz.

Es kann Probleme bei der Gewinnung von HCl geben, da HF zu Verunreinigungen führen kann.

Anwendbarkeit
Nur in Abfallverbrennungsanlagen mit Nasswäschern anwendbar – kann im Prinzip in allen diesen Anlagen angewendet werden.

Die Kosten des Ersatzes bestehender gemeinsamer Behandlungsanlagen sind voraussichtlich sehr hoch – die Technik ist daher wahrscheinlich nur für neue Anlagen geeignet, wenn es spezielle treibende Kräfte für die Reinheit des Abwassers usw. gibt.

Am Besten dort anwendbar, wo es eine Notwendigkeit für Abwasser höchster Qualität gibt und/oder dort, wo es Ausschleusungen zum vorteilhaften Einsatz des rückgewonnenen HCl/Gips gibt.

Wirtschaftlichkeit
Betriebs- und Investitionskosten für die zweite Abwasserbehandlungsanlage können teilweise durch verringerte Entsorgungskosten ausgeglichen werden, wenn Gips und Salze wie NaCl oder CaCl wiedergewonnen werden. [74, TWGComments, 2004]

Treibende Kraft für die Anwendung
Das Vorhandensein von Märkten für das zurückgewonnene Material kann für den Einsatz dieser Technik sorgen. Der Hauptgrund ist im Allgemeinen die Geltung von besonders niedrigen Emissionsgrenzwerten für die Abwasserableitung, beispielsweise um ein empfindliches Gewässer zu schützen.

Anwendungsbeispiele
Es wurde vom Einsatz in den Niederlanden, Deutschland und Österreich berichtet.
Anlage in Umea Plant in Nordschweden zur Ableitung in einen Süßwasserfluss im Einsatz gesehen.
Vestforbrænding und Odense, DK.

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003]

4.5.14 Verdampfung des Abwassers aus Nasswäschern während der Verbrennung

Beschreibung
In Kapitel 2.6.4.7.1 beschrieben.

Schadstoffe (saure Gase, Schwermetalle, usw.) werden während der Abgasreinigung aus dem Reinigungsprozess entfernt und ins Nasswäscherabwasser überführt. Dieses Abwasser wird neutralisiert (z.B. mit Kalkmilch). Es werden auch Komplexbildner zugegeben, um Schwermetallverbindungen zu behandeln. Dann wird das Abwasser in einen Verdampfungskühlturm gesprüht und verdampft durch die Abgasenergie am Kesselausgang.

Andere Gesichtspunkte dieser Technik wurden bereits in Kapitel 4.5.3 über die Anwendung abwasserloser Abgasbehandlung beschrieben.
[74, TWGComments, 2004]

4.5.15 Getrennte Verdampfung des Abwassers aus Nasswäschern

Beschreibung
In Kapitel 2.6.4.7.2 beschrieben.

Andere Gesichtspunkte dieser Technik wurden bereits in Kapitel 4.5.3 über die Anwendung abwasserloser Abgasbehandlung beschrieben.

Eine Ausschleusung zurückgewonnener fester Abfälle (z.B. Salze) aus der Abwasserverdampfung ist nötig. Es wurde festgestellt, dass Verunreinigungen dies in manchen Fällen erschweren. [74, TWGComments, 2004]

4.5.16 Gewinnung von Salzsäure aus dem Abwasser von Nasswäschern

Beschreibung
Siehe Kapitel 2.6.4.8 für eine Beschreibung dieses Verfahrens.

Bei der Gewinnung von HCl wird aus unbehandelter Säure von ungefähr 10% ein Produkt mit einer Konzentration von ungefähr 30% Salzsäure erzeugt.

Ökologischer Nutzen
Die rückgewonnene Salzsäure kann z.B. zur Minderung des pH-Wertes eingesetzt werden.

Wenn das HCl nicht zurückgewonnen würde, wäre eine Neutralisation erforderlich, was zu einem salzbelasteten Abwasser führen würde, das entweder Ableitung oder Verdampfung nötig machen würde. Gewinnung von HCl führt daher zu einer Minderung des Salzgehaltes des erzeugten Abwassers.

Wenn Verdampfung (nicht Ableitung) des salzbelasteten Abwassers die gewählte Option ist, dann verringert die Gewinnung von HCl effektiv die Menge fester Salzabfälle aus der Anlage um ungefähr 50 %. [73, Rijpkema, 2000]

Medienübergreifende Auswirkungen
Energiebedarf und Chemikalieneinsatz für das Herstellungsverfahren.

Betriebsdaten
Daten von zwei Anlagen in Deutschland werden in folgender Tabelle dargestellt:

	Kg zurückgewonnenes HCl pro Tonne Abfall	
Jahr	**Anlage in der Borsigstrasse**	**Anlage am Rugenberger Damm**
2000	10	10
2001	-	12,5
2002	10,6	13

Tabelle 4.80: Menge an rückgewonnenem HCl (30 %) pro Tonne Abfall
[64, TWGComments, 2003] [74, TWGComments, 2004]

Es ist unabdingbar, dass Verfahren und Material zur Verhinderung/Einschränkung von Korrosion im Herstellungsverfahren nötig sind.

Es wurde berichtet, dass die Verwendung einer Anlage wegen Schwierigkeiten mit HF-Verunreinigungen im rückgewonnenen HCl abgebrochen wurde.

Anwendbarkeit
Am Besten für Anlagen geeignet, die große Mengen chlorhaltiger Abfälle behandeln, d.h. dort, wo große Mengen HCl zurückgewonnen werden können. [74, TWGComments, 2004]

Nur anwendbar wenn Nasswäscher eingesetzt werden.

Wirtschaftlichkeit
Es sind bedeutende Investitionen erforderlich. Deshalb sind diese Verfahren nur dort anwendbar, wo eine ausreichende Belastung des Abgases mit Chlor vorhanden ist. Hauptsächlich wegen der hoch korrosiven Eigenschaften des rückgewonnenen Materials können auch Wartungs- und Betriebskosten hoch sein. [74, TWGComments, 2004]

Die Vorteile der Produkte sind eventuell nicht so wesentlich (es gibt Marktschwankungen), aber die Abfallentsorgungskosten sind verringert. Ökoeffizienzanalysen haben gezeigt, dass diese Technik bei manchen Gegebenheiten wirtschaftlich im Vergleich mit anderen Verfahren ist.

Treibende Kraft für die Anwendung
Gewinnung von Rohmaterial. Einsparung bei den Kosten für die Neutralisation.

Anwendungsbeispiele
Drehrohröfen (Sonderabfallverbrennungsanlagen) in Deutschland, einschließlich Schkopau und Stade. Auch in einer Siedlungsabfallverbrennungsanlage in Hamburg eingesetzt.

In Deutschland gibt es sechs Anlagen mit HCl-Verfahren.

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003], US-Patent Nummer 5174865 vom 29. Dezember 1992.

4.5.17 Gewinnung von Gips aus Abwasser von Nasswäschern

Beschreibung
Diese Technik beinhaltet die getrennte Behandlung des Abwassers der mit hohem pH-Wert (6 – 8) betriebenen Schwefeldioxidabscheidungsstufe in Nasswäschern. Dies ermöglicht die Herstellung von verkäuflichem Gips.

In einem mehrstufigen Nasswäscher werden in den frühen Abschnitten Staub und HCl aus dem Abgas entfernt. Dann wird das Abgas in die SO_2-Reinigung geleitet, wo SO_2 durch Oxidation zu Sulfat mittels Zugabe von Kalk abgeschieden wird.

Der erzeugte Gipsschlamm wird entfernt, in einem Hydrozyklon eingedickt und dann in einen Behälter geleitet. Dann wird der Gipsschlamm in einer Zentrifuge entwässert. Der Gips wird anschließend mit Kondensat gereinigt, um die zurück gebliebenen löslichen Verunreinigungen zu entfernen. Es wurde berichtet, dass ein Weiterzentrifugieren bis zu einer Restfeuchtigkeit von weniger als 10 Gew.-% und, falls erforderlich, bis zu der für die Gipsvermarktung benötigten weißen Farbe möglich ist. [74, TWGComments, 2004]

Ökologischer Nutzen

- Gewinnung von Gips
- Minderung des Sulfatgehalts im Abwasser durch die Entfernung aus dem Abwasser
- dort wo Abnehmer zur erneuten Verwendung gefunden werden können, verringert dies die Gipsentsorgung, entweder allein oder mit anderen Abfällen
- Verringerung fester Abfälle
- wenn Wasserstoff mit Schlamm aus der ersten Abwasserbehanldungsstufe vermischt wird, der sehr schwer zu entwässern ist, wird der Entwässerungseffekt dieses Gemisches wesentlich auf bis zu 70 % Trockensubstanz verbessert.
  [74, TWGComments, 2004]

Medienübergreifende Auswirkungen

- Verbrauch von Energie und Material in der Behandlungs-/Verwertungsanlage.

Betriebsdaten

Daten aus zwei Anlagen in Deutschland werden in der folgenden Tabelle dargestellt:

	Kg zurück gewonnener Gips pro Tonne Abfall	
Jahr	**Anlage in der Borsigstrasse**	**Anlage am Rugenberger Damm**
2000	3,5	1,7
2001		3,9
2002	3,5	3,3

Tabelle 4.81: Mengen an zurück gewonnenem Gips pro Tonne behandeltem Abfall
Quelle: [64, TWGComments, 2003]

Anwendbarkeit

Nur dort anwendbar wo Nasswäscher eingesetzt werden.

Wirtschaftlichkeit

Wesentliche Investitionen sind erforderlich, deshalb sind diese Verfahren nur dort einsetzbar, wo eine ausreichende Abgasbelastung mit Schwefel verfügbar ist.

Der wirtschaftliche Nutzen der Produkte kann begrenzt sein (es gibt Marktschwankungen), aber die Abfallbeseitigungskosten sind geringer. Ökoeffizienzanalysen haben gezeigt, dass diese Anlagen im Vergleich mit anderen Verfahren wirtschaftlich sind. [64, TWGComments, 2003]

Treibende Kraft für die Anwendung

Verfügbarkeit von Abnehmern für das zurück gewonnene Material.

Anwendungsbeispiele

In Verbrennungsanlagen in Deutschland angewendet.

Referenzliteratur

[1, UBA, 2001], [64, TWGComments, 2003].

4.6 Behandlungstechniken für feste Abfälle

Die Verwertungsmöglichkeiten für feste Abfälle aus Abfallverbrennungsanlagen werden typischerweise bestimmt durch:

- den Gehalt organischer Verbindungen in den Abfällen
- die Gesamtmenge an Schwermetallen in den Abfällen
- die Auslaugungeigenschaften von Metallen, Salzen und Schwermetallen in den Abfällen
- physikalische Eignung, z.B. Partikelgröße und -stärke der Abfälle.

Auf das Ausmaß der Verwertung wirken sich auch zusätzlich Marktfaktoren, Vorschriften, politische Verwertungsvorgaben sowie spezielle lokale Umweltgesichtspunkte sehr stark aus.

Es wurden viele Anstrengungen unternommen zur Verbesserung der Umwelteigenschaften der Abfälle der Abfallverbrennung und um zumindest einen Teil der spezifischen Abfallfraktionen zu verwerten. Es werden sowohl prozessintegrierte als auch nachgeschaltete Techniken eingesetzt. Prozessintegrierte Maßnahmen zielen auf eine Veränderung der Verbrennungsparameter ab, um den Ausbrand zu verbessern oder die Verteilung der Metalle in den verschiedenen Abfallfraktionen zu verändern. Nachgeschaltete Techniken beinhalten: Alterung, mechanische Behandlung, Waschen, thermische Behandlung und Stabilisierung. Die verschiedenen Techniken werden weiter unten diskutiert.

Die Internationale Aschearbeitsgruppe (*International Ash Working Group* IAWG) hat mehrere Prinzipien bestimmt, die beachtet werden müssen, wenn die Vorteile aber auch die Schwierigkeiten einer bestimmten Behandlungsmaßnahme bewertet werden:

- führt der Prozess zu einer wesentlichen Qualitätsverbesserung?
- hat der Prozess Auswirkungen auf Gesundheit, Umwelt oder Sicherheit?
- gibt es Sekundärabfälle und wo verblieben sie?
- gibt es ein Endprodukt von hoher Qualität?
- gibt es einen Langzeitmarkt für dieses Produkt?
- was sind die Kosten des Prozesses?

[4, IAWG, 1997]

Für einige der im Verbrennungsprozess erzeugten Abfälle kann eine spezielle Gesetzgebung die Beseitigung vorschreiben. In diesem Fall gibt es weniger Anreize zur Anwendung von Techniken, die die Qualität und die Verwertbarkeit der Abfälle verbessern. [64, TWGComments, 2003]

4.6.1 Verbesserung des Ausbrandes der Ofenasche

Beschreibung
Die Verbesserung des Ausbrands der Abfälle kann durch die Optimierung der Verbrennungsparameter erreicht werden, um den gebundenen Kohlenstoff vollständig zu verbrennen. Dies kann durch den Einsatz einer oder mehrerer der im Kapitel über thermische Verarbeitung (siehe Kapitel 4.2) identifizierten Maßnahmen erfolgen.

Längerer Kontakt des Abfalls mit höherer Temperatur in der Brennkammer, höherer Temperatur in der Abfallschicht und Abfallverwirbelung stellen zusammen sicher, dass die erzeugte Asche weniger Organik enthält.

Ökologischer Nutzen
Der Organikgehalt der Ofenasche wird als TOC oder als Glühverlust ausgedrückt. Dies sind Schlüsselparameter sowohl für die Entsorgung als auch für den Einsatz von Ofenasche. Annahmekriterien für Deponien legen allgemein einen maximalen TOC-Wert fest; Verwertungskriterien legen allgemein entweder einen maximalen TOC-Wert oder spezifische Grenzwerte für organische Verbindungen fest. Eine Verbesserung des Ausbrandes senkt den verbleibenden Kohlenstoffgehalt und damit den TOC. Der TOC hängt auch mit der Mobilität der Schwermetalle in der Asche zusammen. Zum Beispiel Kupferauslaugung in Form organischer Kupferverbindungen. Eine Verbesserung des Ausbrandes verringert daher auch die Kupferauslaugung.

Eine TOC-Bestimmung nach der EN-Norm 13137 bestimmt auch elementaren Kohlenstoff als TOC, der auf Deponien keine Probleme verursacht. Der TOC von Ofenasche umfasst hauptsächlich elementaren Kohlenstoff, aber in gewissem Maß auch organische Verbindungen. [74, TWGComments, 2004]

Medienübergreifende Auswirkungen
Es wurde berichtet, dass eine gemeinsame Erhöhung der Verbrennungstemperatur und der Temperatur in der Abfallschicht eine erhöhte CaO-Bildung in der Ofenasche verursacht. Dies verursacht eine Erhöhung des pH-Werts der Ofenasche. Die pH-Werte frischer Ofenaschen liegen oft über 12. [Vehlow, 2002 #38]

Diese Erhöhung des pH-Wertes kann auch die Löslichkeit amphoterer Metalle wie Blei oder Zink erhöhen, die in großer Menge in Ofenaschen vorkommen. Der pH-Wert der Ofenasche kann nach der Verbrennungsphase durch Alterung sinken (siehe Kapitel 4.6.6). Die Erhöhung des pH-Wertes kann kritisch sein. Insbesondere da Blei amphoter ist, kann es bei einem pH-Wert von 11 – 12 gelöst und später ausgelaugt werden.

Die Anwendung einer Vorbehandlung zur Erhöhung des Ausbrandes ist mit zusätzlichem Energieverbrauch (und Emissionen) in der Vorbehandlungsstufe und daher mit zusätzlichen Kosten verbunden. Diese können besonders hoch sein, wenn eine ausführliche Vorbehandlung vorgenommen wird, z.B. zur EBS-Herstellung.

Wenn zur Unterstützung des Ausbrandes zusätzliche Brennstoffe erforderlich sind, ist deren Verbrauch eine medienübergreifende Auswirkung.

Betriebsdaten
Siehe Betriebsdaten in Kapitel 4.2 über thermische Verarbeitung.

Anwendbarkeit
Diese Technik ist sowohl in neuen als auch in bestehenden Anlagen anwendbar.

Wirtschaftlichkeit
Einfache Abfallvorbehandlung (auf einige Bestandteile beschränktes Schreddern oder Vermischung im Bunker) muss nicht teuer sein und kann in einigen Fällen eine wesentliche Auswirkung auf den Ausbrand haben.

Die Zugabe von Abfallfraktionen mit höherem Heizwert (z.B. Kunststoffe, Fahrzeugschredderabfälle, Holzabfälle) oder von Brennstoffen zur Verbesserung des Ausbrandes, können preislich sehr unterschiedlich sein, je nach erforderlichem Material und Möglichkeiten zur Vermischung der unterschiedlichen Fraktionen. Diese Vorgehensweise kann die CO-Emissionen erhöhen und den Siedlungsabfalldurchsatz verringern.
[74, TWGComments, 2004]

Neugestaltung oder Ersatz von Brennkammern und Einzelbestandteilen kann für bestehende Anlagen sehr kostspielig sein, kann aber für alle neuen Verfahren und bei wesentlichen Umbauten einfach als Bestandteil der Gesamtplanung berücksichtigt werden.

Eine Optimierung der Anlage für unterschiedliche Abfälle kann zusätzliche Steuerungseinrichtungen erfordern z.B. Messinstrumente, Steuerungseinrichtungen, Regelkreise usw. Diese können zusätzlich zu jeder Vorbehandlung zu weiteren Kosten führen.

Einige Techniken können zu niedrigeren Kohlenstoffwerten in der Asche führen als durch die EG/2000/76 gefordert. Wesentlich erhöhte Kosten können entstehen, wenn die niedrigsten erreichten TOC-Werte *garantiert* werden sollen. Die Minderung von Kohlenstoffwerten ist normalerweise keine Anforderung bei der Verwertung fester Abfälle. [74, TWGComments, 2004]

Treibende Kraft für die Anwendung
Regulierungen, die TOC-Grenzwerte im Abfall für deren Verwertung und Beseitigung festlegen.

Anwendungsbeispiele
Die Optimierung des Ausbrands durch den Einsatz verschiedener Verfahren ist in vielen europäischen Verbrennungsanlagen ein Teil der standardmäßigen Betriebsüberwachung.

Referenzliteratur
[Vehlow, 2002 #38], [64, TWGComments, 2003]

4.6.2 Trennung der Ofenasche von den Abgasbehandlungsabfällen

Beschreibung
Die Vermischung von Abgasbehandlungsabfällen mit Ofenasche führt zur Verunreinigung der Ofenasche. Die Umweltqualität der Ofenasche wird vermindert durch den höheren Metallgehalt, die Metallauslaugbarkeit und den Organikgehaltes der Abgasbehandlungsabfälle vermindert. Dies schränkt die anschließenden Verwertungsmöglichkeiten der Ofenasche ein.

Die Abtrennung von Ofenasche und Abgasbehandlungsabfällen besteht aus der getrennten Sammlung, Lagerung und Transport beider Abfallfraktionen. Dies beinhaltet z.B. speziell dafür eingerichtete Silolager und Behälter sowie eine spezielle Handhabung der feinen und staubigen Abgasbehandlungsabfälle.

Ökologischer Nutzen
Eine Trennung der Abgasbehandlungsabfälle von der Ofenasche ermöglicht zur Erzielung eines verwertbaren Materials eine nachfolgende Behandlung der Ofenasche (z.B. durch Trockenbehandlung oder Auswaschung von wasserlöslichen Salzen und Schwermetallen im Entascher). Gemischte Fraktionen erlauben keine Verarbeitung zu einem verwertbaren Material und lassen für den gesamten Abfallstrom keine andere Möglichkeit als die Deponierung zu. [74, TWGComments, 2004]

Natürliches Baumaterial, z.B. Sand, Schotter, wird ersetzt. [74, TWGComments, 2004]

Medienübergreifende Auswirkungen
Keine bekannt.

Betriebsdaten
Getrennter Transport, getrennte Lagerung und Handhabungsweisen sind erforderlich.

Anwendbarkeit
Diese Technik kann sowohl in neuen als auch in bestehenden Anlagen eingesetzt werden.

Wirtschaftlichkeit
Kostensenkungen könnten dort festgestellt werden, wo es einen Markt zur Verwertung der Ofenasche gibt.

Die Entsorgung der Abgasbehandlungsabfälle kann teurer sein, aber die Volumina sind stark verringert (das Volumen der Abgasbehandlungsabfälle beträgt allein typischerweise 2 - 3 % der Abfalleingangsmenge, wohingegen es bei einer Vermischung mit Ofenasche ungefähr bei 15% liegt).

Treibende Kraft für die Anwendung
Größere Möglichkeiten zur Wiederverwertung der Ofenasche und mögliche Kostensenkungen.

Dies ist angewandte Praxis und wird sogar durch Vorschriften in manchen EU-Ländern verlangt.

Anwendungsbeispiele
In Verbrennungsanlagen überall in Europa weithin verbreitete Praxis.

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003]

4.6.3 Trennung der Entstaubungsstufe von anderen Abgasbehandlungsverfahren

Beschreibung
Staubabscheidung vor anderen Abgasreinigungsstufen (zur Entfernung von sauren Gase und Dioxin) durch den Einsatz von Elektrofiltern, Zyklonen oder Gewebefiltern ohne Zugabe von Reaktionsmittel (Additiven) erlaubt es, macht es möglich, eine Behandlung und nachfolgende Verwertung der entfernten Stäube zu überlegen. Wenn ein Kessel eingebaut ist, dient die getrennte Sammlung, Überführung und Lagerung von Kesselstaub dem selben Zweck, jedoch mit einer niedrigeren Abscheidewirkung.

Die abtrennten Aschen können zur weiteren Zerstörung von PCDD/F in die Verbrennungsstufe zurückgegeben werden – was zu einer Minderung der Gesamtdioxinausträge aus der Anlage führen kann. Die Kreislaufführung von Filterasche kann jedoch ein Verschmutzungsrisiko im Ofen und eine gelegentliche Aufkonzentrierung der in der Asche enthaltenen Schadstoffe hervorrufen. [74, TWGComments, 2004]

Ökologischer Nutzen
Die Trennung von Filterasche und Abgasbehandlungsabfällen kann deren getrennte Behandlung und/oder Verwertung gestatten (wenn durch lokale Vorschriften erlaubt) und somit die zu beseitigende Menge verringern.

Es ist möglich, die Gesamtdioxinausträge aus dem Verfahren zu verringern, indem man durch Filterascherückführung in den Ofen die Abfallausträge verringert. Nicht-thermische Behandlungen für Filterasche (entweder separate Filterasche oder kombiniert mit Abfällen aus anderen Behandlungsstufen) verändern allgemein die PCDD/F-Gesamtbilanz nicht, sondern konzentrieren PCDD/F in kleineren Abfallmengen.

Medienübergreifende Auswirkungen
Eine Vorentstaubung kann die Zuverlässigkeit der quasi-trockenen Abgasreinigung und anderer Abgasbehandlungsverfahren verbessern.

Vorentstaubung mit Gewebefilter führt zu erhöhtem Druckabfall und somit höherem Energieverbrauch als mit Elektrofiltern.

Betriebsdaten
Der gerringe Partikelübertrag in nachfolgende Minderungsstufen (speziell Nasswäscherverfahren) kann deren Betrieb verbessern und Größe sowie Kosten dieser Stufe verringern.

Anwendbarkeit
Anwendbar in allen neunen Anlagen und bestehenden Prozessen, die Abgasbehandlungsverfahren ersetzten.

Wirtschaftlichkeit
Die Kosten der zusätzlichen Verfahrenseinheiten und Ressourcen für den Betrieb können durch verringerte Entsorgungskosten für die Abgasbehandlungsabfälle aufgewogen werden.

Treibende Kraft für die Anwendung
Wenn lokale Standards für Auslaugung (und Stoffkonzentrationen) so sind, dass sie eine Vermischung von Filterasche mit Ofenasche erlauben, ist es nicht einfach, die Technik anzuwenden.

Hohe Beseitigungskosten für Abgasbehandlungsabfälle befördern den Einsatz der Technik, um damit die Gesamtmengen der zu beseitigenden Abgasbehandlungsabfälle zu verringern.

Die einfache Verfügbarkeit (und somit niedrige Kosten) von Beseitigungsmöglichkeiten für Filterasche/gemischte Abgasbehandlungsabfälle verhindert die Anwendung der Technik.

Anwendungsbeispiele
In modernen Abfallverbrennungsanlagen in Europa weithin eingesetzte Technik.

Referenzliteratur
Erörterungen während EIPPCB-Anlagenbesichtigungen.
[64, TWGComments, 2003]

4.6.4 Abtrennung von Metallen aus der Ofenasche

Beschreibung
Es können sowohl eisenhaltige als auch nicht-eisenhaltige Metalle aus der Ofenasche gewonnen werden.

Eisenhaltige Metalle werden durch Einsatz von Magneten abgetrennt. Die Asche wird auf einem festen oder vibrierenden Förderband verteilt, und alle magnetischen Feststoffe werden durch einen darüber angebrachten Magnet angezogen. Diese Abtrennung eisenhaltiger Metalle kann mit der rohen Asche nach dem Verlassen des Entaschers durchgeführt werden. Eine effiziente Abtrennung eisenhaltiger Metalle erfordert eine mehrstufige Behandlung mit zwischengeschalteter Partikelzerkleinerung und Überwachung.

Die Abtrennung nicht-eisenhaltiger Metalle erfolgt durch Einsatz eines Wirbelstromabscheiders. Eine schnell rotierende Magnetspule induziert in den nicht-eisenhaltigen festen Bestandteilen ein magnetisches Feld, das eine Abscheidung aus dem Materialstrom bewirkt. Die Technik ist für Partikelgrößen von 4 – 30 mm effektiv und erfordert eine gute Verteilung des Materials auf dem Förderband. Die Trennung wird nach der Abtrennung eisenhaltiger Metalle, Zerkleinerung und Überprüfung durchgeführt.

Ökologischer Nutzen
Die Metallabtrennung ist ein notwendiger Schritt, um die Verwertung der zahlreichen Verbindungen der Asche zu ermöglichen. Der eisenhaltige Anteil kann allgemein nach der Abtrennung von Verunreinigungen (z.B. Staub) als Altmetall in Hochöfen verwertet werden. Die Weiterverarbeitung der nicht-eisenhaltigen Metalle erfolgt außerhalb der Anlage durch weitere Trennung der Metallarten, die dann eingeschmolzen werden können. Der verbleibende Ascheteil hat einen geringeren Metallgehalt und kann möglicherweise so aufgearbeitet werden, dass ein inerter Sekundärbaustoff entsteht.

Medienübergreifende Auswirkungen
Abtrennung eisenhaltiger Metalle benötigt wenig Energie. Abtrennung nicht-eisenhaltiger Metalle erfordert Größentrennung, Zerkleinerung und Ausbreitung des Materials. Dies erfordert den Einsatz elektrischer Energie.

Betriebsdaten
Die Menge rückgewonnener Metalle hängt von der Zusammensetzung des Abfalleintrags ab. Daten aus Belgien legen für eisenhaltige Metalle eine Verwertungsquote von 55 – 60 % nahe (Verwertungsmenge/Metalleintragsmenge). [Vrancken, 2001 #39] Diese Verwertungsquote wird durch Daten der Internationalen Aschearbeitsgruppe (IAWG) untermauert, die einen Eisengehalt von 1,3% bis 25,8% in der zu verwertenden oder zu beseitigenden Ofenasche angibt. [4, IAWG, 1997]

Für nicht-eisenhaltige Metalle ermöglicht der Einsatz einer Wirbelstromabscheidung nach Zerkleinerung und Überprüfung eine Verwertungsquote von 50% (verwertete Menge/Mengeneintrag). Der tatsächliche Wert hängt von den Betriebsbedingungen des Ofens ab. Nicht-Eisenmetalle wie Pb und Zn finden sich in der Kesselasche und den Abgasreinigungsabfällen. Al, Cu, Cr, Ni verbleiben mit Vorliebe in der Ofenasche. Eine Oxidation dieser Metalle während der Verbrennung (z.B. Al zu Al_2O_3) erschwert die wirksame Abtrennung durch Wirbelstromseparatoren. Der abgetrennte nicht-eisenhaltige Anteil weist folgende Zusammensetzung auf: 60% Al, 25% andere Metalle, 15% Abfall. Die anderen Metalle sind hauptsächlich Kupfer, Messing, Zink und Edelstahl. [Vrancken, 2001 #39]

Anwendbarkeit
Magnetischabscheidung eisenhaltiger Metalle ist in allen neuen und bestehenden Anlagen anwendbar. Die Abtrennung nicht-eisenhaltiger Metalle erfordert Platz und ausreichenden Durchsatz und kann in einer externen (zentralen) Anlage zur Behandlung von Ofenasche vorgenommen werden.

Die Anwendbarkeit der Technik hängt eng mit dem Metallgehalt des Abfalls zusammen, der dem Ofen zugeführt wird. Dieser wird wiederum stark vom Vorgehen bei der Sammlung und Vorbehandlung beeinflusst, der der Abfall unterworfen war, bevor er dem Ofen zugeführt wurde. Gebiete mit umfangreichen und gut durchgeführten Trennungsmaßnahmen für Siedlungsabfälle können zum Beispiel hohe Metallmengen entfernen. Vorbehandlung von Siedlungsabfall zur Erzeugung von EBS hat eine ähnliche Auswirkung. In manchen Sonderabfallverbrennungsanlagen werden geschredderte Fässer vor der Verbrennung mit Magneten entfernt.

Wirtschaftlichkeit
Die Metallfraktionen können an Altmetallhändler verkauft werden. Preise hängen von der Reinheit (eisenhaltig) und Zusammensetzung (nicht-eisenhaltig) des Materials ab. Preise für eisenhaltiges Altmetall werden durch die Börse festgelegt. Der Marktpreis für dieses Material liegt allgemein im Bereich von 0,01 Euro – 0,05 Euro/kg.

Nicht-eisenhaltiges Altmetall erfordert eine weitere Verarbeitung zu Metallfraktionen. Der Preis für nicht-eisenhaltiges Altmetall hängt vom Verunreinigungsgrad (d.h. der Anzahl der erforderlichen Verarbeitungsschritte) und der Zusammensetzung ab (d.h. von dem Preis der einzelnen Produkte). Der Aluminiumgehalt und der Marktpreis für Sekundäraluminium sind die entscheidenden Faktoren. Der Preis für nicht-eisenhaltige Bestandteile aus der Behandlung von Ofenasche der Siedlungsabfallverbrennung liegt im Bereich von 0,10 Euro – 0,60 Euro/kg. [Vrancken, 2001 #39]

Treibende Kraft für die Anwendung
Interesse des Altmetallmarktes an den erzeugten Fraktionen (d.h. Marktpreise).
Erhöhte Vermarktungsfähigkeit der gereinigten Ofenasche. Zum Beispiel können nicht-eisenhaltige Metalle bei der Verwertung Schäden verursachen, wie z.B. Quellung bei Verwertung als Unterbaumaterial im Straßenbau.

Anforderungen an die zu verwertende Ofenasche können den Gesamtmetallgehalt beinhalten. Hinsichtlich der Auslaugung aus der Ofenasche sind Cu, Mo und Zn die problematischsten Metalle.

Anwendungsbeispiele
In den meisten europäischen Verbrennungsanlagen wird eine Abtrennung eisenhaltiger Metalle entweder am Standort selbst (hauptsächlich nach der Verbrennung) oder in externen Ofenasche-Behandlungsanlagen durchgeführt. [74, TWGComments, 2004]

Abtrennung nicht-eisenhaltiger Metalle: verschiedene Behandlungsanlagen für Ofenasche in den Niederlanden, Deutschland, Frankreich und Belgien.

Referenzliteratur
[39, Vrancken, 2001], [4, IAWG, 1997], [64, TWGComments, 2003], [74, TWGComments, 2004].

4.6.5 Siebung und Zerkleinerung der Ofenasche

Beschreibung
Die verschiedenen mechanischen Behandlungsverfahren für Ofenasche sollen Baumaterial für Straßenbau und Erdarbeiten erzeugen, das befriedigende geotechnische Eigenschaften hat und im Straßenbau keine Schäden verursacht. Während des Fertigungsprozesses können mehrere Arbeitsabläufe vorgenommen werden:

- Korngrößentrennung durch Sieben
- Größenminderung durch Brechen großer Bestandteile oder anderweitiges Zerkleinern
- Strömungstrennung zur Beseitigung leichter unverbrannter Anteile.

Es gibt drei Arten von Sieben:

- rotierende oder Trommelsiebe
- Flachsiebe (vibrierend oder nicht)
- Sternsiebe: Siebung wird durch Bewegung einer Reihe von Walzen erreicht, die auf jeder Achse mit sternförmigen Armen ausgerüstet sind

Primärsiebe zur Vorbereitung der Ofenasche weisen in den meisten Fällen Siebweiten mit einem Durchmesser von 40 mm auf. Dies ergibt ein Material von 0 – 20mm.

In die Behandlungslinie kann, im Allgemeinen am Ausgang des ersten Siebes, ein Brecher eingebaut werden, um große Stücke aufzubrechen. Die Hälfte der Anlagen sind mit Brechapparaturen ausgerüstet, manche nutzen am Standort Maschinen (Schaufellader, Steinbrecher usw.), um Blöcke zu zerbrechen.

Das Aufbrechen großer Stücke hat mehrere Vorteile:

- es verringert die Menge großer Siebausträge
- es steigert den Anteil grob zerkleinerter Materialbestandteile, die dem Aggregat Stabilität verleihen, und
- es verbessert seine geotechnischen Qualitäten.

Die Abtrennung leichter unverbrannter Bestandteile oder eine Strömungstrennung wird durch Gebläse oder Absaugung erreicht.

Ökologischer Nutzen
Der hauptsächliche umweltrelevante Vorteil beim Einbaus eines mechanischen Behandlungsverfahrens ist eine Volumenverringerung der Siebausträge und Abfälle und somit eine höhere Gesamtverwertung.

Medienübergreifende Auswirkungen
Energieverbrauch und die mögliche Lärm und Staubemissionen sind die bedeutendsten medienübergreifenden Auswirkungen.

Anwendbarkeit
Die Technik ist im Prinzip in allen Verbrennungsanlagen anwendbar, die eine Asche erzeugen, die vor der Verwertung eine Behandlung erfordert oder wenn eine solche Behandlung eine bessere Verwertung ermöglicht.

Wirtschaftlichkeit
Die Wirtschaftlichkeit des Einbaus eines Brechverfahrens für feste Abfälle muss auf Grundlage der projektierten Mengen und Entsorgungskosten beurteilt werden. Es wird geschätzt, dass die Amortisationszeit für einen Brecher für 5% Siebaustrag und 40 000 t/a Ofenasche im Bereich von zwei Jahren liegt, für 20 000 t/a bei sieben Jahren.

Treibende Kraft für die Anwendung
Qualitätspolitik: ermöglicht in der Einrichtung zur Ofenaschebehandlung eine Gesamtverwertungsquote von über 95 %, erzeugt weniger Abfall sowie ein Produkt von höherer geotechnischer Qualität und ist wirtschaftlich.

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003] Siehe "Bottom ash management facilities for treatment and stabilisation of incineration bottom ash", ADEME, November 2002.

4.6.6 Ofenaschebehandlung mittels Alterung

Beschreibung
Nach einer Metallabtrennung kann die Ofenasche mehrere Wochen unter freiem Himmel oder in speziell überdachten Gebäuden gelagert werden. Die Lagerung erfolgt allgemein in Haufen auf einem Betonboden. Sicker- und Abwasser werden zur Behandlung gesammelt. Die Haufen können, falls erforderlich, mit einem Sprinkler- oder Schlauchsystem befeuchtet werden, um Staubbildung und Emissionen zu verhindern und das Auslaugen von Salzen und die Karbonisierung zu begünstigen, wenn die Ofenaschen nicht ausreichend feucht sind.

Die Haufen können regelmäßig gewendet werden, um die Gleichmäßigkeit der während des Alterungsverfahrens auftreten Prozesse sicherzustellen (CO_2-Aufnahme aus der Luft aufgrund der Feuchtigkeit, Ablauf von überschüssigem Wasser, Oxidation, usw.) und um die Verweilzeit jeder einzelnen Ofenasche-Charge in den entsprechenden Vorrichtungen zu verringern.

In der Praxis wird für behandelte Ofenasche üblicherweise ein Alterungsszeitraum von 6 bis 20 Wochen vor der Verwendung als Baumaterial oder in manchen Fällen vor der Deponierung eingehalten (oder vorgeschrieben). [74, TWGComments, 2004]

In manchen Fällen wird das gesamte Verfahren in einem geschlossenen Gebäude durchgeführt. Dies hilft bei der Minderung und Überwachung von Staub, Geruch, Lärm (von Maschinen und Fahrzeugen) und Auslaugung. In anderen Fällen wird das Verfahren ganz oder teilweise im Freien durchgeführt. Dies bietet allgemein mehr Platz für die leichtere Handhabung der Ofenasche und kann größere Luftzirkulation zur Alterung der Ofenasche gewähren. [64, TWGComments, 2003] Es kann während des Alterungssprozesses die Freisetzung von in Verbindung mit Aluminium explosivem Wasserstoff verhindern. [74, TWGComments, 2004]

Ökologischer Nutzen

Frische Ofenasche ist kein chemisch inertes Material. Die Alterung wird durchgeführt, um sowohl die Reaktivität der Abfälle als auch die Auslaugung von Metallen zu verringern. Im wesentlichen erfolgt die Aktivität durch CO_2 aus der Luft, Wasser aufgrund von Luftfeuchtigkeit, Regen oder Wasserbesprühung.

Aluminium in der Ofenasche reagiert mit $Ca(OH)_2$ und Wasser zu Aluminiumhydroxid und Wasserstoffgas. Das Hauptproblem der Bildung von Aluminiumhydroxid ist die Volumenzunahme, da diese eine Materialausdehnung bewirkt. Die Gasentstehung verursacht technische Probleme, wenn frische Ofenasche direkt für Bauzwecke eingesetzt wird. Somit ist die Alterung erforderlich, um eine Nutzung der Ofenasche zu ermöglichen.

Die Auswirkungen von Lagerung und Alterung auf das Auslaugen können klassifiziert werden in:

- Senkung des pH-Werts wegen CO_2-Aufnahme aus der Luft oder aus biologischen Tätigkeiten
- Entstehung von durch Sauerstoffmangel hervorgerufenen reduzierende Bedingungen durch den biologischen Abbau verbleibener organischer Bestandteile
- lokale reduzierende Bedingungen durch Wasserstoffentwicklung
- Hydration und andere Veränderungen der mineralischen Phasen, die eine Partikelcohäsion verursachen. [4, IAWG, 1997]

Alle diese Effekte verringern die Metallauslaugung und bewirken eine Stabilisierung der Ofenasche. Dies erhöht die Eignung der Ofenasche für die Verwertung oder Beseitung (Deponierung). [74, TWGComments, 2004]

Medienübergreifende Auswirkungen

Ablaufendes Wasser aus Regen oder Besprinkelung kann Salze oder Metalle enthalten und erfordert eine Behandlung. Das Wasser kann im Kreislauf geführt oder als Prozesswasser im Ofen eingesetzt werden.

Es können Geruchs- und Staubminderungen erforderlich sein.

Lärm durch Maschinen und Fahrzeuge kann an manchen Standorten ein Thema sein.

In Alterungsanlagen, die sich in Gebäuden befinden, können Einrichtungen zur Explosionsverhinderung erforderlich sein. [74, TWGComments, 2004]

Betriebsdaten

Daten aus einem Versuchsprogramm einer vollwertigen deutschen Abfallverbrennungsanlage verdeutlichen die Auswirkungen von 12 Wochen Alterung auf den pH-Wert der Ofenasche und auf die mit dem DEV S4-Test erzielten Versuchsergebnisse. Abbildung 4.9(a) zeigt, dass der pH-Wert der frischen Ofenaschen beim DEV S4-Test typischerweise 12 überschreitet und während des Alterungsprozesses um ungefähr zwei Einheiten fällt.

Wie in Abbildung 4.9(b) erkennbar, hat diese Veränderung des pH-Wertes keine Auswirkung auf die Auslaugungseigenschaften von Mo, das hauptsächlich als Molybdat auftritt. Die Auslaugungsstabilität von Cu und Zn im gealterten Material ist etwas besser, während die Pb-Auslaugung um fast zwei Größenordnungen geringer ist.

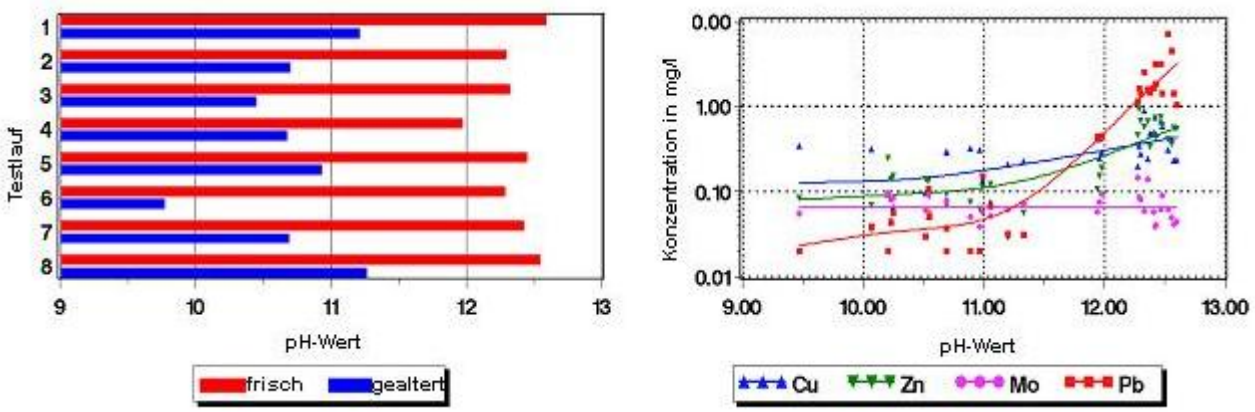

Abbildung 4.9: Auswirkung der Alterung auf die Auslaugbarkeit ausgewählter Metalle: (links) Auswirkung auf den pH-Wert; (rechts) Auslaugung als Funktion des pH-Wertes [Vehlow, 2002 #38].

Das französische Bergbauamt führte eine 18-monatige Studie über die Alterung und ihre Auswirkungen auf die Auslaugungseigenschaften an einem 400 Tonnen Haufen Ofenasche durch und zog ähnliche Schlüsse wie die deutsche Studie. [64, TWGComments, 2003]

Wenn bei eisenfreier Ofenasche längere Alterungsperioden (>20 Wochen) ohne Wenden genutzt werden, wird die gealterte Ofenasche immer fester. [74, TWGComments, 2004]

Anwendbarkeit
Diese Technik kann für alle neuen und bestehenden Anlagen, die Ofenaschen erzeugen, verwendet werden. Sie wird in der Praxis hauptsächlich zur Siedlungsabfallverbrennung eingesetzt. [74, TWGComments, 2004]

Bei manchen Abfallfraktionen kann sich der Aschegehalt durch die Behandlung nicht ausreichend verbessern, um eine vorteilhafte Verwertung zu ermöglichen – in solchen Fällen kann die treibende Kraft für den Einsatz der Technik einfach die Verbesserung der Entsorgungseigenschaften sein.

Wirtschaftlichkeit
Die Kosten für der Alterung sind im Vergleich mit den übrigen der Behandlungsanlage gering. [74, TWGComments, 2004]

Einsparung von Entsorgungskosten durch Verwertung. [74, TWGComments, 2004]

Treibende Kraft für die Anwendung
Gesetzgebung, die Auslaugungsgrenzwerte für die Verwertung von Ofenasche als ein Sekundärrohmaterial oder für die Deponierung festlegt. [74, TWGComments, 2004]

Anwendungsbeispiele
Verschiedene Behandlungsanlagen für Ofenasche in den Niederlanden, Deutschland, Frankreich und Belgien.

Referenzliteratur
[Vehlow, 2002 #38], [4, IAWG, 1997], [64, TWGComments, 2003]

4.6.7 Behandlung von Ofenasche mittels trockener Verfahren

Beschreibung
Trockene Behandlungsanlagen für Ofenasche kombinieren die Techniken zur Abtrennung eisenhaltiger Metalle, zur Zerkleinerung und Siebung, zur Abtrennung nicht-eisenhaltiger Metalle und zur Alterung der behandelten Ofenasche. Das Produkt ist ein trockenes Material mit kontrollierter Korngröße (z.B. 0 - 4 mm, 0 - 10 mm, 4 - 10 mm), das als sekundäres Baumaterial verwendet werden kann.

Das Verfahren besteht aus den folgenden aufeinander folgenden Schritten:

- Temperaturabkühlung der Ofenasche durch Luft
- Abtrennung eisenhaltiger Metalle
- Sieben
- Brechen des groben Anteils
- Sieben
- Eisenabtrennung
- Nicht-Eisenabtrennung
- Alterung.
  [74, TWGComments, 2004]

Ökologischer Nutzen
Die Technik erzeugt ein verwertbares Material und verringert die von zu entsorgende Abfallmenge.

Medienübergreifende Auswirkungen
Die Anlage verbraucht elektrische Energie und kann Staubemissionen und Lärm erzeugen.

Betriebsdaten
Die folgenden Tabellen zeigen Schlackequalitätswerte nach der Behandlung für eine Einrichtung, die folgende Techniken einsetzt:

- Rohschlacke-Aufbewahrung für 4 - 6 Wochen in einem Trockenlagerung
- vorgeschaltete Absiebung von Partikeln >150mm
- Entfernung von Eisen aus der Fraktion <150mm
- weitere Trennung durch Sieben (<22mm, 22-32mm, >32mm)
- <22mm als Sandersatz vermarktet
- >32mm in Sortierung von Hand und Separatoren gegeben, um unverbrannte und eisenhaltige Anteile abzutrennen, Brechen und Kreislaufführung
- 22 – 32 mm Anteil: Strömungstrennung leichter Anteile und Eisenabtrennung
- abgetrennte Metallanteile werden gesiebt, gereinigt und gelagert, bevor sie von der Schlacke getrennt erneuet durch den ganzen Prozess geleitet werden

	Konzentration im Schlackeaustrag in mg/kg
As	150
Cd	10
Cr	600
Cu	600
Pb	1000
Ni	600
Zn	1
Hg	0,01

Tabelle 4.82: Konzentrationswerte des Schlackenaustrags (mg/kg) einer beispielhaften Schlackebehandlungseinrichtung
Quelle: TWG Anmerkungen

	Eluatwerte des Schlackeaustrag µg/l
As	-
Cd	5
Cr	200
Cu	300
Pb	50
Ni	40
Zn	300
Hg	1

Tabelle 4.83: Eluatwerte des Schlackenaustrags (µg/l) einer beispielhaften Schlackenbehandlung
Quelle: TWG Anmerkungen

Anwendbarkeit
Die Technik ist in neuen und bestehenden Anlagen anwendbar. Um wirtschaftlich sinnvoll zu sein, ist ein Mindestdurchsatz erforderlich. Für kleine Anlagen kann eine externe (zentrale) Ofenaschenbehandlung verwendet werden.

Wirtschaftlichkeit
Der Hauptvorteil ist die Vermeidung von Entsorgungskosten; darüber hinaus hängt ein wirtschaftlicher Betrieb der Ofenaschenbehandlung vom Marktpreis der erzeugten Fraktionen ab. Behandelte Ofenasche wird im Allgemeinen einschließlich Transport kostenneutral verkauft. Erlöse werden durch die Qualität der nicht-eisenhaltigen und eisenhaltigen Metallfraktionen erzielt. Aluminium ist das Produkt mit dem höchsten Marktwert. Menge und Reinheit des erzeugten Aluminiums sind wichtige Faktoren der Gesamtwirtschaftlichkeit der Anlage.

Daten einer Siedlungsabfallverbrennungsanlage in Schweden, die verschiedene trockene Aschebehandlungen und Alterung einsetzt:
Die Steuer für die Deponierung der Asche beträgt ungefähr 40 Euro/t.
Steine und der Kies, die in den ersten Stufen des Behandlungsprozesses abgetrennt werden, haben einen Marktwert von ungefähr 6 Euro/t.
Der Marktwert des behandelten Ofenascheabfalls als Baumaterial beträgt ungefähr 2,5 Euro/t.

Dateien einer Siedlungsabfallverbrennungsanlage in Portugal, die Eisenabtrennung und 1-2-tägige Lagerung vor der Deponierung einsetzt:
Die Kosten für die Abfalldeponierung in der anlageneigenen Deponie betragen ungefähr 2 Euro/t. Dieser Standort liegt geographisch nahe an der Verbrennungsanlage, daher sind die Transportkosten niedrig.

Die Kosten der Deponierung der Abfälle in der Deponie der externen Firma betragen 2 Euro/t für den Transport und 9 Euro/t für die Entsorgung – insgesamt 11 Euro/t.

Daten einer anderen Siedlungsabfallverbrennungsanlage in Portugal, die eine Abtrennung eisenhaltiger und nicht-eisenhaltiger Metalle gefolgt von 3-monatiger Stabilisierung vor der endgültigen Deponierung einsetzt:
Der Marktwert eisenhaltiger Metalle beträgt ungefähr 102,13 Euro/t.
Deponiekosten: 28 Euro/t.
Transport der Ofenasche zur Deponie: 3 Euro/t.
Anmerkung: Es laufen Versuche im Hinblick auf eine Zertifizierung zum Ascheeinsatzes im Straßenbau.

Treibende Kraft für die Anwendung
Gesetzgebung zur Verwertung von Abfällen als Sekundärrohstoff.

Anwendungsbeispiele
Mehrere Anlagen in den Niederlanden, Deutschland, Belgien, und Frankreich.

Referenzliteratur
[4, IAWG, 1997], [Vrancken, 2001 #39] [64, TWGComments, 2003]

4.6.8 Behandlung von Ofenasche mittels nasser Behandlungsverfahren

Beschreibung
Der Einsatz eines nassen Ofenaschebehandlungsverfahrens erlaubt die Erzeugung eines verwertbaren Materials mit minimaler Auslaugung von Metallen und Anionen (z.B. Salze). Die Verbrennungsaschen werden durch Zerkleinerung, Siebung, Reinigung und Metallabtrennung behandelt.

Das Hauptmerkmal der Behandlung ist die nasse Abtrennung der Fraktion 0 - 2 mm. Da die Mehrheit der auslaugbaren Bestandteile und organischen Verbindungen in der Feinfraktion verbleiben, führt dies zu einer verringerten Auslaugbarkeit im verbleibenden Produkt, der Fraktion (>2 mm).

Ökologischer Nutzen
Die Technik erzeugt ein verwertbares Material und verringert die zu entsorgende Abfallmenge.

Nasse Ofenaschenbehandlung zielt auf eine Metallentfernung ab, um sowohl den Metallgehalt als auch die Metallauslaugung zu verringern. Andere bedenkliche Bestandteile sind lösliche Salze, hauptsächlich Alkali- und Erdalkali-Chloride sowie Sulfate. Durch Reinigung der Asche kann der Chloridanteil um ca. 50 % verringert werden. Der einfachste Weg dazu ist eine Reinigung im Entascher, wie es schon von manchen deutschen Anlagen durchgeführt wird.

Die Sulfatlöslichkeit wird durch das Löslichkeitsgleichgewicht der vorherrschenden Erdalkali-Sulfate bestimmt. Stabilisierung oder Entfernung ist schwierig. [Vehlow, 2002 #38]

Medienübergreifende Auswirkungen
Die nasse Behandlung führt zur Erzeugung einer Feinfraktion (0 - 2 mm) zur Beseitigung oder Verwertung. Anhängig von der anzuwendenden Gesetzgebung kann die Metallauslaugung dieser Fraktion über den Grenzwerten liegen. Zusätzlich wird eine Abwasserfraktion erzeugt. Dieses Abwasser kann als Prozesswasser in den Ofen zurückgegeben werden, wenn die Qualität für den Prozess geeignet ist. [74, TWGComments, 2004]

Betriebsdaten
Die relativen Anteile der verschiedenen Fraktionen hängen von der Zusammensetzung des Abfalleintrags ab. Betriebsdaten einer betriebenen Anlage werden in Tabelle 4.84 dargestellt.

Abfallart	% (Massenaustrag /Masseneintrag an Ofenasche)
Abfall zur Beseitigung (0 - 2 mm)	47
verwertbares Erzeugnis (2 - 60 mm)	34
Eisenhaltige Metalle	12
Unverbrannt zurück in die Verbrennung	5

Tabelle 4.84: Relativer Anteil verschiedener Austragsfraktionen der nassen Ofenaschenbehandlung [Vrancken, 2001 #39]

Tabelle 4.85 zeigt ein Beispiel der Auslaugungsergebnisse der erzeugten Granulate.

	Emission mg/kg. Flüssig-Fest-Verhältnis=10 (kumulativ)	
	2 – 6 mm Granulate	**6 – 50 mm Granulate**
As	0 – 0,1	<0,05
Cd	0 – 0,025	<0,01
Cr	0,005 – 0,053	<0,053
Cu	0,19 – 0,85	0,24 – 0,55
Pb	0,04 – 0,12	<0,10
Ni	0,0007 – 0,005	<0,057
Zn	0,61 – 1,27	<0,16
Anmerkung: Werte aus dem Säulenauslaugungstest NEN7343		

Tabelle 4.85: Beispiel von Auslaugungsergebnissen der erzeugten Granulate.
[64, TWGComments, 2003] [TWGComments, 2004 #74]

Andere Daten zur Schlackequalität nach der Behandlung sind in Tabelle 4.86 und Tabelle 4.87 für eine Anlage dargestellt, die die folgenden Techniken einsetzt:

- Wasserreinigung der Schlacke im Schlackebad des Ofens am Ofenausgang (Wasser vermindert Salzkonzentrationen in der Schlacke)
- Abtrennung von Eisen und großen Partikeln durch Sieben und händische Abtrennung
- Lagerung für >1 Tag zur Reaktion mit CO_2
- weiteres Sieben, Brechen, Abtrennen (z.B. separate Zermahlung des Anteils >32mm)
- Abtrennung von Eisen und Nicht-Eisen
- Fraktion >10 mm wird nach Strömungsabtrennung leichter Anteile (z.B. Kunststoff) im Kreislauf geführt
- 3-monatige Lagerung des Erzeugnisses

	Konzentration im Schlackeaustrags mg/kg	
	Bandbreite	**Durchschnitt**
As	25 – 187	74
Cd	1,1 – 16,7	3,7
Cr	84 – 726	172
Cu	1676 – 29781	6826
Pb	404 – 4063	1222
Ni	61 – 661	165
Zn	788 – 14356	2970
Hg	0,01 – 0,37	0,7

Tabelle 4.86: Konzentrationswerte (mg/kg) im Schlackeaustrag einer beispielhaften Schlackebehandlungsanlage

	Eluatkonzentration im Schlackeaustrags µg/l	
	Bandbreite	**Durchschnitt**
As	<6,0 – 16,1	5,3
Cd	<0,5 – 2,5	0,8
Cr	1 – 113	15,2
Cu	14 – 262	60,7
Pb	8 – 59	11,4
Ni	<4,0 – 11,6	2,9
Zn	<5,0 – 230	19,4
Hg	<0,2 - <0,2	<0,2

Tabelle 4.87: Eluatwerte des Schlackenaustrags (µg/l) einer beispielhaften Schlackebehandung

Anwendbarkeit
Die Technik ist in neuen und bestehenden Anlagen anwendbar. Um wirtschaftlich sinnvoll zu sein, wird ein bestimmter Mindestdurchsatz benötigt. Für kleine Anlagen wird oft eine externe (zentrale) Ofenaschebehandlung genutzt.

Wirtschaftlichkeit
Der wirtschaftliche Betrieb der Ofenaschenbehandlung hängt vom Marktpreis der hergestellten Fraktionen ab. Die behandelte Ofenasche wird allgemein kostenneutral verkauft. Erlöse werden durch die Qualität der nichteisenhaltigen und eisenhaltigen Metallfraktionen erzielt. Aluminium ist das Produkt mit dem höchsten Marktwert. Menge und Reinheit des erzeugten Aluminiums ist ein wichtiger Faktor für die Gesamtwirtschaftlichkeit der Anlage.

Treibende Kraft für die Anwendung
Gesetzgebung zur Verwertung von Abfällen als Sekundärrohstoff.

Anwendungsbeispiele
Indaver, Beveren (B)

Referenzliteratur
[Vehlow, 2002 #38], [Vrancken, 2001 #39], [4, IAWG, 1997], [64, TWGComments, 2003]

4.6.9 Behandlung von Ofenasche mittels thermischer Verfahren

Beschreibung
Aus der Glasindustrie und der Nuklearabfallbehandlungsindustrie wurden verschiedene Techniken zur thermischen Aschebehandlung übernommen. Die eingesetzten Temperaturen liegen im Bereich von 1100 bis 2000°C. Für Plasmaverfahren werden manchmal wesentlich höhere Temperaturen angewendet. Plasmaverfahren werden zur Verglasung und Einschmelzung einer Vielzahl inorganischer Abfälle einschließlich Ofenasche und Filterasche verwendet – die zur Plasmabogenverglasung eingesetzte Temperaturen liegen allgemein im Bereich von 1400 bis 1500 °C, die Energie wird in Form von Strom zugeführt.

Die geschmolzenen Produkte (d.h. Schlacke und Metall) können durch kontinuierlichen Überlauf oder bei Bedarf intermittierend abgeführt werden.

Ökologischer Nutzen
Diese Technik führt zu einem verringerten Volumen (um 33 – 50 % gesenkt), sehr niedriger Auslaugung und extrem stabilen Abfällen, die einfach verwertet werden können.

Die PCDD/F-Werte der behandelten Asche werden vermindert. Von der Plasmazerstörung der Filterasche einer Siedlungsabfallverbrennung wuerden die folgenden PCDD/F-Einträge und Emissionen berichtet. Die Filterascheaustrag stammt aus dem Gewebefilter zur Abgasbehandlung in dem Verfahren:

Ascheeintrag	50 ng TEQ/g
Schlackeaustrag	<0,001 ng TEQ/g
Filterascheaustrag	<0,005 ng TEQ/g
Abgasaustrag	<0,05 ng TEQ/m^3

Medienübergreifende Auswirkungen
Es wurde ein sehr hohem Energieverbrauch berichtet: 0,7 – 2 kWh/kg behandelter Asche. [IAWG, 1997 #4]

Energiebedarf beträgt typischerweise: Wechselstrom für den Lichtbogen 650 – 1000 kWh/t Asche; Gleichstrom für den Plasmaofen 600 – 800 kWh/t Asche.

In Frankreich ist die Entsorgung der verglasten Abfälle aufgrund einer fehlenden klaren Regelung zu berücksichtigen. Es ist nicht erlaubt, sie zu verwenden, und sie muss deponiert werden. Die mögliche (erlaubte) Entsorgung hängt von der Herkunft der Asche und nicht von ihren Eigenschaften ab.

Die Abgasemission der thermischen Behandlung fester Abfälle kann selbst hohe Schadstoffwerte von NO_X, TOC, SO_X, Staub, Schwermetallen usw. aufweisen. Deshalb ist ebenfalls eine Abgasbehandlung erforderlich, um Schadstoffe aus dem Abgas der Aschebehandlungsstufe zu entfernen (oder um das Abgas in der Abgasbehandlung der nahen Verbrennungsanlage zu behandeln).

Es wurde berichtet, dass der Prozess komplex ist und die Verfügbarkeit kritisch sein kann.
[74, TWGComments, 2004]

Betriebsdaten
Plasmaöfen arbeiten mit Energiedichten von 0,25 bis 0,5 MW/m^2 und haben Schmelzraten von 300 $kg/h/m^2$. Die für das Verfahren benötigte Fläche ist normalerweise klein.

Es wurde von Toleranz gegenüber Veränderungen des Beschickungsguts berichtet. Bei Gleichstromplasma wurde von einem Elektrodenverbrauch von 2 kg/t behandelter Asche berichtet. Für die Prozessabgase ist eine Abgasbehandlung erforderlich.

Anwendbarkeit
Obwohl sie in Japan eingesetzt werden, haben sich diese Techniken vor allem wegen ihrer hohen Kosten und dem zu erwartenden Mangel an Vorteilen, wenn bestehende Anlagen bereits ein Produkt von ausreichender Qualität erzeugen, nur wenig in anderen Märkten durchsetzen können.

Plasmabehandlung wird zur Behandlung kombinierter Ofen- und Filterasche eingesetzt. Wenn die chemischen Rückstände der Abgasbehandlung zugeführt werden, wird eine verbesserte Abgasbehandlung benötigt.

Wirtschaftlichkeit
Verglichen mit anderen Techniken wurde berichtet, dass die Kosten externer thermischer Behandlung hoch sind.

Eingesetzte Behandlungstechnik	Kosten (Euro/t Ofenasche)	Kosten (Euro/t Siedlungsabfall)
Direkte Deponierung	35	12
Vorbehandlung zur Verwendung	20	7
Schmelze (fossiler Brennstoff, keine Vorbehandlung)	100	30
Schmelze (fossiler Brennstoff, Altmetallentfernung)	130	45
Schmelze (elektrische Erwärmung)	120	40
Schmelzverfahren in Japan	100	30
Schätzwerte für Schmelzverfahren (IAWG)	180	60

Tabelle 4.88: Relative Kosten einiger Aschebehandlungstechniken
Quelle [Vehlow, 2002 #38]

Verglasungskosten hängen sehr stark von den Kosten pro Stromeinheit ab. Es wurde berichtet, dass Behandlungskosten im Bereich von 100 bis 600 Euro/t Asche liegen. Investitionskosten können für eine Anlage mit einer Kapazität von 1 – 1,5 t/h bei bis zu 20 Millionen Euro liegen.

Treibende Kraft für die Anwendung
Dort eingebaut, wo es strenge Auslaugungsstandards für verwertetes Material oder für die Beseitigung auf einer Deponie gibt.

Anwendungsbeispiele
Viele Beispiele in Japan (geschätzte 30 – 40 Anlagen). Einige Erfahrungen in Europa, z.B. Frankreich.

Referenzliteratur
[38, Vehlow, 2002], [4, IAWG, 1997], [64, TWGComments, 2003].

4.6.10 Hochtemperatur-Drehrohrofen (Versinterung)

Diese Technik wurde bereits bezüglich ihrer Auswirkungen auf die Verbrennung beschrieben (siehe Anmerkungen in Kapitel 4.2.16). Auswirkungen auf die erzeugten festen Abfälle werden in dem Kapitel ebenso genannt.

4.6.11 Behandlung von Abfällen der Abgasreinigung

Die folgenden Kapitel beziehen sich speziell auf die Behandlung von Abfällen der Abgasbehandlung und nicht auf die Behandlung von Ofenasche.

Es kann festgestellt werden, dass in manchen Fällen Abgasbehandlungsabfälle in eine überwachte Lagerung, z.B. in Salzminen, überführt werden. Der Umfang dieses BVT-Dokuments erstreckt sich nicht auf die Erörterung einer solchen Lagerung und sie wird somit nicht weiter behandelt. Es wird jedoch angemerkt, dass eine solche Möglichkeit in manchen EU Mitgliedstaaten verfügbar und erlaubt ist.

4.6.11.1 Zementverfestigung von Abfällen der Abgasreinigung

Beschreibung
Im Allgemeinen werden die Abfälle mit mineralischen oder hydraulischen Bindemitteln gemischt (z.B. Zement, Kohle-Flugasche usw.), sowie Additiven zur Steuerung der Eigenschaften des Zements (Allgemein werden zum Senken der Pb-Auslaugfähigkeit siliziumbasierte Reaktionsmittel eingesetzt. Um die Auslaugung anderer Metalle zu senken, werden sulfidbasierte Reaktionsmittel eingesetzt.). Weiterhin wird ausreichend Wasser zugemischt, um sicherzustellen, dass Hydrationsreaktionen zum Abbinden des Zements stattfinden. Die Abfälle werden dabei in die Zementmatrix eingebunden. Typischerweise reagieren die Reaktionsmittel mit Wasser und Zement, so dass sich Metallhydroxide oder Karbonate bilden, die normalerweise weniger löslich sind, als die ursprünglichen Metallverbindungen im molekularen Gerüst der Abfälle.

Zementbasierte Verfestigungstechniken benötigen leicht verfügbare Anlagen. Die mit den Verfahren verbundene Mischung und Handhabung ist gut entwickelt. Die Technik ist gegenüber Schwankungen der Abfalleigenschaften robust.

Das verfestigte Produkt wird allgemein entweder auf Oberflächendeponien oder unterirdisch deponiert oder als Versatzmaterial in alten Salzminen eingesetzt. Es muss angemerkt werden, dass in manchen Fällen die Deponierung in Minen durch lokale Gesetzgebung untersagt ist. In anderen Fällen werden die unbehandelten Abfälle in geeignete Behälter (z.B. große Säcke) verpackt und direkt verfüllt.
[64, TWGComments, 2003]

Ökologischer Nutzen
Der wesentliche Vorteil der Zementverfestigung ist der verringerte Kontakt zwischen Wasser und den Abfällen und in gewissem Maße die mögliche Bildung weniger löslicher Metallhydroxide oder Karbonate. Das verfestigte Produkt ist recht leicht zu handhaben und das Staubrisiko ist sehr niedrig. Die Freisetzung von Schwermetallen ist auf kurze Sicht typischerweise recht niedrig, der hohe pH-Wert zementbasierter Verfahren kann jedoch zu bedeutenden Auslaugungen amphoterer Metalle (Pb und Zn) führen.

Die Nachteile dieser Methode sind, dass die Auslaugung löslicher Salze nicht verhindert wird und dass dies letztendlich zu physikalischer Zersetzung des verfestigten Produktes und somit zu weiterer Auslaugung führt.

Der Zusatz von Zement und Additiven erhöht die zu behandelnde Abfallmenge; typischerweise wird ungefähr 50% des Trockengewichts der Abfälle als Zement und Additive hinzugefügt und 30 bis 100% des gesamten Trockengewichtes als Wasser zugegeben. [4, IAWG, 1997] Somit wird der Abfallaustrag aus der Filterasche typischerweise von 20 - 30 kg/t Abfalleintrag auf ungefähr 40 - 60 kg/t Abfall erhöht, einschließlich Wasserzugabe, die 50 % des gesamten Trockengewichts beträgt.

Medienübergreifende Auswirkungen
Die Technik ermöglicht in einigen Fällen die Abfallverwertung als Bergversatz oder Baumaterial im Bergbau.

Der Einsatz dieser Technik ist mit Verbrauch von Zement, Additiven und Wasser verbunden.

Betriebsdaten
Energie- und Wasserverbrauch sind unterschiedlich und wurden nicht quantifiziert. Der Betrieb und die Überwachung der Maschinen, die diese Technik einsetzen, wird als recht einfach angesehen und ist mit Standardverfahren der Zementindustrie vergleichbar.

Anwendbarkeit
Verfestigung wird typischerweise in speziell dafür errichteten Anlagen durchgeführt, die nahe am letztlichen Bestimmungsort des Produkts liegen; daher besteht für einzelne Verbrennungsanlagen keine Notwendigkeit zum Einbau von Verfestigungsverfahren. Die Technik kann für alle Arten von Abgasbehandlungsabfällen eingesetzt werden. Verfestigung mit Zement wird auch für viele andere Arten gefährlicher Abfälle eingesetzt, einschließlich der Entsorgung wenig strahlender radioaktiver Abfälle.

Wirtschaftlichkeit
In den meisten Fällen können die Abfälle in bestehende Anlagen gebracht werden. Die Behandlungskosten nur für die Zementverfestigung können sich je nach Land erheblich unterscheiden. Sie werden auf ungefähr 25 Euro pro Tonne Abfall geschätzt. [38, Vehlow, 2002]

Treibende Kraft für die Anwendung
Die Technik ist recht einfach und die nötigen technischen Kenntnisse sind leicht verfügbar. Außerdem werden die Auslaugungseigenschaften des verfestigten Produktes verglichen mit unbehandelten Abfällen beträchtlich verbessert. Eine Stabilisierung der Abgasbehandlungsabfälle durch Zementverfestigung wird auch eingesetzt und weltweit in vielen Ländern von den Behörden als akzeptabel angesehen.

Anwendungsbeispiele
Die Technik ist wahrscheinlich die gebräuchlichste Methode zur Behandlung von Abgasbehandlungsabfällen und wird in Europa und Japan weithin eingesetzt.

Die Hauptarten der Zementverfestigung sind unten aufgelistet:

Land	Eigenschaften
Deutschland	Mehrere Salzminenbetreiber in Deutschland nehmen Abgasbehandlungsabfälle an und verfestigen diese mit Zement durch Einsatz von Abfällen als Füllmaterial. Die verfestigten Abfälle werden hauptsächlich als Füllmaterial oder zur Verstärkung eingesetzt. Zementverfestigung wird für einige Minen in einer zentralen Anlage unter Einsatz von unterschiedlichen Rezepten je nach Bestimmungsort und Anforderungen durchgeführt. Von der zentralen Verfestigungsanlage wird das Produkt zur annehmenden Mine transportiert (Normalerweise werden die Abfälle in die Minen transportiert, in denen sie als Füllmaterial bei der Herstellung des für die Mine erforderlichen Zementes eingesetzt werden.).
Schweiz	Eine Variante der Zementverfestigung wird in der Schweiz eingesetzt, wo Abfälle vor der Vermischung mit Zement mit Wasser gewaschen und entwässert werden. Dies hat den Vorteil dass die meisten der löslichen Salze entfernt werden und sich somit die Langlebigkeit des verfestigten Produkts verbessert. Nach der Verfestigung werden die Abfälle vor der Aushärtung auf Oberflächendeponien abgelagert. In manchen Anlagen wird die Mischung in Formen gegossen, um Blöcke zu erzeugen, die auf Oberflächendeponien verbracht werden.
Schweden	In einer Deponie in Schweden (Hogdalan) werden zementverfestigte Abgasbehandlungsabfälle in Blöcke gegossen und nach der Härtung auf einer Oberflächendeponie gelagert.
Frankreich	Seit 1992 werden Abgasbehandlungsabfälle und Filterasche aus der Entstaubung unter Einsatz mineralischer und hydraulischer Bindemittel (z.B. Zement, Kohlen-Flugasche usw.) und Additiven vor der Deponierung verfestigt/stabilisiert. Im Jahr 2001 waren davon 90% der 353 kt erzeugten Abfälle betroffen und wurden in 12 Anlagen behandelt, die sich in 12 der 14 französischen Oberflächendeponien für gefährliche Abfälle befinden. Seit 2001 wurden zwei neue Verfestigungs-/ Stabilisierungsanlagen gebaut, was die Behandlungskapazität ungefähr von 600 kt/a auf 700 kt/a erhöht hat. Es werden keine verfestigten/stabilisierten Abfälle in Minen verfüllt. Im August 2002 wurde eine neue Behandlung in der Industrie eingeführt: bei einer Kapazität von 50 kt/a behandelt sie Abfälle aus der trockenen Abgasbehandlung mit Natriumbikarbonat, reinigt sie zur Verwertung in einer Natriumkarbonatanlage; siehe vollständige Beschreibung in Kapitel 4.6.11.5. [74, TWGComments, 2004].

Tabelle 4.89: Unterscheide einiger Länder bei Verfestigungsbehandlungen für Abgasbehandlungsabfälle [48, ISWA, 2003], [64, TWGComments, 2003].

4.6.11.2 Verglasung und Schmelzen von Abgasreinigungsabfällen

Beschreibung

Verglasung und Schmelzen führen während des Behandlungsprozesses zur Mobilisierung flüchtiger Elemente wie Hg, Pb und Zn; dies wird in manchen Verfahren in Kombination mit anderen Parametern genutzt, um ein verwertbares Produkt mit niedrigem Schwermetallgehalt zu erzeugen.

Die zur Verglasung und Schmelze eingesetzten Techniken sind in vielerlei Hinsicht ähnlich. Der Hauptunterschied ist der Kühlprozess und auch, jedoch weniger wichtig, der Einsatz spezifischer Additive zur Begünstigung einer glasartigen oder kristallinen Struktur.

Zur Erwärmung der Abfälle werden mehrere Techniken eingesetzt: elektrische Schmelzverfahren, brennstoffbefeuerte Verfahren mit Brennern und Blasschmelzen. Sie unterscheiden sich in der Art der Energieübertragung und durch oxidierende oder reduzierende Betriebszustände sowie durch die erzeugte Abgasmenge.

Im Allgemeinen leiten sich die Techniken von Öfen ab, die in der Eisen- uns Stahlerzeugung eingesetzt werden. In allen Verfahren werden die Abfälle, normalerweise über ein Beschickungsverfahren, in eine Reaktionskammer gegeben. Der Schmelzprozess kann so betrieben werden, dass eine gleichmäßige kühlere Schicht an der Oberfläche der Schmelze zum Einschluss des Schmelzprozesses verbleibt, oder die gesamte Abfallmenge befindet sich in der Reaktionskammer in geschmolzenem Zustand.

Je nach Schmelzverfahren können Metalllegierungen aus der Reaktionskammer verwertet werden. Zink (Zn) und Blei (Pb) können verwertet werden. Abhängig von der Temperatur der Reaktionskammer und oxidierendem oder reduzierendem Bedingungen in der Gasphase werden Schwermetalle (vor allem Cd und Pb) flüchtig und mit dem Abgas abgeführt. Alle Prozessanordnungen erfordern Abgasbehandlungsverfahren zur Emissionsminderung.

Der Betrieb bei oxidierenden Bedingungen verhindert die Phasentrennung und die Bildung von Metalltropfen in der Schmelze, wohingegen reduzierende Bedingungen die Phasentrennung und Metallabtrennung und Verflüchtigung verstärken.

Bei brennerbetriebenen Verfahren sind die Prozessbedingungen meist neutral, aber die Abgasvolumina sehr groß. Daher muss die Abgasbehandlungsanlage besonders groß ausgelegt werden.

Bei elektrisch betriebenen Verfahren, d.h. Widerstandserwärmung, Lichtbogen oder Plasmaflamme, sind die Prozessbedingungen reduzierend. Das Abgasvolumen ist klein, aber dies kann auch problematisch sein, weil die Konzentration von Metallen und anderen verflüchtigten Stoffen im Abgas sehr hoch ist und es bei der Abgasführung zu Kondensation kommen kann. Zur Vermeidung dieses Problems wird oft ein Trägergas zugegeben.

Bei Plasmaflammen (d.h. nicht Lichtbogenplasmaflammen) sind die Prozessbedingungen stark oxidierend. Das Abgasvolumen ist von mittlerer Größe, es wird kein Trägergas benötigt und die Größe der Abgasbehandlungseinrichtungen bleibt angemessen.

Ökologischer Nutzen

Geschmolzene und verglaste Produkte haben allgemein sehr gute Auslaugeigenschaften. Schweizer Studien, in denen verglaste, vitro-kristalline und so genannte gesinterte Produkte getestet wurden, haben gezeigt, dass gesinterte Produkte auch tendenziell das selbe Stabilitätsniveau bei der Auslaugung erreichen. Verglasung führt typischerweise zu den stabilsten und dichtesten Produkten. Im Allgemeinen werden organische Verbindungen wie Dioxine im Verfahren zerstört.

Das Verfahren hat den Vorteil, dass organische Schadstoffe wie Dioxine zerstört werden. Wegen der Freisetzung verdampfter Schwermetalle aus dem Verfahren benötigt die thermische Behandlung eine zusätzliche Abgasbehandlung, die in der Abgasbehandlungseinrichtung der Siedlungsabfallverbrennungsanlage stattfinden kann.

Ein bedeutender Nachteil dieser Methoden ist, dass sie beträchtlicher Energiemengen erfordern und daher kostspielig sein können. Es kann auch problematisch sein, einen Markt für den Absatz der behandelten Abfälle zu finden.

Medienübergreifende Auswirkungen

Verglasung und Schmelze führen zur Mobilisierung flüchtiger Elemente wie Hg, Pb und Zn während des Behandlungsprozesses.

Thermische Behandlungsverfahren setzten ganz beträchtliche Energiemengen ein. Zusätzlich erzeugen die Verfahren feste Abgasbehandlungsabfälle. Das bei der thermischer Behandlung fester Abfälle emittierte Abgas setzt Schadstoffe wie NO_X, TOC, SO_X, Staub, Schwermetalle usw. frei. Eine Abgasbehandlung ist erforderlich, um diese Schadstoffe zu entfernen (oder eine Behandlung des Abgases, wenn möglich, in der Abgasbehandlung der nahe gelegenen Verbrennungsanlage).

Es kann auch ein Problem sein, einen Absatzmarkt für die behandelten Abfälle zu finden. Diese Abfälle haben im Vergleich mit Granulaten, die aus kalten Anlagen zur Behandlung von Ofenasche stammen, einen eingeschränkten Nutzungswert; der Grund dafür ist die physikalische Zusammensetzung, die bei der Verwendung im Bau/Wegebau keine große Stabilität ermöglicht.

Betriebsdaten

Typischerweise werden ca. 700 - 1200 kWh/t behandelter Abfälle eingesetzt, um die erhöhte Temperatur zu erreichen und beizubehalten, aber es wurde von bis zu ca. 8000 kWh/t berichtet (Ecke et al., 2000). Energieverbrauch und Betrieb unterscheiden sich je nach Ofenart und Anlagenauslegung.

Normalerweise, muss der Abfalleintrag bestimmte Qualitätsanforderungen erfüllen, zum Beispiel: Gewichtsanteile von <5 % Wasser, <3 % unverbrannte Anteile, < 20 % Metalle und Aschengröße <100 mm (Kinto, 1996). Thermische Behandlungsanlagen verringern allgemein das Abfallvolumen auf ungefähr ein Fünftel des Eingangsvolumens (TWGComments 2003). Schmelzen erhöhen die Dichte der Produkte typischerweise auf 2,4 – 2,9 t/m³.

Es wurde berichtet, dass diese Prozesse kompliziert sein können und die Verfügbarkeit kritisch sein kann.

Anwendbarkeit der Technik
Thermische Behandlung wird weithin zur Behandlung von Ofenaschen und von Kombinationen aus Ofenasche und Abgasbehandlungsabfällen eingesetzt, vor allem in Japan und den USA. Wegen des hohen Salz- und Schwermetallgehalts der Abgasbehandlungsabfälle, kann eine separate Behandlung von Abgasbehandlungsabfällen umfangreiche Abgasbehandlung erforderlich machen und somit die Gesamtvorteile der getrennten Behandlung dieser Abfälle verringern.

Wirtschaftlichkeit
Typischerweise ist die Technik verglichen mit anderen Behandlungsmöglichkeiten teuer. Es wurde berichtet, dass die Behandlung im Bereich von 100 – 600 Euro/t Abfall liegt [4, IAWG, 1997, 38, Vehlow, 2002, Ecke et al., 2001]. Die Investitionskosten können ungefähr bei 10 - 20 Millionen Euro für eine Anlagenkapazität von 1 – 2 t/h liegen.

Treibende Kraft für die Anwendung
Hauptgründe für den Einbau der Technik sind die guten Auslaugungseigenschaften des Endprodukts, die Umwandlung gefährlicher Abfälle in ein inertes Produkt, speziell bei Verglasung, und die wesentliche Volumenminderung.

In dicht besiedelten Gebieten wie Japan kann Deponiekapazität eine knappe Ressource und Deponierung daher recht kostspielig sein. Organische Verbindungen wie Dioxine und Furane (bei Siedlungsabfall sind 90 % oder mehr der während der Verbrennung erzeugten Dioxine und Furane in den Abgasbehandlungsabfällen und Filteraschen konzentriert) werden fast gänzlich zerstört und die inorganischen Verbindungen (d.h. Schwermetalle) sind in atomarer Form eng in eine dauerhafte Matrix mit einer sehr langen Lebensdauer eingebunden.

Anwendungsbeispiele
Thermische Behandlung einschließlich Schmelze und Verglasung wird hauptsächlich in Japan eingesetzt, wo geschätzt wird, dass ungefähr 30 - 40 Anlagen betrieben werden, Beispiele können jedoch auch in den USA und Europa gefunden werden. [4, IAWG, 1997]

Land	Eigenschaften
USA	Ein von Corning Inc. vorgeschlagenes Verglasungsverfahren [4, IAWG, 1997] sieht erste Stufen zur Wasserextraktion, Entwässerung und Trocknung bei 500°C vor, anschließend die Zugabe glasbildender Additive und die Schmelze. Das anfängliche Waschen und Trocknen wird zur Entfernung von Chloriden und verbliebenen organischen Kohlenstoff durchgeführt.
Japan	Nach Ecke et al. (2000) und Sakai und Hiraoka (1997) beinhalten die Anlagen für die thermische Behandlung sowohl von Ofenasche als auch von Abgasbehandlungsabfällen:

	Im Betrieb	Geplant	Kapazität (Tonnen/Tag)
Elektrische Schmelze:			
Lichtbogen	4	2	655
Plasmabogen	4	2	183
Elektrischer Widerstand	2	3	148
Brenner:			
Reflektierende Oberfläche	12		209
Rotierende Oberfläche	5		84
Blasschmelze:			
Koksbett	3		170
Kohlenstoffabfallverbrennung	1		15
Summe	31	7	1464

Tabelle 4.90: Verglasungsprozesse zur Abgasbehandlung in den USA und Japan [48, ISWA, 2003]

Seit 1997 ist in Cenon nahe Bordeaux, Frankreich ein 0,5 MW Plasmaschmelzverfahren in Betrieb, das sowohl Filterasche als auch Ofenasche behandelt. Es wurde berichtet, dass diese Anlage keine Ofenasche sondern nur Filterasche aus Elektrofiltern behandelt. Darüber hinaus kann Kesselasche wegen des Schwefel- und Halogengehalts nicht behandelt werden.

Referenzliteratur
[64, TWGComments, 2003], [48, ISWA, 2003].

4.6.11.3 Säureextraktion aus Kessel- und Filterasche

Beschreibung
Kessel- und Filterasche werden mit dem sauren Abwasser aus der ersten (sauren) Stufe eines Nasswäschers behandelt. Die behandelten Abfälle werden dann gewaschen und normalerweise vor der Beseitigung auf einer Deponie wieder mit Ofenasche vermischt. [64, TWGComments, 2003]

Diese Prozess, auch FLUWA-Verfahren genannt, verbindet eine saure Extraktion löslicher Schwermetalle und Salze durch Einsatz des (sauren) Abwassers des Wäschers. Vor dem Einsatz der Flüssigkeit aus dem Wäscher wird Quecksilber entweder durch eine Filterung (wenn Aktivkohle in den Wäscher gegeben wird) und/oder einen speziellen Ionentauscher entfernt. Sowohl Kessel- als auch Filterasche werden so behandelt. Das Flüssig-Fest-Verhältnis in der Extraktionsstufe liegt etwa bei 4; der pH-Wert wird durch Zugabe von Kalkhydrat auf 3,5 gehalten. Innerhalb der Verweilzeit von ca. 45 Minuten wird Sulfat (aus dem SO_2-Wäscher) als Gips ausgefällt. Der Abfall wird entwässert, anschließend auf einem Bandfilter durch Gegenstrom gewaschen und letztlich deponiert, normalerweise vermischt mit Ofenasche.

Das Filtrat muss behandelt werden, um Schwermetalle durch Neutralisation, Fällung und Ionenaustausch zu entfernen. Der entwässerte und abgespülte Filterkuchen enthält ungefähr 25 % Zink und wird daher in metallurgischen Verfahren verwertet.

Ökologischer Nutzen
Das Verfahren entfernt einen wesentlichen Anteil der gesamten Schwermetalle aus den Abfällen (Cd: $\geq$ 85 %; Zn: $\geq$ 85 %; Pb, Cu: $\geq$ 33 %; Hg: $\geq$ 95 %). Die Auslaugfähigkeit der Abfälle wird um den Faktor $10^2 – 10^3$ verringert. Zink, Cadmium und Quecksilber werden verwertet. Ökotoxizitätstests (MICROTOX, Ceriodaohnia, Algenwachstum, Wurmsterblichkeit & Belastung von Salat) waren den Berichten nach positiv. [74, TWGComments, 2004]

Medienübergreifende Auswirkungen
Wenn die behandelte Filterasche zusammen mit Ofenasche entsorgt wird, steigt der Dioxingehalt der Ofenasche; die Auslaugeigenschaften des Gemisches können jedoch wegen der höheren Dichte sogar besser sein.

Salz und Metalle aus Abgasbehandlungsabfällen werden ins Abwasser überführt, für das dann vor der Ableitung eine Behandlung nötig sein kann.

Betriebsdaten
Die erste Anlage wurde 1996 in Betrieb genommen. Die meisten Anlagen sind 24 h/Tag in Betrieb und passen den wöchentlichen Betriebszeitraum (4 – 7 Tage) an die anfallenden Abgasbehandlungsabfälle an.

Anwendbarkeit der Technik
Das Verfahren kann nur in Verbrennungsanlagen mit nassen Abgasbehandlungsverfahren eingesetzt werden, die das behandelte Abwasser ableiten können.

Wirtschaftlichkeit
Verfahrenskosten für die Behandlung der Abgasbehandlungsabfälle: ungefähr 150 – 250 Euro/t (einschließlich Anteile für die Zinkfilterkuchenverwertung, die sich auf 10 – 13 Euro/t Abfall belaufen). [74, TWGComments, 2004]

Treibende Kraft für die Anwendung
Die Technik ist eine Methode zur Abfallbehandlung entsprechend der schweizer Gesetzgebung, und dies zu einem wettbewerbsfähigen Preis im Vergleich mit der wichtigsten Alternative, dem Export in deutsche Minen.

Anwendungsbeispiele

Anlage (alles Siedlungsabfall-behandlungsanlagen)	Land	Jahr der Inbetriebnahme
Bern	Schweiz	1996
Buchs Sankt Gallen	Schweiz	1997
Emmenspitz	Schweiz	1998
Liberec	Tschechische Republik	1999
Niederurnen	Schweiz	2001
Thun	Schweiz	2003
Lausanne	Schweiz	2005

Tabelle 4.91: Beispiele von Anlagen, die das Säureextraktionsverfahren zur Behandlung von Abgasbehandlungsabfällen einsetzen ([ISWA, 2003 #48]

Mehrere andere mehr oder weniger ähnliche Techniken setzen auch Säureextraktion ein.

Verfahren	Eigenschaften
MR	Das MR-Verfahren, (Stubenvoll, 1989) verbindet ähnlich wie das 3R-Verfahren die Säureextraktion mit thermischer Behandlung. Zuerst werden mit der Lösung aus dem Nasswäscher der ersten Stufe Kessel- und Filterasche gewaschen und entwässert. Dann werden die Abfälle in einem Drehrohrofen eine Stunde lang bei ca. 600 °C behandelt, was Dioxine zerstört und Hg verflüchtigt. Das Abgas wird in einem Aktivkohlefilter behandelt. Das Abwasser wird behandelt, um Schwermetalle zu entfernen. Die Wäscherlösung aus dem zweiten Wäscher wird eingesetzt, um Ofenasche zu waschen und säurehaltige Abwasserströme zu neutralisieren. [4, IAWG, 1997]
AES	Das Sulfid-Säureextraktionsverfahren (AES) kombiniert Filterasche und NaOH-Wäscherlösung mit Wasser bei einem Flüssig/Fest-Verhältnis von 5. Nach der Vermischung wird der pH-Wert mit HCl auf ungefähr 6 – 8 eingestellt, um Schwermetalle zu extrahieren. NaHS wird zugegeben, um Schwermetalle als Sulfide zu binden. Dann wird ein Gerinnungsmittel zugefügt und der Schlamm wird entwässert. Der Filterkuchen wird deponiert und das Abwasser wird in einer nachfolgenden Behandlungseinheit behandelt, um Schwermetalle zu entfernen. ([4, IAWG, 1997, Inoue and Kawabata, 1997]; Inoue and Kawabata, 1997).
3R-Verfahren	Das 3R-Verfahren (Vehlow et. al. 1990) ähnelt dem FLUWA-Verfahren darin, dass es zur Extraktion von Schwermetalle die Lösung aus dem Nasswäscher und anschließend eine Entwässerungsstufe einsetzt. Die Feststoffe werden jedoch in die Brennkammer zurückgeführt. Ähnlich wie beim FLUWA-Verfahren ist für das erzeugte Abwasser eine Behandlung notwendig.

Tabelle 4.92: Eigenschaften von Säureextraktionsprozessen, die zur Behandlung von Abgasbehandlungsabfällen eingesetzt werden [48, ISWA, 2003]

Referenzliteratur
[48, ISWA, 2003, 64, TWGComments, 2003].

4.6.11.4 Behandlung von Abfällen aus trockenen Abgasbehandlungsverfahren mit Natriumbicarbonat zur Verwertung in der Sodaascheindustrie

Beschreibung
Abgasbehandlungsabfälle der trockenen Abgasbehandlung mit Natriumbikarbonat werden zur weiteren Behandlung in Silos gelagert. Die Abfälle werden dann bei kontrolliertem pH-Wert mit bestimmten Additiven aufgelöst. Die erzeugte Suspension wird durch eine Filterpresse geführt, die unlösliche Anteile abtrennt: Schwermetallhydroxide, Aktivkohle und Filterasche. Dadurch erhält man eine Rohlauge und einen Filterkuchen.

Die Rohlauge passiert dann einen Sandfilter und eine Aktivkohlensäule, die alle enthaltenen organischen Verbindungen absorbiert. Die letzten Spuren von Schwermetallen werden in zwei Harzsäulen zum Ionenaustausch entfernt, um NaCl-Lauge von einer Qualität, die in einem industriellen Natronlaugeverfahren verwendet werden kann zu erhalten.

Der als einziger Abfall verbleibende Filterkuchen wird deponiert. Die Gesamtmenge beträgt nicht mehr als 2 bis 4 kg pro Tonne verbranntem Siedlungsabfall.

Die gereinigte Lauge und der Filterkuchen sind die einzigen Endprodukte. Das Reinigungswasser, die Regenerationsmittel für das Harz usw. werden im Lösungsverfahren vollständig verwertet, so dass die Anlage keine wässrigen Abfälle erzeugt.

Ökologischer Nutzen
Behandlung der Abfälle verringert die Menge, die letztlich deponiert werden muss.

Die erzeugte Lauge kann in einem industriellen Natronlaugeverfahren eingesetzt werden.

Medienübergreifende Auswirkungen
Der Prozess erfordert zusätzlichen Energieverbrauch und Rohstoffe.

Es ist Sorgfalt erforderlich, um sicherzustellen, dass Schadstoffe, die in den Abgasbehandlungsabfällen enthalten sind, nicht remobilisiert und in die Umwelt freigesetzt werden.

Die Technik erzeugt eine geringe Abfallmenge, die dazu führt, dass weniger Transportaufwand benötigt wird. [74, TWGComments, 2004]

Betriebsdaten
Die Anlage wird entsprechend eines Qualitätsmanagementsystems betrieben, das, unter anderem, die Rohstoffüberwachung und sowie die Überwachung der gereinigten Lauge sicherstellt.

Beim Erreichen der Anlage werden die natriumbasierten Abgasbehandlungsabfälle analysiert, um die Übereinstimmung der Zusammensetzung mit den Annahmevorgaben zu überprüfen.

Die von der Anlage erzeugte gereinigte Lauge wird regelmäßig auf die Übereinstimmung mit den Anforderungen hin analysiert, bevor sie in die Sodaascheproduktion geschickt wird.

Anwendbarkeit
Nur anwendbar für Abfälle der trockenen Abgasbehandlungsverfahren mit Natriumbikarbonat.

Wirtschaftlichkeit
Die Technik ist patentiert.

Im Vergleich mit der Verfestigung und Deponierung von Abgasbehandlungsabfällen:
(1) wird die Verfestigung durch die Abtrennung der löslichen Anteile erleichtert und
(2) wird die letztliche Abfallmenge verringert.

In manchen Ländern ist der Prozess gegenüber anderen Optionen wettbewerbsfähig.

Es wurde berichtet, dass die Betriebskosten niedrig sind, und die Investitionskosten für die Behandlungsanlage der ausschlaggebende Faktor sind – um dies zu minimieren kann das Verfahren in zentralen Anlagen eingesetzt werden, die einer Vielzahl von Verbrennungsanlagen dienen. [74, TWGComments, 2004]

Treibende Kraft für die Anwendung
Hohe Entsorgungskosten für Abgasbehandlungsabfälle sind eine wichtige treibende Kraft für den Einsatz des Verfahrens.

Anwendungsbeispiele
Die industrielle Pilotanlage wurde geplant, um die Machbarkeit des Reinigungs- und Verwertungsverfahrens in mittlerem Maßstab zu demonstrieren. Deshalb wurde sie für eine Kapazität von 350 kg Rückstände/h, oder 2800 Tonnen/a ausgelegt. In der Praxis hat die Anlage nach einigen Erweiterungen jetzt eine Genehmigung zur Verarbeitung von 13 000 t/a. Sie ist die Hauptbehandlungsanlage mehrerer italienischer Verbrennungsanlagen.

Referenzliteratur
[59, CEFIC, 2002, 64, TWGComments, 2003, 73, Rijpkema, 2000].

4.6.11.5 Behandlung von Abfällen aus trockenen Abgasbehandlungsverfahren mit Natriumbikarbonat durch hydraulische Bindemittel

Beschreibung
Abgasbehandlungsabfälle aus trockener Abgasbehandlung mit Natriumbikarbonat werden zur weiteren Behandlung in Silos gelagert. Dann werden die Abfälle mit hydraulischen Bindemitteln gemischt und anschließend mit bestimmten Additiven in eine wässrige Lösung gegeben. Die so erzeugte Suspension passiert eine Filterpresse, die die unlöslichen Anteile (die die meisten Schwermetalle enthalten) abtrennt. Die sich daraus ergebenden Produkte sind Lauge und ein Filterkuchen.

Die Lauge wird weiter gereinigt, so dass sie bei der Erzeugung von Natriumkarbonat (Sodaasche) verwertet werden kann.

Der Filterkuchen, der hydraulische Bindemittel enthält, verfestigt sich zu einer inerten Masse (entsprechend französischer Standards), die zur Ablagerung auf einer entsprechenden Deponie geeignet ist.

Das Verfahren erzeugt keinen flüssigen Abfall: die einzigen abgeführten Ströme sind die wiederverwertbare Lauge und der Filterkuchen.

Ökologischer Nutzen
Die gereinigten Salze werden in einer nahegelegenen Sodaascheanlage als Lauge verwertet, die einen Teil der Salzlieferungen in diese Sodaanlage ersetzt.

Die letztlich verbleibenden Abfälle sind schon stabilisiert und verfestigt, wenn sie die Anlage verlassen, und werden zur Lagerung auf eine genehmigte Deponie verbracht.

Medienübergreifende Auswirkungen

Die Technik erzeugt eine geringe Abfallmenge. Der Transportaufwand kann den Einsatz dieser Technik einschränken, da er von der Entfernung zwischen der Verbrennung und der Abfallbehandlungseinrichtung abhängt. Darüber hinaus sollte die zur Verwertung genutzte Produktionsstätte für Bikarbonat auch in der Nähe liegen, um die Transportauswirkungen zu minimieren. [74, TWGComments, 2004]

Betriebsdaten
Die Anlage wird entsprechend eines Qualitätsmanagementsystems betrieben, das, unter anderem, die Rohstoffüberwachung und sowie die Überwachung der gereinigten Lauge sicherstellt.

Beim Erreichen der Anlage werden die natriumbasierten Abgasbehandlungsabfälle analysiert, um die Übereinstimmung der Zusammensetzung mit den Annahmevorgaben zu überprüfen.

Die von der Anlage erzeugte gereinigte Lauge wird regelmäßig auf die Übereinstimmung mit den Anforderungen hin analysiert, bevor sie in die Sodaascheproduktion geschickt wird.

Anwendbarkeit
Nur anwendbar für Abfälle aus dem trockenen Abgasbehandlungsverfahren mit Natriumbikarbonat.

Wirtschaftlichkeit
Die Technik ist patentiert.

Im Vergleich mit der Verfestigung und Deponierung von Abgasbehandlungsabfällen:
(1) wird die Verfestigung durch die Abtrennung der löslichen Anteile erleichtert und
(2) wird die letztliche Abfallmenge verringert.

In manchen Ländern ist der Prozess gegenüber anderen Optionen wettbewerbsfähig.

Es wurde berichtet, dass die Betriebskosten niedrig sind, und die Investitionskosten für die Behandlungsanlage der ausschlaggebende Faktor sind – um dies zu minimieren kann das Verfahren in zentralen Anlagen eingesetzt werden, die einer Vielzahl von Verbrennungsanlagen dienen. [74, TWGComments, 2004]

Anwendungsbeispiele
Diese Anlage befindet sich in Frankreich und hat eine Kapazität von 50 kt Abgasreinigungabfall pro Jahr.

Referenzliteratur
[59, CEFIC, 2002, 64, TWGComments, 2003, 73, Rijpkema, 2000].

4.7 Lärm

Hinsichtlich des erzeugten Lärms ist die Abfallverbrennung mit anderen Schwerindustrien und mit Kraftwerken vergleichbar. Es ist üblich, dass Siedlungsabfallverbrennungsanlagen in vollständig geschlossenen Gebäuden gebaut werden. Dies beinhaltet normalerweise die Annahme und Entladung des Abfalls, mechanische Vorbehandlung, Abgasbehandlung, Behandlung von Rückständen usw. Im Allgemeinen befinden sich nur Kühleinrichtungen und die langfristige Lagerung von Ofenasche unter freiem Himmel.

Die wichtigsten externen Lärmquellen sind:

- Lastwagen für den Transport von angeliefertem Abfall, Chemikalien und erzeugtem Abfall
- Kranbetrieb im Bunker
- mechanische Vorbehandlung von Abfall
- Abgasgebläse zur Abgasabführung aus dem Verbrennungsprozess, die Lärm am Kaminausgang bewirken
- mit dem Kühlverfahren zusammenhängender Lärm (bei Verdampfungskühlern und speziell bei Luftkühlern)
- mit Transport und Behandlung von Ofenasche zusammenhängender Lärm (wenn am selben Standort)
- Lärm der Turbinen-Generator-Einheit
  [74, TWGComments, 2004]

Normalerweise erzeugen andere Teile der Anlage keinen wesentlichen externen Lärm, können aber zur allgemeinen externen Lärmerzeugung aus dem Anlagengebäude beitragen.

Die Bereiche der Verbrennungsanlagen, die die Hauptlärmquellen darstellen, die dort entstehenden Lärmpegel und einige spezielle Techniken zur Lärmminderung werden in Tabelle 3.49 beschrieben.

Der Lärmschutzaufwand und die ergriffenen Maßnahmen sind häufig sehr speziell auf den Standort und die möglichen Auswirkungen zugeschnitten.

4.8 Instrumente des Umweltmanagements

Beschreibung
Die beste Umweltleistung wird üblicherweise durch den Einsatz der besten Technologie und deren effektivsten und effizientesten Betrieb erzielt. Dies wird von der IVU-Richtlinie anerkannt durch ihre Definition von „Techniken“ als „*sowohl die angewandte Technologie, als auch die Art und Weise, wie die Anlage geplant, gebaut, gewartet, betrieben und stillgelegt wird*“.

Für IVU-Anlagen ist ein Umweltmanagementsystem (UMS) ein Instrument, mit dem der Betreiber Planung, Bauart, Wartung, Betrieb und Stilllegung auf systematische und nachvollziehbare Art und Weise angehen kann. Ein UMS umfasst die Organisationsstruktur, Verantwortlichkeiten, Verhaltensweisen, Vorgehensweisen, Verfahren und Mittel zur Entwicklung, Einführung, Aufrechterhaltung, Überprüfung und Überwachung von Umweltpolitiken. Umweltmanagementsysteme sind am effektivsten und effizientesten, wenn sie ein inhärenter Bestandteil des gesamten Managements und der gesamten Betriebsführung der Anlage sind.

Innerhalb der Europäischen Union haben sich viele Organisationen auf freiwilliger Basis dafür entschieden, Umweltmanagementsysteme auf Grundlage der EN ISO 14001:1996 oder nach EMAS einzuführen, dem EU-Ökauditsystem für das Umweltmanagement und die Umweltbetriebsprüfung. EMAS beinhaltet die Anforderungen der EN ISO 14001 an das Managementsystem, legt aber zusätzlichen Nachdruck auf die Einhaltung von Rechtsvorschriften, die Umweltleistung und die Einbeziehung der Arbeitnehmer. Es fordert auch eine externe Überprüfung des Managementsystems und die Gültigkeitsprüfung einer öffentlichen Umwelterklärung (in EN ISO 14001 ist die Selbstverpflichtung eine Alternative zur externen Überprüfung). Es gibt auch viele Organisationen, die entschieden haben, nicht standardisierte Umweltmanagementsysteme einzuführen.

Während sich sowohl standardisierte Systeme (EN ISO 14001:1996 und EMAS) als auch nicht standardisierte (‘kundenspezifische’) Systeme grundsätzlich auf die *Organisation* als Einheit beziehen, hat das vorliegende Dokument eine engere Herangehensweise. Es bezieht nicht alle Tätigkeiten der Organisation ein, z.B. im Hinblick auf ihre Produkte und Dienstleistungen, da die von der IVU-Richtlinie geregelte Einheit die *Anlage* selbst ist (wie in Artikel 2 definiert).

Ein Umweltmanagementsystem (UMS) für eine IVU-Anlage kann folgende Bestandteile umfassen:

(a) Festlegung einer Umweltpolitik
(b) Planung und Festlegung von Zielsetzungen und Einzelzielen
(c) Einführung und Durchführung von Verfahrensabläufen
(d) Überprüfungs- und Korrekturmaßnahmen
(e) Überprüfung des Managements (management review)
(f) Erstellung einer regelmäßigen Umwelterklärung
(g) Überprüfung durch eine Zertifizierungsstelle oder einen externen Umweltgutachter
(h) Überlegungen zur endgültigen Stilllegung der Anlage bei der Auslegung
(i) Entwicklung sauberer Technologien
(j) Betriebsvergleiche (Benchmarking).

Diese Merkmale werden weiter unten etwas genauer erklärt. Für ausführliche Informationen zu den Komponenten (a) bis (g), die alle in EMAS enthalten sind, wird der Leser auf die unten angeführte Referenzliteratur verwiesen.

(a) Festlegung einer Umweltpolitik

Die oberste Managementebene ist verantwortlich für die Festlegung einer Umweltpolitik einer Anlage und für die Sicherstellung, dass sie:

- angemessen ist in Art, Umfang und Umweltauswirkungen der Tätigkeiten
- eine Verpflichtung zur Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung enthält
- eine Verpflichtung zur Einhaltung aller relevanten Umweltgesetze und -vorschriften sowie anderer Forderungen enthält, denen sich die Organisation verpflichtet
- einen Rahmen zur Festlegung und Bewertung umweltbezogener Zielsetzungen und Einzelziele bildet
- dokumentiert und allen Mitarbeitern bekannt gemacht wird
- der Öffentlichkeit und allen interessierten Kreisen zugänglich ist.

(b) Planung

- Abläufe zur Identifizierung von umweltrelevanten Gesichtspunkten der Anlage zur Ermittlung jener Tätigkeiten, die wesentliche Umweltauswirkungen haben oder haben können, und Erhaltung dieser Informationen auf dem neuesten Stand
- Abläufe, um gesetzliche und andere Anforderungen zu ermitteln und zugänglich zu machen, zu deren Einhaltung sich die Organisation verpflichtet hat und die auf die Umweltaspekte ihrer Tätigkeiten anwendbar sind
- Festlegung und Überprüfung dokumentierter Zielsetzungen und Einzelziele, unter Berücksichtigung gesetzlicher und anderer Forderungen sowie der Standpunkte interessierter Kreise
- Einführung und regelmäßige Aktualisierung eines Umweltmanagementprogramms, einschliesslich der Festlegung von Verantwortlichkeiten zur Verwirklichung der Zielsetzungen und Einzelziele für jede relevante Aufgabe und Ebene, ebenso wie die Mittel und den Zeitraum für ihre Zielerreichung

(c) Einführung und Durchführung von Verfahrensabläufen

Es ist wichtig, Systeme eingeführt zu haben, die gewährleisten, dass die Verfahrensabläufe bekannt sind, verstanden werden und eingehalten werden. Deshalb umfasst ein effektives Umweltmanagement:

(i) Organisationsstruktur und Verantwortlichkeiten

- Festlegung, Dokumentation und Kommunikation von Rollen, Verantwortlichkeiten und Kompetenzen, einschließlich der Bestellung eines speziellen Managementbeauftragten
- Bereitstellung der für die Einführung und Überwachung des Umweltmanagements benötigten Mittel, einschließlich Personalbedarf und personelle Anforderungen, Technologie und Finanzmittel.

(ii) Schulung, Bewusstseinsbildung und Kompetenz

- Ermittlung des Schulungsbedarfs zur Sicherstellung, dass alle Beschäftigten, deren Arbeit wesentlichen Einfluss auf die Umweltauswirkungen haben kann, eine entsprechende Schulung erhalten.

(iii) Kommunikation

- Einführung und Aufrechterhaltung von internen Kommunikationsabläufen zwischen den verschiedenen Ebenen und Aufgaben der Anlage sowie Abläufen, die einen Dialog mit externen interessierten Kreisen fördern und Abläufen zur Entgegennahme, Dokumentation und, wenn es sinnvoll ist, Beantwortung relevanter Kommunikation mit externen interessierten Kreisen.

(iv) Einbeziehung von Arbeitnehmern

- Einbeziehung der Arbeitnehmer in den Prozess mit dem Ziel, eine hohe Umweltleistung zu erreichen, durch Anwendung geeigneter Beteiligungformen, wie z.B. des Vorschlagswesens oder projektbezogener Gruppenarbeit oder Umweltausschüsse.

(v) Dokumentation

– Einführung und Aufrechterhaltung auf dem neuesten Stand von Informationen auf Papier oder in elektronischer Form, um wesentliche Elemente des Managementsystems und ihre Wechselwirkungen zu beschreiben und Hinweise für das Auffinden zugehöriger Dokumentation zu geben.

(vi) Effiziente Verfahrensüberwachung und -steuerung

– Angemessene Überwachung und Steuerung von Verfahren in allen Betriebszuständen, d.h. Vorbereitung, Anfahren, Regelbetrieb, Abfahren und unnormale Betriebsbedingungen
– Festlegung der wichtigsten Leistungsindikatoren und Methoden, um diese Parameter zu messen, zu überwachen und zu steuern (z.B. Durchfluss, Druck, Temperatur, Zusammensetzung und Menge)
– Dokumentation und Analyse unnormaler Betriebsbedingungen zur Identifizierung der Ursachen und anschließendes Adressieren, um sicherzustellen, dass solche Ereignisse nicht wieder vorkommen (das kann erleichtert werden indem eine Kultur des „nicht Tadelns“ eingeführt wird, in der die Identifikation von Ursachen wichtiger ist als Zuweisung von Schuld an Einzelpersonen)

(vi) Wartungsprogramm

– Einführung eines strukturierten Wartungsprogramms, das auf technischen Beschreibungen der Geräte, Normen etc. basiert und auch auf jeglichen Fehlfunktionen und deren Konsequenzen
– Unterstützung des Wartungsprogramms durch geeignete Dokumentationssysteme und Diagnosetests
– Klare Zuweisung von Verantwortlichkeiten für Planung und Ausführung der Wartung.

(vii) Notfallbereitschaft und –reaktionen

– Einführung und Aufrechterhaltung von Abläufen, um das Möglichkeiten für und Reaktionen auf Unfälle und Notfallsituationen zu ermitteln und Umweltauswirkungen, die damit verbunden sein könnten, zu verhindern und zu begrenzen.

Überprüfungs- und Korrekturmaßnahmen [1]

(i) Überwachung und Messungen

– Einführung und Aufrechterhaltung dokumentierter Abläufe, um maßgebliche Betriebsparameter und Tätigkeiten, die eine wesentliche Umweltauswirkung haben können, regelmäßig zu überwachen und zu messen, einschließlich der Aufzeichnung von Informationen zur Nachvollziehbarkeit der Leistung, relevanter betrieblicher Überwachung und der Konformität mit den umweltbezogenen Zielsetzungen und Einzelzielen (siehe auch das *Referenzdokument zur Überwachung von Emissionen*) [68, EIPPCB, 2003]
– Einführung und Aufrechterhaltung eines dokumentierten Ablaufs zur regelmäßigen Bewertung der Einhaltung von relevanten Umweltgesetzen und –vorschriften

(ii) Korrektur- und Vorsorgemaßnahmen

– Einführung und Aufrechterhaltung von Abläufen zur Bestimmung von Verantwortlichkeiten und Befugnissen für die Handhabung und Untersuchung von Abweichungen von Genehmigungsauflagen, anderen gesetzlichen Vorschriften sowie von Zielsetzungen und Einzelzielen. Ergreifung von Maßnahmen zur Begrenzung etwaig verursachter Auswirkungen und zur Initiierung und Vervollständigung von Korrektur- und Vorsorgemaßnahmen, die der Schwere des Problems Rechnung tragen und den Umweltauswirkungen angemessen sind.

(iii) Aufzeichnungen

– Einführung und Aufrechterhaltung von Abläufen zur Kennzeichnung, Pflege und Verfügbarkeit von lesbaren, identifizier- und rückverfolgbaren umweltbezogenen Aufzeichnungen, einschließlich Aufzeichnungen über Schulungen und Ergebnisse von Umweltaudits und Überprüfungen.

1 Anmerkung des Übersetzers: Kennzeichnung mit Aufzählungszeichen „d)“ hier wie im Originaltext fehlend, daher Aufzählung ab hier nicht mit der Liste a) bis j) von Seite 422 übereinstimmend.

(iv) Audit

– Einführung und Aufrechterhaltung eines (mehrerer) Programme(s) und Abläufe für die regelmäßige Auditierung des Umweltmanagementsystems, die Gespräche mit dem Personal, Prüfung der Betriebsbedingungen und der Ausstattung sowie Überprüfung von Aufzeichnungen und Dokumentation beinhalten und die in einen schriftlichen Bericht münden, welcher unparteiisch und objektiv entweder von Beschäftigten (interne Audits) oder von Externen (externe Audits) durchgeführt werden. Der Bericht umfasst Umfang, Frequenz und Methodik des Audits ebenso wie Verantwortlichkeiten für und Anforderungen an die Durchführung von Audits und Berichterstattung der Ergebnisse zur Feststellung, ob das Umweltmanagementsystem mit den geplanten Abmachungen übereinstimmt oder nicht, und ob es richtig eingeführt und aufrecht erhalten wurde.
– Absolvieren von Audits oder Auditszyklen, soweit angemessen, in Intervallen von nicht mehr als drei Jahren, abhängig von Art, Umfang und Komplexität der Tätigkeiten, der Bedeutung der damit verbundenen Umweltauswirkungen, der Wichtigkeit und Dringlichkeit der in früheren Audits erkannten Probleme sowie der Historie der Umweltprobleme – komplexere Tätigkeiten mit wesentlichen Umweltauswirkungen werden häufiger auditiert
– Bereitstellung angemessener Mechanismen zur Sicherstellung, dass die Auditergebnisse nachgehalten werden (follow-up).

(v) Regelmäßige Evaluierung der Rechtskonformität

– Prüfung der Einhaltung der geltenden Rechtsvorschriften und Genehmigungsauflagen der Anlage
– Dokumentation der Evaluierung

(d) Überprüfung des Managements

– Überprüfung des Umweltmanagementsystems durch das oberste Management, in durch dieses festgelegten Abständen, um dessen fortdauernde Eignung, Angemessenheit und Effektivität sicherzustellen
– Gewährleistung, dass notwendige Informationen gesammelt werden, um dem Management eine Überprüfung zu ermöglichen
– Dokumentation der Überprüfung.

(e) Erstellung einer regelmäßigen Umwelterklärung:

– Erstellung einer Umwelterklärung, in der insbesondere auf erreichte Ergebnisse der Anlage in Hinblick auf ihre Umweltzielsetzungen sowie Einzelziele eingegangen wird. Sie wird regelmäßig erstellt –einmal im Jahr oder weniger häufig, abhängig von der Bedeutsamkeit der Emissionen, der Abfallerzeugung usw. Sie berücksichtigt den Informationsbedarf relevanter interessierter Kreise und ist öffentlich zugänglich (z.B. in elektronischen Veröffentlichungen, in Bibliotheken, usw.)

– Bei Erstellung der Umwelterklärung kann der Betreiber relevante vorhandene Indikatoren für die Umweltleistung nutzen, wobei er sicherstellt, dass die gewählten Indikatoren:
  i. eine genaue Abschätzung der Umweltleistungen der Anlage geben
  ii. verständlich und unzweideutig sind
  iii. einen Vergleich auf Jahresbasis ermöglichen, um die Entwicklung der Umweltleistung der Anlage zu beurteilen
  iv. einen Vergleich, wenn angemessen, zwischen verschiedenen branchenbezogenen, nationalen oder regionalen Kenngrößen (Benchmarks) ermöglichen
  v. einen Vergeich, wenn angemessen, mit rechtlichen Anforderungen ermöglichen.

(f) Überprüfung durch eine Zertifizierungsstelle oder einen externen UMS-Gutachter

– Die Glaubwürdigkeit des Systems kann erhöht werden, wenn das Vorhandensein eines Managementsystems, Auditverfahrens und einer Umwelterklärung durch eine anerkannte Zertifizierungsstelle oder einen externen UMS-Gutachter überprüft und validiert wird, wenn dies richtig durchgeführt werden.

(g) Überlegungen zur endgültigen Stilllegung der Anlage bei der Auslegung

- Berücksichtigung der Umweltauswirkungen einer möglichen Stilllegung einer Einheit bei der Auslegung der neuen Anlage, da die Voraussicht eine Stilllegung einfacher, sauberer und preiswerter macht
- Stilllegungen stellen ein Umweltrisiko hinsichtlich der Kontaminationen von Boden (und Grundwasser) dar und erzeugen große Mengen fester Abfälle. Vorsorgetechniken sind verfahrensabhängig, allgemeine Überlegungen können jedoch enthalten:
  i. Vermeidung unterirdischer Bauten
  ii. Einbeziehung von Merkmalen, die die Demontage erleichtern
  iii. Wahl von Oberflächen, die leicht dekontaminiert werden können
  iv. Nutzung einer Anlagenkonfiguration, die den Einschluss von Chemikalien minimiert und einen Ablauf oder Waschen ermöglicht
  v. Planung flexibler, in sich abgeschlossener Einheiten, die eine stufenweise Schließung ermöglichen
  vi. Nutzung, wenn möglich, von biologisch abbaubaren und verwertbaren Materialien

(h) Entwicklung sauberer Technologien

- Umweltschutz sollte eine inhärentes Merkmal jeglicher vom Betreiber durchgeführter Tätigkeiten zur Verfahrensauslegung sein, denn Techniken, die im frühestmöglichen Planungsstadium berücksichtigt werden, sind effektiver und preiswerter. Die Berücksichtigung der Entwicklung von sauberen Technologien kann zum Beispiel durch Forschungs- und Entwicklungstätigkeiten oder Studien erfolgen. Alternativ zu internen Tätigkeiten können Verabredungen getroffen werden, um mit anderen Betreibern oder Forschungseinrichtungen, die auf dem betreffenden Gebiet tätig sind, zu arbeiten oder – wenn angemessen – von ihnen Auftragsarbeiten durchführen zu lassen.

(i) Betriebsvergleiche (Benchmarking), d.h.

- Durchführung systematischer und regelmäßiger Vergleiche mit branchenbezogenen, nationalen oder regionalen Kennzahlen (Benchmarks), einschließlich Energieeffizienz und Energiesparmaßnahmen, Wahl der eingesetzten Materialien, Luftemissionen und Einleitungen ins Wasser (dabei kann zum Beipiel das Europäische Schadstoffemissionsregister EPER benutzt werden), Wasserverbrauch und Abfallerzeugung.

Standardisierte und nicht standardisierte Umweltmanagementsysteme (UMS)
Ein UMS kann die Form eines standardisierten oder eines nicht standardisierten („kundenorientierten“) Systems haben. Einführung und Befolgung eines international akzeptierten normierten Systems wie EN ISO 14001:1996 kann dem UMS eine höhere Gluabwürdigkeit geben, insbesondere wenn es einer genau durchgeführten externen Überprüfung unterzogen wird. EMAS bringt zusätzliche Glaubwürdigkeit durch den Austausch mit der Öffentlichkeit, durch die Umwelterklärung und den Mechanismus zur Sicherstellung der Einhaltung von geltenden Vorschriften des Umweltrechts. Dennoch können nicht standardisierte Systeme grundsätzlich ebenso effektiv sein, vorausgesetzt, dass sie richtig geplant und umgesetzt werden.

Erreichter Nutzen für die Umwelt
Einführung und Anwendung eines Umweltmanagementsystems richtet die Aufmerksamkeit des Betreibers auf die Umweltleistung der Anlage. Insbesondere die Aufrechterhaltung und Einhaltung klarer betrieblicher Abläufe für gewöhnliche und außergewöhnliche Situationen und den damit verbundenen Verantwortlichkeiten sollten gewährleisten, dass die Genehmigungsauflagen der Anlage sowie andere Umweltzielsetzungen und Einzelziele zu jeder Zeit eingehalten werden.

Umweltmanagementsysteme gewährleisten in der Regel die kontinuierliche Verbesserung der Umweltleistung der Anlage. Je schlechter die Ausgangslage ist, desto größere kurzfristige Verbesserungen können erwartet werden. Wenn die Anlage bereits eine gute Gesamtumweltleistung aufweist, hilft das System dem Betreiber, das hohe Leistungsniveau aufrechtzuerhalten.

Medienübergreifende Auswirkungen
Techniken des Umweltmanagements sind so ausgelegt, dass sie auf die gesamten Umweltauswirkungen ausgerichtet sind, was dem integrierten Ansatz der IVU-Richtlinie entspricht.

Betriebsdaten
Es wurden keine genauen Informationen berichtet.

Anwendbarkeit
Die oben beschriebenen Bestandteile können in der Regel auf alle IVU-Anlagen angewendet werden. Der Umfang (z.B. der Detaillierungsgrad) und die Art des Umweltmanagementsystems (z.B. standardisiert oder nicht standardisiert) stehen in der Regel in Bezug zu Art, Umfang und Komlexität der Anlage und dem Umfang ihrer möglichen Umweltauswirkungen.

Wirtschaftlichkeit
Die genaue Bestimmung der Kosten sowie des wirtschaftlichen Nutzens der Einführung und Aufrechterhaltung eines guten UMS ist schwierig. Eine Anzahl von Studien ist unten aufgeführt. Diese sind jedoch lediglich Beispiele, und die Ergebnisse nicht ganz deckungsgleich. Sie sind möglicherweise nicht repräsentativ für alle Branchen innerhalb der EU und sollten deshalb mit Vorsicht behandelt werden.

Eine schwedische Studie aus dem Jahr 1999 befragte alle 360 ISO-zertifizierten und EMAS-registrierten Unternehmen in Schweden. Bei einer Rücklaufquote von 50 % kam sie unter anderem zu den Schlüssen, dass:

- die Ausgaben zur Einführung und Durchführung eines UMS sind hoch, aber nicht unverhältnismäßig, außer bei sehr kleine Unternehmen. Die Kosten werden voraussichtlich in der Zukunft sinken
- ein höherer Grad an Koordination und Integration des UMS mit anderen Managementsystemen wird als möglicher Weg zur Kostenreduzierung angesehen
- die Hälfte aller Umweltzielsetzungen und Einzelziele amortisieren sich innerhalb eines Jahres durch Kostenersparnisse und/oder gesteigerte Einnahmen
- die höchsten Kosteneinsparungen wurden durch verringerte Ausgaben für Energie, Abfallbehandlung und Rohstoffe erzielt
- die meisten Unternehmen denken, dass ihre Marktposition durch das UMS gestärkt worden ist. Ein Drittel der Unternehmen berichtet, dass durch das UMS die Einnahmen gestiegen sind.

Manche Mitgliedsstaaten erheben ermäßigte Überwachungsgebühren, wenn die Anlage zertifiziert ist.

Mehrere Studien[7] zeigen, dass ein umgekehrtes Verhältnis zwischen der Firmengröße und den Kosten zur Einführung eines UMS besteht. Ein ähnlicher umgekehrtes Verhältnis besteht für die Amortisationszeit des investierten Kapitals. Beide Ergebnisse zeigen, dass das Kosten-Nutzen-Verhältnis der Einführung eines UMS in KMU ungünstiger ist als in größeren Unternehmen.

Nach einer Schweizer Studie können die durchschnittlichen Kosten für Aufbau und Anwendung von ISO 14001 schwanken:

- für ein Unternehmen mit 1 bis 49 Beschäftigten: 64 000 CHF (44 000 EUR) für den Aufbau des UMS und (16000 CHF) 11000 EUR pro Jahr für seine Anwendung
- für einen Industriestandort mit mehr als 250 Beschäftigten: 367 000 CHF (252 000 EUR) für den Aufbau des UMS und 155 000 CHF (106 000 EUR) pro Jahr für seine Anwendung.

Diese Durchschnittswerte geben nicht notwendigerweise die tatsächlichen Kosten für einen bestimmten Industriestandort wieder, weil diese Kosten stark von der Anzahl wesentlicher Themen (Schadstoffe, Energieverbrauch usw.) und von der Komplexität der zu untersuchenden Probleme abhängen.

[7]) Z.B. Dyllick und Hamschmidt (2000, 73) zitiert in Klemisch H. und R. Holger, *Umweltmanagementsysteme in kleinen und mittleren Unternehmen - Befunde bisheriger Umsetzung*, KNI Papers 01/02, Januar 2002, S. 15; Clausen J., M. Keil und M. Jungwirth, *The State of EMAS in the EU.Eco-Management as a Tool for Sustainable Development - Literature Study*, Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW, Berlin) und Ecologic - Institut für Internationale und Europäische Umweltpolitik (Berlin), 2002, S. 15.

Eine neuere deutsche Studie (Schaltegger, Stefan und Wagner, Marcus, *Umweltmanagement in deutschen Unternehmen - der aktuelle Stand der Praxis*, Februar 2002, S. 106) zeigt die Kosten von EMAS für verschiedene Branchen. Es sei angemerkt, dass diese Zahlen viel kleiner als die der oben zitierten Schweizer Studie sind. Dies ist eine Bestätigung dafür, dass es schwierig ist, die Kosten eines UMS zu bestimmen.

Kosten für die Einführung (Euro):

Minimum	-	18 750
Maximum	-	75 000
Durchschnitt	-	50 000

Kosten für die Validierung (Euro):

Minimum	-	5 000
Maximum	-	12 500
Durchschnitt	-	6 000

Eine Untersuchung des deutschen Unternehmerinstituts/Arbeitsgemeinschaft Selbständiger Unternehmer (UNI/ASU, 1997, *Umweltmanagementbefragung - Öko-Audit in der mittelständischen Praxis - Evaluierung und Ansätze für eine Effizienzsteigerung von Umweltmanagementsystemen in der Praxis*, Bonn.) informiert über die durch EMAS pro Jahr erzielten durchschnittlichen Einsparungen und die durchschnittliche Amortisationszeit. Sie ermittelte zum Beispiel für Implementierungskosten von 80 000 Euro durchschnittliche Einsparungen von 50 000 Euro pro Jahr, was einer Amortisationszeit von ungefähr eineinhalb Jahren entspricht.

Externe Kosten zur Verifizierung des Systems können aus Leitlinien geschätzt werden, die vom International Accreditation Forum (http://www.iaf.nu) herausgegeben wurden.

Treibende Kraft für die Anwendung
Umweltmanagementverfahren können einige Vorteile aufweisen, zum Beispiel:

- verbesserte Einsicht in die umweltrelevanten Aspekte der Firma
- verbesserte Grundlage für die Entscheidungsfindung
- verbesserte Motivation der Mitarbeiter
- zusätzliche Möglichkeiten zur Betriebskostensenkung und Verbesserung der Produktqualität
- verbesserte Umweltleistung
- verbessertes Firmenimage
- verringerte Kosten für Haftung, für Versicherungen und für Auflagenmissachtung
- erhöhte Attraktivität für Angestellte, Kunden und Investoren
- gesteigertes Vertrauen von Behörden, das zu geringerer Überwachung durch Behörden führen kann
- verbessertes Verhältnis zu Umweltschutzgruppen

Beispielanlagen
Die oben unter (a) bis (e) beschriebenen Eigenschaften sind Bestandteile von EN ISO 14001:1996 und des Gemeinschaftssystems für das Umweltmanagement und die Umweltbetriebsprüfung (EMAS), wohingegen die Eigenschaften (f) und (g) spezifisch zu EMAS gehören. Diese beiden standardisierten Systeme werden in vielen IVU-Anlagen angewendet. Im Juli 2002 waren zum Beispiel 357 Organisationen in der chemischen Industrie der EU (NACE-Code 24) bei EMAS registriert, und die meisten davon betreiben IVU-Anlagen.

In Großbritannien führte die Umweltagentur (Environment Agency) von England and Wales im Jahr 2001 unter den durch IPC (dem Vorläufer der IVU) regulierten Anlagen eine Erhebung durch. Sie zeigte, dass 32 % der Antwortenden durch ISO 14001 zertifiziert waren (entspricht 21 % aller IPC Anlagen) und dass 7 % bei EMAS registriert waren. Alle Zementwerke in Großbritannien (ungefähr 20) sind ISO 14001 zertifiziert und die Mehrheit ist EMAS registriert. In Irland, wo die Einrichtung eines Umweltmanagementsystems (nicht notwendigerweise standardisiert) für IPC-Lizenzen erforderlich ist, haben schätzungsweise 100 von ungefähr 500 genehmigten Anlagen ein Umweltmanagementverfahren nach ISO 14001 eingeführt, die anderen 400 Anlagen haben sich für ein nicht-standardisiertes Umweltmanagementverfahren entschieden.

Referenzliteratur

Verordnung (EG) Nr. 761/2001 des Europäischen Parlaments und des Rats über die freiwillige Beteiligung von Organisationen an einem Gemeinschaftssystem für das Umweltmanagement und die Umweltbetriebsprüfung (EMAS), OJ L 114, 24/4/2001, http://europa.eu.int/comm/environment/emas/index_en.htm)

(EN ISO 14001:1996, http://www.iso.ch/iso/en/iso9000-14000/iso14000/iso14000index.html; http://www.tc207.org)

4.9 Bewährte Verfahren im Bereich Öffentlichkeitsarbeit und Kommunikation

Je nach Standort schwankt die öffentliche Akzeptanz von Verbrennungsanlagen sehr. Entwickler stoßen manchmal auf deutlichen öffentlichen Widerstand gegenüber neuen Anlagen. Die Bereitstellung von Informationen für die örtliche Bevölkerung ist wichtig. Dies trifft bestehende sowie auf neu entwickelte Anlagen zu.

Es wurden die folgenden Techniken eingesetzt:

- Anzeigenaufgabe in Lokalzeitungen
- Verteilung von Flugblättern an Haushalte
- Mitteilungen in öffentlichen Bereichen, z.B. Büchereien und lokalen Verwaltungsbüros
- öffentliche Veranstaltungen
- zielgerichtete Diskussionsgruppen
- Führungen in der Anlage mit einer kurzen Beschreibung durch Filme oder andere Präsentationen. [74, TWGComments, 2004]

Im Betrieb befindliche Anlagen hatten in diesem Bereich Erfolg durch:

- regelmäßige Treffen mit Vertretern der lokalen Bevölkerung
- Tage der offenen Tür für öffentliche Besichtigungen
- Einstellung von Echtzeit-Emissionsdaten ins Internet
- Darstellung von Echtzeit-Emissionsdaten auf Anzeigetafeln am Eingang der Anlage

5 BESTE VERFÜGBABRE TECHNIKEN

Allgemeine Einleitung des BVT-Kapitels

Für das Verständnis dieses Kapitels und seiner Inhalte wird die Aufmerksamkeit des Lesers auf das Vorwort dieses Dokumentes, insbesondere auf dessen fünften Kapitel „Anleitung zum Verständnis und zur Benutzung des Dokumentes“ zurück verwiesen. Die Bewertung der im vorliegenden Kapitel beschriebenen Techniken und der mit ihnen verbundenen Emissions- und/oder Verbrauchswerte oder Wertebereiche erfolgte durch schrittweises Vorgehen, das die folgenden Schritte beinhaltete:

- Bestimmung der wichtigsten Umweltaspekte bei der Abfallverbrennung
- Untersuchungen der Techniken, die für diese Gesichtspunkte am Wichtigsten sind
- Bestimmung der besten Umweltschutzleistung auf der Grundlage der in der Europäischen Union und weltweit zur Verfügung stehenden Daten
- Prüfung der Bedingungen, unter denen diese Werte erreicht wurden, wie zum Beispiel Kosten, medienübergreifende Auswirkungen, wichtigste treibende Kräfte bei der Einführung dieser Verfahren
- Auswahl der Besten Verfügbaren Techniken (BVT) und der damit verbundenen Emissions- und/oder Verbrauchswerte für diesen Sektor im Allgemeinen nach Artikel 2(11) und Anhang IV der Richtlinie

Bei allen diesen Schritten kam der Beurteilung durch Sachverständige des Europäischen Büros für die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU) und der jeweiligen Technischen Arbeitsgruppe eine entscheidende Rolle zu. Auch die Form der Darstellung der Informationen im vorliegenden Dokument wurde maßgeblich von ihnen geprägt.

Auf Grundlage dieser Bewertung werden im vorliegenden Kapitel die Verfahren und, soweit möglich, auch die mit der Anwendung der BVT verbundenen Emissions- und Verbrauchswerte vorgestellt, die als wichtig für den Sektor insgesamt gelten und in vielen Fällen den derzeitigen Leistungsstand mancher Anlagen des Sektors widerspiegeln. Dort wo Emissions- oder Verbrauchswerte dargestellt werden „die mit den Besten Verfügbaren Techniken verbunden sind,” soll dies so verstanden werden, dass diese Werte die Umweltschutzleistung darstellen, das bei Anwendung der dargestellten Verfahren in diesem Bereich unter Berücksichtigung eines ausgewogenen Kosten-Nutzen-Verhälnisses gemäß der BVT-Definition zu erwarten ist. Sie stellen jedoch keine Emissions- oder Verbrauchsgrenzwerte dar und sind auch nicht als solche zu verstehen. In manchen Fällen mögen bessere Emissions- oder Verbrauchswerte durchaus erreichbar sein, aufgrund des Kostenfaktors oder ihrer medienübergreifenden Auswirkungen kommen sie jedoch nicht im gesamten Sektor als BVT in Frage. Dennoch können solche Werte in Sonderfällen als gerechtfertigt betrachtet werden, wenn es spezielle treibende Kräfte dafür gibt.

Die mit der Anwendung von BVT verbundenen Emissions- und Verbrauchswerte müssen im Zusammenhang mit den jeweils angegebenen Referenzbedingungen (z.B. Zeiträume für Mittelwertbildung) betrachtet werden.

Das oben beschriebene Konzept von „mit BVT verbundenen Werten“ muss vom Begriff „erreichbare Werte“ unterschieden werden, der an anderer Stelle in diesem Dokument verwendet wird. Wird ein Wert als bei Anwendung eines bestimmten Verfahrens oder einer Verfahrenskombination als „erreichbar“ beschrieben, ist dies so zu verstehen, dass die Einhaltung dieses Wertes über einen längeren Zeitraum in einer gut gewarteten und betriebenen Anlagen bzw. einem Prozess unter Verwendung dieser Techniken erwartet werden kann. Auf der anderen Seiten kann es sein, dass die besonderen Gegebenheiten, die zu dem erreichten Werten geführt haben (z.B. technische Bedingungen, Kosten, medienübergreifende Auswirkungen) bedeuten können, dass diese Werte allgemein nicht als BVT angesehen werden.

Soweit verfügbar wurde die Beschreibung der Verfahren in den vorhergehenden Kapiteln auch durch Angaben zu den Kosten ergänzt, so dass eineungefähre Vorstellung von der Größernordnung der Kosten vermittelt wird. Jedoch hängen die tatsächlichen mit der Anwendung eines Verfahrens verbundenen Kosten nicht unwesentlich von den im konkreten Fall gegebenen Bedingungen ab, wie zum Beispiel von Steuern, Gebühren und den technischen Merkmalen der betroffenen Anlage. Eine umfassende Bewertung solcher standortspezifischer Einflussgrößen kann im vorliegenden Dokument nicht vorgenommen werden. Liegen keine Kostendaten vor, so werden Schlussfolgerungen zur wirtschaftlichen Tragfähigkeit der Verfahren anhand von Beobachtungen an vorhandenen Anlagen gezogen.

Die im vorliegenden Kapitel aufgeführten allgemeinen BVT sollen als Vergleichsstandard zur Beurteilung der derzeitigen Leistung vorhandener Anlagen oder der Vorschläge für neue Anlagen dienen. Auf diese Weise helfen sie bei der Bestimmung geeigneter „BVT-gestützter“ Bedingungen für die Anlage oder bei der Bestimmung allgemein bindender Vorschriften gemäß Artikel 9 (8). Voraussichtlich können neue Anlagen so ausgelegt werden, dass sie die hier vorgestellten allgemeinen BVT-Werte erreichen oder übertreffen. Voraussichtlich können sich bestehende Anlagen abhängig von der jeweiligen technischen und wirtschaftlichen Anwendbarkeit der Verfahren in Richtung der allgemeinen BVT-Werte bewegen oder sie übertreffen.

Die BVT-Merkblätter enthalten keine rechtlich verbindlichen Werte, sondern sollen Informationen liefern, um die Industrie, die Mitgliedstaaten und die Öffentlichkeit bezüglich erreichbarer Emmisions- und Verbrauchswerte beim Einsatz bestimmter Verfahren anzuleiten. Für jeden einzelnen Fall müssen die angemessenen Grenzwerte unter Berücksichtigung der Ziele der IVU-Richtlinie und lokaler Abwägungen festgelegt werden.

Zusätzliche einleitende Themen, die speziell für dieses BVT-Merkblatt entwickelt wurden

Das Verhältnis zwischen Emissionsgrenzwerten und BVT-Leistung:

Viele europäische Verbrennungsanlagen waren speziellen Vorschriften bezüglich ihrer Luftemissionen unterworfen – in manchen Fällen seit vielen Jahren. Die Vorschriften beinhalteten die Anwendung von Emissionsgrenzwerten für manche in die Luft freigesetzte Stoffe. Die jüngste europäische Gesetzgebung ist Richtlinie 2000/76/EG, die eine Vielzahl von Betriebsbedingungen und Emissionsgrenzwerten enthält, die in den meisten Fällen, wenn Abfall in industriellen Einrichtungen verbrannt wird, anwendbar ist.

Es ist wesentlich, dass der Leser folgendes weiß, wenn er die Emissions- und Leistungswerte interpretiert, die mit der Anwendung der die in diesem Kapitel dargestellten BVT verbunden sind:

- Emissions- und Leistungswerte, die mit dem Einsatz von BVT zusammenhängen, sind nicht das Selbe wie Emissionsgrenzwerte
- dort wo die Festlegung von Emissionsgrenzwerten in der EU 25 eine nationale oder lokale Aufgabe ist, werden Emissionsgrenzwerte auf unterschiedliche Weisen festgelegt und vollzogen
- die hier dargestellten Emissions- und Leistungswerte sind die Betriebsleistungswerte, die normalerweise bei der Anwendung von BVT erwartet werden können
- die Einhaltung der in Genehmigungen und Gesetzen festgelegten Emissionsgrenzwerte führt natürlich zu Betriebswerten unterhalb dieser Emissionsgrenzwerte
- es ist wichtig anzumerken, dass in einer bestimmten Anlage das Absenken eines Emissionsgrenzwertes innerhalb der hier dargestellten BVT-Bandbreite möglicherweise nicht die beste Gesamtlösung hinsichtlich der Kosten und medienübergreifenden Auswirkungen darstellt. Zusätzlich kann zwischen ihnen ein Antagonismus bestehen, d.h. die Absenkung des einen kann den anderen erhöhen. Aus diesen Gründen wird nicht erwartet, dass eine Anlage bei allen Parametern mit den niedrigsten Werten des BVT-Bereiches betrieben wird.

Die Emissionsgrenzwerte der unterschiedlichen Vorschriften für die Verbrennung wurden in Anlagenlieferverträgen als minimale Leistungsgarantiewerte für Anlagenausrüster verwendet, die unter den ungünstigsten Betriebsbedingungen erreicht werden müssen. Daraus ergibt sich die Situation, dass manche Verbrennungsanlagen im tatsächlichen Betrieb Betriebsemissionen aufweisen, die wesentlich unter den Emissionsgrenzwerten liegen (siehe insbesondere Kapitel 3.2). Es ist daher wichtig, den Unterschied zwischen Betriebsleistungswerten, die in diesem Kapitel als BVT genannt sind, und den höheren Emissionsgrenzwerten, die diese Leistungswerte möglich machten, zu verstehen.

In einem hypothetischen Beispiel kann sich der Lieferant eines bestimmten Verfahrens, wenn der Emissionsgrenzwert für HCl auf 10 mg/Nm^3 festgelegt ist, dafür entscheiden, eine Leistungsgarantie im Bereich von 7 - 8 mg/Nm^3 als Bestandteil seines Anlagenliefervertrages zu geben. In einer solchen Situation wird die Anlage dann oft typischerweise mit 1 - 5 mg/Nm^3 betrieben, wobei vorübergehend darüber hinausgehende Schwankungen vorkommen.

Ein aktuelles Beispiel eines Emissionsgrenzwertes und angegebener Emissionsergebnisse für Staub in einer Siedlungsabfallverbrennungsanlage in einem Mitgliedstaat ist (Daten aus dem Jahr 2001):

- Emissionsgrenzwert in der Betriebserlaubnis war: 15 mg/Nm³ (Halbstundenmittelwert)
- Bereich tatsächlich gemessener Werte: 0 – 12,6 mg/Nm³ (Halbstundenmittelwert)
- monatliche Durchschnittswerte (basierend auf allen gemessenen Halbstundenmittelwerten): 0,4 – 1,8 mg/Nm³
- jährliche Durchschnittswerte (basierend auf allen gemessenen ½ Halbstundenmittelwerten): 0,8 mg/Nm³.

Es ist ersichtlich, dass die durchschnittlichen Emissionswerte näher am unteren Wert des gemessenen Bereichs liegen und weit unter den in diesem Beispiel festgelegten Emissionsgrenzwerten. Es sollte jedoch angemerkt werden, dass nicht automatisch angenommen werden kann, dass in anderen Fällen oder in anderen industriellen Sektoren ähnliche Verhältnisse zwischen Emissionsgrenzwerten und tatsächlichen Ergebnissen herrschen.

Bei manchen Stoffen und Verfahren kann die Absenkung eines Emissionsgrenzwertes zu Schwierigkeiten bei der Einhaltung des niedrigeren Emissionswertes führen. Dies kann dann zur Anwendung eines anderen Verfahrens zur Beherrschung des Stoffes führen und die Überprüfung der gesamten Anlagenauslegung erforderlich machen.

Die alleinige Absenkung von Luftemissionsgrenzwerten ohne Berücksichtigung der gesamten integrierten Leistung der Anlage kann durch Verbesserung der Leistung in einem Bereich zu einer Senkung der Gesamtleistung und/oder zu wesentlichen Auswirkungen bei den Kosten führen. Dies wird in diesem Sektor allgemein durch die Ergebnisse von europäischen Studien zu gesundheitlichen Auswirkungen gestützt – die auf Grundlage aktueller Belege und moderner Emissionsleistungen den Schluss nahelegen, dass die lokalen Auswirkungen von VerbrennungsLuftemissionen entweder zu vernachlässigen oder nicht nachweisbar sind. [64, TWGComments, 2003]

Die mit der Anwendung der in diesem Kapitel genannten BVT verbundenen Emissions- und Leistungswerte werden, wenn dies angemessen ist, zusammen mit den jeweils geltenden Referenzbedingungen angegeben, zum Beispiel den entsprechenden Zeiträumen für die Überwachung und Probenahme. Für Luftemissionen sind die angegebenen Konzentrationen auf 11 % Sauerstoffgehalt, trockenes Gas, 273 K und 101,3 kPa standardisiert.

Kombination der in diesem Kapitel genannten BVT zur Abfallverbrennung:

Es ist wichtig bei der Berücksichtigung der hier für die Abfallverbrennung beschriebenen BVT zu bedenken, dass die optimale ganzheitliche Lösung für eine bestimmte Verbrennungsanlage je nach lokalen Bedingungen unterschiedlich ist. Die hier aufgeführten BVT stellen keine Checkliste für die beste lokale Lösung dar, da dies die Einbeziehung lokaler Bedingungen in einem Umfang erfordern würde, der von einem BVT im Allgemeinen handelnden Dokument nicht geleistet werden kann. Daher ist es wenig wahrscheinlich, dass die einfache Kombination der einzelnen hier als BVT beschriebenen Elemente ohne Berücksichtigung lokaler Bedingungen zur optimierten lokalen Lösung im Hinblick auf die Umwelt insgesamt führt. [74, TWGComments, 2004]

Das Verhälnis zwischen BVT und Standortwahl für Abfallverbrennungsanlagen:

Dieses Dokument beinhaltet keine Kriterien zur Auswahl geeigneter Standorte für Abfallverbrennungsanlagen, aber für die Erfüllung mancher BVT sind spezielle Standortbedingungen erforderlich. Die Standortwahl erfordert jedoch typischerweise die Berücksichtigung vieler anderer wichtiger Kriterien, z.B. Verfügbarkeit eines Standortes, Abfalltransport zur Anlage usw.

Unter bestimmten lokalen Bedingungen kann beim Bau zum Beispiel nur möglich sein:
a) entweder eine Anlage mit hoher Energienutzung an einem Standort, der lange Abfalltransportstrecken erfordert,
b) oder eine Anlage mit geringerer Energienutzung, bei der dann der Abfalltransporte geringer ist

Solche Vor- und Nachteile werden oft zusammen betrachtet und gegeneinander abgewogen, wenn der Standort ausgewählt wird. Das Ergebnis kann dann sein, dass je nach ausgewähltem Standort manche der hier beschriebenen BVT für die Anlage einfach nicht verfügbar sind.

Zum Verständnis der Anwendung der in diesem Kapitel beschriebenen BVT:

Dieses BVT-Merkblatt behandelt unterschiedliche Abfallarten (z.B. gefährliche Abfälle, Siedlungsabfall, Schlamm) die eine sehr große Bandbreite von Eigenschaften zwischen und sogar innerhalb der verschiedenen Klassen aufweisen, z.B. Partikelgröße, Heizwert, Wasser- und Aschegehalt, Schadstoffart und Schadstoffkonzentration. Deshalb muss bei der Berücksichtigung der in diesem Kapitel dargestellten BVT immer die Anwendbarkeit der in Kapitel 4 beschriebenen Techniken für die spezielle Anlage überprüft werden. Artikel 9 (4) der Richtlinie berücksichtigt dies dadurch, dass Bedingungen für die Betriebserlaubnis auf BVT basieren sollen „*ohne dass die Anwendung einer bestimmten Technik oder Technologie vorgeschrieben wird; hierbei sind die technische Beschaffenheit der betreffenden Anlage, ihr geographischer Standort und die jeweiligen lokalen Umweltbedingungen zu berücksichtigen*."

Die in diesem Kapitel aufgeführten BVT beinhalten allgemeine BVT (siehe 5.1) und spezifische BVT (siehe 5.2, 5.3, 5.4, 5.5 und 5.6) für bestimmte Abfallarten. Unter allgemeinen BVT werden diejenigen verstanden, die als generell für alle Arten von Abfallverbrennungsanlagen anwendbar angesehen werden. Die abfallspezifischen BVT sind diejenigen, die generell als BVT angesehen werden für Anlagen, die hauptsächlich oder ausschließlich bestimmte Abfallarten behandeln (d.h. speziell dafür errichtete Anlagen). In Anlagen für mehr als eine Abfallart kann eine Kombination der spezifischen BVT die BVT darstellen. Es wird hier jedoch nicht bewertet, wann und in welchem Maße sie angewendet werden sollten. Hier ist eine lokale Beurteilung erforderlich.

Gesamt-BVT für einen speziellen Fall	
Allgemeine BVT plus	**spezifische BVT für die Abfallart**
wie in 5.1 beschrieben	Siedlungsabfallverbrennung – Kapitel 5.2
	vorbehandelter oder ausgewählter Siedlungsabfall (einschließlich Brennstoffen aus Siedlungsabfall) – Kapitel 5.3
	Verbrennung gefährlicher Abfälle – Kapitel 5.4
	Klärschlammverbrennung – Kapitel 5.5
	Krankenhausabfallverbrennung – Kapitel 5.6

Tabelle 5.1: Kombination der beschriebenen BVT für einen speziellen Fall

Weil das Thema nicht erschöpfend behandelt werden kann, die Industrie sich fortlaufend weiterentwickelt und dieses Dokuments kurzlebig ist, kann es weitere Techniken geben, die in diesem Kapitel nicht beschrieben werden, die jedoch den hier aufgestellten BVT-Kriterien entsprechen oder diese übertreffen.

5.1 Allgemeine BVT für alle Abfallverbrennungsanlagen

Die allgemeinen BVT dieses Abnittes ergänzen die BVT, die später in diesem Kapitel für einzelne Teilbereiche der Verbrennungsindustrie genannt werden.

Es wurde erwähnt, dass die Kombination der hier (in Kapitel 5.1) aufgeführten BVT zusammen mit den abfallspezifischen BVT der Kapitel 5.2 bis 5.6 im Allgemeinen für jede Abfallverbrennungsanlage einen Ausgangspunkt darstellt, wenn in einem Verfahren die lokal geeigneten Techniken und Bedingungen festgelegt werden. Das praktische Ziel ist daher die örtliche Optimierung unter den Gegebenheiten der Anlage bei Berücksichtigung dieses BVT-Leitfadens und anderer örtlicher Gesichtspunkte.

Für die Abfallverbrennung können die zu berücksichtigenden lokalen Gesichtspunkte unter anderem allgemein beinhalten:

- lokale umweltrelevante treibende Kräfte, z.B. kann die lokale Hintergrundbelastung die erforderliche lokale Anlagenleistung im Hinblick auf Emissionen beeinflussen, oder die Verfügbarkeit bestimmter Ressourcen
- die jeweils örtliche bedingte Abfallbeschaffenheit und die Auswirkung der Entsorgungsinfrastruktur auf die Art und Beschaffenheit des an der Anlage angelieferten Abfalls
- Kosten und technische Möglichkeiten im Verhältnis zu potenziellen Vorteilen beim Einsatz einer bestimmten Technik – dies ist besonders wichtig bei der Betrachtung der Leistung bestehender Anlagen
- Verfügbarkeit, Nutzungsgrad und Kosten der Nutzungs-/Entsorgungsmöglichkeiten der in der Anlage erzeugten Abfälle
- Verfügbarkeit und erzielbarer Preis für rückgewonnene Energie
- lokale wirtschaftliche/marktbedingte/politische Gesichtspunkte, die die Akzeptanz höherer Annahmegebühren beeinflussen können, die mit zusätzlichen technischen Möglichkeiten verbunden sein können.

Zum Erreichen von Leistungswerten, die allgemein mit BVT kompatibel sind, und in Kombination mit den zusätzlichen abfallpezifischen BVT der späteren Abschnitte dieses Kapitels, gelten als allgemeine BVT der Abfallverbrennung:

1. Auswahl einer Anlagenauslegung, die zu den Eigenschaften des angelieferten Abfalls passt, wie in 4.1.1, 4.2.1 und 4.2.3 beschrieben

2. Erhaltung der Anlage in einem allgemein ordentlichen und sauberen Zustand, wie in 4.1.2 beschrieben

3. Erhaltung aller Ausrüstungsgegenstände in einem guten Betriebszustand und, um dies zu erreichen, die Durchführung von Wartungsuntersuchungen und vorbeugender Wartung

4. Einrichtung und Aufrechterhaltung von Qualitätskontrollen der eingehenden Abfälle, entsprechend der Abfallarten, die in der Anlage angenommen werden, wie beschrieben in:
   4.1.3.1 Festlegung von Annahmebegrenzungen für die Anlage und Ermittlung von Schlüsselrisiken, und
   4.1.3.2 Kommunikation mit Abfalllieferanten zur Verbesserung der Qualitätskontrolle bei der Abfallanlieferung, und
   4.1.3.3 Kontrolle der Abfallaufgabequalität auf dem Gelände der Verbrennungsanlage, und
   4.1.3.4 Überprüfung, Probenahme und Untersuchung angelieferter Abfälle, und
   4.1.3.5 Detektoren für radioaktives Material.

5. Abfalllagerung entsprechend einer Risikobewertung der Abfalleigenschaften zur Minimierung des Risikos möglicher umweltverschmutzender Emissionen. Im Allgemeinen ist es BVT, Abfall in Bereichen mit versiegelten und widerstandsfähigen Oberflächen mit überwachter und separater Drainage zu lagern, wie in 4.1.4 beschrieben.

6. Einsatz von Techniken und Arbeitsmethoden, durch die Abfalllagerzeiten begrenzt und gemanagt werden, wie in 4.1.4.2 dargestellt. Damit wird das Risiko von Emissionen durch die Abfalllagerung/durch Behälterverschleiß und durch möglicherweise auftretende Schwierigkeiten bei der Verarbeitung allgemein verringert. Im Allgemeinen ist es BVT:

   - zu verhindern, dass das gelagerte Abfallvolumen für das vorhandene Lager zu groß wird
   - so weit wie möglich die Anlieferungen durch Kommunikation mit Abfalllieferanten etc. zu kontrollieren und zu managen.

7. Minimierung von Geruchsemissionen (und anderer möglicher flüchtiger Emissionen) aus Bereichen, in denen sperriger Abfall gelagert wird (auch bei Tanks und dem Bunker, aber nicht bei kleinvolumigen Abfällen, die in Behältern gelagert werden) und aus Bereichen der Abfallvorbehandlung durch Absaugung und Zuführung zur Verbrennung im Ofen (siehe 4.1.4.4).

Darüber hinaus wird auch als BVT angesehen, Vorkehrungen für die Geruchsüberwachung (und anderer möglicher flüchtiger Emissionen) zu treffen, wenn die Verbrennungsanlage nicht verfügbar ist (z.B. während der Wartung) durch:

a. Vermeidung einer Überladung des Abfalllagers und/oder
b. Abführung der jeweiligen Luft über ein alternatives Geruchsminderungsverfahren

8. Trennung von Abfalllagerbereichen entsprechend einer Risikobewertung der chemischen und physikalischen Eigenschaften zur Gewährleistung einer sicheren Lagerung und Verarbeitung, wie in 4.1.4.5 beschrieben.

9. eindeutige Abfallkennzeichnung bei Lagerung in Behältern, so dass diese stets identifiziert werden können, wie in 4.1.4.6 beschrieben.

10. Entwicklung eines Planes zur Vorsorge, Erkennung und Beherrschung von Brandrisiken in der Anlage (in 4.1.4.7 beschrieben), insbesondere für:

- Abfalllagerungs- und Vorbehandlungsbereiche
- Ofenbeschickungsbereiche
- elektrische Steuerungs- und Überwachungssysteme
- Gewebefilter und Filter einer stationären Wirbelschicht.

Es ist allgemein BVT, bei der Umsetzung des Plans einzusetzen:

a. automatische Branderkennungs- und -meldeverfahren sowie
b. manuelle oder automatische Feuerlösch- und Überwachungsverfahrens, die je nach Ergebnis der Risikobewertung erforderlich sind.

11. Vermischung (z.B. durch Bunkerkranmischung) oder weitere Vorbehandlung heterogener Abfälle (z.B. die gezielte Vermischung flüssiger und pastöser Abfälle oder das Schreddern fester Abfälle) in dem Maße, wie es zur Erfüllung der Anforderungen entsprechend der Anlagenauslegung nötig ist (4.1.5.1). Bei Überlegungen zum Vermischungs-/Vorbehandlungsaufwand ist es besonders wichtig, die medienübergreifenden Auswirkungen (z.B. Energieverbrauch, Lärm, Geruch oder andere Emissionen) der extensiveren Vorbehandlungen (z.B. Schreddern) zu berücksichtigen. Eine Vorbehandlung ist am ehesten dann erforderlich, wenn eine Anlage für eng begrenzte Abfalleigenschaften und homogenen Abfall ausgelegt ist.

12. Einsatz der in 4.1.5.5 oder 4.6.4 beschriebenen Techniken, sofern praktikabel und wirtschaftlich machbar, um eisenhaltige und nicht-eisenhaltige Metalle zur Wiedergewinnung zu entfernen, entweder:

a. nach der Verbrennung aus der Ofenasche, oder
b. aus den geschredderten Abfällen vor der Verbrennungsstufe, wenn der Abfall geschreddert wird (z.B. zum Einsatz in bestimmten Verbrennungsverfahren).

13. die Ausrüstung der Anlagenbediener mit Hilfsmitteln zur visuellen Überwachung der Abfalllager- und -aufgabebereiche, direkt oder unter Einsatz von Bildschirmen oder ähnlichem, wie in 4.1.6.1 beschrieben.

14. die Minimierung des unkontrollierten Lufteintritts in die Verbrennungskammer über die Abfallaufgabe oder andere Wege, wie in 4.1.6.4 beschrieben.

15. Einsatz von Gasstrommodellierungen zur Informationsbereitstellung über neue oder bestehende Anlagen, bei denen Bedenken bezüglich der Leistung der Verbrennung oder der Abgasbehandlung bestehen (wie in 4.2.2 beschrieben) und zur Bereitstellung von Informationen, um:

a. Ofen- und Kesselgeometrie zur Verbesserung der Verbrennungsleistung zu optimieren, und
b. die Verbrennungslufteindüsung zur Verbesserung der Verbrennungsleistung zu optimieren und
c. die Reaktionsmittelzugabestellen beim Einsatz von selektiver nicht-katalytischer Reduktion oder selektiver katalytischer Reduktion so zu optimieren, dass die Effizienz der NO_X-Minderung verbessert wird, während die Stickstoffoxid- und Ammoniakerzeugung sowie der

Reaktionsmittelverbrauch verringert werden (siehe allgemeine Kapitel zur selektiven katalytischen Reduktion (SCR) und selektiven nicht-katalytischen Reduktion (SNCR) in 4.4.4.1 und 4.4.4.2).

16. Einführung von Betriebsweisen und Verfahrensabläufen (z.B. kontinuierlicher statt chargenweiser Betrieb, vorbeugende Wartungen) zur Verringerung der Gesamtemissionen und, soweit praktikabel, zur Minimierung geplanter und ungeplanter An- und Abfahrvorgänge der Anlage, wie in 4.2.5 beschrieben.

17. Festlegung einer Philosophie zur Verbrennungssteuerung und die Nutzung von Schlüsselkriterien für die Verbrennung, außerdem der Einsatz eines Verfahrens zur Verbrennungssteuerung, mit dem diese Kriterien überwacht und innerhalb einer geeigneten Bandbreite gehalten werden, damit eine effektive Verbrennungsleistung, wie in 4.2.6 beschrieben, aufrecht erhalten wird. Zur Verbrennungskontrolle sind Techniken zu berücksichtigen, zu denen der Einsatz von Infrarotkameras (siehe 4.2.7) oder andere Verfahren wie Ultraschallmessung oder Temperaturunterschiedsüberwachung gehören.

18. Optimierung und Überwachung von Verbrennungsbedingungen durch eine Kombination von:
    a. Überwachung der Luft-(Sauerstoff-)Zufuhr, -Verteilung und -Temperatur, einschließlich einer Überwachung der Vermischung von Gas und Oxidationsmittel
    b. die Überwachung der Verbrennungstemperatur und der Verteilung der Verbrennungstemperatur und
    c. die Überwachung der Rohgasverweilzeit

    Geeignete Techniken, um diese Ziele zu erreichen, werden beschrieben in:
    4.2.8 Optimierung der Stöchiometrie der Luftzufuhr
    4.2.9 Optimierung der Primärluftversorgung und -verteilung
    4.2.11 Eindüsung, Optimierung und Verteilung von Sekundärluft
    4.2.19 Optimierung der Sauerstoffkonzentration und der Temperatur, Turbulenz und Verweilzeit von Gasen in der Verbrennungszone
    4.2.4 Auslegung zur Erhöhung der Turbulenzen in der Sekundärbrennkammer

19. im Allgemeinen ist es BVT, Betriebsbedingungen entsprechend der Vorgaben von Artikel 6 der Richtlinie 2000/76 zu verwenden (d.h. Temperaturen, Verweilzeiten und Turbulenz). Der Einsatz von Betriebsbedingungen, die über diejenigen hinausgehen, die für die effiziente Zerstörung des Abfalls erforderlich sind, sollte allgemein vermieden werden. Der Einsatz anderer Betriebsbedingungen kann auch BVT sein – falls sie ein ähnliche oder bessere Umweltschutzgesamtleistung sicherstellen. Zum Beispiel wird als BVT der Einsatz von Betriebstemperaturen unter 1100 °C (die für bestimmte gefährliche Abfälle in 2000/76/EG vorgegeben sind) betrachtet, wenn nachgewiesen wurde, dass die niedrigeren Temperaturen eine ähnliche oder bessere Umweltschutzgesamtleistung sicherstellen.

20. Vorwärmung der Primärluft zur Verbrennung von Abfällen mit niedrigem Heizwert durch den Einsatz von anlageninterner zurückgewonnener Wärme unter Bedingungen, bei denen dies zu einer verbesserten Verbrennungsleistung führt (z.B. wenn Abfälle mit niedrigem Heizwert/sehr feuchte Abfälle verbrannt werden) wie in 4.2.10 beschrieben. Im Allgemeinen ist diese Technik in Verbrennungsanlagen für gefährliche Abfälle nicht anwendbar.

21. Einsatz eines oder mehrerer Zusatzbrenner für das An- und Abfahren und zur Aufrechterhaltung der benötigten Verbrennungstemperatur (je nach Abfall) immer wenn sich unverbrannter Abfall in der Brennkammer befindet, wie in 4.2.20 beschrieben.

22. Einsatz einer Kombination aus Wärmeabfuhr nahe der Feuerung (z.B. Verwendung von Wasserrohrwänden in Rostfeuerungen und/oder in Sekundärbrennkammern) und einer Ofenisolierung (z.B. feuerfeste Bereiche oder andere verkleidete Ofenwände) um, je nach Heizwert und Korrosivität der verbrannten Abfalls:
    a. eine angemessene Wärmerückhaltung im Ofen sicherzustellen (Abfälle mit niedrigem Heizwert erfordern höhere Wärmerückhaltung im Ofen)
    b. zusätzliche Wärme zur Energienutzung zu leiten (Abfälle mit höherem Heizwert können eine Wärmeabfuhr aus früheren Ofenabschnitten ermöglichen/erfordern)

Die Bedingungen, unter denen die verschiedenen Techniken anwendbar sind, werden in 4.2.22 und 4.3.12 beschrieben.

23. Einsatz ausreichend großer Brennkammern (einschließlich der Sekundärbrennkammer etc.) zur Gewährleistung einer wirksamen Kombination aus Gasverweilzeit und Gastemperatur, so dass die Verbrennungsreaktionen möglichst vollständig ablaufen können und sich niedrige sowie stabile CO- und VOC-Emissionen ergeben, wie in 4.2.23 beschrieben.

24. beim Einsatz von Vergasung oder Pyrolyse ist zur Vermeidung von Abfällen BVT:
    a. Kombination der Vergasungs- oder Pyrolysestufe mit einer anschließenden Verbrennungsstufe mit Energienutzung und einer Abgasbehandlung, bei im Betrieb Luftemissionswerte erreicht werden, die innerhalb der in diesem BVT-Kapitel näher beschriebenen, mit BVT assoziierten Emissionsbandbreite liegen, und/oder
    b. Stoffe (fest, flüssig oder gasförmig), die nicht verbrannt werden, zurückzugewinnen oder einer Verwertung zuzuführen.

25. Einsatz von Kesselbauarten, die es erlauben, die Gastemperatur an den konvektiven Wärmetauscherbündeln ausreichend zu verringern (z.B. Einbau einer ausreichenden Anzahl leerer Kesselzüge im Ofen/Kessel und/oder von Wasserrohrwänden oder anderen Techniken, die die Kühlung unterstützen). Dadurch werden Betriebsprobleme vermieden, die durch klebrige Filteraschen bei erhöhter Temperatur verursacht werden können, wie in 4.2.23 und 4.3.11 beschrieben. Die tatsächliche Temperatur, oberhalb derer Verschmutzung (Fouling) wirksam wird, hängt von der Abfallart und den Kesseldampfparametern ab. Im Allgemeinen beträgt sie für Siedlungsabfall normalerweise 600 – 750 ºC, weniger für gefährliche Abfälle und mehr für Klärschlamm. Abstrahlende Wärmetauscher, wie Plattenüberhitzer, können bei höheren Abgastemperaturen eher als andere Bauformen eingesetzt werden (siehe 4.3.14).

26. Gesamtoptimierung der Energieeffizienz und der Energienutzung in der Anlage unter Berücksichtigung der technisch-wirtschaftlichen Machbarkeit (unter besonderer Berücksichtigung der hohen Korrosivität der Verbrennungsabgase vieler Abfälle, z.B. chlorhaltiger Abfälle) und das Vorhandensein von Verbrauchern für die derart rückgewonnene Energie, wie in 4.3.1 beschrieben, sowie im Allgemeinen:
    a. Verringerung von Energieverlusten über das Abgas durch Nutzung einer Kombination der in 4.3.2 und 4.3.5 beschriebenen Techniken
    b. Einsatz eines Kessels zur Überführung der im Abgas enthaltene Energie zur Stromerzeugung und/oder zur Dampf-/Wärmelieferung, mit einem thermischen Wirkungsgrad von:
        i. mindestens 80 % bei gemischtem Siedlungsabfall (vgl. Tabelle 3.46)
        ii. 80 % bis 90 % bei vorbehandelten Siedlungsabfällen (oder ähnlichen Abfällen), die in Wirbelschichtöfen behandelt werden
        iii. mehr als 60 % bis 70 % bei gefährlichen Abfällen, die zu erhöhten Korrosionsrisiken im Kessel führen (typischerweise aufgrund des Chlor-/Schwefelgehaltes)
        iv. allgemeine Erhöhung des Wirkungsgrades auf den Bereich von 60 % bis 90 % für sonstige Abfälle
    c. Einsatz eines Kessels mit einem thermischen Wirkungsgrad von mindestens 80 % oder der Einsatz eines Gasmotors oder einer anderen Technologie zur Stromerzeugung für Vergasungs- und Pyrolyseprozesse, die mit einer nachfolgenden Verbrennungsstufe kombiniert werden.

27. Sicherstellung von Langzeitverträgen, wenn machbar, zur Grundlastlieferung von Wärme/Dampf an große Dampf-/Wärmeabnehmer (siehe 4.3.1), so dass es eine regelmäßigere Nachfrage nach der rückgewonnenen Energie gibt und somit ein erhöhter Anteil des Energiegehaltes des verbrannten Abfalls genutzt werden kann.

28. Ansiedlung neuer Anlagen derart, dass die Nutzung der im Kessel erzeugter Wärme/erzeugtem Dampf maximiert werden kann durch die Kombinationen einer:
    a. Stromerzeugung mit Dampf- oder Wärmelieferung zur weiteren Nutzung (d.h. BHKW-Einsatz)
    b. Lieferung von Wärme oder Dampf zur Nutzung in Fernwärmenetzen
    c. Lieferung von Prozessdampf für unterschiedliche, hauptsächlich industrielle Nutzungen (siehe Beispiele in 4.3.18)

d. Wärme- oder Dampflieferung zur Nutzung als Trägermittel in Kühlsystemen/Klimaanlagen

Die Auswahl eines neuen Anlagenstandortes ist ein komplexer Prozess, der viele lokale Einflussfaktoren umfasst (z.B. Abfalltransport, Verfügbarkeit von Energieabnehmern, usw.), die in Artikel 9 (4) der IVU-Richtlinie genannt werden. Die ausschließliche Erzeugung von Strom kann in speziellen Fällen, in denen lokale Einflussfaktoren die Nutzung von Wärme/Dampf verhindern, die effektivste Möglichkeit der Energienutzung aus dem Abfall sein.

29. Optimierung der Dampfparameter (die bei jeder Wärme- und Dampferzeugung von den Anforderungen der Nutzer abhängig sind) in Fällen, in denen Strom erzeugt wird, einschließlich der Berücksichtigung (siehe 4.3.8):
    a. Einsatzes höherer Dampfparameter zur Erhöhung der Stromerzeugung und
    b. Schutz des Kesselmaterials durch Verwendung von geeignetem widerstandsfähigem Material (z.B. Verkleidungen oder spezielles Kesselrohrmaterial)

    Die optimalen Parameter jeder Anlage hängen sehr stark von der Korrosivität der Abgase und somit von der Abfallzusammensetzung ab.

30. Auswahl einer Turbine, die geeignet ist:
    a. für das Strom- und Wärmelieferschema, wie in 4.3.7 beschrieben
    b. für einen hohen elektrischen Wirkungsgrad

31. Minimierung des Kondensatordruckes in neuen oder nachträglich ertüchtigten Anlagen, in denen die Stromerzeugung wichtiger ist als die Wärmelieferung, wie in 4.3.9 beschrieben.

32. allgemeine Minimierung des Gesamtenergiebedarfs der Anlage, einschließlich Berücksichtigung der folgenden Punkte (siehe 4.3.6):
    a. vorzugsweise Auswahl von Techniken mit niedrigem Gesamtenergiebedarf anstelle solcher mit höherem Energiebedarf, um das erforderliche Leistungsniveau zu erreichen
    b. eine Anordnung der Abgasbehandlungsverfahren wo immer möglich derart, dass eine Wiedererwärmung des Abgases vermieden wird (d.h. Verfahren mit hoher Betriebstemperatur vor solchen mit niedrigerer Betriebstemperatur)
    c. dort wo selektive katalytische Reduktion eingesetzt wird:
        i. Verwendung von Wärmetauschern zur Erwärmung des Abgases am Einlass der selektiven katalytischen Reduktion mit der Energie aus dem Abgas des Auslasses der selektiven katalytischen Reduktion
        ii. im Allgemeinen die Wahl des selektiven katalytischen Reduktionsverfahrens, das für das erforderliche Leistungsniveau (einschließlich Verfügbarkeit/Verschmutzung und Wirkungsgrad) die niedrigste Betriebstemperatur aufweist
    d. wo Abgasaufheizung nötig ist: Einsatz von Wärmetauscherverfahren zur Minimierung des Energiebedarfes zur Abgasaufheizung
    e. Vermeidung des Einsatzes von Primärbrennstoffen durch vorzugsweisen Einsatz von selbst erzeugter Energie anstelle von importierten Energiequellen

33. wo Kühlverfahren erforderlich sind: die Auswahl desjenigen Dampfkondensator-Kühlverfahrens, das für die lokalen Umweltbedingungen am Besten geeignet ist, unter besonderer Berücksichtigung möglicher medienübergreifender Auswirkungen, wie in 4.3.10 beschrieben.

34. Einsatz einer Kombination von Kesselreinigungstechniken während und außerhalb des laufenden Betriebes, um Staubverbleib und Staubanhäufung im Kessel zu verringern, wie in 4.3.19 beschrieben.

35. Einsatz eines Gesamtverfahrens zur Abgasbehandlung, das in Verbindung mit der Gesamtanlage üblicherweise die betrieblichen Emissionswerte sicherstellt, die in Tabelle 5.2 für Luftemissionen aufgelistet sind, die mit dem Einsatz von BVT assoziiert werden.

Stoff(e)	Tabelle 5.2: Bandbreiten für betriebliche Emissionswerte für Luftemissionen (in mg/Nm³ oder wie genannt), die mit dem Einsatz von BVT assoziiert werden (siehe Anmerkungen unten)			
	nicht kontinuierliche Proben	**½-stündiger Durchschnitt**	**24-stündiger Durchschnitt**	**Anmerkungen**
Gesamtstaub		1 – 20 (siehe abw. Sichtweise 2)	1 – 5	Im Allgemeinen bringt der Einsatz von Gewebefiltern die niedrigeren Werte in diesen Emissionsbereichen. Effektive Wartung von Staubreinigungsverfahren ist sehr wichtig. Energieeinsatz kann sich erhöhen, wenn niedrigere Emissionsdurchschnittswerte erzielt werden sollen. Staubminderung verringert allgemein auch Metallemissionen.
Chlorwasserstoff (HCl)		1 – 50	1 – 8	Abfallüberwachung, gezielte und ungezielte Vermischung können Schwankungen der Rohgaskonzentrationen verringern, die zu erhöhten Kurzzeitemissionen führen können. Nasse Abgasbehandlungsverfahren haben allgemein die höchste Absorptionskapazität und erreichen für diese Stoffe die niedrigsten Emissionswerte, sind aber allgemein teurer. Siehe Tabelle 5.3 zur Berücksichtigung von Kriterien für die Auswahl der wesentlichen Abgasbehandlungsverfahren, einschließlich medienübergreifender Auswirkungen.
Fluorwasserstoff (HF)		< 2 (siehe abweichende Sichtweise 2)	<1	
Schwefeldioxide (SO_2)		1 – 150 (siehe abw. Sichtweise 2)	1 – 40 (siehe abw. Sichtweise 2)	
Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO_2), dargestellt als Stickstoffdioxid für Anlagen mit SCR		40 – 300 (siehe abweichende Sichtweise 2)	40 – 100 (siehe abweichende Sichtweise 2)	Techniken zur Abfall- und Verbrennungsüberwachung mit selektiver katalytischer Reduktion (SCR) ergeben allgemein Betriebswerte in diesen Emissionsbereichen. Der Einsatz von SCR bedeutet zusätzlichen Energiebedarf und Kosten. Im Allgemeinen führt der Einsatz selektiver katalytischer Reduktion in größeren Anlagen zu unbedeutenderen Zusatzkosten pro Tonne behandeltem Abfall. Abfall mit hohem Stickstoffgehalt kann erhöhte NO_X-Rohgaskonzentrationen bewirken.
Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO_2), dargestellt als Stickstoffdioxid für Anlagen ohne SCR		30 – 350	120 – 180	Techniken zur Abfall- und Verbrennungsüberwachung mit selektiver nicht-katalytischer Reduktion (SNCR) ergeben allgemein Betriebswerte in diesen Emissionsbereichen. 24-stündige Durchschnitte unter diesem Bereich erfordern im Allgemeinen SCR, obwohl Werte unter 70 mg/Nm³ mit SNCR erreicht werden (z.B. bei niedrigen NO_X-Werten im Rohgas und/oder bei hohen Reaktionsmittelzugaben). Der bei hohen Reaktionsmittelzugaben entstehende NH_3-Schlupf der SNCR kann durch nasse Abgasbehandlung und geeigneten Behandlungsmaßnahmen für das ammoniakhaltige Abwasser gemindert werden. Abfall mit hohem Stickstoffanteil kann erhöhte NO_X-Rohgaskonzentrationen bewirken. (Siehe auch Anmerkung 8 unten zu kleinen Anlagen).
Gas- und dampfförmige organische Stoffe, dargestellt als TOC		1 – 20	1 – 10	Techniken, die die Verbrennungsbedingungen verbessern, verringern Emissionen dieser Stoffe. Emissionskonzentrationen werden allgemein durch die Abgasbehandlung nicht stark beeinflusst. CO-Werte können während des An- und Abfahrens und bei neuen Kesseln, die ihr normales Verschmutzungsniveau während des Betriebes noch nicht erreicht haben, höher sein.
Kohlenmonoxid (CO)		5 – 100	5 – 30	
Quecksilber und seine Verbindungen (als Hg)	<0,05 (siehe abweichende Sichtweise 2)	0,001 – 0,03	0,001 – 0,02	Adsorption mit kohlenstoffbasierten Reaktionsmitteln ist allgemein bei vielen Abfällen erforderlich, um diese Emissionswerte zu erreichen – da metallisches Hg schwieriger zu kontrollieren ist als ionisches Hg. Die Minderungsleistung und Technik hängen von Menge und Verteilung von Hg im Abfall ab. Manche Abfälle haben stark schwankende Hg-Konzentrationen – in solchen Fällen kann Abfallvorbehandlung nötig sein, um bei Spitzen eine Überbelastung der Abgasreinigung zu verhindern. Kontinuierliche Hg-Überwachung ist von Richtlinie 2000/76/EG nicht gefordert, wird aber in manchen Mitgliedstaaten durchgeführt.
Cadmium und Thallium (und ihre Verbindungen, als Metalle dargestellt)	0,005 – 0,05 (siehe abw. Sichtweise 2)			Siehe Anmerkungen für Hg. Die geringere Flüchtigkeit dieser Metalle im Vergleich zu Hg bedeutet, dass Methoden zur Staubkontrolle und Kontrolle anderer Metalle bei der Kontrolle dieser Stoffe effektiver sind als bei der Kontrolle von Hg.
Σ andere Metalle	0,005 – 0,5			Techniken zur Minderung des Stauwerte mindern im Allgemeinen auch diese Metalle.
Dioxine und Furane (ng TE/Nm³)	0,01 – 0,1 (siehe abw. Sichtweise 2)			Verbrennungstechniken zerstören PCDD/F im Abfall. Spezielle Auslegung und Temperatursteuerung verringern *De-novo*-Synthese. Zusätzlich zu solchen Maßnahmen senken kohlenstoffbasierte Minderungstechniken Abgaswerte auf diesen Emissionsbereich. Höhere Kohlenstoffadsorbensdosierung kann Luftemissionen unter 0,001 bewirken, jedoch auch erhöhten einen Verbrauch und mehr Abfall.

Stoffe, die nicht in die Richtlinie 2000/76/EG über die Verbrennung von Abfällen enthalten sind:				
Ammoniak (NH_3)	<10	1 – 10	<10 (siehe abweichende Sichtweise 1)	Eine wirksame Steuerung der NO_X-Minderungverfahren einschließlich der Reaktionsmitteldosierung trägt zur Minderung von NH_3-Emissionen bei. Nasse Wäscher absorbieren NH_3 und überführen es ins Abwasser.
Benz(a)pyren	Für diese Stoffe gab es ungenügend Daten, um eine sichere BVT-Schlussfolgerung zu Emissionswerten zu ziehen. Die in Kapitel 3 dargestellten Daten deuten jedoch darauf hin, dass ihre Emissionswerte allgemein niedrig sind. PCBs, PAKs und Benz(a)pyren können durch den Einsatz der Techniken, die für PCDD/F eingesetzt werden, gemindert werden. N_2O-Werte werden durch Verbrennungstechnik und -optimierung bestimmt, und beim Einsatz von Harnstoff durch Optimierung der selektiven nicht-katalytischen Reduktion (SNCR).			Techniken die PCDD/F mindern, mindern auch Benz(a)pyren, PCBs und PAKs.
PCBs				
PAKs				
Lachgas (N_2O)				Eine wirksame oxidierende Verbrennung und die Steuerung von NO_X-Minderungsverfahren tragen zur Minderung von N_2O-Emissionen bei. Höhere Werte können bei Wirbelschichtverfahren auftreten, die bei niedrigeren Temperaturen, z.B. unter ~900 °C, betrieben werden.

ANMERKUNGEN:

1. Die in dieser Tabelle dargestellten Bereiche sind die Betriebswerte, die allgemein bei der Anwendung von BVT erwartet werden können – sie sind keine gesetzlich verbindlichen Emissionsgrenzwerte.
2. ∑ andere Metalle = Summe von Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V und ihrer Verbindungen, dargestellt als Metalle
3. Nicht-kontinuierliche Messungen werden über einen Messzeitraum von 30 Minuten bis 8 Stunden gemittelt. Messzeiträume für solche Messungen liegen im Allgemeinen im Bereich von 4 – 8 Stunden.
4. Die Daten sind für 11 % Sauerstoffgehalt, trockenes Gas, 273 K und 101,3 kP standardisiert.
5. Dioxine und Furane werden mit den Äquivalenzfaktoren entsprechend EG/2000/76 berechnet.
6. Wenn eine Leistung mit diesen Bereichen verglichen wird, sollte immer Folgendes berücksichtigt werden: der Konfidenzwert, der mit den durchgeführten Ermittlungen verbunden ist; die relative Abweichung bei solchen Messungen vergrößert sich, je mehr sich die Messkonzentration der unteren Messgrenze annähern.
7. Die Betriebsdaten, die die oben genannten BVT-Bereiche unterstützen, wurden entsprechend des derzeitig akzeptierten Kodexes für gute Monitoringpraxis erreicht, bei der eine Messausrüstung erforderlich ist, deren Messskala das 0- bis 3-fache der Emissionsgrenzwerte der Abfallverbrennungsrichtlinie aufweist. Für Parameter mit einem Emissionsprofil, das einen sehr niedrigen Grundwert und Zeiträume mit kurzen Spitzenemissionen aufweist, muss besonders auf die Anzeigeskala geachtet werden. Es wurde zum Beispiel in einigen Fällen berichtet, dass eine Veränderung der Anzeigeskala für die Messung von CO vom 3-fachen der Emissionsgrenzwerte der Abfallverbrennungsrichtlinie auf einen 10-fach höheren Wert die berichteten Messwerte um einen Faktor 2 - 3 erhöht. Dies sollte beachtet werden, wenn diese Tabelle gedeutet wird.
8. Ein Mitgliedstaat berichtete, dass in einigen Fällen, in denen selektive nicht-katalytische Reduktionsverfahren nachträglich in bestehende kleine Siedlungsabfallverbrennungsanlagen eingebaut wurden, Schwierigkeiten auftraten, und dass die Kosteneffizienz (d.h. NO_X-Minderung pro Kosteneinheit) der NO_X-Minderung (z.B. selektive nicht-katalytische Reduktion) in kleineren Siedlungsabfallverbrennungsanlagen niedriger ist (d.h. in Siedlungsabfallverbrennungsanlagen mit einer Kapazität von < 6 Tonnen Abfall/Stunde).

ABWEICHENDE SICHTWEISEN:

1 BVT 35 : Basierend auf ihrer Kenntnis der Leistung bestehender Anlagen brachten einige Mitgliedstaaten und die Umweltschutz-NGO die abweichende Sichtweise zum Ausdruck, dass der 24-stündige Emissionsbereich für NH_3, der mit dem Einsatz von BVT assoziiert wird, <5 mg/Nm^3 betragen sollte (anstelle von <10 mg/ Nm^3).

2 BVT 35 : Ein Mitgliedstaat und die Umweltschutz-NGO brachten ihre abweichenden Sichtweisen hinsichtlich der BVT-Bereiche in Tabelle 5.2 (Luft) zum Ausdruck. Diese abweichenden Sichtweisen gründeten auf ihrer Kenntnis der Leistung mehrerer bestehender Anlagen und ihrer Deutung der durch die Technische Arbeitsgruppe zur Abfallbehandlung zur Verfügung gestellten Daten und auch der Deutung der Daten in diesem BVT-Merkblatt (z.B. in Kapitel 3). Das Endergebnis des Treffens der Technischen Arbeitsgruppe waren die in Tabelle 5.2 genannten Bereiche, wobei aber die folgenden abweichenden Sichtweisen festgehalten wurden: Gesamtstaub ½-stündiger Durchschnitt 1 - 10 mg/Nm^3; NO_X (als NO_2) unter Einsatz selektiver katalytischer Reduktion ½-stündiger Durchschnitt 30 - 200 und 24-stündiger Durchschnitt 30 - 100 mg/Nm^3; Hg und seine Verbindungen (als Hg) nicht-kontinuierlich 0,001 – 0,03 mg/Nm^3; Summe Cd + Tl nicht-kontinuierlich 0,005 – 0,03 mg/Nm^3; Dioxine und Furane nicht-kontinuierlich 0,01 – 0,05 ng TE/Nm^3. Aus den selben Gründen nannte die Umweltschutz-NGO auch die folgenden abweichenden Ansichten: HF ½-stündiger Durchschnitt < 1 mg/Nm^3; SO_2 ½-stündiger Durchschnitt 1 – 50 mg/Nm^3 und 24-stündiger Durchschnitt 1 – 25 mg/Nm^3.

Tabelle 5.2: Betriebliche Emissionsbandbreiten, die mit dem Einsatz von BVT für Luftemissionen aus Abfallverbrennungsanlagen assoziiert werden

36. Berücksichtigung bei der Auswahl des Gesamtverfahrens zur Abgasbehandlung:
    a. allgemeine Gesichtspunkte, die in 4.4.1.1 und 4.4.1.3 beschriebenen werden
    b. mögliche Auswirkungen auf den Energieverbrauch der Anlage, wie in Kapitel 4.4.1.2 beschrieben
    c. zusätzliche Fragen der Vereinbarkeit mit der Gesamtanlage, die bei der Nachrüstung bestehender Anlagen auftreten können (siehe 4.4.1.4)

37. Berücksichtigung der (nicht erschöpfenden) allgemeinen Auswahlkriterien, wenn zwischen nassen/ quasi-trockenen/ und trockenen Abgasbehandlungsverfahren ausgewählt wird, wie beispielhaft in Tabelle 5.3 dargestellt:

Kriterien	Nasse Abgasbehandlung (N)	Quasi-trockene Abgasbehandlung (QT)	Trockene Kalkabgasbehandlung (TK)	Trockene Natriumbikarbonatabgasbehandlung (TN)	Anmerkungen
Leistung hinsichtlich der Luftemissionen	+	0	-	0	• im Hinblick auf HCl, HF, NH_3 & SO_2 erbringen Nassverfahren allgemein die niedrigsten Luftemissionswerte • jedes der Verfahren wird normalerweise mit einer zusätzlichen Einrichtung zur Staub- und PCDD/F-Minderung kombiniert • TK-Verfahren können ähnliche Emissionswerte wie TN & QT erreichen, jedoch nur mit erhöhten Reaktionsmitteldosierungen und der damit verbundenen erhöhten Abfallerzeugung
Abfallerzeugung	+	0	-	0	• die Abfallerzeugung pro Tonne aufgegebenem Abfall ist allgemein mit TK-Verfahren höher und niedriger mit N-Verfahren bei höherer Schadstoffkonzentration in Abfällen aus N-Verfahren • eine Nutzung von Material aus Abfällen ist mit N-Verfahren nach der Behandlung des Wäscherabwassers sowie mit TN-Verfahren möglich
Wasserverbrauch	-	0	+	+	• der Wasserverbrauch ist allgemein mit N-Verfahren höher • trockene Verfahren benötigen wenig oder kein Wasser
Abwassererzeugung	-	+	+	+	• die von N-Verfahren erzeugten Abwässer erfordern (wenn sie nicht verdampft werden) eine Behandlung und normalerweise Ableitung – dort wo ein geeignetes Einleitungsgewässer für die behandelten salzigen Ausflüsse gefunden werden kann (z.B. meeresnahe Umgebung), muss die Ableitung kein wesentlicher Nachteil sein • die Ammoniakentfernung aus dem Abwasser kann kompliziert sein
Energieverbrauch	-	0	0	0	• der Energieverbrauch ist mit N-Verfahren wegen der Pumpenanforderungen höher – und ist dort noch einmal erhöht, wo das Verfahren (wie üblich) mit anderen Abgasbehandlungsstufen, z.B. für die Staubentfernung, kombiniert wird
Reaktionsmittelverbrauch	+	0	-	0	• allgemein haben N-Verfahren den niedrigsten Reaktionsmittelverbrauch • allgemein haben TK-Verfahren den höchsten Reaktionsmittelverbrauch – dieser kann aber durch Reaktionsmittelkreislaufführung gesenkt werden • QT- und TK- & TN-Verfahren können durch eine Säureüberwachung im Rohgas verbessert werden (siehe 4.4.3.9)
Eignung für schwankende Eingangskonzentrationen der Schadstoffe	+	0	-	0	• N-Verfahren sind am Besten bei stark schwankenden und sich schnell verändernden Eingangskonzentrationen von HCl, HF und SO_2 geeignet • TK-Verfahren bieten allgemein weniger Flexibilität – obwohl dies durch eine Säureüberwachung im Rohgas verbessert werden (siehe 4.4.3.9)
Sichtbarkeit der Abgasfahne	-	0	+	+	• bei Nassverfahren ist die Sichtbarkeit der Abgasfahne im Allgemeinen höher (wenn nicht spezielle Maßnahmen eingesetzt werden) • trockene Verfahren haben allgemein die niedrigste Sichtbarkeit der Abgasfahne
Prozesskomplexität	- (am Höchsten)	0 (mittel)	+ (am Niedrigsten)	+ (am Niedrigsten)	• N-Verfahren sind ziemlich einfach, erfordern für ein umfassendes Abgasbehandlungsverfahren jedoch andere Verfahrenskomponenten, einschließlich einer Abwasserbehandlungsanlage etc.
Kapitalkosten	allgemein höher	mittel	allgemein niedriger	allgemein niedriger	• Zusatzkosten für Nassverfahren entstehen aufgrund der zusätzlichen Kosten für weitere Abgasbehandlungs- und Hilfskomponenten – dies ist bei kleineren Anlagen besonders relevant
Betriebskosten	mittel	allgemein niedriger	mittel	allgemein niedriger	• bei N-Verfahren entstehen zusätzliche Betriebskosten durch die Abwasserbehandlungsanlage für W Verfahren – dies ist bei kleineren Anlagen besonders relevant • höhere Abfallentsorgungskosten dort wo mehr Abfälle erzeugt werden und mehr Reaktionsmittel verbraucht wird. N-Verfahren erzeugen allgemein die niedrigsten Reaktionsmittelmengen sind daher möglicherweise mit niedrigeren Reaktionsmittelentsorgungskosten verbunden • die Betriebskosten beinhalten Betriebsmittel, Entsorgungs- und Wartungskosten. Die Betriebskosten hängen sehr stark von den lokalen Preisen für Betriebsmittel und Abfallentsorgung ab.

Anmerkung: + bedeutet, dass der Einsatz der Technik allgemein einen Vorteil im Hinblick auf die herangezogenen Bewertungskriterien aufweist
0 bedeutet, dass der Einsatz der Technik allgemein keinen bedeutenden Vor- oder Nachteil im Hinblick auf die herangezogenen Bewertungskriterien aufweist
- bedeutet, dass der Einsatz der Technik allgemein einen Nachteil im Hinblick auf die herangezogenen Bewertungskriterien aufweist

Tabelle 5.3: Beispielbewertung zur Berücksichtigung von IVU-relevanten Kriterien bei der Wahl von nassen/quasi-trockenen/trockenen Abgasbehandlungsmöglichkeiten

38. Vermeidung der mit der Abgasbehandlung verbundenen Erhöhung des Stromverbrauchs, im Allgemeinen (d.h. außer wenn spezielle lokale treibende Kräfte vorhanden sind) durch Vermeidung des Einsatzes von zwei Gewebefiltern in einer Abgasbehandlungslinie (wie in 4.4.2.2 und 4.4.2.3 beschrieben)

39. Verminderung des Reaktionsmittelverbrauchs und der Abfallentstehung in der Abgasbehandlung bei trockenen, quasi-trockenen und dazwischen liegenden Abgasbehandlungsverfahren durch eine geeignete Kombination von:
    a. Anpassung und Überwachung der Reaktionsmittelmengen zur Erfüllung der Anforderungen der Abgasbehandlung, so dass die letztlich angestrebten Betriebsemissionswerte erreicht werden
    b. Einsatz eines signalgebenden schnell reagierenden vor- oder nachgeschalteter Überwachungsverfahrens für HCl- und/oder SO_2-Rohgaswerte (oder anderer Parameter, die für diesen Zweck nützlich sein können) zur Optimierung der Reaktionsmitteldosierung in der Abgasbehandlung, wie in 4.4.3.9 beschrieben
    c. Kreislaufführung eines Teils der Abfälle aus der Abgasbehandlung, wie in 4.4.3.7 beschrieben

Anwendbarkeit und Ausprägung des Einsatzes der oben genannten Techniken, die BVT darstellen, ist unterschiedlich und insbesondere abhängig von: Abfalleigenschaften und der daraus folgenden Abgaszusammensetzung, dem letztlich erforderlichen Emissionswert und der technischen Erfahrung beim Einsatz in der Anlage.

40. Einsatz primärer (verbrennungsbezogener) NO_X-Minderungsmaßnahmen zur Verringerung der NO_X-Entstehung, verbunden entweder mit selektiver katalytischer Reduktion (4.4.4.1) oder mit selektiver nicht-katalytischer Reduktion (4.4.4.2), je nachdem, welcher Wirkungsgrad bei der Abgasreinigung erforderlich ist. Im Allgemeinen wird die selektive katalytische Reduktion dort als BVT angesehen, wo höhere NO_X-Minderungswirkungsgrade erforderlich sind (d.h. wenn die NO_X-Werte im Rohgas hoch sind) und wo letztendlich niedrige NO_X-Emissionskonzentrationen im Abgas gewünscht sind.
    Ein Mitgliedstaat berichtete, dass in manchen Fällen bei der Nachrüstung von selektiven nicht-katalytischen Reduktionsverfahren in kleinen Siedlungsabfallverbrennungsanlagen Schwierigkeiten auftraten und dass die Kosteneffizienz (d.h. NO_X-Reduzierung pro Kosteneinheit) der NO_X-Minderung (z.B. mit selektiver nicht-katalytischer Reduktion) in kleineren Siedlungsabfallverbrennungsanlagen niedriger ist (d.h. in Siedlungsabfallverbrennungsanlagen mit einer Kapazität von < 6 Tonnen Abfall/Stunde).

41. zur Minderung der Gesamtemissionen von Dioxinen/Furanen in alle Umweltmedien der Einsatz von:
    a. Techniken zum Wissenserwerb über und zur Überwachung von Abfall, insbesondere seiner Verbrennungseigenschaften, durch Wahl geeigneter Techniken, wie in 4.1 beschrieben, und
    b. primäre (verbrennungsbezogene) Techniken (in 4.4.5.1 zusammengefasst), um PCDD/F im Abfall und mögliche Vorläufer von PCDD/F zu zerstören, und
    c. Einsatz von Anlagenbauarten und Betriebssteuerungen, die Bedingungen vermeiden (siehe 4.4.5.2), die zur Rückbildung oder Entstehung von PCDD/F führen können, insbesondere Vermeidung einer Staubabscheidung im Temperaturbereich 250 – 400°C. Von zusätzlicher Verringerung der PCDD/F-Neubildung (De-novo-Synthese) wurde berichtet, wenn die Betriebstemperatur bei der Staubabscheidung von 250 °C weiter auf unter 200°C abgesenkt wurde, und
    d. Einsatz einer geeigneten Kombination einer oder mehrerer der folgenden zusätzlichen PCDD/F-Minderungsmaßnahmen:
        i. Adsorption durch Eindüsung von Aktivkohle oder anderer Reaktionsmittel in geeigneter Dosierung, zusammen mit einem Gewebefilter, wie in 4.4.5.6 beschrieben, oder
        ii. Adsorption durch Einsatz von Festbetteinheiten mit geeigneten Adsorbenserneuerungsrate, wie in 4.4.5.7 beschrieben, oder
        iii. eine mehrschichtige, angemessen ausgelegte selektive katalytische Reduktion zur Gewährleistung der PCDD/F-Minderung, wie in 4.4.5.3 beschrieben, oder
        iv. Einsatz katalytischer Gewebefilter (aber nur dort, wo zur effektiven Minderung von metallischem und elementarem Hg andere Vorkehrungen getroffen werden), wie in 4.4.5.4 beschrieben.

42. beim Einsatz von Nasswäschern die Erstellung einer Auswertung der PCDD/F-Anreicherung (Memoryeffekt) im Wäscher und Durchführung geeigneter Maßnahmen, um dieser Anreicherung zu begegnen und Freisetzungen durch Austritt aus dem Wäscher zu verhindern. Es sollte insbesondere die Möglichkeit von Memoryeffekten während des An- und Abfahrens beachtet werden.

43. wenn Abfälle aus der Abgasbehandlung verbrannt werden, sollten geeignete Maßnahmen getroffen werden, um einen Kreislauf und eine Anreicherung von Hg in der Anlage zu verhindern.

44. zur Minderung von Hg-Emissionen, wenn Nasswäscher als einziges oder hauptsächlich wirkendes Mittel zur Hg-Emissionsminderung eingesetzt werden:
    a. Einsatz eines ersten Abschnittes mit niedrigem pH-Wert und Zugabe von speziellen Reaktionsmitteln zur Entfernung von ionischem Hg (wie in 4.4.6.1, 4.4.6.6 und 4.4.6.5 beschrieben), in Kombination mit den folgenden Zusatzmaßnahmen zur Minderung von metallischem (elementarem) Hg soweit, wie es zur zur Senkung auf den als BVT für Gesamt-Hg vorgegebenen Emissionsbereich im Reingas erforderlich ist
    b. Aktivkohleeindüsung, wie in 4.4.6.2 beschrieben, oder
    c. Aktivkohle- oder Koksfilter, wie in 4.4.6.7 beschrieben.

45. zur Minderung von Hg-Emissionen beim Einsatz von quasi-trockenen und trockenen Abgasbehandlungsverfahren der Einsatz von Aktivkohle oder anderer effektiver adsorbierender Reaktionsmittel zur Adsorption von PCDD/F und Hg, wie in 4.4.6.2 beschrieben, wobei die Reaktionsmitteldosierung derart gesteuert wird, dass die letztendlichen Luftemissionen innerhalb der für Hg vorgegebenen BVT-Emissionsbereiche liegen

46. die allgemeine Optimierung der Kreislaufführung und Verwertung des am Standort entstehenden Abwassers, wie in 4.5.8 beschrieben, einschließlich zum Beispiel, wenn es von ausreichender Qualität ist, des Einsatzes von Kesselentleerungswassers zur Wasserversorgung des Nasswäschers, um den Wasserverbrauch des Wäschers durch Ersatz des Beschickungswassers (siehe 4.5.6) zu verringern

47. der Einsatz getrennter Systeme für die Drainage, Behandlung und Ableitung von Regenwasser, das am Standort niedergeht, einschließlich Wasser vom Dach, so dass es sich nicht mit möglicherweise oder tatsächlich verunreinigtem Abwasser vermischt, wie in 4.5.9 beschrieben. Manche solcher Abwässer können vor ihrer Ableitung nur wenig oder keine Behandlung erfordern, je nach Verunreinigungsrisiko und lokalen Ableitungsgesichtspunkten

48. dort wo nasse Abgasbehandlung eingesetzt wird:
    a. der Einsatz chemisch-physischer Behandlung der Ausleitungen aus dem Wäscher am Standort vor ihrer Ableitung aus dem Standort heraus, wie in 4.5.11 beschrieben, und somit das Erzielen von Betriebsemissionswerten am Ableitungspunkt der Abwasserbehandlungsanlage, die allgemein innerhalb der Betriebsemissionswerte liegen, die mit den BVT zusammenhängen und in Tabelle 5.4 identifiziert wurden
    b. die getrennte Behandlung der sauren und alkalischen Abwasserströme, die in den Abschnitten des Wäschers entstehen, wie in 4.5.13 beschrieben, wenn es bestimmte treibende Kräfte für die zusätzliche Minderung von Freisetzungen ins Wasser gibt, die sich daraus ergeben, und/oder dort wo HCl- und/oder Gipswiedergewinnung vorgenommen werden soll
    c. die Kreislaufführung von Abwasser aus dem Nasswäscher im Wäscherverfahren und der Einsatz der elektrischen Leitfähigkeit (mS/cm) des im Kreislauf geführten Wassers als eine Minderungsmaßnahme, um den Wasserverbrauch des Wäschers dadurch zu verringern, dass man Wäscherzufuhrwasser ersetzt, wie in 4.5.4 beschrieben
    d. die Bereitstellung von Lager-/Pufferkapazitäten für Ausleitungen aus dem Wäscher, um einen stabileren Abwasserbehandlungsprozess zu erreichen, wie in 4.5.10 beschrieben
    e. der Einsatz von Sulfiden (z.B. M-Trimerkaptotriazin) oder anderen Hg-Bindemitteln, um Hg (und andere Schwermetalle) im letztendlichen Abwasser zu verringern, wie in 4.5.11 beschrieben
    f. wenn selektive nicht-katalytische Reduktion (SNCR) mit Nasswäsche eingesetzt wird, können die Ammoniakwerte im abgeleiteten Abwasser gesenkt werden, indem Ammoniakstrippung eingesetzt wird, wie in 4.5.12 beschrieben, und das rückgewonnene Ammonium für den Einsatz als Reaktionsmittel zur NO_X-Minderung im Kreislauf geführt wird

Parameter	BVT Bereich in mg/l (außer anders angegeben)	Informationen zu Daten und Probenentnahme
Gesamte gelöste Feststoffe, wie durch Richtlinie 91/271/EEC festgelegt	10 – 30 (95 %) 10 – 45 (100 %)	• basiert auf einmal täglicher oder 24-stündiger proportionaler Probe
Chemischer Sauerstoffbedarf	50 – 250	• basiert auf einmal täglicher oder 24-stündiger proportionaler Probe
pH-Wert	pH 6,5 – pH 11	• kontinuierliche Messung
Hg und seine Verbindungen, dargestellt als Hg	0,001 – 0,03 (siehe unterschiedliche Ansicht 1)	• basiert auf monatlichen Messungen einer proportionalen repräsentativen Ableitungsprobe während einer Dauer von 24 Stunden, wobei eine Messung im Jahr die vorgegebenen Werte überschreiten kann oder, wenn mehr als 20 Proben pro Jahr bewertet werden, nicht mehr als 5% der Messungen • Es gibt gute Erfahrungen mit kontinuierlicher Hg-Überwachung • Gesamt-Cr-Werte unter 0,2 mg/l sorgen für eine Minderung von Chrom(VI) • Sb, Mn, V und Sn sind in der Richtlinie 2000/76 nicht genannt
Cd und seine Verbindungen, dargestellt als Cd	0,01 – 0,05 (siehe unterschiedliche Ansichten 1&2)	
Tl und seine Verbindungen, dargestellt als Tl	0,01 – 0,05 (siehe unterschiedliche Ansicht 2)	
As und seine Verbindungen, dargestellt als As	0,01 – 0,15 (siehe unterschiedliche Ansicht 1)	
Pb und seine Verbindungen, dargestellt als Pb	0,01 – 0,1	
Cr und seine Verbindungen, dargestellt als Cr	0,01 – 0,5 (siehe unterschiedliche Ansicht 2)	
Cu und seine Verbindungen, dargestellt als Cu	0,01 – 0,5 (siehe unterschiedliche Ansicht 2)	
Ni und seine Verbindungen, dargestellt als Ni	0,01 – 0,5 (siehe unterschiedliche Ansicht 2)	
Zn und seine Verbindungen, dargestellt als Zn	0,01 – 1,0 (siehe unterschiedliche Ansicht 2)	
Sb und seine Verbindungen, dargestellt als Sb	0,005 – 0,85 (siehe unterschiedliche Ansicht 1)	
Co und seine Verbindungen, dargestellt als Co	0,005 – 0,05	
Mn und seine Verbindungen, dargestellt als Mn	0,02 – 0,2	
V und seine Verbindungen, dargestellt als V	0,03 – 0,5 (siehe unterschiedliche Ansicht 1)	
Sn und seine Verbindungen, dargestellt als Sn	0,02 – 0,5	
PCDD/F (TE)	0,01 – 0,1 ng TE/l (siehe unterschiedliche Ansicht 1&2)	• Durchschnitt von 6 monatlichen Messungen einer proportional repräsentativen Strömungsprobe der Ausleitung während eines Zeitraums von 24 Stunden

ANMERKUNG:
1. Werte werden als Massenkonzentrationen für ungefilterte Proben ausgedrückt
2. Werte beziehen sich auf die Ableitung behandelter Ableitungen aus Wäschern ohne Verdünnung
3. BVT-Bereiche sind nicht das Selbe wie Emissionsgrenzwerte – siehe Anmerkungen in der Einleitung zu Kapitel 5
4. der pH-Wert ist ein wichtiger Parameter zur Steuerung und Überwachung des Abwasserbehandlungsverfahrens
5. Verlässliche Werte nehmen ab, wenn sich die gemessenen Konzentrationen der Nachweisgrenze annähern

ABWEICHENDE SICHTWEISEN:
1 BVT 48:
Ein Mitgliedstaat und die Umweltschutz-NGO äußerten abweichende Sichtweisen bezüglich der BVT-Bereiche in Tabelle 5.4 (Wasser). Diese unterschiedlichen Sichtweisen gründen sich auf ihrer Kenntnis der Leistung einer Reihe bestehender Anlagen und ihrer Deutung der durch die Technische Arbeitsgruppe zur Abfallbehandlung zur Verfügung gestellten Daten und auch auf die in diesem BVT-Merkblatt enthaltenen Daten (z.B. in Kapitel 3). Das letztendliche Ergebnis des Treffens der Technischen Arbeitsgruppe zur Abfallbehandlung lag innerhalb der in Tabelle 5.4 dargestellten Bereiche, aber es wurden die folgenden abeichenden Sichtweisen festgehalten:
Hg 0,001 – 0,01 mg/l; Cd 0,001 – 0,05 mg/l; As 0,003 – 0,05 mg/l; Sb 0,005 – 0,1 mg/l; V 0,01 – 0,1 mg/l; PCDD/F <0,01 – 0,1 ng TE/l.
2 BVT 48:
Auf der selben Überlegung gründend nannte die Umweltschutz-NGO die folgenden abweichenden Sichtweisen:
Cd 0,001 – 0,02 mg/l; Tl 0,001 – 0,03 mg/l; Cr 0,003 – 0,02 mg/l; Cu 0,003 – 0,3 mg/l; Ni 0,003 – 0,2 mg/l.; Zn 0,01 – 0,05 mg/l; PCDD/F <0,01 ng TE/l.

Tabelle 5.4: Mit BVT zusammenhängende Betriebsemissionswerte für Abwasserableitungen aus der Abwasserbehandlungsanlage, die Abwasser aus dem Abgasbehandlungswäscher aufnimmt

49. der Einsatz einer geeigneten Kombination der in 4.6.1 beschriebenen Techniken und Grundsätze zur Verbesserung des Ausbrandes des Abfalls in dem Maße, das erforderlich ist, um einen TOC-Wert von unter 3 Gew-% und typischerweise zwischen 1 und 2 Gew.-% in den Ascheabfällen zu erzielen, einschließlich insbesondere:
    a. des Einsatzes einer Kombination von Ofenbauweise (siehe Abschnitt zur Verbrennungstechnologie in 4.2.1), Ofenbetrieb (siehe 4.2.17) und spezifischem Abfalldurchsatz (siehe 4.2.18), die für ausreichende Agitation und Verweildauer des Abfalls im Ofen, einschließlich der Ascheausbrandbereiche, bei ausreichend hoher Temperatur sorgt
    b. des Einsatzes von Ofenbauweisen die, soweit möglich, den Abfall physisch in der Brennkammer zurückhalten (z.B. enge Abstände zwischen den Stäben des Verbrennungsrosts, rotierende oder statische Öfen für ausreichend flüssige Abfälle), um seine Verbrennung zu ermöglichen. Die Rückführung früher Rüttelverluste des Verbrennungsrosts in die Brennkammer zur erneuten Verbrennung kann ein Mittel sein, um den Gesamtausbrand dort zu verbessern, wo diese in bedeutendem Maße zur Verschlechterung des Ausbrands beitragen (siehe 4.2.21)
    c. des Einsatzes von Techniken zur Vermischung und Vorbehandlung des Abfalls, wie in BVT 11 beschrieben, je nach Art(en) des in der Anlage angenommenen Abfalls
    d. der Optimierung und Überwachung der Verbrennungsbedingungen, einschließlich Luft-(Sauerstoff-)Versorgung und –verteilung, wie in BVT 18 beschrieben

50. die von Filterasche und anderen Abgasbehandlungsabfällen getrennte Handhabung von Ofenasche, um die Verschmutzung der Ofenasche zu vermeiden und die Möglichkeiten zur Verwertung von Ofenasche, wie in 4.6.2 beschrieben, zu verbessern. Kesselasche kann im Vergleich mit Ofenasche ähnliche oder sehr unterschiedliche Verschmutzungswerte aufweisen (je nach speziellen lokalen Faktoren hinsichtlich Betrieb, Bauweise und Abfall) – es ist somit auch BVT, die Schadstoffwerte in der Kesselasche festzustellen und zu bestimmten, ob eine Abtrennung oder Vermischung mit Ofenasche angebracht ist. Es ist BVT, jede vorkommende getrennte feste Abfallfraktion auf seine Möglichkeiten zur Verwertung, entweder allein oder gemeinsam, hin zu untersuchen.

51. dort wo eine Vorentstaubungstufe (siehe 4.6.3 und 4.4.2.1) im Einsatz ist, sollte eine Bewertung der Zusammensetzung der so abgeschiedenen Filterasche vorgenommen werden, um zu beurteilen, ob sie entweder direkt oder nach einer Behandlung verwertet werden kann anstatt sie zu beseitigen

52. die Abtrennung verbliebener eisenhaltiger und nicht-eisenhaltiger Metalle aus der Ofenasche (siehe 4.6.4) für ihre Wiedergewinnung, soweit dies praktisch und wirtschaftlich rentabel ist

53. die Behandlung von Ofenasche (entweder am Standorts oder außerhalb), durch eine geeignete Kombination von:
    a. trockener Ofenaschenbehandlung mit oder ohne Alterung, wie in 4.6.6 und 4.6.7 beschrieben, oder
    b. nasser Ofenaschenbehandlung, mit oder ohne Alterung, wie in 4.6.6 und 4.6.8 beschrieben, oder
    c. thermischer Behandlung, wie in 4.6.9 (für getrennte Behandlung) und 4.6.10 beschrieben (für thermische Behandlung innerhalb des Verfahrens) oder
    d. Sieben und Brechen (siehe 4.6.5)

    in dem Maße, das erforderlich ist, um die für ihren Einsatz oder für die annehmende Behandlungs- oder Entsorgungsanlage festgelegten Anforderungen zu erfüllen, z.B. um einen Auslaugungswert für Metalle und Salze zu erreichen, der mit den lokalen Umweltbedingungen am Einsatzort übereinstimmt.

54. die Behandlung von Abgasbehandlungsabfällen (im oder außerhalb des Standorts) in dem Maße, das erforderlich ist, um die Anforderungen der für sie ausgewählten Abfallmanagementoptionen zu erfüllen, einschließlich Berücksichtigung des Einsatzes der Behandlungstechniken für Abgasbehandlungsabfälle, die in 4.6.11 beschrieben wurden

55. die Anwendung von Lärmschutzmaßnahmen, um den lokalen Lärmanforderungen zu entsprechen (Techniken sind in 4.7 und 3.6 beschrieben)

56. ein Umweltmanagement zu verwenden. Eine Reihe von Umweltmanagementtechniken sind als BVT festgelegt. Der Umfang (z.B. Detaillierungsgrad) und die Beschaffenheit des Umweltmanagementverfahrens (z.B. standardisiert oder nicht-standardisiert) wird allgemein mit der Beschaffenheit, dem Umfang und der Komplexität der Anlage und der Bandbreite der von ihr möglicherweise ausgehenden umweltrelevanten Auswirkungen zusammenhängen.

Es ist BVT, ein Umweltmanagementverfahren einzuführen und aufrecht zu erhalten, das entsprechend der jeweiligen Umstände, die folgenden Bestandteile umfasst (siehe Kapitel 4.8):

- Festlegung einer Umweltpolitik für die Anlage durch das oberste Managementebene (Verpflichtung der obersten Managementebene wird als Voraussetzung für eine erfolgreiche Anwendung anderer Bestandteile des Umweltmanagementverfahrens angesehen)
- Planung und Einrichtung der notwendigen Verfahrensabläufe
- Einsatz der Verfahrensabläufe unter besonderer Berücksichtigung von
  - Struktur und Verantwortlichkeiten
  - Ausbildung, Bewusstsein und Kompetenz
  - Kommunikation
  - Einbeziehung der Belegschaft
  - Dokumentation
  - effiziente Verfahrensüberwachung
  - Wartungsprogramm
  - Vorbereitung und Reaktion auf Notfälle
  - Sicherstellung der Übereinstimmung mit der Umweltgesetzgebung
- Überprüfung der Leistung und Ergreifen von Korrekturmaßnahmen, unter besonderer Berücksichtigung von
  - Überwachung und Messung (siehe auch Referenzdokument über Emissionsüberwachung)
  - berichtigenden und vorbeugenden Maßnahmen
  - Aufzeichnungen
  - unabhängigen (wenn machbar) internen Audits, um festzustellen, ob das Umweltmanagementverfahren mit den geplanten Verabredungen übereinstimmt oder nicht und ob es richtig eingeführt und beibehalten wurde
- Überprüfung durch die oberste Managementebene.

Drei weitere Gesichtspunkte, die das obige Schritt für Schritt vervollständigen können, werden als unterstützende Maßnahmen angesehen. Ihr Fehlen wird jedoch allgemein nicht als mit BVT unvereinbar angesehen. Diese drei zusätzlichen Schritte sind:

- die Untersuchung und Bewertung des Managementverfahrens und der Auditprozedur durch eine akkreditierte Zertifizierungsstelle oder einen externen Gutachter für Umweltmanagementsysteme
- Vorbereitung und Veröffentlichung (und möglicherweise externe Validierung) einer regelmäßigen Umwelterklärung, die alle wesentlichen umweltrelevanten Gesichtspunkte der Anlage beschreibt und einen jährlichen Vergleich mit umweltrelevanten Zielen und Einzelzielen sowie, soweit angemessen, mit Branchenkennzahlen (Benchmarks) erlaubt
- Einführung und Beibehaltung eines international akzeptierten freiwilligen Verfahrens wie EMAS und EN ISO 14001:1996. Dieser freiwillige Schritt kann dem Umweltmanagementverfahren eine höhere Glaubwürdigkeit verleihen. Insbesondere EMAS, das alle oben genannten Bestandteile beinhaltet, verleiht höhere Glaubwürdigkeit. Nicht-standardisierte Verfahren können jedoch im Prinzip genauso effektiv sein, wenn sie richtig gestaltet und eingeführt werden.

Speziell für diesen Industriezweig ist es auch wichtig, die folgenden möglichen Eigenschaften des Umweltmanagementverfahrens zu berücksichtigen:

- Beachtung der umweltrelevanten Auswirkungen der letztendlichen Stilllegung der Anlage bei der Auslegung einer neuen Anlage
- Berücksichtigung der Entwicklung saubererer Technologien
- dort, wo es machbar ist, regelmäßige Betriebsvergleiche im gleichen Sektor (Branchen-Benchmarking), einschließlich Energieeffizienz und Energieeinsparung, Auswahl von eingesetztem Material, Luftemissionen, Ableitungen ins Wasser, Wasserverbrauch und Abfallerzeugung
- die Entwicklung und der Einsatz von Verfahren für Inbetriebnahmezeiträume von neuen Anlagen im Allgemeinen, einschließlich:
- der vorher erstellten Ausarbeitung eines detaillierten Arbeitsprogramms, das das Inbetriebnahmeprogramm beschreibt
- eine anfängliche Defizitanalyse hinsichtlich der Schulungsanforderungen, um den Ausbildungsbedarf vor der Inbetriebnahme zu ermitteln
- Gesundheits- & Sicherheitsanforderungen, die europäischen und lokalen Anforderungen entsprechen
- die Verfügbarkeit ausreichender und aktueller Dokumentationen der Anlage
- Planungen zur Notfall- und Unfallverhütung, allgemein einschließlich Vorgehensweisen für:
    - schlimme Brände
    - große Explosionen
    - Sabotage/Bombenalarm
    - Eindringlinge
    - schlimme Verletzungen/Tod von Mitarbeitern/Vertragspartnern
    - Verkehrunfall
    - Diebstahl
    - umweltrelevante Vorkommnisse
    - Stromausfall
- dort wo der Inbetriebnahme- und Feinabstimmungszeitraum der Anlage Emissionen außerhalb der normalen regulären Überwachung verursachen kann.

Für alle Verbrennungsanlagen und insbesondere für diejenigen, die gefährliche Abfälle annehmen, werden Schulungsprogramme für das Personal als wichtiger Gesichtspunkt aller Sicherheitsmanagementverfahren betrachtet, speziell Schulungen für:
- Explosions- und Brandvorsorge
- Brandlöschung
- Kenntnisse über chemische Risiken (Kennzeichnung, krebserzeugende Stoffe, Giftigkeit, Korrosion, Feuer) und Transport

5.2 Spezielle BVT für die Siedlungsabfallverbrennung

Zusätzlich zu den in Kapitel 5.1 dargestellten allgemeinen Maßnahmen, wird für die Siedlungsabfallverbrennung im Allgemeinen als BVT betrachtet:

57. allen Abfall auf versiegelten Oberflächen mit überwachter Drainage innerhalb überdachter und von Mauern umgebener Gebäude zu lagern (mit Ausnahme von Abfällen die speziell für die Lagerung behandelt wurden oder gebündeltem Material mit niedrigem Verschmutzungspotenzial, z.B. Möbel)

58. wenn Abfall gestapelt wird (typischerweise für spätere Verbrennung), ihn allgemein zu bündeln (siehe Kapitel 4.1.4.3) oder anderweitig für solch eine Lagerung vorzubereiten, damit er so gelagert werden kann, dass Geruchs-, Ungeziefer-, Verschmutzungs-, Brand- und Auslaugungsrisiken effektiv gemindert werden

59. den Abfall vorzubehandeln, um seine Homogenität und somit Verbrennungseigenschaften und Ausbrand zu verbessern, durch:
    a. Vermischung im Bunker (siehe 4.1.5.1) und
    b. Einsatz des Schredderns oder Brechens für sperrige Abfälle z.B. Möbel (siehe 4.1.5.2) die verbrannt werden sollen,

    in dem Maße, das für das eingesetzte Verbrennungsverfahren vorteilhaft ist. Im Allgemeinen erfordern Verbrennungsroste und Drehrohröfen (wenn diese eingesetzt werden) weniger Vorbehandlung (z.B. Abfallvermischung, wobei die den sperrigen Abfall bricht), wo hingegen Wirbelschichtverfahren mehr Abfallauswahl und -vorbehandlung benötigen, normalerweise einschließlich vollständigem Schreddern des Siedlungsabfalls.

60. eine Verbrennungsrostbauweise einzusetzen, die ausreichende Kühlung des Verbrennungsrosts beinhaltet, so dass sie die Veränderung der Primärluftversorgung zum Hauptzweck der Verbrennungssteuerung anstelle der Kühlung des Verbrennungsrosts erlaubt. Luftgekühlte Verbrennungsroste mit gut verteiltem Kühlluftstrom sind allgemein für Abfälle mit durchschnittlichem Heizwert von bis zu ca. 18 MJ/kg geeignet. Abfälle mit höherem Heizwert können Wasser (oder andere Flüssigkeits-)Kühlung benötigen, um zu verhindern, dass ansonsten ein Primärluftüberschuss notwendig wird (d.h. Werte, die zu einer höheren Primärluftversorgung, führen als für die Verbrennungssteuerung optimal wäre), um die Temperatur des Verbrennungsrostes sowie die Länge/Lage des Feuers auf dem Verbrennungsrost zu steuern (siehe Kapitel 4.2.14).

61. die Lage neuer Anlagen so zu wählen, dass der Einsatz von KWK und/oder die Verwendung von Wärme und/oder Dampf maximiert werden kann, um im Allgemeinen ein Gesamtenergieexportniveau von 1,9 MWh/Tonne Siedlungsabfall zu übertreffen (vgl. Tabelle 3.42), basierend auf einem durchschnittlichen Heizwert von 2,9 MWh/Tonne (vgl. Tabelle 2.11)

62. unter Gegebenheiten, bei denen weniger als 1,9 MWh/Tonne Siedlungsabfall (basierend auf einem durchschnittlichen Heizwert von 2,9 MWh/Tonne) exportiert werden kann, die bessere der folgenden beiden Möglichkeiten wahrzunehmen:
    a. Erzeugung eines jährlichen Durchschnitts von 0,4 – 0,65 MWh Strom/Tonne Siedlungsabfall (basierend auf einem durchschnittlichen Heizwert von 2,9 MWh/verarbeiteter (vgl. Tabelle 3.40) Tonne (vgl. Tabelle 2.11), mit zusätzlicher Wärme-/Dampflieferung, soweit dies unter den lokalen Umständen machbar ist, oder
    b. Erzeugung von mindestens der gleichen Menge Strom aus dem Abfall, die dem jährlichen Durchschnittsstrombedarf der gesamten Anlage entspricht, einschließlich (sofern sie eingesetzt werden) der Abfallvorbehandlung und der Behandlung von Abfällen am Standort (vgl. Tabelle 3.48)

63. den durchschnittlichen Strombedarf der Anlage (ohne Vorbehandlung oder Behandlung von Abfällen) so zu verringern, dass er allgemein unter 0,15 MWh/Tonne verarbeitetem Siedlungsabfall liegt (vgl. Tabelle 3.47 und Kapitel 4.3.6), basierend auf einem durchschnittlichen Heizwert von 2,9 MWh/Tonne Siedlungsabfall (vgl. Tabelle 2.11)

5.3 Spezielle BVT für die Verbrennung von vorbehandeltem oder vorsortiertem Siedlungsabfall

Zusätzlich zu den allgemeinen Maßnahmen, die in Kapitel 5.1 dargestellt sind, wird im Allgemeinen für die Verbrennung von vorbehandeltem oder ausgewähltem Siedlungsabfall (einschließlich aus Siedlungsabfall hergestellten Brennstoffen) als BVT angesehen:

64. Abfälle zu lagern:
    a. in abgeschlossenen Aufgabetrichtern oder
    b. auf versiegelten Oberflächen mit überwachter Drainage innerhalb überdachter und von Mauern umgebener Gebäude

65. wenn Abfall gestapelt wird, (typischerweise für spätere Verbrennung) ihn allgemein zu bündeln (siehe Kapitel 4.1.4.3) oder anderweitig für eine solche Lagerung vorzubereiten, damit er so gelagert werden kann, dass Geruchs-, Ungeziefer-, Verschmutzungs-, Brand-, und Auslaugungsrisiken effektiv vermindert werden

66. in neuen und bestehenden Anlagen die Erzeugung des höheren Wertes von entweder:
    a. einem jährlichen Durchschnitt von allgemein mindestens 0,6 – 1,0 MWh Strom/Tonne Abfall (basierend auf einem durchschnittlichen Heizwert von 4.2 MWh/Tonne), oder
    b. dem jährlichen Durchschnittstrombedarf der gesamten Anlage, einschließlich (wenn diese eingesetzt werden) Abfallvorbehandlung und Behandlung von Abfällen am Standort

67. die Anordnung neuer Anlagen so dass:
    a. neben 0,6 – 1,0 MWh/Tonne Stromerzeugung die Wärme und/oder der Dampf auch für KWK verwendet werden kann, so dass im Allgemeinen ein Wert für den zusätzlichen thermischen Export von 0,5 – 1,25 MWh/Tonne Abfall (vgl. Kapitel 3.5.4.3) erreicht werden kann (basierend auf einem durchschnittlichen Heizwert von 4,2 MWh/Tonne), oder
    b. dort wo keine Strom erzeugt wird, ein Wert für den thermischen Export von 3 MWh/Tonne Abfall erreicht werden kann (basierend auf einem durchschnittlichen Heizwert von 4,2 MWh/Tonne)

68. den Energiebedarf der Anlage zu verringern und einen durchschnittlichen Strombedarf der Anlage (ohne Vorbehandlung oder Behandlung von Abfällen) von im Allgemeinen unter 0,2 MWh/Tonne verarbeitetem Abfall (vgl. Tabelle 3.47 und Kapitel 4.3.6) zu erreichen, basierend auf einem durchschnittlichen Heizwert von 4,2 MWh/Tonne

5.4 Spezielle BVT für die Verbrennung gefährlicher Abfälle

Zusätzlich zu den allgemeinen Maßnahmen, die in Kapitel 5.1 dargestellt werden, wird für die Verbrennung gefährlicher Abfälle allgemein als BVT angesehen:

69. bei der Verbrennung gefährlicher Abfälle zusätzlich zu den in BVT 4 umrissenen Qualitätskontrollen spezielle Verfahren und Vorgehensweisen bei Kennzeichnung, Überwachung, Probenahme und Überprüfung des zu lagernden/zu verbrennenden Abfalls einzusetzen, die einen risikoorientierten Ansatz entsprechend der Abfallherkunft verfolgen (siehe 4.1.3.4). Das Vorgehen bei der Analyse sollte von entsprechend qualifiziertem Personal und unter Einsatz geeigneter Verfahrensweisen gehandhabt werden. Im Allgemeinen sind Geräte erforderlich zur Untersuchung von:

- dem Brennwert
- dem Flammpunkt
- PCBs
- Halogenen (z.B. Cl, Br, F) und Schwefel
- Schwermetallen
- Vereinbarkeit der Abfall untereinander und Reaktivität
- Radioaktivität (wenn nicht durch BVT 3 mit fest am Anlageneingang installierten Detektoren abgedeckt).

Die Kenntnis der Verfahren oder der Herkünfte des Abfalls ist wichtig, da bestimmte gefährliche Eigenschaften (zum Beispiel Giftigkeit oder Infektiosität) analytisch schwer zu bestimmen sind.

70. die Durchmischung, gezielte Vermischung und Vorbehandlung des Abfall vorzunehmen, um seine Homogenität, Verbrennungseigenschaften und Ausbrand in angemessenem Maße unter Berücksichtigung von Sicherheitsabwägungen zu verbessern. Beispiele sind das Schreddern von gefährlichen Abfällen, die verpackt sind und sich in Fässern befinden, wie in 4.1.5.3 und 4.1.5.6 beschrieben. Wenn geschreddert wird, dann sollte eine Schutzgasabschirmung durch Inertgas vorgenommen werden.

71. der Einsatz eines Verfahrens zur Homogenisierung des Beschickungsgutes für feste gefährliche Abfälle (z.B. wie 4.1.5.4 beschrieben oder eine andere, ähnliche Beschickungstechnologie), um die Verbrennungseigenschaften des zugeführten Abfalls und die Stabilität der Abgaszusammensetzung einschließlich der verbesserten Minderung kurzzeitiger CO-Emmissionsspitzen zu verbessern.

72. die Direktaufgabe flüssiger und gasförmiger gefährlicher Abfälle, wenn die Abfälle spezielle Minderung des Personalkontaktes, der Freisetzungen oder der Geruchsrisiken erfordern, wie in 4.1.6.3 beschrieben

73. der Einsatz einer Brennkammerbauweise, die für Einkapselung, Agitation und Transport des Abfalls sorgt, zum Beispiel: Drehrohröfen – entweder mit oder ohne Wasserkühlung. Wasserkühlung für Drehrohröfen (siehe 4.2.15) kann eine vorteilhafte Lösung unter Gegebenheiten sein, in denen:
    a. der Heizwert des zugeführten Abfalls höher ist (z.B. >15 – 17 GJ/Tonne), oder
    b. höhere Temperaturen z.B. >1100 °C eingesetzt werden (z.B. für Ascheverschlackung oder Zerstörung spezieller Abfälle)

74. den Energiebedarf der Anlage zu verringern und im Allgemeinen einen Durchschnittsstrombedarf der Anlage (ohne Vorbehandlung oder Behandlung von Abfällen) von allgemein unter 0,3 – 0,5 MWh/Tonne verarbeitetem Abfall (siehe 3.5.5 und 4.3.6) zu erreichen. Kleinere Anlagen führen allgemein zu Verbrauchswerten am oberen Ende dieses Bereichs. Wetterbedingungen können wegen des Heizbedarfs usw. wesentliche Auswirkungen auf den Verbrauch haben.

75. für die Sonderabfallverbrennungsanlagen und für andere Verbrennungsanlagen für gefährliche Abfälle, denen Abfälle mit sehr stark schwankender Zusammensetzung und von sehr unterschiedlicher Herkunft zugeführt werden, der Einsatz von:
    a. nasser Abgasbehandlung, wie in 4.4.3.1 beschrieben, ist allgemein BVT, um die verbesserte Minderung kurzzeitiger Luftemissionen sicherzustellen (siehe abschließende Bemerkungen 7.4.3 in Bezug auf andere Verfahren und BVT 37 im Hinblick auf Auswahl des Abgasbehandlungsverfahrens)
    b. spezifische Techniken für die Minderung elementarer Jod- und Bromemissionen, wie in 4.4.7.1 beschrieben, dort wo solche Stoffe in beträchtlichen Konzentrationen im Abfall vorkommen

5.5 Spezielle BVT für die Verbrennung von Klärschlamm

Zusätzlich zu den allgemeinen Maßnahmen, die in Kapitel 5.1 dargestellt sind, wird allgemein für die Verbrennung von Klärschlamm als BVT angesehen:

76. in Anlagen, die hauptsächlich für die Verbrennung von Klarschlamm bestimmt sind, kann der Einsatz der Wirbelschichttechnologie wegen der höheren Verbrennungseffizienz und die allgemein bei solchen Verfahren entstehenden niedrigeren Abgasvolumina allgemein BVT sein. Bei der Zusammensetzung einiger Klärschlämme kann es ein Risiko der Verstopfung des Wirbelschichtbettes geben.

77. die Trocknung des Klärschlamms, vorzugsweise durch Verwendung von aus der Verbrennung gewonnener Wärme, in dem Maße, dass zusätzliche Brennstoffe zur Unterstützung der Verbrennung allgemein für den Anlagennormalbetrieb nicht erforderlich sind (d.h. in diesem Fall schließt Normalbetrieb das Anfahren, Abfahren und den gelegentlichen Einsatz von Hilfsbrennstoff zur Aufrechterhaltung der Verbrennungstemperaturen aus)

5.6 Spezielle BVT für die Verbrennung von Krankenhausabfällen

Zusätzlich zu den allgemeinen Maßnahmen die in Kapitel 5.1 dargestellt sind, wird allgemein für die Verbrennung von Krankenhausabfällen als BVT angesehen:

78. der Einsatz nicht-manueller Abfallhandhabungs- und Beschickungsverfahren

79. die Annahme und Lagerung von Krankenhausabfällen in geschlossenen Behältern, die entsprechend widerstandsfähig gegen Leckagen und Durchstoßen sind

80. das Auswaschen von Abfallbehältern, die wiederverwendet werden sollen, in einer speziell dafür ausgelegten und bestimmten Waschanlage, bei Bedarf mit Desinfektion, und die Zugabe der dort angesammelten Feststoffe in die Abfallverbrennung

81. eine Verbrennungsrostbauweise einzusetzen, die ausreichende Kühlung des Verbrennungsrosts beinhaltet, so dass sie die Veränderung der Primärluftversorgung zum Hauptzweck der Verbrennungssteuerung anstelle der Kühlung des Verbrennungsrosts erlaubt. Luftgekühlte Verbrennungsroste mit gut verteiltem Kühlluftstrom sind allgemein für Abfälle mit durchschnittlichem Heizwert von bis zu ca. 18 MJ/kg geeignet. Abfälle mit höherem Heizwert können Wasser (oder andere Flüssigkeits-)Kühlung benötigen, um zu verhindern, dass ansonsten ein Primärluftüberschuss notwendig wird (d.h. Werte, die zu einer höheren Primärluftversorgung, führen als für die Verbrennungssteuerung optimal wäre), um die Temperatur des Verbrennungsrostes sowie die Länge/Lage des Feuers auf dem Verbrennungsrost zu steuern (siehe Kapitel 4.2.14).

82. der Einsatz einer Brennkammerbauweise, die für Kapselung, Agitation und Transport des Abfalls sorgt, zum Beispiel: Drehrohröfen – entweder mit oder ohne Wasserkühlung. Wasserkühlung für Drehrohröfen, wie in 4.2.15 beschrieben, kann unter Gegebenheiten vorteilhaft sein, bei denen:
    a. der Heizwert des zugeführten Abfalls höher ist (z.B. >15 – 17 GJ/Tonne), oder
    b. höhere Temperaturen z.B. >1100 °C eingesetzt werden (z.B. für Ascheverschlackung oder Zerstörung spezifischer Abfälle)

6 EMERGING TECHNIQUES

An emerging technique is understood in this document as a novel technique that has not yet been applied in any industrial sector on a commercial basis. This chapter contains those techniques that may appear in the near future and that may be applicable to the waste incineration sector.

6.1 Use of steam as a spraying agent in post combustion chamber burners instead of air

Reference
[40, EURITS, 2003]

6.2 Application involving the reheating of turbine steam

Description
[2, infomil, 2002] p 49
Another option to increase the efficiency of electricity production is the reheating of turbine steam after its first passage through the turbine. For this application, steam temperature is limited to 400 °C, but steam pressure increases. The figure below provides a simplified process scheme for this option.

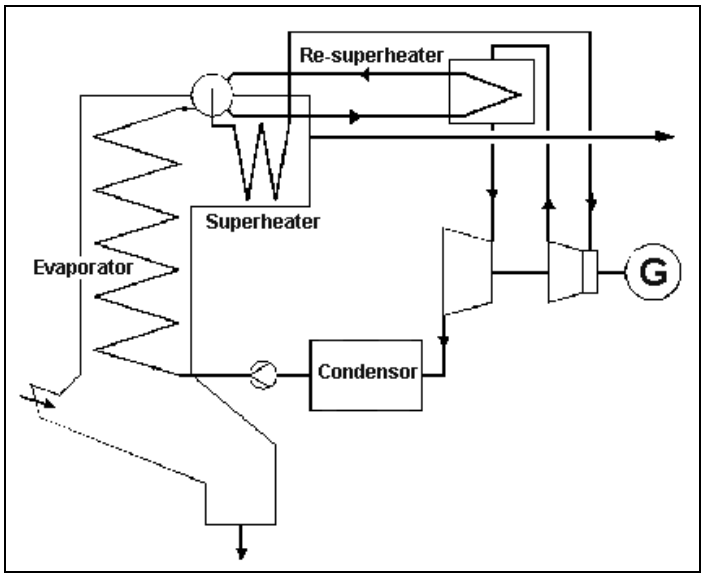

Figure 6.1: Example of the reheating of steam
[2, infomil, 2002]

After the first passage through the high-pressure section of the turbine, the resulting steam is superheated again and subsequently used in the turbine's middle and low-pressure sections.

Usually after expanding in the HP turbine the steam has lower pressure (typically 20 % of pressure entering) and is reheated with flue-gas in the boiler to the same temperature. According to the simplified drawing (see Figure 6.1), the steam is heated with either boiler water or saturated steam.

Achieved environmental benefits
Increased electrical efficiency by approximately 2 – 3 %.

Cross-media effects

Operational data
This option has never been used for municipal waste incineration, although technological risks are considered to be limited.

Applicability
Application may be influenced by economic feasibility, which is mainly determined by the additional investment costs and by electricity prices.

Economics

Driving force for implementation

Example plants

Reference literature
[2, infomil, 2002], p49

6.3 Other measures in the crude flue-gas area for reducing dioxin emissions

[1, UBA, 2001] A reduction in dioxins can be achieved through the following measures in the crude flue-gas area, which seek to reduce dioxin formation by inhibiting the reactions or reducing the presence of dusts in the temperature range 450 – 200 °C:

- addition of inhibitors to the waste - efficiency is limited and secondary reactions require consideration
- employment of hot gas dedusters - so far only little experience from pilot tests:
  - dedusting using ceramic filters or cyclones at temperatures of approx. 800 °C
  - dedusting at temperatures above 450 °C e.g. with hot gas electrostatic filters
- reduction of deposits of airborne dust on the flue-gas path by effective cleaning of flue-gas vents, boiler, heating plates - a well proven maintenance related issue.

6.4 Oil scrubber for the reduction of polyhalogenated aromatics and polyaromatic hydrocarbons (PAHs) in the flue-gases from incineration plants

Dioxins and furans have very low solubility in water and therefore they are not removed in wet scrubbers to a significant and reliable extent. Any removal which does take place is generally due to the removal of PCDD/F that is adsorbed onto particulate matter removed in the wet scrubber. At best, there is some depletion by condensation of, predominantly, of the higher molecular weight Hexa- to Octa- species from the gas phase into the relatively cold wash liquor. However, dioxins and furans (and many other organic species) are more lipophilic. A high boiling partly unsaturated oil or a oil-water emulsion of such oil therefore provide suitable scrubbing media.
The oil/emulsion and absorbed dioxin and furans, are exchanged and disposed of as soon as they reach a limit value of 0.1 mg/kg. The supply quantity is determined so that there is an exchange 3 to 4 times per year. This helps prevent excessive ageing of the oil. The contaminated liquor is incinerated in the furnace. To do this, the oil is pumped into a slop wagon (a mobile tank with safety installations) and from there directly fed into a burner in the incineration plant.

This process includes a countercurrent scrubber column as its tertiary cleaning stage with a closed oil circuit.

To minimise the number of oil-carrying plant components, a sump is used as a scrubbing media reservoir. The circulation flowrate is determined according to the packing cross-section. The oil/emulsion is heated by a heat-exchanger to approx. 15 °C – 20 °C above the flue-gas temperature to prevent water from condensing from the vapour-saturated gas.

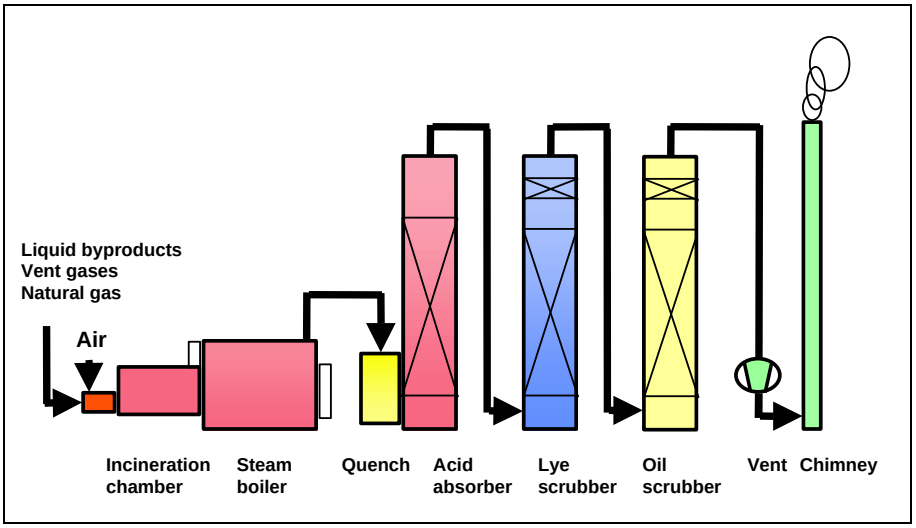

Figure 6.2: Schematic of a waste incineration plant with a downstream oil scrubber for dioxin deposition
[1, UBA, 2001]

6.5 Use of CO_2 in flue-gases for the production of sodium carbonate

[1, UBA, 2001] If the flue-gas is brought into contact with caustic soda solution, the carbon dioxide reacts with the sodium hydroxide to form sodium carbonate. The liquid is odourless and colourless. The carbonate solution may be used as a raw material, e.g. chemical plants, paper industry.

In this process, the flue-gas quantity required for the generation of carbonate is drawn off in controlled flow at the end of flue-gas cleaning and directed into a CO_2 absorption column. The absorption column is made of glass-fibre reinforced plastic material and contains plastic packing material. Caustic soda solution is added to the head of the column. The caustic soda runs through the packing material and makes contact with the flue-gas rising in the reverse current. This causes carbon dioxide and sodium hydroxide to react and form sodium carbonate and water.

$$CO_2 + 2\ NaOH \rightarrow Na_2CO_3 + 2\ H_2O$$

The flue-gas escapes from the column into the atmosphere via a mist eliminator. The mist eliminator may be cleaned using soft water (fresh water) which is supplied on demand via a flow controller.

The carbonate solution is drawn from the sump of the column and pumped to the consumer installations with a pump via a level control installation. Quantity, pH value, NaOH and carbonate concentration are recorded with adequate measuring devices. The concentration values serve to control the caustic soda quantity to the column.

There is however a significant consumption of caustic soda; and the release of CO_2, generated through the production process of the soda, should also be considered.

6.6 Increased bed temperature, combustion control and oxygen addition in a grate incinerator

Description
The basic concept of this process (known as the SYNCOM plus process) is the integrated sintering of ash in the waste bed of a grate based energy from the waste incinerator.

Higher bed temperatures are used to melt or sinter 50 – 80 % of the bottom ash. The unmelted fraction protects the grate from clogging.

An infrared camera signal is used to control the under fire air heating and oxygen enrichment in such a way that an appropriate range of waste bed temperatures is maintained.

Reverse acting grates are best suited to the technique because they maintain a cover of un-melted ash that protects the grate from the higher temperatures employed.

The non-sintered fraction is separated by a screening and washing process and then recirculated to the combustion process.

In addition 75 % of fly ashes (boiler ash and first stage dust removal step ash - not FGT residues from acid gas cleaning) may be re-circulated to the combustion stage. The high bed temperatures and wet mechanical treatment of the discharged granulate ash ensures that the fly ash re-circulation does not contaminate the granulate product.

Achieved environmental benefits
A completely sintered, well burned out, low leaching residue is produced:

	Conventional WTE plants	SYNCOM	SYNCOM plus
Loss on ignition	2 %	1 %	0.1 %
Leaching of lead mg/l)	0.2	0.05	0.01
PCDD/F content (ng TEQ/kg)	15	8	0.3

Table 6.1: Residue quality using SYNCOM system [36, Gohlke, 2002]

The system also:

- reduces overall plant dioxin discharges (<5ug I-TEQ/t of waste input)
- reduces volumes of fly ashes
- reduces flue-gas volumes by approx. 35 %.

Cross-media effects
Consumption of oxygen.

Operational data

Applicability
Applicable to grate incinerators.

Economics
5 – 10 % increase in overall plant investment costs.

Reductions in disposal costs for residues, with income possible from sales of granulate as an aggregate replacement.

Driving force for implementation

Example plants
Coberg, Germany
Under construction: Arnoldstein, Austria and others in Japan
Large scale pilot plant in Japan with Mitsubishi Heavy Industries.

Reference literature
[36, Gohlke, 2002]

6.7 The PECK combination process for MSW treatment

Description
The main features of this process are:

- use of a first stage sub-stoichiometric, gasifying grate at 950 °C
- recycling of treated fly ashes to the grate (see fly ash pretreatment description below)
- followed by a rotary kiln at 1400 °C gas temperature (1300 °C bed) with excess air ratio of 1.1 to 1.3 over stoichiometric
- the high temperature in the rotary kiln melts the mineral materials
- water quench of residues to form a glass-like phase.

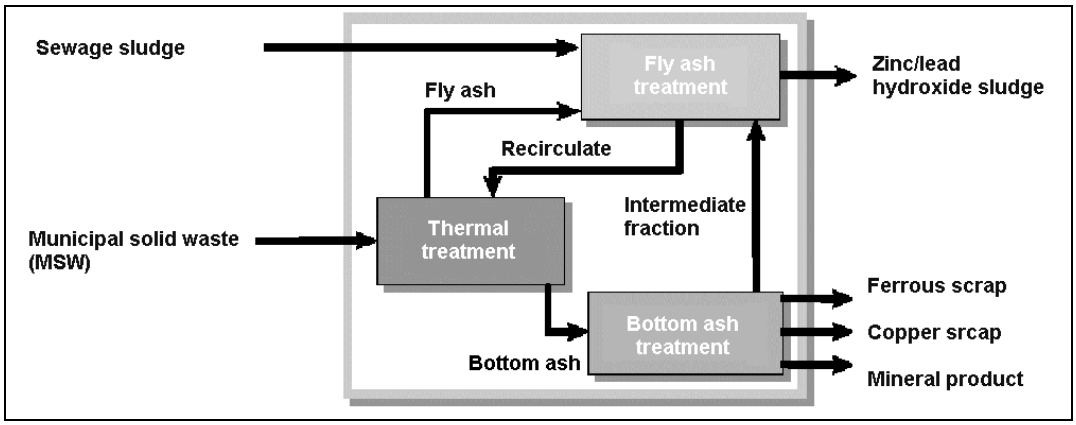

Figure 6.3: Basic components of the PECK process
[37, Biollaz, 2001]

Fly ash pretreatment:
Before re-circulating to the grate, fly ashes collected in the boiler and ESP are mixed with dewatered sewage sludge and fed to a pelletiser. The resulting dry pellets are treated in a fluidised bed reactor, where chlorination and evaporation of the metals take place at 900 °C. The evaporation reactor is heated by flue-gas from the post combustion chamber. This gas stream has a temperature sufficiently high to operate the reactor. Only a small portion of the total flue-gas is used, i.e. approximately 2 %.

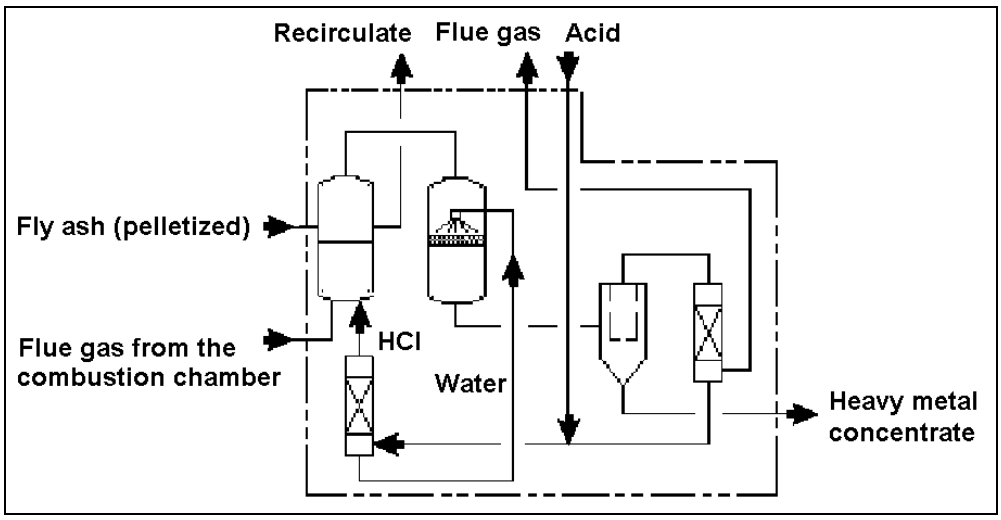

Figure 6.4: Fly ash treatment in the PECK process
[37, Biollaz, 2001]

The evaporated metals leave the fluidised bed reactor together with the flue-gas. By a partial quench the heavy metals are condensed and filtered afterwards. After this, surplus hydrochloric acid is separated from the flue-gas in the scrubber. The flue-gas is then fed back to the scrubber of the incineration plant for final cleaning and leaves the plant via the stack. Hydrochloric acid is produced in an internal loop from the washing water of the scrubber of the fly ash treatment by a distillation system. Hydrochloric acid make-up comes from the scrubber of the incineration plant. The depleted washing water is used as quenching water.

The depleted fly ash, the re-circulate, is removed from the evaporation reactor and fed back through a buffer silo to the grate. The filtered heavy metal concentrate is then transported to the zinc and lead refining industry.

Bottom ash treatment:
Directly after the high temperature process the bottom ash is quenched in a water bath and forms glass-like phases. After the separation of scrap metal the bottom ash is crushed in a hammer crusher. The crusher has a discharge grate of 16 mm gap and a discharge for oversize ferrous scrap. This scrap is separated manually into valuable material fractions.

Afterwards, further breakage is achieved in a ball mill which is followed by an air-classifier with a separation cut of approximately 0.5 mm. The milling and separation unit works also as a dryer which is operated with surplus heat from the thermal process. The oversize from the separator is fed to a magnetic separator and an eddy current unit, separating the ferrous metals from the non-ferrous metals, such as copper.

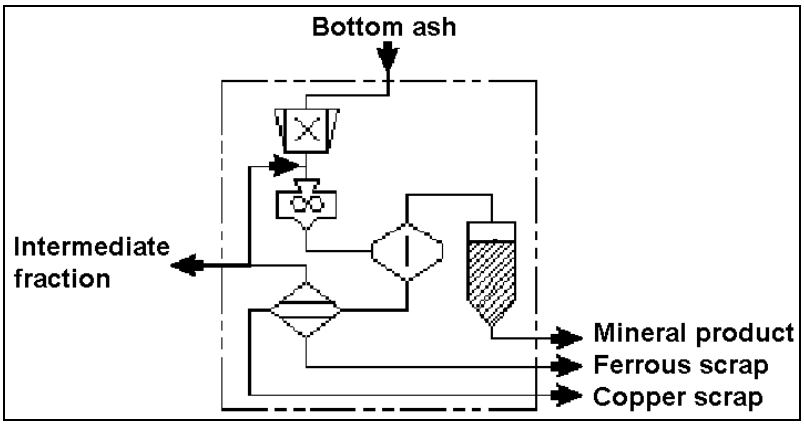

Figure 6.5: Bottom ash treatment in the PECK process
[37, Biollaz, 2001]

Since the efficiency of the eddy current separation of non-ferrous metal drops sharply at particle sizes below approximately 4 mm, the metal-fines accumulate in the grinding circuit. Therefore, a small amount of the circulating load is bled off into the fly ash treatment process. This product fraction, the so-called intermediate fraction, consists of approximately 1 % of the entire bottom ash that is being processed. The air classifier undersize is recovered by cyclones and electrostatic filters and stored in silos.

Achieved environmental benefits
The key environmental benefits over and above conventional MSWI processes are:

- production of a semi-vitrified lower leaching bottom ash residue
- vitrification is an internal process - no external energy is required
- reduced fly ash volumes
- reduction in overall dioxin outputs by destruction in the incinerator
- concentration of heavy metals into a smaller volume of solid waste (possibly recoverable)
- emissions of oxides of nitrogen to air are reduced by the air-staging process.

Partitioning of the heavy metals zinc, lead, cadmium and copper between the different output flows is shown in Figure 6.6 below and is compared to conventional incinerators. It can be seen that the process leads to reduced heavy metals in the mineral residues compared to conventional incinerators. Therefore the objective of metal depleted mineral residues is achieved. At the same time the majority of these heavy metals are concentrated into potentially recyclable metal concentrates.

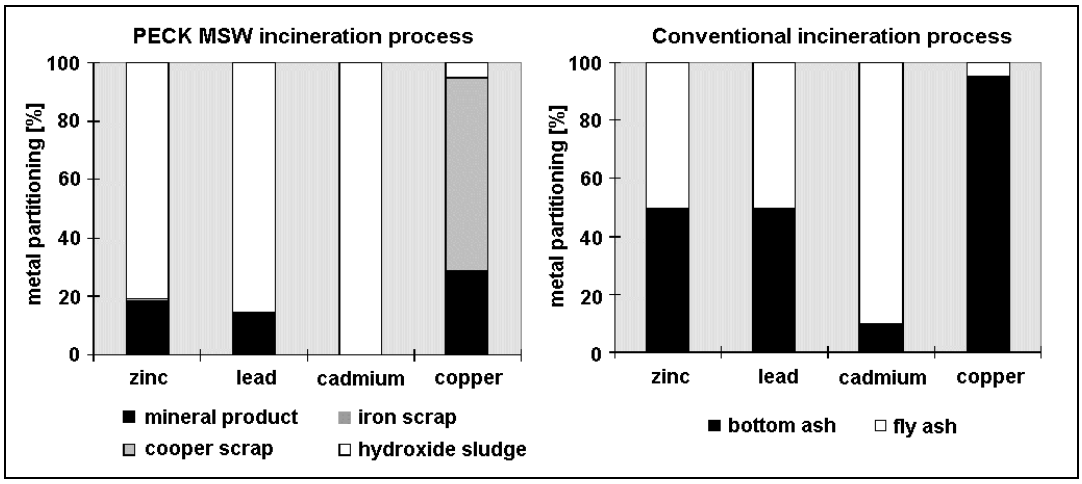

Figure 6.6: Comparison of metals partitioning between a conventional grate MSWI and the PECK process
Source [37, Biollaz, 2001]

Cross-media effects
No adverse effects identified.

The overall electrical efficiency of the PECK process is supposed to be comparable to that of conventional MSWI including the internal electricity consumption.

Operational data
The most relevant mass flows within the PECK process are shown in Figure 6.7 below. The flows are normalised to the input stream “MSW”, which corresponds to 100 %. The most relevant material flows produced by the MSWI are the flue-gas and mineral product.

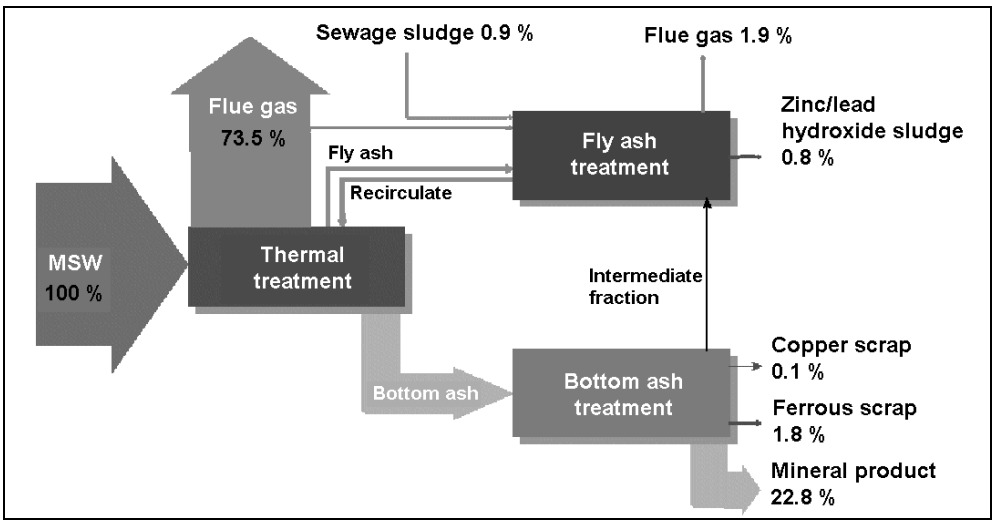

Figure 6.7: Material flow mass balance for the PECK process
[37, Biollaz, 2001]

The flue-gas contains the combustion products form the organic material of MSW and water. The bottom ash, i.e. the mineral product, consists of minerals such as silica and calcium originally contained in MSW, and sewage sludge. The heavy metals are concentrated in the output flows hydroxide sludge, ferrous and copper scrap. The heavy metals flow via the mineral product and the purified flue-gas are negligible.
The bed temperature of the rotary kiln (1300 °C) is low enough to prevent iron from melting and forming unwanted alloys with e.g. copper.

Applicability
The process has been developed for municipal solid wastes but could in principle be applied to other wastes.

The process is preferably equipped with a conventional wet flue-gas purification unit. For the treatment of the fly ash, HCl is needed which can be recovered from the washing water.

Economics
Lower operational costs for the waste treatment are obtained, as the costs for the disposal of residues are significantly reduced, while the investment and operating costs are higher than conventional MSW incinerators.

Driving force for implementation
The main driving forces for the adoption of this technique are:

- the need to improve bottom ash quality
- the need to reduce quantities of fly ash
- the high prices for residue disposal.

Example plants
The process is reported to have been investigated at a MSWI in Basle, Switzerland.

Reference literature
[37, Biollaz, 2001]

6.8 $FeSO_4$ stabilisation of FGT residues

Technical description
This stabilisation involves a five-step procedure, where the residues are first mixed with a $FeSO_4$ solution and then aerated with atmospheric air at liquid/solid ratio of 3 l/kg, in order to oxidise Fe(II) to Fe(III) and precipitate iron oxides. This step also includes extraction of soluble salts. The pH of the suspension is then maintained at pH 10 - 11 for about 0.5 to 1 hour to allow dissolved heavy metals to bind to the precipitated iron oxides. The fourth step of the process is dewatering of the treated residues and finally a washing step to exchange remaining water and remove remaining salts. The final stabilised product has a water content of about 50 %.

Achieved environmental benefits
The main advantage is improved leaching properties of the final product. The leaching characteristics of treated residues are shown to be very good (Lundtorp, 2001), and it is expected that low release of heavy metals can be maintained for extended periods of time, as iron oxides are known to endure in geological time frames. The pollution potential of the treated residues is well documented and the treated residues are expected to be less prone to physical disintegration than cement stabilised products, since most of the salts are removed. The stabilised residues typically have far better leaching properties than cement solidified residues.

The process reduces the amount of residue by about 10 % per dry weight.

Cross-media effects
No re-utilisation strategies have yet been demonstrated.

The process produces waste water with a high content of salts and relatively low concentrations of metals, because Fe(II) is present in the extraction step. The waste water can, in most cases, be discharged to a marine recipient after a simple treatment or can be de-ionised by crystallisation.

Operational information
The process has been demonstrated on a pilot scale at a plant, treating residues in batches of about 200 kg dry weight. Parameters such as - water consumption, mixing of water and residues, Fe(II) oxidation rate, reaction time, pH and a pH controlling additive - have all been optimised. It has been demonstrated that the process is robust with respect to the properties of the residue input, although some variations in process parameters arise. Typical process data are for 1 tonne of residue: 10 - 50 kg Fe, 20 - 50 minutes aeration, 30 - 60 minutes reaction time, H_2SO_4 or $FeSO_4$ as the pH controlling additives, optimum pH of 10 - 11, and a water consumption of 3 - 4 m^3. In the current set-up, dewatering of the treated residues was achieved by using a plate and frame filter press.

Applicability of technique
The stabilisation unit can be implemented as an integrated part of the incinerator but may also exist as a centralised treatment plant handling residues from several incinerators. The technique has been demonstrated on semi-dry FGT residues as well as fly ash alone and fly ash combined with sludge from the wet scrubbers (Bamberg product); all with good results.

Economics
Treatment cost for a stabilisation process, called Ferrox, is estimated to about EUR 65/tonne with a plant capacity of 20000 tonne/yr; including investment costs.

Driving force of implementation
The main reason for implementing this technology is the very good leaching properties of the treated residues, and the fact that this is expected to last in the long-term.

References and examples
The process has only been demonstrated at pilot scale, although it has also been designed for full-scale operation. No full-scale plants have yet been established.

6.9 CO_2 stabilisation of FGT residues

Technical description
This stabilisation resembles in many respects the $FeSO_4$ stabilisation process, however the chemical agents used here are CO_2 and/or H_3PO_4. The process involves a two-step procedure. The residues are first washed at L/S 3 l/kg, in order to extract soluble salts, and then dewatered and washed again in a plate and frame filter press at L/S 3 l/kg. The residues are then re-suspended, and CO_2 and/or H_3PO_4 is added. The stabilisation reactions are allowed to occur for 1 - 1.5 hours while the pH decreases, and another hour where the pH is maintained around pH 7.

Finally, the residues are dewatered again and washed at the filter press with another 3 l/kg. The final product has a water content of about 50 %. The use of CO_2 and H_3PO_4 as the stabilising agent ensures that the heavy metals are bound as carbonates or phosphates.

Achieved environmental benefits
CO_2 stabilisation shows very good leaching properties similar to the Ferrox stabilisation. Metal carbonates and phosphates are known to generally have low solubility, and the leaching characteristics of CO_2 stabilised residues are expected to remain good for extended periods of time. The pollution potential of the treated residues is documented in detail. The physical disintegration of the treated residues in the long-term is expected to be less significant with this technique than with cement stabilisation, since most of the salts are removed. CO_2 stabilised residues typically have far better leaching properties than cement solidified residues.

The CO_2 stabilisation process reduces the amount of residue by about 15 % per dry weight.

Cross-media effects
No reutilisation strategies have yet been demonstrated. The process produces waste water from the first dewatering step. All other process water is recycled in the process. The waste water needs to be treated for dissolved heavy metals in a standard unit, for example using pH adjustment and TMT addition.

Operational information
The process has been demonstrated at pilot scale at a plant treating residues in batches of about 200 kg dry weight. Parameters such as water consumption, mixing of water and residues, CO_2 and H_3PO_4 addition, reaction time, pH and pH controlling approach have all been optimised. It has been demonstrated that the process is robust with respect to the properties of the residue input, although some variations in process parameters arise. Depending on residue composition, either CO_2 or H_3PO_4 or both have been used. It has also been demonstrated that flue-gases from the incineration plant can be used as the CO_2 source.

The typical process requirements for the treatment of 1 tonne of residues are: 5 - 20 kg of CO_2, 0 - 40 kg H_3PO_4 and 3 m^3 of water.

Applicability of technique
The stabilisation unit can be implemented as an integrated part of the incinerator but may also exist as a centralised treatment plant handling residues from several incinerators. The technique has been demonstrated on semi-dry FGT residues as well as on fly ash alone and on fly ash combined with sludge from the wet scrubbers (Bamberg product); all with good results.

Economics
The treatment cost for a CO_2 stabilisation using this process is estimated to be about EUR 80/tonne ash with a plant capacity of 200000 tonne/yr; including investment costs.

Driving force of implementation
The main reason for implementing this technology is the very good leaching properties of the treated residues and the fact that this is expected to last in a long-term perspective.

References and examples
The process has only been demonstrated in pilot scale, although it has also been designed for full-scale operation. No full-scale plants have yet been implemented.

6.10 Overview of some other emerging FGT residue treatment techniques

Treatment for supply to cement industry
This system converts bottom ash, fly ash and neutralisation residues into a material that can be used in cement kilns.

In this process, combined neutralisation residues and fly ash (as found with dry and semi-wet FGT systems without pre-dedusting) are first washed with water to remove the highly leachable chlorides. The insoluble fraction is fed to the cement kin together with the bottom and fly ash, substitution (in art) for limestone. The waste water is then cleaned in a WWT plant to precipitate the heavy metals. The filter cake is then fed to the cement kiln if the HM content is below acceptance levels, or may be further treated. The cleaned waste water is discharged to a municipal sewage system.

Another process (only at the pilot plant stage) also aims to supply materials to the cement industry. In this case, residue form lime based dry and semi-dry FGT systems are separated to give an inert fraction (approx. 70 wt %) that is mainly oxides for use in the cement kiln, a further fraction (approx 25 wt %) of sodium and calcium chlorides, and the remaining fraction that contains the heavy metals. The process involves a number of steps including washing, soda contact and filtering.
[64, TWGComments, 2003]

Heavy metal evaporation process
Fly ash is heated to around 900 ºC in an atmosphere enriched with hydrochloric acid. The heavy metals are volatilised as chlorides and then condensed on a filter where they concentrate to such an extent that re-cycling may be possible. The remaining fly ash is thus cleaned and may be used for construction. When sited on an existing incineration site the flue-gases evolved may be treated in the existing FGT system, and the HCl may be drawn from a wet scrubber.

The process has not been demonstrated on a commercial scale plant.
[64, TWGComments, 2003]

Hydro-metallurgical treatment + vitrification
In this process hydrometallurgical treatment allows the removal of heavy metals and salts. The subsequent vitrification of the fly ash produces a slag which may be used for construction.

The process is reported to be applicable to several ash compositions and to have been demonstrated on a semi-industrial scale. The process is applied at one MSWI in France burning 120000 tonnes MSW/yr and producing 3500 tonnes/yr of treated FGT residues from this treatment process.
[TWGComments, 2003 #64,[64, TWGComments, 2003, 73, Rijpkema, 2000]

6.11 Application of membrane technology for use in waste water treatment plants for wet scrubber effluents

Description
Described in Section 2.6.4.3.

Achieved environmental benefits
Information not supplied

Cross-media effects
Information not supplied

Operational data
Information not supplied

Applicability
Information not supplied

Economics
Information not supplied

Driving force for implementation
Information not supplied

Example plants
Information not supplied

Reference literature

6.12 Combined dry sodium bicarbonate + SCR + scrubber FGT systems

Description
This technique consists in combining dry FGT with sodium bicarbonate with a SCR system and a scrubber.

As sodium bicarbonate presents a wide operating temperature range (140 – 300 °C) and leads to SO_X emissions below 20 mg/Nm^3 (SO_3 included), it ideally combines with an SCR without reheating the FG; although FG reheat maybe needed if stack temperature is too low after wet scrubber. [74, TWGComments, 2004]

A scrubber placed after the SCR will remove the remaining HCl. As the amount of HCl removed is very low, the purge can be easily re-injected up-stream (before the injection of sodium bicarbonate) where it is completely vaporised.

The result is a FGT system without intermediate reheating steps and without liquid effluents.

Achieved environmental benefits
Reduction of emissions to air as follows:

Substance(s)	Reduction	Achieved emission ranges				Comments
	Efficiency range (%)	½ hour average mg/Nm^3)	24 hour average mg/Nm^3)	Annual average mg/Nm^3)	Specific emission (g/tonne waste input)	
HCl			<5			Very stable outlet concentrations are seen
HF			<1			
SO_2			<20			
NO_X			<70			

Table 6.2: Emission levels associated with the use of combined dry sodium bicarbonate and SCR FGT system

The system combines two well known FGT technologies and has the following characteristics:

- SO_2 and HCl emissions at the stack are low
- the sodium bicarbonate excess is reduced because of the downstream scrubber; no gas reheating is generally needed; there are no liquid effluents to treat because the purge is re-injected upstream
- emissions are low even under fluctuating inlet concentrations.

Cross-media effects
Cross-media effects are identified in the following table:

Criteria	Units	Range of achieved values	Comments
Energy Requirements	kWh/t waste input		FG reheat maybe needed if stack temperature is too low after wet scrubber
Reagent Consumption	kg/t waste input	9 – 14	For one tonne MSW
Reagent stoichiometry	Ratio	≤1.2	
Residue – type		Solid	FGT residues with fly ash or separated if pre-dedusting. Recycling is possible
Residue – amount	kg/t waste input	6 – 15	From one tonne MSW without filter and boiler dust
Water consumption	l/t waste input	<450	
Effluent production	l/t waste input	0	Purge re-injected upstream (<40 l/t waste input)
Plume visibility	+/o/-	-	

Table 6.3: Cross-media effects associated with the use of combined dry sodium bicarbonate and SCR FGT system

Additional FGT systems may be necessary, e.g. extra PCDD/F and Hg removal devices. [74, TWGComments, 2004]

Operational data

Criteria	Description of factors affecting criteria	Evaluation (high/medium/low) or data	Comment
Complexity	• additional process units required • critical operational aspects • risk of clogging	M/L	The number of process units is greater than dry systems, but smaller than other systems
Flexibility	• ability of technique to operate under range of input conditions	H	Very robust – two FGT techniques makes it able to achieve emission reduction under fluctuating inlet concentrations
Skill requirements	• notable extra training or manning requirements	M/L	Simple system. Bag filter requires good management

Table 6.4: Operational data associated with the use of combined dry sodium bicarbonate and SCR FGT system

Compared to dry systems with SCR, the scrubber and the water circuit are the only process units added.

Applicability

The applicability of this technique is assessed in the following table:

Criteria	Evaluation/comment
Waste type	• can be applied in principle to any waste type • particularly suited to highly variable inlet gas compositions (e.g. hazardous wastes)
Plant size range	• not restricted but generally applied to medium/large plants
New/existing	• not restricted • applied when converting existing wet FGT systems to EC/2000/76
Inter-process compatibility	• high operating temperatures make the process very compatible with SCR as no reheating of FG is needed
Key location factors	• low plume visibility • no liquid effluent is produced • residue can be recycled • safe reagent

Table 6.5: Assessment of the applicability of the combined dry sodium bicarbonate and SCR FGT system

Economics

Higher capital costs than dry systems due to the addition of a scrubber. Similar capital costs if a scrubber in good condition already in place (e.g. converting existing wet FGT to EC/2000/76)

Low operational costs due to:

- no need to reheat FG before entering the SCR (low emissions of SO_2/SO_3 and temperature around 200 °C)
- no liquid effluents to treat
- very low excess of sodium bicarbonate.

Driving force for implementation
This technique is suitable when:

- existing wet FGT systems must comply with EC/2000/76 (introduction of SCR)
- hazardous waste with a highly variable inlet gas composition must be incinerated
- FGT must comply with emission limit values lower than EC/2000/76.

Example plants
Information not supplied.

Reference literature
[64, TWGComments, 2003]

7 CONCLUDING REMARKS

7.1 Timing of the work

The first plenary meeting of the TWG was held in December 2001. The first draft was then sent for consultation in May 2003. Nearly 4000 comments were submitted on the first draft. These were assessed and integrated into the document and the second draft, including proposals for BAT conclusions, was sent out in April 2004. A similarly very large number of comments were received on the second draft document. The majority of these were assessed prior to the final plenary meeting of the TWG which was held in November 2004. Four weeks before the final plenary meeting a completely revised version of the BAT chapter was supplied to the working group in the meeting background paper. This paper also contained a lengthy and thorough assessment of the comments made, and the rationale for the revised BAT proposed to the TWG. The final plenary TWG meeting focused upon agreeing the BAT conclusions. After the final meeting there were short consultations on the modified sections relating to BAT conclusions and on the concluding remarks and executive summary.

One year before the start of this information exchange Directive 2000/76/EC on the incineration of waste (WID) was finalised. WID sets binding operational and performance standards for the majority of situations where wastes are thermally treated, including where wastes are treated in dedicated waste treatment installations (which were the subject of this information exchange on BAT) and where wastes are co-incinerated in other installations (which were not part of the scope of this work). The standards set out in WID are, in the main, applicable to new installations from 2002 and to existing installations from 28 December 2005. The work on the BREF has therefore coincided with a period when the industry and Member States have been taking the steps required to implement the WID. Information from experience of implementing WID has to some degree been fed into the BAT information exchange. However, although data was supplied from those Member States who have for some years applied standards similar to those in the WID, with the WID being in the process of implementation, the information supplied was partial, and therefore incomplete. **It is recommended that the revision of the BREF draw specifically from Member State and Industry experience of implementing WID, examining in particular the difference between newly constructed installations and those that have been upgraded.** This may then usefully result in more detailed BAT conclusions regarding the techniques and performance that might be expected in each of these situations.

The **suggested date for the revision of this BAT reference document is 2010**, with commencement of information gathering to commence at least one year prior to this date.

7.2 Sources of information and information gaps

During this information exchange Member States and industry submitted a very large number of documents. Over 350 electronic information sources were submitted in total, with a similar number provided as hard copy either by post or by hand during meetings and site visits. The total number of pages of information supplied ran into many thousands. Some of the information was overlapping and therefore, not all of the documents supplied are referenced in the BREF.

Some very substantial contributions were made at an early stage of the project, which formed the cornerstones for the first chapters including the techniques to be considered in the determination of BAT (Chapter 4). In particular:

- detailed BAT documents were provided by Germany, Austria and Netherlands
- industry provided emissions and technique surveys specifically produced for the BREF project
- reports on particular techniques were provided by organisations, industry and many Member States
- individual TWG members dedicated large amounts of their own time to reading and commenting on the drafts produced and to producing contributions for the project.

EIPPCB and TWG members together made site visits to 29 installations in 9 different countries: Belgium, Denmark, Finland, Germany, Japan, Norway, Portugal, Spain and Sweden. These site visits were held early in the project and helped to give an understanding of the industry as a whole and of specific techniques. A standard data sheet was developed to gather information during these visits and reports on the visits were made available to the TWG by posting them on the members' workspace. Throughout the project there was very good and open communication with active TWG members in industry and Member States, although not all TWG members played an active role in the project. The consultation rounds on the draft BREF provided a great deal of specific constructive feedback from the TWG members. Such comments were crucial to the development of the BREF, although they were also accompanied by a very large number of comments expressing desires or opinions that were difficult to use where they were not well supported by information.

The project generated huge interest throughout, reflecting the great interest that the subject generally attracts. At the time of the second plenary TWG meeting there were an unprecedented 109 TWG members. Consultations on the first and second drafts of the BREF generated an equally unprecedented number of comments, with over 7500 comments submitted using the EIPPCB consultation spreadsheet, and very many pages of separate submissions. Because of the large amount of work required to deal with just the comments that were received by the consultation deadlines, the EIPPCB was not able to give full consideration to those contributions that were received after the consultation periods closed. Although the majority of TWG members submitted their comments within the consultation periods set (standard 8 weeks plus extra for vacation periods) some were unable to do so, and stated that the consultation periods were too short. Amongst the submissions received after the deadline, of particular note were 33 varied documents submitted by industry during the months following the close of consultation on the second draft. These documents split the BREF into various sections and provided the combined comments and suggested revisions of a number of the industry experts. While some of these submissions were used, the need to prioritise comments received during the consultation period meant that this was not the case with all. It is therefore **recommended that these submissions should be fully reviewed and taken into account when the BREF is reviewed.**

Good data was submitted on emissions, particularly emissions to air, although averaging periods and data standardisation sometimes differed, or were not given. Emissions data regarding the majority of the priority substances released to air was plentiful and of good quality, reflecting the standardisation and greater consistency of monitoring and reporting brought about by European level regulation. However, a lack of confidence in data quality prevented the establishment of quantitative BAT emission levels for the majority of those substances not included in Directive 2000/76/EC.

Quantitative cost data was supplied regarding gate fees, treatment costs, the costs of entire installations and of individual techniques. The majority of this was derived from individual studies. However, because of variations in the way in which cost data is compiled, the data supplied were mostly difficult to compare and thus the construction of cost curves for various techniques was generally not possible. **It is recommended that the revision of the BREF is preceded by studies that establish and gather the data that on a wider basis allows a more precise assessment of:**

- **the impact of plant size on the economics of the adoption of various techniques e.g. SCR**
- **the comparative affordability and benefits of the adoption of techniques in the sub-sectors of the industry (i.e. municipal, hazardous, sewage sludge etc.)**
- **comparative emissions avoided with the cost of applying various techniques**
- **the change in waste treatment costs that result from the use of various emission reduction techniques with respect to plant type and size.**

Cross-media effects were often not well quantified, and in many cases only a qualitative statement could be made. Data on raw material consumption was provided for some techniques but availability and quality was variable – this may be a reflection of the general (and arguably suitable) emphasis of the industry upon controlling emissions rather than consumptions.

Early on in the project it was noted that the incineration sector comprised a number of sub-sectors and the scope of the information exchange was derived during discussions in the first plenary meeting. However, the information exchanged was predominantly concerning the municipal and merchant hazardous waste sub-sectors. Relatively little information was provided concerning the other identified sub-sectors e.g. clinical waste, industrial wastes, mixed waste incinerators. The final document reflects the balance of the information provided and this resulted in relatively little information regarding some sub-sectors. The evidence presented in the BREF was considered sufficient to conclude on general BAT conclusions for the sector as a whole, with some sub-sector specific conclusions, but did not support the drawing of more detailed sub-sector specific emission levels.

In finalising the BAT conclusions it was noted that plant size has a great influence upon the economic viability of certain techniques, with small installations suffering far greater increases in cost per unit of waste treated than larger installations. The need to take account of the general applicability of the BAT conclusions in relation to the actual large variation in installation sizes seen, lead to the quantitative BAT associated operational emission levels ranges being broadened. This is therefore a factor to take into account when comparing the actual performance of individual installations against the BAT performance ranges given. In order to provide a more detailed understanding of the installation size and type size relationship to BAT, **it is recommended that the revision of the BREF seeks to establish BAT associated emission performance ranges that more closely take account of plant size and waste type factors. In addition, it is also recommended that the revision examines whether it is possible to draw more specific BAT conclusions for:**

- **mixed waste installations (e.g. techniques used and possible benefits of mixing various waste streams)**
- **industrial non-hazardous waste installations.**

Very little quantitative emission was supplied regarding the raw gas concentrations seen after the combustion stage (i.e. prior to gas cleaning). This made it impossible to carry out a detailed comparative evaluation of the techniques used at the combustion stage. Therefore, the conclusions drawn on this are largely derived from a consensus of expert opinion and overall installation performance, rather than a hard evaluation of techniques applied and mass balance data at the combustion stage. In particular it was not possible to evaluate the impact on combustion performance and emissions that might arise from detailed combustion design features. Because the emphasis of IPPC is upon techniques that prevent pollution (as opposed to abatement techniques) it is therefore **recommended that the revision of the BREF should study combustion design features in more detail with a view to evaluating their role in pollution prevention.**

7.3 Degree of Consensus reached

The conclusions of the work were agreed at the final TWG meeting in November 2004. There was a very good general level of consensus. There was full agreement, and no split views, in relation to the technique related BAT. There was also generally good consensus upon the quantitative BAT, although the operational emission levels associated with the use of BAT did give rise to some split views. One Member State and the Environmental NGO recorded split views in relation to many of the BAT associated emission levels for releases to both air and water. Their rational for these split views included, the data in the BREF, and several examples of installations achieving emission levels below those agreed by the remainder of the TWG as BAT.

7.4 Other specific notes and issues

7.4.1 Existence of installations with operational emission levels below those concluded as BAT

There are a number of installations in Europe that, for some of the emission parameters listed, already achieve operational levels below the lower end of the ranges given in table 5.2 and table 5.4 (BAT associated operational emission ranges for releases to air and water). However, the TWG concluded that these lower emission values could not be described as “generally achievable using BAT”. The rationale for this was that, whilst achieved in some specific situations, local variations in waste types and economic situations, meant that such lower emission levels were not considered to be BAT in general for the sector as a whole.

7.4.2 Comprehensiveness of Tabelle 5.3 on selection criteria for FGT systems (BAT 37)

Tabelle 5.3 in Chapter 5 is not considered to be comprehensive as other subdivisions of the FGT systems mentioned are known to exist. In particular, the evaluation of each of the FGT systems presented, may change according to the FGT reagents used e.g. typically lime, sodium bicarbonate or sodium hydroxide.

7.4.3 Use of dry FGT systems at certain hazardous waste incinerators (BAT75)

BAT 75 states that at hazardous waste incinerators feeding wastes of "highly varying compositions and sources, the use of wet FGT, as described in 4.4.3.1, is generally BAT…". The TWG noted that dry FGT is also applied at some hazardous waste incinerators treating such wastes, that such installations comply with WID emission levels and that dry systems may have specific local advantages where there are particular restrictions e.g. on the use or discharge of water. Hence, although insufficient information was available to judge whether dry systems were also BAT for such HWIs, it may be the case that they offer overall advantages in some local circumstances.

7.4.4 Impacts of energy pricing and policies on energy efficiency

In some European Member States green electricity schemes support, to varying degrees, the production of electricity from waste. The TWG noted that such subsidies were much less common for the supply of heat/steam, although they too represent a potential means of energy recovery. It was also noted that the absolute and relative prices (the price actually received by the operator including any subsidy) for electricity or heat/steam sales had a great influence upon the energy recovery strategy adopted and hence the actual design of installation.

Although electricity supply on its own is often the energy recovery option selected, CHP and heat/steam supply to reliable consumers provides a greater opportunity to increase the percentage recovery of the energy value of the waste. It may then be seen that policy measures such as "green steam" subsidies, and policies that improve the availability to incineration installations of customers/contracts for heat/ steam use (e.g. land use planning policy, energy policy, renewable energy quota obligations and subsidies, supply of district heating/cooling networks) can play a very important role in enhancing the overall ability of the waste incineration sector to improve its energy efficiency at both an installation and sector level.

In some locations, the adoption of such policies and measures is undertaken in part because of the contribution that waste derived energy may make in replacing energy that would otherwise be derived from fossil fuel derived energy sources. Where the energy production replaced is largely or wholly of fossil fuel origin, this may then be translated as savings in total carbon dioxide emissions from energy supply.

7.4.5 Competition and regulatory impacts across waste treating industrial sectors

The incineration industry in Europe is exposed to greatly varying degrees of competition depending on waste type, geography, local legislation and policy. At one extreme installations are publicly owned, operated and funded, may have long-term contracts guaranteeing waste supply and energy purchase, and are permitted to increase charges for incoming wastes in order to raise capital for any required upgrades. At the other extreme, installations are entirely privately funded and operate in a global market for wastes, without any such security.

Where competition for wastes exists, within the limits set by legislative controls on waste movements, waste holders can send their wastes to the installation of their choice, and the relative cost of the options available will, in general, be a key driver that ultimately determines the installation selected. This being the case, installations with lower costs may be expected to "win" more contracts and hence treat more wastes.

The enforcement of environmental regulations, and the detail of the standards and emission values that those regulations require, themselves determine the techniques, investments and hence costs that are borne by the regulated industry. Therefore it can be clearly seen that, when a given waste may be treated in various sectors, the relative regulatory controls may, in a free market, have a significant impact on the destination of the waste. Ultimately, this may then lead to a situation where installations with higher environmental requirements (and higher costs) are penalised. It can therefore be seen that, in such situations, particular care is required when considering the emission values and other requirements that are to be placed upon all industries competing in such markets. This issue is also noted in WID (recital 10).

7.4.6 Development and implementation of waste strategies

The degree to which incineration is utilised as a waste treatment option varies greatly from Member State to Member State and from region to region. In general those Member States with the highest levels of landfill have the lowest levels of incineration. The progressive implementation of Directive 1999/31/EC on the landfill of waste will result in reductions in the amount of biodegradable waste going to landfill. Particularly where reliance upon landfill has been the greatest, alternative waste treatment and disposal capacity will need to be provided for those wastes whose production is not prevented. In such cases, an expansion in thermal treatment capacity may therefore be anticipated, accompanied to some degree by an expansion in other treatments, including recycling.

The development and effective implementation of waste strategies at various levels (Member State, Regional and Local) is an important tool that can help ensure that effective, well planned and organised waste management is provided, whilst ensuring waste management hierarchies are observed. Such plans may help developers of thermal treatment installations to:

a) ensure that the size of the installations they propose are complimentary to the waste strategy in place
b) identify suitable locations for installations.

7.4.7 Markets and standards for bottom ash and other residues

The degree of utilisation of thermal treatment residues in Europe varies greatly. In some cases almost all bottom ash is sent for disposal, in others a very large proportion is used, often for construction purposes after treatment. In general, the Member States that have been able to increase ash use (usually for bottom ash but sometimes also for certain fractions of fly ashes e.g. boiler ash) and thereby reduce disposal, are those that have developed appropriate standards for the use of ash, and for their sampling and quality testing.

In some cases Member States have extended policy further to the identification of zones where the various grades of incineration ash may be used as aggregate replacement, the environmental protection measures required when they are used, and the differing levels of quality testing required depending upon the environmental risk in the zone concerned. In such a way it has been found possible to address the potential pollution concerns regarding such uses of waste materials. The standards developed, seek to address these pollution concerns, and may then themselves become additional criteria for thermal treatment installation developers to consider when choosing those techniques and treatments that have a particular impact upon residue quality.

Such measures are generally seen to improve the market for the use of bottom ash and therefore reduce the amount of waste going for disposal, whilst also displacing the use of the raw minerals they replace. In other cases, member states adopt measures that aim to improve the landfill behaviour of the incineration residues.

The other main residues from waste incineration are those arising from flue-gas treatment. These are partially recovered in some cases (some industrial processes are used to recover certain fractions of some FGT residues), but in general the residues are sent for disposal, often by landfill and commonly following specific treatments. In some cases FGT residues are placed in salt mines where they are used as backfill. The price of FGT treatment, disposal or recovery can have some impact upon the techniques adopted for FGT, with higher recovery/treatment/disposal prices generally encouraging the adoption of wet flue-gas treatment systems which can produce lower quantities of solid residues than other systems. This situation is not however simple, and as indicated by the BAT conclusions in this document, the selection of FGT systems requires a multi-criteria assessment that considers a very wide range of drivers (e.g. water consumption and release, energy consumption, etc) in order to arrive at a balanced overall solution.

7.4.8 Co-ordinated education and demonstration of health/environmental impacts

In this document it is reported that the results of European health impact assessment studies, on the basis of current evidence and modern emission performance, suggest that the local impacts of incinerator emissions to air are either negligible or not detectable. However, despite this evidence it is the perception of incineration, and its impacts that presents one of the major challenges to the sector, particularly in respect of new developments. Despite significant efforts on the part of developers and local authorities to provide information concerning the impacts and risks, proposals for new installations, in many cases, remain the cause of great public concern. Concern over new development is not however unique to waste incineration. To some degree other waste treatments plants, non waste industries, commercial, retail and infrastructure developments may all meet public and political resistance. During this information exchange, some information was submitted in relation to the actions that have been taken by the industry in order to address public concerns. It is clear that this is a matter which, although of greater significance in some locations than others, is of general interest to the European incineration industry. It is therefore **recommended that the industry and those with responsibility for developing and implementing waste strategies continue to develop their strategy in this area.**

7.5 Suggested topics for future R&D projects

In addition to the subjects already noted in this Concluding Remarks chapter, for the revision of the BREF the following topics were suggested for further investigation, with a view to establishing BAT conclusions where possible:

- information regarding the techniques used to, and costs of, upgrading existing installations – such information may be derived from experience of implementing WID in Member States and might usefully be compared with the costs/performance at new installations
- the more detailed cost information that is required to undertake a more precise assessment of variations in technique affordability with plant size and waste type
- information regarding smaller installations – very little information was provided regarding small installations
- installations that treat industrial non-hazardous wastes and those that treat mixtures of wastes
- a more detailed evaluation of the impact on pollution prevention of detailed combustion design features e.g. grate design
- further information on emerging techniques
- ammonia consumption and emission (mainly to air and water) levels for different FGT systems (mainly wet, semi-wet and dry) and their relative NO_X reduction efficiency
- the impact of the dust removal temperature range upon PCDD/F releases to air and residues
- further experiences with continuous emissions monitoring for Hg (to air and water).

Other important recommendations for further work beyond the scope of this BREF but arising from the information exchange are:

- the need for consideration of the overall impact of competition for waste treatment, in particular competition from industries co-incinerating wastes – a study of such might usefully include consideration of: relative reliability of, and risks to, the supply of the waste management service; overall emissions and energy recovery according to various degrees of diversion, and; consider and identify key risk factors e.g. waste fuel quality assurance
- it may be useful to assess the impact on adopted waste strategies (i.e. the balance of technologies used on a national scale), and on achieved thermal treatment installation efficiencies, of the degree of integration of energy and waste management policy in EU Member States (and other countries). Such studies may identify how policy on energy and waste interact and give examples, both positive and negative
- the need to understand in more detail of the impact of absolute and relative energy prices (electricity and heat) upon the typically achieved energy efficiency of installations, and the role and impact of subsidies and taxation schemes
- the identification of the typical barriers to developing new installations and the approaches that have proved successful
- the development of suitable standards for the use of bottom ash – such standards have proved helpful in improving markets for the use of bottom ash
- the costs and benefits of further reducing emissions from the waste incineration industry when compared to reductions at other industrial and anthropogenic sources of pollution.

The EC is launching and supporting, through its RTD programmes, a series of projects dealing with clean technologies, emerging effluent treatment and recycling technologies and management strategies. Potentially these projects could provide a useful contribution to future BREF reviews. Readers are therefore invited to inform the EIPPCB of any research results which are relevant to the scope of this document (see also the preface of this document).

8 REFERENCES

1 UBA (2001). "Draft of a German Report for the creation of a BREF-document "waste incineration"", Umweltbundesamt.

2 infomil, N. (2002). "Dutch notes on BAT for the incineration of waste".

3 Austria, F. e. a.-õ. (2002). "State of the art for waste incineration plants".

4 IAWG (1997). "municipal solid waste incinerator residues", elsevier, 0-444-82563.

5 RVF (2002). "Energy recovery by condensation and heat pumps at WTE plants in Sweden", RVF.

6 EGTEI (2002). "Draft background document on the waste incineration sector".

8 Energos (2002). "Technical Literature regarding Energos Processes".

9 VDI (2002). "Thermal waste treatment: state if the art - a summary" The future of waste management in Europe 2002, Strasbourg.

10 Juniper (1997). "The Market for Pyrolysis and gasification in Europe".

11 Assure (2001). "A profile of incineration in Europe", Brussels.

12 Achternbosch (2002). "Materials flows and investment costs of flue gas cleaning systems of municipal waste incinerators", Institute for technical chemistry Karlsruhe, Germany, FZKA 6726.

13 JRC(IoE) (2001). "NOx and dioxin emissions form waste incineration plants", EUR 20114 EN.

15 Segers (2002). "A new secondary air injection system for MSW plants", http://www.scientecmatrix.com/tecma/scientecmatrix.nsf/fFMain?openform&ot=f&oc=waste.

17 ONYX (2000). "Application for IPC Permit for EFW plant, Southampton, UK".

18 italy (2002). "DISMO Thermal Oxidation Process".

19 Babcock (2002). "Water cooled grates", http://www.bbpwr.com.

20 EKOKEM (2002). "BAT Submission by Ekokem, Finland".

21 FNADE (2002). "Comments provided to TWG on 6 Questions Posed".

22 Mineur (2002). "Auswirkungen betriebstechnischer optimuerungen auf die emissionen bei der verbrunnung van klarschlamm", VERA Incinerator, hamburg.

23 VanKessel (2002). “On-line determination of the calorific value of solid fuels", Elsevier Preprint (submitted).

24 CEFIC (2002). "thermal treatment technologies for waste".

25 Kommunikemi (2002). "Pre-treatment of packed waste and 3 step flue gas cleaning at KK, DK".

26 RSP (1999). "Investigations into the efficiency of different flue gas cleaning systems for incineration plants", Reimann, sunshine and partner GmbH.

27 Belgium (2002). "Flemish experiences with dioxin abatement and control in waste incinerators", VITO.

28 FEAD, C. (2002). "Energy techniques for municipal waste incinerators- proposed outline", FNADE, personal communication.

29 Energysubgroup (2002). "Energy recovery from waste incineration plants - paper".

30 UBA (2002). "Status report on CO2 emission saving through improved enenrgy use in MSWI plants", UBA.

31 Energysub-group (2003). "Personal communication", personal communication.

32 Denmark (2003). "Corrosion and inconel cladding".

33 Finland (2002). "Recovered fuel use in fluid bed combustion and gasification", VTT Foster Wheeler.

35 Renova (2002). "EIPPCB site visit Sweden / Finland April 2002", personal communication.

36 Gohlke (2002). "The SYNCOM plus process", 3-935317-13-1.

37 Biollaz (2001). "Better quality MSW residues at lower cost (the PECK process)" Incineration 2001, Brussels.

38 Vehlow (2002). "Bottom ash and APC residue management" Power production from waste and biomass IV, Helsinki, 951-38-5734-4.

39 Vrancken (2001). "Vergelijking van verwerkingsscenarios`s voor restfractie van HHA en niet-specifiek categorie II bedrijfsafval", VITO.

40 EURITS (2003). "List of techniques for consideration as BAT", EURITS.

41 EURITS (2002). "Overview of information on Eurits members".

42 ISWA (2002). "Energy from waste - State of the art report - Jan 2002", ISWA.

43 Eunomia (2001). "Costs for municipal waste management in the EU".

44 RVF (2001). "Energy from waste: a inventory and review of dioxins [in Sweden]", RVF.

45 FEAD (2002). "Emissions of MWI plants for the BREF on waste incineration".

46 Cleanaway (2002). "Letter to IPPC Bureau", personal communication.

48 ISWA (2003). "APC residue management - an overview of important management options", ISWA.

49 Denmark (2002). "Clinical waste at I/S Amagerforbraending, Copenhagen", personal communication.

50 CNIM (2003). "Possible improvements to energy recovery efficiency and their counterparts", personal communication.

51 CNIM (2003). "Energy cycle optimisation - check list for determining local conditions", personal communication.

52 Reimann (2002). "Experiences with TMT for mercury minimization in waste water from waste incineration".

54 dechefdebien (2003). "FGC techniques - proposed outline", CNIM, personal communication.

55 EIPPCBsitevisits (2002). "Site visit reports from EIPPCB".

56 UKEnvAgency (2002). "Solid residues from municipal waste incinerators in England and Wales", UK EA.

57 Alstom (2003). “The NID flue gas cleaning system".

58 Andersson (2002). “PCDD/F removal from flue gases in wet scrubbers - a novel technique".

59 CEFIC (2002). "The dry sodium bicarbonate flue gas cleaning process".

60 Reimann (2002). "De-NOx technologies including a comparison of SCR and SNCR".

61 SYSAV (2002). "Selection of SCR for reconstructed process in Malmo", personal communication.

62 Tyseley (2001). "Reports for review of operating permit AS9216".

63 Langenkamp (1999). "Mercury in waste incineration", JRC, EUR 18978 EN.

64 TWGComments (2003). "TWG Comments on Draft 1 of Waste Incineration BREF".

66 UllmansEncyclopaedia (2001). "Encyclodaedia of Industrial Chemistry 6th Edition".

67 Inspec (2004). "Filtration p84", http://www.p84.com/filter.html.

68 Ebara (2003). "Comments of Ebara on first draft BREF and additional information supplied".

69 Thermoselect (2003). "Information supplied to EIPPCB during site visit".

70 USEPA (1994). "NOx control technologies applicable to municipal waste combustion".

71 JRC(IoE) (2003). "N2O emissions form waste and biomass to energy plants".

72 El-Halwagi (1997). "Pollutionm prevention through process integration", 0-12-236845-2.

73 Rijpkema (2000). "MSWC salt residues; Survey of technologies for treatment".

74 TWGComments (2004). "TWG Comments on Draft 2 on Waste Incineration BREF".

9 GLOSSAR

Symbols	English term	Symbole	Deutscher Begriff
~	More or less, approximately	~	mehr oder weniger, etwa
EUR	Euro, EUR (European currency)	EUR	Euro, EUR (europäische Währung)
$	US dollar	$	US-Dollar
A			
AC	Accession Countries to the European Union		Beitrittsländer der Europäischen Union
ACC	Air-cooled condenser		luftgekühlter Kondensator
APC	Air Pollution Control - a term applied the flue-gas treatment (FGT) equipment. Also referred to as FGC (flue-gas cleaning).		Luftreinhaltung - ein Begriff, der auch für die Abgasbehandlungsanlage verwendet wird. Auch als Abgasreinigung bezeichnet.
B			
Biohazard	A Biohazard (Biological hazard) is one which is posed to humans by a biological organism, or by a material produced by such an organism.		Ein biologischer Gefahrstoff ist ein Stoff, der auf Menschen durch biologische Organismen übertragen wird oder durch ein Material, das von solch einem Organismus produziert wurde.
Boiler ash	Fly ash collected in a boiler	Kessel-asche	Asche, die im Kessel anfällt
BF	Bag Filter		Gewebefilter
BFB	Bubbling Fluidised Bed - a type of fluidised bed (see also CFB)		Stationäre Wirbelschicht - eine der Bauweisen einer Wirbelschicht (siehe auch "Zirkulierende Wirbelschicht (CFB)")
BHF	Bag House Filter		Gewebefilter
BREF	Best Available Techniques Reference Document	BVT-Merkblatt	Merkblatt über Beste Verfügbare Techniken
C			
CAPEX	Capital Expenditure		Kapitalaufwand
CEN	European committee for normalisation	CEN	Europäisches Komitee für Normung
CHP	Combined Heat and Power	KWK	Kraftwärmekopplung
COD	Chemical oxygen demand	CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
CFC(s)	Chloro Fluoro Carbons	FCKW(s)	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
CFB	Circulating Fluidised Bed – a type of fluidised bed where a proportion of the off-gas is recirculated to the combustion chamber		Zirkulierende Wirbelschicht - eine der Bauweisen der Wirbelschicht, bei der ein Teil des Abgases in den Verbrennungsraum zurückgeführt wird
CFD	Computerised fluid dynamics - a modelling technique used to predict gas flow and temperature in incinerators and other systems		Computergestützte Strömungsberechnung - eine Modellierungstechnik, um Strömung und Temperatur in Verbrennungsanlagen und anderen Systemen zu berechnen

Symbols	English term	Symbole	Deutscher Begriff
COMAH	Control of Major Accidents and Hazards Directive		Richtlinie zur Beherrschung der Gefahren bei schweren Unfällen mit gefährlichen Stoffen
CV	Calorific Value e.g. in MJ/kg	H	Heizwert oder Brennwert, z.B. in MJ/kg
D			
Deacon Process	A chemical reaction whereby chlorine gas is formed from HCl under certain conditions	Deacon-Verfahren	Eine chemische Reaktion, bei der unter bestimmten Bedingungen Chlorgas aus HCl gebildet wird
Destruction	e.g. destruction of waste – this refers to the process of chemical conversion of mainly molecular organic species contained in the waste. Carbohydrates for example are converted into oxides of carbon and hydrogen - the percentage of a substance fed to an incineration process that is not then emitted from the chimney stack	Zerstörung	z.B. Abfallzerstörung - dies bezieht sich auf den Prozess der chemischen Umwandlung von überwiegend molekularen organischen Verbindungen, die im Abfall enthalten sind. Kohlenwasserstoffe zum Beispiel werden in Kohlenstoffoxide und Wasserstoff umgewandelt - der Anteil einer Substanz, der einem Verbrennungsprozess zugeführt wird, welcher nicht anschließend aus dem Schornstein emittiert wird
DE	Destruction Efficiency - the overall percentage of the substance that is fed to an incineration process that is destroyed and not then emitted to all combined environmental media.		Zerstörungseffizienz - der Gesamtanteil des Materials, das in einen Abfallverbrennungsprozess gegebenen wird und das darin zerstört und anschließend in keines der miteinander zusammenhängenden Umweltmedien emittiert wird
DRE	Destruction and Removal Efficiency		Zerstörungs- und Rückhalteeffizienz
DH	District heating - a network supplying heat via hot water or steam		Fernwärme - ein Netz zur Wärmeversorgung mittels heißen Wassers oder Dampf
DS or d.s.	Dry Solids - the mass of a substance after the drying of its moisture content - standard temperature techniques for this are defined in literature	TS	Trockensubstanz - das Gewicht eines Materials nach der Trocknung der Feuchtigkeitsanteile - in der Literatur werden Techniken mit Standardtemperaturen definiert.
E			
EC	European Commission		Europäische Kommission
EMS	Environmental management systems		Umweltmanagementsysteme
EU	European Union	EU	Europäische Union

Symbols	English term	Symbole	Deutscher Begriff
EU+	European Union + EFTA (European Free Trade Association) countries + Candidate countries	EU+	Europäische Union + Länder der EFTA (Europäische Freihandels-vereinigung) + Beitrittskandidaten
EUR	Euro (European currency)	EUR	Euro (Europäische Währung)
EIPPCB	European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau (Seville)		Europäisches Büro für die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (Sevilla)
EP	Electrostatic Precipitator		Elektrofilter
F			
FB	Fluidised Bed – see also BFB and CFB for common types		Wirbelschicht - siehe auch "Stationäre Wirbelschicht (BFB)" und "Zirkulierende Wirbelschicht (CFB)" für übliche Bauweisen
FCB	Fluidised Bed Combustion		Wirbelschichtverbrennung
FD	Forced draught – often used in the context of force draught fans which use positive pressure to activate (typically) down stream FGT equipment (see also ID)		Zwangsluft - oft verwendet im Zusammenhang mit Zwangsluftventilatoren, die mit Druck arbeiten um (üblicherweise) stromabwärts liegende Abgasreinigungsanlagen zu aktivieren (siehe auch Saugzuggebläse (ID))
FGC	Flue-gas cleaning (techniques) – also referred to as FGT and APC		(Techniken der) Abgasreinigung - auch bezeichnet als "Abgasbehandlung (FGT)" und "Luftreinhaltung (APC)"
FGR	flue-gas recirculation – involves recirculating flue-gases to the furnace		Abgas-Rückführung - bedeutet die Rückführung von Abgas in die Verbrennungskammer
FGT	Flue-gas Treatment (techniques) - also referred to as FGC and APC		(Techniken der) Abgasbehandlung - auch bezeichnet als "Abgasreinigung (FGC)" und "Luftreinhaltung (APC)"
FGT residues	Residues arising from flue-gas treatment stages including fly ash and reacted and unreacted reagents		Rückstände der Abgasbehandlungsstufen einschließlich der Filterasche und reagierte sowie nicht-reagierte Reaktionsmittel
Filter ash	fly ash collected in flue-gas treatment devices, typical used to refer to that collected in fabric filters or ESPs		Asche, die in Anlagen zur Abgas-behandlung anfällt, üblicherweise in Gewebefiltern oder Elektrofiltern
Furnace	the part of an installation where combustion commences or is carried out	Feuerung/ Verbren-nungsein-heit/-ofen	der Teil einer Anlage, in dem die Verbrennung beginnt oder durchgeführt wird
Fuzzy Logic	A term used to describe a computing network that receives and computes multiple signals by means of a logic system to control operational parameters within pre-defined set points	Fuzzy Logic	Ein Begriff, der zur Beschreibung eines Computernetzwerkes verwendet wird, das über ein logisches System vielfältige Signale empfängt und verarbeitet, um Betriebsparameter innerhalb vorab definierter Grenzen zu steuern

Symbols	English term	Symbole	Deutscher Begriff
G			
GHG	Greenhouse Gases e.g. CO_2		Treibhausgase z.B. CO_2
Grate	A mechanism used to transport waste in a furnace – grates are commonly used for MSW incineration	Rost	Ein Mechanismus, der zum Transport von Abfall im Verbrennungsraum verwendet wird - Roste werden üblicherweise zur Verbrennung von Siedlungsabfall eingesetzt
H			
Hearth	part of a furnace	Verbren-nungsraum (Feuerung)	ein Teil des Verbrennungseinheit
HW	Hazardous waste		Gefährlicher Abfall ("Sonderabfall")
Haz Waste	Hazardous waste		Gefährlicher Abfall ("Sonderabfall")
HWI(s)	Hazardous waste incineration/incinerator(s)		Sonderabfallverbrennung/ Sonderabfallverbrennungsanlage(n)
HFC(s)	Halogenated Fluorocarbons		Halogenisierte Fluorkohlenwasserstoffe
HM	Heavy metal(s)		Schwermetall(e)
I			
ID	Induced Draught - usually referred to in the context of induced draught fans that are used to draw incineration gases through the incineration plant		Saugzug - üblicherweise verwendet im Zusammenhang mit Saugzug-gebläsen, die eingesetzt werden, um Verbrennungsgase durch die Verbrennungsanlage zu saugen
IEF	Information Exchange Forum (see Preface)		Information Exchange Forum ("Informationsaustauschforum") (siehe Vorwort)
IPPC	Integrated Pollution Prevention and Control (see Directive for definition)	IVU	Integrierte Vermeidung und Vermin-derung der Umweltverschmutzung (siehe Richtlinie zur Definition)
IR	Infrared	IR	Infrarot
J			
JRC	Joint Research Centre – the part of the EC within which the IPPCB is located		Joint Research Centre ("Gemein-schafts-Forschungszentrum") - der Teil der EG, in dem das IPPC-Büro angesiedelt ist

K			
Kiln	see furnace – commonly used to refer to “rotary kiln” which is a type of combustor commonly used, particularly for hazardous wastes	Ofen	siehe " Feuerung/Verbrennungseinheit (furnace)" - üblicherweise zur Bezeichnung von "rotary kiln" ("Drehrohrofen") verwendet, der eine der üblichen Bauarten von Verbrennungsanlagen darstellt, die speziell für gefährliche Abfälle (Sonderabfälle) verwendet werden
L			
Lab smalls	Term typically used to define the waste that comes from laboratories. Typically in small quantities but usually very varied in composition		Typischerweise zur Bezeichnung von Abfall verwendet, der aus Laboren stammt. Typischerweise geringe Mengen aber üblicherweise sehr unterschiedliche Zusammensetzung

Symbols	English term	Symbole	Deutscher Begriff
LCA	Life Cycle Analysis: tool allowing consideration of wide environmental impacts of a suite of 'processes' within a certain, usually very broad, boundary	LCA	Lebenszyklusanalyse: Werkzeug, das die Betrachtung von weit reichenden Umweltauswirkungen in einer Abfolgen von 'Prozessen' gestattet, mit einer festgelegten, üblicherweise sehr weit gefassten Systemgrenze
LCV	LCV: Lower Calorific Value, e.g. in kJ/kg - the calorific value of a substance including its moisture content (which will consume a part of the total energy by transforming into vapour during the combustion process).		unterer Heizwert, z.B. in kJ/kg - der Heizwert einer Substanz einschließlich ihres Feuchtigkeitsgehaltes (der dafür verantwortlich ist, dass ein Teil der Gesamtenergie während des Verbrennungsprozesses zur Verdampfung der Feuchtigkeit (Dampfumwandlung) verbraucht wird).
LDL	Analytical lower determination level is the practical level for which a concentration can be accurately determined over a longer period. It is clear that this value is higher than the theoretical level of determination (LOD). The former is used in this text and is based on practical experience (e.g. drift), the latter is more theoretically correct. It is known that all installations comply with LOD		Die analytische untere Messschwelle ist das praxisrelevante Niveau, bei dem eine Konzentration über einen längeren Zeitraum genau bestimmt werden kann. Es ist klar, dass dieser Wert über der theoretischen Messschwelle ("LOD") liegt. Die erstere findet in diesem Text Verwendung und basiert auf praktischer Erfahrung (z.B. Standardabweichung), die zweite ist eher theoretisch richtig. Es ist bekannt, dass alle Anlagen den "LOD" erfüllen.
LHV	Low Heat Value - the calorific value of a substance including its moisture content (see also UHV)	Hi (ehem. Hu)	Unterer Heizwert - der Heizwert einer Substanz einschließlich ihres Feuchtigkeitsgehaltes [8] (siehe auch "Brennwert (UHV)")
LOI	Loss on ignition – often referred to in the context of a test used for assessing organic content of materials	GV	Glühverlust - oft im Zusammenhang mit einem Test zur Untersuchung des chemisch-organischen Anteils eines Materials verwendet
M			
M	Mega (10^6) or million	Mio.	Million
MAH	Major Accident and Hazard (see also COMAH)		Störfall (siehe auch "COMAH")
MBT	Mechanical Biological Treatment	MBA	Mechanisch-biologische Behandlungsanlage
Memory effect	The accumulation of various PCDD/F congeners in the plastic materials used in wet scrubbers	Memory-effekt	Die Anhäufung von verschiedenen PCDD/F-Kongeneren in Kunststoffen, die in Nasswäschern verwendet werden
MS	Member State (One of the member states of the EU)		Mitgliedstaat der EU (einer der Mitgliedstaaten der EU)
MSs	The Member States of the EU		Mitgliedstaaten der EU

[8] Anmerkung des Übersetzers: Die hier gegebene Erläuterung "einschließlich ihres Feuchtigkeitsgehaltes" ist nicht korrekt. Richtig ist: "unter Abzug der in der Feuchtigkeit der Substanz enthaltenen Verdampfungsenergie".

Symbols	English term	Symbole	Deutscher Begriff
MSW	Municipal Solid Waste		Siedlungsabfall
MSWI(s)	Municipal Solid Waste Incinerator(s)/incineration		Siedlungsabfallverbrennungs-anlage(n)/Siedlungsabfallverbrennung
MWI	Municipal Solid Waste Incinerator(s)/incineration		Siedlungsabfallverbrennungs-anlage(n)/Siedlungsabfallverbrennung
N			
n/a	not available		nicht verfügbar
n/a	not applicable		nicht anwendbar
NCV	Net calorific value or low heat value (LHV) - see also UHV	Hi (ehem. Hu)	Heizwert oder unterer Heizwert ("LHV") - siehe auch "Brennwert (UHV)"
NMVOC	Non Methane Volatile Organic Compounds		Flüchtige organische Verbindungen außer Methan
NFFO	Non Fossil Fuels Option - a term applied in the UK for an electricity sale price subsidy for fuels not considered to be of fossil origin		Nicht-fossile Brennstoffoption - ein Begriff, der in Großbritannien für eine Strompreisessubventionierung verwendet wird für Brennstoffe, die als nicht-fossilen Ursprungs angesehen werden
O			
ODS	Ozone Depleting Substances - as defined by the Montreal Protocol		Ozon abbauende Substanzen - entsprechend der Definition durch das Montreal-Protokoll
OPEX	Operating expenditure/costs		Betriebsaufwand/Betriebskosten
P			
PAH(s)	Polycyclic Aromatic Hydrocarbons	PAK(s)	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorinated biphenyl	PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCC	Post combustion chamber - a term applied to the zone after the initial combustion zone where gas burnout occurs (also referred to as the secondary combustion chamber or SCC)		Nachbrennkammer - ein Begriff der für den Bereich nach der ersten Verbrennungszone verwendet wird, in der der Ausbrand der Gase stattfindet (auch Sekundärbrennkammer genannt oder "SCC")
PCDD/F	Polychlorinated dibenzo-dioxins and polychlorinated dibenzo-furans	PCDD/F	Polychlorierte Dibenzo-Dioxine und polychlorierte Dibenzo-Furane
PIC(s)	Product(s) of Incomplete Combustion		Produkt(e) unvollständiger Verbrennung
PFI	Private Finance Initiative - a UK term for a scheme to bring private sector investment to support public sector projects		Privat finanziertes öffentliches Pro-jekt - ein Ausdruck aus Großbritan-nien, der eine Maßnahme bezeichnet, bei der privatwirtschaftliche Investitionen zur Unterstützung von Projekten der öffentlichen Hand eingebracht werden
POP	Persistent Organic Pollutants - as defined by the Stockholm and Basle Convention. Includes PCDD/F	POP	Langlebige organische Schadstoffe - wie durch die Stockholmer und die Baseler Konvention definiert. Einschließlich PCDD/F

Power	The term power refers to electrical energy e.g. power generation/power plant/power output. Energy is expressed in J (Joule). Power in W (Watt). 1 W = 1 J/s		Der Begriff "Energie (power)" bezieht sich auf elektrische Energie, z.B. Stromerzeugung/Stromerzeugungs-anlage/ Stromauskopplung. Energie wird in J (Joule) ausgedrückt. Leistung in W (Watt). 1 W = 1 J/s
PVC	Poly Vinyl Chloride	PVC	Polyvinylchlorid
Q			
R			
RDF	Refuse derived fuel - this can also be referred to as waste derived fuel (WDF) or secondary recovered fuel (SRF) or recovered fuel (RF). The term refers to wastes that have been treated in some way in order to reach a particular specification and in doing so to improve its fuel characteristics.	EBS	Ersatzbrennstoff - dieser kann auch als Abfallbrennstoff (BRAM ("WDF")) oder als Sekundärbrennstoff (SBS („SRF“)) oder als zurück gewonnener Brennstoff ("RF") bezeichnet werden.
RK	Rotary kiln - a type of furnace commonly used for hazardous wastes		Drehrohrofen - eine Feuerungsraum-Bauweise, die üblicherweise zur Verbrennung gefährlicher Abfälle (Sonderabfälle) verwendet wird
RF	see RDF		siehe "Ersatzbrensstoff (EBS)"
S			
SCC	Secondary combustion chamber (see also PCC)		Sekundärbrennkammer (siehe auch "Nachverbrennungskammer")
SCR	Selective Catalytic Reduction - a technique applied mainly for NO_X reduction		Selektive katalytische Reduktion - eine Technik, die hauptsächlich zur NOx-Minderung eingesetzt wird
SD	shut down		Abfahrvorgang
SNCR	Selective Non- Catalytic Reduction - a technique applied for NOX reduction		Selektive nicht-katalytische Reduktion - eine Technik, die zur NOx-Minderung eingesetzt wird
SS	Sewage sludge(s)		Klärschlamm/Klärschlämme
SSI	Sewage sludge(s) incinerator/incineration		Klärschlammverbrennungsanlage/ Klärschlammverbrennung
Static hearth	a type of furnace where the structure does not move – waste transport may be achieved by batch intervention	Statischer Verbren-nungsraum (Statische Feuerung)	eine Feuerungsraum-Bauweise, bei der die Konstruktion sich nicht bewegt - der Abfalltransport kann über eine chargenweise Beschickung erreicht werden
Stepped hearth	a type of furnace designed as a series of steps – usually with a transport mechanism to move waste over the steps	Gestufter Verbren-nungsraum (Gestufte Feuerung)	eine Feuerungsraum-Bauweise, die aus einer Reihe von Stufen besteht - üblicherweise mit einem Transport-mechanismus, um den Abfall über die Stufen zu bewegen
SRF	see RDF	SBS	siehe EBS("RDF")
SU	start up		Anfahrvorgang

T			
TEQ	Toxic Equivalents (used for expressing PCDD/F - refers to the same groupings and calculations detailed in EC Directive 2000/76 on the incineration of waste)	TE	Toxizitätsequivalent (wird zur Darstellung (Berechnung) von PCDD/F verwendet - bezieht sich auf dieselben Gruppierungen und Berechnungen, die in der Richtlinie EG/2000/76 über die Verbrennung von Abfall aufgeführt sind)
TG	turbo generator		Turbogenerator
TOC	Total Organic Carbon (this excludes elemental carbon)	TOC	Gesamter organisch gebundener Kohlenstoff (dies schließt elementaren Kohlenstoff aus)
TWG	Technical Working Group on Waste Treatments (composed of experts from Member States, Waste Incineration industry, Environmental NGO and co-ordinated by EIPPCB)		Technische Arbeitsgruppe zur Abfallbehandlung (zusammengesetzt aus Experten der Mitgliedstaaten, der Abfallverbrennungsbranche, Umweltschutz-Nicht-Regierungs-organisationen und koordiniert durch das Europäische IPPC Büro "EIPPC")
TMT	A sulphide reagent used for heavy metal capture in WWT plants	TMT [9]	Ein sulfidisches Reaktionsmittel, das in Abwasserbehandlungsanlagen zur Schwermetallentfernung genutzt wird
U			
UHV	Upper Heat Value - the calorific value of a dried substance (see also LHV). The UHV is also referred to as the net calorific value UCV	Hs (ehem. Ho)	Brennwert (ehemals im Deutschen "Oberer Heizwert") - der Heizwert einer trockenen Substanz [10] (siehe auch "Unterer Heizwert (LHV)"). Statt "Brennwert(UHV)" wird auch "Netto-Brennstoffgehalt (UCV)" verwendet.
UV	Ultraviolet	UV	Ultraviolett
V			
VOC	Volatile Organic Compounds	VOC	Flüchtige organische Verbindungen
W			
WDF	see RDF		siehe EBS ("RDF")
WEP	Wet Electrostatic Precipitator - a FGT device		Nass-Elektrofilter – eine Abgasreinigungseinrichtung
WI	Waste incinerator/incineration		Abfallverbrennungsanlage/ Abfallverbrennung
WID	Waste Incineration Directive EC/2000/76		Abfallverbrennungsrichtlinie EG/2000/76
W-t-E	Waste to Energy - a term used to describe incinerators that recover heat and/or electricity		Abfall zu Energie - ein Begriff der zur Beschreibung von Verbrennungs-anlagen verwendet wird, die aus Abfall Wärme und/oder Strom erzeugen und zur Verfügung stellen
WT	Waste treatment(s)		Abfallbehandlung(en)

[9] Anmerkung des Übersetzers: TMT = Trimercapto-S-triazin Natriumsalz (CAS-Nr. 17766-26-6)

[10] Anmerkung des Übersetzers: Nicht nur für trockene sondern auch für feuchte Substanzen lässt sich ein Brennwert angeben. Der Brennwert beinhaltet im Gegensatz zum Heizwert auch die Energie, die nach der Verbrennung im Wasserdampf des Abgases enthalten ist (und beim Kondensieren wieder frei gesetzt wird).

WWT	Waste water treatment		Abwasserbehandlung
WWTP	Waste water treatment plant		Abwasserbehandlungsanlage
X			
Y			
Z			

Country and Currency Codes:

	Country Name	Abbreviation	Currency ISO Code
EU countries	Austria	A	EUR
	Belgium	B	EUR
	Germany	D	EUR
	Denmark	DK	DKK
	Spain	E	EUR
	Greece	EL	EUR
	France	F	EUR
	Finland	FIN	EUR
	Italy	I	EUR
	Ireland	IRL	EUR
	Luxembourg	L	EUR
	Netherlands	NL	EUR
	Portugal	P	EUR
	Sweden	S	SEK
	United Kingdom	UK	GBP
Accession countries	Bulgaria	BG	BGN
	Cyprus	CY	CYP
	Czech Republic	CZ	CZK
	Estonia	EE	EEK
	Hungary	HU	HUF
	Latvia	LV	LVL
	Lithuania	LT	LTL
	Malta	MT	MTL
	Poland	PL	PLN
	Romania	RO	ROL
	Slovakia	SK	SKK
	Slovenia	SI	SIT
Other countries	Australia	AU	AUD
	Canada	CA	CAD
	Iceland	IS	ISK
	Japan	JP	JPY
	New Zealand	NZ	NZD
	Norway	NO	NOK
	Russia	RU	RUB; RUR
	Switzerland	CH	CHF
	United States	US	USD

Table 9.1: Country codes and currencies
Notes: Information from http://eur-op.eu.int/code/en/en-5000500.htm

10 ANNEXES

10.1 Economic overview of MSWI - Member State information

This Section of the BREF is taken largely from data already published by the European Commission [43, Eunomia, 2001]. The information refers only to MSWI.

Austria

Information concerning costs of incineration technologies and options in Austria are presented in Section 10.2.

Belgium

The waste policy in the three Belgian regions is aimed at the maximisation of the reduction of residual waste.

Flanders Region

The waste policy target in Flanders is a maximum production of 150 kg/yr per capita of residual waste by the year 2007.

The average gate fee for the incineration of municipal waste was EUR 87.5 per tonne in 2000. The Flemish government adds a levy to this tariff of EUR 6/t when energy recovery takes place and of EUR 12.7/t without energy recovery.

The landfilling of municipal waste (with the exception of non-recyclable sorted bulky waste) and the incineration of separately collected fractions (old paper and cardboard; glass packaging; metal packaging; plastic bottles and plastic packaging waste; drinks packaging; vegetable waste; vegetables, fruit and garden waste) has been legally prohibited by the Flemish government since 1st July 1998. The landfilling of combustible bulky waste has been forbidden since 1st July 2000. Only exceptionally is the landfilling of municipal waste still allowed – in 2000 789425 tonnes MSW was incinerated and 190412 tonnes MSW sent to landfill.

Brussels Capital Region

The cost price for incineration of residual household waste in the SIOMAB -incineration plant (operator: Net Brussels) of Neder-Over-Heembeek is calculated at EUR 37.18 per tonne (source: B.I.M., 1997). A better estimate of the real cost of incineration in the SIOMAB plant is probably the price charged by Net Brussels to municipalities in the Brussels Region for incineration of municipal waste. This price is EUR 62 per tonne.

Recent figures show that circa 40000 tonnes of Flemish waste is incinerated in this installation, together with the municipal waste from the Brussels Region (source: OVAM, 2001).

Walloon Region

In the Plan Wallon des Déchets, reference costs based upon current facilities were estimated at EUR 67 per tonne.

Denmark

65 % of waste from households was incinerated in 1999, equivalent to about 2 million tonnes. All incineration plants recover energy, either in the form of electricity and heat, or just as heat (distributed in district heating systems).

Prices for incineration of one tonne of domestic waste range from 500 – 740 DKK = EUR 66 - 99, excluding VAT, but including waste tax. Waste tax on incineration is 330 DDK = EUR 44 as of January 2001. These prices include plant investment costs and investment costs for CHP, and the plants are used to generate district heating (which gives a lower net cost per tonne and lower gate fee). Bottom ash is typically recycled (75 %) and the rest is sent to landfill. Flue-gas cleaning residues are hazardous waste and presently sent to Norway/Germany where they are deposited in landfills/mines, or sent to special/hazardous waste management sites (where the costs per tonne are higher).

Finland

The Finnish waste incineration policy has mainly centred on the production of refuse-derived fuels for co-incineration (or other thermal treatment) in existing power and heat stations. This policy is being pursued (in part) in order to minimise costs, in a situation where there is already a large infrastructure for the distribution of heat from bio-mass and conventional fuel generating stations.

France

Key factors explaining variation in costs are reported as:

- capacity
- utilisation rate
- type of energy recovery (electricity, heat, co-generation)
- type of disposal and transportation of residues.

The following figures are extracted from an assessment carried out in 2002 on the 42nd, and most recently constructed, MSWI built in France:

- investment costs: EUR 3.6 million/(t/h)
- operational costs: EUR 32/t average – however this cost is very variable, ranging from 18 to 42 EUR/t.

Operational costs may be derived as follows:

- 33 EUR/t of fixed costs (personnel, insurance, etc.)
- 13 EUR/t for waste elimination (bottom ash, fly ash) and
- -14 EUR/t of revenues from energy or residue sales.

The total resulting cost per tonne of waste treated is equal to 78 EUR/t (pay-off time of 15 years, an investment paid off at 100 % by a bank loan at 6 % interest rate, and a plant operating 8000 hours per year). [64, TWGComments, 2003]

Key influences identified for future variation in costs:

- technological developments
- evolution of regulations on emissions.

Germany

Almost all of the thermal treatment facilities in Germany are waste incinerators. The capacity of other treatment options, such as pyrolysis plants are negligible. Most MSW incinerators in operation are grate incinerators. There is a great variety in plant size, flue-gas treatment and the further use of the generated energy. The costs of a grate incinerator with a capacity of 200000 tonnes per year and dry and wet flue-gas treatment generating electricity is given below in Table 10.2.

Generally, gate fees for waste incineration are in a range of EUR 64 to 460/t. In other sources a range of EUR 89 to 351/t is given. 50 % of all data on costs of waste incinerators are in a range of EUR 123 to 256/t (according to UBA).

The costs for different sized grate incinerators vary widely. They indicate scale economies. Table 10.1 gives an overview of the range of specific costs depending on the capacity of a grate incinerator with the same technical specification as the plant in Table 10.2:

Capacity (t/yr)	Specific treatment costs EUR/tonne
50000	230
100000	140
200000	105
300000	85
600000	65

Table 10.1: Treatment costs for a MSW Grate Incinerator with varying capacity [43, Eunomia, 2001]

The key factors contributing to the costs of waste incineration at present are identified as:

- choice of technology and the technical equipment (especially flue-gas treatment) of the plant
- plant size
- capacity and its utilisation
- plant availability
- the gate fee paid by Local Authorities. This is influenced by whether or not the Local Authority has to pay fees to the operator of the plant for a certain amount of waste, which they have to deliver to the plant. While contracts are often based on a definite amount of waste and are valid for a long period of time, the amount of waste has decreased within recent years
- the income from supplied energy. The amount of electricity and heat being generated and sold varies widely depending on the plant technology and the location of the plant
- the costs for chemicals and the disposal of residues from incineration.

A detailed cost breakdown for a 200000 tonne MSW facility in Germany is given in Table 10.2:

TOTAL INVESTMENT	Investment (EUR)	Payback Period (y/s)	Rate %	Annualised cost (EUR/yr)	Specific costs (EUR/t)
Site costs	368000		7	25700	0.13
Development of site	341000	25	7	29200	0.15
Construction costs	21629000	25	7	1856000	9.28
Technical installations and machinery	69740000	15	7	7657100	38.29
Electro technical installations	13280000	15	7	1458000	7.29
Fees	7349000	17	7	752800	3.76
Pre-financing	9219000	17	7	944200	4.72
TOTAL	**121925000**			**12723000**	**63.61**
OPERATIONAL COSTS, independent of input	EUR	Percentage		Annual costs EUR/yr	Specific costs EUR/t
Construction	21970000	1		219700	1.10
Technical installations and machinery	69740000	4		2789600	13.95
Electro technical installations	13280000	2.5		332000	1.66
Taxes and insurance	105357000	1		1053600	5.27
Management	2863000	10		286300	1.43
Auxiliary materials	3341000	5		167100	0.83
		number	EUR/person		
Labour		80	35790	2863200	14.32
TOTAL				**7711500**	**38.56**
OPERATIONAL COSTS, input dependent					
		EUR per m³/yr	EUR/m³		
Process water		51200	0.15	7900	0.04
Gas		1381440	0.20	282500	1.41
		t/yr	/t		
CaO		1000	79.2	79200	0.40
Ammonia		400	97.1	38900	0.19
	kg/t input				
Treatment of slag	334	66800	28.1	1878500	9.39
Treatment of ashes	8	1600	255.6	409000	2.05
Treatment of filter dust	22	4400	255.6	1124800	5.62
TOTAL				**3820800**	**19.10**
	MWh/t input	MWh/yr	EUR/MWh	EUR/yr	EUR/t
Credits for electricity	0.35	70700	46.0	3253300	16.27
TOTAL Cost Per Year				21002000	105
Cost per tonne input					

Table 10.2: Grate MSW incinerator costs 200000 t/yr Germany [43, Eunomia, 2001]

Key factors expected to influence future costs:

- many of the plants that have been built in recent years are equipped with simplified technology for flue-gas treatment. Assuming that future incinerators will be equipped with the less complex technology it can be expected that costs will decrease
- the regulation of waste treatment requires an end of the disposal of non pretreated waste with more than 5 % carbon content in landfills from the year 2005 onwards. A lack of capacity for waste incineration could be seen after this date and consequently gate fees of incinerators might increase.

Greece

At present, no thermal treatment of municipal solid waste takes place in Greece.

Ireland

There are currently no thermal treatment plants for municipal waste in operation in Ireland. Recent waste management plans include the construction of these.

An estimate of the cost to build and operate an MSW incineration plant of 200000 tonne capacity is presented below (based on Directive 2000/76/EC standards). This data is based on comparative experience in Denmark and the United Kingdom, but with reference to Irish conditions.

Capital investments	EUR
Civil works and buildings	23741660
Mech. and Electrical Equipment	45388468
Other	15108329
Total	**84238458**
Operating costs	**EUR**
Fixed	
Personnel	954297
Maintenance and replacement	890522
Unforeseen	125527
Total	**1988422**
Variable	
Maintenance and replacement	839782
Chemicals	890522
Other (consumables and residues)	1174520
Other (unspecified)	293630
Total	**3198454**
Variable costs per tonne	16

Table 10.3: Estimated cost to build and operate a mass-burn MSW incineration plant of 200000 tonne capacity in Ireland
Source [43, Eunomia, 2001]

Italy

In 1999, incineration covered 7.2 % of total municipal waste treatment in Italy. Most facilities at that time were reported to have been designed (and were being operated) according to poor standards regarding energy recovery (average 10 %) and emissions. Gate fees were varying widely, usually in the range 40 - 80 EUR/tonne.

3 major factors are reported to affect costs:

- funds to cover - partially or totally - the costs of construction (this allowed owners to avoid cost items referring to depreciation and interest)
- subsidies for the energy produced - subsidies for energy from waste have been paid for some years in Italy. Initially, under the scope of the "CIP6" provisions (deemed to boost the internal energy production), more recently with the "green certificates". (Decree 79/99 and Decree 11 Nov 99, whose rationale is to foster the production of energy from non-conventional sources other than fossil fuels, thus contributing to the Kyoto commitments). The level of both subsidies is around 0.139 EUR/kWh and enables contracted facilities to cut down the fees by some 40 EUR/tonne (around 30 EUR/tonne more than normal prices paid for energy in Italy) - if operating at a medium to low energy recovery rate. Revenues and incidences on the gate fee are, of course, higher at higher energy recovery rates
- contributions for burning of packaging materials - as a means to "recover" packaging itself - paid by the mandatory Consortium of Packaging Producers (CONAI), set at 58 EUR/tonne, applies only on 30 % – 40 % of the waste being burned, which represents the percentage of combustible packaging out of total MSW at the site (to be assessed through sorting analyses). Such contribution, defined in 1998, has to be cut progressively, year by year, to EUR 3.5/tonne. Therefore, at present, this contribution increases revenues by EUR 16.5/tonne.

A national increase in incineration (mass burn and RDF) is forecast as consequence of legislative moves to reduce landfilling.

The latest generation of incineration facilities show some common features:

- all facilities recover energy (also in compliance with provisions of the national Waste Management Act that mandates it)
- throughputs are usually much larger than before (in the range 400 to 1000 t/d and more, e.g. Brescia, the new Milan facility, while previous facilities usually were at 100 – 400 t/d)
- many of the new facilities are well integrated in strategies for the abatement of the wet fraction inside the waste to be burned, both through source separation/composting and/or a screening step (e.g. Milan, Parona) that yields a mechanically sorted organic fraction to be later biologically stabilised. This last feature makes incineration more similar to MBT/RDF production with a fitting burning facility
- as a consequence, designed calorific values in normal operational conditions are therefore more and more set towards 10.5 – 12.5 MJ/kg (old facilities were most often around 8.5 MJ/kg).

<u>Model calculations for an Italian example:</u>

For a facility with the following main features:

- combustion technology: mobile grate
- designed calorific value: 2900 kcal/kg (input waste coming from a screening step - though this has not been considered among costs, and treatment/disposal of the organic undersieve fraction has not been considered, either)
- energetic yield: around 25 %
- throughput: 1000 tonnes per day, three lines
- 300 operating days a year
- systems for abatement of emission fit for the purpose of fully complying with the Directive on Incineration
- rejects (by weight): 18 % bottom ashes; 3 % fly ashes; 20 % residues from gas cleaning.

The gate fee would be between EUR 41.3 and 90.3/tonne depending upon the subsidies awarded.

	Unit	Unit cost (EUR)	Total cost (in EUR)	Payback period	Interest rate (%)	Yearly depreciation (EUR)	Specific cost
Investment costs Preliminary surveys, project, approval, etc.			12303640		7 %		
			4132231				
Land purchase (m^2)	200000	20.66		20	7 %	390053	
Site preparation (excavation, levelling, access roads, link to technological networks)			1239669	20	7 %	117016	
Civil works			42355372	20	7 %	3998047	
Other civil works (sewerage, internal water supply network, fencing, etc.)			1549587	20	7 %	146270	
Treatment and control equipment			80061983	7	7 %	14855759	
Complementary works			4648760	20	7 %	438810	
Other equipment			516529	7	7 %	95844	
		Total depreciation			**EUR 2004179944**		**EUR 66.81**
Operating costs							
Maintenance							
Equipment and machinery (5 %)			4003099				
Civil works (1 %)			485537				
Other equipment (5 %)			25826				
Manpower:							
Accountants	7	35000.00	245000				
Directors	4	60000.00	240000				
Workers	69	30000.00	2070000				
Consumables:							
Water (m^3)	80000	0.26	20661				
Combustible oil (litres)	270000		62500				
Combustible raw gas (N cubic meters)	5233800	0.15	811023				
Electric Energy (MWh)			206612				
Chemicals and lubricants			1042665				
Other consumables			929752				
Disposal of residues:							
Bottom ash(tonnes)	54000	75.41	4072175				
Fly ashes and other residues (salts, exhausted activated carbon filters, etc., tonnes)	15000	12913	1936983				
Other residues (other filters, exhausted catalysts, etc.)			129132 EUR				
General expenses			377479 EUR				
Miscellaneous (analyses, etc.)			516529	**Specific cost (EUR/tonne)**			
Total operating cost		**18217639**		**60.73**			
TOTAL YEARLY COST		**38259438.9**		**127.53**			

Table 10.4: Incinerator costs in Italy based on model calculations
Source [43, Eunomia, 2001]

Key factors expected to influence future **costs** and/or **fees** are likely to be:

- full implementation of the Incineration Directive 2000/76/EC
- future reduction in the level of subsidies for the production of energy
- increased competition due to the privatisation of the market for energy. This may reduce income from energy and create upward pressure on waste charges/costs.

Luxembourg

There is one thermal treatment facility, a municipal waste incinerator, in Luxembourg. The waste syndicate SIDOR is responsible for this MSWI. Gate fees of the facility and the amount of waste incinerated in the year 1999 are given in Table 10.5 below.

Waste	Amount (t)	Gate fees (EUR/t)
Household waste	78000	96.7
Bulky waste	8000	128.9
Green waste	550	96.7
Market waste	530	96.7
Commercial waste	33000	178.5
Waste from water treatment (not sludges)	450	96.7
Production waste	150	198.3
TOTAL	120680	120.7

Table 10.5: Fees and expected amount of waste to be incinerated at SIDOR facility, Luxembourg in 1999
Source [43, Eunomia, 2001]

Specific operational costs of the incinerator are given in Table 10.6 below. Values for the year 1998 are given. Those for 1999 are estimated. Taxes are included.

	EUR/t in 1999 (estimated)	EUR/t in 1998
Incineration, depreciation	30.8	
Margin 5 %	1.5	
Total	32.3	33.2
Flue-gas treatment, depreciation	13.2	
Margin 5 %	0.7	
Total	13.9	13.1
Additional flue-gas treatment, depreciation	10.1	
Margin 5 %	0.5	
Total	10.6	10.2
Operation of new installations		
By-pass (estimated)	1.4	
Homogenisation of waste (estimated)	1.0	
Total	2.4	0
Treatment of bottom ash	14.7	
Not combustible residues	0.6	
Margin 5 %	0.7	
Total	16.1	17.4
Disposal of residues from flue-gas treatment	6.9	
Margin 5 %	0.3	
Total	7.2	11.6
Auxiliary materials		
Lime: 13 kg/tonne of waste	1.2	
NH_3:4 kg/tonne of waste	0.4	
Oil: 7 l/tonne of waste	1.0	
Gas: 13 m^3/tonne of waste	2.4	
Other 8 kg/tonne of waste	1.5	
Margin 10 %	0.7	
Total	7.2	7.5
Other costs	12.4	
Margin 5 %	1.2	
Total	13.6	13.6
Credits for electricity (estimated)	-12.4	-10.0
TOTAL OPERATIONAL COSTS	**91.0**	**96.6**

Table 10.6: Specific operational costs of the SIDOR MSWI in Luxembourg 1998 and 1999 [43, Eunomia, 2001]

Some additional information related to the MSWI of the years 1998 and 1999 (estimated) is given below. The budget is based on 123152 tonnes of waste in 1998 and 120680 tonnes in 1999.

Item	EUR in 1998	EUR/t in 1998	EUR in 1999	EUR/t in 1999
Extraordinary expenses				
Installation for waste homogenisation, studies and tests	248000	2.0		
Installation for waste homogenisation, investment			273000	2.3
Ordinary earnings				
Selling of metal scrap	917	0.007	868	0.0007
Ordinary expenses				
Operational costs installation for waste homogenisation			124000	1.0
Operational costs additional installations for flue-gas treatment and incineration (incl. by-pass)	1204000	9.8	1492000	12.4
Operational costs - flue-gas treatment	1569000	12.7	1731000	14.3
Operational costs - incineration	3657000	29.7	4030000	33.4
Assurances	223000	1.8	223000	1.8
Costs for publication for sensitisation of the public and for education of workers	248000	2.0	372000	3.1
Maintenance of electricity generator	1980	0.02	1980	0.02
Labour costs (SIDOR)	118000	1.0	128000	1.1
Social security contribution of the employer	26000	0.2	28000	0.2
Office costs	15000	0.1	15000	0.1
Administration costs	20000	0.2	22000	0.2
Buying of electricity	9900	0.1	9900	0.1
Guard	112000	0.9	112000	0.9
Emission control (periodic measuring)	248000	2.0	248000	2.1

Table 10.7: Extract from the budget Of SIDOR for the years 1998 and 1999 [43, Eunomia, 2001]

Key factors explaining the costs of waste incineration at present are:

- additional technical equipment of the plant
- the credits for electricity
- treatment of residues
- amount of waste to be incinerated.

Key factors expected to influence future costs:

- see key factors at present.

The Netherlands

The Netherlands has, for some time, had some of the tightest sets of regulatory standards for incinerators in Europe. Incinerator gate fees in 1996 were approx. EUR 110. More recent figures from OVAM suggest that gate fees varied from EUR 85 – 161 in 2003. There are high levels of re-cycling of the ash residues produced at Dutch plants. Only flue-gas cleaning residues are not routinely recycled.

Waste treatment technology	Specific capital investment (EUR/t annual capacity)	Treatment costs (2) (EUR/t treated)
Incineration	450 – 550 (1)	approx. 100
(1) 40 % is due to cleaning of flue-gas (2) Depreciation plus operation and maintenance (O and M) costs		
Source: F. M. L. J. Oorthuys and A. J. F. Brinkmann (1999) Benefits of Separation of Municipal Solid Waste, EXPOAMBIENTE '99, 10 – 14 November 1999, Lisbon, Portugal.		

Table 10.8: Capital investment and treatment costs for MSWI in NL [43, Eunomia, 2001]

A recent study used some assumptions (including a 15 % efficiency gain) to derive figures for the Netherlands of EUR 77 per tonne for a new 648 kt/yr facility, with sensitivity analysis suggesting a range between EUR 63 – 94 (for the same plant). The revenue from energy sales was assumed to be EUR 36 per tonne, equivalent to approximately EUR 0.05 per kWh. No information was given concerning the costs of ash treatment and disposal, although it is known that bottom ash is largely recycled in the Netherlands.

[74, TWGComments, 2004] Market prices for electricity are approx. 0.0271 EURO/kWh with a potential benefit for the renewable part (50 %) of 0.029 EURO/kWh. (Overall 0.042 EURO/kWh). The revenues are approx. 15 - 20 EURO/tonne. Costs for bottom ash recovery are approx. 9 EURO/tonne bottom ash.

Portugal

European Investment Bank loans of EUR 45.4 million and EUR 42 million were awarded for incineration plants in Oporto (LIPOR) in 1999, and Lisbon (Valorsul) in 1998, respectively. A recent paper seeking to model disposal costs in the EU suggested figures of EUR 46 – 76/tonne, similar to those quoted for Spain below.

Spain

The reported gate fees for incineration of MSW were reported at EUR 18 – 51 per tonne. Figures from Catalonia are EUR 28.5 per tonne though this takes into account only operating costs, and excludes depreciation on civil works, equipment and investment. The Ministry for the Environment estimates costs at EUR 52 – 73 per tonne.

Incineration benefits from a special subsidy for the electricity that has been produced. The effect of this is to reduce the above quoted costs to EUR 34 – 56 per tonne.

Sweden

Sweden has 23 incinerators, 6 of which are larger ones (capacity of 200000 per year or more), the rest average a capacity of 40000 tonnes/yr. There are plans for almost as many more, as present and future changes is waste regulations improve the competitiveness of incineration (e.g. landfill tax, bans on landfilling of combustible waste and kitchen waste).

There are three incinerators with the capability of producing electricity in Sweden, but generally it is considered that the price of electricity has to increase in order to render this profitable. Almost all incinerators produce heat for district heating.

The incinerators in Sweden are mainly grate incinerators, the rest are fluidised bed incinerators. Some general size-cost relations are presented below for examples of Swedish incinerators producing electricity and heating:

	Heating	Power/heating	Heating	Power/heating
Capacity, tonnes/yr	40000	40000	300000	300000
Effect, MW	15	15	114	114
Investment EUR	13336000	24248000	52490000	95437000
Annuity, 7 %, 15 years lifetime	1464000	2662000	5763000	10478000
Operators	16	21	33	43
Staff costs EUR	640000	840000	1320000	1720000
Limestone and chemicals EUR	100000	100000	750000	750000
Operating and maintenance (2 % of investment) EUR	333000	606000	1312000	2386000
Landfilling of bottom ash (incl. tax, EUR 40/tonne) EUR	320000	320000	2400000	2400000
Revenues:				
Electricity (EUR 0.03/kWh) EUR	0	2818000	0	5770000
Heat (EUR 0.02/kWh) EUR	1835000	1360000	13760000	10198000
Gate fees (EUR 23/tonne)	920000	920000	6900000	6900000
Total costs/tonne	**71.4**	**113.2**	**38.5**	**59.1**
Total revenues/tonne	**68.9**	**127.4**	**68.9**	**76.2**
Net revenue/tonne	**-2.6**	**14.2**	**30.4**	**17.1**

Table 10.9: Cost breakdown for various incinerators in Sweden [43, Eunomia, 2001]

Assumptions made in the calculations in Table 10.9:
There are 7100 running hours/yr, the heating plant produces heat at 85 % efficiency, the heating and power plant produces heat at 63 % efficiency and electricity 22 % efficiency. The costs and revenues for heat, electricity, gate fees, and landfilling are uncertain. The actual investment costs naturally vary depending on site, state of the market, etc.

Bottom ash is not recycled and therefore has to be landfilled in Sweden, thus entailing a cost rather than generating a revenue.

United Kingdom

The majority of thermal treatment operations in the UK are mass burn incinerators. Some of these were designed to be combined heat and power plants but in practice, heat supply has been limited. This section therefore concentrates on mass burn facilities generating electricity only. There are fluidised bed plants as well as standard grate incinerators in operation. In addition, gasification and pyrolysis plants are being developed, whilst two facilities manufacture RDF for off-site use.

Contract prices for incineration plant show considerable variation. So do estimates of costs reported in the literature. For example:

1. a 1995 study looked at plant of 100 kt/yr, 200 kt/yr and 400 kt/yr, respectively. Again, all ash residues (350 kg per tonne waste) were assumed to be disposed of to landfill at GBP 10 per tonne. Ferrous metal sales were assumed to be 120000 per year, equivalent to GBP 20 per tonne for ferrous metal at 6 kg recovery per tonne of input. Using a discount rate of 10 %, and with gate fees calculated for both, a plant supplying electricity only (450 kWh/tonne), and a plant supplying combined heat and power, the results are shown in Table 10.10:

	Gate fee required to cover costs (EUR/tonne)					
	100 kt/yr		200 kt/yr		400 kt/yr	
	Elect.	CHP	Elect.	CHP	Elect.	CHP
Pool price (EUR 0.04/kWh)	75.2	83.2	57.6	64	44.8	49.6
(EUR 0.064/kWh for 15 yr.)	65.6	75.2	48	56	36.8	41.6

Table 10.10: UK gate fees for different incinerator capacities and energy outputs [43, Eunomia, 2001]

2. another study assessed costs for plant of different sizes (110 kt/yr, 225 kt/yr, 400 kt/yr and 600 kt/yr) assuming that bottom ash (30 % input) and fly ash (4 % of input) would both be disposed of at GBP 10 per tonne, electricity (600 kWh/tonne) sold at EUR 0.048/kWh, ferrous metal sold at EUR 32 per tonne (6 kg recovered per tonne input waste), and 19 % of waste eligible for packaging recovery credit sales at EUR 24 per tonne. With a cost of capital of 15 %, gate fees to generate the required rate of return were calculated at EUR 91.2 (110 kt/yr), EUR 65.4 (225 kt/yr) and EUR 50.7 (400 kt/yr) and EUR 42.2 (600 kt/yr).

In all cases, the capital expenditures (which drive the cost side of the equation) vary significantly. What is included, and the manner in which this is accounted for varies across the studies.

An attempt to provide a more detailed breakdown was designed to illustrate sensitivities to key variables and is given below. It is reported that relative to earlier studies:

- United Kingdom incinerators will have had to improve the performance of flue-gas treatment since the days of earlier studies
- a source of revenue is now available where it was not before. Incinerators are allowed to issue PRNs in respect of the packaging content of waste recovered (which has been estimated, for the purposes of calculating the quantity of packaging recovered, at 19 % of input wastes). However, given the debates over whether this revenue will continue in the longer term, it might not be accounted for in calculations of costs by private contractors (since they may not be able to depend on this revenue over the plant's life)
- the previous regime in respect of renewable energy allowed energy from waste plants to benefit from Non-Fossil Fuel Obligation (NFFO) contracts which offered price support for electricity delivered by the plant. The new Renewables Obligation removes this possibility for incinerators (though it seems possible that pyrolysis and gasification plants will benefit from such support).

Capacity t/yr			**100000**	**200000**	**Unit Costs**	
Utilisation as % capacity			95 %	95 %	100000 t/yr	200000 t/yr
			95000	190000		
CAPITAL EXPENDITURE						
Acquisition			EUR 1120000	EUR 1920000		
Handling, furnace, civil works, gas treatment boiler						
and power generation			EUR 32000000	EUR 46000000		
Planning			EUR 1600000	EUR 2400000		
Project development			EUR 2696000	EUR 3896000		
Total capital expenditure			EUR 56616000	EUR 81816000		
Total capital expenditure excl. vehicles			EUR 51200000	EUR 73600000		
Annualised capital expenditure			EUR 5344149	EUR 7722851	EUR 56.26	EUR 40.64
Annualised capital expenditure excl. vehicles						
OPEX						
Labour			EUR 1120000	EUR 1440000	EUR 11.79	EUR 7.58
Fuel						
Electricity						
Maintenance			EUR 1024000	EUR 1472000	EUR 10.78	EUR 7.74
Other			EUR 640000	EUR 1280000	EUR 6.74	EUR 6.74
Disposal of rejects			0	0	EUR 0.00	EUR 0.00
Bottom Ash	*12.8*	*0.24*	EUR 291840	EUR 583680	EUR 3.07	EUR 3.07
Fly Ash/APC residues	*88*	*0.044*	EUR 367840	EUR 735680	EUR 3.87	EUR 3.87
Total annualised costs			EUR 8527909	EUR 12714371	EUR 92.50	EUR 69.65
REVENUES	Unit Price	Quantity per tonne				
Net energy (kWh)	0.0360	500	- EUR 1710000	- EUR 3420000	- EUR 18.00	- EUR 18.00
Material sales (Fe)	0	0.04	0	0	EUR 0.00	0.00
Packaging recovery revenues	32	0.19	- EUR 433200	- EUR 866400	- EUR 4.56	- EUR 4.56
COSTS NET OF REVENUES			**EUR 6384709**	**EUR 8427971**	**EUR 69.94**	**EUR 47.09**

Table 10.11: Breakdown of estimated United Kingdom incinerator costs
Source [43, Eunomia, 2001]

- in the UK there is some uncertainty as to how implementation of the Landfill Directive will affect the costs of landfilling ash residues. In some countries increasing quantities of bottom ash are recovered for use in construction. It was assumed in earlier studies that fly ash and air pollution control would be disposed of for EUR 35 per tonne (inclusive of EUR 16 landfill tax). However, if they require stabilisation before landfilling this would increase the disposal costs of this residue. Note the breakdown assumes a cost for fly ash disposal of EUR 55 per tonne; and
- it is assumed that although steel is recovered from the plant, its quality is such that it may not attract a positive price.

Key factors explaining current variation in costs:

The gate fee paid by Local Authorities is strongly influenced by whether or not the Local Authority is successful in bidding for PFI (Public Finance Initiative) credits. PFI credits effectively subsidise the capital cost of incineration plants enabling local authorities to purchase them when they might otherwise be unable to do so. The plant in Table 7.12 might see its gate fee (to a Local Authority) halved under this scheme.

Key Factors expected to influence future costs:

The following factors may affect gate fees in future:

- incinerators currently obtain packaging recovery income for 19 % of the material combusted. Removing this option (if the recovery obligation were removed from the Packaging Directive) would increase the gate fee up by around EUR 4.8 (though future prices could make this ”loss” greater of smaller)
- the Landfill Directive requires an end to co-disposal and the pretreatment of landfilled waste. United Kingdom government has yet to decide upon what the requirements for pretreatment will entail for fly ash. A requirement to solidify ash in cement or glass would increase costs by as much as EUR 38 per tonne (since the estimated treatment cost for fly ash disposal would increase by a factor of 5 – 10). Even without this, the potential scarcity of hazardous waste landfills makes it unclear where fly ash can be landfilled.

10.2 Economic overview – some technological aspects of MSWI

This annex presents the supplied data concerning the costs of some MSW incineration facilities. The economic aspects of various types of MSW plants/situations are considered. These are:

- discharge and storage costs at a MSWI
- firing system and boiler selection and sizing at a MSWI
- various configurations of the water steam cycle for energy recovery at a MSWI
- selected options for flue-gas treatment at MSWI
- cost estimations for whole MSWI plants using grate technology
- costs of fluidised bed plants for MSW (including pretreatment costs)
- gasification and pyrolysis systems for MSW.

NOTE: The figures given in this annex 10.2 are to be taken as examples and estimates only. They are provided to give the reader an idea of cost structures and inter-relationships, but MUST NOT be taken as accurate representations. Significant variation in cost is seen from site to site. Other combinations are also possible. [64, TWGComments, 2003]

As already noted, the costs of a waste incineration plant basically depend on the following factors:

- plant design
- size
- local infrastructure
- specific boundary conditions for waste disposal
- possibility for energy utilisation.

The main components are:

- repayment of investment
- maintenance and re-investment costs
- labour costs
- other fixed costs, such as administration and insurance
- operating costs proportional to throughput, such as chemical supply and waste disposal
- revenues from energy production proportional to throughput.

Existing Installations:

The cost of retrofitting systems at existing installations is higher than the costs at new installations. This is related to the higher cost of the technical implementation of these techniques rather than techniques themselves.

The additional factors that can further increase costs at existing installations are:

- additional engineering effort
- additional civil engineering
- cost of destruction and removal of old equipment
- connection cost
- production losses of the existing plant, etc.

These can amount to an additional cost increase of 25 – 50 %. [64, TWGComments, 2003]

Assumptions made in the study:

In the study [3, Austria, 2002] from which this annex is drawn, the thermal output is considered the key parameter for the investment and operating costs, and not the mass throughput. The thermal output determines the size of the boiler and primarily the flue-gas volume and therefore the size of the flue-gas cleaning devices.

For a better understanding of this chapter some parameters were fixed as follows:

- calorific value of the waste: 10 MJ/kg
- ash content of the waste: 30 %
- chlorine concentration in the raw gas before flue-gas cleaning: 1000 mg/Nm³
- SO_2 concentration in the raw gas: 600 mg/Nm³ (Note: a high assumption for MSW, normally nearer 200 mg/Nm³ [64, TWGComments, 2003])
- specific air requirement per tonne waste: 4500 m³
- specific flue-gas volume after flue-gas cleaning: 5500 Nm³/tonne of waste.

To calculate the required induced draught fan power, combustion air with a temperature of 50 °C and a pressure increase of 40 mbar is taken as a basis. The fan efficiency was uniformly assumed to be 70 %.

On the basis of these assumptions, specific costs for particular plant sub-units have been estimated and are given per tonne of combusted waste. As in practise, different boundary conditions for the particular plants apply and each plant represents more or less a prototype, so only a rough estimate can be presented.

The investment costs that are described in this paper are based on order prices of the last five years (predominantly Austrian and German plants, which were constructed under comparable boundary conditions).

10.2.1 Discharge and storage costs for MSWI

In densely populated regions, waste is delivered to the waste incineration plants by refuse collection vehicles. There it is directly dumped into the waste bunker. Therefore, only weighing installations, traffic areas and waste bunkers have to be erected as installations for delivery and storage. The size, and consequently the costs, of these traffic areas and waste bunkers are mainly determined by the plant capacity and the storage volume of the bunker.

Primarily these costs arise from expenses for building above ground level and foundation work. In this case, the investment costs are not directly proportional to the bunker and plant sizes but have to be calculated with the exponent 0.7. For example, doubling the bunker volume will increase costs by a factor: $size^{0.7}$ [3, Austria, 2002]

As to a plant with a yearly waste throughput of about 300000 tonnes, the construction costs for traffic areas and bunkers are about EUR 10 million. For different plant sizes, costs presented in Table 10.12 have been estimated.

Parameter	Throughput		
	100000 t/yr	**200000 t/yr**	**300000 t/yr**
Investment costs (EUR)	about 4.6 M	about 7.5 M	about 10 M
Specific investment costs (EUR/t)	4.74	3.86	3.43
Specific maintenance costs (EUR/t)	0.46	0.38	0.33
Specific costs for delivery with refuse collection vehicles (EUR/t)	**5.2**	**4.24**	**3.77**

Table 10.12: Specific costs for discharge and storage facilities as a function of throughput when waste is delivered by refuse collection vehicles
[3, Austria, 2002]

In less densely populated regions some of the waste may be delivered by train. This then makes the erection of track works and installations for discharge, such as container crane systems and dump devices, necessary. Investment cost for a complete crane system is about EUR 3.5 million (for 300000 t/yr). Crane systems for smaller plants are not much cheaper, since their costs depend on the standardised dimensions of the containers. However, costs for tracks will decrease with decreasing plant size.

For different plant sizes costs presented in Table 10.13 have been estimated. Yearly maintenance costs uniformly were rated at 3 % of investment costs.

Parameter	Throughput		
	100000 t/yr	**200000 t/yr**	**300000 t/yr**
Investment costs (EUR)	c. 3 million	about 4 M	about 5 M
Specific investment costs (EUR/t)	3.09	2.06	1.72
Specific maintenance costs (EUR/t)	0.90	0.60	0.50
Specific costs of train discharge (EUR/t)	**3.99**	**2.66**	**2.22**

Table 10.13: Specific costs for discharge and storage facilities as a function of throughput when waste is delivered by train
[3, Austria, 2002]

If one part of the waste is delivered by train and the other part is delivered by refuse collection vehicles, overall costs have to be added

10.2.2 Firing system and boiler costs for MSWI

The firing system and the boiler comprises the following components:

- installation for feeding and dosing of waste
- supply of combustion air
- combustion grate with combustion chamber
- transport and storage installations for ash and slag
- flue-gas ducts until feed-water preheater
- waste heat boiler including feed-water supply and fresh steam delivery.

Cost determining factors for the firing system and the boiler are:

- the type of the grate system
- the desired boiler efficiency and
- the design of the waste heat boiler.

If water-cooled grates are installed and the flue-gas temperature after the waste heat boiler is 160 °C (which increases boiler efficiency to 90 %) and if high steam parameters are applied, the average investment costs can be up to 20 % higher.

For a line with a yearly throughput of about 150000 tonnes, investment costs for the firing system and the boiler without costs for construction and for electronic, monitoring, regulation and control equipment are about EUR 16 million. Costs for heating surfaces are proportional to the size of the plant, whereas costs for other equipment depend on the plant size, so that on average investment costs will depend on size by a factor of about size$^{0.8}$.[3, Austria, 2002]

Thus for different plant sizes specific costs shown in Table 10.14 below have been estimated. Costs are generally independent of the number of combustion lines.

Parameter	Throughput		
	75000 t/yr	**100000 t/yr**	**150000 t/yr**
Investment costs (EUR)	c. 9.2 million	c. 11.6 million	c. 16 million
Specific investment costs (EUR/yr)	12.63	11.94	10.98
Yearly maintenance costs in per cent of investment costs (%/yr)	4.00	4.00	4.00
Specific maintenance costs (EUR/yr)	4.90	4.60	4.30
Average overall consumption of electricity (normal operation) (kWh/t)	27	27	27
Costs of electricity (EUR/t)	0.67	0.67	0.67
Accumulating bottom ash and boiler ash (kg/t)	271.50	271.50	271.50
Disposal costs of bottom ash and boiler ash (EUR/t)	19.16	19.16	19.16
Specific costs for firing and boiler (EUR/t)	**37.37**	**36.42**	**35.08**

Table 10.14: Specific costs for a grate firing system and the boiler of waste incineration plants as a function of throughput
[43, Eunomia, 2001] [3, Austria, 2002]

Operating costs for the firing system that are directly proportional to the waste throughput arise from:

- energy consumption for air and flue-gas conveying and for feed-water supply
- disposal/recycling costs for bottom ash.

The specific energy consumption for the firing system and the boiler is about 27 kWh/t at a steam pressure of about 50 bar. If the steam pressure is increased to 75 bar the energy demand will rise by about 4 kWh/t.

As to the disposal costs for bottom ash it was assumed that both can be disposed of on a landfill for residual waste. If boiler ash could not, and was disposed of underground, disposal costs would rise by about EUR 2/t.

About 3.2 tonnes of steam per tonne waste are produced in general. Proceeds from steam production are outlined in Section 10.2.3 on the water-steam cycle.

10.2.3 Water-steam cycle costs for MSWI

The water-steam cycle of a waste incineration plant comprises the following components: water treatment plant, condensate system, turbine with cooling system and heat decoupling system.

Different systems are installed in waste incineration plants. At some plants the major part of the energy is fed into the district heating network and electricity is only produced to cover their own needs. At other plants, emphasis is placed on the production of electricity. The kind of plant and the possibilities for energy delivery primarily determine the proceeds from energy production. Therefore this cost overview is presented in such a way that energy proceeds can be totally attributed to the water-steam cycle. Therefore, five technical systems have been distinguished. The energy yield attained in practise depends on a great number of parameters such as boiler design, heat-exchanger surfaces, utilisation of low pressure steam for feed-water and air preheating and turbine design.

In the following section a comparison of different systems shall be made under standardised boundary conditions.

The main cost factors of the water-steam cycle are described on the basis of the following assumptions:

- yearly operating hours: 7500 h
- in every case a boiler efficiency of about 80 % is assumed so that an energy output of 2.2 MWh per tonne waste results (calorific value of the waste: 10 MJ/kg). This value can vary by plus/minus 10 % depending on the plant
- the investment costs were derived from that of comparable plants. Depending on the actual boundary conditions, significant deviations may occur
- the specific investment costs were calculated on the basis of a rate of interest of 6 % over a duration of 15 years. This period was chosen as the probability for re-investment costs are high after 15 years operation
- yearly maintenance costs uniformly were rated at 3 % of investment costs
- heat and electricity delivery were adjusted to the steam parameters. Depending on the type of turbine and the type and operation of the water-steam cycle deviations may occur
- the use of assumed steam pressures of 50 Bar and 80 Bar is higher than the 40 Bar standard commonly used at many MSWI plants, to avoid corrosion without requiring special measures
- proceeds from delivered energy mainly depend on the kind of energy and the particular energy demand. For feeding electricity into the grid, normally a price of c. EUR 25 per MWh (selling price) is paid. For feeding heat into the district heating system, c EUR 6 per MWh is paid. If the plant is situated at a site where a demand for electricity and heat exists, the income can be about EUR 45 per MWh (purchase price) for electricity and about EUR 10 per MWh for heat. Consequently for the options EUR 1 - 25 per MWh for electricity and EUR 6 per MWh for heat delivery were taken as relevant values. In comparison, EUR 45 per MWh for electricity and EUR 10 per MWh for heat delivery are paid for options 6, 7 and 8. Option 6 technically corresponds to option 2, option 7 technically corresponds to option 4 and option 8 technically corresponds to option 5.

Option 1: Pure heat decoupling:

If only heat is produced, the investment costs comprise expenses for water, condensate treatment and for heat transformation. If no other infrastructure exists, cooling systems for emergency situations have to be installed.

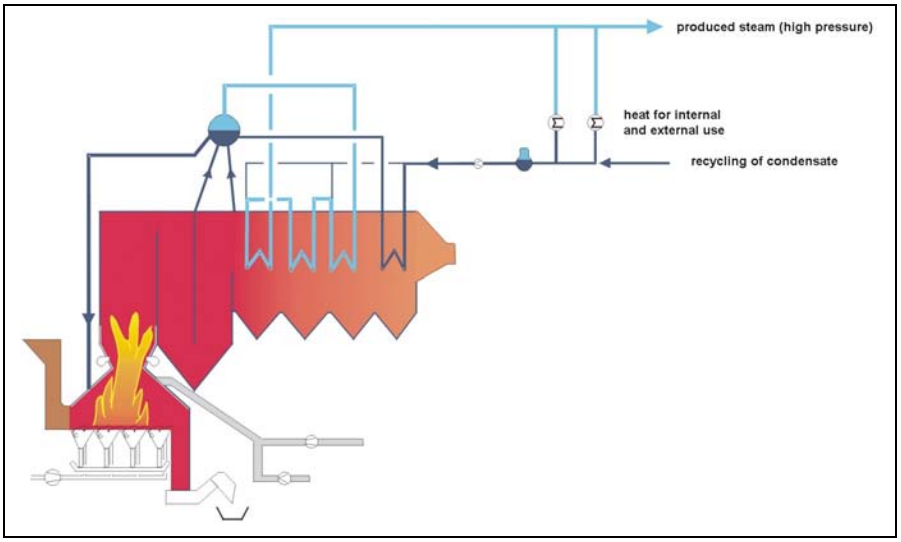

Figure 10.1: Water-steam cycle, option 1
[3, Austria, 2002]

Parameter	Throughput		
	100000 t/yr	**200000 t/yr**	**300000 t/yr**
Investment costs (EUR)	c. 3 million	c. 4.5 million	c. 6 million
Specific investment costs (EUR/t)	3.09	2.32	2.06
Specific maintenance costs (EUR/t)	0.90	0.68	0.60
Heat delivery (MWh t^{-1})	2.2	2.2	2.2
Specific proceeds from heat production (EUR/t)	13.2	13.2	13.2
Rated proceeds from water-steam cycle (EUR/t)	**9.21**	**10.21**	**10.54**

Table 10.15: Specific costs of a water-steam cycle with pure heat decoupling and feeding into district heating systems as a function of waste throughput
Source [3, Austria, 2002]

Option 2: Steam extraction turbine applying steam parameters of 50 bar and 400 °C:

In this case investment costs comprise costs for water and condensate treatment, for heat decoupling, and for the turbine and cooling systems. If no other infrastructure exists re-cooling systems for emergency situations also need to be installed (Figure 10.2).

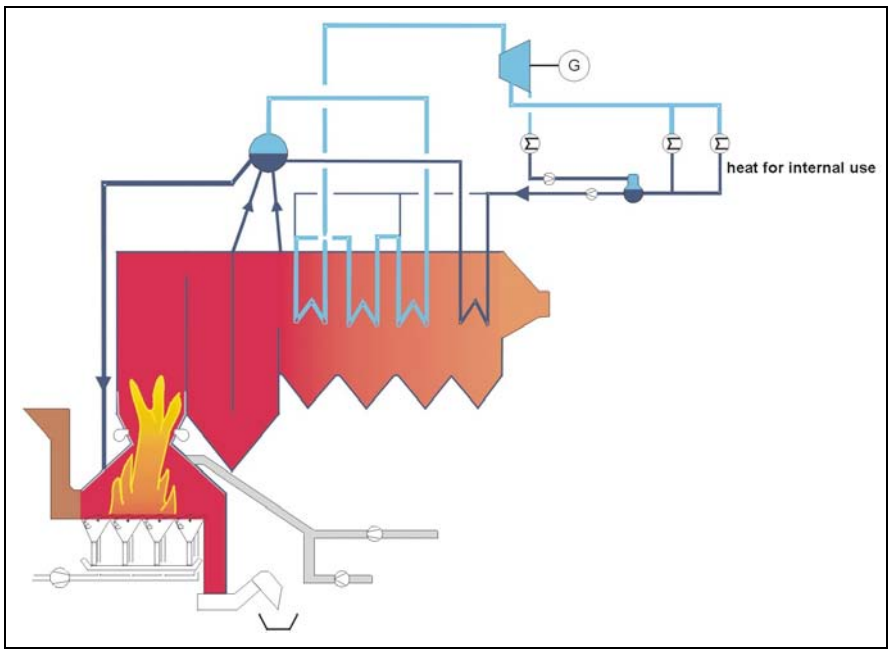

Figure 10.2: Water-steam cycle, option 2 and 6
[3, Austria, 2002]

Parameter	Throughput		
	100000 t/yr	**200000 t/yr**	**300000 t/yr**
Investment costs (EUR)	c. 8 million	c. 12 million	c. 16 million
Specific investment costs (EUR/t)	8.24	6.18	5.49
Specific maintenance costs (EUR/t)	2.40	1.80	1.60
Heat delivery (MWh t^{-1})	0	0	0
Specific proceeds from heat production (EUR/t)	0	0	0
Electricity delivery (MWh t^{-1})	0.44	0.44	0.44
Specific proceeds from electricity production (EUR/t)	11	11	11
Rated proceeds from water-steam cycle (EUR/t)	**0.36**	**3.02**	**3.91**

Table 10.16: Specific costs of a water-steam cycle comprising a steam extraction turbine as a function of waste throughput
[3, Austria, 2002]

Option 3: Steam extraction turbine combined with steam introduction into an adjacent thermal power plant:

In addition to the investment costs given in option 2, the costs for retrofit measures in the power plant, minus the existent infrastructure, have to be considered (Figure 10.3).

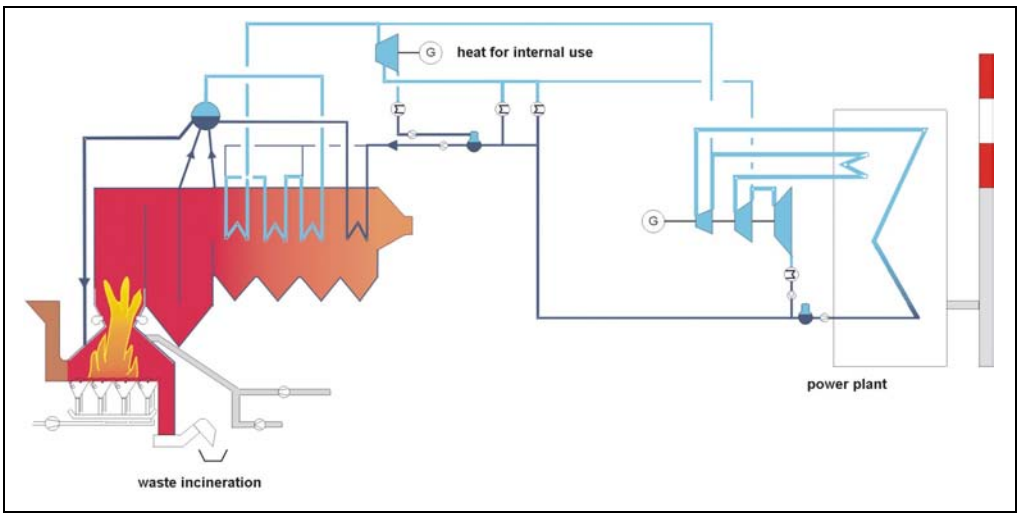

Figure 10.3: Water-steam cycle, option 3
[3, Austria, 2002]

Parameter	Throughput		
	100000 t/yr	**200000 t/yr**	**300000 t/yr**
Investment costs (EUR)	c. 8.5 million	c. 12.5 million	c. 15 million
Specific investment costs (EUR/t)	8.75	6.44	5.15
Specific maintenance costs (EUR/t)	2.55	1.88	1.50
Heat delivery (MWh t^{-1})	0	0	0
Specific proceeds from heat production (EUR/t)	0	0	0
Electricity delivery (MWh t^{-1})	0.66	0.66	0.66
Specific proceeds from electricity production (EUR/t)	16.5	16.5	16.5
Rated proceeds from water-steam cycle (EUR/t)	**5.20**	**8.19**	**9.85**

Table 10.17: Specific costs of a water-steam cycle comprising a steam extraction turbine in combination with the steam system of an adjacent power plant as a function of waste throughput
[3, Austria, 2002]

Option 4: Cogeneration (CHP) applying steam parameters of 50 bar and 400 °C:

In addition to the investment costs given in option 2 the costs for a heat decoupling system needs to be considered (Figure 10.4).

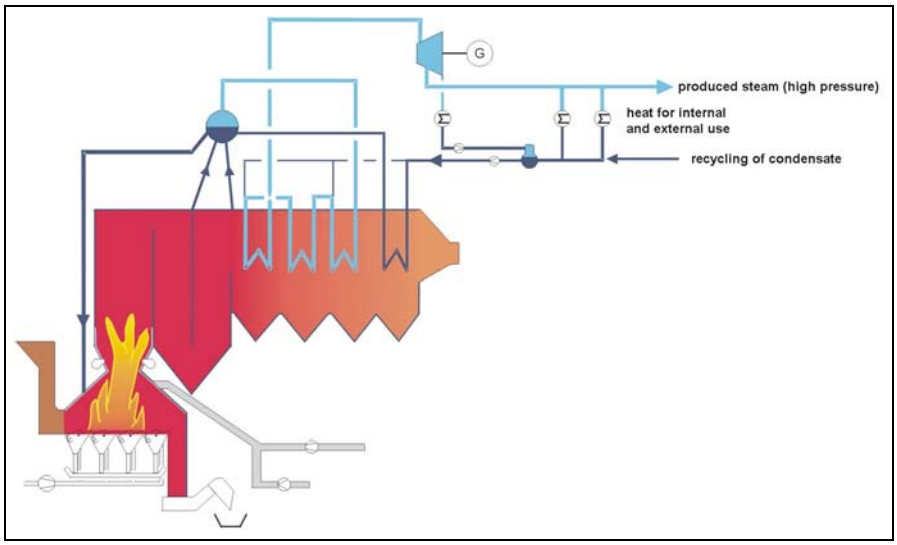

Figure 10.4: Water-steam cycle, options 4, 5, 7 and 8
[3, Austria, 2002]

Parameter	Throughput		
	100000 t/yr	200000 t/yr	300000 t/yr
Investment costs (EUR)	c. 9 million	c. 14 million	c. 18 million
Specific investment costs (EUR/t)	9.27	7.21	6.18
Specific maintenance costs (EUR/t)	2.70	2.10	1.80
Heat delivery (MWh t^{-1})	1.98	1.98	1.98
Specific proceeds from heat production (EUR/t)	11.88	11.88	11.88
Electricity delivery (MWh t^{-1})	0.22	0.22	0.22
Specific proceeds from electricity production (EUR/t)	5.50	5.50	5.50
Rated proceeds from water-steam cycle (EUR/t)	**5.41**	**8.07**	**9.40**

Table 10.18: Specific costs of a water-steam cycle comprising cogeneration (CHP) and low steam parameters as a function of waste throughput
Source [3, Austria, 2002]

Option 5: Cogeneration (CHP) applying steam parameters of 80 bar and 500 °C:

In addition to the investment costs given in option 2, the cost increases for raised steam parameters and costs for the installations for heat decoupling have to be considered.

Parameter	Throughput		
	100000 t/yr	200000 t/yr	300000 t/yr
Investment costs (EUR)	c. 10 million	c. 15.5 million	c. 20 million
Specific investment costs (EUR/t)	10.30	7.98	6.86
Specific maintenance costs (EUR/t)	3.00	2.33	2.00
Heat delivery (MWh t^{-1})	1.87	1.87	1.87
Specific proceeds from heat production (EUR/t)	11.22	11.22	11.22
Electricity delivery (MWh t^{-1})	0.33	0.33	0.33
Specific proceeds from electricity production (EUR/t)	8.25	8.25	8.25
Rated proceeds from water-steam cycle (EUR/t)	**6.17**	**9.17**	**10.61**

Table 10.19: Specific costs of a water-steam cycle comprising cogeneration (CHP) and high steam parameters as a function of waste throughput
[3, Austria, 2002]

Option 6: Steam extraction turbine applying steam parameters of 50 bar and 400 °C:

Contrary to option 2, the waste incineration plant is located at a site where energy can be substituted which would otherwise have to be purchased.

Parameter	Throughput		
	100000 t/yr	200000 t/yr	300000 t/yr
Investment costs (EUR)	c. 8 million	c. 12 million	c. 16 million
Specific investment costs (EUR/t)	8.24	6.18	5.49
Specific maintenance costs (EUR/t)	2.40	1.80	1.60
Heat delivery (MWh t^{-1})	0	0	0
Specific proceeds from heat production (EUR/t)	0	0	0
Electricity delivery (MWh t^{-1})	0.44	0.44	0.44
Specific proceeds from electricity production (EUR/t)	19.8	19.8	19.8
Rated proceeds from water-steam cycle (EUR/t)	**9.16**	**11.82**	**12.71**

Table 10.20: Specific costs of a water-steam cycle comprising a steam extraction turbine (normal steam parameters) as a function of waste throughput when energy can be substituted
[3, Austria, 2002]

Option 7: Cogeneration (CHP) applying steam parameters of 50 bar and 400 °C:

Contrary to option 4, the waste incineration plant is in this case located at a site where energy can be substituted which would otherwise have to be purchased.

Parameter	Throughput		
	100000 t/yr	200000 t/yr	300000 t/yr
Investment costs (EUR)	c. 9 million	c. 14 million	c. 18 million
Specific investment costs (EUR/t)	9.27	7.21	6.18
Specific maintenance costs (EUR/t)	2.70	2.10	1.80
Heat delivery (MWh t^{-1})	1.98	1.98	1.98
Specific proceeds from heat production (EUR/t)	19.80	19.80	19.80
Electricity delivery (MWh t^{-1})	0.22	0.22	0.22
Specific proceeds from electricity production (EUR/t)	9.90	9.90	9.90
Rated proceeds from water-steam cycle (EUR/t)	**17.73**	**20.39**	**21.72**

Table 10.21: Specific costs of a water-steam cycle comprising cogeneration (CHP - normal steam parameters) as a function of waste throughput when energy can be substituted
[3, Austria, 2002]

Option 8: Cogeneration (CHP) applying steam parameters of 80 bar and 500 °C:

Contrary to option 5, the waste incineration plant is in this case located at a site where energy can be substituted which would otherwise have to be purchased.

Parameter	Throughput		
	100000 t/yr	200000 t/yr	300000 t/yr
Investment costs (EUR)	c. 10 million	c.15.5 million	c. 20 million
Specific investment costs (EUR/t)	10.30	7.98	6.86
Specific maintenance costs (EUR/t)	3.00	2.33	2.00
Heat delivery (MWh t^{-1})	1.87	1.87	1.87
Specific proceeds from heat production (EUR/t)	18.70	18.70	18.70
Electricity delivery (MWh t^{-1})	0.33	0.33	0.33
Specific proceeds from electricity production (EUR/t)	14.85	14.85	14.85
Rated proceeds from water-steam cycle (EUR/t)	**20.25**	**23.25**	**24.69**

Table 10.22: Specific costs of a water-steam cycle comprising cogeneration (CHP - high steam parameters) as a function of waste throughput when energy can be substituted
Source [3, Austria, 2002]

Discussion of water-steam cycle options 1 to 8:

Survey of specific proceeds from water-steam

Option	Variation in income in EUR per tonne of waste treated with option and throughput		
	100000 t/yr	200000 t/yr	300000 t/yr
Option 1	9.21	10.21	10.54
Option 2	0.36	3.02	3.91
Option 3	5.20	8.19	9.85
Option 4	5.41	8.07	9.40
Option 5	6.17	9.17	10.61
Option 6	9.16	11.82	12.71
Option 7	17.73	20.39	21.72
Option 8	20.25	23.25	24.69

Table 10.23: Survey of specific income from different options of the water-steam cycle as a function of waste throughput
[3, Austria, 2002]

As shown in Table 10.23, increasing plant size results in higher proceeds from the water-steam cycle. For lower investments (pure heat decoupling - option 1), the dependence on the plant size is only marginal.

On the basis of rated costs, higher investments for a higher rate of electricity production, as is assumed in option 3 and 5 would be economically favourable. However, option 3 can only be realised at a site adjacent to a power plant with an approximately ten times higher thermal output and a yearly operating time of at least 5000 h.

Option 5 is problematic in so far as corrosion problems occur when increased steam parameters are applied. In Table 10.23 a high availability is assumed for all options, although this is not expected in practice in the case of option 5. Here higher revision costs within the boiler system and additional downtime have to be considered. If these facts cause additional expenses of about EUR 2 million per year, specific costs will increase by EUR 7 per tonne in the case of a plant with a waste throughput of 300000 t/yr.

The difference between sites with and without heat, demand at the same cost levels for energy (option 2 and 4) referred to a throughput of 300000 tonnes per year is only about EUR 5.5/t.

Proceeds from electricity production in a power plant and co-generation (CHP) are similar.

A significant increase of proceeds may be achieved by a suitable choice of plant location if produced energy can be used or if an existing energy demand can be covered (option 6 to 8).

10.2.4 Costs for some flue-gas treatment combinations used in MSWI

The economics of the process units that differentiate the following combinations of flue-gas cleaning technologies, are considered in this section. Information is taken from [3, Austria, 2002]:

Combination 1:

- electrostatic precipitator
- two-stage wet scrubbing with and without precipitation
- wet removal of fine dust, and
- catalytic plant (low-dust circuit).

Combination 2:

- fabric filter with dosage of lime and activated coke
- two-stage wet scrubbing with gypsum scrubber and
- downstream catalytic plant (low-dust circuit).

Combination 3:

- electrostatic precipitator
- two-stage wet scrubbing with NaOH scrubber
- fabric filter with dosage of lime and activated coke and
- downstream catalytic plant (low-dust circuit).

Combination 4:

- electrostatic precipitator
- two-stage wet scrubbing with precipitation
- activated coke absorber (cross current)
- downstream catalytic plant (low-dust circuit).

Combination 5:

- electrostatic precipitator
- two-stage wet scrubber
- wet removal of fine dust and
- activated coke absorber (countercurrent).

Combination 6:

- fluidised bed process
- fabric filter
- activated coke filter
- selective catalytic reduction.

10.2.4.1 Dry flue-gas cleaning

For dry flue-gas cleaning it is assumed that the dust concentration in the raw gas is 5 g/Nm³ and that the flue-gas volume is 5500 Nm³/t.

The investment costs for the dedusting device include expenses for the filter itself, as well as for the silos, dust conveyors and dosing devices (if installed).

Operating costs mainly consist of costs for electricity consumption, disposal costs for the separated dust and costs for the adsorption reagents. Costs for the adsorption media also include disposal costs of accumulated waste.

In this assessment dedusting with an electrostatic precipitator is used in combination with a downstream wet electrostatic precipitator or a downstream activated coke plant.

The typical operational temperature range of an electrostatic precipitator is 180 – 230 °C. Specific costs of an electrostatic precipitator as a function of waste throughput are presented in Table 10.24, and the specific costs of wet de-dusting systems are shown in Table 10.25.

Costs for dedusting with ESP

Parameter	Unit	Throughput per line		
		75000 t/yr	100000 t/yr	150000 t/yr
Consumption of electricity				
Specific consumption	kWh/t	12	12	12
Specific costs of energy consumption	EUR/t	0.29	0.29	0.29
Disposal costs				
Specific amount of accumulated waste	kg/t	27.50	27.50	27.50
Specific costs for waste disposal	EUR/t	4.13	4.13	4.13
Maintenance and wear				
Share of investment costs	%	2	2	2
Specific costs of maintenance	EUR/t	0.27	0.24	0.21
Investment costs	EUR	1000000	1200000	1600000
Specific investment costs	EUR/t	1.37	1.24	1.10
Rated specific overall costs	**EUR/t**	**6.06**	**5.89**	**5.73**

Table 10.24: Specific costs for dedusting with an electrostatic precipitator as a function of waste throughput
[3, Austria, 2002]

Costs for a wet dedusting system

Parameter	Unit	Throughput per line		
		75000 t/yr	100000 t/yr	150000 t/yr
Consumption of electricity				
Average overall consumption (normal operation)	kWh/t	6	6	6
Costs of electricity consumption	EUR/t	0.16	0.16	0.16
Disposal costs				
Specific amount of accumulated waste	kg/t			
Specific costs for waste disposal	EUR/t			
Maintenance and wear				
Share of investment costs	%	1.5	1.5	1.5
Specific costs of maintenance	EUR/t	0.30	0.30	0.25
Investment costs	EUR	1500000	2000000	2500000
Specific investment costs	EUR/t	2.06	2.06	1.72
Rated specific overall costs	**EUR/t**	**2.52**	**2.52**	**2.12**

Table 10.25: Specific costs for wet dedusting as a function of waste throughput
[3, Austria, 2002]

It has been shown that a dry flue-gas cleaning system with dosage of activated coke is the most cost-effective solution for pre-separation of mercury, PCDD/F and for dedusting. Another advantage of this process is that a large proportion of the heavy metals and dioxins and furans are already removed before the flue-gas enters the wet scrubbing system. For that reason the pollutant concentration in the accumulated gypsum is low.

Dry flue-gas cleaning with fabric filter

Parameter	Units	Throughput		
		75000 t/yr	100000 t/yr	150000 t/yr
Consumption of electricity				
Specific consumption	kWh/t	9	9	9
Specific costs of energy consumption	EUR/t	0.22	0.22	0.22
CaO-consumption incl. waste disposal				
Specific consumption	kg/t	0.00	0.00	0.00
Stoichiometric factor		3	3	3
Specific costs for adsorption	EUR/t	0.00	0.00	0.00
Activated coke consumption				
Specific consumption	kg/t	1.00	1.00	1.00
Specific costs of activated coke	EUR/t	0.30	0.30	0.30
Disposal costs				
Specific amount of accumulated waste	kg/t	28.50	28.50	28.50
Specific costs for waste disposal	EUR/t	4.28	4.28	4.28
Maintenance and wear				
Share of investment costs	%	1	1	1
Specific costs of maintenance	EUR/t	0.15	0.15	0.13
Specific costs of filter wear	EUR/t	0.78	0.78	0.78
Investment costs	EUR	1150000	1450000	2000000
Specific investment costs	EUR/t	1.58	1.49	1.37
Rated specific overall costs	**EUR/t**	**7.30**	**7.21**	**7.08**

Table 10.26: Specific costs of a dry flue-gas cleaning system with fabric filters as a function of waste throughput
[3, Austria, 2002]

10.2.4.2 Absorption and adsorption plants for the separation of HCl, HF and SO_2

In the study from which this information is drawn [3, Austria, 2002] only wet processes are mainly used for separation of HCl, HF and SO_2. Data for one plant using a dry system for pre-separation is also given.

In cases where wet processes are applied, operating costs are influenced by the type and amount of adsorption media, by the energy consumption and by disposal costs for the waste. The investment costs for flue-gas ducts, scrubbers, droplet separators, heat-exchangers and reactors and for the whole infrastructure for handling of water, waste water, chemicals and residues are also included.

Assumptions made, are that 600 mg/Nm³ SO_2 and 1000 mg/Nm³ HCl have to be separated from the raw gas. Under these conditions specific costs of a NaOH scrubber are about EUR 11/t, costs of scrubbers with precipitation are between 8 and 9 EUR/t and costs of a gypsum scrubber are between EUR 5 and 6/t, respectively.

The combination of a gypsum scrubber with a dry flue-gas cleaning system with activated coke adsorption is slightly more expensive than a dry plant for the separation of HCl, HF and SO_2 only (13.19 vs. 12.78 EUR/t) based on a throughput of 75000 t/yr.

For plants with a waste throughput of about 100000 t/yr per line, costs are approximately the same (EUR 12.69 vs. 12.63/t). For a throughput of about 150000 t/yr per line, lower costs arise for the combination gypsum scrubber plus dry flue-gas cleaning system compared to dry adsorption only (EUR 12.15 vs. 12.44/t).

Some costs of absorption and adsorption plants are given in the tables below:

Dry flue-gas cleaning with adsorption

Parameter	Units	Throughput per line		
		75000 t/yr	100000 t/yr	150000 t/yr
Consumption of electricity				
Specific consumption	kWh/t	13	13	13
Specific costs of energy consumption	EUR/t	0.33	0.33	0.33
CaO-consumption incl. waste disposal				
Specific consumption	kg/t	14.44	14.44	14.44
Stoichiometric factor		1.50	1.50	1.50
Specific costs for adsorption	EUR/t	4.50	4.50	4.50
Activated coke consumption				
Specific consumption	kg/t	1.00	1.00	1.00
Specific costs of activated coke	EUR/t	0.30	0.30	0.30
Disposal costs				
Specific amount of accumulated waste	kg/t	28.50	28.50	28.50
Specific costs for waste disposal	EUR/t	4.28	4.28	4.28
Maintenance and wear				
Share of investment costs	%	1	1	1
Specific costs of maintenance	EUR/t	0.23	0.22	0.20
Specific costs of filter wear	EUR/t	0.78	0.78	0.78
Investment costs	EUR	1725000	2175000	3000000
Specific investment costs	EUR/t	2.37	2.24	2.06
Rated specific overall costs	**EUR/t**	**12.78**	**12.63**	**12.44**

Table 10.27: Specific costs of a dry flue-gas cleaning system with adsorption as a function of waste throughput
[3, Austria, 2002]

Gypsum scrubber

Parameter	Units	Throughput per line		
		75000 t/yr	100000 t/yr	150000 t/yr
Consumption of electricity				
Specific consumption	kWh/t	19	19	19
Specific costs of energy consumption	EUR/t	0.48	0.48	0.48
Reheating				
Temperature increase	°C	30	30	30
Heat demand	kWh/t	0.06	0.06	0.06
Specific costs	EUR/t	0.39	0.39	0.39
$CaCO_3$ consumption				
Specific consumption	kg/t	11.42	11.42	11.42
CaO-consumption				
Specific consumption	kg/t	1.89	1.89	1.89
Costs of neutralising agent	EUR/t	0.47	0.47	0.47
Disposal costs				
Specific amount of accumulated gypsum	kg/t	14.78	14.78	14.78
Specific amount of filter cake	kg/t	1.00	1.00	1.00
Specific costs	EUR/t	0.45	0.45	0.45
Maintenance and wear				
Share of investment costs	%	2	2	2
Specific costs	EUR/t	0.67	0.60	0.53
Investment costs	EUR	2500000	3000000	4000000
Specific investment costs	EUR/t	3.43	3.09	2.75
Rated specific overall costs	**EUR/t**	**5.89**	**5.48**	**5.07**

Table 10.28: Specific costs of a gypsum scrubber as a function of waste throughput
[3, Austria, 2002]

Scrubber with precipitation

Parameter	Units	Throughput		
		75000 t/yr	100000 t/yr	150000 t/yr
Consumption of electricity				
Specific consumption	kWh/t	19	19	19
Specific costs of energy consumption	EUR/t	0.48	0.48	0.48
Reheating				
Temperature increase	°C	30	30	30
Heat demand	kWh/t	0.06	0.06	0.06
Specific costs	EUR/t	0.39	0.39	0.39
NaOH- consumption				
Specific consumption	kg/t	2.75	2.75	2.75
CaO-consumption				
Specific consumption	kg/t	9.87	9.87	9.87
Costs neutralising of agent	EUR/t	2.07	2.07	2.07
Disposal costs				
Specific amount of accumulated gypsum	kg/t	8.87	8.87	8.87
Specific amount of filter cake	kg/t	10.85	10.85	10.85
Specific costs	EUR/t	2.16	2.16	2.16
Maintenance and wear				
Share of investment costs	%	2	2	2
Specific costs	EUR/t	0.67	0.60	0.53
Investment costs	EUR	2500000	3000000	4000000
Specific investment costs	EUR/t	3.43	3.09	2.75
Rated specific overall costs	**EUR/t**	**9.19**	**8.78**	**8.37**

Table 10.29: Specific costs of a scrubber with precipitation as a function of waste throughput Source [3, Austria, 2002]

10.2.4.3 NaOH scrubber

Parameter	Units	Throughput per line		
		75000 t/yr	100000 t/yr	150000 t/yr
Consumption of electricity				
Specific consumption	kWh/t	19	19	19
Specific costs of energy consumption	EUR/t	0.48	0.48	0.48
Reheating				
Temperature increase	°C	30	30	30
Heat demand	MWh/t	0.06	0.06	0.06
Specific costs	EUR/t	0.39	0.39	0.39
NaOH- consumption				
Specific consumption	kg/t	6.88	6.88	6.88
CaO-consumption				
Specific consumption	kg/t	4.71	4.71	4.71
Costs for neutralising agent	EUR/t	3.77	3.77	3.77
Disposal costs				
Specific amount of accumulated gypsum	kg/t	0.00	1.00	2.00
Specific amount of filter cake	kg/t	25.64	25.64	25.64
Specific costs	EUR/t	3.85	3.91	3.97
Maintenance and wear				
Share of investment costs	%	1.5	1.5	1.5
Specific costs	EUR/t	0.36	0.33	0.30
Investment costs	EUR	1800000	2200000	3000000
Specific investment costs	EUR/t	2.47	2.27	2.06
Rated specific overall costs	**EUR/t**	**11.31**	**11.14**	**10.96**

Table 10.30: Specific costs of a NaOH scrubber as a function of waste throughput [3, Austria, 2002]

10.2.4.4 Secondary NO_X reduction using SCR or SNCR

[3, Austria, 2002]
In addition to investment costs and costs for SCR commonly include: maintenance, flue-gas reheating, catalyst-exchange, ammonia/urea and electricity. Flue-gas reheating costs are dependent on catalyst operation temperature and the order in which flue-gas treatment techniques are applied i.e. if wet scrubbers are applied downstream of SCR systems, the inlet temperature to the SCR preheater can be lower and hence less reheat required. Application of SCR in high dust areas is rare in waste incineration facilities (for operational reasons) but has the advantage of avoiding reheating.

Included in the investment costs presented here are; the whole flue-gas path with heat transfer system, flue-gas pipe, catalyst box and bypass pipe as well as the whole NH_4OH system consisting of de-tanking equipment, storage, dosing station, evaporation and mixing. The overall costs of catalytic flue-gas cleaning (Table 10.31) are about 3 EUR/t, which is two times higher than the costs for non-catalytic flue-gas cleaning (SNCR see Table 10.32).

SCR is generally used where emission limits are set below 100 mg/Nm³ and gives performance typically in the range of 40 – 70 mg/Nm³. Although emission concentrations below 70 mg/Nm³ are reported in some cases, SNCR emission levels in the range of 120 – 180 mg/Nm³ are more typical.

If the catalyst is also used for dioxin oxidation the catalyst volume and thus the position specific volume/catalyst wear will increase. However, the differences in overall costs are small.

Catalytic flue-gas cleaning (SCR)

Parameter	Units	Throughput per line		
		75000 t/yr	100000 t/yr	150000 t/yr
Consumption of electricity				
Specific consumption	kWh/t	8	8	8
Specific costs of energy consumption	EUR/t	0.20	0.20	0.20
Reheating				
Temperature increase	°C	30	30	30
Heat demand	MWh/t	0.06	0.06	0.06
Specific costs	EUR/t	0.64	0.64	0.64
NH_4OH consumption (as NH_3 solution 25 %)				
Specific consumption	kg/t	2.44	2.44	2.44
Specific costs	EUR/t	0.37	0.37	0.37
Maintenance and wear				
Share of investment costs	%	1	1	1
Specific	EUR/t	0.16	0.15	0.13
Average life cycle	a	10.00	10.00	10.00
Specific costs catalyst wear	EUR/t	0.30	0.30	0.30
Investment costs	EUR	1200000	1500000	2000000
Specific investment costs	EUR/t	1.65	1.54	1.37
Rated specific overall costs	**EUR/t**	**3.32**	**3.20**	**3.02**

Table 10.31: Specific costs of SCR as a function of waste throughput
[3, Austria, 2002]

Note: Several members of the TWG commented that the SCR investment cost presented above were low compared to the current market.

Non-catalytic flue-gas cleaning (SNCR)

Parameter	Units	Throughput per line		
		75000 t/yr	100000 t/yr	150000 t/yr
Consumption of electricity				
Specific consumption	kWh/t	2	2	2
Specific costs of energy consumption	EUR/t	0.04	0.04	0.04
NH_4OH consumption (as NH_3 solution 25 %)				
Specific consumption	kg/h	4.88	4.88	4.88
Specific costs	EUR/t	0.73	0.73	0.73
Maintenance and wear				
Share of investment costs	%	2	2	2
Specific	EUR/t	0.19	0.16	0.13
Investment costs	EUR	700000	800000	1000000
Specific investment costs	EUR/t	0.96	0.82	0.69
Rated specific overall costs	**EUR/t**	**1.92**	**1.76**	**1.59**

Table 10.32: Specific costs of SNCR as a function of waste throughput [3, Austria, 2002]

10.2.4.5 Post treatment flue-gas polishing systems

At some plants, systems for the post treatment of flue-gases are installed after the dedusting and gas absorption or adsorption operations: These are generally a flow injection absorber (Table 10.33) with activated coke and lime or limestone as reagents and fixed bed absorber (Table 10.34) using furnace coke.

In this case, reacted or loaded reagents are reburned in the combustion system. Thus operating costs are primarily the costs for the adsorption media and electricity consumption. Investment costs include flue-gas ducts, heat-exchangers, reactors and filters and the required infrastructure for delivery, storage and dosage of chemicals and for conveying, storage and landfilling of residues.

The costs of an additional flue-gas polishing stages are given below:

Flow injection absorber

Parameter	Units	Throughput per line		
		75000 t/yr	100000 t/yr	150000 t/yr
Consumption of electricity				
Specific consumption	kWh/t	9	9	9
Specific costs of energy consumption	EUR/t	0.22	0.22	0.22
CaO-consumption incl. salt disposal				
Specific consumption	kg/t	4.77	4.77	4.77
Stoichiometric factor		15.00	15.00	15.00
Specific costs for adsorption	EUR/t	1.09	1.09	1.09
Activated coke consumption				
Specific consumption	kg/t	1.00	1.00	1.00
Specific costs of activated coke	EUR/t	0.30	0.30	0.30
Disposal costs				
Specific amount of accumulated waste	kg/t	1.06	1.06	1.06
Specific costs for waste disposal	EUR/t	0.16	0.16	0.16
Maintenance and wear				
Share of investment costs	%	1	1	1
Specific costs of maintenance	EUR/t	0.15	0.15	0.13
Specific costs of filter wear	EUR/t	0.78	0.78	0.78
Investment costs	EUR	1150000	1450000	2000000
Specific investment costs	EUR/t	1.58	1.49	1.37
Rated specific overall costs	**EUR/t**	**4.28**	**4.18**	**4.05**

Table 10.33: Specific costs of a flow injection absorber as a function of waste throughput [3, Austria, 2002]

Activated coke plant

Parameter	Units	Throughput per line		
		75000 t/yr	100000 t/yr	150000 t/yr
Consumption of electricity				
Specific consumption	kWh/t	10	10	10
Specific costs of energy consumption	EUR/t	0.25	0.25	0.25
Activated coke consumption				
Specific consumption	kg/t	2.00	2.00	2.00
Specific costs	EUR/t	0.60	0.60	0.60
Maintenance and wear				
Share of investment costs	%	1	1	1
Specific	EUR/t	0.37	0.36	0.33
Investment costs	EUR	2800000	3600000	5000000
Specific investment costs	EUR/t	3.84	3.71	3.43
Rated specific overall costs	**EUR/t**	**5.07**	**4.92**	**4.62**

Table 10.34: Specific costs of an activated coke plant as a function of waste throughput [3, Austria, 2002]

10.2.5 Cost estimations for some complete MSWI plants

[3, Austria, 2002]
In order to estimate the costs of whole plants, the following assumptions are made:

At a plant with a waste throughput of 100000 t/yr an arrangement based on one line, for 200000 t/yr two lines of 100000 t/yr each and for 300000 t/yr two lines of 150000 t/yr each are assumed.

The investment costs that have been estimated here for the particular plant components, only refer to the systems engineering and hardware costs. Therefore, additional costs relating to construction, electrical and mechanical costs (EMC), and other infrastructure measurements need to be added. The following costs are estimated for these:

- construction costs + 20 % of plant cost
- EMC + 15 % of the plant cost.

Other investment costs such as costs for planning of the plant, and other infrastructure, differ marginally with plant size. Labour costs were calculated for the whole plant and, thus, have not been considered in the estimations for the particular plant components. In the cost calculations only expenses for those personnel that are directly necessary for the plant operation are included. Differences in the distribution and administration systems have been neglected.

The investment costs were calculated statically based on a duration of 15 years and at a rate of interest of 6 %. Furthermore, full load operation of the plant with a yearly operating time of 7500 h was assumed. In the rated costs, some aspects, such as costs for construction interests, leading personnel, administration, advertising, and insurance are not included. Thus costs calculated under these assumptions are at least 30 to 40 % too low and therefore calculated as *rated specific overall costs*. To make cost estimations more realistic, 40 % was added to the rated specific overall costs and the resulting cost were named *estimated specific overall costs*.

Cost estimations for different plants are based on the same simplified assumptions. Thus the relations of different plants correspond to practical experiences.

In the tables below, the following differences between plants are illustrated:

- different plant size
- different energy utilisation on the basis of uniform prices
- different flue-gas cleaning systems.

The assumptions made are described in the titles of Table 10.35 to Table 10.40.

The figure below shows examples of the impact of plant size and the energy utilisation option on the specific waste treatment costs of new MSWI installations:

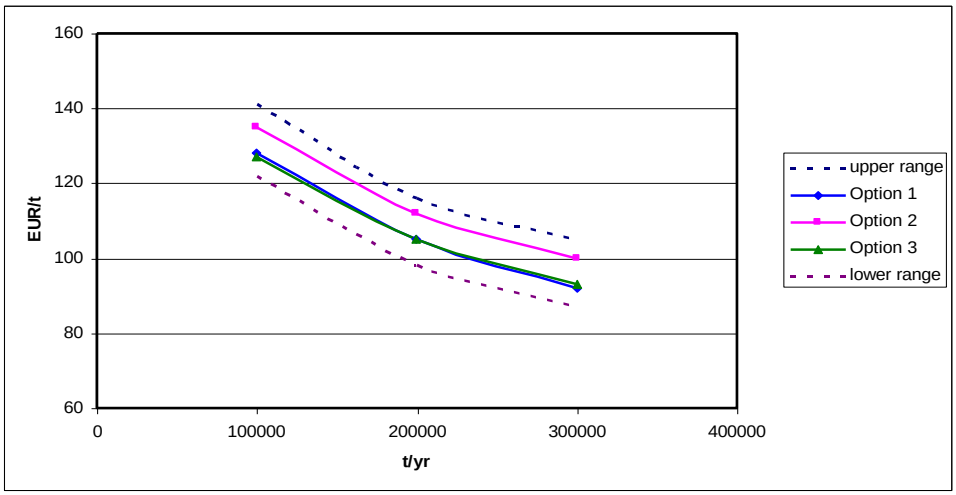

Figure 10.5: The impact of plant size and energy utilisation on the specific waste treatment costs of new MSWI installations
[3, Austria, 2002], [64, TWGComments, 2003]

Plant size has a great influence on the overall costs of a plant. The maximum difference between small and large plants is about EUR 37 per tonne incinerated waste. The means of energy utilisation shifts the costs by about EUR 9 per tonne. Integration of steam in existing power plant (option 1) and cogeneration (option 3) lead to lower overall costs than pure electricity production (option 2).

Figure 10.6 shows the specific waste treatment cost structure for MSWI installations using different flue-gas treatment techniques, but with the same energy utilisation option:

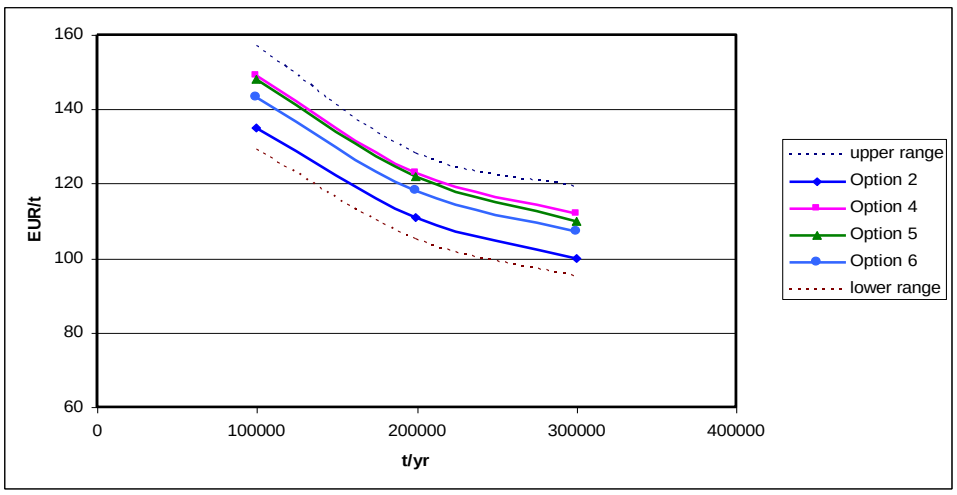

Figure 10.6: The impact of varying FGT systems and plant sizes on the treatment costs of new MSWI installations using the same energy utilisation techniques
[3, Austria, 2002], [64, TWGComments, 2003]

In the options that are shown in Figure 10.6, only electricity is produced from waste incineration. Again it is shown that the overall costs of a plant mainly depend on the size (maximum difference: EUR 37 per tonne), whereas the maximum difference as a function of the flue-gas cleaning system is EUR 13 per tonne.

On the whole, the range of overall costs shown in both figures is between 92 and 148 EUR per tonne of incinerated waste.

For smaller throughput plants (e.g. below 100000 tonnes/yr), because the overall quantity of heat produced is lower, it can be easier to find a heat user. In such cases most of the heat produced by the plant may be sold. This income from heating energy may then reduce the gate fee for received waste to the level where the small scale of the plant actually becomes an economic advantage. For example: where steam sells at a price of 15 - 20 EUR/MWh, and 2 - 2.5 MWh of heat is produced per tonne of waste, this yields steam income in the range of EUR 30 – 50 per tonne waste. [64, TWGComments, 2003]

In rural regions, a plant capacity of 300000 t/yr can corresponds to a waste collection area radius of about 80 – 100 km. For small plants the cost difference between direct delivery with the refuse collection vehicle and delivery with an overall logistic of collection, reloading to train and transport by train is between EUR 10 and 15/t. Thus lower logistic costs at small plants can compensate the higher specific treatment costs only to a small degree.

Parameter	**Units**	**Throughput**		
		100000 t/yr	**200000 t/yr**	**300000 t/yr**
Costs for discharge and storage using refuse collection vehicles	EUR/t	5.20	4.24	3.77
Additional costs for discharge and storage using the train	EUR/t	3.99	2.66	2.22
Firing system and boiler	EUR/t	36.42	36.42	35.08
Water steam cycle (option 3)	EUR/t	5.20	8.19	9.85
Dry flue-gas cleaning	EUR/t	7.21	7.21	7.08
Gypsum scrubber	EUR/t	5.48	5.48	5.07
Catalytic flue-gas cleaning	EUR/t	3.20	3.20	3.02
Investment costs of systems engineering	EUR	33650000	59100000	78000000
Construction	EUR	6730000	11820000	15600000
EMC	EUR	5047500	8865000	11700000
Other investment costs	EUR	6000000	7000000	8000000
Specific costs for construction, EMC + others	EUR/t	18.30	14.25	12.12
Personnel costs	EUR/yr	1700000	1800000	2000000
Specific personnel costs	EUR/t	17.00	9.00	6.67
Rated overall costs	**EUR/t**	**91.60**	**74.27**	**65.16**
Estimated overall costs	**EUR/t**	**128**	**104**	**91**

Table 10.35: Option 1: Costs of a grate firing system incorporating delivery by train, dry, wet and catalytic flue-gas treatment and with the steam cycle connected to that of an adjacent power plant as a function of throughput
[3, Austria, 2002]

Parameter	Units	Throughput		
		100000 t/yr	200000 t/yr	300000 t/yr
Costs for discharge and storage using refuse collection vehicles	EUR/t	5.20	4.24	3.77
Additional costs for discharge and storage using the train	EUR/t	3.99	2.66	2.22
Firing system and boiler	EUR/t	36.42	36.42	35.08
Water steam cycle (option 2)	EUR/t	0.36	3.02	3.91
Dry flue-gas cleaning	EUR/t	7.21	7.21	7.08
Gypsum scrubber	EUR/t	5.48	5.48	5.07
Catalytic flue-gas cleaning	EUR/t	3.20	3.20	3.02
Investment costs of systems engineering	EUR	33150000	58600000	79000000
Construction	EUR	6630000	11720000	15800000
EMC	EUR	4972500	8790000	11850000
Other investment costs	EUR	6000000	7000000	8000000
Specific costs for construction, EMC + others	EUR/t	18.12	14.16	12.24
Personnel costs	EUR/yr	1700000	1800000	2000000
Specific personnel costs	EUR/t	17.00	9.00	6.67
Rated overall costs	**EUR/t**	**96.26**	**79.35**	**71.22**
Estimated overall costs	**EUR/t**	**135**	**111**	**100**

Table 10.36: Option 2: Costs of a grate firing system incorporating delivery by train, dry, wet and catalytic flue-gas treatment with power generation as a function of throughput
[3, Austria, 2002]

Parameter	Units	Throughput		
		100000 t/yr	200000 t/yr	300000 t/yr
Costs for discharge and storage using refuse collection vehicles	EUR/t	5.20	4.24	3.77
Additional costs for discharge and storage using the train	EUR/t	3.99	2.66	2.22
Firing system and boiler	EUR/t	36.42	36.42	35.08
Water steam cycle (option 4)	EUR/t	5.41	8.07	9.40
Dry flue-gas cleaning	EUR/t	7.21	7.21	7.08
Gypsum scrubber	EUR/t	5.48	5.48	5.07
Catalytic flue-gas cleaning	EUR/t	3.20	3.20	3.02
Investment costs of systems engineering	EUR	34150000	60600000	81000000
Construction	EUR	6830000	12120000	16200000
EMC	EUR	5122500	9090000	12150000
Other investment costs	EUR	6000000	7000000	8000000
Specific costs for construction, EMC + others	EUR/t	18.48	14.52	12.48
Personnel costs	EUR/yr	1700000	1800000	2000000
Specific personnel costs	EUR/t	17.00	9.00	6.67
Rated overall costs	**EUR/t**	**91.57**	**74.66**	**65.97**
Estimated overall costs	**EUR/t**	**128**	**104**	**92**

Table 10.37: Option 3: Costs of a grate firing system incorporating delivery by train, dry, wet and catalytic flue-gas treatment with cogeneration (CHP) as a function of throughput
[3, Austria, 2002]

Parameter	Units	Throughput		
		100000 t/yr	200000 t/yr	300000 t/yr
Costs for discharge and storage using refuse collection vehicles	EUR/t	5.20	4.24	3.77
Additional costs for discharge and storage using the train	EUR/t	3.99	2.66	2.22
Firing system and boiler	EUR/t	36.42	36.42	35.08
Water steam cycle (option 2)	EUR/t	0.36	3.02	3.91
Electrostatic precipitator	EUR/t	5.89	5.89	5.73
NaOH scrubber	EUR/t	11.14	11.14	10.96
Flow injection absorber	EUR/t	4.18	4.18	4.05
Catalytic flue-gas cleaning	EUR/t	3.20	3.20	3.02
Investment costs systems of engineering	EUR	37250000	59400000	80200000
Construction	EUR	7450000	11800000	16040000
EMC	EUR	5587500	8910000	12030000
Other investment costs	EUR	6000000	7000000	8000000
Specific costs for construction, EMC + others	EUR/t	19.60	14.31	12.38
Personnel costs	EUR/yr	1700000	1800000	2000000
Specific personnel costs	EUR/t	17.00	9.00	6.67
Rated overall costs	**EUR/t**	**106**	**88**	**80**
Estimated overall costs	**EUR/t**	**148**	**123**	**112**

Table 10.38: Option 4: Costs of a grate firing system incorporating delivery by train, electrostatic precipitator, NaOH scrubber, flow injection absorber and catalytic plant with power generation as a function of throughput
[3, Austria, 2002]

Parameter	Units	Throughput		
		100000 t/yr	200000 t/yr	300000 t/yr
Costs for discharge and storage using refuse collection vehicles	EUR/t	5.20	4.24	3.77
Additional costs for discharge and storage using the train	EUR/t	3.99	2.66	2.22
Firing system and boiler	EUR/t	36.42	36.42	35.08
Water steam cycle (option 2)	EUR/t	0.36	3.02	3.91
Electrostatic precipitator	EUR/t	5.89	5.89	5.73
Scrubber with precipitation	EUR/t	8.78	8.78	8.37
Activated coke absorber	EUR/t	4.92	4.92	4.62
Catalytic flue-gas cleaning	EUR/t	3.20	3.20	3.02
Investment costs of systems engineering	EUR	40500000	65300000	88200000
Construction	EUR	8100000	13060000	17640000
EMC	EUR	6075000	9795000	13230000
Other investment costs	EUR	6000000	7000000	8000000
Specific costs for construction, EMC + others	EUR/t	20.77	15.37	13.34
Personnel costs	EUR/yr	1700000	1800000	2000000
Specific personnel costs	EUR/t	17.00	9.00	6.67
Rated overall costs	**EUR/t**	**105.82**	**87.46**	**78.90**
Estimated overall costs	**EUR/t**	**147**	**122**	**110**

Table 10.39: Option 5: Costs of a grate firing system incorporating delivery by train, electrostatic precipitator, precipitation, activated coke absorber and catalytic plant with power generation as a function of throughput
[3, Austria, 2002]

Parameter	Units	Throughput		
		100000 t/yr	200000 t/yr	300000 t/yr
Costs for discharge and storage using refuse collection vehicles	EUR/t	5.20	4.24	3.77
Additional costs for discharge and storage using the train	EUR/t	3.99	2.66	2.22
Firing system and boiler	EUR/t	36.42	36.42	35.08
Water steam cycle (option 2)	EUR/t	0.36	3.02	3.91
Dry adsorption	EUR/t	12.63	12.63	12.44
Activated coke absorber	EUR/t	4.92	4.92	4.62
Catalytic flue-gas cleaning	EUR/t	3.20	3.20	3.02
Investment costs of systems engineering	EUR	38475000	61250000	83000000
Construction	EUR	7695000	12250000	16600000
EMC	EUR	5771000	9187500	12450000
Other investment costs	EUR	6000000	7000000	8000000
Specific costs for construction, EMSR + others	EUR/t	20.04	14.64	12.72
Personnel costs	EUR/yr	1700000	1800000	2000000
Specific personnel costs	EUR/t	17.00	9.00	6.67
Rated overall costs	**EUR/t**	**103.04**	**84.69**	**76.61**
Estimated overall costs	**EUR/t**	**144**	**119**	**107**

Table 10.40: Option 6: Costs of a grate firing system incorporating delivery by train, dry adsorption, activated coke absorber and catalytic plant with power generation as a function of throughput
[3, Austria, 2002]

10.2.6 Costs of fluidised bed combustion for MSW

The feedstock of a fluidised bed (FB) must be crushed or shredded before it can be processed in the FB combustion unit. Big inerts, glass and ferrous/non ferrous materials may also be extracted before feeding the combustion chamber to avoid clogging of air inlets and disruption in the fluidisation. The result is that the material fed to the combustion unit has a lower ash content (approximately 10 % instead of 25 %) than unsorted waste. [64, TWGComments, 2003]

The pretreatment required to prepare unsorted MSW for FBC typically costs EUR 10 to 30. This must be added when considering the overall treatment cost. [64, TWGComments, 2003]

Five FBC units were constructed in France between 1995 and 1997. Two separate technologies are employed: TMC dense fluidised bed (DFB) (Guerville, Doullens and Monthyon) and rotating fluidised bed (RFB) (by ABT/Lurgi in Gien and Sausheim). The following operational comments, some with an impact on costs issues, were noted [64, TWGComments, 2003]:

- availability ranges were low, from 65 % to 80 % for the best lines
- construction and commissioning phases were longer than initially anticipated
- excellent combustion performance was confirmed, unburnt matter content of less than 0.3 % in bottom ash
- energy efficiency is considerably lower than for grate-fired units
- a slight reduction in NO_X and low CO emissions
- other emissions similar to grate firing systems.

Load flexibility, absence of thermal inertia and the capacity to handle wastes with a high net calorific value are reported to be of low real benefit.

Total investment costs for the 5 French units vary between 1.5 and 5.8 million EUR/(t/h). Total operational cost vary between EUR 39 and 136/t MSW treated. [64, TWGComments, 2003]

The calorific value and ash content of the wastes treated in fluidised beds vary widely. The specific costs for combustion strongly depend on these two parameters. In order to obtain comparable figures, in this study the following assumptions were made [3, Austria, 2002] (see Tables 10.41 to 10.43 below):

- ash content of the prepared waste: 10 %
- calorific value of the prepared waste: 15 MJ/kg.

These parameters roughly correspond to those of sorted fractions from waste. For a comparison of the specific costs of combustion of unsorted waste on a grate firing system, plants with the same rated thermal input were investigated.

For fluidised bed combustion, estimations were based on a stationary fluidised bed reactor with a capacity of 70000 t/yr and a circulating fluidised bed with a capacity of 200000 t/yr in one line each using the waste parameters above.

These data correspond to grate firing systems with a capacity of 100000 t/yr and 300000 t/yr (calorific value of waste: 10 MJ/kg). However, in the latter case two combustion lines were assumed. Few plant constructors offer plants with a yearly capacity of 300000 t per line.

Regarding the energy utilisation, option 2 was the basis for both firing systems.

Costs for flue-gas treatment have been assumed to be the same for both systems, and the same emission limit values applied. In reality, for processes observing the same emission limit values, the FGT costs are likely to be lower with FBC than with a grate incinerator processing the same throughput of waste. [64, TWGComments, 2003]

On the basis of the assumptions made in this study and a capacity of 70000 t/yr of pretreated waste (fluidised bed), or 100000 t/yr of untreated waste (grate firing), approximately the same specific treatment costs will arise based on the rated thermal input. Based on the mass throughput incineration costs of fluidised bed combustion systems are noticeably higher than those of a grate firing systems (see Table 10.43). However, for larger plants, with a throughput of 200000 t/yr treated waste (for fluidised bed combustion) or 300000 t/yr untreated waste (for grate firing), specific costs related to the rated thermal input are shown in this study more favourable if fluidised bed combustion is applied. However, if waste first has to be separated into low and high calorific fractions and then subsequently crushed, ground, and separated, the subsequent combustion in a fluidised bed reactor will be less economically favourable in comparison to a grate firing. [64, TWGComments, 2003]

Parameter	**Throughput**	
	70000 t/yr	**200000 t/yr**
Investment costs (EUR)	c. 10 million	c. 23 million
Specific investment costs (EUR/t)	14.71	11.84
Yearly maintenance costs as share of investment costs (%/yr)	3	3
Specific maintenance costs (EUR/t)	4.29	3.45
Average overall consumption of electricity (normal operation) (kW/t)	57	67
Costs of electricity (EUR/t)	1.44	1.67
Amount of bottom ash and boiler ash (kg/t)	100	100
Disposal costs of bottom ash and boiler ash (EUR/t)	6	6
Specific costs of firing and boiler (EUR/t)	**26.43**	**22.96**

Table 10.41: Costs for the firing system and the boiler of waste incineration plants with fluidised bed combustion as a function of throughput (not including waste pretreatment costs) [3, Austria, 2002], [64, TWGComments, 2003]

Costs of a steam cycle: steam extraction turbine applying steam parameters of 50 bar and 400 °C (corresponding to option 2 and a grate firing system):

In addition to the presumptions made in option 2 for grate firing systems the higher calorific value is considered.

Parameter	Throughput	
	70000 t/yr	200000 t/yr
Investment costs (EUR)	c. 8 million	c. 16 million
Specific investment costs (EUR/t)	11.77	8.24
Specific maintenance costs (EUR/t)	3.43	1.40
Delivery of heat (MWh/t)	0	0
Delivery of electricity (MWh/t)	0.66	0.66
Specific proceeds from electricity production (EUR/t)	16.5	16.5
Rated proceeds from water-steam (EUR/t)	**1.30**	**5.86**

Table 10.42: Specific costs of a water-steam cycle comprising a steam extraction turbine (normal steam parameters) as a function of waste throughput
[3, Austria, 2002]

Comparison of costs of grate and fluidised bed systems with the same thermal output:

Parameter	Units	Throughput (t/yr)			
		70000	100000	200000	300000
Grate firing system	EUR/t		36.01		31.18
	EUR/GJ		3.6		3.12
Fluidised bed without waste crushing and grinding	EUR/t	36.52		21.75	
	EUR/GJ	3.77		2.78	
Fluidised bed with waste crushing and grinding [1]	EUR/t	56.52		41.75	
[1] For crushing and grinding of waste an expense of 20 EUR/t was assumed.					

Table 10.43: Specific costs and income of waste treatment, firing, boiler and energy utilisation
Source [3, Austria, 2002]

10.2.7 Gasification and pyrolysis system costs for MSW

This section is based on [43, Eunomia, 2001] and [64, TWGComments, 2003]

Gasification and pyrolysis are not as widely applied for wastes as conventional incineration. Cost data provided may therefore be subject to more variation than that provided for incineration installations.

There is one full-scale gasification plant in Finland, in the city of Lahti, which uses MSW-based recycled fuel. The gasification unit (50 MW) produces gas to be used in a larger, main boiler, which uses coal as main fuel.

The gasifier uses, in addition to selected waste from households, industrial wood based waste such as bark, sawdust, plywood and chipboard. The fraction from households is about 30 - 40 % of input energy.

Fuel receiving, processing (shredding and sieving) and feeding are connected to a gasifier. Energy waste from households is sorted and collected separately, and principally it needs only shredding to be made fuel. The gate fee for separately collected waste from households is zero.

The personnel of the main boiler operate and control the gasification process, so the gasifier does not have significant labour costs of its own. The flue-gas treatment process is in the main boiler, and it has not been included in the gasifier costs. These explain the relatively high profitability of the gasifier as represented in Table 10.44 below.

Investment and operating costs of fuel processing and gasification plant are also shown in Table 10.44 below. The gasification plant is owned and operated by a private sector company, Lahti Energy Ltd.

Capital costs include the profit of the contractor and process provider. VAT is excluded. Operating costs of the gasifier are the prime costs of operator, and do not include profit or VAT. It is important to note that, in the operating costs of fuel processing, including the profit of the contractor (services bought from the private sector), VAT is excluded. This can add significantly to costs.

Key factors expected to influence future costs:

The EU Directive (2000/76/EC) on the incineration of waste will increase the emission monitoring costs and also make the emission limits tighter.

Costs for Gasification plant Capacity 100000 tonnes per year (total of all fuels input to gasifier)	**Cost/ EUR**
Capital costs: Fuel processing and feeding Gasifier unit **Total capital costs**	 4204698 7568456 **11773154**
Operational Cost: Gasifier Fuel processing and feeding Fuel costs (other than waste from households)	 213598 267419 882986
Total operational costs	**1364003**
Total annual costs	**2656632**
Revenues per year: Electricity sales (0.034 EUR/kWh) District heating sales (0.017 EUR/kWh)	 3531946 1765973
Revenues total	**5297919**
Note: Depreciation Period = 15 years at interest rate = 7 %	

Table 10.44: Capital and operating costs of the Lahti RDF gasification plant, Finland [43, Eunomia, 2001],

Current pyrolysis/gasification costs in the UK have been estimated (no projects have been brought into full-scale operation) at approximately EUR 40 – 160 per tonne with most suppliers falling in the range EUR 56 - 88 per tonne. Other evidence suggests the lower end of the range may apply for gasification technologies (i.e., in the order of EUR/40/t).

The only operating plant in Europe (Karlsruhe) has a gate fee of 140 EURO/t at a capacity of 225000 t/yr. But as reported by the operator, the investment cost for this plant has increased by about EUR 40 million due to the modifications necessary. In addition, all figures reported so far, show a yearly throughput of waste of max. 50 % of the design capacity.

Hypothetical calculated costs for a 150000 tonne pyrolysis plant are shown in Table 10.45.

	Costs per tonne for pyrolysis
COSTS	
Capital cost per tonne	EUR 64.99
Operational cost	EUR 58.96
Fixed	EUR 0.00
Variable	EUR 0.00
Overhead	EUR 17.34
Total	EUR 141.30
REVENUES	
Materials	- EUR 3.57
Electricity production	- EUR 4.77
Total	- EUR 8.34
NET COST	EUR 132.96
Quantity RDF (kg/tonne)	0

Table 10.45: Hypothetical cost calculations for a pyrolysis plant in the Flanders Region of Belgium Source [43, Eunomia, 2001]

At the time of writing, the additional technological risk associated with the adoption of gasification and pyrolysis for many wastes, remains significantly greater than that for better proven, incineration type thermal treatments. The additional risks may diminish with proven market experience and evidence of reliability with commonly encountered waste inputs.

10.3 Example installation descriptions

This annexe contains a selection of installation descriptions of entire operational installations. The installations that are included here were chosen because the descriptions provided were accompanied by thorough quantitative data (which also included here), and because together they cover a very wide range of situations, waste types and technologies. They are presented in order to provide examples of the actual overall design and performance levels achieved at those example installations. It is not intended that the examples themselves provide examples of what is BAT or is not BAT - the conclusions of the BREF technical working group on BAT are given in Chapter 5.

10.3.1 Examples of municipal waste incineration

10.3.1.1 Grate incinerator with SCR and steam distribution

196605 tonnes of domestic waste from Vienna City were incinerated in the waste incineration plant Flötzersteig in the year 2000. General data of this plant are presented in Table 10.46.

Waste incineration plant Flötzersteig	
Operator	Fernwärme Vienna GmbH
Start up	1963
Firing technology	Grate firing
Waste throughput	196605.52 t
Average net calorific value	8862 kJ kg^{-1}
Average gross calorific value	9400 kJ kg^{-1}
Theoretical rated thermal input	62 MW
Working hours line 1	8011
Working hours line 2	8066
Working hours line 3	8207

Table 10.46: General data of the waste incineration plant Flötzersteig (reference year: 2000)

A process flow diagram of one of the three incineration lines is shown in Figure 10.7. Each line consists of the following units:

- waste bunker
- firing system: Combined forward and backward moving grate
- waste heat boiler
- flue-gas cleaning devices consisting of: electrostatic precipitator, three-stage wet scrubber, catalytic flue-gas cleaning system for NO_X and dioxin removal
- multistage waste water treatment plant
- steam distribution system.

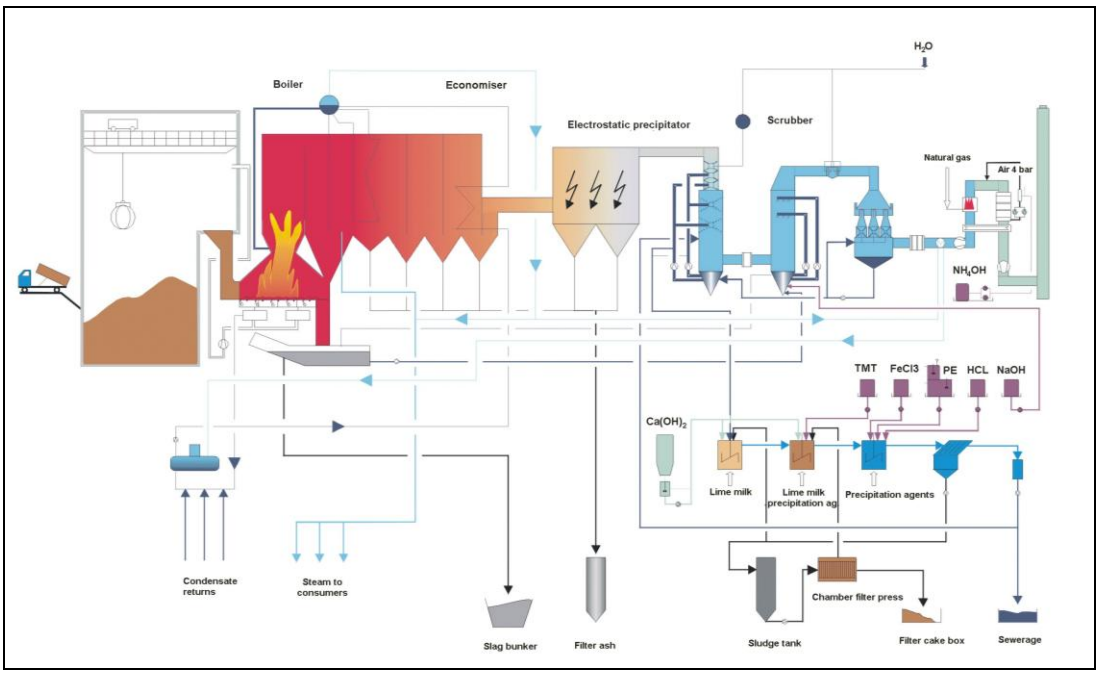

Figure 10.7: Process flow scheme of the waste incineration plant Flötzersteig

Table 10.47 shows an input/output balance of the waste incineration plant Flötzersteig related to one tonne of waste.

Input related to one tonne of waste		Output related to one tonne of waste	
Heat	283.6 kWh	Heat	1980 kWh
Electricity	79.0 kWh	Electricity	-
Natural gas	16.38 m³	Steam (p = 16 bar; T = 270 °C)	2.75 t
Fresh water	825 l	Slag	255.6 kg
Lime	2.46 kg	Metal scrap	-
Sodium hydroxide, 30 %	3.48 kg	Fly ash	15.6 kg
Ammonia, 25 %	1.87 kg	Filter cake (20 – 30 % H_2O)	0.93 kg
Precipitating agents	0.25 kg	Cleaned waste water	312.6 l
Polyelectrolyte	0.003 kg	Cleaned flue-gas (dry)	5100 Nm³
Hydrochloric acid	0.075 kg		

Table 10.47: Input and output flows of the waste incineration plant Flötzersteig (reference year: 2000)

Acceptance, treatment and storage of waste

Domestic waste from Vienna is delivered by 230 refuse collection vehicles. Each vehicle contains 4 – 5 t waste on average. After weighing waste is dumped into the waste bunker that consists of a daily bunker and a bulk storage bunker. The size of the storage bunker is equivalent to the volume of a waste delivery over a period of three days.

Waste introduction and supply with combustion air

The storage bunker as well as three chutes (funnel tubes) are fed with waste grapples from two cranes. Waste is introduced by chutes, pushed onto the combustion grate and combusted with preheated air.

Utilisation of energy

The combustion grate is followed by a steam boiler (evaporator heating surface: 1695 m^2) with superheater (370 m^2) and economiser (220 m^2). The produced superheated steam has a temperature of 270 °C and 16 bar.

Steam pipelines in accessible canals lead to proximate bulk purchasers. Residual heat is fed into the remote district heating network via two converting stations.

Flue-gas cleaning system and emissions to the air

Electrostatic precipitator: Each line is equipped with an electrostatic precipitator with two fields for separation of coarse particles. The dust load is reduced from about 3.000 mg Nm^{-3} to 20 – 40 mg Nm^{-3} and finally reduced to about 2 mg Nm^{-3} by the flue-gas cleaning system before the stack.

Wet flue-gas cleaning: Flue-gas from each line is washed by three scrubbers. In the first scrubber flue-gases are cooled from a temperature of 200 °C to 60 – 70 °C and saturated with steam. In the lower part of the scrubber a water film is created by circular nozzles so that HCl, HF, heavy metals, Hg and part of the residual dust are washed out. The pH of the washing water is held constant by addition of lime milk to a value of 1.5. In the second (pH neutral) scrubber SO_2 is separated by addition of NaOH whereby a mixture of Na_2SO_4 and Na_2SO_3 is produced. A part of the wash-water is routed to the wet slag removal where gypsum is precipitated and removed together with slag. Fine dust is separated in the third treatment step by a venturi scrubber.

Catalytic NO_X *removal and dioxin destruction:* Before entering the catalyst the flue-gas is reheated from 60 to 130 °C by means of steam heat exchangers. Previously after the entrance valve an evaporated aqueous ammonia solution is added to the raw gas. After reaction in the catalyst the flue-gas is cooled by a heat pipe and conducted to the stack via the flue-gas fan. Emission levels that can be achieved by these plants are presented in Table 10.48.

Parameter	Emission (mg Nm^{-3}) [a]			Total mass (kg yr^{-1}) [b,d]	Specific emissions (g t^{-1}) [c,d]
	Min.	Average value	Max.		
Dust *	0.5	2.1	9.1	2105.64	10.71
HCl *	0.1	1.6	8.1	1604.3	8.16
HF		0.14		140.38	0.71
SO_2 *	0.1	10.4	53.6	10427.93	53.04
C_{org} *	0.1	0.7	7.2	701.88	3.57
CO *	1.2	15.2	98.3	15240.82	77.52
NO_X as NO_2 *	0.1	30.5	87.3	30581.91	155.55
Pb		0.044		44.12	0.22
Cr		<0.001		1	0.0051
Zn		0.114		114.31	0.58
Σ Pb + Cr + Zn		<0.159		159.43	0.81
As		<0.001		1	0.0051
Co		<0.001		1	0.0051
Ni		<0.001		1	0.0051
Σ As + Co + Ni		<0.003		3	0.0153
Cd		0.002		2	0.01
Hg		0.036		36.1	0.18
NH_3 *		0.58		581.56	2.96
PCDD+PCDF		0.018 ng Nm^{-3}		18.05 mg yr^{-1}	0.0918 µg t^{-1}

* Continuous measurement
[a] Half hourly average values in mg Nm^{-3}; dioxin emissions are given in ng Nm^{-3} (11 % O_2; dry flue-gas; standard conditions)
[b] In kg yr^{-1}, dioxins in mg yr^{-1}
[c] Emissions related to one tonne used waste in g t^{-1}; dioxin emissions in µg t^{-1}
[d] Total mass and specific emissions are calculated based on average half hourly mean values, using the quantity of dry flue-gas (5100 Nm^3 t^{-1}_{waste}) and the waste quantity (196605 t yr^{-1}).

Table 10.48: Emissions to air from the waste incineration plant Flötzersteig (reference year: 2000)

Waste water treatment and emissions to water

Waste water first passes a neutralisation step where a part of the heavy metals precipitates. The other part is precipitated in the precipitation step which is then followed by a flocculation step. Accumulated sludge is separated in a baffle plate thickener before it is dewatered in a chamber filter press. A partial flow of the cleaned waste water is routed to the clean water tank, the rest is conducted into the sewage.

Following values presented in Table 10.49 can be achieved by this multistage waste water treatment system.

Parameter	Measured value (mg l^{-1})
Temperature	<30 °C
Electric conductance	20 mS
pH	7.6
Undissolved matter	<30
Settleable solids	<10
As	<0.003
Cd	0.001
Chlorides (Cl)	10000
Cyanides	<0.006
Cr	<0.05
Cu	0.11
Fluorides (F)	<0.006
Hg	<0.001
NH_4 (N)	3.16
Nitrate (NO_3)	33
Nitrite (NO_2)	0.14
Ni	<0.05
Pb	<0.01
Sulphate (SO_4)	325
Sulphides	<0.1
Sulphites	<1.0
Zn	0.4
AOX/EOX	1.02/<0.02
BTXE	<0.025
Total HC	0.05
Phenol	<0.01

Table 10.49: Waste water parameters of the waste incineration plant Flötzersteig after the waste water treatment (reference year: 2000)

Waste

Slag: At the end of the grate slag falls into the water filled wet deslagger where it is cooled. Afterwards it is transported to the slag bunker by a plate conveyor. From there slag is loaded onto trucks by using a crane and transported to a landfill.

Fly ash: Fly ash is transported to an intermediate silo using conveying screws. From there it is pneumatically conveyed into two ash silos.

Slag and ash are solidified by addition of water and cement and used for the erection of sidewalls for the landfill Rautenweg in Vienna.

Filter cake from waste water treatment: The filter cake from waste water treatment is filled into “big bags” and disposed of underground.

The composition of above-mentioned waste fractions is shown in Table 10.50. Results of leaching tests are given in Table 10.51.

Parameter	Measured value		
	Slag	Fly ash	Filter cake
Bulk density (kg m^{-3})	800 - 2300	500 - 800	
TOC (%) (air dried basis - ad)	1.5 - 2.5	1.5 - 2.0	
$\Sigma(SO_4+SO_3)$ (%) (ad)	1.5 - 8.0	4.5 - 17.0	
Cl (%) (ad)	0.2 - 0.5	7.5 - 11.5	
F (%) (ad)	0.01 - 0.1	0.1 - 0.3	
CO_3 (%) (ad)	3.0 - 15.0	2.5 - 15.0	
SO_4 (%) (ad)	1.5 - 5.0	4.5 - 12.5	
Total moisture (%) (ad)	15.0 - 40.0	0.1 - 0.5	
Loss on ignition (%) (ad)	1.5 - 4.5	0.5 - 3.0	
Main components (mg kg^{-1}) (dry basis)			
Si	130000 – 220000	65000 - 130000	
Al	40000 - 110000	40000 - 70000	27500
Mg	10000 – 25000	10000 - 25000	29700
Fe	20000 – 40000	10000 - 20000	55100
Ca	120000 – 160000	150000 - 210000	183000
Na	15000 – 30000	30000 - 50000	2250
K	10000 – 25000	45000 - 120000	3040
Heavy metals (mg kg^{-1}) (dry basis)			
Zn	1500 - 5000	12000 - 25000	15000
Pb	1000 - 3500	3000 - 7000	5900
Mn	400 - 1000	400 - 900	388
Cr	200 - 500	400 - 900	238
Cd	5 - 15	200 - 800	451
As	3 - 15	3 - 30	19
Hg	0.3 - 3.0	5 - 40	1590
Ni	50 - 700	100 - 700	313
Organic compounds (µg $kg^{-1)}$			
Total PCDF	0.05 - 0.2	2 - 20	
Total PCDD	0.02 - 0.2	5 - 80	
TEQ	0.001 - 0.008	1.0 - 2.0	
Total PCB	<600	<600	
Total PAH	<50	<50	

Table 10.50: Chemical data of wastes from the waste incineration plant Flötzersteig (reference year: 2000)

Parameter	Concentration (mg kg^{-1}) [a]	
	Slag	Fly ash
Mg	<10	<10
Ca	1300	15000
SO_4	1600	25000
Cl	1500	110000
NH_3 as N	7	3
NO_3 as N	<3	<3
NO_2 as N	5	0.5
DOC	200	20
Fe	<0.5	<0.5
Mn	<0.5	<0.5
Ni	<0.5	<0.5
Cd	<0.01	0.02
Cr	<0.5	<0.5
Cu	2.5	0.5
Pb	60	120
Zn	1.5	5
Hg	<0.01	<0.01
[a] Test details: Increased liquid to solid ratio (10: 1); distilled water (T = 20 °C); no pH control; maximum particle size 10 mm; results in mg per kg dry residue.		

Table 10.51: Leaching tests; waste incineration plant Flötzersteig (reference year: 2000)

10.3.1.2 Grate incinerator with SCR and CHP

In the year 2000 268912 tonnes of waste were combusted in the waste incineration plant Spittelau. General data of the waste incineration plant Spittelau are shown in Table 10.52.

Waste incineration plant Spittelau	
Operator	Fernwärme Vienna GmbH
Start up	1971
Firing technology	Grate firing
Waste throughput	268912.09 t
Average net calorific value	8822 kJ kg^{-1}
Average gross calorific value	9400 kJ kg^{-1}
Theoretical rated thermal input	85 MW
Working hours line 1	7812
Working hours line 2	7882

Table 10.52: General data of the waste incineration plant Spittelau (reference year: 2000)

Plant concept

A process flow diagram of the waste incineration plant Spittelau is shown in Figure 10.8. Each line basically consists of the following units:

- waste bunker
- firing system: Reciprocating grate
- waste heat boiler
- flue-gas cleaning devices consisting of: Electrostatic precipitator, three-stage wet scrubber, catalyst for NO_X removal and dioxin destruction
- multistage waste water treatment plant
- steam turbine, generator and heat decoupling system.

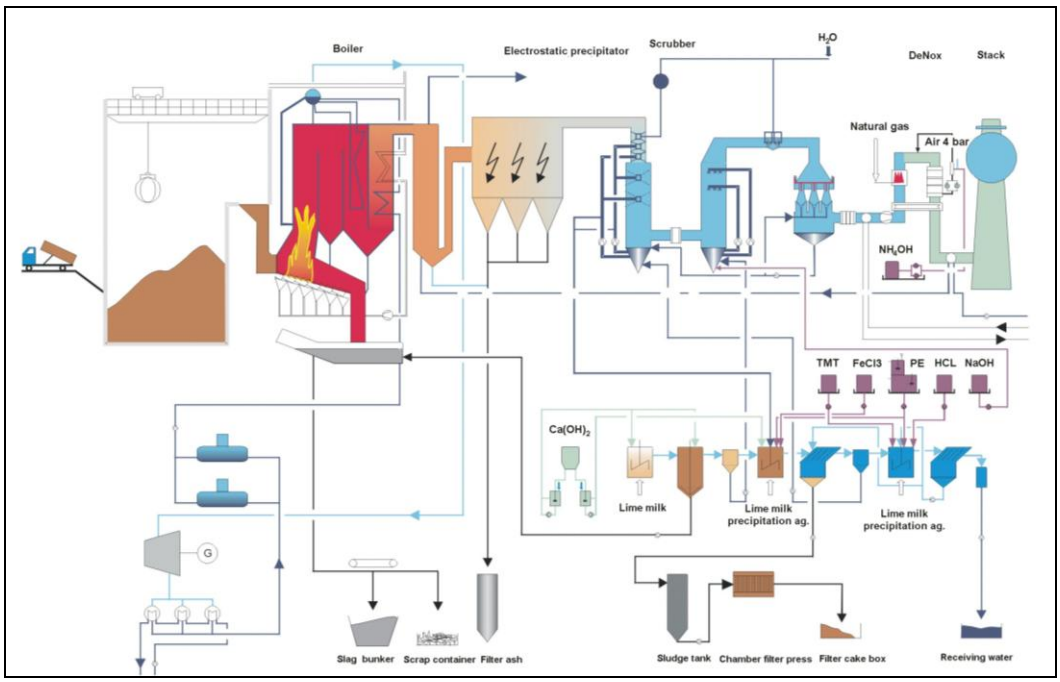

Figure 10.8: Process flow scheme of the waste incineration plant Spittelau

Table 10.53 shows an input-output balance of the waste incineration plant Spittelau related to one tonne of waste.

Input related to 1 t waste		Output related to 1 t waste	
Heat	27.6 kWh	Heat	1857 kWh
Electricity	78.5 kWh	Electricity	150 kWh
Natural gas	20.1 m³	Steam (p= 32 bar; T = 240 °C)	2.6 t
Fresh water	730 l	Slag	207 kg
Lime	2.9 kg	Metal scrap	22 kg
Sodium hydroxide, 30 %	2.25 kg	Fly ash	19 kg
Ammonia, 25 %	2.9 kg	Filter cake (15 – 20 % H_2O)	1 kg
Precipitating agents, 15 %	0.17 kg	Cleaned waste water	415 l
		Cleaned flue-gas (dry)	4.545 Nm³

Table 10.53: Input-output flows of the waste incineration plant Spittelau (reference year: 2000)

Acceptance, treatment and storage of waste

Domestic and similar industrial waste is delivered to the waste incineration plant Spittelau by 250 refuse collection vehicles per day. The vehicles are weighed on two weigh-bridges before waste is dumped into the waste bunker that has a volume of about 7.000 m³.

Waste introduction and supply of combustion air

After mixing in the bunker waste is supplied to both combustion lines by two bridge cranes. Each crane grab has a capacity of 4 m³. Waste is fed onto the grate that is located at the lower end of the combustion chamber through a filling slot using hydraulic locators.

Fresh air needed for combustion is sucked off from the waste bunker. Thus a slight vacuum is produced so that odour and dust emissions through the dumping devices to the ambient air are minimised.

Grate firing system

Up to 16 t waste per hour can be thermally treated on the sloped reciprocating grate with a total surface of 35 m^2. With the heat content of the combustion gases 90 tonnes of saturated steam per hour are produced.

Utilisation of energy

For electricity production steam is expanded in a backpressure turbine from 33 to 4.5 bar. The remaining energy of the steam is transferred to the return water of the remote district heating network in heat exchangers. On an yearly average more than 5 MW electricity for covering of own needs and for feeding into the public electricity network as well as 60 MW of district heat are produced

Flue-gas cleaning system and emissions to the air

Electrostatic precipitator: Hot flue-gas with a temperature of 180 °C leaves the heat exchanger, that follows the waste heat boiler. Then it is dedusted in a three field electrostatic precipitator to a concentration <5 mg Nm^{-3}.

Wet flue-gas cleaning: Dedusted flue-gas enters the quenching zone of the first wet scrubber, where it is cooled to saturation temperature (60 – 65 °C) by injection of fresh water. The first wet scrubber is built as cross flow scrubber working at a pH value of 1. Due to intensive contact between wash-water and flue-gas HCl, HF, dust as well as heavy metals are separated. The second wet scrubber is designed for desulphurization and is operated at a pH of 7. Flue-gas is adiabatically expanded in the downstream electrodynamic venturi scrubber where fine dust particles are separated after charging by an electrode.

Catalytic NO_X removal and dioxin destruction: After reheating by a heat exchanger an evaporated aqueous solution of ammonia is added to the flue-gas. Flue-gas is further reheated to a reaction temperature of 280 °C by means of heat pipes and gas burners. In the catalyst (three layers) nitrogen oxides are converted to nitrogen and dioxins/furans are destroyed.
In a third heat exchanger flue-gases are cooled to 115 °C and discharged to the atmosphere via a 126 m high stack. The concentration of certain pollutants in the flue-gas is presented in Table 10.54.

Parameter	Emission (mg Nm^{-3}) [a]			Specific emissions (g t^{-1}) [c,d]	Total mass (kg yr^{-1}) [b,d]
	Min.	Average value	Max.		
Dust *	0.0	0.8	12.6	3.64	977.76
HCl *	0.0	0.8	8.2	3.64	977.76
HF		<0.02		<0.1	<27.8
SO_2 *	0.0	2.1	16.4	9.54	2566.63
CO *	1.4	26.3	91.2	119.53	32144
NO_X as NO_2 *	0.0	22.9	92.8	104.08	27988.5
C_{org} *	0.0	0.5	19.2	2.27	611.1
Pb		0.012		0.054	14.67
Cr		<0.001		0.045	1.22
Zn		0.032		0.145	39.11
Σ Pb+Cr+Zn		<0.045		0.2	54.99
As		<0.001		0.0045	1.22
Co		<0.001		0.0045	1.22
Ni		<0.002		0.009	2.44
Σ As+Co+Ni		<0.004		0.018	4.88
Cd		0.001		0.0045	1.22
Hg		0.007		0.032	8.56
NH_3		0.7		3.18	855.54
PCDD+PCDF		0.02 ng Nm^{-3}		0.091 mg yr^{-1}	24.4 µg t^{-1}

* Continuous measurement; discontinuous values are arithmetic average values from a TÜV measurement (17.01.2001)
[a] Half hourly average values in mg Nm^{-3}; dioxin emissions in ng Nm^{-3} (11 % O_2; dry flue-gas; standard conditions)
[b] In kg yr^{-1}, dioxins in mg yr^{-1}
[c] Emissions related to one tonne used waste in g t^{-1}, dioxin emissions in µg t^{-1}
[d] Total mass and specific emissions are calculated based on average half hourly mean values, using the quantity of dry flue-gas (5170 Nm^3 t^{-1}_{waste}) and the waste quantity (269375 t yr^{-1}).

Table 10.54: Emissions to air from the waste incineration plant Spittelau (reference year: 2000)

Waste water treatment and emissions to water

Dissolved heavy metals from the first scrubber become insoluble by adding lime milk, precipitating and flocculation agents. Then they are separated by means of a downstream laminar clarifier. After the precipitation and the separation step has been passed repeatedly the hydroxide sludge is dewatered. Gypsum from the discharged water of the second scrubbing step is precipitated by addition of lime milk and then precipitated in the clarification basin. Gypsum sludge is pumped into the wet deslagger. Sodium hydroxide that is recovered is recycled into the second scrubber. The cleaned waste water is directly released into the receiving water.

Values that can be achieved by this multistage waste water treatment plant are shown in Table 10.55.

Parameter	Measured value (mg l^{-1})
Temperature	47.8 °C
Fish toxicity GF	2.0
pH value	7.8
Filterable substances	<20
Settleable solids	<0.3 ml/l
Sight depth	>30.0 cm
Residue on evaporation	1.4 g l^{-1}
Colour	clear
Odour	neutral
Al	0.19
Ag	0.12
Ammonia (N)	3.3
As	<0.002
Ba	0.19
Ca	5056
Cd	<0.001
Co	<0.05
Cr_{total}	<0.05
Cr (VI)	<0.05
Chlorine (free)	<0.05
Chlorine (total) Cl_2	<0.05
Chloride (Cl)	7085
Cyanides (CN)	<0.006
Cu	<0.05
Fe	<0.05
Fluorides (F)	2.2
Hg	<0.001
Mn	<0.05
Nitrate (NO_3)	4.8
Nitrite (NO_2)	0.07
Ni	<0.05
P	<0.05
Pb	<0.01
Sb	0.04
Sn	0.06
Sulphate (SO_4)	1183
Sulphide	<0.1
Sulphite	<1.0
Tl	<0.01
V	<0.05
Zn	<0.06
EOX	<0.02
CSB	<75
BTX	<0.025
Total HC	0.21
Phenol	<0.01
Tensides	<0.02
Non-volatile lipophilic components	<20
TOC	4.3

Table 10.55: Waste water parameters of the waste incineration plant Spittelau after treatment (reference year: 2000)

Waste

Slag: At the end of the combustion grate slag falls into a water filled wet deslagger. From there the cooled slag is transported to the slag bunker by a belt conveyor.

Filter ash: Filter ash is transported to a silo using a mechano-pneumatic conveying system. Slag and filter ash are mixed with water and cement and used as slag/filter ash concrete in the landfill construction.

Ferrous scrap: Ferrous scrap is separated from cooled slag by an magnetic separator and supplied to the steel industry.

Filter cake from waste water treatment: Filter cake is filled into "big bags" and disposed of underground.

The composition of above-mentioned waste fractions is shown in Table 10.56. Results of leaching tests are presented in Table 10.57.

Parameter	Measured value		
	Slag	Fly ash	Filter cake
Bulk density (kg m^{-3})	800 - 1200	500 - 800	
TOC (%) (air dried basis - ad)	1.0 - 2.5	0.8 - 2.5	
$\Sigma(SO_4+SO_3)$ (%) (ad)	1.0 - 11.0	6.0 - 15.0	
Cl (%) (ad)	0.1 - 0.6	5.0 - 11.0	0.5 - 2.5
F (%) (ad)	0.01 - 0.1	0.1 - 1.5	0.5 - 1.5
CO_3 (%) (ad)	1.0 - 15.0	2.5 - 13.5	5.0 - 15.0
SO_4 (%) (ad)	1.0 - 8.0	6.0 - 11.0	15 - 30
Total moisture (%) (ad)	8.0 - 20.0	0.1 - 1.5	
Loss on Ignition (%) (ad)	1.0 - 4.5	0.5 - 3.0	
Main components (mg kg^{-1}) (dry basis)			
Si	140000 – 280000	70000 - 160000	10000 - 70000
Al	30000 – 75000	40000 - 80000	1500 - 20000
Mg	10000 – 23000	70000 - 180000	1500 - 30000
Fe	30000 – 80000	10000 - 20000	10000 - 50000
Ca	120000 – 240000	130000 - 230000	200000 - 400000
Na	10000 – 45000	15000 - 65000	1000 - 10000
K	10000 - 25000	30000 - 75000	500 - 5000
Heavy Metals (mg kg^{-1}) (dry basis)			
Zn	1200 - 5500	7000 - 20000	700 - 4500
Pb	500 – 5500	2500 - 7000	100 - 2000
Mn	300 – 1100	500 - 800	100 - 900
Cr	100 - 500	400 - 700	20 - 100
Cd	2 - 10	50 - 500	5 - 100
As	2 - 15	5 - 30	0.5 - 15
Hg	0.3 – 3.0	5 - 50	100 - 2000
Ni	50 - 400	50 - 200	20 - 160
Organic compounds (µg kg^{-1})			
Total PCDF	0.01 - 0.1	5 - 30	1.0 - 3.0
Total PCDD	0.01 - 0.2	5 - 35	4.0 - 8.0
TEQ	0.001 – 0.006	1.0 - 4.0	0.2 - 1.0
Total PCB	<600	<600	
Total PAH	<100	<100	

Table 10.56: Chemical data of waste fractions from the waste incineration plant Spittelau (reference year: 2000)

Parameter	Concentration (mg kg^{-1}) [a]		
	Slag	Fly ash	Gypsum
Mg	<10	<10	100
Ca	2000	15000	10300
SO_4	100	25000	1900
Cl	2500	100000	4400
NH_3 as N	10	5	
NO_3 as N	<3	<3	13
NO_2 as N	0.5	0.5	0.3
DOC	250	15	14
Fe	0.5	0.5	<0.7
Mn	<0.5	<0.5	<0.7
Ni	<0.5	<0.5	<0.7
Cd	0.01	0.2	0.01
Cr	<0.5	<0.5	<0.7
Cu	5	0.5	<0.7
Pb	20	250	0.18
Zn	1.5	15	<0.7
Hg	<0.01	<0.01	<0.01

[a] Test details: Increased liquid to solid ratio (10: 1); distilled water (T = 20 °C); no pH control; maximum particle size 10 mm; results in mg per kg dry residue.

Table 10.57: Leaching tests; waste incineration plant Spittelau (reference year: 2000)

10.3.1.3 Grate incinerator with SCR, CHP and bottom ash treatment

In the year 2000, 40094 tonnes of domestic and trade waste, about 10000 tonnes of trade waste, building waste and bulky refuse each as well as about 4000 tonnes of residues from mechanical treatment and 1251 tonnes of feeding stuff were combusted in the waste incineration plant Wels. General data of the waste incineration plant Wels - line 1 are shown in Table 10.58.

Waste incineration plant Wels	
Operator	Welser Abfallverwertung – Betriebsführung GmbH
Start up	1995
Firing technology	Grate firing
Waste throughput	75681 t
Average gross calorific value	9.5 MJ kg^{-1}
Theoretical rated thermal input	33.5 MW
Working hours line 1	8183

Table 10.58: General data of the waste incineration plant Wels (reference year: 2000)

Plant concept

A process flow diagram of the waste incineration plant at Wels is shown below. The plant basically consists of the following units:

- waste bunker
- firing system: Grate firing (Combined forward and backward moving grate)
- waste heat boiler
- power generation and possibility of decoupling of district heat
- flue-gas cleaning devices: Electrostatic precipitator, two-stage wet scrubber, activated coke filter, catalytic flue-gas cleaning system
- residue treatment: Wet chemical/thermal ash treatment (thermal treatment not in operation), slag treatment
- multistage waste water treatment plant.

Table 10.59 shows an input-output balance of the waste incineration plant Wels related to one tonne of waste.

Input related to 1 t waste		Output related to 1 t waste	
Electricity	130 kWh	Electricity	599 kWh
Natural gas	4.5 m³	Steam (p = 40 bar; T = 400 °C)	3.15 t
Fresh water	850 l	Slag	274 kg
Lime	6.4 kg	Ferrous scrap	17.2 kg
Sodium hydroxide, 30 %	3.0 kg	Fly ash	35 kg
Ammonia, 25 %	1.4 kg	Filter cake (28 % H_2O)	2.25 kg
Coke	1.2 kg	Gypsum	4.7 kg
Polyelectrolyte	0.006 kg	Cleaned waste water	358 l
Hydrochloric acid, 30 %	0.5 kg	Cleaned flue-gas (dry)	5692 Nm³
$FeCl_3$, 40 %	0.65 kg		
Na_2S	0.19 kg		

Table 10.59: Input and output of the waste incineration plant Wels (reference year: 2000)

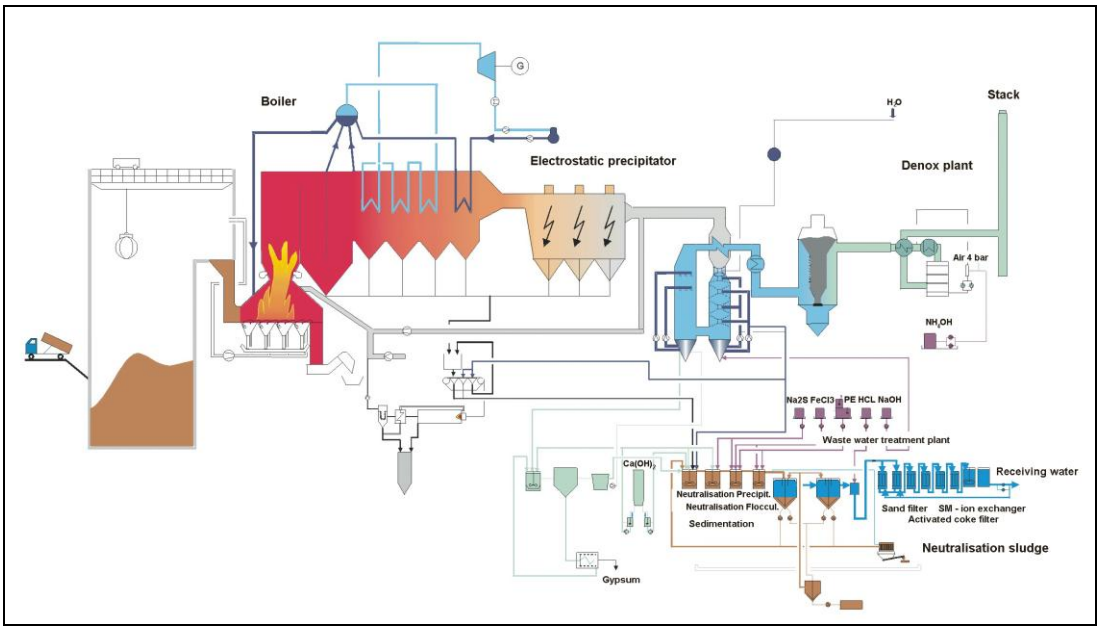

Figure 10.9: Process flow scheme of the waste incineration plant Wels – line 1

Acceptance, treatment and storage of waste

Waste for combustion is delivered by refuse collection vehicles, weighed and afterwards dumped into the waste bunker that has a capacity of 4600 m³. Waste is mixed using a grab crane.

Waste introduction and supply of combustion air

Every 15 minutes about 2 tonnes of waste are fed from the waste bunker via a slot and a locator onto the combined forward and backward moving grate. The main part of the primary combustion air is sucked off from the waste bunker by a fan and blown through the cooled grate bars into the waste bed lying beyond. When waste with low calorific value is combusted primary air is preheated to enhance combustion and ensure a high combustion temperature.

A part of the cooled flue-gas is withdrawn after the electrostatic precipitator and recirculated into the combustion chamber. Thereby the oxygen content in the flame and thus formation of thermal NO_X is lowered.

Grate firing system

Combined forward and backward moving grate.

Waste heat boiler

The combustion grate is followed by a boiler system, where flue-gases are cooled from a temperature of 950 °C to 650 °C. Afterwards flue-gases pass the convection zone where their energy content is used for steam production. There their temperature is reduced to 200 °C.

Utilisation of energy

A turbine with a rated power of 7.2 MW produces 45.5 million kWh electricity (reference year: 2000) which are partly used for covering own needs. The surplus of produced energy is fed into the public electrical system.

Flue-gas cleaning system and emissions to the air

Electrostatic precipitator: The major part of dust is separated from the flue-gas by electrostatic precipitation

Wet flue-gas cleaning: In the first acid step hydrochloric and hydrofluoric acid as well as mercury compounds and residual dust are absorbed in the acid washing water. The occurring absorption liquor is collected in the lower part of the scrubber. A partial flow of process water is continuously fed into the waste water cleaning system in order to prevent the concentration of pollutants. In the second scrubber SO_2 is removed from flue-gas using lime and sodium hydroxide. A partial flow of circulating water is conducted over a precipitation station where a part of the formed sulphates is precipitated as gypsum.

Activated coke filter: In the activated coke filter traces of mercury, organic compounds, HCl and SO_2 are adsorbed to activated coke. A part of the loaded filter material is continuously withdrawn and new activated coke is added.

Catalyst: After leaving the activated coke filter flue-gases are reheated to a temperature that is sufficient for catalytic denitrification and oxidation of organic compounds by means of a heat transfer system and a high pressure steam heat exchanger. Nitrogen oxides are reduced by injection of an aqueous solution of ammonia. After cooling flue-gases are routed to the stack.

Emission levels that can be achieved by the described flue-gas cleaning system are presented in Table 10.60.

Parameter	Emission (mg Nm^{-3}) [a]	Total mass (kg yr^{-1}) [b,d]	Specific mass (g t^{-1}) [c,d]
Dust *	<0.5	<215.39	<2.85
HCl *	<0.1	<43.08	<0.57
HF *	<0.05	<21.54	<0.28
SO_2 *	<2	<861.55	<11.38
CO *	20	8615.53	113.84
NO_X as NO_2 *	54	23261.92	307.37
Pb	<0.002	<0.86	<0.011
Cr	<0.002	<0.86	<0.011
Zn	<0.002	<0.86	<0.011
As	<0.002	<0.86	<0.011
Co	<0.002	<0.86	<0.011
Ni	<0.002	<0.86	<0.011
Cd	<0.002	<0.86	<0.011
Hg	<0.002	<0.86	<0.011
Sb	<0.002	<0.86	<0.011
Cu	<0.002	<0.86	<0.011
Mn	<0.002	<0.86	<0.011
V	<0.002	<0.86	<0.011
Sn	<0.002	<0.86	<0.011
Tl	<0.002	<0.86	<0.011
Se	<0.002	<0.86	<0.011
Σ HC *	<1	<430.77	<5.69
NH_3	3.5	1507.72	19.92
PCDD + PCDF (I-TEF)	0.003 ng Nm^{-3}	1.29 mg yr^{-1}	0.017 µg t^{-1}

* Continuous measurement
[a] Half hourly average values in mg Nm^{-3}; dioxin emissions are given in ng Nm^{-3} (11 % O_2; dry flue-gas; standard conditions)
[b] In kg yr^{-1}, dioxin loads in mg yr^{-1}
[c] Emissions related to one tonne used waste in g t^{-1}; dioxin emissions in µg t^{-1}
[d] Total mass and specific emissions are calculated based on average half hourly mean values, using the quantity of dry flue-gas (5692 Nm^3 t^{-1}_{waste}) and the waste quantity (75681 t yr^{-1}).

Table 10.60: Emissions to air from the waste incineration plant Wels (reference year: 2000)

Waste water treatment and emissions to water

The waste water treatment plant consists of a precipitating zone (neutralisation, precipitation, flocculation, sedimentation and sludge dewatering) and a filter zone, which has been erected in two lines (two-layer filter, activated coke filter, ion exchanger, pure water filter). The parameters of cleaned waste water are shown in Table 10.61. The cleaned waste water is released into the receiving water.

Parameter	Measured value (mg l^{-1})
Temperature	<30 °C
pH value	6.8 <pH <9.0
Undissolved compounds	<25
Settleable solids	<0.2
Salt content	<35 g l^{-1}
As	<0.05
Cd	<0.05
Chlorides (Cl)	<20 g l^{-1}
Cyanides	<0.05
Cr	<0.1
Cu	<0.3
Fluorides (F)	<10
Hg	<0.01
NH_4 – N	<8
Nitrate (NO_3)	<40
Nitrite (NO_2)	<8
Ni	<0.5
Pb	<0.1
Sulphate (SO_4)	<1200
Sulphides	<0.1
Sulphites	<8
Zn	<0.5
AOX/EOX	<0.1
Total HC	<3
Volatile chlorinated hydro carbons	<0.1
Saponifiable fats and oils	<4

Table 10.61: Waste water parameters of the waste incineration plant Wels after waste water treatment (reference year: 2000)

Waste

Slag: Slag is washed with water and landfilled.

Gypsum: Gypsum occurring by desulphurization is dewatered and landfilled.

Ash: Ash that occurs in the electrostatic precipitators is conveyed to a silo for fly ash where it is intermediate-stored before wet chemical treatment.

Slag, ash and gypsum are landfilled.

Ferrous scrap: Ferrous scrap is separated from slag and delivered to a scrap dealer.

Sludges: Sludges that occur during waste water treatment are dewatered using a chamber filter press, filled into “big bags” and disposed of underground.

10.3.1.4 Grate incinerator with SNCR de-NO_X, combined double filtration and wet scrubbing

Capacity approx. 320000 tonnes/yr
2 incineration lines at 23 t/h each
Central flow furnace with multi-step feed grate
Incineration temperature 850 °C at a residence time >2 seconds
Start-up: 1999

Reduction of emissions into the air

The waste gas cleaning system consists of the following components:
- SNCR
- Boiler dust deposition
- Tissue filter as current flow adsorber (adsorption of dioxins/furans on hearth furnace coke (HFC))
- 2-stage HCl scrubber
- SO_2 scrubber
- Tissue filter with HFC metering for the adsorption of remaining dioxins, furans and heavy metals.

Waste gas quantity line 1 76137 m^3/h
line 2 78464 m^3/h
Manufacturer: L & C Steinmüller GmbH

Parameter	Measure	Half-hour average value	Daily average value	Annual average value
Continuous measurement				
Total dust	mg/m^3	<5	<2.5	0.4
HCl	mg/m^3	<10	<5	0.1
SO_X	mg/m^3	<50	<20	2.44
NO_X	g/m^3	<0.280	<0.12	0.082
Total C	mg/m^3	<15[1]	<7	0.5
CO	mg/m^3	<60[1]	<20	8.0
Periodic measurement				
HF	mg/m^3	<0.06	-	0.03
NH_3[3)]	-	-	-	-
Cd, Tl	mg/m^3	<0.001	-	0.0006
Hg[2)]	$\mu g/m^3$	<1	-	0.5
Σ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V,Sn	mg/m^3	<0.014	-	0.0081
PCDD/PCDF, I-TE	ng/m^3	<0.011	-	0.0023

[1)] higher values only for a short time with starts/stops at low temperatures (only gas furnace)
[2)] continuous measurement behind the 1st tissue filter, emission measurement repeated
[3)] Individual measurement <1 mg/m^3
In all measurements, 100 % of the values specified were complied with.

Table 10.62: Average values measured in clean gas (operating values)

Reduction of emissions into the water

Waste water from waste gas cleaning undergoes indirect condensation. Thus, the plant is operated with zero waste water discharge. The raw acid from the hydrochloric acid scrubber is upgraded to 30 % hydrochloric acid in a hydrochloric acid reprocessing plant. Mixed salts are used in liquid form (brine) as stowing material in salt caverns. The plaster from the SO_2 scrubber is processed in the building industry.

Residues

Quantity of slag: 86000 t/yr (260 kg/t waste)
Reprocessing of slag: washing, crushing, metal separation, sifting
Further use: Utilization, e.g. in road construction
Quality: (see table below)

Solid matter values:	
TOC	<1 %
Loss on ignition	<3 %
PCDD/PCDF	<10 ng I-TE/kg
Eluate values:	
Cl^-	<100 mg/l
SO_4^{2-}	<350 mg/l
As	<0.006 mg/l
Cd	<0.0005 mg/l
Cr	<0.05 mg/l
Cu	<0.1 mg/l
Hg	<0.0002 mg/l
Ni	<0.004 mg/l
Pb	<0.02 mg/l
Zn	<0.01 mg/l

Table 10.63: Slag quality

Energy utilization (reference year 2000)

Heat generation/output
Heat generation in total: 3009893 GJ/yr
Internal consumption: 800925 GJ/yr
Heat output to thermal power plant: 1346577 GJ/yr

Steam generation/output
Steam DE1: 493105 t
Steam DE2: 488834 t
Steam HDE3: 25458 t
Steam HDE4: 33908 t
Steam output to thermal power plant: 461756 t

Electric power generation/output:
Electric power generation in total: 59213 MWh
Internal consumption (incl. additional supplies of approx. 7398MWh): 36715 MWh
Electric power output: 29896 MWh

Waste quantity combusted: approx. 318000 t		**Energy in (MWh)**		**Energy efficiency ratio in (%)**		
		El power	**Heat**	**El. Power**	**Heat**	**Total**
	generated	59213	526000	7/9.3[7]	66/88[1]	73/97.3[1]
	released	29896	344000	4/5.3[1]	42/56[1]	46/61.3[1]
[1] Energy utilization factor, taking into account a combustion efficiency of>75 % of the energy input into the waste.						

Table 10.64: Energy efficiency ratio (assumed average calorific value ≈ 9500 kJ/kg)

Costs

- Investment costs (incl. planning and 50000000 DM for infrastructure measures): approx. $450*10^6$ DM
- Specific treatment costs: approx. 250 DM/t (plus VAT)

10.3.1.5 Grate incinerator with semi-wet FGT, active carbon injection, ash recirculation, bottom ash treatment and (mainly) electricity generation

GENERAL INFORMATION

The plant is situated on the Island of Mallorca. The waste treated are municipal solid waste and occasionally sewage sludge. Flexible design to wide range of LCV in urban waste and to adapt to changes is selective collection.
Of note are:

- control of incoming waste (providers, origin and types of waste) and sub-products
- water management efficiency - agreement with neighbouring industrial installation to re-use external waste water in the process
- contribution to an isolated energy system (island)
- measures to avoid/eliminate smell and leaching
- certified environmental and quality management system.

DESIGN/CONSTRUCTION DATA

Combustion technique : 2 x 18.75 t_w/h, Roller type (DBA) 20º Inclination Dusseldorf Grate
Plant capacity : 300000 t/yr; LCV range : 6575 - 8666 kJ/kg;
Design thermal input to the grate : 2 x 45.14 MW
Steam boiler, 42 bar, 400 °C; horizontal design, four superheaters, three economisers.
Energy valorisation : Electricity for export and internal use, steam for internal use only.
Turbo-generator : 34.1 MW (design to accept steam from a 3rd line which is now under project)
FGT system (Flue-gas Treatment) : Semi-wet process, with active carbon injection, ash recirculation. De-dusting by Bag House Filter. Semi-wet scrubber, atomizer with lime milk injection. De-diox by Active Carbon injection. De-NO_X (and additional de-diox) by SCR (contracted : installation 2004 – 2005).
No aqueous effluents are discharged from the plant
Bottom ash treatment : quenched and directed to a segregation plant in which it is separated into three main fractions: Ferrous Metals, Non Ferrous Metals and Inerts. Ageing area for the inerts
FGT solid residues : Fly ash stabilised with special cement and landfilled in a "safety deposit"
Material valorisation : Bottom ash used for road construction, cement production and as a substitute for other construction materials when appropriate. Ferrous and non-ferrous metals sold to the local market. Re-use of stabilized APC residues under investigation.
Start-up : 1996 (test trials), official March 1997.
Complies with the WID-2000 (Waste Incin. Directive) except de-NO_X. SCR de-NO_X system under contracting, to be in operation in 2005.

OPERATING DATA
Year of reference for the following data: 2003
Waste throughput300739 t/yr municipal solid waste.
Average NCV: 7760 kJ/kg
Working hours including partial load hours (availability) : Line 1: 7984/8760 hr/Line 2: 7975/8760 hr.
Main maintenance turn down in November (done every 15 – 18months)
Reagents consumption : CaO : 2684 t/yr // Activ. Carbon : 280 t/yr // Crude Water : 93982 t/yr.
Imported electricity: 1082 MWh/yr (only during yearly shutdown for maintenance). No heat imported.
Electricity consumption : 22809 MWh/yr.
Energy output : 154 GWh/yr
Material residues : Cemented Fly Ash : 21020 t/yr
Annual average of continuous concentrations measurement in clean gas :
Total dust : 1.2 mg/Nm^3 // HCl : 5.3 mg/Nm^3 // HF <0.1 mg/Nm^3 // SO_X as SO_2 (data 2004): 6.5 mg/Nm^3 // TOC : 1.8 mg/Nm^3 // CO : 1.9 mg/Nm^3 // NO_X :280 mg/Nm^3.
Average value of concentration samplings in clean gas (periodic measurement of substances listed in the WID-2000), 8 samplings :
Cd : <0.008 mg/Nm^3 // Tl : <0.008 mg/Nm^3 // Cd + Tl : <0.016 mg/Nm^3 // Hg : <0.0005 mg/Nm^3 // Sb : <0.01 mg/Nm^3 // As : <0.025 mg/Nm^3 // Pb : <0.02 mg/Nm^3 // Cr : <0.009 mg/Nm^3 // Co : <0.01 mg/Nm^3 // Cu : <0.015 mg/Nm^3 // Mn : <0.05 mg/Nm^3 // Ni : <0.009 mg/Nm^3 // V : <0.009 mg/Nm^3
Sb + As + Pb + Cr + Co + Cu + Mn + Ni + V : <0.16 mg/Nm^3
PCDD/F (4 samplings):<0.005 ng_{iteq}/m^3

ECONOMICS
Investment cost 90 million Euros financed by the European Investment Bank
Gate fee : 75 Euros/tonne. This fee is the fee per tonne entering in the integrated waste management scheme which includes management of transfer stations, separation of packaging residues, composting and anaerobic digestion for organic fraction, bottom ash recycling, stabilization/solidification of ashes and APC residues and safety landfill for stabilized residues. It is the result of the local decision to favour recycling schemes and therefore all the costs of the integrated management are supported by the incineration fee. Municipalities do pay ZERO euros for composting and recycling options.

10.3.1.6 Grate incinerator with SNCR de-NO_X, semi-wet FGT, active carbon injection and high steam parameters (60 bar/380 °C) electricity generation

GENERAL information
Municipal authority (Final customer) and the Owner of the plant : Consorci per al Tractament de residus solids urbans del Maresme
Operator : Tractament i Revaloritzacio de Residus del Maresme, S.A.
The plant treats Municipal Solid Waste
On this plant, it is worth noting the high steam characteristics (60 bar)

DESIGN/CONSTRUCTION DATA
Combustion technique : Reverse acting reciprocating grates, 2 x 10 t/h
Plant capacity : 165000 t/yr; LCV range : 5440 - 12560 kJ/kg; nominal : 8375 kJ/kg.
Design thermal input to the grate : 2 x 23.2 MW
Steam boiler, 60 bar, 380 °C; vertical design, 5 passes.
Energy valorisation : Electricity for export and internal use, steam for internal use only.
Turbo-generator : 11.25 MW
FGT system (Flue-gas Treatment) : Semi-wet process, with active carbon injection, and SNCR.
SNCR de-NO_X (urea).De-dusting by Bag House Filter. Semi-wet scrubber, with upstream injection of lime milk and active carbon (separately) + (added) Contact (Dry) Reactor (Ca(OH)2) with recirculation of ashes from the BHF. De-diox by Active Carbon injection after the Semi-wet scrubber.
No aqueous effluent from the FGT. Other waste water treatment (by precipitation) and release to the sewer.
Bottom ash treatment : quenched scrap ferrous metals removal, recovered for road construction
FGT solid residues : Fly ash stabilisation and landfilling.
Material valorisation : Bottom ash used for road construction. Ferrous metals recovered.
Start-up : 1994 (grates, boilers, semi wet FGT), 2000 (Active carbon), 2004 (SNCR + Dry (Contact reactor) $Ca(OH)_2$.

OPERATING DATA
Year of reference (for the following data) : 2003
Waste throughput : 163.362 t/yr. Municipal solid waste 96 %, Industrial waste 4 %
Average NCV: 8820 kJ/kg
Working hours including partial load hours (availability) : L1: 8319/8760 h, L2: 8424/8760 h.
Reagents consumption : $Ca(OH)_2$: 1844 t/yr // NaOH: 54.2 t/yr // HCl : 20.3 t/yr // Activated carbon : 148 t/yr // Urea N_2H_4: 720 kg/yr // Fresh water : 62144 m^3/yr.
Imported electricity: 1547 MWh/yr (only during yearly shutdown for maintenance).
Energy consumption : Electricity 10930 MWh, Natural gas: 68367 Nm^3/yr
Energy output : Electricity: 61690 MWh.
Material recovery : Bottom ash for road construction: 40394 t/yr. Ferrous metals : 833 t/yr
Material residues : Fly Ash: 6261 t/yr
Annual average of continuous concentrations measurement in clean gas :
// HCl : 26 mg/Nm^3 // PST : 9 mg/Nm^3 // CO : 13 mg/Nm^3
Average value of concentration samplings in clean gas (periodic measurement) :
TOC: 11.66 mg/Nm^3 // HF: 0.071 mg/Nm^3 // SO_2: 22.06 mg/Nm^3 // Cd+Hg: 0.0178 mg/Nm^3 // Ni+As: 0.0385 mg/Nm^3 // Pb+Cr+Cu+Mn: 0.2499 mg/Nm^3 // NO_X: 237.59 ppm
PCDD/F : 0.0462 ng_{iteq}/m^3
Concentrations in cleaned waste water : Total suspended solids : 33 mg/l // Cd : <0.05 mg/l // Pb : <0.5 mg/l // Zn : <0.5 mg/l // pH value : 8 // P: 8 mg/l.

10.3.1.7 Grate incinerator with SNCR (NH_3), semi-wet lime, active carbon and electricity generation

GENERAL information
The plant is in South East London, UK. Owned by SELCHP Ltd and operated by Onyx SELCHP Ltd
It's worthy noting of : ISO 9001 and ISO 14001. Investors in People (IIP). Project financing. High electricity generation. Big plant.
The waste is municipal solid waste

DESIGN/CONSTRUCTION DATA
Combustion technique : 2 x 29 t_w/h, Reverse acting Reciprocating grate.
Plant capacity : 420000 t/yr; LCV range : 7500 to 10000 kJ/kg;
Design thermal input to the grate : 2 x 68.5 MW
Steam boiler, 45 bar, 395 °C; Vertical design, 4 passes.
Energy valorisation : Electricity for export and internal use, steam for internal use only.
Turbo-generator : 35 MW
FGT system (Flue-gas Treatment) : SNCR Semi-wet process with active carbon injection.
De-dusting by Bag House Filter. Semi-wet scrubber with lime milk from quick lime. De-diox by Active Carbon injection before the semi-wet scrubber. SNCR de-NO_X (ammonia water).
No aqueous effluent discharged from the plant
Bottom ash treatment : quenched, scrap ferrous metals removal, ash stored for ageing, scrap non ferrous removal. Max 110000 tonnes per year.
FGT solid residues : APC Residues: 12500 t/yr mixed with water and landfilled.
Material valorisation : Bottom ash used for road construction. Ferrous and non-ferrous metals.
Start-up : 1994.
Complies with the WID-2000 emission limits except for NO_X and HCl. Enlarged baghouse and some work to SNCR to comply by 12/2005

OPERATING DATA
Reference year (for the following data) : 2003
Waste throughput : 404000 t/yr, 100 % municipal waste.
Average NCV : 9250 kJ/kg
Working hours (availability) including partial load hours: line 1 : 8 403 h/yr; line 2 : 7 812 h/yr
Reagents consumption : Quick lime: 3 876 t/yr // Caustic Soda: 45.75 t/yr // Activ. Carbon: 79 t/yr // Hydroc. Acid: 57 t/yr // Ammonia: 997 t/yr.
Energy input: Imported electricity : 274 MWh // Fuel : 457 427 litres
Energy consumption : Electricity: 66 kWh/t of waste
Electricity output : 243 GWh generated, 216 GWh exported
Material recovery : Bottom ash: 111 000 t/yr // Ferrous metals: 9 300 t/yr
Material residues : FGT residues: 12 500 t/yr
Concentrations in clean gas (continuous measurement). Annual average, plus maximum 1/2 hour average and max daily average :

SO_2: 8.2/<30/<60 mg/Nm^3
HCl: 13.4/11.5/<40 mg/Nm^3
CO: 6.2/<12/<65 mg/Nm^3
Dust: 1.2/<10/<20 mg/Nm^3
NO_X: 282/<320/<380 mg/Nm^3
TOC: 1.2/<2/<15 mg/Nm^3

Concentrations in clean gas (periodic measurement). Average value:
Hg + Cd: 0.003 mg/Nm^3 // Dioxins: 0.004 ng/Nm^3 // Total other metals : 0.019 mg/Nm^3

ECONOMICS
Investment costs : GBP 100 million, including GBP 15 million construction finance.
Gate fee : Average GBP 35 per tonne. Electricity selling price all up around GBP 27 per MW hour.

10.3.1.8 Grate incinerator with SNCR (NH_3), semi-wet lime, active carbon and electricity generation

GENERAL information
The plant is owned by Hampshire Waste Services Ltd and operated by Onyx Hampshire Ltd. The municipal authority (final customer) is Hampshire County Council, UK.
Waste type : Municipal solid waste only.

Of particular note :

- Award-winning architecture
- Part of a major integrated municipal waste contract, with enhanced recycling & composting
- Project financing

DESIGN/CONSTRUCTION DATA

Combustion technique : Reverse acting Reciprocating grate, 1 x 12 t/h
Plant capacity : 90000 t/yr; LCV range : 6990 - 12500 kJ/kg; nominal : 9200 kJ/kg
Design thermal input to the grate : 1 x 30.67 MW
Steam boiler, 45 bar, 395 °C; vertical design, 4.5 passes.
Energy valorisation : Electricity for export and internal use, steam for internal use only.
Turbo-generator : 8 MW
FGT system (Flue-gas Treatment) : Semi-wet process with active carbon injection, SNCR.
SNCR de-NO_X (urea). De-dusting by 1 BHF (Bag House Filter). Semi-wet scrubber with lime milk from quick lime. De-diox by Active Carbon injection before the BHF.
No aqueous effluent from the plant under steady state conditions.
Bottom ash treatment : quenched, scrap ferrous metals removal.
FGT solid residues : Dampened & landfilled as special waste. Mid 2005 : secondary processing planned using waste acids to give non-hazardous filter cake
Material valorisation : Bottom ash - mid 2005 plant planned for non-ferrous extraction & secondary aggregate production.
Start-up : 2003.
reported to comply with the WID-2000 since start up, but some procedural issues to be resolved with Regulator

OPERATING DATA

Reference year (for the following data) : Design/2004/2005 forecast
Waste throughput : 90000 t/yr; 100 % municipal waste
Average NCV : 9100 kJ/kg est.
Working hours (availability) including partial load hours : 87.80 %
Reagents consumption : Quick lime : 10 kg/t_w // Urea : 1.25 kg/t_w // Activated carbon : 0.25 kg/t_w // Fresh water : 0.25 t/t_w.
Energy input: Imported electricity : 340 MWh electricity// Fuel oil: 80000 l
Energy consumption : Elec: 70 kWh/t of waste
Electricity output : 0.5 MWh/t
Material recovery : Bottom ash: 25 % // Ferrous metal: 2 %
Material residues : FGT residues: 35 kg/t
Average concentrations in clean gas (continuous measurement) :
CO: 4.7 mg/Nm^3 // HCl: 8.1 mg/Nm^3 // VOCs: 0.4 mg/Nm^3 // NO_X: 177 mg/Nm^3 // SO_2: 7.5 mg/Nm^3 // TPM: 4.2 mg/Nm^3.
Concentrations in clean gas (periodic measurement of substances listed in the WID-2000)
Cd+Tl: 0.0002 mg/Nm^3 // Hg: 0.009mg/Nm^3 // Total other heavy metals: 0.02 mg/Nm^3 // Dioxins: 0.00882 ng/Nm^3.
Concentrations in clean gas (periodic measurement of substances not listed in the WID-2000) : NH_3: 0.7 mg/Nm^3.

ECONOMICS

Investment costs : GBP 30 – 35 million, depending on assumptions
Gate fee : Internal cost centre - no gate fee

10.3.2 Examples of the hazardous wastes installations

10.3.2.1 Rotary kiln with heat recovery, SNCR, EP, wet scrubber and static coke filter

Two rotary kilns of the Plant Simmeringer Haide are operated for incineration of hazardous wastes. In the year 2000, 89964 tonnes of wastes were combusted. A detailed list of treated types of waste and quantities is given in Table 10.65.

Types of waste	Waste quantity (t yr^{-1})
Waste oil	9521
Oil-water mixture, oil content 85 – 100 %	28
Oil-water mixture, oil content 50 – 85 %	1655
Oil-water mixture, oil content <50 %	6384
Oil-water mixture, oil content <10 % which can be separated	759
Separator content	1216
Other waste, internal waste	1902
MA 48; collection of hazardous waste	1059
Liquid organic waste	10703
Solid or pasty organic waste	11100
Liquid inorganic waste	10005
Solid or pasty inorganic waste	328
Oil contaminated soil	115
Trade and industrial waste	16308
Hospital waste	2360
Old medicines	768
Herbicides	802
Hazardous household waste	2
Chemically contaminated soil	56
Laboratory waste	344
Biofilter from the main WWTP Vienna, residual waste	3256
Screening DRO	5008
Sand and crushed stone, canal waste	4829

Table 10.65: Types of waste and waste quantities incinerated in the rotary kilns of Plant Simmeringer Haide (reference year: 2000)

General data of the two rotary kilns of the Plant Simmeringer Haide are shown in Table 10.66.

Rotary kilns of the Plant Simmeringer Haide	
Operator	Fernwärme Vienna GmbH
Years of commissioning	1980
Firing technology	rotary kiln
Waste throughput	89964 t
Theoretical rated thermal input	50 MW
Working hours line 1	6.782
Working hours line 2	7.423

Table 10.66: General data of the rotary kilns of the Plant Simmeringer Haide (reference year: 2000)

Plant concept

A process flow diagram of one of the rotary kilns is shown in Figure 10.10. Each combustion line basically consists of the following units:

- delivery and acceptance zone
- firing system: Rotary kiln (length: 12 m, outer diameter 4.5 m, rotations per minute: 0.1–0.6)
- waste heat boiler
- flue-gas cleaning devices: SNCR process, electrostatic precipitator, four-stage wet scrubber, activated coke filter
- multistage waste water treatment plant
- steam distribution system.

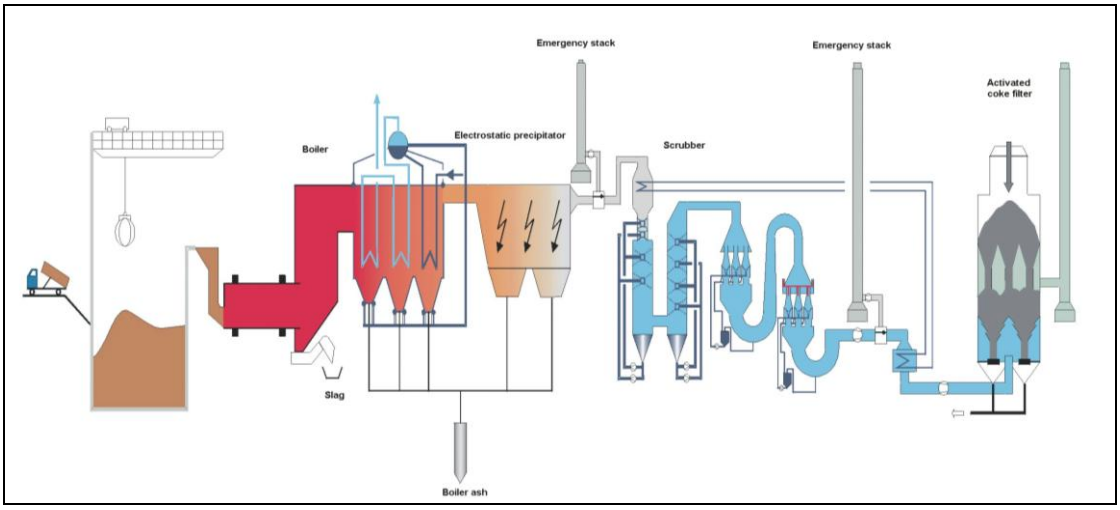

Figure 10.10: Process flow scheme of the rotary kilns of the Plant Simmeringer Haide

Table 10.67 presents an input/output balance of the rotary kilns of the Plant Simmeringer Haide related to one tonne of waste.

Input related to 1 t waste		Output related to 1 t waste	
Electricity	234 kWh	Heat	1459 kWh
Fresh water	6158 l	Electricity	269 kWh
Heavy fuel oil, 1 % S	0.033 m³	Steam (p = 52 bar; T = 350 °C)	3.7 t
Lime	23.2 kg	Slag	190 kg
Coke	5.0 kg	Metal scrap	13.4 kg
Sodium hydroxide, 50 %	5.2 kg	Fly ash	14.6 kg
Ammonia, 25 %	3.0 kg	Filter cake (54.7 % H_2O)	17 kg
Precipitating agents, 15 %	0.32 kg	Cleaned waste water	1657 l
$FeCl_3$, 40 %	1.53 kg	Cleaned flue-gas (dry)	7900 Nm³
Hydrochloric acid, 30 %	1.0 kg		
Sand	35.6 kg		
Liquid nitrogen, 98.5 %	3.6 kg		

Table 10.67: Input and output flows of the rotary kilns of the Plant Simmeringer Haide (reference year: 2000)

Acceptance, treatment, storage and introduction of waste

After delivery hazardous wastes are visually examined whereby the accordance with accompanying documents is verified. Afterwards chemical and physical parameters according to ÖNORM S2110 (1991) are determined. On the basis of analysis results waste fractions are evaluated, intermediately stored, mixed according to existing "recipes" and fed into the rotary kiln.
Solid Waste: Solid waste is delivered in containers and vats by trucks and dumped into the waste bunker. Waste from the waste bunker is directly supplied either to the combustion process over a feeding chute or is homogenised first.

Liquid Waste: Liquid waste is delivered in tank lorries and stored depending on their properties. Combustible liquids are either directly supplied to the combustion process or after previous mixing using combustion lances.

Container: Containers are intermediately stored, sorted and directly supplied to the combustion process or to the homogenization process using roller conveyors and lifts

Infectious clinical waste: This waste fraction is delivered in sealed plastic containers, intermediately stored and supplied to the combustion chamber by a fully automatic conveyor.

Supply of combustion air

Combustion air is sucked off from the bunker and supplied to the rotary kiln over the front wall as primary air and over the afterburning chamber as secondary air.

Rotary kilns with afterburning chamber

The steel tubes are refractory lined and have a length of 12 meters and an outer diameter of 4.5 m. Waste is mixed by slow rotation (0.1 - 0.6 rotations per minute), transported through the rotary kiln and combusted at a temperature of about 1200 °C.

Flue-gases of the rotary kiln are fully combusted in the afterburning chamber. If the combustion temperature in the afterburning chamber falls below 1200 °C two side wall burners using extra light and heavy fuel oil can be additionally switched on. In the middle respective upper end of the afterburning chamber secondary and tertiary air is injected.

Utilisation of energy

Electricity is produced to cover the own needs of the Plant Simmeringer Haide. Additionally heat is fed into the remote district heating system of Vienna.

Flue-gas cleaning system and emissions to the air

Electrostatic precipitator: In this first flue-gas cleaning step dust emissions are reduced to 10 - 30 mg/Nm^{-3}.

Wet flue-gas cleaning: The wet flue-gas cleaning system consists of two cross flow scrubbers for separation of acid, water soluble gases as well as dust and heavy metals. The subsequent venturi scrubber is operated for separation of fine dust and for preconditioning of flue-gases for the electrodynamic venturi scrubber.

SNCR: Nitrogen Oxides are reduced by injection of an aqueous solution of ammonia into the flue-gas.

Activated coke filter: Post-treatment takes place in a countercurrent plant using activated coke separately for each combustion line. This unit consists of two parallel arranged adsorbers that are filled with lignite-furnace coke. The adsorbers for the rotary kilns consist of 8 modules each, whereby each module is filled with 15 t adsorbent. Flue-gas flows through the layer from the bottom up while the coke slowly moves downwards.

Using these flue-gas cleaning system emission levels shown below are achieved:

Parameter	Emission (mg Nm^{-3}) [a]	Total mass (kg yr^{-1}) [b, d]	Specific emissions (g t^{-1}) [c,d]
Dust [*]	<0.05	35.54	0.395
HCl [*]	0.42	298.5	3.318
HF	<0.05	35.54	0.395
SO_2 [*]	1.2	852.86	9.48
CO [*]	33	23453.61	260.7
NO_X as NO_2 [*]	104	73914.42	821.6
Cr	0.0005	0.35	0.004
As	<0.0001	0.071	0.00079
Ni	0.0003	0.21	0.0024
Cd	0.0003	0.21	0.0024
Hg	0.0014	0.995	0.011
Cu	0.0005	0.35	0.004
C_{org} [*]	2.2	1563.58	17.38
NH_3	1.9	1350.36	15.01
PCDD+PCDF	0.00154 ng Nm^{-3}	1.1 mg yr^{-1}	0.012 µg t^{-1}
PAH	0.0133	9.45	0.11

[*] Continuous measurement
[a] Half hourly average values in mg Nm^{-3}; dioxin emissions are given in ng Nm^{-3} (11 % O_2; dry flue-gas; standard conditions)
[b] In kg yr^{-1}, dioxin loads in mg yr^{-1}
[c] Emissions related to one tonne used waste in g t^{-1}; dioxin emissions in µg t^{-1}
[d] Total mass and specific emissions are calculated based on average half hourly mean values, using the quantity of dry flue-gas (7900 Nm^3 t^{-1}_{waste}) and the waste quantity (89964 t yr^{-1}).

Table 10.68: Emissions to air from the rotary kilns of the Plant Simmeringer Haide (reference year: 2000)

Waste water treatment and emissions to water

Waste water from both rotary kilns is pre-cleaned together with those of the three fluidised bed reactors. Afterwards it is conducted into the main sewage treatment plant of Vienna. Waste water cleaning is performed using gravity separation, neutralisation, flocculation, filtration and precipitation processes.

Using these cleaning steps emission levels shown below are achieved:

Parameter	Measured value (mg l^{-1})
Temperature	<30 °C
Electric conductivity	24.6 mS cm^{-1}
pH value	9.2
Undissolved compounds	10
As	<0.02
Ca	3.86 g l^{-1}
Cd	0.019
Chlorides (Cl)	8.86 g l^{-1}
Cyanides	<0.1
Cr	0.01
Cu	0.01
Fluorides (F)	5.2
Hg	0.001
NH_4 – N	63
Nitrate (NO_3)	50
Ni	0.01
Pb	<0.02
Sulphate (SO_4)	912
Sulphides	<0.01
Sulphites	<5
Zn	0.05
AOX/EOX	0.01
Phenol	0.11
Sb	0.047
Tl	0.02
V	0.01

Table 10.69: Waste water parameters of the rotary kilns of the Plant Simmeringer Haide after waste water treatment (reference year: 2000)

Wastes

Slag and filter ash: Slag and filter ashes are landfilled.

Filter cake: The filter cake from the waste water cleaning plant is filled into “big bags” and landfilled.

Ferrous scrap: Separated ferrous metals are delivered to a scrap dealer.

Activated coke: Loaded activated coke is removed into a silo by conveying installations and combusted internally.

Chemical data of waste fractions from the rotary kilns are shown in Table 10.70

Parameter	Measured value		
	Slag	Fly ash	Filter cake
TOC (%) (air dried basis - ad)	2.22	2.19	
Cl (%) (ad)		3.4	
SO_3 (%) (ad)		21.4	
Main components (mg kg^{-1}) (dry basis)			
SiO_2	40.9 %	12.2 %	2.9 %
Al	22217	13576	3308
MgO	3.1 %	1.4 %	0.5 %
Fe	97815	46928	26619
CaO	12.1 %	8.2 %	31.4 %
Na_2O		17.9 %	
K_2O	1.1	5.3	<0.4
Heavy Metals (mg kg^{-1}) (dry basis)			
Zn	1868	52921	9399
Pb	802	25162	1062
Mn	826	1046	467
Cr	643	494	37
Cd	4.4	360	162
As	7.6	142	12
Hg	0.29	0.42	1088
Ni	375	995	83

Table 10.70: Chemical data of wastes from the rotary kilns (reference year: 2000)

Results from leaching tests are presented in Table 10.71.

Leached concentrations (mg kg^{-1})	Slag	Fly ash	Gypsum
pH value	11.0	6.6	8.5
SO_4	90	18717	1441
Cl	30	5260	624
NH_3 as N	0.29	0.65	1.73
NO_3	4	4.6	5
NO_2	0.1	0.1	0.8
Fe	0.02	0.02	0.01
Mn	0.02	20	0.19
Ni	<0.1	5.47	<0.1
Cd	0.02	31	0.01
Cr	0.01	0.01	0.01
Cu	0.01	19.2	<0.01
Pb	0.13	9.3	0.1
Zn	0.99	2178	0.18
Hg	<0.001	0.003	<0.001

Table 10.71: Leaching tests (according to ÖNORM S 2115) rotary kilns of the Plant Simmeringer Haide (reference year: 2000)

10.3.2.2 Rotary kiln with SCR, EP, wet scrubber and static carbon filter

Total capacity 110000 t/yr
Drum-type kiln with secondary reaction chamber
2 incineration lines of 6.3 t/h each
Start-up: 1997

Reduction of emissions into the air

The waste gas cleaning system consists of the following components:
- Electrostatic filter
- Quench
- HCl absorber (2-step scrubbing)
- SO_2 scrubber (2-step neutralization with lime milk)
- Activated carbon filter
- $DeNO_X$ -SCR catalyser.

Waste gas per line: 61800 m^3/h
Manufacturer:

The average values measured in clean gas (operating values) of the plant are listed in the following Table 10.72.

Parameter	Measure	Half-hour average value	Daily average value	Annual average value
Continuous measurement				
Total dust	mg/m^3			0.2
HCl	mg/m^3			0.7
SO_X	mg/m^3			0.08
NO_X	g/m^3			0.075
Total C	mg/m^3			0.3
CO	mg/m^3			8.9
Hg	mg/m^3			0.002
Periodic measurement (average value over sample taking period)				
HF	mg/m^3			<0.2
Cd, Tl	mg/m^3			0.0004
Σ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn	mg/m^3			0.009
PCDD/PCDF, I-TE	ng/m^3			0.005

Table 10.72: Average values measured in clean gas (operating values)

Reduction of emissions into the water

The incineration plant is operated with a zero waste water discharge. The raw acid from the hydrochloric acid scrubber is upgraded to 18 % hydrochloric acid in a chemical-physical reprocessing plant. The plaster from the SO_2 scrubber is reprocessed.

Energy utilization

With a waste quantity of 69000 t combusted in the year 2000, a heat quantity of 192000 was fed into the existing district heating system.

Noise emissions/immissions

Distance of plant to site of immission/impact: 500 m

Sound assess level:
L_{aeq} = 44.3 dB(A) - short-term (1 minute) events
L_{AF} = 56.5 dB(A)

Costs

- Investment costs (including modernization of the plant): approx. 400m DM
- Specific treatment costs: 400 to 800 DM

10.3.2.3 Rotary kiln with SNCR (urea), dry lime FGT, double bag filtration and dioxin absorption

Installation operated by SARP Industries, Limay

GENERAL Information
Hazardous wastes incinerators (2 lines + 1 under construction) owned and operated by SARP Industries.
Waste treated: hazardous wastes, solid, pasty, liquid. Outstanding issues: Cyanide solid and liquids/Organic acid special lines/Odorous wastes injection. High Chlorine input (close to 2 % in weight)

DESIGN/CONSTRUCTION DATA

- rotary Kilns (Diameter 2.5m, 3.0m, 3.5m/Length 11m, 11m, 12m)
- secondary Combustion Chamber (200 to 300 m^3)
- NCV range: -600 to 10 000 kcal/kg (average at 2500 kcal/kg)
- design thermal input: 17 to 20 MW/7 - 8 T/h per line
- permit: 3 x 50 000 T/y
- steam boiler: 6 pass, vertical, 30bar saturated steam
- energy valorisation: steam sold to power plant (heating of fuel tanks)
- FGT system: Conditioning tower (water), Double dry = Reactor 1 + BHF 1 + Reactor 2 + BHF 2, spongiacal lime and dioxorb injection in stage 2 and recycling
- SNCR deNO_X with solid urea
- consumption: lime 50 kg/tonne HW (stoichiometric ratio 1.5)
- bottom ash: to HW landfill
- FGT residues: BHF dust to stabilisation unit and the HW landfill
- start up: line 1 1985/line 2 1989/line 3 2005
- complies with the WID-2000 directive since 2000 (because of HWID).

OPERATING DATA

- year of reference 2001
- waste throughput: 105 000 tonnes
- average NCV: 2200 to 2500 kcal/kg
- working hours: line 1 7259/8760 h/line 2 8208/8760 h
- reagent consumption: Ca(OH)2 5000 tonnes/Dioxorb (dediox clay) 540 tonnes
- electricity consumption: 24 332 000 kWh (for the all plant, including, Physico Chemical treatment, Evapo-oxydation unit, Shredding, Stabilisation plant)
- material residues: bottom ash 12 600 tonnes/BHF dust 7 800 tonnes
- annual average of continuous concentration measurement in clean gas (dry 11 % O_2):
- dust 1.42/1.33 mg/Nm^3 // HCl 0.75/0.60 mg/Nm^3 // SO2 5.2/22.7 mg/Nm^3 // TOC 2/0.8 mg/Nm^3 // CO 13.5/15.2 mg/Nm^3 // NO_X 117/73 mg/Nm^3
- average values of concentration sampling in clean gas (periodic measurements), 2 samplings:
- sum Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V 0.05/0.34 mg/Nm^3 // Hg 0.002/0.002 mg/Nm^3 // Cd+Tl 0.006/0.004 mg/Nm^3 // PCDD-F 0.022/0.013 ng I-TEQ/Nm^3.

ECONOMICS
Investment costs: line 3 around EUR 27 million
Gate fee: varying from 80 to EUR 1000/T (average around EUR 300/tonne)

10.3.3 Examples of sewage sludge installations

10.3.3.1 Bubbling fluidised bed with heat recovery, SNCR, EP, wet scrubbing and static coke filter

In the year 2000 54390 tonnes of sewage sludge and 3378 tonnes of waste oils as well as about 1000 tonnes of feeding stuff and solvents each were combusted in three fluidised bed reactors. General data of the fluidised bed reactors are shown in Table 10.73.

Fluidised bed reactors in the plant Simmeringer Haide	
Operator	Fernwärme Vienna GmbH
Start-up	1980/1992
Firing technology	Stationary fluidised bed reactors System Copeland
Sludge throughput	54390 t dry substance, corresponding to 1656000 m^3 thin slurry
Average net calorific value	15.7 MJ kg^{-1}dry substance
Average gross calorific value	17.1 MJ kg^{-1}dry substance
Theoretical rated thermal input	50 MW
Working hours line 1	2484
Working hours line 2	5603
Working hours line 3	8784

Table 10.73: General data of the fluidised bed reactors of the Plant Simmeringer Haide (2000)

Plant concept

A process flow scheme of one fluidised bed reactor is shown in Figure 10.11. One incineration line basically consists of the following units:

- fluidised bed reactor
- waste heat boiler
- flue-gas cleaning devices: SNCR process, electrostatic precipitator, acid and alkaline scrubber, activated coke filter
- multistage waste water treatment plant
- steam distribution system

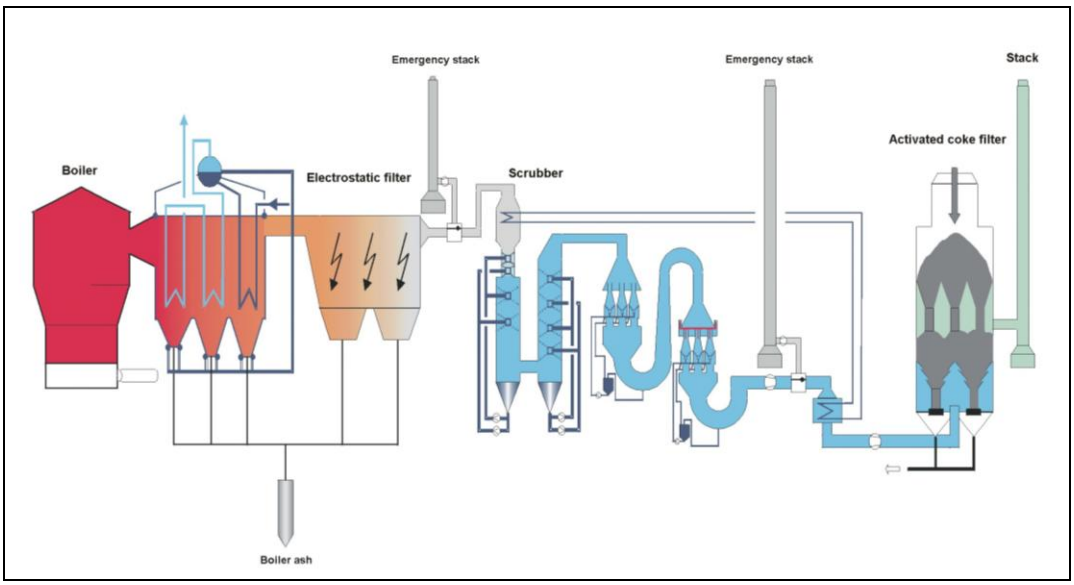

Figure 10.11: Process flow scheme of the fluidised bed reactors of the Plant Simmeringer Haide

Table 10.74 presents an input/output balance of the three fluidised bed reactors of the Plant Simmeringer Haide related to one tonne of waste.

Input related to 1 t waste		Output related to 1 t waste	
Electricity	590 kWh	Hydrochloric acid, 30 %	1.4 kg
Heavy fuel oil (1 % S)	0.059 m³	Quartz sand	13.7 kg
Fresh water	15530 l	Liquid nitrogen, 98.5 %	2.5 kg
Lime	4.7 kg	Heat	1.98 MWh
Sodium hydroxide, 50 %	16.5 kg	Electricity	0.363 kWh
Ammonia, 25 %	4.1 kg	Steam (p = 52 bar; T = 350 °C)	5.22 t
Precipitating agents, 15 %	0.05 kg	Fly and bed ash	264 kg
$FeCl_3$, 40 %	2.1 kg	Filter cake (54.7 % H_2O)	23 kg
Coke	3.4 kg	Cleaned waste water	1104 l
Polyelectrolyte	4.45 kg	Cleaned flue-gas (dry)	13110 Nm³

Table 10.74: Input and output flows of the fluidised bed reactors (reference year: 2000)

Acceptance, treatment, storage and introduction of waste

The three fluidised bed reactors are constructed for the incineration of sewage sludge from the main waste water treatment plant of Vienna. Supplied thin sludge is dewatered by means of centrifuges. The resulting thick sludge has a dry substance content between 30 and 36 % and is supplied to the fluidised bed reactors.

Supply of combustion air

Combustion air is preheated by means of an air preheater.

Fluidised bed reactors

The three fluidised bed reactors of the plant Simmeringer Haide are constructed according to the principle of the stationary fluidised bed technology. The temperature of the fluidised bed is 750 °C. The combustion chamber is equipped with an oil burner.

Utilisation of energy

Energy from the flue-gas is used for the production of steam (53 bar). Steam produced by the rotary kilns and the fluidised bed reactors is combined and converted to electricity by two turbines. Electricity is used for covering the own needs of the installation of the Plant Simmeringer Haide. Additionally the oven lines are equipped with a cogeneration (CHP) system which decouples heat for the district heating system of Vienna.

Flue-gas cleaning system and emissions to the air

Electrostatic precipitator: In the first flue-gas cleaning step dust emissions are reduced to 10 - 30 mg Nm^{-3}.

Flue-gas scrubbing: The wet flue-gas cleaning system consists of two cross flow scrubbers for separation of acid, water soluble gases as well as dust and heavy metals. The subsequent venturi scrubber is used for separation of fine dust and for preconditioning of flue-gases for a electrodynamic venturi scrubber.

SNCR: Nitrogen oxides are reduced by injection of an aqueous solution of ammonia into the flue-gas.

Activated coke filter: Post-treatment takes place in a countercurrent plant using activated coke separately for each combustion line. This unit consists of two parallel arranged adsorbers that are filled with lignite-furnace coke. The adsorbers for the fluidised bed reactors consist of 4 modules each, whereby each module is filled with 15 t adsorbent. Flue-gas flows through the layer from the bottom up while the coke slowly moves downwards.

Using these flue-gas cleaning measures emission levels shown in Table 10.75 are achieved:

Parameter	Emission (mg Nm^{-3}) [a]	Total mass (kg yr^{-1}) [b,d]	Specific emissions (g t^{-1}) [c,d]
Dust [*]	0.6	498.63	7.8
HCl [*]	0.11	91.41	1.45
HF	<0.05	41.55	0.65
SO_2 [*]	[e]		
CO [*]	4	3324.17	52.44
NO_X as NO_2 [*]	100	83104.29	1311
Cr	0.0004	0.33	0.0052
As	<0.0001	0.083	0.0013
Ni	0.0006	0.499	0.0079
Cd	0.0006	0.499	0.0079
Hg	0.0015	1.25	0.02
Cu	0.0009	0.75	0.012
PAH	0.0069	5.73	0.09
NH_3	3.55	2950.2	46.54
PCDD+PCDF	0.00079 ng TE Nm^{-3}	0.66 mg yr^{-1}	0.01 µg t^{-1}

[*] *Continuous measurement*
[a] *Half hourly average values in mg Nm^{-3}; dioxin emissions are given in ng Nm^{-3} (11 % O_2; dry flue-gas; standard conditions)*
[b] *In kg yr^{-1}, dioxin loads in mg yr^{-1}*
[c] *Emissions related to one tonne used waste in g t^{-1}; dioxin emissions in µg t^{-1}*
[d] *Total mass and specific emissions are calculated based on average half hourly mean values, using the quantity of dry flue-gas (13110 Nm^3 t^{-1}_{waste}) and the waste quantity (63390 t yr^{-1}).*
[e] *below detection limit (0.3 mg Nm^{-3})*

Table 10.75: Emissions to air from the fluidised bed reactors (reference year: 2000)

Waste water treatment and emissions to water

The waste water from the three fluidised bed reactors is precleaned together with those of the two rotary kilns. Afterwards it is conducted into the main waste water treatment plant of Vienna. Waste water cleaning is performed using gravity separation, neutralisation, flocculation, filtration and precipitation processes. Neutralisation is performed in order to separate HCl and HF.

Waste

Bed- and filter ash: Bed- and filter ashes are landfilled.

Filter cake: The filter cake from the waste water cleaning plant is filled into “big bags” and landfilled.

Chemical data of wastes from the fluidised bed reactors are shown in Table 10.76. Results from leaching tests are presented in Table 10.77.

Parameter	Fly ash
TOC (%) (air dried basis - ad)	0.97
Cl (%) (ad)	0.18
SO_3 (%) (ad)	3.3
Main components (mg kg^{-1}) (dry basis)	
SiO_2	225
Al	41948
MgO	25
Fe	179107
CaO	164
K_2O	1.3
Heavy metals (mg kg^{-1})	
Zn	2738
Pb	378
Mn	414
Cr	108
Cd	10.4
As	11.6
Hg	0.76
Ni	87

Table 10.76: Chemical data of wastes from the fluidised bed reactors (reference year: 2000)

Parameter	Concentration (mg kg^{-1})
pH value	9.5
SO_4	1284
Cl	58
NH_3 as N	0.75
NO_3	5
NO_2	0.1
Fe	0.01
Mn	<0.01
Ni	<0.1
Cd	<0.01
Cr	0.03
Cu	<0.01
Pb	0.1
Zn	0.04
Hg	0.001

Table 10.77: Leaching tests according to ÖNORM S 2115 – fluidised bed reactors (reference year: 2000)

10.3.3.2 Bubbling FB with CHP, SNCR, flue-gas re-circulation, EP, wet scrubbing and bag filters with coke/calcium carbonate injection

Total capacity 78840 t m_T/yr, currently 42000 t of sewage sludge and 7000 t of rakings
Stationary fluidized bed furnaces
3 incineration lines with 26280 t m_T/yr each
Start-up: 1997

Sewage sludge and rakings as incineration materials may be described as follows:

Parameter	Measure	Sewage sludge	Rakings
Calorific value	kJ/kg	3190 - 5300	2900 - 7000
Solid contents	% m_T	39 - 46	22 - 34
Loss on ignition	% by weight	48 - 56	

Table 10.78: Characterization of the incineration materials

Reduction of emissions into the air
The waste gas cleaning system consists of the following components:

- SNCR nitrogen removal
- Flue-gas recirculation
- Electrostatic filter (2-stage)
- HCl scrubber (pH value 2.3)
- SO_2 scrubber (1-stage neutralization with lime milk)
- Tissue filter with coke/calcium hydrate/calcium carbonate dosing

Waste gas quantity per line: 15000 m^3/h

Parameter	Measure	Half-hour average values	Daily average values	Annual average values
Continuous measurement				
Total dust	mg/m^3	<5	<2.5	0.2
HCl	mg/m^3	<10	<5	0.2
SO_X	mg/m^3	<50	<20	3.3
NO_X	g/m^3	<0.220	<0.12	43
Total C	mg/m^3	<10	<7	0.7
CO	mg/m^3	<100	<20	2.4
Periodical measurement				
HF	mg/m^3	<0.06	-	
Cd, Tl	mg/m^3	<0.001	-	0.0002
Hg	mg/m^3	<1	-	0.0008
Σ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V,Sn	mg/m^3	<0.013	-	0.007
PCDD/PCDF, I-TE	ng/m^3	<0.011	-	0.0012

Table 10.79: Average values measured in clean gas (operating values) – BAT5

Reduction of emissions into the water
The waste gas cleaning system operates with zero waste water discharge.

Energy utilization
With a combusted sewage sludge total of 102127 t (m_T content approx. 42 %), there was an output of 48000 MWh electric power and 62630 MWh process steam.

Noise emissions/immissions
No information.

Costs
- Investment costs: approx. $180*10^6$ DM
- Specific treatment costs: no information

10.3.3.3 Bubbling FB Plant with CHP, EP and wet scrubbing

- Total capacity 100000 t m_T/yr
- Stationary fluidized bed furnaces
- 2 incineration lines with 30 t m_T/h each

Reduction of emissions into the air
The waste gas cleaning system consists of the following components:

- Electrostatic filters
- 4-stage waste gas washing

Waste gas per line: 62535 m^3/h

The incineration material sewage sludge can be described as follows:

Parameter	Measure	Filter cake
Calorific value	kJ/kg	13000
Solid content	% m_T	45
Loss on ignition	% by weight	

Table 10.80: Characterization of the incineration material

Parameter	Measure	Half-hour average values	Daily average values	Annual average values
Continuous Measurement				
Total dust	mg/m^3	<30	<10	
HCl	mg/m^3	<60	<10	
SO_X	mg/m^3	<200	<50	
NO_X	g/m^3	<0.4	<0.2	
Total C	mg/m^3	<20	<10	
CO	mg/m^3	<100	<50	
Hg	mg/m^3	<0.05	<0.03	
Periodic measurement (Average values over sample taking period)				
HF	mg/m^3		<1	
Cd, Tl	mg/m^3		<0.05	
Σ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V,Sn	mg/m^3		<0.5	
PCDD/PCDF, I-TE	ng/m^3		<0.1	

Table 10.81: Average values measured in clean gas (operating values) – BAT6

Reduction of emissions to water
The waste water cleaning system consists of a chemical (heavy metal precipitation) and a biological phase.

Parameter	2-hour composite sample (mg/l)
Suspended solid matter	
Hg	0.05
Cd	0.05
Tl	-
As	-
Pb	0.1
Cr	0.5
Cu	0.5
Ni	0.5
Zn	1.0
PCDD/PCDF (ng I-TE/l)	
pH value	
Temperature	

Table 10.82: Emission values of the waste water from the waste gas cleaning system before mixing (BAT6)

Energy utilization

Heat generation/output
Total heat generation: 70000 MWh
Internal consumption:

Power generation/output
Total power generation: 80000 MWh
Internal use (additional supplies included): 20000 MWh
Power output: 60000 MWh

Noise emissions/immissions
Distance of plant to immision site: 1200 m

The immission values admissible according to Item 2.321 TA Noise are observed at the prominent immission sites.

Costs
No information.

10.3.4 Examples of combined incineration of various wastes

10.3.4.1 Circulating FB for selected/pretreated wastes with heat recovery, dry and wet FGT, SCR and ash treatment

Following types of waste are combusted at AVE - Reststoffverwertung Lenzing:

- packaging materials from the separated collection
- rejects
- light fractions/sieve overflow from mechanical-biological plants
- waste wood, particularly contaminated
- sewage sludge.

In 2000 134715 tonnes of waste were treated in total.

Types of waste	Waste quantity (t yr^{-1})
Plastic wastes	34454
Rejects	19464
Sewage sludge	31986
Mixed plastic fractions	41913
Old wood	6898

Table 10.83: Types of waste and waste quantities treated at AVE - Reststoffverwertung Lenzing (reference year: 2000)

General data of the fluidised bed reactor of AVE-RVL Lenzing are presented in Table 10.84

AVE - Reststoffverwertung Lenzing	
Operator	RVL GmbH
Start up	September 1998
Technology	Circulating fluidised bed reactor
Waste throughput (2001)	134715 t
Calorific value of the waste	6.5 - 29 MJ kg^{-1}
Rated thermal input	110 MW_{th}
Operating hours (2000)	About 6100

Table 10.84: General data of the fluidised bed reactor of AVE-RVL Lenzing

Fuel oil, natural gas and coil are used as additional fuels for start up and shut down if necessary. The maximum rated thermal input of the plant is about 110 MW as continuous load. The plant is constructed for the treatment of wastes with a mixed calorific value of 6.5 - 29 MJ kg^{-1}.
The required waste quantity is defined by the thermal output and is about 7 - 60 tonnes per hour.

Plant concept
A process flow diagram of AVE - Reststoffverwertung Lenzing is shown in two following figure. The plant basically consists of the following units:

- delivery
- treatment and storage of waste
- fluidised bed combustion with fluidised bed cooler and afterburning chamber
- waste heat boiler
- dry, wet and catalytic flue-gas cleaning devices
- waste water treatment.

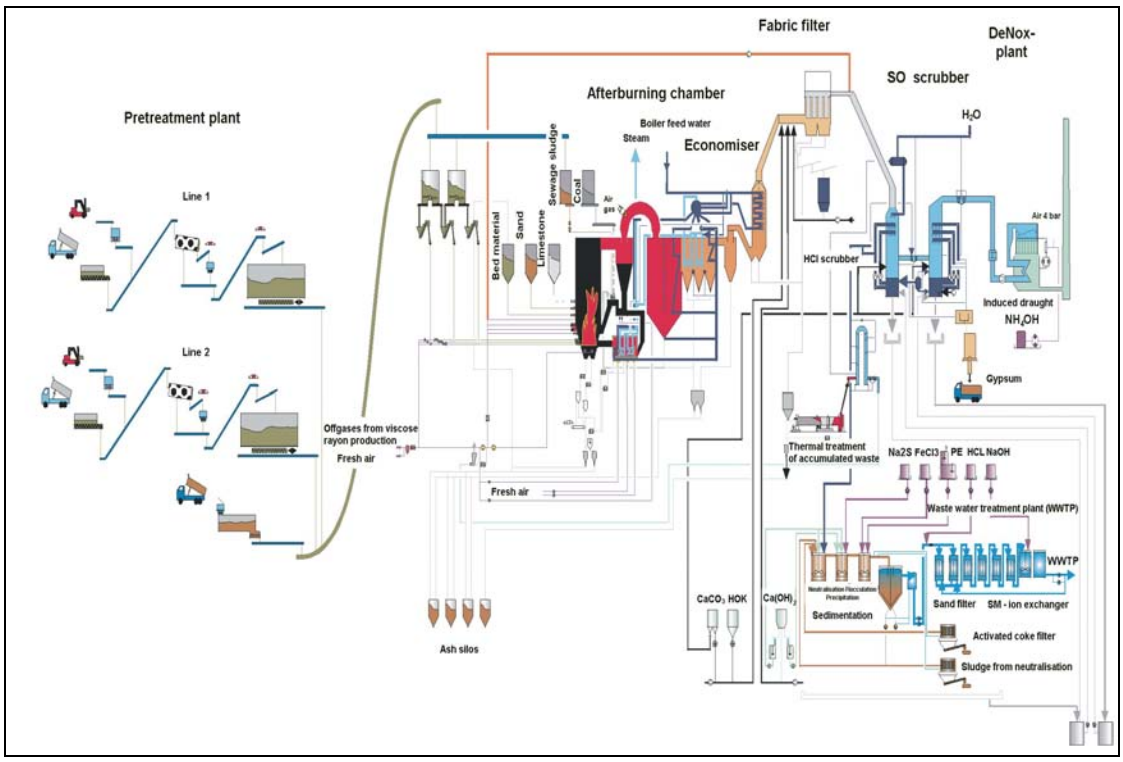

Figure 10.12: Process flow scheme of AVE-Reststoffverwertung Lenzing

Acceptance, treatment and storage of waste

Delivered wastes such as packaging materials, rejects, light fraction and waste wood are declared by the deliverer and randomly tested by the operator, crushed and ground-up and interim stored in two daily bunkers that are situated directly near the boiler. Feeding of waste into the pulveriser, distribution in the daily bunker and discharge from the daily bunker is carried out in view of good homogenization.

Sewage sludge is directly dumped into two charging hoppers with discharge floor and interim stored in a silo. Sewage sludge is usually stabilized and combusted a few hours after delivery. In all cases transport from the pretreatment site to the boiler house is performed periodically with a pipe belt conveyor.

Waste introduction and supply of combustion air

Ground up wastes such as plastics, rejects, sieve overflow and waste wood can be fed from the charging hopper into the firing zone using 3 pneumatic conveyors. For sewage sludge, a separate conveyor line with a plug screw as dosing device is provided. For oil and natural gas, burners and oil lances are installed. Coal can be fed with a separate dosing plant.

Exhaust gas from the neighbouring viscose rayon production containing H_2S (hydrogen sulphide) and CS_2 (carbon disulphide) is used as combustion air. Exhaust gas from waste treatment and storage is dedusted with fabric filters and discharged into the atmosphere.
Combustion air is injected into the combustion chamber through the valve tray, two secondary air levels and several process-related places such as pneumatic conveyors and fluidising plates in the ash circle.

Dosing of particular wastes, co-fired fuels and combustion air is regulated by a firing performance control system. The demand for air and fuel is calculated online. The most important parameters such as calorific value and demand on combustion air are calculated automatically from process data and adapted to the combusted wastes.

Fluidised bed combustion with afterburning chamber
The firing system mainly consists of:

- uncooled combustion chamber with slightly conical shape at the bottom and cylindrical form at the top
- cyclone
- afterburning chamber
- recirculation system for bed material with a siphon and a fluidised bed cooler.

Wastes are mixed homogeneously into the lower part of the combustion chamber and transported through the firing chamber with combustion air. In order to pre-separate SO_2 limestone is continuously added to the fluidised bed reactor of AVE - Reststoffverwertung Lenzing. This is a necessary procedure, because the exhaust air of the viscose rayon production that is used as combustion air contains high amounts of sulphurous compounds.

Bed material is separated from the flue-gas by a cyclone and fed into the siphon and fluidised bed cooler. A regulated quantity of bed material is passed over the fluidised bed cooler in order to extract heat from bed material either for steam production and superheating of steam or temperature regulation of the combustion chamber.

Flue-gases leaving the cyclone are fully combusted in the afterburning chamber at sufficient temperature and residence time.

Waste heat boiler
Flue-gases leaving the afterburning chamber are passing two vertical void zones with heating surfaces for evaporation, a horizontal zone with hanging heating surfaces for evaporation and superheating, a cyclone battery system and a preheater for feed water.

The steam system is connected to that of the adjacent Lenzing AG. Feed-water is pumped from the existing feed-water system into the boiler drum through the feed-water preheater. The water passes in the so-called natural circulation the evaporator surfaces in the fluidised bed cooler and the waste heat boiler and evaporates to some extent. Steam is separated from water in the steam drum and conducted into the steam network of Lenzing AG via the superheater. The first superheaters are arranged in the waste heat boiler, the last superheaters are arranged in the fluidised bed cooler.

Utilisation of energy
The steam parameters of the produced fresh steam are 78 bar and 500 °C. Electricity is produced by the turbines of Lenzing AG. The major part of the steam is withdrawn at 4 bar from the turbines and introduced into the process steam system of Lenzing AG. The overall demand for process steam is several times higher than the produced amount, exists all over the year and is covered by another fluidised bed reactor, two waste liquor boilers and an oil and gas fired reserve boiler.

Flue-gas cleaning and emissions into the air
Dry flue-gas: The dry flue-gas cleaning system is constructed as transport reactor with downstream fabric filter. The flue-gas temperature is regulated by the boiler to a constant value of about 160 °C.

The dry flue-gas cleaning system is used for dedusting, heavy metal precipitation and pre-separation of acid components such as HCl, HF and SO_3. Lime, limestone and activated coke can be dosed into the ducts before the fabric filter. Separated dust is recirculated to some part.

Wet flue-gas cleaning: The wet flue-gas cleaning system consists of a co-current scrubber with acid circulating water, a countercurrent scrubber with gypsum suspension, droplet separators after each scrubber and a downstream steam heated gas preheater. The first step is used for the separation of acid components such as HCl, HF, SO_3 and for separation of volatile components.

The second step is used for the separation of SO_2. The gypsum suspension of a partial flow is dewatered. Waste water from both scrubbers is treated by the waste water treatment plant. Cleaned waste water is partly returned to the first step. Limestone is injected in dry form as neutralizing agent.

Catalytic flue-gas cleaning: The catalytic flue-gas cleaning system is arranged in clean gas application with preheating by a gas/gas heat exchanger and a high pressure steam preheater. It is used for reduction of NO_X and oxidation of organic pollutants such as dioxins and furans.

The whole plant is designed in terms of precautionary environmental protection what means that the particular plant elements are dimensioned and arranged in such a way that the prescribed emission limit values can be observed even in cases of highest possible pollutant loads of combusted wastes.

Achieved emission values of the fluidised bed reactor are shown in Table 10.85.

Parameter	Emission [a] (mg Nm^{-3})
Dust	0.6
HCl	0.8
HF	0.02
SO_2	4.1
C_{org}	0.6
CO	2.3
NO_X as NO_2	14.6
Σ Pb, Cr, Zn	0.003
Σ As, Co, Ni, Sb, Cu, Mn, V, Sn	0.00075
Cd+Tl	0.001
Hg	0.003
NH_3	1.8
PCDD+PCDF	0.05 ng Nm^{-3}
[a] Half hourly average values in mg Nm^{-3}; dioxin emissions are given in ng Nm^{-3} (11 % O_2; dry flue-gas; standard conditions)	

Table 10.85: Emissions to air from the fluidised bed reactor of AVE - Reststoffverwertung Lenzing

Waste water treatment

The waste water treatment plant consists of following units: Neutralisation, precipitation, flocculation and sedimentation and post treatment with gravel filters, ion exchanger and activated coke filter. For neutralisation lime milk is added.

Waste

As far as waste from combustion is concerned a process concept was chosen by AVE-RVL Lenzing with the following goals:

- minimizing the amount of waste
- concentration of pollutants in small amounts of waste
- low concentration of volatile heavy metals in the main part of the ash
- minimization of the PCDD/F content in the predominant part of the ash
- reduction of the metallic Al content in the ash.

For that purpose the major part of the ash is separated in a cyclone battery at the end of the superheater zone. A part of this fine ash is recirculated into the combustion chamber again, in order to reduce volatile components and oxidise the major part of metallic Al.

Following wastes accumulate:

Bed ash: Coarse ash and interfering materials such as ferrous fragments and stones, that are separated by a coarse sieve and a magnetic separator.

Coarse ash: Overflow of the coarse sieve of the bed ash.
Ferrous scrap: Separated with magnetic separators from bed ash.

Ash from pre-dedusting: Fine ash with a grain size between 40 and 100 µm, that is separated in the cyclone battery in the temperature range of 900 to 400 °C. Additionally fine ash can be withdrawn by the air separator in the ash cycle of the firing system.

Eco- and fabric filter ash: Very fine ash (<40 µm) that arises in the flue-gas zone after pre-dedusting in the temperature range between 400 and 160 °C and in the dry flue-gas cleaning system. The mass fraction of very fine ash is less than 30 % of the overall ash but contains the main part of the volatile heavy metal and PCDD/F load. Very fine ash can be thermally post-treated in a rotary kiln. As this ash is disposed of underground anyway and already has the required properties without treatment, the rotary kiln was in operation only at the beginning of the test operation.

Neutralisation sludge from the waste water treatment plant: Inorganic sludge dewatered in chamber filter presses.

Gypsum: Arising in the suspension scrubber and dewatered in the centrifuge.

Bed ash, coarse ash and pre-dedusting ash are exempted and disposed of at landfills.
Eco- and fabric filter ash and neutralisation sludge are exported as hazardous wastes and disposed of underground.

10.3.4.2 Fluidized bed plant for selected hazardous and non-hazardous wastes with heat recovery, EP, fabric filter, wet scrubber and SCR

Fluidised bed reactors of the waste incineration plant Arnoldstein

The fluidised bed reactor of the waste incineration plant Arnoldstein was upgraded in 2000 and is continuously operated since January 2001. In 2001 26000 tonnes of hazardous and non hazardous wastes (oily waste, solvent-water mixtures, treated and untreated wood waste, wood packaging, plastic waste, sludge and waste water) were combusted. The catalogue of key numbers of wastes permitted for thermal treatment can be found on the homepage of the waste incineration plant (www.abrg.at). General data of the fluidised bed reactor of the waste incineration plant Arnoldstein are given in Table 10.86.

Fluidised bed reactor Arnoldstein	
Operator	Asamer Becker Recycling Gesellschaft mbH
Start-up	1994
Start-up after overhaul	31.12.2000
Firing technology	Fluidised bed reactor
Waste throughput	26000 t
Average calorific value of the waste	5000 - 30000 kJ kg^{-1}
Thermal output	8 MW
Operating hours (test operation)	7300

Table 10.86: General data of the fluidised bed reactor of the waste incineration plant Arnoldstein (reference year: 2001)

Plant concept

A process flow diagram is shown in Figure 10.13. The plant basically consists of the following units:

- treatment hall for crushing and grinding and mixing of wastes
- hall for intermediate storage of wastes
- firing system: Stationary fluidised bed reactor with waste heat boiler
- flue-gas cleaning devices: Electrostatic precipitator, two-stage wet scrubbing with NaOH scrubber, flow injection process and catalytic flue-gas cleaning system (clean gas application)
- central waste water treatment plant.

If necessary oil is used as additional fuel for start up and shut down.

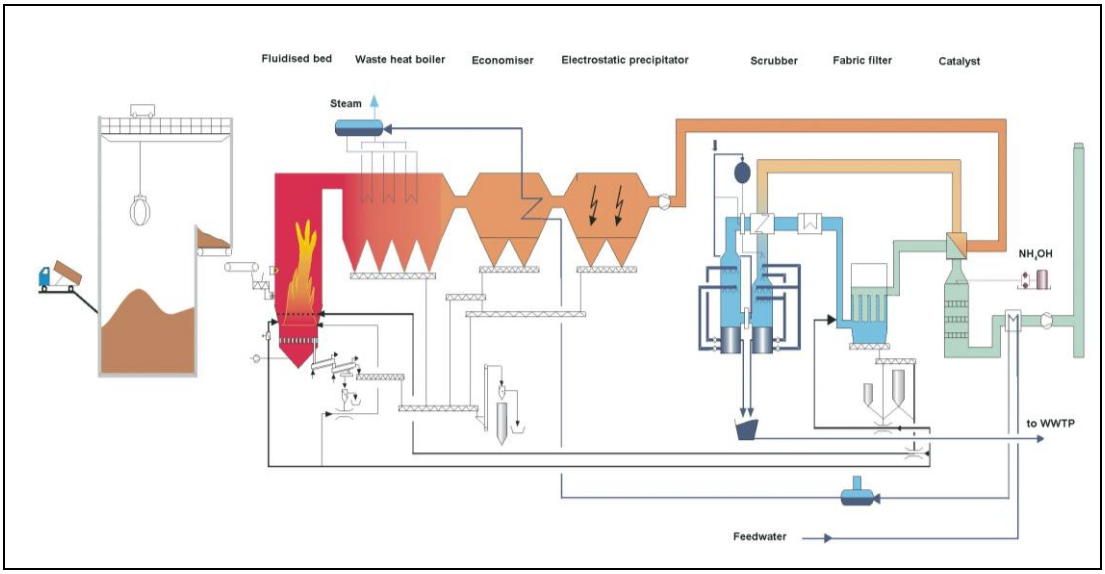

Figure 10.13: Process flow scheme of the Fluidised bed reactors at Arnoldstein

In Table 10.87 output flows of the fluidised bed reactors of the waste incineration plant Arnoldstein are shown.

Outputs	
Steam (25 bar; 180 °C)	4.5 t h^{-1}
Ash	9000 t yr^{-1}
Ferrous scrap	170 t yr^{-1}
Filter cake	200 t yr^{-1}
Waste water	13000 m^3yr^{-1}
Flue-gas	15500 Nm^3h^{-1}

Table 10.87: Output flows of the fluidised bed reactors of the waste incineration plant Arnoldstein (reference year: 2001)

Acceptance, treatment and storage of waste

Incoming wastes are declared by the deliverer and always controlled optically by the operator of the waste incineration plant. Depending on the waste and on the deliverer singular or mixed samples are taken regularly in order to determine various parameters such as pH, calorific value, ignition loss, halogens, heavy metals, density and others. Waste is intermediately stored in boxes. Immediately before combustion they are transported to the waste bunker using a crane. Liquid waste fractions are intermediately stored in tanks.

Waste introduction and supply of combustion air
Mixed, crushed and grinded solid wastes are fed into the bunker by means of a crane. The bottom of this bunker is constructed as slowly moving conveyer belt. Waste discharged from the bunker falls onto another conveyor belt and is conveyed into a charging hopper for a dosing screw. Using the dosing screw solid wastes are charged regularly onto a so-called throw feeder, which distributes the waste uniformly across the fluidised bed. Liquid wastes are injected by means of a lance. For start up of the plant two burners firing fuel oil are installed. Exhaust air from the waste storage facilities and the tanks are used as combustion air.

The combustion air is introduced into the combustion chamber as secondary air through nozzles and as conveying air for recirculated bed ash. In order to regulate the dosage of waste, fuel oil and combustion air, a control system for the regulation of the firing performance is installed.

Combustion chamber
The combustion chamber is constructed as an uncooled, brick-lined stationary fluidised bed system. Immediately above the stationary fluidised bed reactor the afterburning zone with secondary air injection is arranged. Hydrated lime and limestone from the flow injection process are pneumatically conveyed into the combustion chamber for pre-separation of SO_2.

Waste heat boiler
The waste heat boiler is constructed as a horizontal boiler with radiation heating surfaces in the first and convection surfaces in the second part. These heating surfaces are pure evaporating heating surfaces. The horizontal waste heat boiler is followed by a feed-water preheater. In the energy system saturated steam is produced which is fed into the local steam network using a pressure reducing valve.

Flue-gas cleaning system and emissions into the air
Dedusting: Dedusting of flue-gases leaving the boiler is performed by means of an electrostatic precipitator. The temperature of flue-gases entering the electrostatic precipitator depends on the boiler load and the travel time.

Wet flue-gas cleaning: The wet flue-gas cleaning system consists of a co-current scrubber with acid circulation water and a countercurrent scrubber with NaOH as neutralizing agent. Each scrubber is followed by a droplet separator. Heat from the flue-gases entering the scrubber is transferred to the flue-gases leaving the scrubber by means of a gas/gas heat exchanger. The outlet temperature can be regulated by a downstream steam heated gas preheater.

Flow injection process: The flow injection unit consists of a flue-gas channel with injection of furnace coke, limestone and hydrated lime and a fabric filter. The operating temperature is about 120 °C.

Added chemicals are recirculated several times and then injected into the combustion chamber.

Catalytic flue-gas cleaning: The catalytic flue-gas cleaning system is constructed as clean gas application with heat transfer system (gas/gas heat exchanger). It exclusively serves the function of NO_X reduction An aqueous solution of ammonia (25 %) is used as reducing agent. After the catalytic flue-gas cleaning system flue-gases are cooled in a heat exchanger. The heat is used for preheating water for the feed-water tank.

Using these cleaning steps emission levels shown in Table 10.88 are achieved.

Parameter	Emission (mg Nm^{-3}) [a]	Total mass (kg yr^{-1}) [b, d]	Specific emissions (g t^{-1}) [c,d]
Dust *	1.5	169.73	6.53
HCl	0.14	15.84	0.61
HF	0.038	4.3	0.16
SO_2 *	<5	565.75	21.76
C_{org} *	<1	113.15	4.35
CO *	<5	565.75	21.76
NO_X as NO_2 *	<150	16972.5	652.79
Cd	0.003	0.34	0.013
Hg	0.003	0.34	0.013
PCDD+PCDF	0.022 ng Nm^{-3}	2.489 mg yr^{-1}	0.096 µg t^{-1}

** Continuous measurement*
[a] Half hourly average values in mg Nm^{-3}; dioxin emissions are given in ng Nm^{-3} (11 % O_2; dry flue-gas; standard conditions)
[b] In kg yr^{-1}, dioxin loads in mg yr^{-1}
[c] Emissions related to one tonne used waste in g t^{-1}; dioxin emissions in µg t^{-1}
[d] Total mass and specific emissions are calculated based on average half hourly mean values, using the quantity of dry flue-gas (5388 Nm^3 t^{-1} waste; calculated from the hourly flue-gas volume of 15500 Nm^3, the operating hours and the waste input) and the waste quantity (26000 t yr^{-1}).

Table 10.88: Emissions to air from the waste incineration plant Arnoldstein (reference year: 2001)

Waste water treatment and emissions to water

Waste water from the fluidised bed reactors (13000 m^3 yr^{-1} or 36 m^3 h^{-1}) and landfill leachate are cleaned in the waste water treatment plant. After cleaning using heavy metal precipitation, neutralisation and gypsum precipitation the waste water is released into the receiving water.

Using these cleaning steps emission levels shown in Table 10.89 are achieved.

Parameter	Measured value (mg l^{-1})
pH value	7.2
Filterable substances	7
As	<0.01
Cd	<0.05
Total Cr	<0.05
Cu	<0.05
Fluoride	8
Ni	0.06
Hg	<0.005
Pb	<0.1
Sb	<0.1
Sulphate (SO_4)	8000
Zn	<0.5
Cyanides (easy releasable)	<0.1
NH_4 – N	127
TOC	25
Phenol	<0.1
EOX	<0.1

Table 10.89: Waste water parameters (composite sample) of the waste incineration plant Arnoldstein after waste water treatment (reference year: 2001)

Waste

Wastes arising from the whole process (bed ash, fly ash, gypsum and filter cake) are mixed, exempted and disposed of on a landfill for residual waste. Occurring metal scrap is recycled.

Parameter	Measured value (mg kg^{-1}) (dry basis)	Limit value
Hg	<1	20/3000
As	55	5000
Pb	2550	10000
Cd	20	5000

Table 10.90: Chemical data of ash from the fluidised bed combustion of the waste incineration plant Arnoldstein (reference year: 2001)

Parameter	concentration		
	Limit value eluate (mg kg^{-1}) (dry basis)	Limit value concentrate (mg l^{-1}) (dry basis)	Measured value (mg kg^{-1}) (dry basis)
Residue on evaporation	100000	30000	46000
pH value	6 - 13	2 - 11.5	10.2
Sb	50	5	1
As	50	5	<1
Pb	100	10	<1
Total Cr	300	30	<0.5
Cr (VI) as Cr	20	2	<0.2
Co	100	10	<0.5
Cu	100	10	<0.5
Ni	500	50	<0.5
Hg	0.5	0.05	<0.05
Tl	20	2	<0.5
V	200	20	<1
Zn	1000	100	<0.5
Sn	1000	100	<1
F	500	50	55
Ammonia as N	10000	1000	825

Table 10.91: Concentration of pollutants in the eluate of ash from the waste incineration plant Arnoldstein (reference year: 2001)

10.3.4.3 Water cooled grate furnace with CHP, cyclone de-dusting, SNCR and high dust SCR de-NO_X, and dry fabric filter

Capacity 175000 t/yr
3 incineration lines, 2 with 12.5 t/h each and 1 with 15.5 t/h
reverse current furnace with reverse grate or with water-cooled feed grate
Incineration temperature 850 °C at a residence time of >2 seconds
Start-up: 1984, expansion: 1998 (line 3), modernization: 2000 (grate with water enclosure)

Reduction of emissions into the air

The waste gas cleaning system consists of the following components:

Line 1+2:
- Cyclone
- Evaporation cooler
- Current flow system with tissue filter
- $DeNO_X$ catalyser

Line 3:
- SNCR
- Cyclone
- $DeNO_X$ catalyser (high dust)
- Evaporation cooler
- Current flow system with tissue filter

Waste gas quantity per line: 2 x 70000 m^3/h
1 x 88000 m^3/h

Manufacturer: Noell KRC GmbH

Special features: Waste gas recirculation behind multi-cyclone (branch current approx. 20–25 % of the waste gas quantity at 300–400 °C, economizer at 190 °C, injection into constriction between secondary incineration chamber and incineration chamber)

Parameter	Measure	Daily average value Minimum	Daily average value Maximum	Annual average value (reference year 2000)	Portion in % (over the annual operation time) hav[1]>lv[3]	dav[2]>lv
Continuous measurement						
Total dust	mg/m^3	0.04	15.15	0.45	0.0	0.0
HCl	mg/m^3	0.24	15.15	3.27	0.0	0.5
SO_X	mg/m^3	0.56	42.56	11.41	0.0	0.0
NO_X	g/m^3	15.42	249	166	0.0	2.2
Total C	mg/m^3	0.02	0.41	0.41	0.0	0.5
CO	mg/m^3	1.29	70.67	6.39	0.2	0.5
Hg[2]	mg/m^3	0.00014	0.01717	0.00413	0.04	0.0
Periodical measurement (average value over sample taking period)						
HF	mg/m^3			<0.1		
Cd, Tl	mg/m^3			0.0017		
Σ Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V,Sn	mg/m^3			<0.01		
PCDD/PCDF, I-TE	ng/m^3			0.0053		

[1] hav – half-hour average value
[2] dav – daily average value
[3] lv – limit value

Table 10.92: Average values measured in clean gas (operating values)

Toxic agent	Measuring device
Dust	Sick RM 210
HCl	Perkin Elmer MCS 100 E
C_{total}	M&A Thermo FID
SO_2	Perkin Elmer MCS 100 E
NO_X	Perkin Elmer MCS 100 E
CO	Perkin Elmer MCS 100 E
Hg	Perkin Elmer ACE 100 Mercem
O_2 (secondary incineration)	Perkin Elmer MCS 100 E
Temperature (secondary incineration)	NiCr-Ni
Temperature (waste gas)	Sensycon PT 100

Table 10.93: Measuring devices used for continuous measuring

Toxic agent	Concentration in (mg/m³)		Deposition degree in %
	before cleaning	after cleaning	
HCl	1.700	10	99.4
HF	10	1	90
SO_X	400	50	87.5
NO_X	400	200	50
Dust	800	10	98.7
Cd/Tl	5	0.05	99
Hg	1	0.05	95
Other heavy metals	100	0.5	99.5
PCDD/PCDF (ng I-TE/ m³)	10	0.1	99

Table 10.94: Deposition degrees in waste gas cleaning

Reduction of emissions into the water

There is no waste water resulting from waste gas cleaning, as the plant uses the conditioned dry process.

Energy utilization (reference year 1999)

Heat generation/output

Heat generation in total:	115000 MWh
Internal consumption:	50000 MWh
Heat output, external:	65000 MWh

Steam generation/output

Fresh steam production:	580000 t/yr

Electric power generation/output

Electric power generation in total:	95000 MWh
Internal consumption (additional supplies incl.):	23100 MWh
Electric power output:	71900 MWh

		Energy in (MWh)		Energy efficiency ratio in (%)		
		El. power	Heat	El. Power	Heat	Total
Waste quantity combusted: approx. 174.100 t	**generated**	95.000	115.000	17 22.7[1]	20.6 27.5[1]	37.6 50.2[1]
	released	71.900	65.000	12.9 17.2[1]	11.7 15.6[1]	24.6 32.8[1]

[1] Energy efficiency ratio taking into account a combustion efficiency ratio of 75 % of the energy input

Table 10.95: Energy efficiency ratio (supposed average calorific value Hu ≈ 11500 kJ/kg)

Residues – slag

The contents of toxic agents are in the following ranges:

TOC	0.1 - 2 %
Loss on ignition	<3 %
PCDD/F	15 ng I-TE/kg
Cl^-	4100 mg/kg
SO_4^{2-}	21000 mg/kg
Fluoride	600 mg/kg
As	1 - 20 mg/kg
Cd	1 - 25 mg/kg
Cr	100 - 1000 mg/kg
Cu	500 - 5000 mg/kg
Hg	0.01 - 0.5 mg/kg
Ni	30 - 600 mg/kg
Pb	300 - 6000 mg/kg
Zn	300 - 10000 mg/kg

Table 10.96: Slag quality – BAT2

Noise emissions/immissions
Allowable immission values according to Item 2.321 TI Noise are observed on the prominent immission sites.

Costs

- Investment costs incl. planning: 130 x10^6 DM
- Specific treatment costs: 120 to 339 DM/t

10.3.4.4 Grate incinerator treating MSW, SS & CW with SNCR (urea), dry Na bicarbonate FGT, activated C injection and electricity generation

GENERAL information
The plant is owned and operated by Tecnoborgo S.p.A. : 51 % Tesa S.p.A. which is the district for Waste and water treatment - City of Piacenza and 49 % private company.

Notable are : High electricity selling price (CIP6 contract), Project financing

The waste treated are: municipal solid waste; sewage sludge - delivered as liquid (3 % solids) and dried on site; clinical waste - received in plastic and cardboard hard boxes

DESIGN/CONSTRUCTION DATA

- combustion technique : Reverse acting reciprocating grates, 2 x 8.5 t/h
- plant capacity : design 136000 t/yr; permit 105000 t/yr; LCV range : 7540 - 13400 kJ/kg; nominal : 9600 kJ/kg
- design thermal input to the grate : 2 x 22.7 MW
- steam boiler, 39 bar, 390 °C; horizontal design, 3 free vertical passes and 1 horizontal
- energy valorisation : Electricity for export and internal use, steam for internal use only
- turbo-generator : 11.5 MW
- FGT system (Flue-gas Treatment) : Dry process, with active carbon injection and SNCR.
- SNCR de-NO_X (solid urea). De-dusting by 1 ESP 2 fields (Electrostatic Precipitator) + 1 BHF (Bag House Filter). Dry scrubber with separate upstream injection of bicarb. De-diox by Active Carbon injection before the BHF
- no waste water from the FGT. Waste water treatment (precipitation) and release to the sewer
- bottom ash treatment : quenched scrap ferrous metals removal, landfilled
- FGT solid residues : Fly ash and Reaction products (salts) : landfilled
- material valorisation : Ferrous metals recovered
- start-up : 2002
- complies fully with the WID-2000 (Waste Incin. Directive).

OPERATING DATA

- year of reference (for the following data) : 2003
- waste throughput : 105000 t/yr. Municipal solid waste 90.5 %, Industrial waste 8 %, Clinical waste 0.5 %, Sewage sludge 1 %
- average NCV: 9630kJ/kg
- working hours including partial load hours (availability) : 7530 h/yr
- reagents consumption : Bicarb. : 15 kg/t // Urea : 2.2 kg/t // Activated carbon : 0.2 kg/t // Polyelectrolyte : 13.5 kg/tds
- imported electricity: 203280 kWh
- electricity consumption : 8.774.674 kWh
- electricity produced kWh, exported: 56.680.800 kWh
- material recovery :. Ferrous metals : 2 %
- material residues : Bottom ash to landfill : 21 % // Fly ash + Reaction Products : 2.9 %.

Continuous concentrations measurement in clean gas. Annual average/Max 24h/Max 1/2h (over the year), in mg/Nm^3:
Total dust : 1.2/1.3/0.8
HCl : 7.8/8.7/9.8
HF : 1.3/1.7
SO_X as SO_2 : 3.2/5.3/48
TOC : 1.5/3.2/5.7
CO : 10/15/60
NO_X : 180/199/400

Average value of concentration samplings in clean gas (periodic measurement of substances listed in the WID-2000) :
Cd + Tl : 0.000007 mg/Nm^3
Hg : 0.000026 mg/Nm^3
Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V+Sn: 0.0041 mg/Nm^3
PCDD/F : 0.004 ng_{iteq}/m^3

Concentration samplings in clean gas : (substances not listed in the WID-2000)
NH_3 : 8.9 mg/Nm^3

Concentrations in clean waste water
Total suspended solids : 42 mg/l
Cd : <limit
Pb : 0.01 mg/l
Cr : 0.01 mg/l
Cu : 0.03 mg/l
Ni : 0.01 mg/l
Zn : 0.14 mg/l
pH value : 7.8

ECONOMICS
Investment costs : EUR 60 million (VAT excluded, value 2001)
Gate fee :EUR 92.1/t (includes Investment cost, operating cost, residue disposal, energy and materials revenue, VAT excluded, value 2004);EUR 276.4/t for clinical waste residues.

10.3.4.5 Grate incinerator treating MSW and industrial waste with EP, wet scrubbing, effluent evaporation, SCR and high pressure steam electricity generation

GENERAL information
The plant is owned by a private company, Azalys, and operated by Novergie for the Municipality of Carrierres sous Poissy, Yvelines, Ile-de-France.
Municipal solid waste & Industrial waste are treated

Of particular note are:

- high steam characteristics
- high energy efficiency
- evaporation and crystallization of aqueous effluents
- SCR de-NO_X and de-diox
- project financing.

DESIGN/CONSTRUCTION DATA
- combustion technique : Reciprocating grates, 2 x 7.5 t/h
- plant capacity : 115000 t/yr; nominal LCV : 10260 kJ/kg
- design thermal input to the grate : 2 x 21.4 MW
- steam boiler, 46 bar, 365 °C; vertical design, 4 passes
- energy valorisation : Electricity for export and internal use, steam for internal use only
- turbo-generator : 9.3 MW
- FGT system (Flue-gas treatment) : ESP, Wet scrubbers, Wet ESP, SCR, Evapo-Crystallisation.
- de-dusting by ESP. Wet scrubbers, 3 stages : lime milk/HCl, lime milk/ SO_X, venturi scrubber. De-diox and de-NO_X by SCR (low dust, 280 °C)
- no aqueous effluents :
- FGT effluents : waste water treatment (precipitation, flocculation, filtration) + onsite offline evaporation & crystallization (salt recovery),
- other aqueous effluents are re-used in the plant (FGT)
- bottom ash : quenched, scrap ferrous metals removal, stored for ageing, recovered for road construction
- FGT solid residues : Fly ash : mixed with cement and landfilled (Hazardous waste landfill). filter cake : mixed with fly ash and cement and landfilled (Haz. landfill). Reaction products (salts)
- material valorisation : Bottom ash for road construction, Ferrous metals
- start-up : 1998
- complies with the emissions requirements of the WID-2000 since 7/1998, (Waste Incin. Directive).

OPERATING DATA

- reference year (for the following data) : 2003
- waste throughput : 106200 t/yr, 69 % municipal waste, 31 % industrial
- average NCV : 11390 kJ/kg
- working hours (availability) including partial load hours : line 1 : 8102/8760 hr; line 2 : 6500/8760 (Stopped 3 month for works; availability: 8000 hr)
- reagents consumption : Lime : 3.8 kg/tw
- energy input : Elec. : 9500 MWh, i.e. 80 kWh/t of waste (the TG set was stopped too during the works) // steam for incineration process (deaerator, soot blowing, …)
- energy consumption : Elec. : 16 316 MWh, i.e. 153 kWh/tw of waste (including the imported 80 kWh/tw)
- electricity output : generated : 501 kWh/tw/exported 353 kWh/tw
- material recovery : Bottom ash for road construction : 23 600 t/yr // Ferrous metals : 289 t/yr
- material residues : Fly ash : 2345 t/yr // Filter cake : 476 t/yr // Salts :1528 t/yr
- max 24h Concentrations in clean gas (continuous measurement) : HCl : <8 mg/Nm^3 // SO_X <15 mg/Nm^3 // TOC : <2 mg/Nm^3 // CO : <25 mg/Nm^3 // NO_X : <60 mg/Nm^3
- average concentrations in clean gas (periodic measurement), 4 samplings : Cd : <0.009 mg/Nm^3 // Hg : <0.045 mg/Nm^3 // Sb : <0.009 mg/Nm^3 // As : <0.0015 mg/Nm^3 // Pb : <0.016 mg/Nm^3 // Cr : <0.09 mg/Nm^3 // Co : <0.0017 mg/Nm^3 // Cu : <0.0045 mg/Nm^3 // Mn : <0.012 mg/Nm^3 // Ni : <0.05 mg/Nm^3 // V : <0.0023 mg/Nm^3
- PCDD/F (1 sampling) : :0.07 ngiteq/ Nm^3.

10.3.4.6 Grate incinerator treating MW, IW, SS and waste sorting refuse with SNCR, EP, wet scrubbing (on-line evaporation of effluent), bag filters and CHP

GENERAL information

The plant is owned by a Municipal authority, Sidompe (122 municipalities, Ile-de-France, West of Paris), and operated by CNIM.
It treats Municipal waste, Industrial waste, Sorting refuse, Fresh (22 % dry) Sewage sludge
Of particular note are :

- FGT without aqueous effluent
- co-combustion of fresh sewage sludge with the waste
- hot water boiler for feeding a DH network and a steam boiler for electricity generation.
- the long history of the plant with successive upgrading
- ISO 14001 since 1999
- OHSAS 18001 (Safety & Hygiene, 2003).

DESIGN/CONSTRUCTION DATA

- combustion technique : Reverse acting Reciprocating grates, 2 x 10t/h + 1 x 14.7t/h
- plant capacity : 240000 t/yr; nominal LCV : 7955 kJ/kg; range 1st & 2nd lines : 5025 - 10050 kJ/kg; range 3rd line : 5025 - 10470 kJ/kg
- design thermal input to the grate : 2 x 22 MW + 1 x 32.6 MW
- steam/hot water & Boiler design :
- lines 1 & 2 : hot water 37 bar, 220 °C; hot water boilers, vertical design, 2 passes
- line 3 : steam 42 bar 380 °C; steam boiler, vertical design, 4 passes
- energy valorisation :
- hot water (from lines 1 & 2) to D.H. network. Satisfy heat demand of 5000 equivalent habitants
- steam (from line 3) to TG set for export and internal use
- turbo-generator : 7 MW (steam from line 3 only)
- FGT system (Flue-gas Treatment) : ESP, Wet scrubbers and upstream online evaporation, with active carbon injection in the upstream evaporator and in the wet scrubbers.
- de-dusting by 2 ESP 3 fields (lines 1 & 2) or 1 BHF (line 3). Wet scrubbers 2 stages : lime & NaOH. Double active carbon injection : before the 1st BHF and in the wet scrubber. SNCR, urea (in 2005)
- no waste water from the FGT : (online evaporation of the aqueous effluents).
- other aqueous effluents : Re-use in the plant + Waste water treatment (precipitation) and release to the sewer. In 2005 no reject at all
- bottom ash : quenched, first removal of scrap ferrous metals on site. Offsite : second scrap ferrous metals removal, scrap non ferrous removal, stored for ageing, recovered for road construction
- FGT solid residues : Fly ash to landfill
- material valorisation : Bottom ash for road construction, Ferrous and non ferrous metals (offsite)
- start-up (main phases) : 1974 two grates, 1986 two hot water boilers, 1993 third line with its boiler + 3 FGT (wet without effluent), 2003 sewage sludge injection, 2004 de-diox, 2005 de-NO_X
- complies with the WID-2000 (Waste Incin. Directive) emissions requirements since April 2004 except de-NO_X SCR to be started in 9/2005.

OPERATING DATA

- reference year (for the following data) : 2003
- waste throughput 194964 t/yr; 67 % municipal waste, 30 % industrial, 3 % s. sludge
- average NCV : 9610 kJ/kg
- working hours (availability) including partial load hours L1 : 7854 h/yr, L2 : 7624 h/yr, L3 : 7662 h/yr
- reagents consumption : Lime 508 t/yr, NaOH 71 t/yr, urea, active carbon, Fresh water : 162043 m^3/yr
- energy input : Electricity : 2688 MWh (when line nr 3 is off)
- electricity consumption : 19 GWh, including imported elec.
- energy output : Electricity exported : 28 285 MWh // Heat exported : 66 706 MWh
- material recovery : Bottom ash for road construction : 37477 t/yr // Ferrous metals : 3079 t/yr
- material residues : Fly ash : 5123 t/yr
- concentrations in clean gas (continuous measurement) "Annual average, plus maximum 1/2 hour average and max daily average :
- HCl in mg/Nm^3: 0.4/<2.5/<5
- CO in mg/Nm^3: 12.3/<30/<80
- average Concentrations in clean gas (periodic measurement); 2 samplings :
- Cd : <0.012 mg/Nm^3 // // Tl : <0.004 mg/Nm^3 // Cd + Tl : <0.016 mg/Nm^3 // Hg : <0.026 mg/Nm^3 // Sb : <0.014 mg/Nm^3 // As : <0.005 mg/Nm^3 // Pb : <0.061 mg/Nm^3 // Cr : <0.006 mg/Nm^3 // Co : <0.005 mg/Nm^3 // Cu : <0.021 mg/Nm^3 // Mn : <0.006 mg/Nm^3 // Ni : <0.006 mg/Nm^3 // V : <0.005 mg/Nm^3
- Sb + As + Pb + Cr + Co + Cu + Mn + Ni + V : 0.127 mg/Nm^3
- PCDD/F (1 sampling) : 0.036 ng iteq/Nm^3
- concentrations in clean waste water (substances listed in the WID-2000) :
- total suspended solids : 9.4 mg/l // Hg : <0.002 mg/l // Cd : <0.01mg/l // As : <0.01mg/l// Pb : 0.09 mg/l// Cr : <0.05 mg/l // Cu : 0.14 mg/l // Ni : <0.05 mg/l // Zn : 0.16 mg/l
- PCDD/F : 0.005 ng i-TEQ/l

10.3.4.7 Grate incinerator treating MSW, industrial and commercial waste with SNCR and semi-wet FGT and 20 bar 260 °C to district heating network

GENERAL information

The owner of the plant is the Sitdce (Syndicat Intercommunal de Traitement des Dechets de Colmar et Environ) Municipal authority (Final customer). The operator is SCCU (Societe Colmarienne de Chauffage Urbain)

Waste type : Municipal solid waste & Industrial and commercial waste

Of note for : Recovered energy sent entirely to the Colmar D.H. network (4 km piping)

DESIGN/CONSTRUCTION DATA

- Combustion technique : Reverse acting Reciprocating grate, 2 x 6 t/h
- Plant Capacity : Nominal 78000 t/yr. Effective: 80 to 82000 t/yr. Design LCV range : 5440 - 9210 kJ/kg
- Design thermal input to the grate : 2 x 14.5 MW
- Steam Boiler: 20 bar, 260 °C, vertical design, with superheater & economiser
- Energy valorisation : Heat only; steam sent to the heating plant, itself connected to the District Heating network
- FGT system (Flue-gas Treatment) : SNCR + semi-wet process + active carbon injection
- De-dusting by BHF. Semi-wet scrubber with lime milk from hydrated lime. Active carbon injection before the scrubber. SNCR (solid urea)
- Aqueous effluents : No aqueous effluent from FGT. Other aqueous effluents (bottom ash releases, boilers blowdown, ground and road cleaning) : Waste water treatment (precipitation) and release to the sewer
- Bottom ash : quenched, scrap ferrous and non ferrous metals removal, recovered for road construction.
- FGT solid residues : Fly ash and Reaction products (salts) in hazardous waste landfill
- Material valorisation : Bottom ash for road construction. Ferrous and non-ferrous metals recovered. Screening residue 0.4 % to landfill.
- Start-up (main phases) : 1988; FGT upgrading in 2002 (de-NO_X + de-diox)
- Complies with the WID-2000 emissions requirements since October 2002.

OPERATING DATA

- reference year (for the following data) 2003
- waste throughput : 80 400 t/yr; 70 % municipal waste, 10 % public direct supply, 18 % industrial and commercial waste
- average LCV : 10050 to 11700 kJ/kg
- working hours (availability) including partial load hours : line 1 : 8500 h/yr, line 2 : 8350 h/yr.
- energy output : Exported heat :124 000 MWh
- reagents consumption : Hydrated lime : 1420 t/yr; Urea: 235 t/yr; Active carbon : 45 t/yr; Water : 59 000 m^3/yr
- material recovery : Bottom ash for road construction : 14800 t/yr; Ferrous metals : 2450 t/yr; Non Ferrous metals : 100 t/yr
- material residues : Bottom ash to landfill : 200 t/yr; FGT residues : 3350 t/yr
- annual average concentrations in clean gas (continuous measurement) :
- Dust: 1.7 mg/Nm^3 // HCl: 6.8 mg/Nm^3 // HF: 0.1 mg/Nm^3 // SO_X: 9.5 mg/Nm^3 // COT: 1.9 mg/Nm^3 // CO: 15.4 mg/Nm^3 // NO_X: 178 mg/Nm^3
- concentrations in clean gas (periodic measurement of substances listed in the WID-2000):
- Cd: 0.0054 mg/Nm^3 // Tl: 0.0128 mg/Nm^3 // Cd+Tl: <0.019 mg/Nm^3 // Hg: 0.0014 mg/Nm^3 // Sb: 0.039 mg/Nm^3 // As: 0.029 mg/Nm^3 // Pb: 0.017 mg/Nm^3 // Cr: 0.016 mg/Nm^3 // Co: 0.005 mg/Nm^3 // Cu: 0.056 mg/Nm^3 // Mn: 0.01 mg/Nm^3 // Ni: 0.139 mg/Nm^3 // V: 0.009 mg/Nm^3
- Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V: <0.28 mg/Nm^3
- PCDD/F: 0.006 ngiteq/Nm^3
- concentrations in clean gas (substances not listed in the WID-2000) : NH_3: 7.3 mg/Nm^3
- concentrations in clean waste water (substances listed in the WID-2000) :
- M.E.S.: 90 mg/l // Hg: <0.0001 mg/l // Cd: 0.012 mg/l // As: 0.003 mg/l // Pb: 0.137 mg/l // Cr: 0.044 mg/l // Cu: 0.41 mg/l // Ni: 0.05 mg/l // Zn: 0.46 mg/l
- PCDD/F: <0.010 ngiteq/l.
- clean waste water (not listed in the WID-2000) : 5.5<pH<8.5

ECONOMICS

Investment costs : Plant 92 million French Francs, Connection to the heating plant 24 MFF (VAT excluded, 1986 value // In 2002, when euro replaced French Franc, EUR 1 = 6.55957 FRF) + Conformity with WID2000 : EUR 6.3 million (VAT excluded, 2002 value).

10.3.4.8 Grate incinerator treating MSW, IW and clinical waste with SNCR, dry FGT and electricity generation

GENERAL information

The plant is owned by the Syndicat Inter Arrondissement de Valorisation et d'Elimination des Déchets (Siaved) for the Arrondissements de Denain et de Saint Amand

The Waste treated are Municipal solid waste, Sorting refuse, Industrial waste water and Clinical waste received in metal containers.

Notable for the co-combustion of the Clinical waste and the long history of the plant with successive upgrading, no material residues.

DESIGN/CONSTRUCTION DATA

- combustion technique : Reverse acting Reciprocating grates, 2 x 5.5 t/h
- nominal capacity (permit) : 88000 t/yr
- design LCV : nominal : 8375 kJ/kg; range : 4600 - 9210 kJ/kg
- thermal input to the grate : 2 x 12.8 MW
- steam Boiler: 40 bar, 360 °C, vertical design, 3 passes
- energy valorisation : Electricity for export and internal use, steam for internal use only.
- turbo-generator : 6 MW
- FGT system (Flue-gas Treatment) : SNCR + Dry scrubbers+ Active carbon injection
- de-dusting by 1 ESP (1 field) and 1 BHF. Active carbon injection and bicarb. injection before the 2nd de-duster (BHF). De-NO_X by SNCR (NH_3), 900 °C.
- aqueous effluents : No waste water from the FGT. Internal industrial waste water evaporated in the furnace, sanitary water evacuated to the municipal waste water treatment, rainwater released to the river.
- bottom ash : quenched, scrap ferrous metals removal, recovered for road construction.
- material valorisation : Bottom ash : for road construction // Fly ash and Reaction products : recovery by underground storage // Ferrous metals // Non ferrous metals.
- start-up (main phases) : 1976 Furnace building, 2000 Active carbon + bicarb., 2004 boiler + SNCR.
- complies fully with the WID-2000 since 10/2004

OPERATING DATA

- reference year (for the following data) Design/2004/2005 forecast
- waste throughput : 88000 t/yr, 80 % municipal waste, 15 % sorting refuse, 5 % clinical waste.
- average NCV: 8370 kJ/kg
- working hours (availability) including partial load hours : 8000 h/yr.
- reagents consumption : Bicarb. : 28 kg/t, Ammonia NH_3: 3.1 kg/t, Activated carbon : 0.5 kg/t, Fresh water : 0.2 m^3/t
- energy input : Petrol gas.
- electricity consumption : 80 kWh/t
- electricity generated : 530 kWh/t
- material recovery :
- bottom ash. Ratio 24 %. Recovered for road construction
- fly ash, reaction products. Ratio: 28 kg/tw. Recovery by underground storage "
- ferrous metals
- non ferrous metals
- material residues : none
- concentrations in clean gas (continuous measurement)
- Total dust : 3.27 mg/Nm^3 // HCl : 4.16 mg/Nm^3 // HF : 0.15 mg/Nm^3 // SO_X : 1.94 mg/Nm^3 // TOC : 1.10 mg/Nm^3 // CO : 18.81 mg/Nm^3 // NO_X : 137.54 mg/Nm^3 // NH_3 : 30.28 mg/Nm^3
- concentrations in clean gas (periodic measurement of substances listed in the WID-2000)
- Cd : 0.0003 mg/Nm^3 // Tl : <0.0128 mg/Nm^3 // Hg : 0.0044 mg/Nm^3 // Sb : 0.0013 mg/Nm^3 // As : <0.0128 mg/Nm^3 // Pb : 0.0264 mg/Nm^3 // Cr : 0.0079 mg/Nm^3 // Co : <0.0128 mg/Nm^3 // Cu : 0.0025 mg/Nm^3 // Mn : 0.0232 mg/Nm^3 // Ni : <0.0130 mg/Nm^3 // V : <0.0128 mg/Nm^3 PCDD/F : 0.013 ngiteq/Nm^3.
- Concentrations in clean gas (periodic measurement of substances not listed in the WID-2000) : NH_3 : 30.28 mg/Nm^3

ECONOMICS

Investment costs :EUR 20 million (for the boilers and SNCR upgrading phase).

10.3.4.9 Grate incinerator treating MSW, waste sorting residues and sludges with SNCR, dry FGT and heat supply to DH and local electricity plant

GENERAL information

The plant is owned by the Sivom of Metz for the City of Metz and operated by Haganis

Waste type : Municipal solid waste & sorting refuse + Sludges (65 % by gravity in the waste hoppers).

DESIGN/CONSTRUCTION DATA

- combustion technique : Reciprocating grate, 2 x 8 t/h
- capacity : 90000 t/yr of waste & 18 000 t/yr of sludge
- design NCV : 9210 kJ/kg
- design thermal input to the grate : 2 x 20.5 MW
- steam Boiler : 24 bar, 325 °C, horizontal design, 3 vertical passes, 1 horizontal pass
- energy valorisation : Steam exported to a District heating network and to the Electricity Plant of Metz
- FGT system (Flue-gas Treatment) : Dry process with active carbon injection
- de-NO_X by Urea SNCR in the first pass of the boiler. Dry scrubbers before BHF. De-dusting by 2 BHF(Bag House Filter). De-diox by active carbon injection
- aqueous effluents: No aqueous effluents from the FGT. Continuous blow-down recycled towards the bottom ash extractor
- bottom ash : quenched, scrap ferrous metals removal, scrap non ferrous removal (eddy current machine), stored for ageing
- FGT solid residues : Fly ash landfilled. Filter cake landfilled separately
- material valorisation :
- bottom ash for road construction
- ferrous metals
- non ferrous metals
- residual sodium salts recycled
- start-up whole plant : 2001
- complies fully with the WID-2000 since 2001 (Waste Incin. Directive).

OPERATING DATA

Reagents: Bicarbonate of soda, active carbon, liquid urea (32 %).

10.4 Energy calculation methodology and example calculation

Data appear in this document that was calculated and compiled by members of the *Energy sub-group of the TWG (ESG)*. This annexe provides the calculation method that was developed and used by some of the members of this sub-group when compiling the data shown. It should be noted that there exist various methods for the calculation of energy efficiency, however it is anticipated that the provision of the method developed and used by the TWG sub-group may help reader to understand the basis for the figures derived by energy sub-group work.

10.4.1 General explanations of terms and system boundary of the energy calculation

For the purposes of the BREF the calculation was restricted to the waste "incineration site". The diagram below summarises the system inputs and outputs used by the BREF ESG:

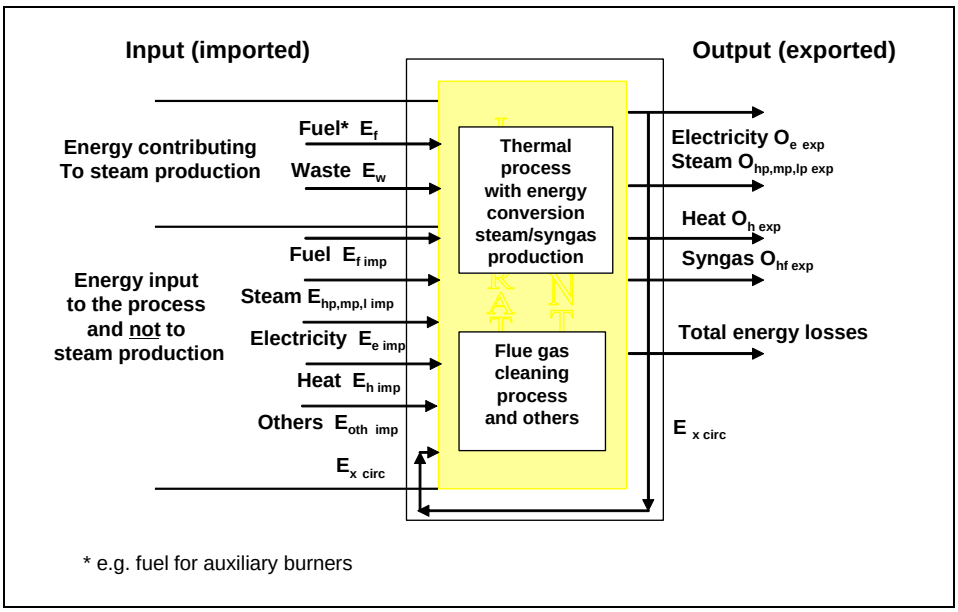

Figure 10.14: Summary of the energy system inputs and outputs used by BREF ESG

The main energy flows in waste incinerators can be summarised as:

a) Energy inputs (imported)

- only the energy input that is imported for the incineration process itself is included (see also d below). This will include, for example, the energy required for operation of a bulky waste shredder
- energy required to operate, for example, a full RDF plant (whether on site or not) is (for the purposes of this calculation) outside the system boundary and should not be included in the calculation (however it should be noted that this may be very significant if a wider life cycle boundary calculation is attempted)
- do not include energy required for waste collection, transportation and external pretreatment that is not necessary for the incineration process
- other energy imported to the site is included as an input e.g. electricity, natural gas for flue-gas reheating and/or oil for auxiliary burners, as long as they are partly or totally used to cover the energy needed in the incineration process.

b) Energy conversion

This is the energy from wastes/fuels that is converted in the incinerator to another form (e.g. steam or syngas) for export or circulation.

c) Energy outputs (exported)

- only the actual amount of energy exported is included (i.e. the gross production minus the energy circulated and consumed as losses to run the process itself)
- auxiliary on-site energy usage such as lighting and heating for offices should only be taken into account in the efficiency calculation if these figures are available and if a very precise balance is wanted. Otherwise this influence is considered small and can be neglected
- where energy is used on-site for another process (e.g. drying of sewage sludge or for running a district heating) this is counted as an output (export).

d) Circulated energy as energy losses (for explanation see figure above)

This is the energy that is generated by the process (e.g. steam/heat/electricity) that is then used in the process itself. This energy is not considered to count as a system input because it has not been imported from outside the system boundary. However, it is considered important that such circulation (if it is providing for energy losses) should be identified (as they substitute for imported energy) and should therefore be included in the check-list.

10.4.2 Example of NCV calculation used by energy sub-group

The data required for the calculation are generally available to incineration plant and are either measured or calculated from dimensioning figures such as steam parameters.

Method to calculate NCV of incinerated mono- and mixed waste

$$c = (1.133 \times (m_{st\,w}/m) \times c_{st\,x} + 0.008 \times T_b)/1.085 \text{ (GJ/tonne)}$$

c = lower (net) calorific value (NCV) of the incinerated waste with mst w /m ≥ 1 (GJ/tonne)

$$m_{st\,w} = m_{st\,x} - (m_f \times (c_f/c_{st\,x}) \times \eta_b)$$

$m_{st\,w}$ = amount of the produced steam out of waste in the corresponding time period to $m_{st\,x}$ e.g. per year (tonne/y)
$m_{st\,x}$ =total amount of the produced steam in a defined time period e.g. per year (tonne/y)
m_f =amount of fuel with steam production (see E_f in checklist) in the corresponding time period to $m_{st\,x}$ e.g. per year (tonne/y)
m =amount of incinerated waste (see E_w in checklist) in a defined time period to $m_{st\,x}$ e.g. per year (tonne/y)
$c_{st\,x}$ = net enthalpy of steam (enthalpy of steam minus enthalpy of boiler water) (GJ/tonne)
see e.g. VDI Steam Tables in general constant for every single plant
c_f = net calorific value of fuel with steam production see table 1 (GJ/tonne)
T_b = temperature of flue-gas after boiler (at 4 – 12 % O_2 in flue-gas) (°C)
0.008 = spec. energy content in flue-gas (GJ/tonne x °C)
1.133 and 1.085 = constant figures by regression equation
ηb = efficiency of heat exchange (as approach 0.80)
Reference:
The basic equation for the calculation of NCV is taken from:
"Technology of Waste Incineration in Theory and Practice (Verbrennungstechnik von Abfällen in Theorie und Praxis)", 1995 ed. by Reimann, D.O.; Hämmerli, H;. and
VDI "Steam Tables", 1968 ed. by Schmidt,E.

Example NCV calculation for an average MSW:

Steam parameters 40 bar, 400 °C, $C_{st\ hp}$ = 3.217 GJ/tonne

boiler water 3.2 bar, 135 °C $C_{st\ bw}$ = 0.565 GJ/tonne

(constant for this W-t-E plant) $C_{st\ x}$ = 2.652 GJ/tonne

$m_{st\ hp}$ = 404623 (tonne of HP steam)
m_f = 95.875 (tonne of fuel) (light oil)
C_f = 42.73 GJ/tonne
η_b = efficiency of heat exchange (as approach 0.80)

$m_{st\ w}$ = $m_{st\ hp}$ - (m_f x (c_f/$c_{st\ x}$) x 0.80)
= 404623 - (95.875 (tonne)x (42.73/ 2.652) x 0.80) = 404623 - 1236 = 403387 (tonne)
m = 126692 tonne of mixed municipal solid waste (MSW)
T_b = 220 °C (at 6 – 11 % O_2 in flue-gas)
C = (1.133 x ($m_{st\ w}$/m x $c_{st\ x}$) + 0.008 x T_b)/1.085
C = (1.133 x (403387/126692) x 2.652) + 0.008 x 220)/ 1.085 = (9.567 +1.760)/1.085

NCV = C = 10440 GJ/ tonne = 2900 MWh/tonne as average of mixed MSW

10.4.3 Basic operational data for three examples of the energy calculation

Annual basic operational data and figures may be collected using check-list shown below.

The check-list shown includes the data for the example of CHP production and export. Instead of generating an individual list for operational basic data of a plant the use of a standard checklist will deliver higher accuracy and reduce the risk of forgetting data to be taken into account for the energy calculation method.

Questionnaire/check-list	Accounting Period	Example calculation
Name of the plant:	Plant W-t-E with CHP production	

Scope of the energy balance: W-t-E plant only

INFORMATION TO BE PROVIDED FOR ENERGY CALCULATION AS BASIS FOR PLANT-EFFICIENCIES AND ENERGY RESULTS. THE YELLOW FIELDS SHOULD BE FILLED OUT WITH THE RELEVANT DATA FOR THE PLANT AS ACCURATE AS POSSIBLE:

Basic data

Name of plant	Example of calculation of combined heat and power recovery in accordance to BREF
Name of company	(2. draft) chapter 3.5.4.3
Address	
Contact person	
Telephone	
Fax	
E-mail	

Energy input from waste for E_w

Amount of all kind of waste incinerated, irrespective of type and composition	Total amount of waste incinerated	126692 [Mg](t)	E_w
Of which , waste for energetic recovery is included		0 [Mg](t)	

Imported energy with steam-/heatproduction E_f — **amount** (only one colum to be filled out)

Imported energy contributing to steam-/heat production, e.g. for auxiliary burners, start-up and shut-down proportionately[1], etc.	Natural gas		NCV [GJ/10³ Nm³]	0,0 [MWh]	0,000 [1000 Nm³]	E_f
	Digestion gas		NCV [GJ/10³ Nm³]	0,0 [MWh]	0,000 [1000 Nm³]	E_f
	Light fuel oil	42,730	Hu [GJ/Mg]	0,0 [m³]	95,9 [Mg](t)	E_f
	Heavy fuel oil		NCV [GJ/Mg]	0,0 [m³]	0,0 [Mg](t)	E_f
	Other oils		NCV [GJ/Mg]	0,0 [m³]	0,0 [Mg](t)	E_f
	Browncoal, Torf		NCV [GJ/Mg]		0,0 [Mg](t)	E_f
	Hard coal, Coke		NCV [GJ/Mg]		0,0 [Mg](t)	E_f
	Wood		NCV [GJ/Mg]		0,0 [Mg](t)	E_f
	RDF/SRF		NCV [GJ/Mg]		0,0 [Mg](t)	E_f
	Others		NCV [GJ/Mg]		0,0 [Mg](t)	E_f
	Hot water, district heat				0 [MWhh]	E_f

[1] If this cannot be determined exactly, 50% with and 50% without steam generation can be assumed in the case of minor use of auxiliary fuel and 70% with and 30% without steam production in the case of increased use of auxiliary fuel

Imported energy without steam-/energy production $E_{x\ imp}$ — **amount** (only one colum to be filled out)

Imported energy not contributing to steam-/heat production, e.g. for flue gas treatment, start-up and shut-down proportionately[1], etc.	Natural gas		NCV [GJ/10³ Nm³]	0,0 [MWh]	[1000 Nm³]	$E_{f\ imp}$
	Digestion gas		NCV [GJ/10³ Nm³]	0,0 [MWh]	[1000 Nm³]	$E_{f\ imp}$
	Methane		NCV [GJ/Mg]	0,0 [MWh]	[1000 Nm³]	$E_{f\ imp}$
	Light fuel oil	42,730	Hu [GJ/Mg]	0,0 [m³]	95,9 [Mg](t)	$E_{f\ imp}$
	Heavy fuel oil		NCV [GJ/Mg]	0,0 [m³]	0,000 [Mg]	$E_{f\ imp}$
	Gasoil, other oils		NCV [GJ/Mg]	0,0 [m³]	0,000 [Mg]	$E_{f\ imp}$
	Electricity				180,0 [MWhe]	$E_{e\ imp}$
	Hot water, district heat				0,000 [MWhh]	$E_{h\ imp}$
	Steam hp,mp,lp	Steamquantity			0,000 [Mg](t)	$E_{st\ hp,mp,lp\ imp}$
		Steamparameters		[bar], [°C]		
		Boilerwater/condensate		[°C]		
	Steam hp,mp,lp	Steamquantity			0,000 [Mg](t)	$E_{st\ hp,mp,lp\ imp}$
		Steamparameters		[bar], [°C]		
		Boilerwater/condensate		[°C]		
	alternative: Steam in MWh_h/a				0 [MWhh]	$E_{st\ hp,mp,lp\ imp}$
	Others		NCV [GJ/Mg]		0,000 [Mg](t)	$E_{other\ imp}$

Table 10.97: Energy efficiency calculation data checklist 1

Circulated energy $E_{x\ circ}$

			Total energy $E_{x\ circ}$ *	amount	Demand and losses out of $E_{x\ circ}$ **	
Self produced energy used in the process as circulated energy. For BREF/EUGH energy efficiency numbers and self demand only the energy losses (demand) are taken into account.	Electricity			17520,0 [MWhe]	17520,0 [MWhe]	$E_{e\ circ}$
	Steam hp,mp,lp	Steam quantity[2]		32458 [Mg](t)	32458 [Mg](t)	$E_{st\ hp,mp,lp\ circ}$
		Steam parameters		[bar], [°C]	40 bar, 400 °C	
		Boiler water/condensate		[°C]	135 °C	
	Steam hp,mp,lp	Steam quantity[3]		68000 [Mg](t)	6800 [Mg](t)	$E_{st\ hp,mp,lp\ circ}$
		Steam parameters		[bar], [°C]	40 bar, 400 °C	
		Boiler water/condensate		[°C]	0 °C	
	Steam hp,mp,lp	Steamquantity[4]		0 [Mg](t)	0 [Mg](t)	$E_{st\ hp,mp,lp\ circ}$
		Steam parameters		[bar], [°C]		
		Steam backflow		[°C]		
	alternative: Steam in MWh_h/a			0 [MWhh]	0 [MWhh]	$E_{st\ hp,mp,lp\ circ}$
	Hot water, district heat[5]			3760 [MWhh]	3760 [MWhh]	$E_{h\ circ}$
	Others		NCV [GJ/Mg]		0,000 [Mg](t)	$E_{other\ circ}$

* The total circulated energy should be filled in this column ($E_{x\ circ}$ total)

** Only the part of the total circulated energy from *, witch is used to cover the total losses/demand of the process. These losses can reach as a maximum E_x circulated but are in general by far lower. For self control the information under [2-6] are necessary.

[2-6] to find out not only the consumption but even the real losses of the process it is necessary to distinguish between self produced energy which is circulated and only used for the purpose of covering energy losses e.g. heating up flue gas before chimney or SCR system without influencing the steam/heat production and used energy for mixed purposes of covering energy losses plus influencing/ increasing the steam/heat production by circulation of this energy e.g. for heating up of the combustion air in the combustion chamber or boiler water/ condensate as well as partially for cleaning up the boiler with steam. To take this fact into account the use of the circulated energy should be described in the following lines under # [2-6] in a short version and it's distribution in quantity of the total corresponding consumption too e.g. for heating up flue gas or heating up boiler water, to avoid misinterpretation.

Short wording of the consumed circulated energy and quantity of it's corresponding total amount:

[2] Consumption for heating up flue gases before SCR = 32458 Mg/a
[3] HP-steam for sootblowing 10 % of 68000 Mg/a = 6800 Mg/a
[4]
[5] Heating of plant buildings = 3760 MWhh
[6]

If multiple use of the consumed circulated energy is happening e.g. in more than one stage please indicate this too.

Exported energy $O_{x\ exp}$

			amount	
Exported energy	Electricity		31730,0 [MWhe]	$O_{e\ exp}$
	Steam hp,mp,lp	Steam quantity	0,000 [Mg](t)	$O_{st\ hp,mp,lp\ exp}$
		Steam parameters [bar], [°C]		
		Boiler water/condensate [°C]		
	Steam hp,mp,lp	Steam quantity	0,000 [Mg](t)	$O_{st\ hp,mp,lp\ exp}$
		Steam parameters [bar], [°C]		
		Boiler water/condensate [°C]		
	Steam hp,mp,lp	Steamquantity	0,000 [Mg](t)	$O_{st\ hp,mp,lp\ exp}$
		Steam parameters [bar], [°C]		
		Boiler water/condensate [°C]		
	Steam hp,mp,lp	Steam quantity	0,000 [Mg](t)	$O_{st\ hp,mp,lp\ exp}$
		Steam parameters [bar], [°C]		
		Boiler water/condensate [°C]		
	Heat Alternative: Hot water, district heat in MWh_h	Hot water quantity	0,000 [Mg](t)	$O_{h\ exp}$
		Hot water effluent [°C]		
		Hot water backflow [°C]		
	alternative: Steam in MWh_h/a		0 [MWhh]	$O_{st\ hp,mp,lp\ exp}$
	Hot water, district heat		137375,000 [MWhh]	$O_{h\ exp}$
	Others	NCV [GJ/Mg]	0,000 [Mg](t)	$O_{other\ exp}$

Table 10.98: Energy efficiency calculation data checklist 2

Thermal output/ calorific value/ O_2-content

Total thermal output of the entire plant	54,0 [MW]
Average net calorific value (NCV) of the waste, estimated by operator	no info
Average net calorific value (NCV) of the waste, calculated by operator	10,440 [GJ/Mg]
Average net calorific value (NCV) of the waste acc. to formula by BREF/BAT	10,439 [GJ/Mg]
Boiler efficiency	83,0 [%]
O_2-content of the raw gas (after boiler) as dry	8,0 [%]
O_2 content after stack of the clean gas as dry	8,5 [%]

Steam/ hot water production

Produced steam/hot water out of boiler or wherever useable steam/ heat is produced during the total incineration process e.g. by heat pumps SCR with heat recovery, additional Eco`s in the thermal waste treatment.	Steam hp,mp,lp after boiler	steam quantity		404623 [Mg](t)
		steam parameters	[bar], [°C]	40 bar/400 °C
		condensate backflow	[°C]	135°C
	Steam hp,mp,lp elsewhere	steam quantity		0,000 [Mg](t)
		steam parameters	[bar], [°C]	
		condensate backflow	[°C]	
	Steam	alternative: Steam produced in MWh_h/a		0 [MWhh]
	Hot water after boiler	hot water quantity		0,000 [Mg](t)
		hot water effluent	[°C]	
		hot water backflow	[°C]	
	Hot water elsewhere	hot water quantity		0,000 [Mg](t)
		hot water effluent	[°C]	
		hot water backflow	[°C]	
	Hot water, district heat			0,000 [MWhh]

Flue gas/ Clean gas

Flue gas temperature after boiler (corresponding to the point of previous data for steam or hot water production)		220 [°C]
Volume flow of clean gas (under standard conditions, dry)	3 lines	96603 [Nm³/h]
Volume flow of clean gas as annual total for the entire plant (under standard conditions, dry)	3 lines	655000000 [Nm³/a]
Flue gas temperature after chimney		120 [°C]

Table 10.99: Energy efficiency calculation data checklist 3

10.4.4 Energy calculation formulas with basic operational data for three examples of the energy calculation

The annual basic operational figures and data are the basis for the calculation of specific energy results and percentage efficiencies.

For the purpose of aggregation of data relating to the consumption/production/export of different sources of energy, reference has been made to GJ. However, more commonly electrical energy is reported as MWh_e, and steam, heat and hot water as $MWh_{h/st}$, therefore the examples are calculated with this unit.

To enable the comparison between different incineration plants in an easy and reliable way, simple formulas are adopted, all based on annual balances. Where used, international equivalency factors have been considered for energy conversions to obtain energy balances.

Method 1: Net annual specific (i.e. per tonne of waste treated) energy needed for and recovered by the installation, expressed as absolute and equivalent energy figures (N), in correlation to the quantity of incinerated waste (investigation period one year)

The specific value for the amount of energy produced, exported or needed per tonne of waste input is obtained simply by dividing the annual data by the waste throughput. The result delivers specific information for the considered plant because the NCV of waste itself is not taken into account.

This technique uses annual totals to calculate separate figures for:

- total specific energy demand of the entire plant per tonne of waste input Nop sp
- total specific electrical energy production/export per tonne of waste input Ne sp prod/exp
- total specific heat and steam production/export per tonne of waste input Nh/st sp prod/exp
- total specific electrical energy and heat/steam production/export of the entire plant
- per tonne of waste input Ne+h/st sp prod/exp

Method 2: Percentage yield (η)
This method calculates the overall percentage of energy needed for and recovered by the installation in relation to the steam producing energy inputs from the waste, as well as other energy inputs (e.g. support fuels) i.e. in relation to the total energy input into the plant.

Because the energy content of the waste input is included, an advantage of this method is that comparison is possible between incineration plants, independent of the waste type. This calculation method is widespread and the results are generally well understood. If the NCV of the waste is not known, it can be obtained from knowledge of the produced steam.

In this method, separate efficiency values are calculated for electricity and heat production/consumption using absolute figures as well as energy equivalents. These figures may be added together to give a total efficiency figure.

This technique uses annual totals for the entire plant to calculate separate figures for:

- percentage of energy demand of the entire plant in relation to the total energy input $\eta_{op\ sp}$
- percentage of electrical energy production/export in relation to the total energy input $\eta_{e\ sp\ prod/exp}$
- percentage of heat and steam production/export in relation to the total energy input $\eta_{h/st\ sp\ prod/exp}$
- percentage of electrical energy and heat/steam production/export of in relation to the total energy input $\eta_{e+h/st\ sp\ prod/exp}$

The basic equations are:

a) in absolute figures
In this case all data even for electricity and heat must be counted not as equivalents but as measured figures e.g. MWh_e and MWH_h or in GJ_e and GJ_h all others with their energy content

b) in equivalent figures
Here all data for electricity and heat must be counted as equivalents e.g. $MWh_{e\ equ}$ and $MWH_{h\ equ}$ all others with their energy content

Specific energy demand of the entire plant in correlation to the quantity of waste incinerated:

$$N_{op\ sp} = (E_f + E_{x\ imp} + E_{x\ circ})/\ m$$

a) as $MWh_{op\ abs}$/t (of waste) or $GJ_{op\ abs}$/t (of waste)
b) as $MWh_{op\ equ}$/t (of waste) or $GJ_{op\ equ}$/t (of waste)

Examples for specific energy demand in relation to the basis data of table 1 in section 3 and Chapter 3.5.5 of the BREF

a) plant with only electricity production (in absolute) $N_{op\ sp}$ = (1138+ 1318 + 51269)/ 126692 = 0.424MWh abs/t
b) plant with only electricity production (in equivalent) $N_{op\ sp}$ = (1138+ 1612 + 80226)/ 126692 =0.655MWh equ/t

a) plant with only heat/steam production (in absolute) $N_{op\ sp}$ = (1138+18838 +33749)/ 126692 = 0.424 MWh abs/t
b) plant with only heat/steam production (in equivalent) $N_{op\ sp}$ = (1138+47717 +34121)/ 126692 = 0.655 MWh equ/t

a) plant with CHP (in absolute) $N_{op\ sp}$ = (1138+ 1318 + 51269)/ 126692 = 0.424 MWh abs/t
b) plant with CHP (in equivalent) $N_{op\ sp}$ = (1138+ 1612 + 80226)/ 126692 = 0.655 MWh equ/t

Percentage of total specific energy demand of the entire plant in correlation to the total energy input

$$\eta_{op\ abs} = ((E_f + E_{x\ imp} + E_{x\ circ})/(E_f + E_{x\ imp} + E_w)) \times 100\ \{\%\}$$

Examples for percentages of energy demand in connection with the basis data of table 1 in section 3.

a) plant with only electricity production (in absolute) $\eta_{op\ abs}$ = ((1138+ 1318 + 51269)/ (1138+ 1318+367406))*100 = 14.5 (%)
b) plant with only electricity production (in equivalent) $\eta_{op\ equ}$ = (1138+ 1612 + 80226)/ (1138+ 1612+367406))*100 = 22.4 (%)

a) plant with only heat/steam production (in absolute) $\eta_{op\ abs}$ = (1138+18838 +33749)/ (1138+ 1318+367406))*100 = 13.9 (%)
b) plant with only heat/steam production (in equivalent) $\eta_{op\ equ}$ = (1138+47717 +34121)/ (1138+ 1612+367406))*100 = 19.9(%)

a) plant with CHP (in absolute) $\eta_{op\ abs}$ = (1138+ 1318 + 51269)/ (1138+ 1318+367406))*100 = 14.5 (%)
b) plant with CHP (in equivalent) $\eta_{op\ equ}$ = (1138+ 1612 + 80226)/ (1138+ 1612+367406))*100 = 22.4 (%)

Total specific electricity produced in correlation to the quantity of waste incinerated:

$$N_{e\ sp\ prod} = (O_{e\ exp} + E_{e\ circ})/\ m$$

Total specific electricity exported in correlation to the quantity of waste incinerated:

$$N_{e\ sp\ exp} = (O_{e\ exp})/\ m$$

a) as $MWh_{op\ abs}$/t (of waste) or $GJ_{op\ abs}$/t (of waste)
b) as $MWh_{op\ equ}$/t (of waste) or $GJ_{op\ equ}$/t (of waste)

Examples for specific electricity produced and exported:

a) plant with only electricity production (in absolute) $N_{e\ sp\ prod}$ = (17520+50800)/ 126692 = 0.539 MWh_e abs/t
$N_{e\ exp}$ = (50800)/ 126692 = 0.401 MWh_e abs/t
b) plant with only electricity production (in equivalent) $N_{e\ sp\ prod}$ = ((17520 +50800)*2.6316)/ 126692 =1.419 MWh_e equ/t
$N_{e\ exp}$ = (50800*2.6316)/ 126692 = 1.055 MWh_e equ /t

a) plant with only heat/steam production (in absolute) $N_{e\ sp\ prod}$ = (0)/ 126692 =0.0 MWh_e abs/t
$N_{e\ exp}$ = (0)/ 126692 =0.0 MWh_e abs/t
b) plant with only heat/steam production (in equivalent) $N_{e\ sp\ prod}$ = (0)/ 126692 =0.0 MWh_e equ /t
$N_{e\ exp}$ = (0)/ 126692 =0.0 MWh_e equ /t

a) plant with CHP (in absolute) $N_{e\ sp\ prod}$ = (17520+31730)/ 126692 =0.389 MWh_e abs/t
$N_{e\ exp}$ = (31730)/ 126692 =0.250 MWh_e abs/t
b) plant with CHP (in equivalent) $N_{e\ sp\ prod}$ = ((17520 +31730)*2.6316)/ 126692=1.023 MWh_e equ /t
$N_{e\ exp}$ = (31730*2.6316)/ 126692 =0.659 MWh_e equ /t

Percentage of total electricity produced and exported in correlation to the total energy input:

$$\eta_{e\ abs} = ((O_e + E_{e\ circ})/(E_f + E_{x\ imp} + E_w)) \times 100\ \{\%\}$$

Examples for percentages of electricity produced and exported:

a) plant with only electricity production (in absolute) $\eta_{e\ abs\ prod}$ = (17520+50800)/ (1138+ 1318+367406))*100 =18.5 (%)
$\eta_{e\ abs\ exp}$ = (50800)/ (1138+ 1318+367406)*100 =13.7 (%)
b) plant with only electricity production (in equivalent) $\eta_{e\ equ\ prod}$ = ((17520 +50800)*2.6316)/ (1138+ 1612+367406))*100 =48.6 (%)
$\eta_{e\ equ\ exp}$ = (50800*2.6316)/ (1138+ 1612+367406))*100 =36.1 (%)

a) plant with only heat/steam production (in absolute) $\eta_{e\ abs\ prod}$ = (0)/ (1138+ 1318+367406))*100 =0 (%)
$\eta_{e\ abs\ exp}$ = (0)/ (1138+ 1318+367406))*100 = (%)
b) plant with only heat/steam production (in equivalent) $\eta_{e\ equ\ prod}$ = (0)/ (1138+ 1612+367406))*100 =0 (%)
$\eta_{e\ equ\ exp}$ = (0)/ (1138+ 1612+367406))*100 =0 (%)

a) plant with CHP (in absolute) $\eta_{e\ abs\ prod}$ = (17520+31730)/ (1138+ 1318+367406))*100 =13.3 (%)
$\eta_{e\ abs\ exp}$ = (31730)/ (1138+ 1318+367406))*100 =8.8 (%)

b) plant with CHP (in equivalent) $\eta_{e\ equ\ prod}$ = ((17520 +31730)*2.6316)/ (1138+ 1612+367406))*100 = 35.0 (%)
$\eta_{e\ equ\ exp}$ = (31730*2.6316)/ (1138+ 1612+367406))*100 = 22.6 (%)

Total specific heat/steam produced in correlation to the quantity of waste incinerated:

$$N_{h/st\ sp\ prod} = (O_{h/st\ exp} + E_{h/st\ circ})/\ m$$

Total specific heat/steam exported in correlation to the quantity of waste incinerated:

$$N_{h/st\ sp\ exp} = (O_{h/st\ exp})/\ m$$

a) as $MWh_{op\ abs}$/t (of waste) or $GJ_{op\ abs}$/t (of waste)
b) as $MWh_{op\ equ}$/t (of waste) or $GJ_{op\ equ}$/t (of waste))

Examples for specific heat/steam produced and exported:

a) plant with only electricity production (in absolute)	Nh/st sp prod = (33749+0)/ 12669	=0.266 MWhh/st abs/t
	Nh/st exp = (0)/ 126692	=0.0 MWhh/st abs/t
b) plant with only electricity production (in equivalent)	Nh/st sp prod = (34121+0)/ 126692	=0.269 MWhh/st equ/t
	Nh/st exp = (0)/ 126692	=0.0 MWhh/st equ /t
a) plant with only heat/steam production (in absolute)	Nh/st sp prod = (33749+242443)/ 126692	=2.180 MWhh/st abs/t
	Nh/st exp = (242443)/ 126692	=1.914 MWhh/st abs/t
b) plant with only heat/steam production(in equivalent)	Nh/st sp prod = (34121+242443)/ 126692	=2.183 MWhh/st equ /t
	Nh/st exp = (242443)/ 126692	=1.914 MWhh/st equ /t
a) plant with CHP (in absolute)	Nh/st sp prod = (33749+137375)/ 126692	=1.351 MWhh/st abs/t
	Nh/st exp = (137375)/ 126692	=1.084 MWhh/st abs/t
b) plant with CHP (in equivalent)	Nh/st sp prod = (34121+150961)/ 126692	=1.461 MWhh/st equ /t
	Nh/st e exp = (150961)/ 126692	=1.192 MWhh/st equ /t

Percentage of total heat/steam produced and exported in correlation to the total energy input:

$$\eta_{h/st\ abs} = ((O_{h/st} + E_{h/st\ circ})/(E_f + E_{x\ imp} + E_w)) \times 100\ \{\%\}$$

Examples for percentages of heat/steam produced and exported:

a) plant with only electricity production (in absolute)	ηh/st abs prod = (33749+0)/ (1138+ 1318+367406))*100	=18.5 (%)
	ηh/st abs exp= (0)/ (1138+ 1318+367406)*100	=13.7 (%)
b) plant with only electricity production (in equivalent)	ηh/st equ prod = (34121+0)/ (1138+ 1612+367406))*100	= 48.6 (%)
	ηh/st equ exp = (0)/ (1138+ 1612+367406))*100	= 36.1 (%)
a) plant with only heat/steam production (in absolute)	ηh/st abs prod = (33749+242443)/ (1138+ 1318+367406))*100	=71.3 (%)
	ηh/st abs exp = (242443)/ (1138+ 1318+367406))*100	=62.6 (%)
b) plant with only heat/steam production (in equivalent)	ηh/st equ prod = (34121+242443)/ (1138+ 1612+367406))*100	=66.4(%)
	ηh/st equ exp = (242443)/ (1138+ 1612+367406))*100	=58.2 (%)
a) plant with CHP (in absolute)	ηh/st abs prod = (33749+137375)/ (1138+ 1318+367406))*100	=9.1 (%)
	ηh/st abs exp = (131730)/ (1138+ 1318+367406))*100	=0.0 (%)
b) plant with CHP (in equivalent)	ηh/st equ prod = (34121+150961)/ (1138+ 1612+367406))*100	=9.2 (%)
	ηh/st equ exp = (150961)/ (1138+ 1612+367406))*100	=0.0 (%)

Total specific electricity and heat/steam produced in correlation to the quantity of waste incinerated:

$$N_{e+h/st\ sp\ prod} = N_{e\ sp\ prod} + N_{h/st\ sp\ prod}$$

Total specific electricity and heat/steam exported in correlation to the quantity of waste incinerated:

$$N_{e+h/st\ sp\ exp} = N_{e\ sp\ exp} + N_{h/st\ sp\ exp}$$

a) as $MWh_{op\ abs}$/t (of waste) or $GJ_{op\ abs}$/t (of waste)
b) as $MWh_{op\ equ}$/t (of waste) or $GJ_{op\ equ}$/t (of waste)

Examples for specific heat/steam produced and exported:

a) plant with only electricity production (in absolute)	Ne+h/st sp prod = 0.539 + 0.266	=0.805MWhe+h/st abs/t
	Ne+h /st exp = 0.401 + 0	=0.401MWhe+h /st abs/t
b) plant with only electricity production (in equivalent)	Ne+h /st sp prod = 1.419 + 0.269	=1.688 MWhe+h /st equ/t
	Ne+h /st exp = 1.055 + 0	=1.055 MWhe+h /st equ /t
a) plant with only heat/steam production (in absolute)	Ne+h /st sp prod = 0 + 2.180	=2.180 MWhe+h /st abs/t
	Ne+h /st exp = 0 + 1.914	=1.914 MWhe+h /st abs/t
b) plant with only heat/steam production (in equivalent)	Ne+h /st sp prod = 0 + 2.183	=2.183 MWhe+h /st equ /t
	Ne+h /st exp = 0 + 1.914	=1.914 MWhe+h /st equ /t
a) plant with CHP (in absolute)	Ne+h /st sp prod = 0.389 + 1.351	=1.740 MWhe+h /st abs/t
	Ne+h /st exp = 0.250 + 1.084	=1.334 MWhe+h /st abs/t
b) plant with CHP(in equivalent	Ne+h /st sp prod = 1.023 + 1.461	=2.484 MWhe+h /st equ /t
	Ne+h /st e exp = 0.659 + 1.192	=1.851 MWhe+h /st equ /t

Percentage of total electricity and heat/steam produced and exported in correlation to the total energy input:

$$\eta_{e+h/st\ abs} = \eta_{e\ abs} + \eta_{h/st\ abs}\ \{\%\}$$

$$\eta_{e+h/st\ equ} = \eta_{e\ equ} + \eta_{h/st\ equ}\ \{\%\}$$

Examples for percentages of heat/steam produced and exported:

a) plant with only electricity production (in absolute)	ηe+h/st abs prod = 18.5 + 9.1	= 27.6 (%)
	ηe+h/st abs exp = 13.7 + 0	=13.7 (%)
b) plant with only electricity production (in equivalent)	ηe+h/st equ prod = 48.6 + 9.2	= 57.8 (%)
	ηe+h/st equ = 36.1 + 0	= 36.1 (%)
a) plant with only heat/steam production (in absolute)	ηe+h/st abs prod = 0 + 71.3	= 71.3 (%)
	ηe+h/st abs exp = 0 + 62.6	= 62.6 (%)
b) plant with only heat/steam production (in equivalent)	ηe+h/st equ prod = 0 + 66.4	= 66.4(%)
	ηe+h/st equ exp = 0 + 58.2	= 58.2 (%)
a) plant with CHP (in absolute)	ηe+h/st abs prod = 13.3 + 46.3	= 59.6 (%)
	ηe+h/st abs exp = 8.6 + 37.1	= 5.7 (%)
b) plant with CHP (in equivalent)	ηe+h/st equ prod = 35.0 + 50.0	= 85.0 (%)
	ηe+h/st equ exp = 22.6 +40.8	= 63.3 (%)

Boiler efficiency by heat/steam production in absolute figures in correlation to the total heat/steam producing energy input:

$$\eta b = (Eh/st\ \ boiler/(Ef + Ew))x\ 100\ \{\%\}$$

or because by losses of energy in the bottom ash, boiler dewatering and radiation estimated only 97 % released heat out of the furnace into the boiler

$$\eta_{b\ (97\ \%)} = (E_{h/st\ \ boiler}/0.97x(E_f + E_w))x\ 100\ \{\%\}$$

Examples for boiler efficiency by heat/steam production in absolute figures in correlation to the total heat/steam producing energy input:

$\eta_b = (E_{h/st\ boiler}/(Ef + Ew))x\ 100$	= (289207/(1138 + 367407))*100	= 80.9 (%)
ηb (97 %) = (Eh/st boiler/0.97x(Ef + Ew))x 100	= (289207/(0.97*(1138 + 367407)))*100	= 83.4 (%)

10.4.5 Equations to calculate the plant efficiency (Pl ef)

Annual basic operational figures and data are the basis for the calculation of the plant efficiency figures for the 3 examples given here. Both calculations provide a figure for the total efficiency of a plant (Pl ef) but with different correlation.

The exported (sold) energy minus the net part of imported energy is divided by the total energy demand for the waste incineration process, including flue-gas cleaning, generation of heat and electricity etc.

Because the calculation does nearly not take into account the energy content in the waste, it only allows efficiency comparison of incinerators processing similar wastes.

$$\mathbf{Pl_{ef} = (O_{exp} - (E_f + E_{imp}))/(E_f + E_{imp} + E_{circ})}$$

all figures as equivalents in accordance to BREF, Chapter 3.5.6

E_f = *annual energy input to the system by fuels with steam production (GJ/y)*
E_{imp} = *annual imported energy (Note: energy from the treated waste (E_w) is not included)*
E_{circ} = *annual energy circulated*
O_{exp} = *annual exported energy (combined total of heat plus electricity as equivalents)*

For the calculation of Pl_{ef} the figures of section 3, enclosure 2 and 3 are used:

plant with only electricity (13.7 % abs) export (in equivalent)
$\mathbf{Pl_{ef} = (133685 - (1138+1612))/(1138+1612+80226)}$ = **1.58**

plant with only heat/steam (steam 62.6 % abs) export (in equivalent)
$\mathbf{Pl_{ef} = (242443 - (1138+47717))/(1138+47717+34121)}$ = **2.33**

plant with CHP (H= 37.1 % abs and P= 8.6 % abs) export (in equivalent)
$\mathbf{Pl_{ef} = (234462 - (1138+1612))/(1138+1612+80226)}$ = **2.79**

If the resulting figure is 0 or <0:

This means that no energy is exported (BREF) or produced(ECJ) but some imported energy is needed. This could be because no energy is recovered or because the energy that is recovered is consumed by the waste incineration process itself and not available for export and further more some imported energy is necessary.

If the result is higher than 1:

This shows that the plant minus imported energy with steam production is exporting (BREF) or producing (ECJ) more energy than that which is required to operate the total waste incineration process.

This calculation does not require knowledge of the energy content of the waste. However, the result will be influenced by the waste energy content, and it can be expected that wastes with a higher energy content can result in greater energy exports, and hence higher values of Pl_{ef}.

10.5 Example of a multi-criteria assessment used for the selection of FGT systems

The tables below provides an example of how, in an actual project, the assessment and selection of FGT system was carried out:

Criteria				
Process		**Semi-wet**	**Dry double filtration**	**Dry simple filtration**
1- NATURAL RESOURCES CONSERVATION				
a- raw material & EFFICIENCY (IPPC dir. Criterion nr. 9)	m^3/t_W	0.2	-	-
water				
reagents		lime	bicarb	bicarb
type	kg/t_W	18	26	26
quantity	kg/t_W	5	5	5
type 2 (ammonia)	kg/t_W	0.6	0.6	0.6
type 3 (activated carbon)				
energy consumption		-	-	-
auxiliary fuel	kg/t_W	25	30	20
electricity				
b- recovery & recycling (IPPC dir. Criterion nr.3)	kg/t_W			
energy recovery				
metal recovery				
construction material recovery		-	possible	-
salts recovery				
2- EMISSIONS				
a- low waste techniques (IPPC dir. Criterion nr.1)				
liquid effluents		-	-	-
solid residues				
FGC residues quantity	kg/t_W	54	-	45
Flying ashes		-	25	-
Salts		-	20	-
FGC/salts residues quality		calcic	sodic	sodic
b- emissions and impact (criteria nr 6 and 10 of the IPPC directive)				
emissions to atmosphere				
pollutants				
noise				
odours				
emissions to waters				
emissions via residues				
3- RISKS (IPPC dir. Criteria nr. 2, 10, 11)		Little negligible	None negligible	None negligible
risks from hazardous substances				
chemicals				
risks from emissions				
risks from accidents				
4- ECONOMICS				
costs and benefits (IPPC dir annex 4 introduction)				
annuity (corresp. to the invest. principal and interests)		2.8	3.5	2.7
operation costs		20.3	20.4	20.9
availability		23.1	23.9	23.6
construction duration				

Table 10.100: Example of a multi-criteria assessment of FGT system selection

200000 t_W/yr								
Process Reagent(s)			**Semi-wet** Lime		**Dry** double filtration Bicarb		**Dry** simple filtration Bicarb	
I) Variables costs:								
Reagents:	Unit (u)	Cost (€/u)	Quant. (u/t_W)	Cost (€/t_W)	Quant. (u/t_W)	Cost (€/t_W)	Quant. (u/t_W)	Cost (€/t_W)
Lime	Kg	0.1	18	1.8				
sodium bicarbonate	Kg	0.2			26	5.2	26	5.2
ammonia	Kg	0.15	5	0.8	5	0.8	5	0.8
activated carbon	Kg	1.5	0.6	0.9	0.6	0.9	0.6	0.9
Utilities:								
water	m^3	0.5	0.2	0.1				
electricity	kWh	0.04	25	1.0	30	1.2	20	0.8
1- Total reagents and utilities		**€/t_W**		**3.8**		**7.3**		**6.9**
Residues and effluents:								
flying ashes	Kg	0.27			25	6.8		
FGC Residues	Kg	0.27	54	14.6			45	12.2
salts	Kg	0.20			20	4.0		
2- Total residues and effluents		**€/t_W**		**14.6**		**10.8**		**12.2**
TOTAL 1+2		**€/t_W**		**18.4**		**10.8**		**19.0**
3- Total workforce		**€/t_W**		**0.2**		**0.2**		**0.2**
4- Total daily maintenance		**€/t_W**		**0.5**		**0.6**		**0.5**
II) Fixed costs:								
5- Provision for mainten. & renewal		**€/t_W**		**1.3**		**1.6**		**1.2**
6 Annuity (corresp. to the invest. principal + interest)*		**€/t_W**		**2.8**		**3.5**		**2.7**
Total variable costs 1+2+3+4		**€/t_W**		**19.1**		**18.8**		**19.7**
Total variable costs 5+6		**€/t_W**		**4.1**		**5.0**		**3.9**
GLOBAL COST		**€/t_W**		**23.1**		**23.9**		**23.6**
*Fixed rate 6 % - duration 20 years								

Table 10.101: Example of a multi-criteria cost assessment used for comparing FGT system options