

TEXTE

31/2012

Optimierung der Verwertung organischer Abfälle

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungskennzahl 3709 33 340
UBA-FB 001592

Optimierung der Verwertung organischer Abfälle

von

Florian Knappe, Regine Vogt
ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg

Dr. Silvia Lazar, Dr. Silke Höke
ahu AG Wasser – Boden – Geomatik, Aachen

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

UMWELTBUNDESAMT

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
<http://www.uba.de/uba-info-medien/4310.html>
verfügbar. Hier finden Sie auch einen Materialband.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

ISSN 1862-4804

Durchführung der Studie:	ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH Wilckensstraße 3 69120 Heidelberg ahu AG Wasser – Boden – Geomatik Kirberichshofer Weg 6 52066 Aachen
Abschlussdatum:	Januar 2012
Herausgeber:	Umweltbundesamt Wörlitzer Platz 1 06844 Dessau-Roßlau Tel.: 0340/2103-0 Telefax: 0340/2103 2285 E-Mail: info@umweltbundesamt.de Internet: http://www.umweltbundesamt.de http://fuer-mensch-und-umwelt.de/
Redaktion:	Fachgebiet III 2.4 Abfalltechnik, Abfalltechniktransfer Tim Hermann Dessau-Roßlau, Juli 2012

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer 001592	2.	3. Siedlungsabfallwirtschaft
4. Titel des Berichts Optimierung der Verwertung organischer Abfälle		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) IFEU Heidelberg: Knappe, Florian; Vogt, Regine ahu AG Aachen: Dr. Lazar, Silvia; Dr. Höke, Silke (Materialband Wirkungsanalyse Boden)	8. Abschlussdatum Januar 2012	
	9. Veröffentlichungsdatum Juli 2012	
6. Durchführende Institutionen (Name, Anschrift) ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH Wilckensstraße 3 D-69120 Heidelberg ahu AG Wasser – Boden – Geomatik Kirberichshofer Weg 6 D-52066 Aachen	10. Förderkennzeichen (FKZ) 3709 33 340	
	11. Seitenzahl 119 (inkl. Anhang)	
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt Postfach 1406 06813 Dessau-Roßlau	12. Literaturangaben 43	
	13. Tabellen / Diagramme 17	
	14. Abbildungen 18	
15. Zusätzliche Angaben		

16. Kurzfassung

Die Bewertung des ökologischen Nutzens einer Kompostausbringung auf Ackerflächen war im Rahmen von Ökobilanzen bisher nur im Ansatz möglich. Mit dem Ziel, bislang nicht quantifizierbare Wirkungen der Kompostausbringung in der Landwirtschaft für die Ökobilanz aufzubereiten und die Ergebnisse in die Ökobilanz zu integrieren, beinhaltete das Vorhaben drei Teilaufgaben:

1. Wirkungsanalyse Boden
2. Modifikation und Erweiterung der Methodik Ökobilanz
3. Neubewertung der Entsorgungssysteme für Bioabfall aus Haushalten

Durch den Projektpartner ahu AG Aachen wurden alle direkten chemischen, physikalischen und biologischen Wirkungen einer Ausbringung von Komposten auf und in Böden zusammengetragen, die kausalen Zusammenhänge abgeleitet und die daraus resultierenden Folgewirkungen beschrieben. Wie erwartet, war dies kein leichtes Unterfangen und ist nicht in allen Punkten gelungen. Der entsprechende Teilbericht ist separat als Materialband „Wirkungsanalyse Boden“ zu diesem Bericht veröffentlicht.

Mit den so gewonnenen neuen Erkenntnissen wurde eine Anpassung und Konkretisierung der Umweltwirkungskategorien bzw. Bewertungskriterien möglich. Die Erkenntnisse aus der bodenkundlichen Bewertung konnten – insoweit sich Wirkungen und Folgewirkungen quantifizieren ließen – in die bestehende Struktur der Ökobilanzmethode aufgenommen werden. Es erfolgten teilweise deutliche Modifikationen (z.B. Mineraldüngeräquivalenz Stickstoff). Neu enthalten ist eine Bewertung der Humuswirkung von Komposten (Humusreproduktion und Humusanreicherung) und erstmals aufgenommen wurden Kriterien, die sich aus der nutzbaren Feldkapazität (verminderter Bewässerungsbedarf) sowie der Zufuhr mineralischer Masse (Erosionsminderung) ergeben.

Abschließend stellte sich die Frage, inwieweit die neuen Erkenntnisse eine Neubewertung der Bioabfallverwertung aus ökologischer Sicht erforderlich machen. Dabei zeigte sich, dass die Nutzung der Komposte deutlich günstiger eingeschätzt werden kann als bis dato angenommen. Die getrennte Sammlung der Bioabfälle und ihre Verwertung wurden aus ökologischer Sicht grundsätzlich weiter gestützt. Das Verwertungssystem muss jedoch auf eine möglichst umfassende Nutzung der wertgebenden Eigenschaften abzielen und zugleich hohe Standards der Emissionsminderung einhalten. Dazu ist vor allem eine Nutzung über eine Vergärungsanlage notwendig, bei hohen Emissionsstandards und hohen Nutzungsgraden.

17. Schlagwörter

Abfallwirtschaft, Kompostanwendung in der Landwirtschaft, Ökobilanz, Bioabfallverwertung, getrennte Erfassung

18. Preis

19.

20.

Report - Data Sheet

1. Report No.: 001592	2.	3. Waste management
4. Report Title Optimisation of the treatment of organic waste		
5. Author(s), Family Name(s), First Name(s) IFEU Heidelberg: Knappe, Florian; Vogt, Regine ahu AG Aachen: Dr. Lazar, Silvia; Dr. Höke, Silke (Materialband Wirkungsanalyse Boden)		8. Report Date January 2012
		9. Publication Date Juli 2012
6. Performing Organisation (Name, Address) ifeu – Institute für Energie- und Umweltforschung (Institute for Energy and Environmental Research) Heidelberg GmbH Wilckensstraße 3 D-69120 Heidelberg ahu AG Wasser – Boden – Geomatik Kirberichshofer Weg 6 D-52066 Aachen		10. Project-No. (FKZ) 3709 33 340
		11. No. of Pages 119 (incl. annex)
7. Sponsoring Agency (Name, Address) Umweltbundesamt Postfach 1406 06813 Dessau-Roßlau		12. No. of References 43
		13. Tables and Diagrams 17
		14. Figures 18
15. Supplementary Notes		

16. Abstract

To date, life cycle assessments have allowed only a very limited evaluation of the ecological benefits of spreading compost on arable land. This study was aimed at analysing for life cycle assessments the effects of compost application in agriculture, effects which were not previously quantifiable, and integrating these findings into life cycle assessments. The study covered the following three areas:

1. a soil impact assessment
2. the modification and development of life cycle assessment methods
3. a re-evaluation of disposal systems for biodegradable household waste

The project partner ahv AG Aachen compiled all direct chemical, physical and biological effects of applying compost to soil, established the causal links and described the resulting impact. As expected, this was no easy task and was not successful in all respects. The corresponding sub-report has been published separately as the "Soil impact assessment", a companion volume to this report.

The study's new findings enabled environmental impact categories/assessment criteria to be adapted and specified in more concrete terms. As far as direct and resulting impacts were quantifiable, it was possible to fit the findings of the soil study into the existing life cycle assessment structure. Certain significant modifications were made (e.g. mineral fertilizer equivalence of nitrogen). The assessment of the effect of humus was newly introduced (humus reproduction and humus enrichment). Criteria based on the available water capacity (reduced irrigation requirement) and the addition of mineral mass (reduction in erosion) were included for the first time.

Finally and in the light of the findings, the study addressed whether biodegradable waste treatment needs to be re-evaluated from an ecological perspective. The use of compost was found to be significantly more beneficial than previously assumed, and the findings in principle support the separate collection and treatment of biodegradable waste. However, the treatment process must be designed to ensure the greatest possible use of useful waste properties whilst complying with strict emissions reduction standards. Fermentation plants which meet stringent emissions and efficiency standards are a priority if this objective is to be met.

17. Key Words

Waste management, compost use in agriculture, Life Cycle Assessment, treatment of biowaste, separate collection

18. Price

19.

20.

Inhalt

		Seite
1	Hintergrund	1
1.1	Aufgabenstellung des Gesamtprojektes	1
1.2	Vorgehensweise und Randbedingungen	2
1.2.1	Untersuchte Szenarien „Humusreproduktion“ und „Humusanreicherung“	3
1.2.2	Komposteigenschaften	7
2	Ergebnisse der Wirkungsanalyse Boden	10
3	Ergebnisse der Modifikation der Ökobilanzmethode	15
3.1	Wirkungen durch Kohlenstoff (organische Substanz)	15
3.1.1	Ökobilanzielle Berücksichtigung der Humusreproduktion	15
3.1.2	Ökobilanzielle Berücksichtigung der Humusanreicherung	19
3.2	Wirkungen auf den Wasserhaushalt	21
3.3	Wirkungen durch Nährstoffe	21
3.3.1	Stickstoff	21
3.3.2	Sonstige Nährstoffe	24
3.4	Wirkungen auf/durch chemische Bodeneigenschaften	24
3.5	Wirkungen auf Filter- und Pufferfunktion – Stoffhaushalt Schadstoffe	25
3.6	Wirkungen auf Bodenstruktur / physikalische Bodeneigenschaften	25
3.7	Wirkungen auf Bodenorganismen / Biodiversität	26
3.8	Wirkungen auf Erosionsgefährdung	26
3.9	Zusammenfassung der untersuchten und in Ökobilanz berücksichtigten Wirkungen	27
3.10	Bewertung der mineralischen Ressource Phosphor	29
4	Daten zur ökobilanziellen Neuberechnung	31
4.1	Allgemeines und Systemgrenzen	32
4.2	Zusammensetzung Bioabfall und EBS (aus Teilstrom Bioabfall)	32
4.3	Prozesse	34
4.3.1	Kompostierung und Vergärung	34
4.3.2	Anwendung Kompost bzw. Gärrest	39
4.3.3	M(B)An	42
4.3.4	MVA	49
4.4	Äquivalenzprozesse bzw. substituierte Prozesse	50
4.4.1	Mineraldünger, Rindenhumus, Torf und Substrattorf, Rekultivierung	50
4.4.2	Strom, Wärme, Mitverbrennung	51
4.4.3	Zwischenfruchtanbau	52
4.4.4	Abfuhr und Nutzung von Stroh	53
4.4.5	Bodenausbringung und eingesparte Bewässerung	54
5	Ergebnisse der ökobilanziellen Neuberechnung	55
5.1	Ökobilanzieller Vergleich pro Tonne Bioabfall-Fertigkompost	56
5.2	Ökobilanzieller Vergleich für getrennt erfassten Bioabfall (Grünabfall) nach Verfahren und Kompostart	64
5.3	Ökobilanzieller Vergleich gesteigerte getrennte Erfassung Bioabfall mit Verbleib in der Restmülltonne	74

5.3.1	Ergebnisse in Sektoraldarstellung	74
5.3.2	Ergebnisse in Einwohnerdurchschnittswerten (EDW)	85
5.3.3	Vergleich Vergärung nach definiertem Stand der Technik mit durchschnittlicher Vergärung in Deutschland	87
6	Ergebnis und Schlussfolgerungen	90
7	Literatur	93
8	Abkürzungsverzeichnis / Glossar	97
Anhang		

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1:	N-Bilanz Kompost im Szenario 1	22
Abbildung 3-2:	N-Bilanz Bioabfall-Fertigkompost im Szenario 2	23
Abbildung 5-1:	Treibhauseffekt und KEA fossil: Ergebnis pro t Bioabfall-Fertigkompost	59
Abbildung 5-2:	Versauerung und terrestrische Eutrophierung: Ergebnis pro t Bioabfall-Fertigkompost	60
Abbildung 5-3:	Aquatische Eutrophierung und Inanspruchnahme Phosphaterz: Ergebnis pro t Bioabfall-Fertigkompost	61
Abbildung 5-4:	Humantoxizität (Krebs- und PM10-Risikopotenzial): Ergebnis pro t Bioabfall-Fertigkompost	62
Abbildung 5-5:	Schadstoffeintrag in Boden (Cadmium und PAK): Ergebnis pro t Bioabfall-Fertigkompost	63
Abbildung 5-6:	Treibhauseffekt und KEA fossil: Ergebnis pro t Bio-, Grünabfall	69
Abbildung 5-7:	Versauerung und terrestrische Eutrophierung: Ergebnis pro t Bio-, Grünabfall	70
Abbildung 5-8:	Aquatische Eutrophierung und Inanspruchnahme Phosphaterz: Ergebnis pro t Bio-, Grünabfall	71
Abbildung 5-9:	Humantoxizität (Krebs- und PM10-Risikopotenzial): Ergebnis pro t Bio-, Grünabfall	72
Abbildung 5-10:	Schadstoffeintrag in Boden (Cadmium und PAK): Ergebnis pro t Bio-, Grünabfall	73
Abbildung 5-11:	Treibhauseffekt und KEA fossil: Ergebnis gesteigerte getrennte Erfassung versus Verbleib Restmülltonne pro t Bioabfall	80
Abbildung 5-12:	Versauerung und terrestrische Eutrophierung: Ergebnis gesteigerte getrennte Erfassung versus Verbleib Restmülltonne pro t Bioabfall	81
Abbildung 5-13:	Aquatische Eutrophierung und Inanspruchnahme Phosphaterz: Ergebnis gesteigerte getrennte Erfassung versus Verbleib Restmülltonne pro t Bioabfall	82
Abbildung 5-14:	Humantoxizität (Krebs- und PM10-Risikopotenzial): Ergebnis gesteigerte getrennte Erfassung versus Verbleib Restmülltonne pro t Bioabfall	83
Abbildung 5-15:	Schadstoffeintrag in Boden (Cadmium und PAK): Ergebnis gesteigerte getrennte Erfassung versus Verbleib Restmülltonne pro t Bioabfall	84
Abbildung 5-16:	Ergebnisse in EDW gesteigerte getrennte Erfassung versus Verbleib Restmülltonne für 4 Mio. t Bioabfall	85
Abbildung 5-17:	Teildarstellung Ergebnisse in EDW gesteigerte getrennte Erfassung versus Verbleib Restmülltonne für 4 Mio. t Bioabfall	87
Abbildung 5-18:	Vergleich Vergärung nach Stand der Technik (Verg StdT) und durchschnittliche Vergärung für kompostierten Gärrest in Deutschland (Verg D)	89

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1-1:	Eigenschaften untersuchter Kompostarten (BGK 2010), (TU Berlin 2010)	8
Tabelle 1-2:	In der Ökobilanz verwendete Rechenwerte für Komposte	9
Tabelle 2-1:	Übersicht Ergebnisse Wirkungsanalyse Boden	11
Tabelle 3-1:	Übersicht Anbaudaten Zwischenfrüchte/Untersaaten	18
Tabelle 3-2:	Substitutionspotenzial Humusreproduktionsleistung Stroh + Zwischenfrucht pro t TS Kompost	19
Tabelle 3-3:	N-Bilanzen Kompostarten in Szenario 2	24
Tabelle 3-4:	Übersicht Anrechnung identifizierte Kompostwirkungen in der Ökobilanz	28
Tabelle 4-1:	Inhaltsstoffzusammensetzung Bioabfall	33
Tabelle 4-2:	Berechnete Inhaltsstoffzusammensetzung ("Bioabfall-") EBS	34
Tabelle 4-3:	Emissionsfaktoren nach (gewitra 2009)	35
Tabelle 4-4:	Grenzwerte nach TA Luft (2002)	36
Tabelle 4-5:	Emissionen aus der Vergärung nach (gewitra 2009)	37
Tabelle 4-6:	Gegenüberstellung Randbedingungen Vergärung nach dem Stand der Technik und durchschnittliche Vergärung in Deutschland	38
Tabelle 4-7:	Absatzbereiche RAL-Kompost in Deutschland 2008	39
Tabelle 4-8:	Rechenwerte Anwendung Frisch- und Fertigkompost 2007 und 2008	39
Tabelle 4-9:	Rechenwerte Anwendung Gärrest und kompostierter Gärrest (KGR)	40
Tabelle 4-10:	Nutzen der Kompostanwendung	42
Tabelle 4-11:	Verbrauchswerte M(B)An nach (IAA/INTECUS 2008), (Wallmann 2008) und (ALBA 2009)	43
Tabelle 4-12:	Rechenwerte Verbrauchsdaten M(B)An	44
Tabelle 4-13:	Input-Output-Mengen und Verluste nach (Wasteconsult 2007) für den Stand 2006	45
Tabelle 4-14:	Abgeleitete Outputströme der M(B)An für den Teilstrom Bioabfall	46
Tabelle 4-15:	Verbleib heizwertreiche Fraktion nach (UBA 2011)	46
Tabelle 4-16:	Berechneter Verbleib heizwertreiche Fraktion für alle M(B)An	47
Tabelle 4-17:	PAK-Belastung Mineraldünger	51

1 Hintergrund

Die Bewertung des ökologischen Nutzens einer Kompostausbringung auf Ackerflächen ist im Rahmen der Ökobilanz bisher nur im Ansatz möglich. Viele der durch die Ausbringung von Kompost auf und in Böden induzierten Wirkungen lassen sich zwar qualitativ beschreiben, aber bisher fehlte – abgesehen von der Düngewirkung – die Möglichkeit, Wirkungen zu quantifizieren und in der Konsequenz auch die Möglichkeit entsprechende Wirkungen in die Ökobilanzierung einzubeziehen. In der ökobilanziellen Bewertung der unterschiedlichen Entsorgungssysteme, insbesondere von Bioabfall aus Haushalten, wurden daher nicht alle Auswirkungen der Ausbringung von Komposten auf landwirtschaftliche Nutzflächen umfassend berücksichtigt. Die vorliegende Arbeit hatte das Ziel dieses Defizit auszugleichen. Das Projekt wurde in Kooperation mit der ahu AG Aachen durchgeführt und von einem Beirat begleitet über den Experten aus den Bereichen Bodenschutz, Landwirtschaft, Kompost, Abfallwirtschaft und Ökobilanz eingebunden waren.

1.1 Aufgabenstellung des Gesamtprojektes

Mit dem Ziel, bislang nicht quantifizierbare Wirkungen der Kompostausbringung in der Landwirtschaft für die Ökobilanz aufzubereiten und die Ergebnisse in die Ökobilanz zu integrieren, beinhaltet das Vorhaben drei Teilaufgaben:

1. Wirkungsanalyse Boden
2. Modifikation und Erweiterung der Methodik Ökobilanz
3. Neubewertung der Entsorgungssysteme für Bioabfall aus Haushalten

Die Wirkungsanalyse Boden wurde durch den Projektpartner ahu AG Aachen durchgeführt. Der entsprechende Teilbericht ist separat als Materialband „Wirkungsanalyse Boden“ zu diesem Bericht veröffentlicht. In diesem ersten Teilschritt war es Aufgabe, die direkten und indirekten Wirkungen einer Kompostausbringung auf Ackerböden zu ermitteln. Unterschieden wurde dabei nach den Wirkungen auf die chemischen, physikalischen und biologischen Eigenschaften und Funktionen der Böden. Als weiterer Schritt wurden die aus den Wirkungen auf Böden resultierenden Folgewirkungen auf andere Umweltmedien soweit möglich ermittelt und quantitativ beschrieben. Damit die Werte für die Ökobilanz nutzbar sind, war es auch Aufgabe, einen kausalen Zusammenhang zwischen Kompostgabe (Menge, Art), Wirkung und Folgewirkung herzustellen. Die Ergebnisse des Teils Wirkungsanalyse Boden sind in Kapitel 2 kurz beschrieben.

Auf Basis der Ergebnisse der Wirkungsanalyse Boden wurde im zweiten Teilschritt untersucht, wie sich die neu quantifizierbaren Wirkungen bzw. Folgewirkungen einer Kompostausbringung auf Ackerböden in die Methode der Ökobilanz integrieren lassen. Hierzu wurde zunächst geprüft, inwiefern die neu quantifizierten Auswirkungen in die bestehenden und wissenschaftlich anerkannten Umweltwirkungskategorien – wie z.B. Treibhauseffekt, Versauerung, Schadstoffeintrag in Boden, etc. – direkt eingebunden werden können oder ob es erforderlich ist, weitere Umweltwirkungskategorien zu definieren, in denen entsprechende Wirkungen repräsentiert werden können und die gleichzeitig der Gesamtsys-

tematik der Ökobilanzmethode folgen¹. Die wesentlichen Ergebnisse dieses zweiten Arbeitsschrittes sind in Kapitel 3 beschrieben.

Der dritte Arbeitsschritt besteht in der Umsetzung der neu erarbeiteten Erkenntnisse. Auf Basis der quantifizierten Wirkungen und deren Einbindung in die Ökobilanzmethode werden die neuen Ergebnisse für die Anwendung in der Landwirtschaft zunächst anderen Anwendungsmöglichkeiten gegenübergestellt. Des Weiteren werden mit der neuen Bilanzierungsmethode die klassischen Entsorgungswege für getrennt erfassten Bioabfall aus Haushalten – die Kompostierung und die Vergärung – und deren Produktarten (Frisch-, Fertigkompost bzw. Gärrest, kompostierter Gärrest) berechnet und ausgewertet². Darüber hinaus ist Aufgabe des Projektes vor dem Hintergrund der künftig zu erwartenden Ausweitung der getrennten Erfassung aufgrund des novellierten Kreislaufwirtschaftsgesetzes (KrWG) einen Vergleich mit der Möglichkeit durchzuführen, dass der Bioabfall in der Restmülltonne verbleibt. Derzeit wird die noch im Restmüll enthaltene Organik mit dem Restmüll in Müllverbrennungsanlagen (MVA) oder in mechanisch-biologischen oder physikalischen Behandlungs- bzw. Stabilisierungsanlagen (M(B)An) mit behandelt. Die Neuberechnung findet sich im Detail in Kapitel 4 erläutert.

1.2 Vorgehensweise und Randbedingungen

Grundsätzlich waren für die Aufgabenstellung Randbedingungen zu fassen, welche die Grundlage für die Durchführung des Projektes bildeten. Die Randbedingungen wurden mit dem projektbegleitenden Beirat abgestimmt. Gemäß Aufgabenstellung beschränkt sich die Untersuchung ausschließlich auf Wirkungen von regelmäßigen Kompostgaben auf Ackerflächen. Grünlandböden wurden nicht betrachtet. Des Weiteren wurden folgende Randbedingungen abgestimmt:

- Zu untersuchende Kompostarten, für die aktuelle Daten zu Inhaltstoffen freundlicherweise von der Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK) zur Verfügung gestellt werden konnten (s. Kap. 1.2.2):
 - o Biomix³-Frischkompost
 - o Biomix-Fertigkompost
 - o Grüngut-Fertigkompost
 - o kompostierter Gärrest (kGR)⁴
- Für die Wirkungsanalyse Boden wurden so weit wie möglich Parameter betrachtet, die quantifizierbare Folgewirkungen beschreiben (z.B. Mineraldüngerersatz, entfal-

¹ Z.B. beschreiben die anerkannten Umweltwirkungskategorien ein Schadenspotenzial, wovon nach Auffassung des Umweltbundesamtes (1. Beiratssitzung, April 2010) nicht abgewichen werden sollte. Entsprechend wurde z.B. eine neue Umweltwirkungskategorie „Humusreproduktionspotenzial“ als nicht geeignet erachtet, da diese ein Optimierungspotenzial ausdrückt.

² Für die Kompostierung wurde auch Grünabfall-Fertigkompost untersucht.

³ Ausgangsmaterial für diese Komposte ist Inhalt der Biotonne ggf. vermischt mit Strukturmaterial, um möglichst optimale Bedingungen für die biologische Behandlung einzustellen.

⁴ Für entwässerten Gärrest rein aus Bioabfall liegen keine Messdaten vor.

lender Bewässerungsaufwand), ansonsten wurden die Wirkungen im Boden quantifiziert (z.B. Anreicherung von Schadstoffen).

- Des Weiteren wurden so weit wie möglich Prozesse und Wirkungen in Abhängigkeit der aufgebrachten Kompostmengen und unabhängig von Zeithorizonten oder Standorten angegeben, um die Ergebnisse für die Ökobilanz nutzbar zu machen⁵. Für die Wirkungsanalyse Boden bedeutet dies, dass die Angaben für Deutschland gelten sollen, unabhängig von klimatischen Standortbedingungen und Bodenart → es mussten Annahmen zu Standorteigenschaften getroffen werden (Referenzboden, mittlere Niederschlagsmengen (Materialband, Kap. 2.2)).
- Ebenfalls relevant für die Wirkung der Kompostaufbringung ist die regelmäßig aufgebrachte Menge vor dem Hintergrund der Bewirtschaftungsweise (Fruchtfolge). Hier wurden zwei Szenarien abgestimmt, die unter Beachtung rechtlicher Vorgaben die beiden auf Organikzufuhr ausgerichteten Düngestrategien „Humusreproduktion“ und „Humusanreicherung“ repräsentieren (s. Kap. 1.2.1).
- Es wird die konventionelle Landwirtschaft betrachtet, wobei angenommen wird, dass die Anwendung v. a. in viehlosen Marktfruchtbetrieben erfolgt → die Ausbringung erfolgt nicht in Konkurrenz zu Wirtschaftsdünger → die mit dem Kompost ausgebrachten pflanzenverfügbaren Nährstoffe müssten ansonsten über Mineraldünger bereitgestellt werden, eine Humusreproduktion müsste ansonsten über landwirtschaftliche Maßnahmen erzielt werden (Strohverbleib auf der Fläche und/oder Zwischenfruchtanbau/Untersaaten)
- Es wird generell gute landwirtschaftliche Praxis unterstellt → Nährstoffgaben und Zufuhr organischer Substanz ergeben sich aus dem rechnerischen Bedarf. Die Ausbringung erfolgt in einer Form und zu einem Zeitpunkt, die eine schädigende Auswirkung auf z.B. Grund- oder Oberflächenwasser rechnerisch ausschließen.

1.2.1 Untersuchte Szenarien „Humusreproduktion“ und „Humusanreicherung“

Für die Wirkungsanalyse Boden wurden zwei Szenarien mit dem Beirat abgestimmt, die beide das Hauptaugenmerk auf der Wirkung durch Humuszufuhr haben, da insbesondere die Wirkungen durch die Zufuhr organischer Masse bislang nicht oder nur im Ansatz im Rahmen von Ökobilanzen quantifizierbar sind. In der Praxis kann die Anwendung von Kompost auf Ackerflächen unter zwei unterschiedlichen Zielsetzungen erfolgen:

1. Kompost wird aufgebracht, um die Humusbilanz über eine Fruchtfolge rechnerisch auszugleichen und damit den Humusgehalt im Boden stabil zu halten
= Humusreproduktion = Szenario 1
2. Kompost wird ausgebracht, um den Humusgehalt auf Böden, die einen erhöhten Bedarf an Humus aufweisen (humusverarmte Standorte), zu erhöhen
= Humusanreicherung = Szenario 2

⁵ Bei den mittels Ökobilanzmethode berechneten Umweltwirkungen handelt es sich um Wirkungspotenziale ohne lokalen Bezug. Die gefundenen Aussagen sollen standortunabhängig und allgemeingültig sein.

1.2.1.1 Szenario 1: Humusreproduktion

Die Humusreproduktion ist für Standorte sinnvoll, bei denen von gut versorgten bzw. von Böden mit mittleren Humusgehalten auszugehen ist (Humusstufe h3). Die Kompostanwendung kann auf diesen Standorten den Anbau von Untersaaten oder Zwischenfrüchten ersetzen oder sie kann die Abfuhr und anderweitige Nutzung von Stroh ermöglichen, die ansonsten für einen ausgeglichenen Humussaldo sorgen würden. Für die Wirkungsanalyse Boden musste eine Fruchtfolge ausgewählt werden, um berechnen zu können, wie sich der Humusvorrat durch den Anbau von Fruchtarten ändert und welche Menge an Kompost regelmäßig erforderlich ist, um die Änderung auszugleichen. Gewählt wurde die Fruchtfolge Mais – Mais – Weizen, da diese mit dem Referenzboden kompatibel ist, für bestimmte Regionen in Deutschland als einigermaßen typisch gelten kann und v. a. da für diese Fruchtfolge keine Überfrachtung mit Nährstoffen zu besorgen ist, so lange die regelmäßigen Kompostgaben die zulässigen Mengen nach Bioabfallverordnung (BioAbfV) nicht überschreiten. Der Humussaldo dieser Fruchtfolge wurde mit der Methode zur Humusbilanzierung nach VDLUFA (2004) berechnet. Verwendet wurden die unteren Werte nach VDLUFA, die für optimal versorgte Böden gelten. Der Humussaldo wird in der Einheit Humusäquivalente (Häq bzw. kg Humus-C/(ha*a)) ermittelt. Die gewählte Fruchtfolge stellt eine extrem humuszehrende Fruchtfolge dar, die über die 3 Jahre zu einem hohen negativen Humussaldo führt (-1400 kg Humus-C/ha). Um die zum Ausgleich dieses Humussaldo erforderliche Kompostmenge bestimmen zu können, wurden substratspezifische Faktoren für die Reproduktionswirksamkeit von Komposten nach (Reinhold 2011a) verwendet. Diese beziehen sich auf den im Kompost enthaltenen organischen Kohlenstoff (Corg) und sind je nach Reifegrad unterschiedlich:

- Frischkompost: 0,45 Häq (kg Humus-C) je kg Corg im Kompost
- Fertigkompost: 0,52 Häq (kg Humus-C) je kg Corg im Kompost

Da zudem verschiedene Komposte einen unterschiedlichen Corg-Gehalt aufweisen (s. Kap. 1.2.2), ergeben sich unterschiedliche, zum Ausgleich des berechneten Humussaldo erforderliche Kompostmengen. Insgesamt sind die Abweichungen aber gering, die berechneten erforderlichen Aufwandsmengen liegen in allen Fällen um die 4 t TS/(ha*a).

1.2.1.2 Szenario 2: Humusanreicherung

Die Humusanreicherung ist für Standorte sinnvoll, die einen erhöhten Bedarf an Humus aufweisen. Im bundesdeutschen Vergleich ist davon auszugehen, dass schwach humose Böden der Humusstufe h2 mit einem Humusgehalt unter 2% einen entsprechenden Bedarf haben. Mit dem Ziel Humus anzureichern, ist es für diese Standorte des Weiteren sinnvoll, von einer ausgeglichenen Fruchtfolge auszugehen (Humussaldo = Null). Damit dient die Kompostgabe ausschließlich der Anreicherung von Humus und nicht zum Ausgleich der Änderung des Humusvorrates durch den Anbau von Fruchtarten. Als Kompostmenge wurde für eine möglichst umfassende Anreicherung von Humus die nach BioAbfV maximal erlaubte Kompostmenge von 10 t TS/(ha*a) zugrunde gelegt (Grenzwerte nach § 4 (3) BioAbfV werden eingehalten). Um das Ausmaß der Anreicherung bestimmen zu können, wurde auf Ergebnisse von 12-jährigen Dauerfeldversuchen zurückgegriffen, in denen die längerfristige Erhöhung der Humusgehalte durch Kompostaufbringung bei aus-

geglicherer Fruchtfolge untersucht wurde (Kluge et al. 2008). Aus diesen Feldversuchen wurden Wiederfindungsraten für den mit den Komposten aufgetragenen Corg ermittelt (Reinhold 2008), die im Weiteren von Reinhold (2011) aktualisiert wurden. Für die Aufbringungsmenge von 10 t TS/(ha*a) ergeben sich danach je nach Kompostart folgende Wiederfindungsraten (bezogen auf Corg im Kompost), die in Abstimmung mit dem Beirat in dieser Studie verwendet wurden:

- 59% bei Grüngut-Fertigkompost auf schluffigem Lehm
- 47% bei Biotonnenabfall-Fertigkompost auf lehmigem Sand
- 26% für Biotonnenabfall-Frischkompost bei schluffig-tonigem Lehm

Einschränkend ist hier festzuhalten, dass diese Wiederfindungsraten auf verschiedenen Bodenarten ermittelt wurden, die ein unterschiedliches Anreicherungsverhalten haben⁶ und dass diese auch nur eingeschränkt auf den in der Wirkungsanalyse Boden herangezogenen Referenzboden (sandiger Schluff) übertragbar sind. Zudem bleibt offen, wie sich die Wiederfindungsraten im Weiteren entwickeln würden, da die Versuche beendet wurden. In den 12 Versuchsjahren wurde nach (Kluge et al. 2008) keine Einstellung eines neuen Fließgleichgewichtes erreicht.

Entsprechend ist für Szenario 2 festzuhalten,

- dass die Verwendung der Wiederfindungsraten mit Unsicherheiten behaftet ist⁷,
- dass die Wiederfindungsraten auf keinen Fall mit einer C-Sequestrierung verwechselt werden dürfen
- und dass für eine Humusanreicherung in der Praxis gelten muss, dass die hohen Kompostmengen nur so lange auf ein und denselben Boden aufgebracht werden wie auch tatsächlich eine Zunahme des Humusgehaltes erfolgt (linear ansteigender Bereich), da nur in diesem Bereich die Humuszufuhr größer ist als die Abbaurrate⁸.

⁶ In (Kluge et al. 2008) wird angegeben, dass die Zunahme der Humusgehalte auf sandigen Böden bedingt durch die hohe mikrobiologische Aktivität bei vergleichsweise hohen Temperaturen geringer ausfällt als auf mittleren bis schweren Böden.

⁷ Eine Möglichkeit, das Langfristverhalten genauer einzuschätzen, besteht in der Anwendung von Simulationsmodellen zur Beschreibung des C-Umsatzes in Böden auf Basis der aus den Praxisversuchen vorliegenden Daten. Eine entsprechende Untersuchung soll nach Auskunft der BGK durch Herrn Prof. Franko (Universität Halle) vorgenommen werden. Ergebnisse daraus könnten die hier verwendeten Wiederfindungsraten ggf. präzisieren. Allerdings muss die Simulation standortbezogen erfolgen, so dass auch Ergebnisse daraus nicht allgemeingültig sind.

⁸ Wird der Bereich der Sättigung bzw. des Fließgleichgewichtes erreicht, ist die Humuszufuhr gleich der Abbaurrate. Würde in diesem Bereich die Kompostmenge verringert käme es notwendigerweise zu einem Humusabbau. Um dann eine Humuserhaltung zu gewährleisten wären weiterhin die gleichen hohen Kompostgaben erforderlich wie zuvor für die Anreicherung. Aus diesem Grund ist eine Düngung zur Humusanreicherung nur im linearen Steigerungsbereich des Humusgehaltes sinnvoll, da in diesem Bereich jederzeit auf Erhaltungsdüngung umgestellt werden kann, da die Zufuhrrate größer ist als die Abbaurrate.

1.2.1.3 Zusammenführung der Szenarien 1 und 2 für die Ökobilanz

Für die Ökobilanz ist entscheidend, welche Düngepraxis – Humusreproduktion oder Humusanreicherung – tatsächlich stattfindet. Ziel der vorliegenden Studie ist es, die mittlere Situation in Deutschland abzubilden. Damit stellte sich für die Zusammenführung der Szenarien in der Ökobilanz die Frage, zu welchen Anteilen die beiden Szenarien in Deutschland auftreten. Diese Frage lässt sich aus folgenden Gründen nicht auf Basis von belastbaren Daten beantworten:

- es gibt keine statistischen Daten darüber, auf welchen Flächen welche Komposte in welchen Mengen angewendet werden
- es gibt bislang nur eingeschränkt Aussagen über die Humusgehalte der Ackerböden in Deutschland⁹ oder über deren Entwicklung in den vergangenen Jahren¹⁰
- es gibt bislang keine Orientierung, welcher Humusgehalt (in Abhängigkeit der Bodenart) als optimal zu verstehen ist; im Allgemeinen wird der standorttypische Humusgehalt als optimal angesehen, der Humusversorgungszustand ist aber nur eingeschränkt bekannt (s.o.)
- die übliche landwirtschaftliche Praxis orientiert die Düngung nicht am Humusbedarf (Humussaldo), sondern am Nährstoffbedarf; es werden typischerweise maximal erlaubte Kompostmengen aufgebracht, um Kosten für Mineraldünger v.a. P-Dünger einzusparen
- ebenfalls aus Kostengründen wird typischerweise Kompost nicht regelmäßig jährlich auf die gleiche Fläche ausgebracht, sondern eher alle drei oder sogar nur alle neun Jahre auf einmal
- bislang besteht bei Landwirten kaum ein Bewusstsein für die Thematik Humusversorgung der Böden, es wird getan was nach Cross Compliance erforderlich ist; danach reicht es im Zweifel aus, bestimmte C-Gehalte im Boden, die vergleichsweise niedrig liegen¹¹, nicht zu unterschreiten

⁹ Seit 2008 untersucht bzw. erhebt das von Thünen-Institut (vTI) im Rahmen eines BMELV Forschungsprojektes den aktuellen Kohlenstoffstatus landwirtschaftlich genutzter Böden Deutschlands („Bodenzustandserhebung Landwirtschaft, BZE LW“); Teilnahme der Landwirte ist freiwillig, Ziel ist eine Kartierung Deutschlands mit über 3000 beprobten Agrarstandorten; Ergebnisse liegen noch nicht vor.

http://www.vti.bund.de/index.php?id=464&detail_id=142249&llang=de&stichw_suche=Bodenzustandserhebung%2BLandwirtschaft&zeilenzahl_zaeher=3

¹⁰ LfL 2009: 20 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in Bayern. Teil 3: Entwicklung der Humusgehalte zwischen 1986-2007 und UBA 2004: Länderübergreifende Auswertung von Daten der Boden-Dauerbeobachtung der Länder, UBA-Texte 50/04, Umweltbundesamt, Dezember 2004.

¹¹ Grenzwerte aus Cross Compliance, die für den Erhalt der Förderung einzuhalten sind, sind in der Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung (DirektZahlVerpflV) festgelegt: Böden mit Tongehalten unter 13% müssen mindestens einen Corg-Gehalt von 0,58% haben (= mind. 1% Humusgehalt), Böden mit Tongehalt über 13% mindestens einen Corg-Gehalt von 0,87% (= mind. 1,5% Humusgehalt).

Entsprechend wurden die möglichen Anteile der Düngestrategien Humusreproduktionsdüngung oder Düngung zur Humusanreicherung mit dem Beirat diskutiert: Grundsätzlich wird vermutet, dass ein Humusabbau auf Ackerflächen erfolgt bzw. dass in Deutschland überwiegend humuszehrende Fruchtfolgen angebaut werden, so dass grundsätzlich die Düngung zum Zweck der Humuszufuhr sinnvoll ist. Auch hat Kompost heutzutage einen positiven Marktwert, Zuzahlungen finden nur noch in Einzelfällen statt. Allerdings ergibt sich der Preis für Kompost eher aufgrund der enthaltenen Nährstoffe und infolge der steigenden Mineraldüngerpreise. Auch ist eine Strategie, mit Kompost Humusdefizite auszugleichen, nur sehr eingeschränkt möglich, da das Kompostaufkommen vergleichsweise gering ist¹². Zu empfehlen wäre entsprechend zwar eine gezielte Verwendung der verfügbaren Kompostmengen auf humusverarmten Standorten, allerdings sind diese zum einen lokal begrenzt (während Bio- und Grünabfall für Kompost bundesweit verteilt anfällt) und zum anderen wird bislang von Landwirten wenig realisiert, dass ein Humusaufbau erforderlich ist. Insgesamt wurde im Beirat festgehalten, dass eine Kompostdüngung vorwiegend noch mit dem Ziel Nährstoffzufuhr erfolgt und dass davon auszugehen ist, dass diese Düngung überwiegend nicht auf humusverarmten Standorten stattfindet.

Insofern wurde für die Ökobilanz folgendes Verhältnis für die beiden Szenarien festgelegt, um den Durchschnitt in Deutschland abzubilden:

80% Humusreproduktion (Szenario 1)

20% Humusanreicherung (Szenario 2)

1.2.2 Komposteigenschaften

Komposte lassen sich nach Ausgangsmaterial (Bio-, Grünabfall), der Art der Komposterzeugung (aerob, anaerob) und nach erzieltm Reifegrad (Frisch- oder Fertigkompost) unterscheiden. Für die Wirkungsanalyse Boden wurden freundlicherweise von der BGK Daten für die Inhaltszusammensetzung verschiedener Kompostarten zur Verfügung gestellt. Nicht beinhaltet waren darin Werte für organische Schadstoffe, diese wurden durch Angaben nach (TU Berlin 2010) ergänzt. Die entsprechenden Werte zeigt Tabelle 1-1. Für die unterschiedlichen Kompostarten zeigt sich z.B. etwas auffälliger, dass Kompost aus Grünabfall durch geringere Stickstoffgehalte und v.a. Ammoniumgehalte geprägt ist. Für kompostierten Gärrest (kGR) kann tendenziell davon ausgegangen werden, dass dieser aufgrund der anaeroben Behandlung etwas geringere Stickstoffgehalte aufweist als aerob erzeugter Kompost (bedingt durch biologischen Abbau und Austrag mit Überschusswasser), aber dafür einen höheren Anteil an mineralisiertem Stickstoff.

Zwischen Frisch- und Fertigkompost aus der aeroben Behandlung von „Biomix“ (Biotonne) ist eigentlich kein verfahrensbedingter Unterschied zu erwarten. Die weitere Reifung zu Fertigkompost bedingt lediglich einen weiteren Abbau von Kohlenstoff und Stickstoff, während sonstige Nähr- und Schadstoffe sich im Kompost anreichern müssten (kein nennenswerter Austragspfad gegeben). Dass es hier pro t TS Kompost zu Unterschieden

¹² Ausgehend von etwa 5 Mio. Tonnen Kompost pro Jahr (bzw. 3 Mio. t TS) und der nach BioAbfV maximal erlaubten Aufwandmenge von 10 t TS/(ha*a) könnten 300.000 Hektar mit Kompost versorgt werden. Dies entspricht rd. 2,5% der Ackerfläche in Deutschland.

kommt, ist zufällig und auf die Heterogenität der beprobten Biotonneninhalte zurückzuführen.

Tabelle 1-1: Eigenschaften untersuchter Kompostarten (BGK 2010)¹³, (TU Berlin 2010)

		Biomix Frischkompost	Biomix Fertigkompost	Grüngut Fertigkompost	Biomix kGR
Probenzahl n=		724	952	789	175
TS	% FM	63,4	60,75	58,5	57,9
oTS (Glühverlust)	% TS	42,3	37,2	35,6	40,9
C org ¹⁾	% TS	24,5	21,6	20,6	23,7
C/N		15,8	14,8	16,8	17,0
C/N berechnet ²⁾		15,7	15,1	17,2	17,2
Stickstoff	% TS	1,56	1,43	1,20	1,38
Phosphat (P ₂ O ₅)	% TS	0,73	0,73	0,50	0,85
Kalium (K ₂ O)	% TS	1,24	1,18	0,98	1,15
Magnesium (MgO)	% TS	0,70	0,78	0,66	0,9
N löslich	% N	6,44	5,12	2,45	7,17
NH ₄ -N	% N	5,99	2,9	0,76	5,8
Nitrat-N	% N	0,06	0,86	0,47	0,50
Calcium (CaO)	% TS	4,195	4,83	3,65	6,4
Blei (Pb)	mg/kg TS	33,15	33,35	30	26,4
Cadmium (Cd)	mg/kg TS	0,44	0,43	0,4	0,41
Chrom (Cr)	mg/kg TS	21,7	21,9	20	24,1
Kupfer (Cu)	mg/kg TS	46	46,85	33,2	51,2
Nickel (Ni)	mg/kg TS	13	13,3	12	14,4
Quecksilber (Hg)	mg/kg TS	0,1	0,12	0,11	0,12
Zink (Zn)	mg/kg TS	173	170	144	160
PCDD/F	mg I-TEQ /kg TS		6,47E-06	3,78E-06	6,0E-06
PAK	mg/kg TS		2,31	1,23	2,68
Indikator-PCB	mg/kg TS		0,0222	0,0172	0,0256

1) Corg-Gehalt = 58% oTS

2) Aus angegebenem C- und N-Gehalt berechnete Werte in der Ökobilanzierung verwendet

Für die Ökobilanz wurden aus diesem Grund bei gleichen Ausgangsstoffen (Biomix) die Werte für unterschiedliche Reifegrade angepasst. Da für Gärrest aus Biomix keine Analysedaten verfügbar sind, wurden als Ausgangsbasis die Daten für stabilisierte Komposte verwendet. Die Inhaltszusammensetzung für Frischkompost und Gärrest wurde dann jeweils durch Rückrechnung unter der Annahme einer Nähr- und Schadstoffanreicherung ermittelt (jeweils aerobe Behandlung durch Nachkompostierung). In der Ökobilanz werden die entsprechenden Daten für einen Vergleich verschiedener Behandlungsoptionen für ein und denselben Abfall benötigt, die funktionelle Einheit für diesen Vergleich ist 1 Tonne Bioabfall. Damit ist in den in Tabelle 1-2 aufgeführten berechneten Werten des Weiteren

¹³ Medianwerte gütegesicherter Komposte und Gärprodukte im Jahr 2010. Zur Verfügung gestellt von der BGK, Februar 2011

berücksichtigt, dass sich pro t Bioabfall unterschiedliche Mengen an Frisch- und Fertigkompost ergeben. Aus diesem Grund sind die spezifischen Werte in Tabelle 1-2 nicht identisch.

Tabelle 1-2: In der Ökobilanz verwendete Rechenwerte für Komposte

		Biomix Frischkompost ¹⁾	Biomix Fertigkompost ²⁾	Biomix Gärrest ³⁾	Biomix kGR ²⁾
TS	% FM	63,4	60,75	35	57,9
oTS (Glühverlust)	% TS	42,25	37,20	42,25 ⁴⁾	40,90
Stickstoff	% TS	1,45	1,43	1,53	1,38
Phosphat (P ₂ O ₅)	% TS	0,67	0,73	0,72	0,85
Kalium (K ₂ O)	% TS	1,08	1,18	0,97	1,15
Magnesium (MgO)	% TS	0,71	0,78	0,76	0,9
Calcium (CaO)	% TS	4,42	4,83	5,41	6,4
Blei (Pb)	mg/kg TS	30,5	33,4	22,3	26,4
Cadmium (Cd)	mg/kg TS	0,39	0,43	0,35	0,41
Chrom (Cr)	mg/kg TS	20,0	21,9	20,4	24,1
Kupfer (Cu)	mg/kg TS	42,8	46,9	43,2	51,2
Nickel (Ni)	mg/kg TS	12,2	13,3	12,2	14,4
Quecksilber (Hg)	mg/kg TS	0,11	0,12	0,10	0,12
Zink (Zn)	mg/kg TS	155	170	135	160
PCDD/F	mg I-TEQ /kg TS	5,92E-06	6,47E-06	5,07E-06	6,0E-06
PAK	mg/kg TS	2,11	2,31	2,26	2,68
Indikator-PCB	mg/kg TS	0,02	0,022	0,022	0,026

1) Berechnete Werte aus Biomix-Fertigkompost

2) Werte wie in Tabelle 1-1

3) Berechnete Werte aus Biomix kGR

4) Annahme wie Frischkompost

2 Ergebnisse der Wirkungsanalyse Boden

In der Wirkungsanalyse Boden wurde die Wirkung von Kompost auf Bodeneigenschaften und die daraus resultierenden potenziellen Folgewirkungen untersucht. Ziel war möglichst einen quantitativen Zusammenhang herzustellen. Für die Untersuchung war die Festlegung von Randbedingungen erforderlich, die im Wesentlichen in Kapitel 1.2 aufgelistet sind. Für einige Wirkungen von Kompost auf die Bodeneigenschaften wurde im Weiteren zur Quantifizierung die Möglichkeit der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Boden 2005) genutzt, in Abhängigkeit der organischen Substanz, angegeben in Humusstufen, den Einfluss auf verschiedene Bodeneigenschaften abzuschätzen. Dabei wurde für die Humusanreicherung angenommen, dass der Boden durch regelmäßige Kompostgaben von Humusstufe h2 in Humusstufe h3 gelangt. Im Detail sind die Untersuchungsergebnisse im Materialband „Wirkungsanalyse Boden“ nachzulesen. Nachfolgend sind daraus lediglich die Ergebnisse übersichtsartig in Tabelle 2-1 aufgeführt.

Tabelle 2-1: Übersicht Ergebnisse Wirkungsanalyse Boden

Wirkungsbereich Kompostaufbringung	Ergebnis – Fazit für die Ökobilanz
Kohlenstoff – Organische Substanz (Materialband, Kap. 3.1)	
Humusreproduktion	Unter der Annahme eines Bodens mit mittlerem Humusgehalt (Humusstufe h3) wurden die Kompostmengen (nach Kompostarten) ermittelt, bei denen bei vorgegebener Fruchtfolge (Mais – Mais – Weizen) eine Humusreproduktion gegeben ist.
Humusanreicherung	Entsprechend Abstimmung im Beirat wurden die Wiederfindungsraten nach (Reinhold 2011b) zur Bestimmung der Humusanreicherung herangezogen; Bedingung für deren Anwendung ist, dass ein linearer Anstieg des Humusgehaltes gegeben ist (bei dem zugrunde gelegten Boden der Humusstufe h2 wird ein Sättigungsbereich je nach Kompostart nach 40 bis 76 Jahren erreicht).
Wasserhaushalt (Materialband, Kap. 3.2)	
Wasserspeichervermögen (Feldkapazität) (Materialband, Kap. 3.2.1)	Nach Literatúrauswertung ist keine exakte Quantifizierung möglich; auf Basis der Bodenkundlichen Kartieranleitung wurde die Erhöhung der Feldkapazität abgeschätzt: Im Referenzboden resultiert bei dauerhafter Kompostgabe ein zusätzliches Wasserspeichervermögen von 60 m³/ha (Bandbreite für Bodenartenspektrum 30-150 m³/ha); Folgewirkungen daraus sind die Abmilderung von Hochwasserereignissen, Verminderung der Wassererosion, Veränderung des Bodenklimas; quantifizieren lassen sich diese Folgewirkungen nicht.
Wasserspeichervermögen (nutzbare Feldkapazität) (Materialband, Kap. 3.2.2)	Erhöht sich i.d.R. bei Humusanreicherung (positive Wirkung von Kompostaufbringung in Studien belegt); auf Basis der Bodenkundlichen Kartieranleitung wurde die Erhöhung der nutzbaren Feldkapazität abgeschätzt: Im Referenzboden werden durch langfristige Kompostaufbringung 30 m³/ha mehr Wasser pflanzenverfügbar im Oberboden gespeichert (Bandbreite für Bodenartenspektrum 0-60 m³/ha); als Folgewirkung daraus lässt sich eine Reduzierung der erforderlichen Bewässerungsleistung ableiten.
Luftkapazität (Materialband, Kap. 3.2.3)	Literaturaussagen für Humusanreicherung sind nicht einheitlich; auf Basis der Bodenkundlichen Kartieranleitung wurde die Luftkapazität für Böden abgeschätzt: Über das gesamte Bodenartenspektrum kann es durch Humusanreicherung zu einer Abnahme von 1 Vol% bis hin zu einer Zunahme von 2 Vol% kommen.
Wasserleitfähigkeit / Infiltrationsleistung	Nach Literatur wirkt sich eine sachgerechte dauerhafte Kompostausbringung positiv aus; eine Quantifizierung ist derzeit nicht möglich.
Nährstoffhaushalt (Materialband, Kap. 3.3)	
Stickstoff (Materialband, Kap. 3.3.1)	Die Verluste von NH ₃ -N wurden in Abstimmung mit dem Beirat unabhängig von der Kompostart zu 1% des ausgebrachten N bestimmt. Begründung: In Komposten liegen anders als in Wirtschaftsdüngern deutlich geringere Anteile des Stickstoffs als Ammoniak oder Ammonium vor. Gasförmige N-Verluste aus Denitrifikation und Nitrifikation wurden entsprechend den Vorgaben nach (IPCC 2006) und dem Vorgehen zur Berech-

Wirkungsbereich Kompostaufbringung	Ergebnis – Fazit für die Ökobilanz
	nung des nationalen Emissionsinventars (vTI 2009) beibehalten (1% N₂O-N, 1% NO-N, 8% N₂-N jeweils bezogen auf den applizierten N nach Abzug NH₃-N-Verluste). Eine Auswaschung in Form von Nitrat wird bei unterstellter guter fachlicher Praxis nicht angenommen. Der pflanzenverfügbare bzw. mineraldüngeräquivalente Anteil wird durch Differenzenbildung bestimmt, wobei bei Humusanreicherung zu berücksichtigen ist, dass Stickstoff entsprechend dem C/N-Verhältnis im Boden (10:1) langfristig im Boden stabilisiert wird.
Phosphat (Materialband, Kap. 3.3.2)	Es wird generell von einer 100%igen Mineraldüngeräquivalenz ausgegangen; ein erosionsbedingter Abtrag von Phosphat in Oberflächengewässer wird bei unterstellter guter fachlicher Praxis nicht angenommen.
Kalium (Materialband, Kap. 3.3.3)	Es wird generell von einer 100%igen Mineraldüngeräquivalenz ausgegangen.
Magnesium (Materialband, Kap. 3.3.4)	In Abstimmung mit dem Beirat wird generell von einer 10%igen Mineraldüngeräquivalenz ausgegangen (Magnesiummangel besteht nur auf leichten Böden, insofern ist der Bedarf deutlich geringer als die Zufuhr mit Kompost); negative Folgen durch Auswaschung von Magnesium sind nicht bekannt; phytotoxische Grenzen werden durch die Magnesiumzufuhr mit den maximal nach BioAbfV zulässigen Kompostgaben nicht erreicht.
Calcium (Materialband, Kap. 3.3.5)	Es wird generell von einer 100%igen Mineraldüngeräquivalenz ausgegangen; die Erhöhung des pH-Wertes als positive Folgewirkung wird separat diskutiert (s.u.).
Chemische Bodeneigenschaften (Materialband, Kap. 3.4)	
pH-Pufferung (Materialband, Kap. 3.4.1)	Zufuhr von Calcium führt zu pH-Pufferung; ist durch Anrechnung Mineraldüngeräquivalenz berücksichtigt (s.o.); potenzielle Schwermetallauswaschung ist unter Filter- / Pufferfunktion diskutiert.
Kationenaustauschkapazität (KAK) (Materialband, Kap. 3.4.2)	Auf Basis der Bodenkundlichen Kartieranleitung wurde eine Erhöhung der KAK um 4 cmol/kg abgeschätzt, dadurch erhöht sich die Nährstoffverfügbarkeit und das Nährstoffspeichervermögen (für Kationen); für eine Quantifizierung der Erhöhung liegen derzeit keine Daten vor.
Redoxpotenzial (ahu/IFEU 2011, Kap. 3.4.3)	Eine Quantifizierung der Veränderung des Redoxpotenzials durch Kompostaufbringung ist nicht möglich, da belastbare Daten aus Kompostversuchen fehlen.
Filter- und Pufferfunktion – Stoffhaushalt Schadstoffe (Materialband, Kap. 3.5)	
Anorganische Schadstoffe (Materialband, Kap. 3.5.1)	Durch Humusanreicherung gemäß Szenario 2 wird die Filter- und Pufferfunktion der Böden verbessert; zum Tragen kommt die Verbesserung jedoch erst bei Unterschreiten des Grenz-pH-Wertes, dessen Einhaltung aufgrund der vorgegebenen Ziel-pH-Werte nach guter fachlicher Praxis vorausgesetzt wird; lediglich für Sandböden ließe sich für Cadmium eine Erhöhung der Sorptionsfähigkeit von 10% einbeziehen; als Folgewirkung erfolgt durch die Zufuhr von Schwermetallen i.d.R. deren Anreicherung im Boden; eine Überschreitung der Vorsorgewerte nach Bundesbodenschutz-

Wirkungsbereich Kompostaufbringung	Ergebnis – Fazit für die Ökobilanz
	verordnung (BBodSchV) ist bei mittleren Hintergrundgehalten in Böden für die maximal nach BioAbfV zulässigen Kompostgaben nicht zu erwarten; toxische Wirkungen für Flora und Fauna sind demnach ebenfalls nicht zu besorgen, da potenzielle Austräge von Schadstoffen durch Sickerwasser und über Pflanzenentzug nicht zusätzlich ansteigen, solange die Vorsorgewerte nicht überschritten werden.
Organische Schadstoffe (Materialband, Kap. 3.5.2)	Durch Humusanreicherung gemäß Szenario 2 ist von einer Erhöhung der Sorptionsfähigkeit und Verbesserung der Filter- / Pufferfunktion gegenüber organischen Schadstoffen auszugehen, da die Bindung persistenter organischer Schadstoffe fast ausschließlich durch die organische Substanz erfolgt; aufgrund fehlender Daten und vorhandener Unsicherheiten kann die Verbesserung nicht quantifiziert werden; als Folgewirkung erfolgt durch die Zufuhr persistenter organischer Schadstoffe i.d.R. deren Anreicherung im Boden; wie bei anorganischen Schadstoffen ist eine Überschreitung von Vorsorgewerten nicht zu erwarten und entsprechend eine toxische Wirkung auf Flora und Fauna nicht zu befürchten.
Bodenstruktur / physikalische Bodeneigenschaften (Materialband, Kap. 3.6)	
Bodentemperatur (Materialband, Kap. 3.6.1)	Durch Humusanreicherung (Erhöhung Humusgehalt von Humusstufe h2 auf h3 gemäß Szenario 2) kann von einer Reduktion der Strahlungsenergie (Albedo) um 20% ausgegangen werden; komplementär zur Reflektion steigt die Absorption und damit die Erwärmung des Bodens; Folgewirkungen sind positive Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum insbesondere im Frühjahr sowie ggf. eine früher mögliche Aussaat; eine Quantifizierung ist aufgrund bislang fehlender Modellvorstellungen nicht möglich.
Porenvolumen (Materialband, Kap. 3.6.2)	Nach Literaturangaben nimmt das Porenvolumen durch Kompostgaben zu, erhöht wird v. a. der Anteil an Mittel- und Grobporen; die Folgewirkungen entsprechen denen eines verbesserten Wasserhaushalts und werden entsprechend hier nicht mehr quantifiziert.
Stabilität des Bodengefüges (Materialband, Kap. 3.6.3)	I.d.R. führen höhere Gehalte an organischer Bodensubstanz zu einer erhöhten Stabilität des Bodengefüges; eine Quantifizierung der Verbesserung ist derzeit aufgrund fehlender Daten nicht möglich.
Trockenrohdichte / Verdichtung (Materialband, Kap. 3.6.4)	I.d.R. führen höhere Gehalte an organischer Bodensubstanz zu einer Reduzierung der Trockenrohdichte im Oberboden (entspricht Lockerung des Oberbodens); eine Quantifizierung ist derzeit nicht möglich.
Durchwurzelungsintensität / Durchwurzelbarkeit (Materialband, Kap. 3.6.5)	Durch Kompostausbringung ist von einer Erhöhung der Durchwurzelungsintensität auszugehen; eine Quantifizierung ist derzeit nicht möglich.
Textur und Körnung (Materialband, Kap. 3.6.6)	Durch die mit dem Kompost gegebene Zufuhr mineralischer Substanz ist eine potenzielle Erhöhung des Horizonts gegeben und die Korngrößenzusammensetzung im Oberboden kann sich verändern; eine Quantifizierung der Veränderung ist bislang nicht möglich; als Folgewirkung der Zufuhr mineralischer Substanz wird der Erosion von Bodenmaterial entgegengewirkt (s.u.); die Mineralbodenzufuhr entspricht dabei der anorganischen Substanz im Kompost von der aufgrund der langfristigen Betrachtung die

Wirkungsbereich Kompostaufbringung	Ergebnis – Fazit für die Ökobilanz
	CaCO ₃ -Bestandteile abgezogen werden, um deren Auswaschungspotenzial zu berücksichtigen.
Bodenorganismen / Bodenbiologie / Pflanzenwachstum (Materialband, Kap. 3.7)	
Aktivität Bodenorganismen (Materialband, Kap. 3.7.1)	Nach Literaturangaben ist durch Zufuhr organischen Materials mit der Kompostanwendung von einer Verbesserung der Lebensbedingungen und Aktivität von Bodenorganismen auszugehen; eine Quantifizierung ist über bodenbiologische Parameter wie mikrobielle Biomasse, Basalatmung oder Regenwurmdichte möglich; Folgewirkungen sind i.d.R. Förderung von Umsetzungsprozessen im Boden wie Mineralisierung organischer Substanz, bodenphysikalische Verbesserung z.B. des Wasserhaushalts, Erhöhung des Abbaus von Schadstoffen durch Mikroorganismen; für eine Quantifizierung dieser Folgewirkungen ist die Datenlage derzeit nicht ausreichend; der Einfluss auf die Biodiversität kann mit den o.g. bodenbiologischen Parametern bislang ebenfalls nicht abgebildet werden, da diese keine Aussage über eine Verbesserung machen können (ein mehr ist nicht unbedingt besser, qualifizierende Parameter zur Beschreibung einer Verbesserung der Biodiversität fehlen bislang).
Phytohygienische Wirkung (Materialband, Kap. 3.7.2)	Negative Folgeauswirkungen sind mit der Kompostausbringung nicht verbunden, da durch die vorgeschriebene Hygienisierung Krankheitserreger und keimfähige Samen i.d.R. deaktiviert werden; positive direkte Effekte auf die Pflanzengesundheit durch die Unterdrückung bodenbürtiger Erreger werden in der Literatur bestätigt, jedoch nicht quantifiziert.
Pflanzenwachstum und –produktion (Materialband, Kap. 3.7.3)	Die bislang vorliegenden Ergebnisse zur Kompostwirkung auf die Ernteprodukte fallen sehr unterschiedlich aus; es kann keine Quantifizierung vorgenommen werden.
Erosionsgefährdung (Materialband, Kap. 3.7)	
Erosionsgefährdung	Erosionsmindernd wirkt zum einen die Zufuhr an mineralischer Substanz, die oben unter „Textur und Körnung“ beschrieben ist. Zum anderen ist die potenzielle Erosionsgefährdung abhängig vom Humusgehalt der Böden, sie wird durch Humusanreicherung (Erhöhung Humusgehalt von Humusstufe h2 auf h3 gemäß Szenario 2) vermindert; die Minderung wurde als Differenz der potenziellen Bodenabtragsgefahr für die Humusstufen h2 und h3 berechnet; zudem wurde die Fruchtfolge (Mais – Mais – Weizen) berücksichtigt, da der Bedeckungsgrad des Bodens und der Oberbodenzustand einen großen Einfluss auf die Erosionsanfälligkeit haben; die Differenz bzw. fruchtfolgenspezifische Erosionsminderung wurde zu 1,8 t (Boden)/(ha*a) ermittelt.

3 Ergebnisse der Modifikation der Ökobilanzmethode

Die Ergebnisse der Wirkungsanalyse Boden wurden im zweiten Teilschritt des Projektes dahingehend untersucht, inwiefern sie in die Methode der Ökobilanz integriert werden können. Die methodischen Überlegungen und Schlussfolgerungen dazu wurden mit dem Beirat diskutiert. Nachfolgend werden die Ergebnisse und die abschließend abgestimmte Vorgehensweise erläutert.

3.1 Wirkungen durch Kohlenstoff (organische Substanz)

Für die beiden unterschiedenen Szenarien 1 und 2 (Kap. 1.2.1) ergeben sich unterschiedliche Wirkungen für die Zufuhr organischer Substanz (Tabelle 2-1: Humusreproduktion und Humusanreicherung).

3.1.1 Ökobilanzielle Berücksichtigung der Humusreproduktion

Die Humusreproduktion nach Szenario 1 sorgt für den Ausgleich des Humussaldo. Wird der Humusbedarf über Kompost zugeführt, kann auf landwirtschaftliche Maßnahmen zum Ausgleich des Humussaldo verzichtet werden. In der Wirkungsanalyse Boden waren Kompostmengen berechnet worden, die zum Ausgleich des Humussaldo der vereinbarten Fruchtfolge Mais – Mais – Weizen erforderlich wären. Für die Ökobilanz war daraus zu überlegen, wie der Humusausgleich ansonsten erfolgen kann und ob die festgelegte Fruchtfolge, die extrem humuszehrend ist, verallgemeinerbar ist.

Zur Ermittlung des Humussaldo wurden die unteren Werte nach (VDLUFA 2004) herangezogen (Kap. 1.2.1.2), woraus sich für die obige, stark humuszehrende Fruchtfolge der negative Humussaldo von -1400 kg Humus-C/ha (in 3 Jahren) ergibt. Ebenfalls VDLUFA (2004) können Werte für Maßnahmen entnommen werden, die einen positiven Humusäquivalenzwert aufweisen und zum Ausgleich des negativen Humussaldos dienen können. Als landwirtschaftliche Maßnahmen in Frage kommen Zwischenfrüchte (Winterzwischenfrüchte, Stoppelfrüchte, Untersaaten), Brachen, mehrjähriges Feldfutter und der Verbleib von Stroh auf dem Feld. Brachen sind in Deutschland nicht mehr üblich und auch der zwischenzeitliche Anbau von mehrjährigem Feldfutter ist für gängige Fruchtfolgen und insbesondere bei den im Fokus stehenden Marktfruchtbetrieben (vgl. Kap. 1.2) nicht üblich. Insofern wurden als landwirtschaftliche Ausgleichsmaßnahmen Zwischenfrüchte und Strohverbleib betrachtet.

Zum Ausgleich für den konkreten Fall Mais – Mais – Weizen ist bei Weizen der Strohverbleib möglich, bei Mais müssen Winterzwischenfrüchte und/oder Untersaaten angebaut werden. Insgesamt wären folgende Ausgleichsmaßnahmen erforderlich:

- zwischen Mais und Mais müsste Grünroggen¹⁴ als Zwischenfrucht angebaut werden, der nicht abgefahren werden darf (+280 kg Humus-C/ha)

¹⁴ Grünroggen ist als einzige Zwischenfrucht für eine späte Aussaat im Oktober nach der Maisernte geeignet.

- zwischen Mais und Weizen muss Senf oder Landsberger Gemenge oder eine sonstige Zwischenfrucht angebaut werden, die ebenfalls nicht abgefahren werden darf (+240 kg Humus-C/ha bei Senf)
- es muss mindestens eine Untersaat (Gräser und/oder Leguminosenmischungen) mit dem Mais ausgesät werden, die mit dem Mais abgeerntet werden darf (+200 kg Humus-C/ha)
- das Weizenstroh muss vollständig auf dem Acker verbleiben (+680 kg Humus-C/ha)

Der daraus resultierende Summenwert würde den negativen Humussaldo genau ausgleichen. Für eine weniger zehrende Fruchtfolge würden weniger aufwendige Ausgleichsmaßnahmen ausreichen. Z.B. könnte bei Mais – Weizen – Gerste mit einem negativen Humussaldo von -1120 kg Humus-C/ha über die 3 Jahre rechnerisch der Hauptausgleich über den Strohverbleib erfolgen (Weizenstroh +680 kg Humus-C/ha und Gerstenstroh (Braugerste) +350 kg Humus-C/ha). Die verbleibende Differenz kann über Winterzwischenfrüchte ausgeglichen werden, wobei deren Aufwuchs sogar abgefahren werden dürfte (+120 kg Humus-C/ha)¹⁵.

Die Beispiele zeigen, dass die Wahl einer speziellen Fruchtfolge zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen hinsichtlich der erforderlichen Ausgleichsmaßnahmen führen kann. Zwar werden die Werte letztendlich in der Ökobilanzierung auf 1 t Kompost bezogen, aber durch die unterschiedlichen Ausgleichsmaßnahmen und – bei weniger humuszehrenden Fruchtfolgen mit Getreide – die Wahlmöglichkeiten zwischen Strohverbleib und Zwischenfrüchten würden sich auch dann unterschiedliche Ergebnisse ergeben bzw. müssten Annahmen getroffen werden. Insofern wurde zur Anrechnung der Humusreproduktion ein von einer Fruchtfolge unabhängiges Vorgehen gewählt, das den potenziellen Ausgleich durch landwirtschaftliche Maßnahmen darstellen soll:

Ausgehend von der Humusreproduktionswirksamkeit der Komposte wird unterstellt, dass diese zu 50% in humusäquivalentem Umfang Zwischenfrüchte ersetzt und zu 50% dafür Stroh vom Feld abgefahren und anderweitig genutzt werden kann.

Die damit gegebene Ausgewogenheit der beiden derzeit in Frage kommenden Ausgleichsmaßnahmen würde auch dem Umstand gerecht, dass der Verbleib von Stroh auf der Fläche nicht nur der Humusreproduktion dient, sondern aufgrund der Anteile an leicht abbaubarer organischer Substanz im Stroh auch die Aktivität der Bodenorganismen anregt und v. a. die Aggregatstabilität fördert. Leicht abbaubare Anteile sind in Komposten und v.a. in stabilisierten Komposten (Fertigkompost, kompostierter Gärrest) nur in deutlich geringerem Umfang gegeben. Das bedeutet, dass bei Abfuhr von Stroh und alternativer Anwendung von Kompost zum Ausgleich des Humussaldo, möglicherweise ein Mangel an leicht verfügbarer organischer Substanz auftritt, der sich nachteilig für das Bodenleben

¹⁵ Nach (VDLUFA 2004) liegt der optimale Humussaldo in Gruppe C: -75 bis 100 kg Humus-C/ha. Wobei bei Abfuhr der Winterzwischenfrüchte bzw. bei nichtlegumen winterharten Futterpflanzen zu beachten ist, dass die humusmehrende Wirkung dieser umstritten ist. Vor dem Jahr 2000 wurden diese in der Literatur als humuszehrend mit einem Bedarf von -200 kg Humus-C/ha ausgewiesen. Für den gegebenen Zusammenhang sollten Gräser und Grasgemische mit winterharten Leguminosen, Grünroggen oder nicht winterharte Zwischenfrüchte wie Senf (friert ab) verwendet werden, denen die humusmehrende Wirkung zugesprochen wird.

auswirken kann. Im Beirat konnte hierzu allerdings keine abschließende Übereinkunft hinsichtlich einer gesicherten Aussage getroffen werden, so dass an dieser Stelle auf diesen möglichen Aspekt in Übereinkunft mit dem Beirat lediglich verwiesen wird und dieser in der Ökobilanz keine Berücksichtigung findet. Von Bedeutung ist dieser Aspekt vor dem Hintergrund, dass künftig die energetische Nutzung von Stroh relevanter werden könnte. Hier sollte vorsorgend beachtet werden, dass Stroh auch bei einer Kompostdüngung nicht vollständig abgefahren werden sollte, sondern ein Teil auch in regelmäßigen Abständen verbleiben sollte (z.B. über die Fruchtfolge).

Die Konvention das Humusreproduktionspotenzial zu 50% durch eine mögliche Strohabfuhr und 50% durch den eingesparten Anbau von Zwischenfrüchten abzubilden, entspricht derzeit insofern nicht der gegebenen Praxis, als dass landwirtschaftliche Maßnahmen bislang generell weniger auf die Thematik Humusversorgung der Böden ausgerichtet sind (Kap. 1.2.1.3). Wenn gezielt Ausgleichsmaßnahmen erfolgen, dann v. a. durch den Strohverbleib auf den Flächen, v.a. bei reinen Marktfruchtbetrieben. Wird das Stroh abgefahren, wird dieses derzeit überwiegend stofflich als Einstreu für Pferdeställe genutzt, eine energetische Nutzung ist in Deutschland bislang kaum gegeben. Zwischenfruchtanbau erfolgt zwar in Deutschland – teilweise auch ohne dass die Zwischenfrucht abgefahren wird (v.a. im ökologischen Landbau) – aber üblicherweise geschieht dies aus Gründen der Stickstoffdüngestrategie und um nach guter fachlicher Praxis die Zeitphasen ohne Bodenbedeckung möglichst gering zu halten (Erosionsschutzmaßnahme; auch Vorgabe nach Cross Compliance). Dem Strohverbleib auf dem Acker steht umgekehrt ein möglicher zunehmender Druck entgegen, insofern künftig eine zunehmende Abfuhr zur energetischen Nutzung erfolgt¹⁶. Aus den genannten Gründen scheint die oben festgelegte Vorgehensweise, das Humusreproduktionspotenzial von Komposten hälftig über Zwischenfrüchte und hälftig über eine Abfuhr von Stroh anzurechnen angemessen zur Abbildung der derzeitigen Situation und Berücksichtigung möglicher Entwicklungen.

Ableitung Äquivalenzsysteme Humusreproduktion für die Ökobilanz

Für die Ökobilanz ist im Weiteren zu ermitteln, in welchem Umfang die Anrechnung eines Anbaus von Zwischenfrüchten und einer Strohabfuhr bezogen auf das Humusreproduktionspotenzial der Komposte erfolgen kann. Dazu ist das jeweilige Humusreproduktionspotenzial von Stroh und Zwischenfrüchten zu ermitteln. Für Stroh ist dies durch Werte nach (VDLUFA 2004) bzw. DirektZahlVerpflV direkt vorgegeben:

- Das Humusreproduktionspotenzial von Stroh beträgt 100 kg Humus-C/t Stroh

Für einen Humusausgleich durch den Anbau von Zwischenfrüchten kommen nach (VDLUFA 2004) Winterzwischenfrüchte, Stoppelfrüchte und Untersaaten in Frage, die ein unterschiedliches Humusreproduktionspotenzial aufweisen:

Winterzwischenfrüchte:	120 kg Humus-C/ha
Stoppelfrüchte:	80 kg Humus-C/ha
Untersaaten:	200 kg Humus-C/ha

¹⁶ Nach Pressemitteilung des DBFZ vom 31.08.2011 können von dem durchschnittlich jährlichen Aufkommen von 30 Mio. t Getreidestroh 8-13 Mio. t nachhaltig abgefahren und energetisch und stofflich genutzt werden.

Die Werte gelten für den Anbau bei abgefahrenem Aufwuchs. Für die Ökobilanz wurde vereinfacht und im Sinne der Düngung zum Zweck der Humusreproduktion davon ausgegangen, dass der Aufwuchs nicht abgefahren wird. Das entsprechende Humusreproduktionspotenzial dieser Gründüngung beträgt nach (VDLUFA 2004) 80 kg Humus-C/t TS. Aus den obigen Möglichkeiten wurde für die Ökobilanz im Weiteren das Humusreproduktionspotenzial einer Winterzwischenfrucht angerechnet. Für eine möglichst einheitliche allgemein anwendbare Vorgehensweise wurde ein „mittlerer“ Zwischenfruchtanbau definiert. Dazu wurden auf Basis verschiedener Literaturangaben (Tabelle 3-1) folgende Anbauwerte abgeleitet:

Durchschnittlicher Ertrag: 4 t TS/ha¹⁷
N-Düngeaufwand: 40 kg/(ha*a)

Der Düngeaufwand ist allerdings nur in dem Umfang anzulasten in dem es zu N-Verlusten kommt, da durch den Verbleib des Aufwuchses auf der Fläche kein N-Entzug gegeben ist.

Die Humusreproduktion des so definierten mittleren Zwischenfruchtanbaus berechnet sich dann zu 80 kg Humus-C/t TS für die Gründüngung und zu 30 kg Humus-C/t TS für die Reproduktionsleistung der Wurzelmasse (120 kg Humus-C/(ha*a) / 4 t TS/(ha*a)).

- Damit ergibt sich die Humusreproduktionsleistung des Zwischenfruchtanbaus mit Verbleib des Aufwuchses auf dem Feld zu 110 kg Humus-C/t TS Zwischenfrucht

Tabelle 3-1: Übersicht Anbaudaten Zwischenfrüchte/Untersaaten

Zwischenfrucht	Ertrag t TS/ha	N-Bedarf kg N/ha	Quelle
Winterroggen frühe Ernte	4,9	-	http://www.lfl.bayern.de/ipz/pflanzenbau_biogas/29705/
Winterrübsen frühe Ernte	3,6	-	
Welsches Weidelgras frühe Ernte	2,6	-	
Mittel der Jahre und Arten	3,7	-	
Senf	4,3	20	(LfL 2003)
Senf	3,25	-	(Roschke 2010)
Gräser, Klee als Untersaat	3,8	k.A.	
Winterzwischenfrüchte	20 t FS/ha	80-100	
Landsberger Gemenge	2		(LfA 2011)
Landsberger Gemenge	5,5	18,8	(LfL 2006)
Grünroggen	5,92	40	Abschätzung IFEU

Die ausgewiesene bzw. abgeleitete Humusreproduktionsleistung wird jeweils zu 50% angerechnet und daraus für die Kompostarten die jeweilige Menge an anzubauender Zwischenfrucht und verfügbarer Strohmenge berechnet. Das Ergebnis zeigt Tabelle 3-2. Die Tabelle enthält auch die Humusreproduktionspotenziale der untersuchten Kompostarten, die sich rechnerisch aus dem Corg-Gehalt der Komposte und den substratspezifischen

¹⁷ Ein geringerer TS-Ertrag würde rechnerisch zu einem geringeren Substitutionspotenzial für 1 t TS Kompost führen, da bei dem konstanten Humusreproduktionswert von 120 kg Humus-C/ha für die Wurzelmasse dann die Humusreproduktionsleistung pro t TS steigt (z.B. TS-Ertrag 3 statt 4 t TS/ha: 120/3 = 40 kg Humus-C/t TS).

Faktoren für die Reproduktionswirksamkeit von Komposten nach (Reinhold 2011a) (Kap. 1.2.1.1) ergeben¹⁸.

Tabelle 3-2: Substitutionspotenzial Humusreproduktionsleistung Stroh + Zwischenfrucht pro t TS Kompost

Kompostart	Humusreproduktions- potenzial Kompost in kg Humus-C	verfügbares Stroh in t		anzubauende Zwischenfrucht in t TS
Bioabfall-Frischkompost	110	0,55	+	0,50
Bioabfall-Fertigkompost	112	0,56	+	0,51
Grüngut-Fertigkompost	107	0,54	+	0,49
Bioabfall kGR	123	0,62	+	0,56

Lesebeispiel Ergebnis Tabelle 3-2:

Bei Anwendung von 1 t TS Bioabfall-Fertigkompost kann auf den Anbau von 0,51 t TS Zwischenfrucht verzichtet werden **und** können 0,56 t Stroh anderweitig genutzt werden.

3.1.2 Ökobilanzielle Berücksichtigung der Humusanreicherung

Die Humusanreicherung nach Szenario 2 soll den Humusgehalt auf Standorten erhöhen, die einen Bedarf an Humus haben (unterversorgte Böden). In der Wirkungsanalyse Boden wurde davon ausgegangen, dass dies für schwach humose Böden der Humusstufe h2 mit einem Humusgehalt unter 2% der Fall ist. Diese Annahme war erforderlich, um eine Berechnungsgrundlage für die Wirkungsanalyse zu definieren (Humuszufuhr durch Kompost bewirkt eine Erhöhung des Humusgehaltes von Humusstufe h2 auf h3). In der Praxis gibt es bislang aber keine Orientierung, welcher Humusgehalt (in Abhängigkeit der Bodenart) als optimal zu verstehen ist. Im Allgemeinen wird der standorttypische Humusgehalt als optimal angesehen, wobei der Humusversorgungszustand nur eingeschränkt bekannt ist (Kap. 1.2.1.3). Des Weiteren wurde für die Wirkungsanalyse in Abstimmung mit dem Beirat vereinbart, für das Maß der Anreicherung die in den 12-jährigen Versuchen (Kluge et al. 2008) von Reinhold (2011b) aktualisierten Wiederfindungsraten zu verwenden (Kap. 1.2.1.2). Diese sind das Resultat einer Anreicherungsdüngung, da die Humusbilanz der Fruchtfolgen während der Versuche ausgeglichen war, der Kompost also nicht zum Ausgleich des Humussaldo beitragen musste. Da die Versuche nach 12 Jahren beendet wurden, bleibt unklar wie sich die Wiederfindungsraten weiter entwickelt hätten. Während der Versuchsdauer wurde keine Einstellung eines neuen Fließgleichgewichtes erreicht.

Für die Ökobilanz ist zunächst festzuhalten, dass eine Düngestrategie gemäß dem definierten Szenario 2, die gezielt der Humusanreicherung dienen soll, eine ausgeglichene Fruchtfolge voraussetzt und folglich der Kompost nicht zum Ausgleich des Humussaldo

¹⁸ Beispiel Bioabfall-Fertigkompost: Corg = 21,6% TS; Humus-C = 0,52 kg/kg Corg → Humusreproduktionspotenzial = $0,216 \cdot 0,52 \cdot 1000 = 112$ kg Humus-C/t TS Bioabfall-Fertigkompost

beiträgt. Damit werden mit Szenario 2, anders als in Szenario 1, keine landwirtschaftlichen Maßnahmen substituiert.

Im Hinblick auf die Humusanreicherung stellt sich für die Ökobilanz die Frage, in welchem Umfang diese Anreicherung angerechnet werden kann. Anrechenbar in der Ökobilanz ist die damit verbundene Speicherung von Kohlenstoff (C-Senke) im Treibhauseffekt, insofern es sich um eine langfristige, dauerhafte Speicherung handelt.

Hier ist zunächst deutlich festzuhalten, dass eine Humusanreicherung nicht mit einer C-Sequestrierung verwechselt werden darf. Auch die in (Kluge et al. 2008) durch (Reinhold 2011b) ermittelten Wiederfindungsraten entsprechen nicht einer C-Sequestrierung. Eine C-Sequestrierung ist nur dann gegeben, wenn eine langfristige, dauerhafte Speicherung von Kohlenstoff sichergestellt ist. Dagegen findet sich in der betrieblichen Praxis häufig eine phasenweise Zufuhr von organischer Substanz und ein phasenweiser Abbau, was teils so gewollt ist, um die Verfügbarkeit des mit dem Humusaufbau eingebundenen organischen Stickstoffs etwas zu steuern¹⁹.

Dennoch wird in der Ökobilanz für das Szenario 2, die Kompostausbringung mit dem Ziel der Humusanreicherung, eine Speicherung von Kohlenstoff anhand der nach (Reinhold 2011b) ermittelten kompostspezifischen Wiederfindungsraten angerechnet. Für die Realität ist eine entsprechende Anrechnung angemessen, wenn die regelmäßige Kompostausbringung ausschließlich auf Böden erfolgt, die einen Humusbedarf haben und bei denen die Humuszufuhr zu einem linearen Anstieg des Humusgehaltes führt (s.a. Kap. 1.2.1.2). Für die ökobilanzielle Betrachtung der durchschnittlichen Situation in Deutschland ist damit die entscheidende Frage, in welchem Umfang eine solche Düngestrategie in Deutschland gegeben ist. In Abstimmung mit dem Beirat wurde der Anteil, zu dem Kompost zum Zweck der Humusanreicherung eingesetzt wird, auf 20% gesetzt (Kap. 1.2.1.3).

Festzuhalten ist hier, dass diese Annahme mit erheblichen Unsicherheiten verbunden ist. Bereits die Verwendung der Wiederfindungsraten entspricht einer unsicheren Annahme. Diese sind für verschiedene Kompostarten auf verschiedenen Böden ermittelt worden und sind untereinander nicht beliebig übertragbar. Auch würden sich die Wiederfindungsraten über einen längeren Zeitraum wahrscheinlich noch ändern, in welchem Maße kann aber nur spekuliert werden, wovon im Rahmen des Projektes abgesehen wurde. Simulationsmodelle könnten hier zwar die Tendenz ggf. bestätigen, aber auch deren Ergebnisse wären nicht verallgemeinerbar, da die Simulationen standortabhängig durchgeführt werden müssen. Der schließlich festgelegte Anteil, zu dem angenommen wird, dass Kompost tatsächlich allein zum Zweck der Humusanreicherung gezielt eingesetzt wird, lässt sich in keiner Weise belegen, da entsprechende Daten fehlen (Kap. 1.2.1.3). Dennoch wird dieser Ansatz für die Ökobilanz verfolgt, um das Potenzial der jeweiligen Wirkungen aufzeigen zu können. Das gilt gleichermaßen für das Szenario 1, für das ebenfalls nicht ausgesagt werden kann, in welchem Umfang Kompost tatsächlich einen Zwischenfruchtanbau ersetzt oder eine Strohabfuhr ermöglicht. In beiden Fällen wird aus Bodenschutzsicht von einem Ideal ausgegangen, nach dem zum einen ein Humuserhalt und zum anderen eine Steigerung des Humusgehaltes als landwirtschaftliche Ziele unterstellt werden.

¹⁹ Zu Zeiten in denen kein N-Bedarf besteht ist Ziel die Humuszufuhr und damit Einbau von Stickstoff, zu Zeiten eines N-Bedarfs erfolgt keine Zufuhr, sondern es wird über Mangel ein Humusabbau und damit eine N-Mineralisierung ausgelöst.

3.2 Wirkungen auf den Wasserhaushalt

In der Wirkungsanalyse Boden wurden im Zusammenhang mit dem Wasserhaushalt die Auswirkungen einer Kompostaufbringung auf das Wasserspeichervermögen, die Luftkapazität und die Infiltrationsleistung untersucht (Tabelle 2-1: Wasserhaushalt). Daraus konnte nur für das Wasserspeichervermögen eine Quantifizierung vorgenommen werden. Durch eine Humusanreicherung ergibt sich für den Referenzboden ein zusätzliches Wasserspeichervermögen (Feldkapazität) von 60 m³/ha und eine zusätzliche nutzbare Feldkapazität von 30 m³/ha. Nur letztere lässt sich in die Ökobilanz einbeziehen. Die Feldkapazität wäre nur über ihre Folgewirkungen – Abmilderung von Hochwasserereignissen, Verminderung Wassererosion, Veränderung Bodenklima – in einem Nutzen bewertbar, diese Folgewirkungen lassen sich jedoch nicht quantifizieren. Dagegen hat die zusätzliche nutzbare Feldkapazität direkt zur Folge, dass entsprechend weniger bewässert werden muss. Die eingesparte Bewässerungsleistung wird in der Ökobilanz berücksichtigt.

3.3 Wirkungen durch Nährstoffe

In der Wirkungsanalyse Boden wurden im Zusammenhang mit dem Nährstoffhaushalt die Auswirkungen einer Kompostausbringung auf die Nährstoffe Stickstoff, Phosphat, Kalium, Magnesium und Calcium untersucht (Tabelle 2-1: Nährstoffhaushalt). Die Ergebnisse und methodische Überlegungen für die Ökobilanz daraus werden nachfolgend getrennt für Stickstoff und die weiteren Nährstoffe erläutert.

3.3.1 Stickstoff

Für Stickstoff wurde bislang in Ökobilanzen davon ausgegangen, dass dessen Ausbringung zum einem mit gasförmigen Emissionen verbunden ist und zum anderen dessen Düngewirksamkeit eingeschränkt ist, da Stickstoff im Kompost überwiegend organisch gebunden vorliegt und in dieser Form zunächst nicht pflanzenverfügbar ist²⁰.

Aus den Überlegungen im Zusammenhang mit der Wirkungsanalyse Boden haben sich hier zwei Neuerungen ergeben:

- NH₃-N-Emissionen wurden in Abstimmung mit dem Beirat auf 1% des im Kompost enthaltenen Stickstoffs reduziert und zwar unabhängig von der Kompostart und nach Vorgabe von ahu auch unabhängig vom jeweiligen Ammoniumgehalt (bislang höhere Verlustwerte unterschieden nach Frisch- und Fertigungskompost entsprechend unterschiedlichem Ammoniumgehalt: rd. 5% bei Fertigungskompost und 22% bei Frischkompost)
- Neu wird für Stickstoff von einer geschlossenen Bilanz ausgegangen: Die Mengen, die nicht gasförmig entweichen (Auswaschung wurde ausgeschlossen) und die nicht langfristig in Humus eingebaut werden, müssen zu irgendeinem Zeitpunkt

²⁰ In IFEU Ökobilanzen wurden bisher in Anlehnung an (BGK/ltz 2008) 20% des im Kompost enthaltenen Stickstoffs als langfristig mineraldüngeräquivalent angerechnet.

pflanzenverfügbar werden und werden folglich als mineraldüngeräquivalent angerechnet. Dabei wird für die betriebliche Praxis vorausgesetzt, dass regelmäßige $N_{\min}$ Untersuchungen des Bodens vorgenommen werden und entsprechend der verminderte Bedarf festgestellt wird.

Mit diesen Überlegungen ergeben sich für die beiden unterschiedenen Szenarien 1 und 2 unterschiedliche N-Bilanzen.

Bei Szenario 1, der Humusreproduktion, erfolgt keine Humusanreicherung und damit auch keine langfristige Fixierung von Stickstoff durch Humusaufbau. Damit ist nach Abzug der gasförmigen Verluste die verbleibende Stickstoffmenge vollständig als mineraldüngeräquivalent anzurechnen. Die entsprechende N-Bilanz zeigt Abbildung 3-1.

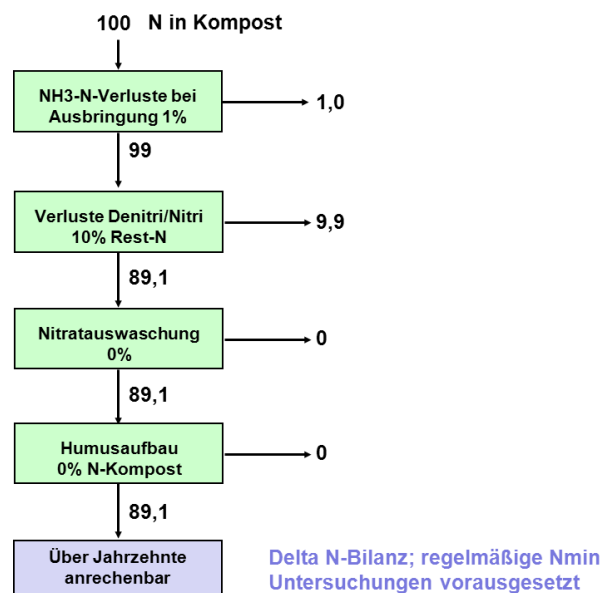


Abbildung 3-1: N-Bilanz Kompost im Szenario 1

Darin sind von 100 Einheiten N im Kompost zunächst die neu vereinbarten 1% NH_3 -N abgezogen (s.o.). Von den verbleibenden 99 Einheiten sind im Weiteren die gasförmigen Verluste abzuziehen, die sich durch Denitrifikations- und Nitrifikationsprozesse im Boden ergeben. Hierfür wird wie bisher den Angaben nach (IPCC 2006) und (vTI 2009) gefolgt. In Summe werden danach 10% des Rest-N (N im Kompost abzgl. NH_3 -N-Verluste) in gasförmige Emissionen umgewandelt, 1% als Lachgas (N_2O -N), 1% als Stickstoffmonoxid (NO -N) und 8% als Stickstoffgas (N_2 -N). Eine Nitratauswaschung wurde in Abstimmung mit dem Beirat aufgrund unterstellter guter fachlicher Praxis ausgeschlossen²¹ (Nitratauswaschung = 0) und eine Humusanreicherung findet nicht statt (Humusaufbau = 0). Damit bleiben als Saldo 89,1 Einheiten bzw. 89,1% des im Kompost enthaltenen Stickstoffs, die als mineraldüngeräquivalent angerechnet werden.

²¹ Zwar wurde festgestellt, dass auch bei guter fachlicher Praxis eine Nitratauswaschung nie vollständig ausgeschlossen werden kann, allerdings fehlen belastbare Daten für die Höhe einer Auswaschung bei unterstellter guter fachlicher Praxis. In der Ökobilanz wurde eine Nitratauswaschung für symmetrisches Vorgehen generell ausgeschlossen (auch in den Äquivalenzsystemen Mineraldünger oder Gründüngung bzw. Zwischenfruchtanbau).

Bei Szenario 2 findet per Definition eine Humusanreicherung statt und zwar im Umfang der jeweiligen Wiederfindungsrate. Das heißt, korrelierend zum Einbau von Kohlenstoff wird auch Stickstoff langfristig im Boden gespeichert (Fixierung durch Humusaufbau). Ansonsten entspricht die Systematik der N-Bilanzierung der oben beschriebenen für Szenario 1. Die N-Bilanz für Szenario 2 zeigt Abbildung 3-2 am Beispiel von Bioabfall-Fertigkompost. Darin sind wie bei Szenario 1 die gasförmigen Verluste enthalten. Die danach verbleibenden 89,1 Einheiten werden jetzt aber durch die Humusanreicherung teilweise im Boden fixiert. Die Fixierung bedingt sich durch die Einbaurrate von Kohlenstoff (Wiederfindungsrate 47% bei Bioabfall-Fertigkompost) und das C/N-Verhältnis im Boden bzw. im Kompost. Für Boden wird in Abstimmung mit dem Beirat ein C/N-Verhältnis von 10:1 angenommen, damit muss relativ mehr Stickstoff in den Boden eingebaut werden als Kohlenstoff, da das C/N-Verhältnis im Kompost weniger eng ist (15:1 bei Bioabfall-Fertigkompost). Der Anteil langfristig fixierter Stickstoff berechnet sich damit zu $15 \cdot 0,47 / 10 = 0,71$ bzw. 71% des N im Kompost. Damit verbleiben im Saldo der N-Bilanz 18,1 Einheiten bzw. 18,1% des N im Kompost, die als mineraldüngeräquivalent anzurechnen sind.

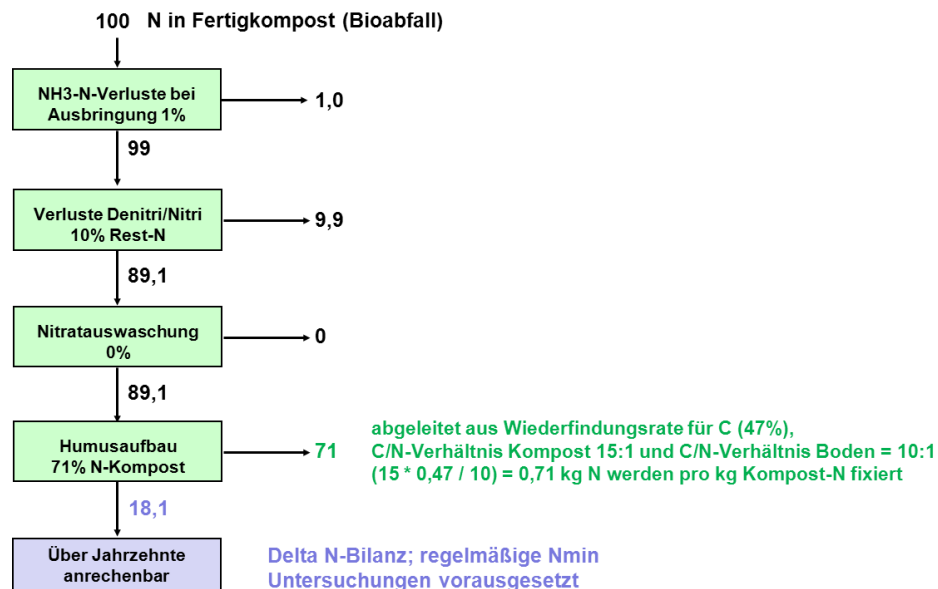


Abbildung 3-2: N-Bilanz Bioabfall-Fertigkompost im Szenario 2

Da die verschiedenen Kompostarten verschiedene C/N-Verhältnisse aufweisen und v. a. unterschiedliche Wiederfindungsraten ermittelt wurden (Kluge et al. 2008, Reinhold 2011b), ergeben sich für die verschiedenen Kompostarten unterschiedliche Fixierungsraten und damit im Saldo unterschiedliche Anteile an Stickstoff, die als mineraldüngeräquivalent angerechnet werden können. Die entsprechenden Werte sind für die untersuchten Kompostarten in Tabelle 3-3 aufgeführt. Daraus ist zu entnehmen, dass bei Grünabfall-Fertigkompost aufgrund des vergleichsweise weiten C/N-Verhältnisses im Kompost in Verbindung mit der hohen Wiederfindungsrate im Saldo kein düngewirksamer Stickstoff übrig bleibt. Am höchsten ist die Düngewirksamkeit bei Bioabfall-Frischkompost aufgrund der deutlich niedrigeren Wiederfindungsrate und damit zu unterstellenden anteilig geringeren langfristigen Fixierung von Stickstoff.

Tabelle 3-3: N-Bilanzen Kompostarten in Szenario 2

	Bioabfall-Frischkompost	Bioabfall-Fertigkompost	Grünabfall-Fertigkompost	Bioabfall kGR
C/N-Verhältnis Kompost	15,7:1	15,1:1	17,2:1	17,2:1
C/N-Verhältnis Boden	10:1			
Wiederfindungsrate	26%	47%	59%	47%
N-Einbau in Humus kg N/kg N-Kompost	0,41	0,71	1,0	0,8
N mineraldüngeräquivalent in % N-Kompost	48%	18%	-	8%

3.3.2 Sonstige Nährstoffe

Für die sonstigen Nährstoffe wurde in der Wirkungsanalyse Boden keine über die Düngewirkung hinausgehende Folgewirkung identifiziert. Für Phosphat wurde ein erosionsbedingter Abtrag in Oberflächengewässer diskutiert, der aber bei unterstellter guter fachlicher Praxis in der Ökobilanz nicht berücksichtigt werden muss.

Damit bleibt für die weiteren Nährstoffe die bisher auch übliche Vorgehensweise in Ökobilanzen, dass die mit dem Kompost ausgebrachten Mengen zu 100% als mineraldüngeräquivalent angerechnet werden. Eine Ausnahme hiervon bildet Magnesium, für das aufgrund der Erkenntnisse dieser Studie eine Korrektur vorgenommen werden muss. Für Magnesium besteht nur auf leichten Böden ein Bedarf und üblicherweise ist die Zufuhr von Magnesium mit Kompost deutlich höher als der Bedarf. In Abstimmung mit dem Beirat wurde hier vereinbart, die Zufuhr von Magnesium nur zu 10% als mineraldüngeräquivalent anzurechnen (bisher waren 100% angerechnet worden).

3.4 Wirkungen auf/durch chemische Bodeneigenschaften

In der Wirkungsanalyse Boden wurden im Zusammenhang mit den chemischen Bodeneigenschaften die Auswirkungen einer Kompostausbringung auf die pH-Pufferung, die Kationenaustauschkapazität und das Redoxpotenzial untersucht (Tabelle 2-1: Chemische Bodeneigenschaften). Die pH-Pufferung ist durch die Zufuhr von Calcium gegeben, dessen Wirkung über eine Mineraldüngieranrechnung in der Ökobilanz berücksichtigt ist (s.o.). Die Wirkung der pH-Pufferung bzgl. einer potenziellen Schwermetallauswaschung wurde in der Wirkungsanalyse Boden unter der Filter-/Pufferwirkung diskutiert (s.u.). Für die weiteren Aspekte – Kationenaustauschkapazität und Redoxpotenzial – konnten in der Wirkungsanalyse Boden keine Wirkungen oder Folgewirkungen quantitativ gefasst werden, so dass auch keine Möglichkeit besteht, die entsprechenden Aspekte in die Ökobilanz zu integrieren.

3.5 Wirkungen auf Filter- und Pufferfunktion – Stoffhaushalt Schadstoffe

In der Wirkungsanalyse Boden wurden im Zusammenhang mit der Filter-/Pufferfunktion die Auswirkungen einer Kompostausbringung auf das Verhalten von anorganischen und organischen Schadstoffen untersucht (Tabelle 2-1: Filter- und Pufferfunktion - Stoffhaushalt Schadstoffe). Durch die Humusanreicherung wird die Filter- und Pufferfunktion zwar verbessert, aber da umgekehrt eine gute fachliche Praxis vorausgesetzt wird, wird bei den Böden in jedem Fall der Ziel-pH-Wert eingehalten, so dass sich die Verbesserung nicht auswirkt. Lediglich für Sandböden ließe sich bei Cadmium eine Erhöhung der Sorptionsleistung von 10% einbeziehen. Für die Ökobilanz wurde hiervon allerdings abgesehen, da keine passende Möglichkeit zur Einbeziehung identifiziert werden konnte.

Ansonsten wurde in der Wirkungsanalyse Boden die bisherige Vorgehensweise in Ökobilanzen bestätigt, dass die im Kompost gebundenen Schwermetalle und organischen Schadstoffe sich vollständig im Boden anreichern. Allerdings wurde in der Wirkungsanalyse auch festgestellt, dass mit den untersuchten Kompostgaben gemäß Szenario 1 und 2 keine Überschreitung der Vorsorgewerte für Böden zu erwarten sind und folglich auch selbst für sehr lange Zeiträume keine toxischen Wirkungen für Flora und Fauna. Damit könnte auf die Ausweisung der Schadstoffeinträge in Böden durch Kompostausbringung als Indikator für potenzielle toxische Wirkungen auf Flora und Fauna eigentlich künftig verzichtet werden. Die Ausweisung der Schadstoffeinträge wird dennoch beibehalten, ggf. ist deren Bedeutung im Gesamtvergleich vor dem Hintergrund der genannten Ergebnisse zu relativieren. Bislang wurden als Indikator-Parameter für den Schadstoffeintrag in Böden i.d.R. die Schwermetalle Cadmium und Blei ausgewiesen, neu wird nunmehr jeweils ein Vertreter für anorganische Schadstoffe (Cadmium) und für organische Schadstoffe (PAK) ausgewiesen.

3.6 Wirkungen auf Bodenstruktur / physikalische Bodeneigenschaften

In der Wirkungsanalyse Boden wurden im Zusammenhang mit der Bodenstruktur bzw. physikalischen Bodeneigenschaften die Auswirkungen einer Kompostausbringung auf die Bodentemperatur, das Porenvolumen, die Stabilität des Bodengefüges, die Trockenrohdichte (=Lockerung des Oberbodens), die Durchwurzelbarkeit und die Textur und Körnung untersucht (Tabelle 2-1: Bodenstruktur / physikalische Bodeneigenschaften). Mehrheitlich sind zwar durch die Humusanreicherung Verbesserungen bei den genannten physikalischen Bodeneigenschaften gegeben, bis auf den Aspekt Textur und Körnung ist eine Quantifizierung von Wirkungen und Folgewirkungen allerdings derzeit weitgehend nicht möglich²² und können entsprechend nicht in der Ökobilanz berücksichtigt werden.

Hinsichtlich Textur und Körnung ist zum einen durch die Zufuhr mineralischer Substanz eine potenzielle Erhöhung des Horizonts gegeben und die Korngrößenzusammensetzung kann sich verändern, eine Quantifizierung dieser Veränderung ist bislang aber nicht möglich. Quantifiziert werden kann aber die Folgewirkung der Zufuhr mineralischer Substanz, das Entgegenwirken der Erosion von Bodenmaterial. Die Zufuhr mineralischer Substanz

²² Folgewirkungen durch Erhöhung des Porenvolumens entsprechen denen eines verbesserten Wasserhaushaltes und sind darüber bereits berücksichtigt.

entspricht dabei der anorganischen Substanz im Kompost abzgl. der CaCO_3 -Bestandteile (können bei der langfristigen Betrachtung ausgewaschen werden). Die Erosion von mineralischem Bodenmaterial hat als potenzielle Schädigung, v. a. beim Abtrag kleinerer Partikel, eine mögliche Gesundheitsgefährdung durch Feinstaub zur Folge. Für die Ökobilanz besteht damit grundsätzlich die Möglichkeit, die Folgewirkungen im Rahmen des PM10-Risikopotenzials abzubilden. Allerdings lassen sich darin zum einen vermiedene Emissionen nicht integrieren und zum anderen lässt sich auch das Ausmaß der tatsächlichen atmosphärischen Emission durch Partikel nicht bestimmen. Insofern wurde für die Ökobilanz ein anderes Vorgehen zur Anrechnung der positiven Wirkung durch die Zufuhr mineralischer Substanz gewählt: Die positive Wirkung wird in Form eines Äquivalenzprozesses angerechnet in dem die gleiche Menge mineralische Substanz durch die Aufbringung von Bodenaushub erfolgt²³.

3.7 Wirkungen auf Bodenorganismen / Biodiversität

In der Wirkungsanalyse Boden wurden im Zusammenhang mit dem Thema Biodiversität die Auswirkungen einer Kompostausbringung auf Bodenorganismen, Bodenbiologie und Pflanzenwachstum untersucht (Tabelle 2-1: Bodenorganismen / Bodenbiologie / Pflanzenwachstum). Grundsätzlich ist hier eine Quantifizierung nur im Bereich der bodenbiologischen Parameter mikrobielle Biomasse oder Regenwurmdichte möglich. Daraus lassen sich jedoch keine weiteren Schlüsse hinsichtlich der Wirkung auf die Biodiversität ziehen. Eine dahingehende Beurteilung ist bislang nicht möglich und damit auch keine Berücksichtigung der Auswirkungen auf die Biodiversität in der Ökobilanz.

3.8 Wirkungen auf Erosionsgefährdung

In der Wirkungsanalyse Boden wurden die Auswirkungen einer Kompostausbringung auf die Erosionsgefährdung untersucht (Tabelle 2-1: Erosionsgefährdung). Grundsätzlich wirkt sich die Zufuhr mineralischer Substanz erosionsmindernd aus. Dieser Aspekt ist bereits unter „Textur und Körnung“ im Kapitel 3.6 beschrieben und berücksichtigt. Darüber hinaus ist die potenzielle Erosionsgefährdung abhängig vom Humusgehalt der Böden, durch Humusanreicherung wird sie vermindert. In der Wirkungsanalyse Boden wurde die fruchtfolgenspezifische Erosionsminderung durch Humusanreicherung gemäß Szenario 2 zu 1,8 t (Boden)/(ha*a) ermittelt. Die potenzielle Gefährdung der Umwelt durch Erosion ist v. a. durch den mit dem Abtrag organischer Bodensubstanz verbundenen Abtrag an Nähr- und Schadstoffen verbunden (ökotoxische und toxische Wirkungen).

In Übereinstimmung mit den bisherigen Ableitungen wurde ein möglicher Nähr- und Schadstoffabtrag im Weiteren jedoch nicht berücksichtigt. So ist in Kap. 3.3.2 für den Abtrag von Phosphat durch Erosion ausgeführt, dass dieser aufgrund der unterstellten guten

²³ In der landwirtschaftlichen Praxis ist die Aufbringung fremder Böden aus Sicht des Bodenschutzes möglich, wenn dies einer betrieblichen Notwendigkeit folgt und damit entweder eine deutliche Verbesserung der Bodengüte erreicht wird oder sich daraus betriebliche Vorteile in der Flächenbewirtschaftung ergeben (z.B. Geländemodellierung). Klassisch werden hierfür Bodenaushubmaterialien eingesetzt.

fachlichen Praxis in der Ökobilanz nicht berücksichtigt werden muss, wodurch umgekehrt der im Kompost gebundene Phosphor zu 100% als mineraldüngeräquivalent angerechnet werden kann. Und in Kap. 3.5 ist dargelegt, dass für Schwermetalle und organische Schadstoffe eine vollständige Akkumulation in Böden erfolgt. Dennoch wurde zur Überprüfung der Relevanz eines Abtrags eine Prüfung vorgenommen, bei der der mit dem Abtrag von 1,8 t (Boden)/(ha*a) verbundene Phosphat- und Kupferaustrag ermittelt wurde und angenommen wurde, dass der resultierende Eintrag in Oberflächengewässer vor dem Hintergrund des Ziels der EU-Wasserrahmenrichtlinie eines guten Zustand der Gewässer auf andere Weise ausgeglichen werden müsste, nämlich durch eine entsprechend verstärkte Reinigungsleistung über Kläranlagen. Im Ergebnis dieser Prüfung zeigte sich eine sehr geringe Relevanz dieser Annahme im Gesamtergebnis.

3.9 Zusammenfassung der untersuchten und in Ökobilanz berücksichtigten Wirkungen

Die zuvor beschriebenen Wirkungen durch die Kompostausbringung und die für die Ökobilanz daraus abgeleiteten methodischen Anpassungen sind in Tabelle 3-4 nochmals zusammengefasst. Die Tabelle zeigt auch, welche der Wirkungen in welchem Szenario zu berücksichtigen ist. Zur Abbildung der durchschnittlichen Situation in Deutschland werden die Wirkungen aus Szenario 1 zu 80% und die Wirkungen aus Szenario 2 zu 20% gewichtet zusammengefasst (Kap. 1.2.1.3).

Tabelle 3-4: Übersicht Anrechnung identifizierte Kompostwirkungen in der Ökobilanz

Wirkung – Ökobilanz	Szenario 1 (Annahme: ist zu 80% in Deutschland Praxis)	Szenario 2 (Annahme: ist zu 20% in Deutschland Praxis)
Humusreproduktion (Kap. 3.1.1) Berücksichtigung in Ökobilanz durch Äquivalenzprozesse: - 50% Zwischenfruchtanbau - 50% Strohnutzung	Das Humusreproduktionspotenzial der Komposte wird zu 50% durch einen „mittleren“ Zwischenfruchtanbau und zu 50% durch eine Strohnutzung als Pferdeeinstreu abgebildet. Die jeweiligen substituierten Mengen sind in Tabelle 3-2 aufgeführt	-
Humusanreicherung (Kap. 3.1.2) Berücksichtigung in der Ökobilanz durch Anrechnung C-Senke im Treibhauseffekt (C-Senke bisher separat ausgewiesen, pauschal mit 8% des Corg gerechnet)	-	Als C-Senke wird der Anteil des Corg im Kompost angerechnet der der Wiederfindungsrate entspricht: 47% Bioabfall-Fertigkomp. und kGR 59% Grüngut-Fertigkompost 26% Bioabfall-Frischkompost Diese Annahme ist mit erheblichen Unsicherheiten behaftet und nur unter bestimmten Voraussetzungen zulässig (s. Kap. 1.2.1.2 und 3.1.2)
Nutzbare Feldkapazität (Kap. 3.2) Berücksichtigung in Ökobilanz durch Äquivalenzprozess: - eingesparte Bewässerung	-	Wasserbedarf reduziert sich um 30 m³/ha bzw. um 3 m³/t TS Kompost
Stickstoff (Kap. 3.3.1) Anpassung der bisherigen Berechnung: - NH ₃ -N-Verluste nur 1% - Anrechenbarer N aus N-Bilanz neu berechnet	keine Humusanreicherung; N _{min} Bestimmung unterstellt → N im Kompost abzgl. gasförmige Verluste wird voll als langfristig mineraldüngeräquivalent angerechnet (89% des N im Kompost statt bisher 20%)	Mineraldüngeräquivalenter Anteil N neu abhängig von Kompostart wegen unterschiedlichem Humusaufbau in Abh. der Wiederfindungsrate Rechenergebnisse zeigt Tabelle 3-3
Sonstige Nährstoffe (Kap. 3.3.2) Wie gehabt Anrechnung durch Äquivalenzprozess Mineraldünger; neu Korrektur Mg nur noch 10%	Wie bisher werden die im Kompost enthaltenen Mengen an P, K, Ca zu 100% als mineraldüngeräquivalent angerechnet Mg aufgrund neuer Erkenntnisse nur noch zu 10%	
Schadstoffeintrag in Boden (Kap. 3.5) Wie gehabt 100%ige Akkumulation; neu PAK als Indikator ausgewertet	Wie bisher 100% Akkumulation von Schwermetallen und organischen Schadstoffen Zusätzlich zum bisherigen Indikator Cadmium wird neu PAK als Indikator für den Eintrag organischer Schadstoffe ausgewertet	
Erosionsminderung durch Zufuhr mineralischer Substanz (Kap. 3.6) In Ökobilanz berücksichtigt durch Äquivalenzprozess - Ausbringung Bodenaushub	Zufuhr mineralischer Bestandteile (anorganischer Anteil im Kompost abzgl. CaCO ₃) → Gutschrift alternative Aufbringung von Bodenaushub	

3.10 Bewertung der mineralischen Ressource Phosphor

Im Rahmen der methodischen Überlegungen wurde, unabhängig von der Wirkungsanalyse Boden, diskutiert, inwiefern die Bewertung der mineralischen Ressource Phosphor im Rahmen von Ökobilanzen ggf. zu modifizieren ist. Bislang wird in Ökobilanzen die Beanspruchung der mineralischen Ressource Phosphor als Einzelindikator ausgewertet. Im Bewertungsvorschlag des UBA (s. Anhang B, Tabelle B-2) wurden mineralische Ressourcen nicht berücksichtigt. Eine erste Bewertung der Inanspruchnahme der mineralischen Ressource Phosphor erfolgte durch das IFEU im Rahmen von Projektarbeiten bereits Ende der 90er. Zur Einordnung der ökologischen Bedeutung wurde dabei der Methodik des UBA folgend die ökologische Gefährdung und der Abstand zum Umweltziel für die Ressource Phosphor betrachtet.

Die ökologische Gefährdung ist bei einer Ressource durch deren Knappheit gegeben. Wie in Anhang A2 ausgeführt, ist die Knappheit einer Ressource bzw. hier genauer eines Rohstoffs problematisch zu bestimmen, da sie zum einen von der Definition der „verfügbaren Vorräte“ abhängt und zum anderen vom „künftigen“ Verbrauch. Beide Größen sind mit Unsicherheiten verbunden, so dass die Knappheit eines Rohstoffs bislang nur zur qualitativen Einordnung herangezogen wird. Die Problematik der „verfügbaren Vorräte“ besteht auch für Phosphor. So finden sich in der Literatur unterschiedliche Angaben:

- nach dem derzeit im Arbeitsentwurf vorliegenden deutschen Programm für Ressourceneffizienz „ProgRess“ (BMU 2011) wird die statische Reichweite der kontinentalen erschlossenen Phosphorvorkommen mit 113 Jahren bezogen auf das Jahr 2007 angegeben, ohne weitere Quellenangabe
- nach aktuellem Recherchestand ergibt sich die statische Reichweite für Phosphat (inkl. derzeit ökonomisch nicht abbauwürdiger Mengen) zu 370 Jahren²⁴
- der gemeinsame Bund-Länder-Bericht zur nachhaltigen Phosphornutzung beziffert die Reichweite für die kontinentalen erschlossenen Phosphorvorkommen auf ca. 90 Jahre; werden die derzeit aus wirtschaftlichen Gründen nicht abbauwürdigen Reserven einbezogen steigt die Reichweite auf 371 Jahre²⁵
- und gemäß einer Literaturstudie für das Bayerische Umweltministerium (atz 2009) wird die Reichweite für abbauwürdige Phosphaterze im Jahr 2000 mit 89 Jahren angegeben (11,5 Mrd. t, Verbrauch 129 Mio. t), die sicheren und wahrscheinlichen Vorräte nach einer BGR-Studie für 2005 mit 18 Mrd. t, die nachgewiesenen, aber nicht wirtschaftlich abbaubaren mit 35,7 Mrd. t und die nicht nachgewiesenen, aber in der Erdkruste vermuteten Vorkommen mit 94 Mrd. t

²⁴ Quelle U.S. Geological Survey, Mineral Commodity Summaries, Januar 2011: weltweite Reserve an Phosphat = 65 Mrd. t und weltweiter Verbrauch im Jahr 2010 von 176 Mio. t.

²⁵ „Strategie zur nachhaltigen Phosphornutzung – Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser, Klärschlamm und weiteren Stoffen.“ Gemeinsamer Bericht des Bundes (BMU, BMBF) und der Länder Baden-Württemberg, Bayern, Berlin, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz, Oktober 2010 (S.4+5): Erschlossene P-Vorkommen 15 Mrd. t, jährliche Abbaumenge 167 Mio. t, derzeit aus wirtschaftlichen Gründen nicht abbauwürdige Reserven 47 Mrd. t; Quelle: U.S. Geological Survey, Mineral Commodity Summaries (Januar 2009)

Bisher wurde von einer Verfügbarkeit für Phosphor (inkl. cadmiumbelastete Erze) von 200-300 Jahren ausgegangen (Anhang B, Tabelle B-2). In Anbetracht des Umstandes, dass sich die wirtschaftliche Abbauwürdigkeit mit entsprechender Nachfrage ändert bzw. dann die Entwicklung kostengünstigerer Fördertechnologien vorangetrieben wird, ist weiterhin von einer langfristigen Verfügbarkeit für Phosphor auszugehen. Damit wird weiterhin von einer geringen ökologischen Gefährdung ausgegangen (Kennzeichnung nach UBA-Methode durch den Buchstaben „D“).

Der Abstand zum Umweltziel war bisher seitens IFEU auch mit „D“ eingestuft, da es kein konkretes politisches oder sonstiges Ziel für die Einsparung von Phosphor gab. Mit ProgRess (BMU 2011) will die Bundesregierung auch hinsichtlich Phosphor Maßnahmen prüfen, die zu einer verstärkten Kreislaufführung von Phosphor führen sollen. Ausgangspunkt von ProgRess ist die Bestrebung, das in der Nachhaltigkeitsstrategie von 2002 gesetzte Ziel der Verdopplung der Ressourcenproduktivität bis 2020 gegenüber dem Basiswert 1994 zu erreichen. Die zu prüfenden Maßnahmen für Phosphor (z.B. gesetzlich verankertes Rückgewinnungsgebot, Festlegung von Recyclingquoten, Umstellung der P-Elimination in Kläranlagen auf Verfahren die besser pflanzenverfügbare P-Verbindungen liefern, Hinwirken auf eine Monoverbrennung und rückholbare Lagerung der Aschen) sind nach Einschätzung der Bundesregierung geeignet, um eine Recyclingquote für Phosphor von 50%, bezogen auf die Importmenge von mineralischem Phosphor, bis 2020 zu verwirklichen. Mit diesen Ansätzen und auch der Einordnung durch die Bundesregierung, dass Phosphor aufgrund seiner essentiellen Bedeutung für das Leben als strategische Ressource zu betrachten ist, ist der Aspekt „Abstand zum Umweltziel“ anders zu bewerten als bisher. Der Vorschlag des IFEU hier eine Neueinordnung in „C“, d.h. mittlere Bedeutung, vorzunehmen wurde vom Beirat bestätigt.

Auf Basis dieser Neueinstufung wurde seitens IFEU auch eine Neueinstufung der als Zusammenfassung von ökologischer Gefährdung und Abstand zum Umweltziel zu verstehenden ökologischen Bedeutung vorgenommen. Die bisherige Einstufung unter „D“, geringe ökologische Bedeutung, wird auf „C“, mittlere ökologische Bedeutung, angehoben.

Wirkungskategorie	ökologische Gefährdung	Abstand zum Umweltziel	Einstufung IFEU
Mineralische Ressource (Rohphosphat)			
Einstufung bisher	D	D	D
Einstufung neu	D	C	C

Diese Anpassung erscheint passend, insofern die weitere Entwicklung im Rahmen von ProgRess tatsächlich zu Maßnahmen führt, die mittelfristig eine Recyclingquote für Phosphor von 50%, bezogen auf die Importmenge von mineralischem Phosphor, bis 2020 befördern.

4 Daten zur ökobilanziellen Neuberechnung

Im dritten Teilschritt des Vorhabens werden die methodischen Anpassungen in die Bilanzierungsmodelle integriert, neu ausgewertet und mit dem bisherigen Ansatz verglichen. Die Auswertungen erfolgen mit Bezug auf 1 t Kompost, für den Vergleich gewählt wurde Bioabfall-Fertigkompost (Kap. 5.1).

Im Weiteren werden mit der neuen Bilanzierungsmethode die klassischen Entsorgungswege für getrennt erfassten Bioabfall aus Haushalten – die Kompostierung und die Vergärung – und deren Produktarten (Frisch-, Fertigkompost bzw. Gärrest, kompostierter Gärrest) berechnet und ausgewertet. Ebenfalls ausgewertet und vergleichend gegenübergestellt wird Grüngut-Fertigkompost. Ziel der Gegenüberstellung ist, die durch die Neubewertung gegebenen Veränderungen in ihren Auswirkungen hinsichtlich der Verfahren und der Produktwahl einschätzen zu können (Kap. 5.2). Grundlage der Darstellung ist die durchschnittliche Situation in Deutschland, Bezugsgröße ist 1 t Bioabfall (bzw. Grünabfall).

Der abschließende Auswertungsschritt befasst sich mit der künftig zu erwartenden Ausweitung der getrennten Erfassung aufgrund des novellierten Kreislaufwirtschaftsgesetzes (KrWG). Entsprechend betrachtet werden die Möglichkeiten, dass Bioabfall in der Restmülltonne verbleibt gegenüber Möglichkeiten der Installation neuer Anlagen zur Verwertung der zusätzlich getrennt erfassten Mengen. Derzeit wird die noch im Restmüll enthaltene Organik mit dem Restmüll in Müllverbrennungsanlagen oder in mechanisch-biologischen oder physikalischen Stabilisierungs- bzw. Behandlungsanlagen (M(B)An) mit behandelt. Bei einer künftigen Ausweitung der getrennten Erfassung ist vorwiegend mit der Installation von Vergärungsanlagen zur Behandlung der zusätzlichen Mengen zu rechnen oder mit der Ausweitung und Nachrüstung von bestehenden Kompostierungsanlagen um eine anaerobe Stufe. In beiden Fällen ist aus Kostengründen mit der Realisierung größerer Anlagen zu rechnen, die nach BImSchG genehmigungspflichtig sind. Entsprechend ist zu erwarten, dass diese Anlagen bestimmte Emissionsanforderungen erfüllen müssen und eine bestimmte Ausstattung aufweisen. Für die vergleichende Gegenüberstellung mit einem Verbleib im Restmüll wird entsprechend eine kombinierte stoffliche und energetische Verwertung in einer Anlage nach dem Stand der Technik betrachtet. Ebenfalls in den Vergleich aufgenommen wird eine Kompostierung, welche die durchschnittliche Situation in Deutschland abbildet und die die derzeit überwiegende Behandlung von getrennt erfasstem Bioabfall darstellt²⁶. Bezugsgröße des Vergleichs ist wiederum 1 t Bioabfall (Kap. 5.3). Für den Vergleich mit den Restmüllentsorgungsverfahren ist zu beachten, dass sich der Vergleich ausschließlich auf den Teilstrom Bioabfall im Restmüll bezieht, entsprechend müssen die betrachteten Restmüllentsorgungsverfahren auf den Teilstrom Bioabfall im Restmüll angepasst werden (Voraussetzung für normkonformen Vergleich).

²⁶ Etwa 85% der über die Biotonne getrennt erfassten Bioabfälle werden kompostiert (Öko-Institut/IFEU 2010).

4.1 Allgemeines und Systemgrenzen

Mit der in den vorangegangenen Kapiteln erläuterten modifizierten Anrechnung des Verbleibs von Kompost auf Ackerflächen, sind einige Datensätze neu in die Bilanzierung einer Bioabfall- oder Grünabfallverwertung zu integrieren. Auch werden bisherige Datensätze bzw. Äquivalenzprozesse teilweise angepasst (z.B. $\text{NH}_3\text{-N}$ -Emissionen im Äquivalenzprozess Rindenhumus). Diese Datensätze finden sich nachfolgend ausführlicher beschrieben. Datensätze bzw. Aspekte, die unverändert sind bzw. in früheren Projekten ausführlich beschrieben sind, werden hier nur knapp abgehandelt.

Die Systemgrenze für die Vergleichssysteme umfasst den Bioabfallanfall an der Anlage, die Entsorgung der Bioabfälle in den verschiedenen Anlagen und die weitere Behandlung der aus der Entsorgung anfallenden Outputströme (Kompost, Ersatzbrennstoff, Deponiegut, Schlacke, etc.). Des Weiteren umfasst die Systemgrenze die aus der Entsorgung jeweils entstehenden Nutzen (ersetzte Primärprozesse), die in Form von Gutschriften angerechnet werden. Aus der Betrachtung ausgenommen ist die Sammlung der Bioabfälle. Diese ist in allen Vergleichssystemen erforderlich und aus ökologischer Sicht unterscheidet sich die getrennte Erfassung nur wenig von der Abfuhr mit der Restmülltonne. Auch sind die ökologischen Auswirkungen der Sammlung über den gesamten Verwertungsweg betrachtet in der Regel von untergeordneter Bedeutung (DBU 2002). Ebenfalls nicht betrachtet werden Aufwendungen für die Infrastruktur, d.h. Aufwendungen für den Bau von Anlagen, Straßen und die Herstellung von Maschinen, Fahrzeugen, etc. Entsprechende Aufwendungen sind grundsätzlich bei allen Entsorgungsverfahren gegeben, Unterschiede ergeben sich v. a. durch die Komplexität der Anlagen (z.B. MVA mit aufwendiger Abgasreinigung gegenüber Kompostierung mit einfachem Biofilter). Allerdings sind die Belastungen aus Infrastruktur über den gesamten Lebensweg betrachtet ebenfalls von untergeordneter ökologischer Bedeutung und werden insofern vernachlässigt.

Für den ökologischen Vergleich wurde des Weiteren darauf geachtet, dass in allen Fällen die gleichen Abfallqualitäten gegeben sind, d. h. die Bioabfallzusammensetzung ist für alle Verfahren identisch (Tabelle 4-1). Die zugrunde gelegte Zusammensetzung für Bioabfall und (Bioabfall-)Ersatzbrennstoffe ist in Kapitel 4.2 beschrieben. Die vorausgesetzte Einheitlichkeit der Bioabfallzusammensetzung ist auch der Grund für die Anpassung der Kompostinhaltsstoffe für die Kompostierung und für die Vergärung (Tabelle 1-2). Die identische zugrunde gelegte Bioabfallzusammensetzung ist Voraussetzung dafür, dass Unterschiede zwischen den Systemen ausschließlich durch die Systeme bedingt sind. Damit einhergehend wird auch von einem sortenreinen Bioabfall ausgegangen. Die üblicherweise mit der Sammlung von Bioabfällen in der Biotonne gegebenen Fehlwürfe werden entsprechend ebenfalls nicht betrachtet, der Störstoffanteil wird für den ökologischen Vergleich zu Null gesetzt.

4.2 Zusammensetzung Bioabfall und EBS (aus Teilstrom Bioabfall)

Sowohl für die biologischen Behandlungsverfahren als v. a. auch für die Mitbehandlung des Teilstroms Bioabfall in den Restmüllentsorgungsverfahren sind Angaben zur Bioabfallzusammensetzung erforderlich. Die in diesem Projekt verwendeten Daten entsprechen weitgehend der verwendeten Bioabfallzusammensetzung in (DBU 2002). Abweichend

dazu wurde der oTS-Gehalt von 50% auf 60% gesetzt²⁷. Diese Anpassung erfolgte v. a. um für die Vergärung bei gegebenem Wassergehalt von 60% einen Gasertrag von 100 m³/t Bioabfall darstellen zu können. Die Inhaltsstoffzusammensetzung für Bioabfall (Biotonne) zeigt Tabelle 4-1.

Tabelle 4-1: Inhaltsstoffzusammensetzung Bioabfall

Parameter	Einheit	Wert	Quelle
Trockensubstanzgehalt	% FS	40	DBU 2002
Heizwert	MJ/kg	3,1	ICU 2008
Asche	% TS	40	Ann. IFEU
Kohlenstoff, fossil	g/kg TS	0	DBU 2002
Kohlenstoff, regenerativ	g/kg TS	311,77	berechnet aus oTS
Stickstoff	g/kg TS	16,5	DBU 2002
Wasserstoff	g/kg TS	42,2	berechnet
Sauerstoff	g/kg TS	240	berechnet
Schwefel	g/kg TS	2,5	Ecoinvent 2007
Cadmium	g/kg TS	0,00001	DBU 2002
Chrom	g/kg TS	0,00018	DBU 2002
Kupfer	g/kg TS	0,0009	DBU 2002
Quecksilber	g/kg TS	0,000004	DBU 2002
Nickel	g/kg TS	0,00013	DBU 2002
Blei	g/kg TS	0,00026	DBU 2002
Zink	g/kg TS	0,00306	DBU 2002

Für die vergleichende Betrachtung der getrennten Erfassung und Verwertung von Bioabfall mit einem Verbleib in der Restmülltonne und Behandlung über die verschiedenen M(B)An ist die Ableitung einer Inhaltszusammensetzung für eine bei diesen Verfahren erzeugte Ersatzbrennstofffraktion (EBS-Fraktion) erforderlich. Die für diese Studie abgeleitete Inhaltsstoffzusammensetzung, unterschieden nach Anlagenart, zeigt Tabelle 4-2. Darin ist die Inhaltsstoffzusammensetzung für Bioabfall nach Tabelle 4-1 vereinfacht auf den jeweils für die einzelnen Verfahren abgeleiteten Wassergehalt der EBS-Fraktion (s. Kap. 4.3.3) umgerechnet. Dieses Vorgehen entspricht der Annahme, dass die Inhaltstoffe im Bioabfall (bezogen auf die TS) durch die EBS-Erzeugung unverändert bleiben. Der Heizwert (Hu) wurde mit der Heizwertgleichung umgerechnet:

$$(1) \quad Hu(TS) = (Hu(WG_{\text{Bioabfall}}) + 0,678^{28} * WG_{\text{Bioabfall}}) / (100\% - WG_{\text{Bioabfall}}) \text{ [kWh/kg]};$$

mit $WG_{\text{Bioabfall}} = 60\%$, $Hu(WG_{\text{Bioabfall}}) = 0,861 \text{ kWh/kg}$

$$(2) \quad Hu(WG_{\text{EBS}}) = Hu(TS) * (100\% - WG_{\text{EBS}}) - 0,678 * WG_{\text{EBS}} \text{ [kWh/kg]}$$

Tabelle 4-2 enthält auch eine Zusammensetzung für EBS aus MBA. Auch wenn über MBA die Organikfraktion nicht als heizwertreiche Fraktion anfallen dürfte, wird dies für einen kleinen Teilstrom angenommen (Kap. 4.3.3).

²⁷ In (DBU 2002) wurde der Mittelwert aus der Bandbreite gemäß Literaturangaben von 30-70% oTS in der TS verwendet.

²⁸ Physikalische Verdampfungswärme bezogen auf 25°C, in kWh/kg

Tabelle 4-2: Berechnete Inhaltsstoffzusammensetzung ("Bioabfall-") EBS

Parameter	Einheit	EBS aus MPS	EBS aus MBS	EBS aus MBA
Trockensubstanzgehalt	% FS	91	68	77
Heizwert	kJ/kg	10181	4801	8239
Asche	% FS	36	27	31
Cadmium	g/kg FS	0,00009	0,00007	0,00008
Kohlenstoff, fossil	g/kg FS	0	0	0
Kohlenstoff, regenerativ	g/kg FS	284	211	240
Stickstoff	g/kg FS	15	11,2	12,7
Sauerstoff	g/kg FS	219	163	185
Wasserstoff	g/kg FS	38	29	33
Schwefel	g/kg FS	2,3	1,7	1,9
Chrom	g/kg FS	0,0016	0,0012	0,0014
Kupfer	g/kg FS	0,0084	0,0062	0,0071
Quecksilber	g/kg FS	0,000036	0,000027	0,000031
Nickel	g/kg FS	0,0012	0,0009	0,001
Blei	g/kg FS	0,0024	0,0018	0,002
Zink	g/kg FS	0,028	0,021	0,024

4.3 Prozesse

4.3.1 Kompostierung und Vergärung

Die Verfahren Kompostierung und Vergärung entsprechen weitgehend der in (DBU 2002) beschriebenen Prozesstechnik. Zur Abbildung der durchschnittlichen Situation in Deutschland erfolgten seither einige Anpassungen durch Aktualisierungen wie v. a. die Anteile an offenen und geschlossenen Kompostierungsanlagen (s.u.), die zugehörigen Emissionen (Tabelle 4-3) und die Anteile an produziertem Frisch- und Fertigkompost (s. Kap. 4.3.2).

Die für die durchschnittliche Situation in Deutschland modellierten Emissionen entsprechen denen nach (gewitra 2009), die in Tabelle 4-3 aufgeführt sind. Darin ergänzend berechnet (auf Basis der Werte für Frisch- und Fertigkompost bei geschlossener Kompostierung) sind Werte für Frischkompost aus offener Kompostierung. Die Studie (gewitra 2009) befindet sich in Überarbeitung. Erste Ergebnisse daraus weisen darauf hin, dass sich die bisher gemessenen Emissionsfaktoren in etwa bestätigen. Für die offene Kompostierung kann es allerdings zu einer Korrektur hin zu höheren Emissionen kommen.

Für die Grünabfallkompostierung wurden die dafür in (gewitra 2009) ausgewiesenen Werte verwendet, da auch allgemein davon ausgegangen wird, dass die Kompostierung von Grünabfällen aufgrund deren Eigenschaften mit geringeren Emissionen verbunden ist als die Kompostierung von Bioabfällen bzw. Bioabfällen vermischt mit Grünabfällen. Die entsprechenden Emissionsfaktoren für Grünabfälle wurden auch für den Äquivalenzprozess Rindenhumus verwendet.

Tabelle 4-3: Emissionsfaktoren nach (gewitra 2009)

in g/t Abfallinput	Methan	Lachgas	Ammoniak	NMVOC	TOC
Bio- und Grünabfall Kompostierung, geschlossen					
Frischkompost	570	14	50	46	460
Fertigkompost	710	68	63	57	580
Bio- und Grünabfall Kompostierung, offen					
Frischkompost, berechnet	803	23	373	299	872
Fertigkompost	1000	110	470	370	1.100
Vergärung					
Gärrest	2500	15	90	600	2.500
kGR	3700	120	200	900	3.700
Grünabfall Kompostierung offen					
Fertigkompost	850	72	350	490	1.100

Die angenommenen Anteile an offenen und geschlossenen Kompostierungsanlagen unterscheiden sich für die Grünabfall- und die Bioabfallkompostierung. Nach (Öko-Institut/IFEU 2010) besteht folgende Verteilung:

Grünabfall: 90% offene Kompostierung und 10% geschlossene

Bioabfall: 10% offene Kompostierung und 90% geschlossene

Die Annahmen für die **Vergärung** entsprechen weitgehend denen in (Öko-Institut/IFEU 2010). Die Vergärung ist entsprechend weiterhin ohne Differenzierung nach Verfahren mit durchschnittlichen Daten abgebildet²⁹. Danach wird eine Nassaufbereitung angenommen, bei der unabhängig von den zu Null gesetzten Fehlwürfen (Kap. 4.1) durch Schwimm-Sink-Fraktionierung eine inerte Fraktion (Sand) abgetrennt wird (Annahme 4%). Der Gas-ertrag der Vergärung ist mit 100 m³/t Bioabfall angerechnet, der Methangehalt mit 60 Vol%. Biogas wird in einem Blockheizkraftwerk (BHKW) genutzt, mit einem Nettostrom-wirkungsgrad von 37,5% und einem Wärmewirkungsgrad von 43%. Für die produzierte Überschusswärme wird davon ausgegangen, dass diese in der Praxis nur zu 20% tat-sächlich genutzt werden kann³⁰. Der Energieeigenbedarf der Vergärungsanlage ist mit 20% bezogen auf den produzierten Strom und mit 25% bezogen auf die produzierte Wärme berechnet. Abweichend zur ursprünglichen Modellierung in (DBU 2002) wird der Umgang mit dem bei der Gärrestentwässerung anfallenden Überschusswasser modelliert. Im Gegensatz zur früher üblichen Praxis das Überschusswasser über die Kanalisation zu entsorgen, wird dieses mittlerweile auch in der Regel kostenneutral oder teils gegen Be-zahlung an die Landwirtschaft abgegeben. In welchem Umfang dies bei Bioabfallvergä-rungsanlagen in Deutschland der Fall ist, ist nicht bekannt. Für die Modellierung wird ver-einfacht angenommen, dass Überschusswasser generell an die Landwirtschaft abgege-ben wird. Für die dadurch nicht berücksichtigten ggf. bestehenden Belastungen einer Be-

²⁹ Zwar unterschieden sich Trocken- und Nassfermentationsverfahren nach Energiebedarf, Gaser-trägen und evtl. Emissionen, allerdings liegen hierzu weiterhin keine differenzierten Daten vor.

³⁰ Der entsprechend resultierende KWK-Nutzungsgrad von rd. 58% liegt gegenüber Auswertungs-ergebnissen in (RUK/Müsken 2011) eher hoch. Nach (RUK/Müsken 2011, S.53) liegen bei den meisten Vergärungsanlagen mit KWK Gesamtnutzungsgrade bei 40% und weniger, wobei die Wirkungsgrade bei reiner Verstromung i.d.R. nur zwischen 20 und 30% liegen.

handlung über Kläranlagen wird umgekehrt auf die Anrechnung des durch Nährstoffzufuhr gegebenen Nutzens verzichtet. Der Eintrag von Schadstoffen wird ebenfalls nicht berücksichtigt. Der mit dieser Vorgehensweise verbundene mögliche Fehler ist in Anbetracht der gegenüber dem festen Gärrest vergleichsweise geringen Beladung des Überschusswassers mit Nähr- und Schadstoffen von untergeordneter Bedeutung.

Für den eingangs von Kapitel 4 beschriebenen Ausblick auf eine künftige Steigerung der getrennten Erfassung wird dem Verbleib von Bioabfall in der Restmülltonne eine **Vergärung nach Stand der Technik** gegenübergestellt. Es wird dabei generell von einer Vergärung mit Nachrotte ausgegangen, da nur bei Nachrotte und stofflicher Gärrestverwertung der Technologie-Bonus nach dem EEG 2009 bzw. nach dem EEG 2012 überhaupt eine Vergütung gewährt wird³¹ und davon auszugehen ist, dass dieser Förderanreiz überwiegend zur Installation einer Nachrotte führt bzw. bestehende Kompostierungsanlagen um eine Vergärungsstufe nachgerüstet werden unter Beibehaltung der Rotteeinheit zur Nachrotte.

Grundsätzlich gelten für genehmigungsbedürftige Anlagen die Vorgaben nach der TA Luft (2002). Darin ist im allgemeinen Teil³² sowohl ein Grenzwert für organische Stoffe (angegeben als TOC) vorgegeben als auch eine Begrenzung für Ammoniakemissionen. Die entsprechenden Grenzwerte sind in Tabelle 4-4 aufgeführt. Die Tabelle enthält des Weiteren daraus berechnete mögliche Frachten in Abhängigkeit des Abluftvolumens.

Tabelle 4-4: Grenzwerte nach TA Luft (2002)

Parameter	Massenkonzentration	Massenstrom	Berechnete Fracht ¹⁾
TOC ²⁾	50 mg/m ³	0,5 kg/h	300-500 g/t Input
Ammoniak	30 mg/m ³	0,15 kg/h	180-300 g/t Input

1) Bandbreite berechnet mit Abluftvolumen von 6.000-10.000 m³/t Input

2) Organische Stoffe, angegeben als Gesamtkohlenstoff (TOC = total organic carbon)

Verglichen mit den Messwerten nach (gewitra 2009) in Tabelle 4-3 zeigt sich, dass der TOC-Grenzwert in der Regel nicht eingehalten wird. Die Ammoniakfrachten dagegen werden von geschlossenen Kompostierungsanlagen nicht überschritten und tendenziell auch nicht von Vergärungsanlagen. Dagegen weisen offene Kompostierungsanlagen durchweg höhere Ammoniakfrachten auf aufgrund der fehlenden Abluftreinigung mittels saurem Wäscher und nachgeschaltetem Biofilter. Hintergrund für die überwiegende Nichteinhaltung der TA Luft Grenzwerte ist, dass bislang im Rahmen von Genehmigungsverfahren i.d.R. keine Emissionsgrenzwerte für Bioabfallbehandlungsanlagen eingefordert wurden³³. Es wird auch kontrovers diskutiert, ob Biogasanlagen (bzw. generell Anlagen

³¹ Vergütung für Bioabfallvergärungsanlagen bei einem Einsatz von mind. 90% Bioabfall:

16 ct/kWh_{el} für Anlagen mit installierter elektrischer Leistung bis 500 kW_{el} und 14 ct/kWh_{el} für Anlagen bis 20 MW_{el} bzw. bis 750 kW_{el} für Anlagen, die nach dem 1.1.2014 in Betrieb genommen werden.

³² Kapitel 5.2, gilt für alle unter die TA Luft fallenden Anlagen, sofern nicht unter den besonderen Regelungen abweichende Vorgaben bestehen.

³³ Da es sich bei der TA Luft um eine Verwaltungsvorschrift handelt, sind Anforderungen daraus weder rechtsverbindlich noch einklagbar. Die Vorgaben sind an Behörden gerichtet, in deren Ermessen es steht, diese z.B. im Rahmen der Genehmigung einzufordern.

zur biologischen Behandlung getrennt erfasster Bioabfälle) den Allgemeinen Teil der TA Luft einhalten müssen (Lahl & Zeschmar-Lahl 2010).

Für neu zu installierende Vergärungsanlagen ist hier allerdings mit einer geänderten Genehmigungspraxis zu rechnen wie das Beispiel der Bioabfallvergärungsanlage der BSR in Berlin zeigt. Dort ist gemäß Genehmigungsaufgaben ein Grenzwert von 200 mg TOC/m³ einzuhalten. Für die in Berlin geplante Anlage mit einem Abluftvolumen von 6.000 m³/t Input entspricht dies einer maximal erlaubten TOC-Fracht von 1,2 kg TOC/t Bioabfall und damit einer Minderung gegenüber dem Durchschnittsfall (3,7 kg TOC/t) von knapp 70%. Wären die nach TA Luft vorgegebenen 50 mg/m³ eingefordert worden, entspräche dies einer Minderung von über 90%. Die Aussagen für TOC gelten für Methanemissionen analog. Nach den Messdaten von (gewitra 2009) berechnet sich der CH₄-C-Gehalt im Gesamtkohlenstoff zu 75% und ergeben sich bei Umrechnung nach Molekulargewicht die gleichen Zahlenwerte (s.a. Tabelle 4-3).

Zur Einhaltung der geforderten 200 mg TOC/m³ kommen v. a. zwei Maßnahmen in Frage. Die Übersicht in Tabelle 4-5 zeigt, dass Methan- und damit TOC-Emissionen aus der Vergärung v. a. bei der Lagerung der flüssigen Gärreste (Überschusswasser) anfallen. Hier besteht eine Minderungsmöglichkeit durch eine gasdichte Lagerung dieser flüssigen Phase bis zur Ausbringung auf Ackerflächen. Das anfallende Gas kann über BHKW mitverbrannt oder über eine Schwachgasfackel verbrannt werden. Die Emissionen werden dadurch praktisch auf Null reduziert. Ein weiteres Optimierungspotenzial besteht in der geschlossenen Ausführung der Nachrotte des festen Gärrestes. Unter optimaler Belüftung und Bewässerung mit Abluffassung und -reinigung über sauren Wäscher und Biofilter können hier nicht nur Methanemissionen vermindert werden, sondern v. a. auch Lachgas- und Ammoniakemissionen.

Tabelle 4-5: Emissionen aus der Vergärung nach (gewitra 2009)

in g/t Abfallinput	Methan	Lachgas	Ammoniak	NMVOC
Anlieferung und Aufbereitung	100	12	5,6	70
Abpressung Gärrest	460	17	8	230
Lagerung Gärprodukt flüssig	2000	2	80	400
Nachrotte (Stabilisierung)	1100	98	104	230

Für den im ökologischen Vergleich mit einem Verbleib des Bioabfalls in der Restmülltonne zu betrachtenden Fall einer neu zu bauenden Vergärungsanlage wird angenommen, dass eine solche Anlage ähnliche Genehmigungsanforderungen erfüllen muss wie sie für die Anlage der BSR in Berlin formuliert wurden. Da unklar ist inwiefern darüber hinausgehende Minderungsanforderungen mittelfristig in der Praxis eingefordert werden bzw. technisch umsetzbar sind, wird dieser Fall als Stand der Technik definiert. Demnach wird für eine solche Anlage ein TOC-Grenzwert von 200 mg/m³ unterstellt, was einem Methangrenzwert von ebenfalls 200 mg/m³ entspricht bzw. einer maximal zulässigen Fracht von 1,2 kg CH₄/t Bioabfall (Abluftvolumen 6000 m³/t). Als Maßnahme wird die oben beschriebene gasdichte Ausführung mit Restgasnutzung im BHKW des Lagers für Überschusswasser unterstellt. Damit werden die in Tabelle 4-5 ausgewiesenen Emissionen „Lagerung Gärprodukt flüssig“ zu Null gesetzt. Des Weiteren wird für den Stand der Technik eine optimierte Nachrotte angenommen mit Abluffassung und -behandlung über sauren Wäscher und Biofilter. Vereinfacht werden für die Modellierung anstelle der in Tabelle 4-5

unter „Nachrotte (Stabilisierung)“ ausgewiesenen Emissionen diejenigen für eine geschlossene Kompostierung zu Fertigkompost angesetzt (Tabelle 4-3). Da es sich dabei um Emissionen für Haupt- und Nachrotte handelt können diese Emissionen für den realen Fall überschätzt sein. Im Ergebnis berechnen sich die in Tabelle 4-6 aufgeführten Emissionen für den hier definierten Stand der Technik.

Tabelle 4-6: Gegenüberstellung Randbedingungen Vergärung nach dem Stand der Technik und durchschnittliche Vergärung in Deutschland

	Vergärung Durchschnitt D	Vergärung Stand der Technik
Gasertrag	100 Nm ³ /t Bioabfall	unverändert
Methangehalt	60 Vol%	unverändert
Wirkungsgrade Biogas-BHKW		
elektrisch	37,5%	40%
thermisch	43%	unverändert
Methanemissionen Biogas-BHKW	0,5% des Methaninput	unverändert ¹⁾
Energieeigenbedarf		
Strom	20% d. prod. Stroms	unverändert
Wärme	25% d. prod. Wärme	unverändert
Stromüberschuss	Netzeinspeisung	unverändert
Wärmeüberschuss	20% Nutzung	40% Nutzung
Emissionen Biogasanlage		
Methan Gärrest	2.500 g/t	460 g/t
Methan kGR	3.700 g/t	1.170 g/t
Lachgas Gärrest	15 g/t	15 g/t
Lachgas kGR	120 g/t	85 g/t
Ammoniak Gärrest	90 g/t	10 g/t
Ammoniak kGR	200 g/t	71 g/t
NMVOC Gärrest	600 g/t	230 g/t
NMVOC kGR	900 g/t	287 g/t

1) Nach derzeitigen Erkenntnissen bewirkt ein Oxidationskatalysator keine Minderung der Methanemissionen (Aschmann et al. 2010)

Darüber hinaus sind in Tabelle 4-6 insgesamt die Randbedingungen für die definierte Vergärung nach Stand der Technik gegenüber der Vergärung für den Durchschnitt Deutschland dargestellt. Abgesehen von den Annahmen zu geringeren Emissionen aufgrund von Genehmigungsaufgaben, bestehen die einzigen beiden weiteren Modifizierungen in Annahmen zum elektrischen Wirkungsgrad des BHKW und zum nutzbaren Anteil der Überschusswärme. Aufgrund der Erwartung, dass überwiegend größere Anlagen neu realisiert werden, ist auch von einem etwas höheren elektrischen Wirkungsgrad für BHKW auszugehen. Dieser wurde auf 40% gesetzt bei gleichbleibendem thermischem Wirkungsgrad. Für die anfallende Überschusswärme wurde vorsichtig angenommen, dass deren Nutzungsmöglichkeit bei 40% liegt statt bei den durchschnittlichen 20%. Da vielfach auch mit einer Erweiterung und Nachrüstung einer anaeroben Stufe bei bestehenden Kompostierungsanlagen zu rechnen ist, ist anzunehmen, dass die Möglichkeiten für eine externe Nutzung der Überschusswärme weiterhin begrenzt sind bzw. eher nur bei neuen Standorten Steigerungsmöglichkeiten bestehen.

4.3.2 Anwendung Kompost bzw. Gärrest

Produkte der biologischen Behandlung sind Frisch- und Fertigkompost aus der aeroben Behandlung und Gärrest und kompostierter Gärrest aus der anaeroben bzw. kombiniert anaerob-aeroben Behandlung. Statistische Veröffentlichungen liegen nur für Frisch-, Fertig- und Substratkompost vor. Hierzu wurden im Zuge des vorliegenden Projektes aktuell verfügbare Daten erhoben und verwendet (Tabelle 4-7).

Tabelle 4-7: Absatzbereiche RAL-Kompost in Deutschland 2008³⁴

	Frischkompost	Fertigkompost	Substratkompost
Landwirtschaft	82,9%	33,9%	0%
Landschaftsbau	5,6%	15,5%	3,7%
Hobbygartenbau	0,8%	16,0%	2,8%
Erwerbsgartenbau	1,2%	4,9%	2,4%
Erdenwerk	1,4%	19,4%	87,7%
Sonderkulturen (Obstbau)	7,6%	3,3%	0%
Kommune	0,7%	4,1%	0,4%
Sonstiges	0,1%	3,0%	3,0%
Gesamt	100%	100%	100%
Anteil an Gesamtproduktion	38%	60%	2%

Tabelle 4-8: Rechenwerte Anwendung Frisch- und Fertigkompost 2007 und 2008

	Frischkompost		Fertigkompost	
	2007	2008	2007	2008
Landwirtschaft	80%	83%	36%	33%
Obstbau	10%	7%	3%	3%
Rekultivierung	10%	10%	3%	3%
Hobbygartenbau			17%	15%
GaLa + Kommune			19%	19%
Erwerbsgartenbau			5%	5%
Erdenwerk			17%	22%
Gesamt	100%	100%	100%	100%
Anteil an Gesamtproduktion	37%	38%	63%	62%

Der Anteil an Substratkompost am gesamt vermarkteten Kompost ist mit 2% gering. Substratkompost wurde für die Bilanzierung mit Fertigkompost zusammengefasst. Des Weiteren sind für die Bilanzierung Zuordnungsannahmen getroffen: Bei Frischkompost werden Anwendungen außer Landwirtschaft und Sonderkulturen als Rekultivierungsmaßnahmen eingeordnet. Bei Fertigkompost werden Landschaftsbau und Kommunen unter „Garten- und Landschaftsbau (GaLa) + Kommunen“ zusammengefasst und „Sonstiges“ wird der Rekultivierung zugeordnet. Der sich ergebende Anwendungssplitt im Vergleich zu dem

³⁴http://www.kompost.de/uploads/media/Marktstatistik_guetegesicherter_Komposte_2008_HUK_1_09_12.pdf (letzter Zugriff: 14.10.2011)

bislang in der Bilanzierung verwendeten für 2007 zeigt Tabelle 4-8. Daraus wird deutlich, dass sich gegenüber 2007 nur geringe Veränderungen ergeben haben. Einzig unterschiedlich ist die leicht geringere Menge Fertigkompost in die Landwirtschaft und dafür umgekehrt die um 5 Prozentpunkte höhere Menge in Erdenwerke.

Für den Produktionssplitt für Gärrest und kompostierten Gärrest und für deren Anwendung gibt es keine statistischen Daten. Hier werden weiterhin die im Rahmen des DBU Projektes (2002) von der damaligen Firma PlancoTec erhobenen Daten verwendet. Der Anteil von Gärrest und kGR an der Gesamtproduktion ist nicht bekannt, hier wird wie in (DBU 2002) angenommen, dass zu 50% Gärrest und zu 50% kompostierter Gärrest produziert wird. Den in der Bilanzierung berücksichtigten Verbleib zeigt Tabelle 4-9.

Tabelle 4-9: Rechenwerte Anwendung Gärrest und kompostierter Gärrest (kGR)

	Gärrest	kGR
Landwirtschaft	100%	46%
Obstbau		2,9%
Rekultivierung		12,6%
Hobbygartenbau		2,65%
GaLa + Kommune		25,6%
Erwerbsgartenbau		1,9%
Erdenwerk		8,45%
Gesamt	100%	100%
Anteil an Gesamtproduktion	50%	50%

Die Kompostanwendung unterteilt sich in einen Transportteil (Modellierung beibehalten nach (DBU 2002)) und die eigentliche Anwendung. Bei der eigentlichen Anwendung kommt es zu weiteren biologischen Umsetzungsprozessen, die je nach Reifegrad der Komposte teils unterschiedlich ausfallen. Generell ist für jeglichen Kompost und jeglichen Anwendungsbereich der mit dem Kompost verbundene Eintrag organischer und anorganischer Schadstoffe in den Boden angelastet. Ebenfalls generell unabhängig von jeglicher Anwendung und Reifegrad werden Denitrifikations- und Nitrifikationsprozesse unterstellt. D.h., dass in allen Fällen eine Umsetzung des im Kompost nach Abzug von Ammoniakverlusten enthaltenen Stickstoffs zu 1% $\text{N}_2\text{O-N}$, 1% NO-N und 8% $\text{N}_2\text{-N}$ nach (IPCC 2006) und (vTI 2009) berechnet ist. Auch Ammoniakemissionen werden unabhängig von der Anwendungsart unterstellt. Nach neuer Herangehensweise ist zudem auch der Verlustfaktor pauschalisiert. Unabhängig von Kompostart oder Reifegrad wird berechnet, dass 1% des Stickstoffs als $\text{NH}_3\text{-N}$ freigesetzt wird. Des Weiteren sind in der Ökobilanz die sogenannten indirekten N_2O -Emissionen nach (IPCC 2006) generell berücksichtigt³⁵.

Diese generelle Berücksichtigung von Ammoniakverlusten und Umsetzungen aus Nitrifikations- und Denitrifikationsprozessen unabhängig von der Art der Anwendung ist ggf. nicht gerechtfertigt. So ist z.B. unklar, ob bei einer Anwendung von Kompost als Substratkompost entsprechende Umsetzungen gegeben sind. Da dieser Aspekt aber nicht abschließend geklärt werden konnte, wurde die generelle Anlastung konservativ beibehalten.

³⁵ Nach (IPCC 2006) treten indirekte N_2O -Emissionen nach Redeposition der gasförmigen N-Verluste (hier Ammoniak) auf und sind mit 1% bezogen auf die N-Verluste anzulasten.

ten. Umgekehrt ist mit der pauschalen Verrechnung der Ammoniakemissionen ggf. eine Unterschätzung bei Frischkompost und Gärrest gegeben, da diese einen deutlich höheren Ammoniumgehalt aufweisen als Fertigkompost und kompostierter Gärrest (Tabelle 1-1). Hier wurde jedoch für die Bilanzierung der Abstimmung im Beirat gefolgt, keine Unterscheidung nach Kompostart vorzunehmen und stattdessen generell einen einheitlichen Wert aufgrund guter fachlicher Praxis anzuwenden (Kap. 3.3.1).

Dagegen wird für Frisch- und Fertigkompost bzw. für Gärrest und kompostierten Gärrest in der Bilanzierung weiterhin unterschieden, dass die nicht vollständig stabilisierten Kompostprodukte bei Anwendung einem weiteren biologischen Abbau unterliegen. Entsprechend wurde für TOC-Emissionen angenommen, dass diese bei Frischkompost und Gärrest bei der Anwendung auf dem Feld gleichermaßen anfallen wie bei der Nachkompostierung. Abweichend zum bisherigen Vorgehen nach (DBU 2002) werden allerdings Methanemissionen neu bewertet. Bei der Anwendung von Frischkompost wird nunmehr nicht mehr davon ausgegangen, dass es bei Anwendung auf dem Feld zu weiteren Methanfreisetzungen kommt, da im Gegensatz zur Nachrotte bei flächiger Ausbringung i.d.R. nicht mit anaeroben Verhältnissen zu rechnen ist. Der Unterschied im Ergebnis durch diese Veränderung ist gering, so dass auch eine eventuell mit dieser Annahme verbundene Fehleinschätzung von untergeordneter Bedeutung ist. Für die Anwendung von Gärrest in der Landwirtschaft wurde ebenfalls eine Modifizierung vorgenommen, hier wird unterstellt, dass zwar nicht mehr 100% der Methanemissionen der Nachrotte (Tabelle 4-3, Differenz zwischen Gärrest und kGR) auf dem Feld anfallen, aber immerhin noch 50%. Im Unterschied zu Frischkompost kann im Gärrest bereits gebildetes Methan gelöst sein und bei flächiger Ausbringung freigesetzt werden³⁶.

Die aus der Kompostanwendung entstehenden Nutzen unterscheiden sich nach Anwendungsart. Für den Einsatz in der Landwirtschaft gelten die neu abgeleiteten Wirkungen wie sie im Überblick in Tabelle 3-4 aufgeführt sind. In den weiteren Anwendungsbereichen bleibt der Nutzen der Anwendung weitgehend unverändert (DBU 2002). Neuerungen ergeben sich hinsichtlich des Düngennutzens bei der Kompostanwendung, zum einen bedingt durch die neu abgeleiteten Annahmen, zum anderen bedingt durch eine Korrektur gegenüber den Annahmen in (DBU 2002). In (DBU 2002) wurde davon ausgegangen, dass bei Anwendung von Kompost in Erdenwerken ausschließlich Substrattorf ersetzt wird, die Nährstoffzufuhr wurde nicht angerechnet, da bislang angenommen wurde, dass Komposte für diesen Anwendungszweck möglichst nährstoffarm sein müssen, Nährstoffe also eher unerwünscht sind. Nach Rückmeldung des Verbands der Humus- und Erdenwirtschaft (VHE) auf dem Abschlussworkshop wird aber die Nährstoffzufuhr durch Komposte für die Herstellung von Substraten berücksichtigt. Insofern wird dies neu in die Bilanzierung aufgenommen. Stickstoff wird allerdings nur zu 5% angerechnet, entsprechend der typischen Pflanzenverfügbarkeit von Stickstoff in Komposten im ersten Anwendungsjahr.

Neuerungen durch die neue Berechnungsweise ergeben sich ansonsten bzgl. des Düngennutzens bei Kompostanwendung im Hobbygartenbau und Garten- und Landschaftsbau. Grundsätzlich wird generell davon ausgegangen, dass die Nutzung von Kompost bei nichtlandwirtschaftlichen Anwendungen nicht zum Zweck einer Anreicherung von Humus

³⁶ Derzeit sind keine messtechnischen Untersuchungen bekannt, die die weitere Emissionscharakteristik von Frischkompost oder Gärrest bei der Anwendung in der Landwirtschaft betrachten.

erfolgt, d.h. es wird kein langfristiger Einbau von Kohlenstoff und Stickstoff in den Böden angenommen und folglich keine C-Senke angerechnet. Für die Kompostanwendung im Hobbygartenbau und Garten- und Landschaftsbau ist nach Einschätzung der Experten aus dem Beirat und dem Abschlussworkshop analog der Anwendung in der Landwirtschaft zur Humusreproduktion aber von einer langfristigen Verfügbarkeit des eingebrachten Stickstoffs auszugehen. Damit entspricht die Stickstoffverfügbarkeit für die Kompostanwendung im Gartenbau der im Szenario 1 (Abbildung 3-1). Den Nutzen, der sich aus den verschiedenen Anwendungsfeldern ergibt, zeigt Tabelle 4-10. Eine Beschreibung dazu findet sich unter Kapitel 4.4.

Tabelle 4-10: Nutzen der Kompostanwendung

Anwendung	Nutzen
Hobbygartenbau, GaLa + Kommune	- Düngewirkung wie Szenario 1 bei Anwendung in der Landwirtschaft - Zufuhr Organik (oTS): 50% Ersatz Rindenhumus, 50% Torfersatz
Erwerbsgartenbau	Zufuhr Organik: 100% Torfersatz
Erdenwerk	- Düngewirkung 100% P, K, Ca, 10% Mg, 5% N - Zufuhr Organik: 100% Ersatz Substrattorf
Rekultivierung	kein Nutzen

4.3.3 M(B)An

Im Rahmen der vorliegenden Studie wird auch der Verbleib von Bioabfall in der Restmülltonne untersucht. Als Verfahren hierfür kommen in Deutschland die Verbrennung in Müllverbrennungsanlagen (MVA) oder die Behandlung in M(B)An in Frage. Die Behandlung in M(B)An erfolgt in Deutschland in den folgenden Anlagentypen:

- mechanische Anlage (MA), dient rein der mechanischen Trennung des Restmülls in Ersatzbrennstoffe, organische Abfälle, Metalle, Inertabfälle; die abgetrennte biologische Fraktion wird i.d.R. in anderen M(B)An weiterbehandelt
- mechanisch-biologische Behandlungsanlage (MBA), die mechanische Trennung entspricht der einer MA, die abgetrennten organischen Abfälle werden anschließend biologisch entweder aerob oder anaerob behandelt, der resultierende stabilisierte MBA-Rest wird unter Einhaltung der Anforderungen nach DepV deponiert
- mechanisch-biologische Stabilisierungsanlage (MBS), die mechanische Aufbereitung dient nur der Abtrennung von Störstoffen und Metallen, der überwiegende Abfallstrom wird insgesamt biologisch stabilisiert (durch die Aktivität von Mikroorganismen kommt es zur Hitzebildung und Trocknung des Abfalls), teilweise erfolgt eine nachgelagerte mechanische Aufbereitung, um den produzierten Ersatzbrennstoff für Anforderungen der Mitverbrennung anzupassen
- mechanisch-physikalische Stabilisierungsanlage (MPS), die mechanische Aufbereitung dient wie bei der MBS der Abtrennung von Störstoffen und Metallen, der überwiegende Abfallstrom wird physikalisch durch Zufuhr von externer Wärme getrocknet; wie bei MBS erfolgt teilweise eine nachgelagerte mechanische Aufbereitung, um den produzierten Ersatzbrennstoff für Anforderungen der Mitverbrennung anzupassen

Daten zu Stoffströmen und Energieverbräuchen für diese Anlagen wurden in verschiedenen Studien erhoben und ausgewertet. So wurde in (Wasteconsult 2007) eine umfassende Primärdatenerhebung zu Stoffströmen in M(B)An durchgeführt. Ebenfalls Ergebnisse aus Primärdatenerhebungen wurden in (Wallmann 2008) veröffentlicht. Auch in (IAA/INTECUS 2008) bzw. (UBA 2011) wurde eine Fragebogenaktion durchgeführt. Daten zu Input-Output-Bilanzen für die verschiedenen Anlagentypen sind ausschließlich nach (Wasteconsult 2007) verfügbar und wurden für diese Untersuchung herangezogen (s.u.).

Ziel des Vergleichs ist, einschätzen zu können wie sich die unterschiedlichen Verfahren ökologisch darstellen. Da die mechanische Aufbereitung einer MA weitgehend vergleichbar ist mit der mechanischen Aufbereitung einer MBA und zudem die anfallende organische Fraktion i.d.R. in anderen M(B)An weiterbehandelt oder in MVA verbrannt wird, wird auf die Darstellung und Auswertung einer MA als Konzept an dieser Stelle verzichtet. Alle weiteren Konzepte (aerobe und anaerobe MBA, MBS und MPS) werden aber vergleichend gegenübergestellt.

In (IAA/INTECUS 2008) bzw. (UBA 2011) lag der Fokus der Untersuchung auf der heizwertreichen Fraktion und deren Verbleib. Diese Informationen wurden für diese Studie herangezogen. Dagegen wurde auf die Verwendung der ebenfalls in (IAA/INTECUS 2008) bzw. (UBA 2011) angegebenen Verbrauchsdaten letztendlich verzichtet. Die entsprechenden Verbrauchswerte sind in Tabelle 4-11 denen nach (Wallmann 2008) gegenübergestellt ergänzt um Informationen für MPS nach (ALBA 2009).

Tabelle 4-11: Verbrauchswerte M(B)An nach (IAA/INTECUS 2008), (Wallmann 2008) und (ALBA 2009)

	MBA aerob		MBA anaerob		MBS		MPS	
Strombedarf [kWh/t]								
(IAA/INTECUS 2008)	38	n=4	48	n=3	46	n=2	32	n=0
(Wallmann 2009)	37	n=11	45	n=4	81	n=3		
Wärmebedarf [kWh/t]								
(IAA/INTECUS 2008)	8	n=1	17	n=2	8	-	8	n=0
(Wallmann 2009)	-		20	-	-			
Erdgasbedarf [kWh/t]								
(IAA/INTECUS 2008)	49	n=4	45	n=3	342	n=2	541	n=0
(Wallmann 2009)	56	n=11	52	n=4	82	n=3		
(ALBA 2009)							246	n=2
Stromerzeugung [kWh/t]								
(IAA/INTECUS 2008)			63	n=3				
(Wallmann 2009)			99	n=5				
Wärmeerzeugung [kWh/t]								
(IAA/INTECUS 2008)			90	n=3				
(Wallmann 2009)			115	n=5				

Mit n = Anzahl der Anlagen; zum Stand der Befragung nach (IAA/INTECUS 2008) gab es 21 aerobe MBA, 10 anaerobe MBA, 12 MBS und 3 MPS

Aus der Gegenüberstellung wird deutlich, dass in (Wallmann 2008) ein höherer Rücklauf gegeben war als in (IAA/INTECUS 2008). Die Abweichung in (UBA 2011) bzgl. Strom- und Erdgasbedarf der MBS ergibt sich, da aus den in Tabelle 4-11 aufgeführten selbst erhobenen Werten und dem Wert nach (Wallmann 2008) der Mittelwert gebildet wurde.

Da dies ungewichtet erfolgte und ggf. auch Anlagen doppelt enthalten sein können, wird von der Verwendung der Werte nach (UBA 2011) für die MBS Abstand genommen. Zudem ist der Erdgasbedarf für die MBS nach (IAA/INTECUS 2008) extrem hoch in Anbetracht der von (ALBA 2009) präsentierten Werte, die nicht nur den Erdgasbedarf der RTO, sondern auch den der Trocknung beinhalten. Nach (ALBA 2009) unterteilt sich der Erdgasbedarf für die MPS zu rd. 27 kWh/t für die RTO und 219 kWh/t für die Trocknung.

In Anbetracht des generell niedrigeren Rücklaufs der Primärdatenerhebung in (UBA 2011) und der teilweise nicht plausiblen bzw. vermutlich nicht repräsentativen Werte (MBS) wird grundsätzlich für die Modellierung auf die Daten nach (Wallmann 2008) zurückgegriffen. Ein Wärmebedarf ist danach nur für die anaerobe MBA gegeben. Dies ist insofern sinnvoll, als dass der nach (UBA 2011) nach eigener Aussage angegebene Wärmebedarf sich auf die Beheizung von Betriebsgebäuden bezieht, was nicht im Zusammenhang mit dem Verfahren steht und insofern in der Bilanzierung nicht berücksichtigt wird. Dagegen ist bei einer Vergärung ein verfahrensbedingter Wärmebedarf gegeben. Für die MPS liegen nach (Wallmann 2008) keine Informationen vor. Bei den nach (UBA 2011) angegebenen Daten handelt es sich um Schätzungen. Auf eine Verwendung dieser wird verzichtet. Für den Erdgasbedarf der MPS werden die Angaben nach (ALBA 2009) verwendet, der Strombedarf wird durch eigene Annahmen ergänzt. Hierbei wird zunächst davon ausgegangen, dass die MBS keinen höheren Erdgasbedarf für die RTO haben dürfte als die MPS. Auch spricht der tendenziell höhere Strombedarf bei MBS von 81 kWh/t eher dafür, dass eine Kreislaufrückführung der Abluft gegeben ist mit dem Ziel das Abluftvolumen gering zu halten, wodurch auch die TOC-Beladung der Abluft angereichert wird, was wiederum für einen geringeren Erdgasbedarf für die RTO spricht. In Ermangelung genauerer Angaben wird für die MBS der gleiche Erdgasbedarf für die RTO angenommen wie für die MPS nach (ALBA 2009) angegeben und dafür umgekehrt aber der MPS auch der gleiche Strombedarf zugeordnet wie bei der MBS nach (Wallmann 2008), da angenommen wird, dass nur ein durch aufwendigere Abluftführung bedingter höherer Strombedarf den geringen Erdgasbedarf für die RTO erklären kann. Die in der Modellierung verwendeten Rechenwerte sind in Tabelle 4-12 zusammengestellt.

Tabelle 4-12: Rechenwerte Verbrauchsdaten M(B)An

	MBA aerob	MBA anaerob	MBS	MPS
Strombedarf [kWh/t]	37	45	81	81 ¹⁾
Wärmebedarf [kWh/t]	-	20		
Erdgasbedarf [kWh/t]	56	52	27 ²⁾	246
Stromerzeugung [kWh/t]		99		
Wärmeerzeugung [kWh/t]		115		

1) Annahme wie MBS

2) Annahme Erdgasbedarf für RTO wie MPS

Für die aufgeführte Energieerzeugung bei der anaeroben MBA ist nach (Wallmann 2008) ein Biogasertrag von 45 m³/t Abfallinput zugrunde gelegt bei einem Methangehalt von 60 Vol%. Die Werte der Strom- und Wärmeerzeugung sind unter der Annahme einer vollständigen Biogasnutzung in einem BHKW berechnet mit einem Nettostromwirkungsgrad von 37% und einem thermischen Wirkungsgrad von 43%. Diese Werte wurden für die Modellierung übernommen, allerdings wird die erzeugte Wärme in der Ökobilanz nicht

vollständig angerechnet. Hier wird wie bei der durchschnittlichen Vergärung von einer Nutzungsmöglichkeit der Überschusswärme von lediglich 20% ausgegangen.

Der Biogasertrag von 45 m³/t bezieht sich auf den in der Praxis gegebenen Gesamtinput an Restmüll. Da in der vorliegenden Studie nur der Teilstrom Bioabfall betrachtet wird, ist der Gasertrag auf diesen Teilstrom anzupassen. Hierzu wird der Gasertrag der im Restmüll enthaltenen Organikfraktion zugeordnet aus der das Gas gebildet wird. Der Organikgehalt im Restmüll wird mit 65% angenommen (s. Anhang C). Damit berechnet sich der Biogasertrag alleine bezogen auf die Organik im Restmüll zu 69,2 m³/t Bioabfallinput. Dieser Wert wurde in der Bilanzierung verwendet.

Zur Darstellung der Input-Output-Bilanzen für den Teilstrom Bioabfall wurde auf Angaben nach (Wasteconsult 2007) zurückgegriffen aus denen die bei der Behandlung entstehenden Verluste berechnet werden können (Tabelle 4-13).

Tabelle 4-13: Input-Output-Mengen und Verluste nach (Wasteconsult 2007) für den Stand 2006

	MBA aerob	MBA anaerob	MBS	MPS
Anlagenzahl	20	13	12	3
Inputmenge in t/a	1.984.765	1.098.133	1.361.443	463.000
Outputmenge in t/a	1.499.164	840.243	1.071.135	309.160
Verluste in % des Input	24,5%	23,5%	21,3%	33,2%

Für den hier interessierenden Teilstrom Bioabfall wurden die in Tabelle 4-13 dargestellten Verlustwerte für die organische Fraktion im Restmüll, auf die sich die empirischen Daten beziehen, angepasst. Dazu wurde angenommen, dass die sich berechnenden Verluste, die durch Trocknung und/oder biologischen Abbau gegeben sind, ausschließlich der organischen Fraktion im Restmüll zuzuordnen sind. Der Anteil der organischen Fraktion wurde hierbei wiederum mit 65% angenommen (s.o.). Ansonsten wurde auch hier von sortenreinen Bioabfällen ausgegangen und entsprechend der Störstoffanteil wie für alle anderen verglichenen Behandlungsverfahren zu Null gesetzt (Kap. 4.1).

Weitere hier zu betrachtende Outputströme der M(B)An sind die heizwertreiche Fraktion (Ersatzbrennstoffe) und Anteile, die einer Deponierung zugeordnet werden³⁷. Bei MBAn handelt es sich bei letzterem um den biologisch stabilisierten MBA-Rest, der hochverdichtet auf einer MBA-Deponie abgelagert wird (s.u.). Für die MBS ist nach (Wasteconsult 2007) ebenfalls eine Deponiefraction (10% des Output) angegeben. Dabei handelt es sich nach Rückmeldung aus dem Expertenkreis des Abschlussworkshops aber nicht um einen stabilisierten MBA-Rest, sondern um eine nachträglich zur Veredelung der Ersatzbrennstoffe abgetrennte Inertfraktion. Auch nach (ALBA 2009) ist für die MPS ein Outputstrom „Inertes“ angegeben, der sich rechnerisch zu 17% des Output ergibt. Da zu erwarten ist, dass der Inertanteil weniger durch das Verfahren als vielmehr durch den behandelten Abfall bedingt ist, wurde hier für MBS und MPS der gleiche Mengenanteil unterstellt, der auf einer Inertstoffdeponie abgelagert wird.

³⁷ Bei den als sortenrein angenommenen biogenen Abfällen ist keine Metallfraktion enthalten.

Bei MBS und MPS wird dann der Anteil heizwertreiche Fraktion berechnet als Differenz der o.g. Outputströme (Input – Verluste – Inertstoffe). Da die MBA konzeptionell so ausgelegt ist, dass bei der mechanischen Aufbereitung biologische Bestandteile abgetrennt und der aeroben oder anaeroben biologischen Behandlung zugeführt werden, ist theoretisch nicht mit einem Austrag von organischem Abfall in die heizwertreiche Fraktion zu rechnen. Da eine vollständige Trennung aber eher unwahrscheinlich ist, wurde hier angenommen, dass 5% der Bioabfälle im Restmüll bei der mechanischen Aufbereitung dennoch in die heizwertreiche Fraktion gelangen. Damit berechnet sich der verbleibende Anteil an stabilisiertem MBA-Rest, der abgelagert wird bei der MBA als Differenz: Input – Verluste – heizwertreiche Fraktion. Die für den Teilstrom Bioabfall resultierenden Massenströme zeigt Tabelle 4-14.

Tabelle 4-14: Abgeleitete Outputströme der M(B)An für den Teilstrom Bioabfall

	MBA aerob	MBA anaerob	MBS	MPS
Verluste (Trocknung und biol. Abbau)	37,6%	36,1%	32,8%	51,1%
Deponie (MBA-Rest)	57,4%	58,9%	-	-
Deponie (Inertstoffe)	-	-	15,4%	15,4%
Heizwertreiche Fraktion	5%	5%	51,8%	33,5%

Der **Verbleib der heizwertreichen Fraktion** nach (UBA 2011) ist in Tabelle 4-15 aufgeführt. Die darin unter „Sonstige“ ausgewiesene Menge wurde in (UBA 2011) von der Betrachtung ausgenommen, da keine Informationen vorlagen, worum es sich dabei handelt. Diesem Ansatz wird in dieser Studie insofern gefolgt, als dass die unter „Sonstige“ ausgewiesene Menge auf die ansonsten genannten Verwertungswege gewichtet aufgeteilt wurde. Des Weiteren wird in der Bilanzierung der Verbleib für alle M(B)An mengengeteilt zusammengefasst. Dieser Schritt erfolgt, da die Verteilung in Tabelle 4-15 darauf hinweist, dass z.B. der Verbleib der EBS-Fraktion aus MPS nicht verfahrensabhängig, sondern durch den Standort geprägt ist³⁸. Die Zusammenfassung für die Ergebnisse erfolgt, um hier eine Fehlinterpretation zu vermeiden.

Tabelle 4-15: Verbleib heizwertreiche Fraktion nach (UBA 2011)

Mengen in t	MBA aerob	MBA anaerob	MBS	MPS ¹⁾
EBS-Kraftwerk	344.682	372.011	337.141	
Braunkohlekraftwerk	35.403	3.048	118.256	216.959
Zementwerk	94.809	492	150.494	12.594
MVA	106.710		76.067	
Sonstige	310.349	6.554	101.437	11.607
Steinkohlekraftwerk		3.048	3.801	
Summe berechnet	891.953	385.153	787.196	241.160

1) Angaben nach Abb. 52, nicht nach Abb. 50

³⁸ In (UBA 2010) wurden 3 MPS erfasst. Der hohe Anteil EBS zu Braunkohlekraftwerk weist auf den Standort Berlin.

Den aus den Annahmen und Umrechnungen resultierenden Verbleib der heizwertreichen Fraktion zeigt Tabelle 4-16. Der daraus ersichtliche geringe Anteil an EBS zu Steinkohlekraftwerken wird in der Bilanzierung vernachlässigt.

Tabelle 4-16: Berechneter Verbleib heizwertreiche Fraktion für alle M(B)An

EBS-Kraftwerk	56%
Braunkohlekraftwerk	20%
Zementwerk	14%
MVA	10%
Steinkohlekraftwerk	0,4%

Ebenfalls in (UBA 2011) finden sich Angaben zum Wassergehalt der erzeugten heizwertreichen Fraktionen. Für EBS aus aerober oder anaerober MBA ist dieser mit 23% angegeben, für EBS aus MBS mit 15%, aus MPS mit 10%. Mit diesen Wassergehalten ergibt sich allerdings nur eingeschränkt eine rechnerische Übereinstimmung der Verluste nach Tabelle 4-14 im Abgleich mit dem Wassergehalt für den Teilstrom Bioabfall (Tabelle 4-1, WG=60%)³⁹. Entsprechend wurde auch hier eine Anpassung vorgenommen. Der Wassergehalt für die erzeugten EBS-Fractionen wurde mit folgenden Annahmen berechnet:

- die Gesamtverluste der Behandlung entsprechen denen in Tabelle 4-14 abgeleiteten
- davon sind bei MBS anteilig TS-Verluste anzunehmen durch den biologischen Abbau, während dies bei MPS (ausschließlich Trocknung) nicht anzunehmen ist und auch nicht bei MBA, da bei dieser nur eine mechanische Abtrennung der EBS-Fraktion erfolgt; entsprechend sind TS-Verluste bei MBA und MPS zu 0% gesetzt und bei MBS zu 5%

Damit verbleiben anteilige Wasserverluste für EBS aus MBA von rd. 37%, bei MBS von rd. 28% und bei MPS von rd. 51%. Ausgehend vom Wassergehalt des Bioabfalls resultiert daraus ein Wassergehalt in den EBS-Fractionen von rd. 23% bei MBA, rd. 32% bei MBS und rd. 9% bei MPS, die für die Bilanzierung verwendet wurden und auf Basis derer die Inhaltsstoffzusammensetzung der EBS-Fractionen abgeleitet wurde (Tabelle 4-2).

Die aus der Behandlung in M(B)An anfallenden Emissionen sind nach (IFEU 2007a) modelliert. Die aerobe MBA entspricht dabei der in (IFEU 2007a) gezeigten Variante 4. Für die anaerobe MBA sowie die MBS und MPS wurden einheitlich Emissionen wie für eine Vergärung mit RTO angesetzt, die ebenfalls in (IFEU 2007a) durch die Projektpartner erhoben wurde. Eine Anpassung an die in (UBA 2011) aufgeführten Emissionswerte für Lachgas wurde nicht vorgenommen, da keine Informationen zu zugehörigen Abluftvolumina gegeben sind und eine Umrechnung in Konzentrationen mit Unsicherheiten verbunden wäre⁴⁰.

³⁹ Rechnerisch ergeben sich für EBS aus MBA 37% Wasserverlust bezogen auf die Inputmasse, für EBS aus MBS 45% und für EBS aus MPS 50%. Diese Verluste übersteigen bei MBS die Verluste nach Tabelle 4-14 und berücksichtigen generell keine TS-Verluste.

⁴⁰ Bei Annahme eines Abluftvolumens von 5500 m³/t Abfallinput in die Biologie lägen die Werte nach (UBA 2010) um Faktor 10 niedriger als die bisher verwendeten Werte.

Des Weiteren ist Bestandteil der Bilanzierung die Mitverbrennung der EBS-Fraktion in den verschiedenen Kraftwerken bzw. in MVA. Für die Mitverbrennung in MVA wurden Durchschnittswerte hinsichtlich der Wirkungsgrade angenommen wie im nachfolgenden Kapitel beschrieben. Der Nutzen aus der Mitverbrennung in MVA besteht in der Erzeugung von Strom und Wärme. Das Gleiche gilt für die Verbrennung der EBS-Fraktion in einem EBS-Kraftwerk. Die Wirkungsgrade wurden nach (UBA 2011, S.106) übernommen. Danach liegt der durchschnittlich Netto-Wirkungsgrad für Strom bei 18,5% und der für Wärme bei 20,5%. Die Mitverbrennung in Zementwerken und Kraftwerken wird im Wesentlichen durch die Abfallzusammensetzung bestimmt. Bei der Mitverbrennung im Zementwerk werden ausschließlich die damit verbundenen Unterschiede zur Nutzung von Regelbrennstoffen abgebildet. Die Klinkerproduktion selbst ist damit nicht Gegenstand der Bilanzierung. Der Nutzen aus der Mitverbrennung in Zementwerken und Braunkohlekraftwerken besteht in der Substitution von Regelbrennstoffen. Die zugehörigen Äquivalenzprozesse sind in Kapitel 4.4.2 beschrieben.

Für den **MBA-Rest** aus der aeroben und der anaeroben MBA ist die Deponierung auf einer MBA-Deponie modelliert. Anfallendes Sickerwasser aus der MBA-Deponie wird vollständig erfasst und gereinigt. Nach (Wallmann 1999) ist davon auszugehen, dass der im MBA-Rest gebundene organische Kohlenstoff noch zu 10% biologisch umgesetzt wird. In (BZL 2002) wird angegeben, dass nach (Fricke 2001) das Restgasbildungspotenzial von MBA-Rottegut $<10 - 45 \text{ Nm}^3/\text{t TS}$ beträgt. Bei einem Wassergehalt von 35% (BZL 2002) und unter der Annahme, dass die Vorgabe der DepV für einen maximalen TOC-Gehalt mit 17% TS knapp unterschritten wird⁴¹, entspräche dieses Restgasbildungspotenzial einem biologischen Abbau des organischen Kohlenstoffs von etwa 3%-14%⁴². Für die Modellierung wird konservativ davon ausgegangen, dass die Vorgaben der DepV eingehalten werden, das Restgasbildungspotenzial wird mit dem maximal zulässigen Restgaspotenzial von 30 NI/kg TS angenommen. Für den TOC-Gehalt von 17% TS und dem Wassergehalt von 35% entspricht dies einer Abbaurate von rd. 10% des organischen Kohlenstoffs im MBA-Rest. Der Methangehalt des gebildeten Deponiegases wird wie in (BZL 2002) mit 40 Vol% angenommen. Wiederum nach (Wallmann 1999) wurde bisher davon ausgegangen, dass das gebildete Deponiegas bzw. das enthaltene Methan nahezu vollständig über eine Methanoxidationsschicht zu regenerativem Kohlendioxid (klimaneutral) oxidiert wird. In (BZL 2002) wird angemerkt, dass einige Autoren deutlich niedrigere Oxidationsraten von nur 10% angeben und dass neuere Untersuchungen zur Optimierung der Methangasoxidation eine Methanreduktion von nur rund 40% ergaben. Dieser Wert wird für die Bilanzierung verwendet. Mit dem o.g. maximalen Abbau des im MBA-Rest gebundenen organischen Kohlenstoffs ist umgekehrt anzunehmen, dass der restliche Anteil an organischem Kohlenstoff langfristig im Deponiekörper gespeichert bleibt. Dieser wird in der Bilanzierung als C-Senke berücksichtigt⁴³. Auch diese Anrechnung einer C-Senke steht unter dem Vorbehalt der Datenunsicherheit bzgl. TOC-Gehalt sowie langfris-

⁴¹ Maximal zulässiger TOC-Gehalt nach DepV 2009 (Anhang 3, 2 a): 18% TS).

⁴² Bei geringerem TOC-Gehalt würde sich eine höhere Abbaurate berechnen, der zu Deponiegas umgesetzte absolute organische Kohlenstoff bleibt unverändert.

⁴³ MBA-Rest aus aerober MBA 57% des Bioabfallinputs (59% bei anaerober MBA), WG=35%, TOC=17% TS, davon rd. 90% langfristig gespeichert, entspricht rd. $58 \text{ kg C/t Bioabfall}$ (anaerob rd. $59 \text{ kg C/t Bioabfall}$) bzw. einer C-Senke von $211 \text{ kg CO}_2\text{-Äq/t Bioabfall}$ (anaerobe $217 \text{ kg CO}_2\text{-Äq/t Bioabfall}$).

tigem realen Verhalten des MBA-Restes in einer MBA-Deponie (Abbaurate, gebildetes Deponiegas, Methangehalt). Bisherige Einschätzungen zu diesen Parametern beruhen notwendigerweise auf Laboruntersuchungen oder Simulationstests, da MBA-Deponien umfassend erst seit einigen Jahren in Deutschland betrieben werden (mit Ende der Depo- nierung gemäß TASI).

4.3.4 MVA

Die Müllverbrennung von Restmüll erfolgt in Deutschland nahezu ausschließlich in Rost- feuerungsanlagen. Luftemissionen stellen den Hauptemissionspfad der Müllverbrennung dar. Nebenstoffströme bestehen in den Verbrennungsrückständen und ggf. in Abgasreini- gungsprodukten. Die Anlagen arbeiten abwasserfrei. Betriebsmittel für die Abgasreinigung sind Bestandteil der Modellierung. Die bei der Müllverbrennung anfallenden Luftemissio- nen hängen neben der Feuerungstechnik auch von der inhaltlichen Zusammensetzung des zugeführten Abfallgemischs ab. Für den hier zu betrachtenden Teilstrom wurde die Inhaltszusammensetzung gemäß Tabelle 4-1 verwendet.

Die feuerungsbedingten Emissionsfrachten wie z.B. Staub, Kohlenmonoxid, Stickoxide oder organische Schadstoffe wie Dioxine berechnen sich über den Abgasvolumenstrom und bekannte Orientierungswerte im Reingas, wobei letztere von der nachgeschalteten Abgasreinigung abhängen. Der Abgasvolumenstrom selbst berechnet sich über die gas- bildenden Inhaltsstoffe. Inputabhängige Emissionen wie Schwefeloxide, Fluor- und Chlor- wasserstoff oder Schwermetalle werden grundsätzlich durch den Gehalt der Ausgangspa- rameter im Abfall bestimmt. Die letztendlich freigesetzten Emissionsfrachten sind jedoch auch wieder abhängig von der Technik der installierten Abgasreinigung. In deutschen MVA werden die Grenzwerte der 17. BImSchV sicher eingehalten, für die meisten Ab- gasparameter liegen die Konzentrationen sogar deutlich unterhalb der Grenzwerte (IFEU 2007b).

Neben den direkten Belastungen aus Emissionen und erforderlichen Betriebsmitteln ist für die ökologischen Auswirkungen auch die Art und Effizienz der Nutzung der bei der Ver- brennung anfallenden Energie zu berücksichtigen. Insgesamt verfolgen MVA in Deutsch- land sehr unterschiedliche Energienutzungskonzepte, sie reichen von reiner Stromerzeu- gung bis zu reiner Prozessdampferzeugung. Von den derzeit in Deutschland bestehenden MVA werden 51 Anlagen in KWK-Betrieb gefahren, 10 Anlagen erzeugen ausschließlich Strom und 9 Anlagen ausschließlich Wärme bzw. Prozessdampf. Als durchschnittliches Mittel für den Anlagenbestand in Deutschland wird von einer Bruttostromerzeugung von 15% bezogen auf die Feuerungswärmeleistung (FWL) ausgegangen⁴⁴. Der effektive Wärmenutzungsgrad wird im durchschnittlichen Mittel mit 30% bezogen auf den Heizwert des eingesetzten Abfalls angenommen (Öko-Institut/IFEU 2010).

Für die Mitverbrennung des Bioabfalls im Restmüll ist nur eine Anpassung hinsichtlich des zuzuordnenden Eigenbedarfs der MVA erforderlich. Bei Bioabfall mit seinem niedrigen Heizwert und infolge der spezifischen Zusammensetzung ergibt sich ein etwas höherer anteiliger Stromeigenbedarf als im Mittel für das Abfallgemisch. Für den betrachteten Bio- abfall berechnet sich der Stromeigenbedarf (in Abhängigkeit Abfallmasse und Abgasvo-

⁴⁴ Persönliche Mitteilung ITAD an das UBA, Dez. 2011

lumen) zu etwa 5%, so dass ein Nettostromwirkungsgrad von rd. 10% bezogen auf die FWL resultiert. Eine Zufeuerung von Heizöl oder Erdgas aufgrund des niedrigen Heizwertes von Bioabfall ist nicht erforderlich, da MVA so betrieben werden, dass durch geeignete Eingabe der verschiedenen angelieferten Abfälle in die Verbrennung ein Heizwert eingestellt werden kann, der sich grob im Bereich um die 10 MJ/kg bewegt. Der niederkalorische, „nasse“ Bioabfall wird durch die hochkalorischen Abfälle wie z.B. Kunststoffe für die Verbrennung insofern konditioniert, als dass eine selbstgängige Verbrennung des Bioabfalls anzunehmen ist. Umgekehrt brauchen auch diese hochkalorischen Abfälle niederkalorische Abfälle wie Bioabfall um in einer MVA verbrannt werden zu können, damit die maximal technisch zulässigen Druck- und Dampfparameter nicht überschritten werden. Eine Monoverbrennung in einer typischen MVA in Deutschland ist weder für hochkalorische noch für niederkalorische Abfälle sinnvoll.

Schlacken aus der Verbrennung ergeben sich aus der Abfallzusammensetzung bzw. deren inertem Anteil. Auch für die Verbrennung in MVA ist aus Gründen der Symmetrie der Störstoffanteil zu Null gesetzt (Kap. 4.1). Für den verbleibenden Bioabfall ist die Schlacke metallfrei. Die Schlackeverwertung entspricht in ihrem Aufwand in etwa dem Nutzen aus der Verwertung und ist nicht weiter betrachtet.

4.4 Äquivalenzprozesse bzw. substituierte Prozesse

4.4.1 Mineraldünger, Rindenhumus, Torf und Substrattorf, Rekultivierung

Die Äquivalenzprozesse Mineraldünger, Rindenhumus, Torf und Substrattorf sowie Rekultivierung sind weitgehend unverändert gegenüber den Erläuterungen in (DBU 2002). Zu finden sind die Erläuterungen im Einzelnen:

Herstellung Mineraldünger (DBU 2002, S. 164f)

Herstellung Rindenhumus (DBU 2002, S. 167f)

Herstellung von Torf ohne und mit Zusatz (Substrattorf) (DBU 2002, S. 165f)

Rekultivierung (DBU 2002, S. 169f)

Gegenüber dem Stand 2002 wurde seither allerdings bei Rindenhumus und Mineraldünger für deren Anwendung der Emissionsfaktor nach (IPCC 2006) angepasst (1% als N_2O -N) und für Rindenhumus wurden die Emissionsfaktoren nach (gewitra 2009) für die offene Grünabfallkompostierung verwendet (Tabelle 4-3). Des Weiteren wurden im Rahmen der jetzigen Studie im Äquivalenzprozess Rindenhumus ebenfalls die NH_3 -N-Verluste auf 1% gesetzt, also die analoge gute fachliche Praxis bei der Anwendung des kompostierten organischen Materials vorausgesetzt.

Im Äquivalenzprozess Mineraldünger sind die bei der Anwendung resultierenden Ammoniakemissionen in Anlehnung an die nach (BMU&BMELV 2008) berichteten Emissionen berechnet. Danach liegen die gasförmigen N-Verluste durch Mineraldünger im langjährigen Mittel etwa bei 15% des im Mittel mit Mineraldünger aufgebrauchten Stickstoffs. Abzüglich der N-Verluste durch Denitrifikation und Nitrifikation verbleiben rd. 5% gasförmige N-Verluste, die in der Bilanzierung als Ammoniakverluste zugeordnet sind. Für Komposte enthält der Bericht keine konkreten Angaben. Für Wirtschaftsdünger ergeben sich die

NH₃-N-Verluste zu etwa 15%. Auch vor diesem Hintergrund könnte der neu verwendete Emissionsfaktor von 1% für jegliche Komposte eine Unterschätzung darstellen (Kap. 3.3.1). Höhere NH₃-Emissionen bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern und Minereraldüngern sind v.a. durch höhere Gehalte an schnell verfügbarem Ammonium bedingt⁴⁵. Neu wurden für den Äquivalenzprozess Mineraldünger Belastungswerte für organische Schadstoffe recherchiert (PAK), um hier für die Auswertung eine Symmetrie zur Beurteilung der Komposte zu wahren. Werte für Mineraldünger finden sich in (UBA 2007), allerdings nur für vier NPK-Dünger, bei denen es sich teils auch um kombinierte organisch-mineralische Dünger handelt. Die berichteten PAK-Belastungen zeigt Tabelle 4-17. Darin wurde der hohe gefundene Wert als Ausreißer angenommen. Der Mittelwert aus den verbleibenden Angaben ergibt sich zu knapp 50 µg/kg TS. Dieser Wert wurde in Ermangelung genauerer Daten für die Bilanzierung einheitlich übernommen.

Tabelle 4-17: PAK-Belastung Mineraldünger

	Mineraldünger	Summe PAK (in µg/kg TS)
MD18	organisch-mineralischer NPK-Dünger (8+7+12) mit 2% Mg (mind. 20% org. Substanz)	77
MD 27	NPK-Dünger umhüllt (18-6-12 + Spurenelemente)	25
MD IME 1	organisch-mineralischer NPK-Dünger (7+5+9) mit 2% Mg	46
MD IME 2	umhüllter organisch-mineralischer NPK-Dünger (18+10+11) mit 2% Mg + Spurenelementen	880

4.4.2 Strom, Wärme, Mitverbrennung

Für die Erzeugung von Strom und Wärme erfolgt die Gutschrift abweichend zu (DBU 2002) entsprechend aktuellen methodischen Entwicklungen nach dem Marginalansatz (anstatt Durchschnittsbetrachtung)⁴⁶. Die Stromgutschrift wird danach in Anlehnung an die BMU-Methode zur Ermittlung der Treibhausgaseinsparung durch Strom aus Erneuerbaren Energien angerechnet. Das hierzu erstellte Gutachten (ISI 2009) ermittelt für die Jahre 2006 und 2007, dass durch Strom aus biogenem Abfall zu 25% Strom aus Erdgas ersetzt wurde. Die restlichen 75% an ersetzttem Strom wurden in den beiden untersuchten Jahren zu unterschiedlichen Anteilen aus Braun- und Steinkohle erzeugt⁴⁷. Für den gegebenen Zusammenhang wird vereinfacht die vollständige Substitution der verbleibenden 75% aus Steinkohle angerechnet. Für die Wärmegutschrift wird die Substitution durchschnittlicher Haushaltswärme angesetzt (50% Heizöl, 50% Erdgas). Auch dies entspricht weitgehend

⁴⁵ Entsprechend werden N-Düngemitteln unterschiedlich hohe NH₃-N-Emissionsfaktoren zugewiesen; so nach (UBA 2002): Harnstoff 15%, Ammoniumnitrat-Harnstofflösung 8%, andere N-Dünger bzw. N-haltige Dünger 2%

⁴⁶ Im Sinne einer Ökobilanzierung, die nach den Folgen einer Aktivität fragt, werden durch die Erzeugung von Energie aus der Bioabfallbehandlung nicht durchschnittliche Verhältnisse ersetzt, sondern je nach Art der erzeugten Energie spezifische konventionelle Energieträger.

⁴⁷ 2006 zu 16% Strom aus Braunkohle und zu 59% Strom aus Steinkohle; 2007 nur 2 % Strom aus Braunkohle und 73 % aus Steinkohle.

dem Ansatz der BMU-Methode wie sie z.B. in (BMU 2008) beschrieben ist. Die Äquivalenzprozesse basieren auf Modellen des IFEU, die auf Basis des Stoffstrombilanzierungstools Umberto erstellt wurden. Datengrundlage für feuerungs- und inputabhängige Emissionen und Anlagentechnik bilden Ecoinvent-Daten. Energetische Wirkungsgrade bilden die durchschnittliche Situation in Deutschland ab und basieren im Wesentlichen auf Angaben der AG Energiebilanzen.

Eine Mitverbrennung ist im vorliegenden Projekt im Vergleichssystem Verbleib des Bioabfalls in der Restmülltonne und Behandlung in M(B)An gegeben. In diesen Systemen wird teils eine EBS-Fraktion erzeugt, die u. a. in Zementwerken und in (Braunkohle-) Kraftwerken mitverbrannt wird (vgl. Kap. 4.3.3). Für die Mitverbrennung im Braunkohlekraftwerk wird heizwertäquivalent Braunkohlestaub substituiert. Bei der Mitverbrennung im Zementwerk wird wiederum dem marginalen Ansatz gefolgt (in Deutschland werden auch zu größeren Anteilen Abfälle in Zementwerken mitverbrannt, die bei einer Durchschnittsbetrachtung einzubeziehen wären). Es wird angenommen, dass die überwiegend eingesetzten fossilen Regelbrennstoffe Braun- und Steinkohle je hälftig heizwertäquivalent ersetzt werden. Die Modellierung des Äquivalenzprozesses zur Mitverbrennung im Zementwerk beschränkt sich (analog zur Mitverbrennung der Brennstoffe, Kap. 4.3.3) auf die Auswirkungen durch den Brennstoffeinsatz. Der Klinkerproduktionsprozess selbst bzw. der inputseitige Bedarf an Rohmaterialien ist nicht berücksichtigt. Stattdessen wird der Output „Zementklinker“ als Funktion des energetischen Potenzials der Brennstoffe berechnet.

4.4.3 Zwischenfruchtanbau

Im Rahmen der Studie wurde abgeleitet, dass bei Kompostanwendung in der Landwirtschaft zum Zweck der Humusreproduktion (Szenario 1) die Humusreproduktionswirkung dann nicht mehr über einen Zwischenfruchtanbau erfolgen muss bzw. dass Stroh nicht auf dem Feld verbleiben muss (Anrechnung Strohabfuhr und Nutzung Kap. 4.4.4). Äquivalente Menge ist die Menge an Zwischenfrucht und Stroh, die das gleiche Reproduktionspotenzial aufweist wie der jeweils betrachtete Kompost (Tabelle 3-2).

In Kap 3.1.1 wurde zur Anrechnung des substituierten Zwischenfruchtanbaus ein „mittlerer“ Zwischenfruchtanbau nach Literaturdaten abgeleitet. Danach wurde der mittlere Ertrag eines Zwischenfruchtanbaus zu 4 t TS/(ha*a) bestimmt (bzw. 25 t FS/ha unter Annahme TS-Gehalt = 16%⁴⁸), bei einem N-Düngeaufwand von 40 kg/(ha*a). Eine Grunddüngung mit Phosphor und Kalium ist für einen Zwischenfruchtanbau als Gründüngung mit Ausnahme extremer Mangelstandorte nicht erforderlich (LfL 2003). Unabhängig davon gilt für den hier betrachteten Zwischenfruchtanbau, dass der Aufwuchs nicht abgefahren wird, sondern ebenfalls der Humusreproduktion dient (Kap. 3.1.1). Damit ist generell kein Nährstoffentzug durch die Pflanze gegeben und es sind grundsätzlich bei Düngereinsatz keine damit verbundenen Umweltwirkungen anzulasten, da der Nährstoff im Dünger dem Nährstoffpool im Boden zugefügt wird. Lediglich bei Stickstoffdünger wird der Anteil als herzustellender und einzusetzender Mineraldünger angelastet, der durch gasförmige Verluste nicht mehr zur Verfügung steht (15%, s. Kap. 4.4). Ansonsten beschränkt sich der

⁴⁸ Typischer Wert für Grünroggen, Landsberger Gemenge und andere Zwischenfrüchte (LfL 2006), http://www.lfl.bayern.de/ipz/pflanzenbau_biogas/29705/, (Roschke 2010).

bilanzierte Aufwand für den Zwischenfruchtanbau auf Maschineneinsatz für Saat, Düngung und Einarbeiten (angesetzter Dieselbedarf 35 l/ha) und Bereitstellung von Saatgut (Annahme: 100 kg/ha).

4.4.4 Abfuhr und Nutzung von Stroh

Neben dem Zwischenfruchtanbau wird die durch Kompostaufbringung alternativ mögliche Strohabfuhr und -nutzung angerechnet (jeweils 50% des Reproduktionspotenzials, Kap. 3.1.1). Aus Tabelle 3-2 können die äquivalenten Mengen nach Kompostart ersehen werden. Aktuell wird Stroh überwiegend stofflich als Einstreu genutzt. Eine energetische Nutzung ist in Deutschland bislang kaum gegeben. Alternativ zur Stroheinstreu werden häufig Holzspäne als Pferdeeinstreu verwendet. Dabei handelt es sich um hochwertige Produkte aus Frischholz⁴⁹. Die Späne werden aus ganzen Stämmen gehobelt, getrocknet, abgeseibt und abschließend in Ballen verpackt. Dabei ist eine hohe Reinheitsqualität erforderlich, damit sichergestellt ist, dass die Pferde keine unerwünschten Pflanzenteile fressen oder einatmen können. Auch sollen die Späne möglichst staubfrei sein. Der Äquivalenzprozess umfasst die Bereitstellung von Industrieholz in Deutschland (Waldarbeiten), den Transport zur Verarbeitung (Annahme 30 km) und die Zerkleinerung und Trocknung des Holzes bzw. der Späne. Der Wärmebedarf der Trocknung ist mit 0,9 kWh/kg Späne angesetzt und der Strombedarf mit 0,04 kWh/kg Späne. Staubemissionen der Trocknung sind mit 0,28 kg PM10/kg Späne angelastet. Die Holzspäne zur Einstreu weisen etwa ein spezifisches Gewicht von 0,04-0,05 kg/l auf. Für 10 m² Fläche sollten nach Anwendungsempfehlung etwa 200 l Späne eingestreut werden bzw. ca. 10 kg. Daten zur äquivalenten Menge Stroh – Späne liegen nicht vor. Es wird vereinfacht eine Massenäquivalenz angenommen, d.h. 1 kg Stroh ersetzt 1 kg Holzspäne. Damit könnte die Gutschrift überschätzt sein. So wiegt 1 Strohballen ebenfalls etwa 10 kg (Dichte Strohballen rd. 0,07 kg/l) und nach Erfahrungswerten können damit zwar 10 m² ausgelegt werden, die Bodenbedeckung bleibt dabei aber eher dünn, eine Polsterung ist damit nicht gegeben.

Hinsichtlich der Abfuhr und -nutzung von Stroh ist zu beachten, dass Stroh auf der Fläche nicht nur der Humusreproduktion dient, sondern auch mit den Anteilen an leicht abbaubarer organischer Substanz die Aktivität der Bodenorganismen anregt und v. a. die Aggregatstabilität fördert (Kap. 3.1.1). Inwiefern sich dies bei einer Substitution von Stroh durch Kompost nachteilig auswirken könnte, konnte über den Beirat nicht abschließend im Rahmen des Projektes geklärt werden. Vorbeugend sollte der mögliche Nachteil allerdings in der landwirtschaftlichen Praxis berücksichtigt werden und auf eine dauerhafte vollständige Abfuhr von Stroh (oder anderen Ernterückständen) verzichtet werden. Die Zufuhr sowohl an humusreproduktionswirksamer Organik zur Aufrechterhaltung eines optimalen Humusgehaltes als auch an leicht umsetzbaren organischen Resten zur Aufrechterhaltung der biologischen Aktivität sollte ausgewogen gewahrt sein⁵⁰.

⁴⁹ www.stroeh.de/shop/Einstreu/Einstreu/; www.pferdefuttershop.com/Einstreu_cat_39.html

⁵⁰ Herr Peter Dominik, TU Berlin, zur Verfügung gestellte Literatursauswertung zur Beziehung zwischen organischer Düngung bzw. Pflanzenresten und mikrobieller Aktivität sowie Aggregatstabilität in Böden, Email, 23.11.2011

4.4.5 Bodenausbringung und eingesparte Bewässerung

Mit der Kompostaufbringung auf Ackerflächen erfolgt auch eine Zufuhr mineralischer Substanz. Für diese wurde in der Wirkungsanalyse Boden abgeleitet, dass sie sich erosionsmindernd auswirkt (Kap. 3.6). Gültig ist dieser Aspekt unabhängig davon, ob eine Düngung zur Humusreproduktion oder Humusanreicherung erfolgt. Für beide Fälle wurde in der methodischen Ableitung dargelegt, dass die Zufuhr mineralischer Substanz eine analoge Zufuhr von Mineralboden ersetzen kann. In der landwirtschaftlichen Praxis wird hierfür klassisch Bodenaushubmaterial eingesetzt (bedarf der Genehmigung durch die untere Bodenschutzbehörde). Da die Gewinnung des Bodenaushubs sowie der Transport zu einem Verwertungsort grundsätzlich erfolgen muss, ist der hier zu bilanzierende und zu berücksichtigende Aufwand auf den Maschinen- und Energieeinsatz zur flächigen Ausbringung der Bodenmassen beschränkt.

Eine Reduzierung des Wasserbedarfs erfolgt nur im Szenario 2, Humusanreicherung, da die Einsparung durch die Steigerung des Humusgehaltes erreicht wird. In der Wirkungsanalyse Boden wurde abgeleitet, dass der Wasserbedarf sich dadurch um 30 m³/ha reduziert (Tabelle 3-4). In der Ökobilanz ist der eingesparte Bewässerungsaufwand als Äquivalenzprozess modelliert, bei dem die entsprechende Bewässerungsleistung durch dieselbetriebene Pumpen erbracht wird.

5 Ergebnisse der ökobilanziellen Neuberechnung

Kernaspekt der vorliegenden Studie ist die Neubewertung der Anwendung von Komposten auf ackerbaulich genutzten Flächen. Entsprechend werden zunächst in Kapitel 5.1 die Ergebnisse dieser Neubewertung am Beispiel von Bioabfall-Fertigkompost (Bezug 1 Tonne) gezeigt und erläutert.

In Kapitel 5.2 folgt eine Darstellung der Ergebnisse für die klassischen Entsorgungswege für getrennt erfassten Bioabfall aus Haushalten mit Bezug auf 1 t Bioabfall (bzw. Grünabfall), anhand derer gezeigt werden kann, wie sich die verschiedenen Produktstrategien (Frisch-, Fertigkompost bzw. Gärrest und kompostierter Gärrest) und Verfahren im Durchschnitt in Deutschland (Kompostierung, Vergärung) darstellen. Hier ebenfalls gezeigt wird das Ergebnis für Grünabfall-Fertigkompost (Bezug 1 t Grünabfall), um einen Eindruck des Einflusses der Abfallart zu erhalten.

In Kapitel 5.3 schließlich sind die Ergebnisse dargestellt, die sich mit Blick auf die künftig zu erwartenden Ausweitung der getrennten Erfassung aufgrund des novellierten Kreislaufwirtschaftsgesetzes (KrWG) ergeben können. Vergleichend dargestellt ist der Verbleib von Bioabfall in der Restmülltonne (Durchschnitt in Deutschland für eine Behandlung in MVA oder M(B)An) gegenüber der Möglichkeit neuer Anlagen zur Verwertung zusätzlich getrennt erfasster Bioabfälle. Für Letzteres kommt v. a. eine Vergärung in Frage (Neuanlagen oder Nachrüstung bestehender Kompostierungsanlagen), für die zu erwarten ist, dass die entsprechenden Anlagen bestimmte Emissionsanforderungen erfüllen müssen (Kap. 4 bzw. 4.3.1). Eine solche Anlage mit definiertem Stand der Technik wird für die vergleichende Gegenüberstellung betrachtet. Ebenfalls in den Vergleich aufgenommen ist eine Kompostierung, welche die durchschnittliche Situation in Deutschland abbildet als derzeit überwiegende Behandlungsart von getrennt erfasstem Bioabfall⁵¹. Bezugsgröße ist wiederum 1 t Bioabfall.

Allen Ergebnisauswertungen gemeinsam ist die Systematik der Ergebnisgrafiken:

Zur Erläuterung der Abbildungen:

Die Bioabfallbehandlung ist mit Ressourcenverbrauch und Umweltbelastungen verbunden. Sie werden durch die **Balken nach oben** repräsentiert. Die farblich hervorgehobenen Abschnitte stellen die Beiträge der einzelnen Teilsysteme und Prozesse (Anlage, Kompost, EBS) zur Verwertung und Behandlung dar.

Die stoffliche und energetische Verwertung der Bioabfälle bzw. der erzeugten Sekundärprodukte (Biogas, EBS, Kompost) führt zu Ressourceneinsparungen und Umweltentlastungen durch Substitution von Primärprozessen bzw. Primärenergie. Dieser Einspareffekt wird mit **Balken nach unten** abgebildet. Die farbliche Unterscheidung zeigt, welcher Beitrag aus welcher Material- bzw. Energiegutschrift stammt.

Die Ressourcen- und Umweltbelastungen durch die Bioabfallbehandlung (nach oben) und die Ressourcen- und Umweltentlastungen durch dadurch eingesparte Primäraktivitäten (nach unten) können miteinander verrechnet werden. Die Summe ergibt ein **Netto-Ergebnis** (einfarbige Säule neben Umweltbe- und -entlastungen). Zeigt der Netto-Balken

⁵¹ Etwa 85% der über die Biotonne getrennt erfassten Bioabfälle werden kompostiert (Öko-Institut/IFEU 2010).

nach oben, sind durch die Bioabfallbehandlung netto Umweltbelastungen bedingt, bei nach unten zeigendem Netto-Balken Umweltentlastungen. Aufgrund seines Zustandekommens als Differenz lässt sich der Netto-Balken nicht sinnvoll in Sektoren auflösen.

Bei den im Rahmen der Studie ausgewerteten Umweltwirkungen handelt es sich um die typischerweise auch bislang in Ökobilanzen zur Bioabfallentsorgung ausgewerteten Wirkungskategorien und Indikatoren. Neu hinzu kommt lediglich PAK als Indikator für den Eintrag von organischen Schadstoffen in Böden. Die untersuchten Wirkungskategorien sind nachfolgend aufgeführt und finden sich in Anhang A näher erläutert.

- Treibhauseffekt
- Kumulierter fossiler Energieaufwand (KEA fossil)
- Versauerung
- Terrestrische und aquatische Eutrophierung
- Humantoxizität (Krebs- und PM10-Risikopotenzial)
- Inanspruchnahme mineralischer Ressourcen (Phosphaterz)
- Schadstoffeintrag in Boden (Cadmium, PAK)

5.1 Ökobilanzieller Vergleich pro Tonne Bioabfall-Fertigkompost

Im Folgenden werden die Ergebnisse für eine Anwendung von Kompost in der Landwirtschaft unter Berücksichtigung der in dieser Studie neu abgeleiteten methodischen Erweiterungen (Tabelle 3-4) dargestellt. Die in der Wirkungsanalyse Boden und in den methodischen Überlegungen getrennt diskutierten Szenarien 1 und 2 – Humusreproduktion und Humusanreicherung – werden auch hier in ihrem Ergebnis zunächst getrennt dargestellt, um den jeweiligen Beitrag von einzelnen Aspekten transparent aufzuzeigen. In den weiteren Ergebnissen (Kap. 5.2 und 5.3) sind die beiden Szenarien dann zusammengefasst mit der Gewichtung 80% Szenario 1 und 20% Szenario 2 (Kap. 1.2.1.3).

Die neuen Ergebnisse für die Szenarien 1 und 2 sind in den Abbildung 5-1 bis Abbildung 5-5 den bisherigen Ergebnissen für eine Anwendung in der Landwirtschaft gegenübergestellt (LW alt). Darüber hinaus enthalten die Grafiken auch die Ergebnisse für eine Kompostanwendung im Hobbygarten bzw. Garten- und Landschaftsbau sowie für den Einsatz in Erdenwerken (Ersatz von Substrattorf) und im Erwerbsgartenbau (Ersatz von Torf).

Insgesamt sind folgende Szenarien vergleichend dargestellt:

E-Gbau	Kompostanwendung zu 100% im Erwerbsgartenbau
Erdenw	Kompostanwendung zu 100% in Erdenwerken
Garten	Kompostanwendung zu 50% im Garten- und Landschaftsbau und 50% im Hobbygartenbau (Unterschied nur durch Transport zur Anwendung, Nutzen ist identisch, Tabelle 4-10)
LW alt	Bisherige Bilanzierung, Kompostanwendung zu 100% in der Landwirtschaft
LW Sz1	Neue Bilanzierung Kompostanwendung in der Landwirtschaft für Szenario 1, Humusreproduktion

LW Sz2 Neue Bilanzierung Kompostanwendung in der Landwirtschaft für Szenario 2, Humusanreicherung

Grundsätzlich gilt für die Szenarien, dass die Aufwendungen aus der Kompostierung (Anlage) sich nicht unterscheiden. Kleinere Abweichungen im Ergebnis aller betrachteten Szenarien im Vergleich zur alten Berechnungsweise im Szenario „LW alt“ sind auf die geänderte/angepasste Bioabfallzusammensetzung zurückzuführen (Kap. 4.2).

Unterschiede in den Belastungen der Kompostanwendung (Kompost) sind im Wesentlichen durch leicht unterschiedliche Transportaufwendungen bedingt. Eine Ausnahme bilden die Kategorien, die durch Ammoniakemissionen geprägt sind. Bei der Versauerung, der terrestrischen Eutrophierung und dem PM10-Risikopotenzial sind bei der alten Berechnungsweise deutlich höhere Belastungen gegeben. Hintergrund ist der geänderte Faktor für $\text{NH}_3\text{-N}$ -Verluste, der nur noch zu 1% angenommen wird statt wie bisher zu ca. 5% für Fertigkompost (Kap. 3.3.1).

Gutschriftenseitig sind in den Ergebnisabbildungen alle Bereiche separat dargestellt, die durch die Neubewertung relevant sind. Die dargestellten Gutschriften (GS) sind:

C-Senke	neu berechnet auf Basis der Wiederfindungsrate (Tabelle 3-4); ausschließlich anzurechnen im Szenario 2 (LW Sz 2), Humusanreicherung (bisher pauschal 8% des Corg bei Anwendung in der Landwirtschaft); weiterhin separat ausgewiesen (Nettoergebnisse mit und ohne C-Senke), da mit Unsicherheiten behaftet (Kap. 3.1.2 und 1.2.1.2)
Mineralboden	Anrechnung der Aufbringung mineralischer Substanz durch Kompost (Kap. 3.6); gilt für Anwendung in der Landwirtschaft in Szenario 1 und 2 (LW Sz 1 und LW Sz 2)
Bewässerung	Anrechnung der eingesparten Bewässerungsleistung durch Humusanreicherung (Kap. 3.2), gilt nur im Szenario 2 (LW Sz 2)
Zwischenfrüchte und Stroh	Anrechnung der Humusreproduktionsleistung von Kompost zu 50% durch eingesparten Zwischenfruchtanbau und zu 50% durch alternative Nutzungsmöglichkeit für Stroh (Kap. 3.1.1); gilt nur für Szenario 1 (LW Sz 1), Humusreproduktion
Mineraldünger	Anrechnung der mit dem Kompost aufgebrauchten Nährstoffe, zu 100% für P, K, Ca, zu 10% für Mg (Kap. 3.3.2) und zu 89% für N im Szenario 1 (LW Sz 1) sowie im Szenario „Garten“ und zu 5% im Szenario „Erdenw“ (Kap. 4.3.2); im Szenario 2 (LW Sz 2) zu 18% für Fertigkompost-Bioabfall (Kap. 3.3.1).
Rindenhumus	Anrechnung der mit dem Kompost eingebrachten Organik im Gartenbau; ersetzt zu 50% Rindenhumus (äquivalent zum Organikgehalt des Rindenhumus); gilt nur im Szenario „Garten“
Torf	Anrechnung der mit dem Kompost eingebrachten Organik im Gartenbau (Anrechnung Torfersatz zu 50%), im Erwerbsgartenbau (100% Torfersatz äquivalent zum Organikgehalt) und als Substratzusatz in Erdenwerken (100% Torfersatz); gilt in den Szenarien „E-Gbau“, „Erdenw“ und „Garten“

Aus den Ergebnissen in Abbildung 5-1 bis Abbildung 5-5 geht hervor, dass die methodische Erweiterung i.d.R. zu einer günstigeren Bewertung der Kompostanwendung in der Landwirtschaft führt. Die Gutschriften fallen sowohl im Szenario 1 (LW Sz 1) als auch im Szenario 2 (LW Sz 2) höher aus als im Szenario „LW alt“. Davon nicht berührt sind die Inanspruchnahme von Phosphaterz und der Cadmiumeintrag in Boden, da beide Wirkungen durch Phosphatdünger bedingt sind, dessen Anrechnung sich nicht verändert hat.

Im Vergleich der Szenarien 1 und 2 zeigt sich, dass eine Humusanreicherung (LW Sz 2) nur im Treibhauseffekt einen deutlichen Vorteil gegenüber einer Humusreproduktion (LW Sz 1) aufweist bei Anrechnung der Wiederfindungsrate als C-Senke (Kap. 3.1.2 und 1.2.1.2). Dann ergibt sich eine Nettoeinsparung von -32 kg CO₂-Äq/t Bioabfall-Fertigkompost. Ein leichter Vorteil ergibt sich für die Humusanreicherung ansonsten beim Cadmiumeintrag in Boden und minimal auch bei der Inanspruchnahme von Phosphaterz. Dies ist dem Umstand geschuldet, dass je nach NP-Verhältnis die Gutschriften etwas unterschiedlich ausfallen, da unterschiedliche NP-Düngertypen ersetzt werden, die unterschiedliche Cadmium- und Phosphatgehalte im Erz aufweisen. In der Wirkungskategorie aquatische Eutrophierung besteht kein Unterschied zwischen den Szenarien LW Sz 1 und LW Sz 2 und auch kaum ein Unterschied im Vergleich zum bisherigen Szenario „LW alt“. Die Abweichung durch die geänderte/angepasste Bioabfallzusammensetzung ist gering.

In allen anderen untersuchten Bereichen ist Szenario LW Sz 1, Humusreproduktion mit höheren Gutschriften als das Szenario LW Sz 2 verbunden. Dabei überwiegt i.d.R. die Gutschrift für Mineraldüngersubstitution die ansonsten in diesem Szenario relevanten Gutschriften (Zwischenfruchtanbau, Stroh). Dies ist v.a. auf den Umstand zurückzuführen, dass der im Kompost gebundene Stickstoff zu 89% als mineraldüngeräquivalent angerechnet ist, während dies beim Szenario LW Sz 2 nur zu 18% gegeben ist (Kap. 3.3.1). Im Szenario LW Sz 2 ist neben der C-Senke und der Mineraldüngergutschrift die Gutschrift für die eingesparte Bewässerungsleistung relevant.

Im Vergleich aller Szenarien erweist sich die Anwendung von Fertigkompost im Garten- und Landschaftsbau bzw. im Hobbygartenbau (Garten) als überwiegend vorteilhaft. Im Treibhauseffekt dominiert die Gutschrift für den Ersatz von Torf im Szenario „Garten“ (Anrechnung für 50% des Organikgehaltes). Die Torfsubstitution hat insgesamt für den Treibhauseffekt die höchste Relevanz. So erzielen in dieser Wirkungskategorie auch die Szenarien mit 100%iger Anwendung zur Torfsubstitution (E-Gbau und Erdenw) den höchsten Minderungsbeitrag. Dieser liegt auch deutlich höher als die Gutschrift, die sich durch die Anrechnung der C-Senke im Szenario „LW Sz 2“ (Humusanreicherung) ergibt.

In allen anderen Wirkungskategorien spielt die Substitution von Torf nur eine untergeordnete Rolle. In diesen Wirkungskategorien – KEA fossil, Versauerung, terrestrische Eutrophierung, Krebsrisikopotenzial, PM10-Risikopotenzial – zeigt das Szenario „Garten“ die höchsten Einspareffekte. Die Vorteilhaftigkeit ergibt sich etwa zu gleichen Teilen durch die Gutschrift für Mineraldünger und die Gutschrift für Rindenhumus (Anrechnung für 50% des Organikgehaltes). Beim Schadstoffeintrag in Boden dominiert die Gutschrift für Rindenhumus, wenn es um Cadmium geht und die für Mineraldünger bei Betrachtung von PAK (für Rindenhumus standen keine entsprechenden Daten zur PAK-Belastung zur Verfügung). Eine Mineraldüngergutschrift ist zwar auch im Szenario „Erdenw“ gegeben, allerdings wird hier Stickstoff nur zu 5% als mineraldüngeräquivalent angerechnet (Kap. 4.3.2).

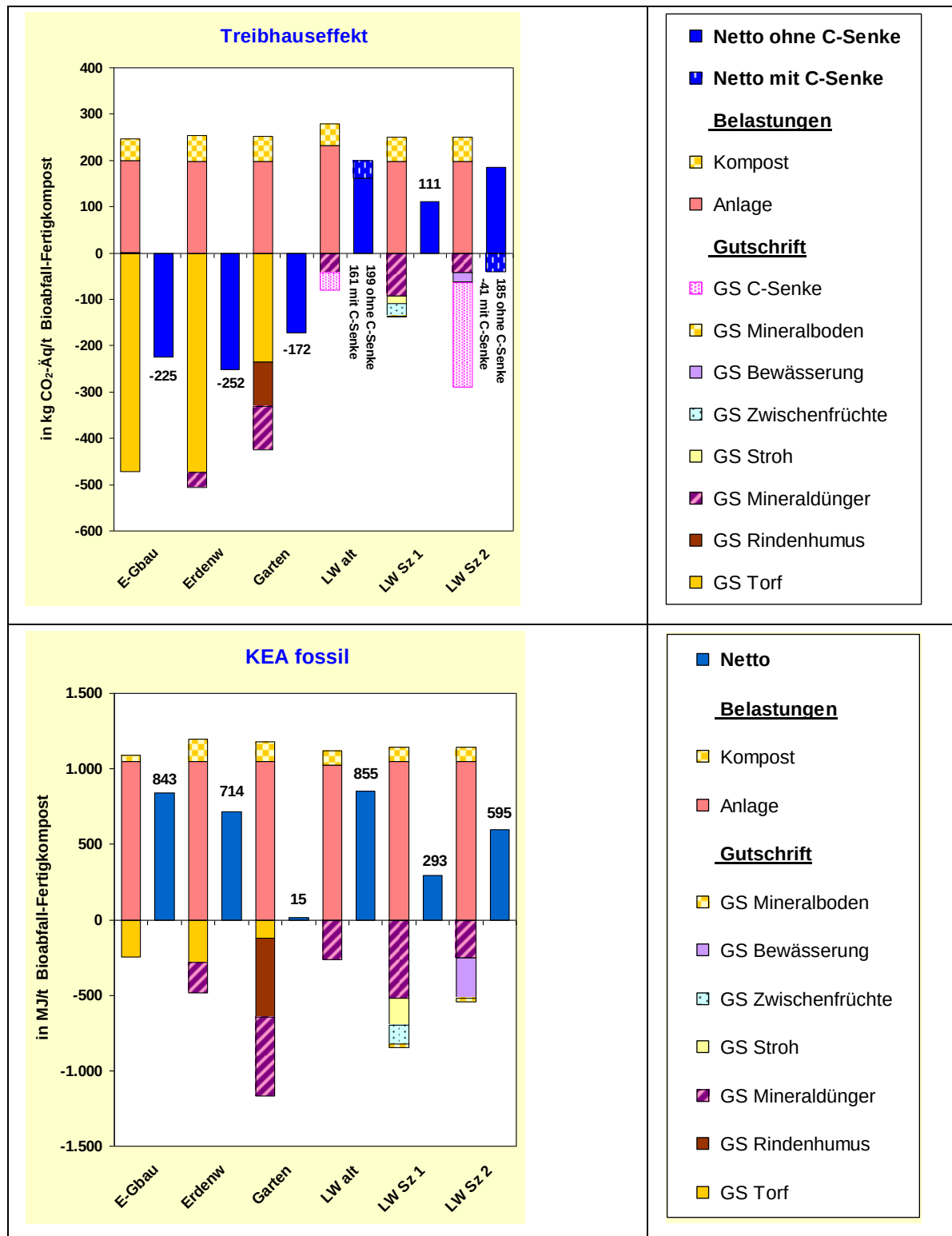


Abbildung 5-1: Treibhauseffekt und KEA fossil: Ergebnis pro t Bioabfall-Fertigkompost

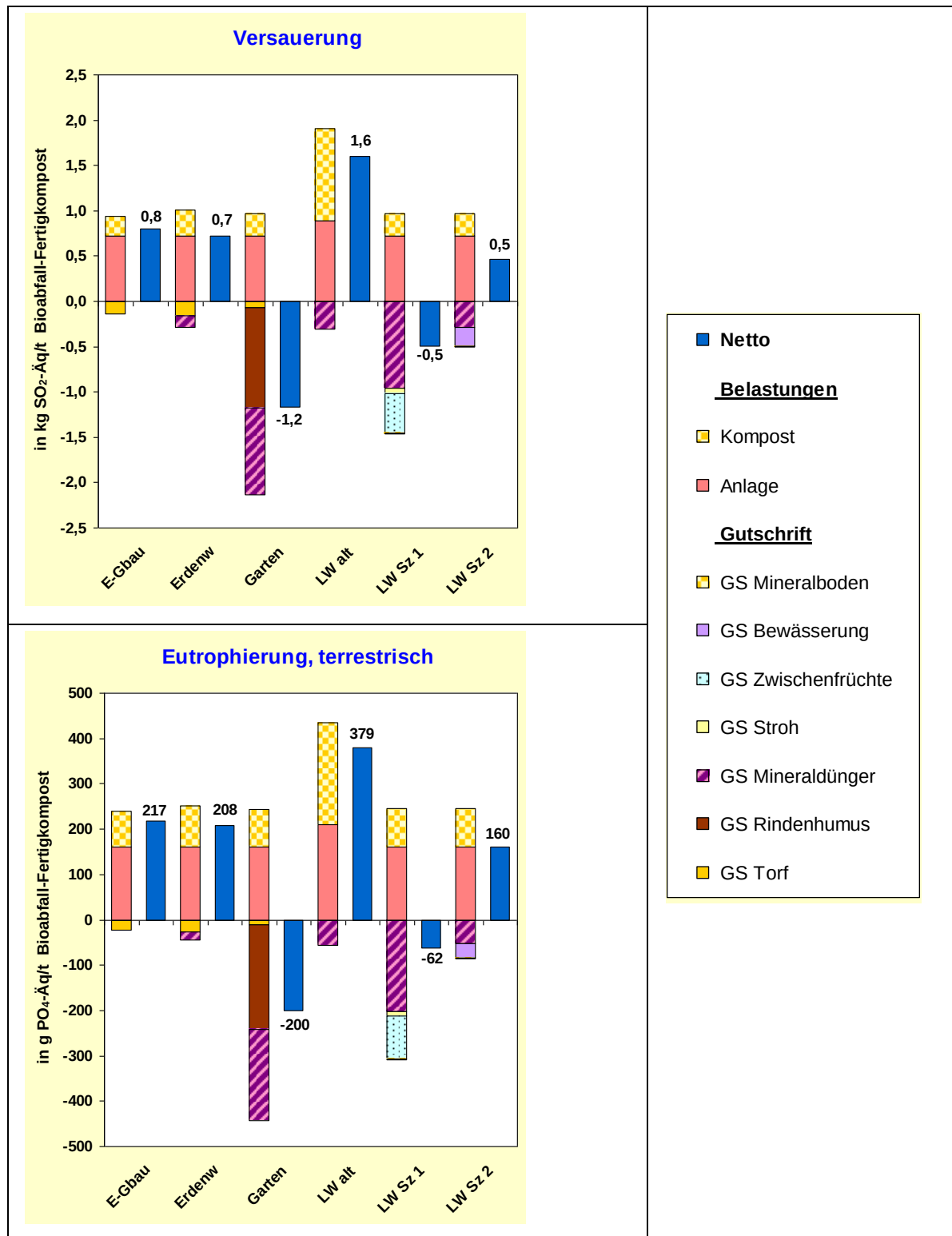


Abbildung 5-2: Versauerung und terrestrische Eutrophierung: Ergebnis pro t Bioabfall-Fertigkompost

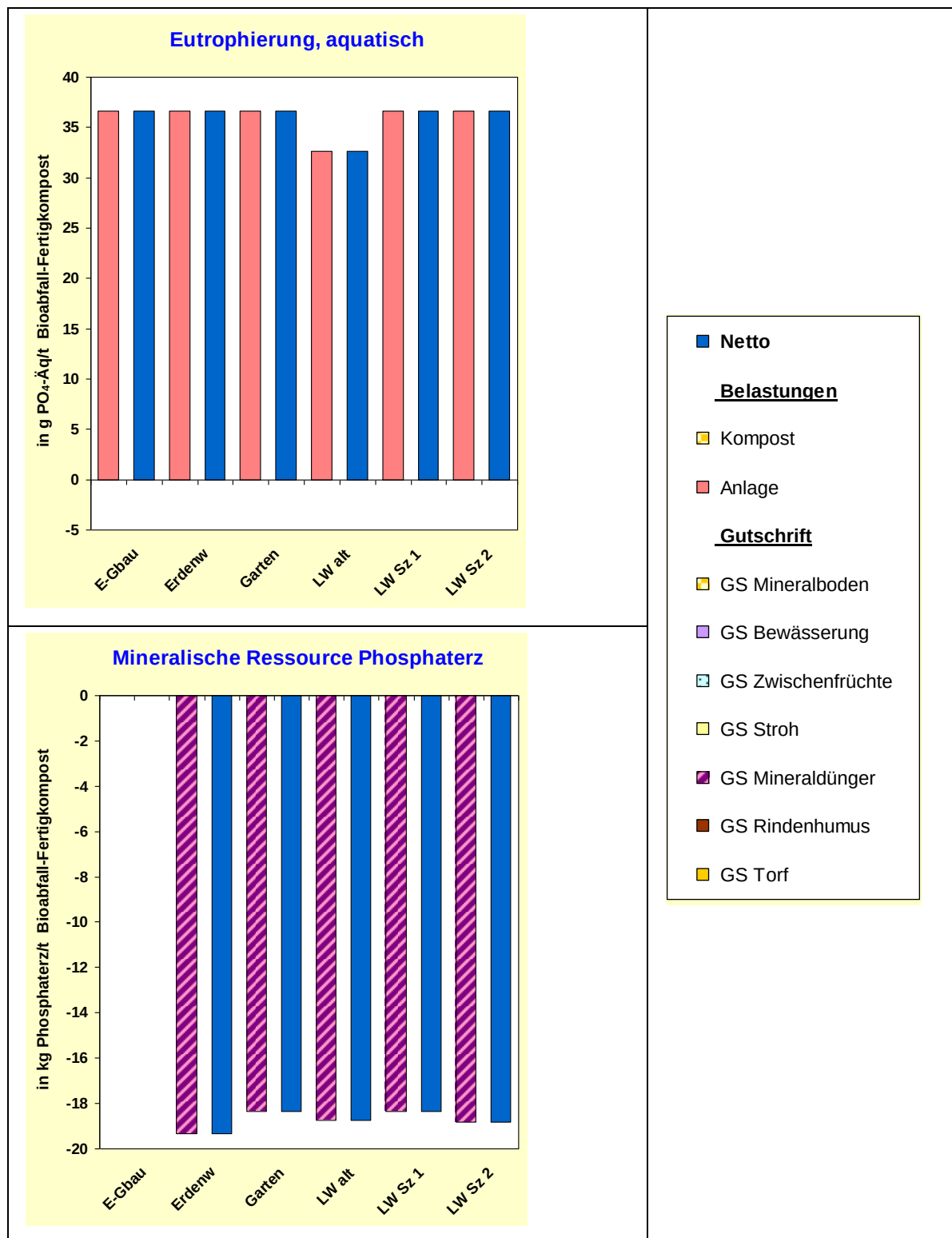


Abbildung 5-3: Aquatische Eutrophierung und Inanspruchnahme Phosphaterz: Ergebnis pro t Bioabfall-Fertigkompost

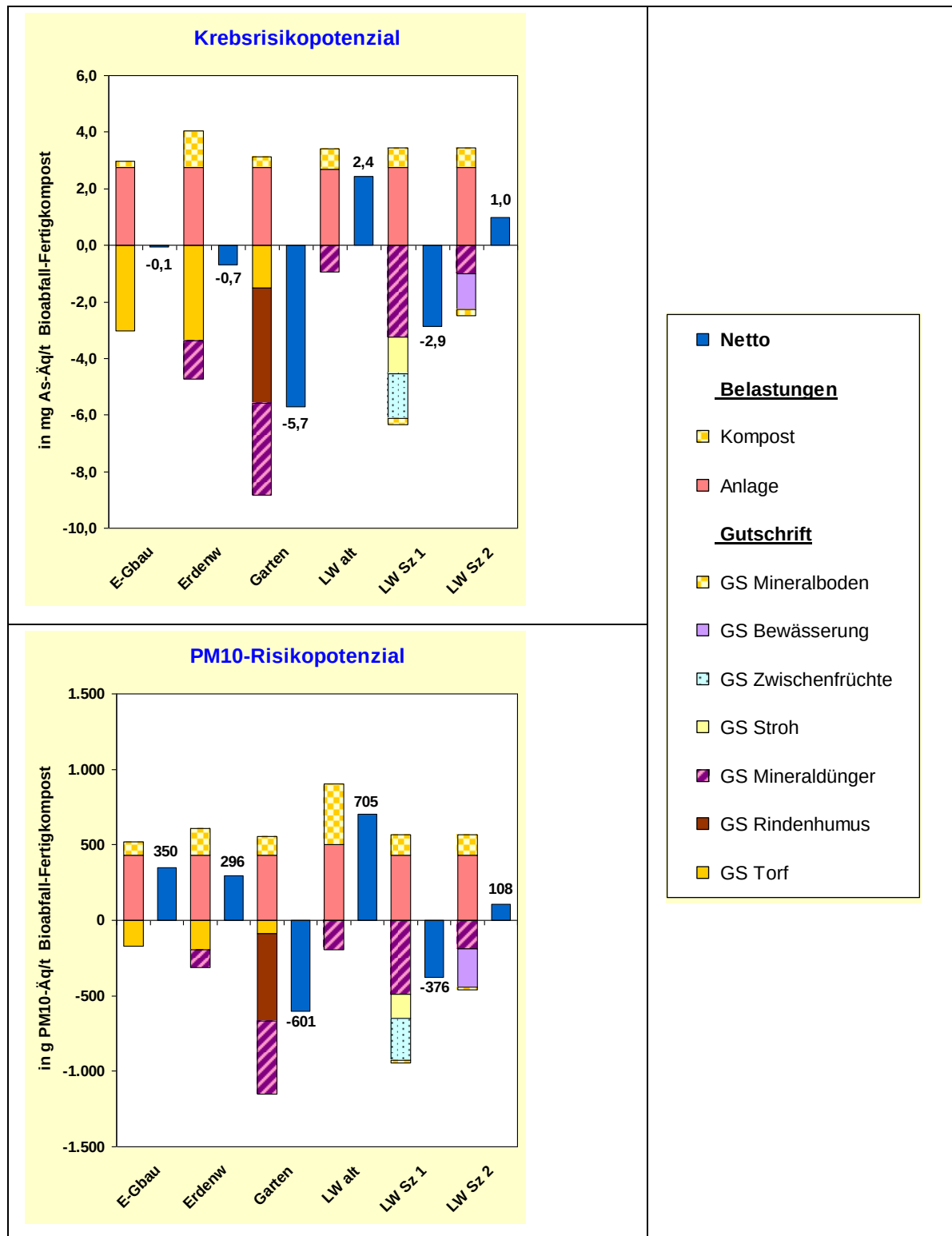


Abbildung 5-4: Humantoxizität (Krebs- und PM10-Risikopotenzial): Ergebnis pro t Bioabfall-Fertigkompost

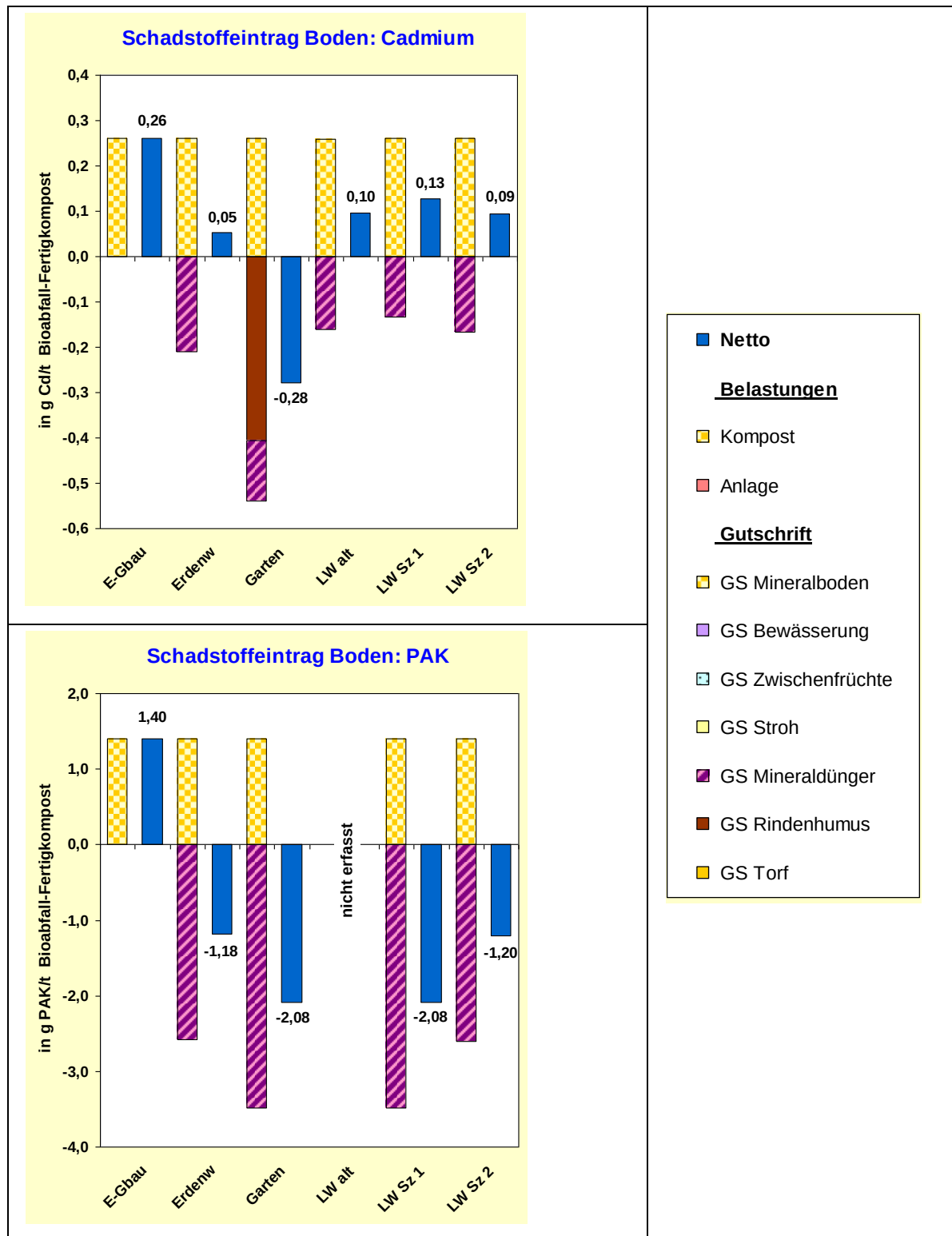


Abbildung 5-5: Schadstoffeintrag in Boden (Cadmium und PAK): Ergebnis pro t Bioabfall-Fertigkompost

5.2 Ökobilanzieller Vergleich für getrennt erfassten Bioabfall (Grünabfall) nach Verfahren und Kompostart

In diesem Kapitel werden die aus der methodischen Modifikation gewonnenen Erkenntnisse für die beiden in Deutschland relevanten Behandlungsverfahren – Kompostierung und Vergärung – und die verschiedenen Kompostprodukte – Frischkompost, Fertigkompost, Gärrest und kompostierter Gärrest – untersucht. Ebenfalls vergleichend dargestellt wird das Ergebnis für Grünabfall-Fertigkompost, um den Einfluss der Abfallcharakteristik aufzuzeigen. Bezogen sind die Ergebnisse auf 1 t Bioabfall (bzw. Grünabfall).

Für die Kompostierung und die Vergärung wurden durchschnittliche Randbedingungen für Deutschland zugrunde gelegt. Die wesentlichen Kenngrößen hierfür sind in Kapitel 4.3.1 beschrieben. Auch für die Anwendung der verschiedenen Kompostprodukte ist die durchschnittliche Situation in Deutschland abgebildet, die entsprechenden Randbedingungen und Annahmen sind in Kapitel 4.3.2 erläutert. Die als Rechenwerte verwendete Inhaltsstoffzusammensetzung der verschiedenen Komposte finden sich in Tabelle 1-2.

Insgesamt sind folgende Szenarien vergleichend dargestellt:

Biomix-Fertigk	Durchschnittliche Bioabfallkompostierung in Deutschland, Erzeugung von 100% Fertigkompost
Biomix-Frischk	Durchschnittliche Bioabfallkompostierung in Deutschland, Erzeugung von 100% Frischkompost
Verg kGR	Durchschnittliche Bioabfallvergärung in Deutschland, Erzeugung von 100% kompostiertem Gärrest
Verg Gärrest	Durchschnittliche Bioabfallvergärung in Deutschland, Erzeugung von 100% Gärrest
Grüngut-Fertigk	Durchschnittliche Grünabfallkompostierung in Deutschland, Erzeugung von 100% Fertigkompost

Stoffflussdiagramme zu den Szenarien finden sich in Anhang D.

Für die Kompostanwendung in der Landwirtschaft sind nunmehr die Ergebnisse aus dem Szenario 1, Humusreproduktion und aus Szenario 2, Humusanreicherung wie in Kapitel 1.2.1.3 beschrieben gewichtet zusammengefasst (80% Szenario 1 und 20% Szenario 2). Die dargestellten Gutschriften entsprechen den in Kapitel 5.1 beschriebenen. Hinzu kommen Gutschriften für die Energieerzeugung aus der Vergärung bzw. Biogasnutzung (GS Strom, GS Wärme), die einzig für die Szenarien mit Vergärung relevant sind. Ansonsten sind die Gutschriften wie folgt relevant:

C-Senke und Bewässerung	bei Kompostanwendung in der Landwirtschaft für den Anteil Humusanreicherung (20%); die C-Senke ist auch hier in den Nettoergebnissen separat ausgewiesen (mit und ohne C-Senke), da mit Unsicherheiten behaftet (Kap. 3.1.2 und 1.2.1.2)
Mineralboden	bei Kompostanwendung in der Landwirtschaft
Zwischenfrüchte und Stroh	bei Kompostanwendung in der Landwirtschaft für den Anteil Humusreproduktion (80%)

Mineraldünger	bei allen Kompostanwendungen außer bei Einsatz im Erwerbsgartenbau; für Stickstoff 89% Mineraldüngeräquivalenz außer bei Anwendung in Erdenwerken (5%, Kap.4.3.2) und bei Anwendung in der Landwirtschaft für den Anteil Humusanreicherung (20%; für diesen Mineraldüngeräquivalenz abhängig von Kompostart, s. Tabelle 3-3)
Rindenhumus	bei Kompostanwendung im Garten- und Landschaftsbau und im Hobbygartenbau (Anrechnung 50% der zugeführten Organik)
Torf	bei Kompostanwendung im Garten- und Landschaftsbau und im Hobbygartenbau (Anrechnung 50% der zugeführten Organik) und bei Anwendung im Erwerbsgartenbau und in Erdenwerken (Anrechnung je 100% der Organik)

Die Ergebnisse in Abbildung 5-6 bis Abbildung 5-10 zeigen deutlich die Relevanz des Verfahrens aber auch die der Produktreife. Ein weiterer wesentlicher Aspekt, der ebenfalls mit dem Reifegrad verbunden ist, ist die Anwendungsart der Komposte (Tabelle 4-8).

Treibhauseffekt und KEA fossil

Nach Verfahren zeigt sich die Vergärung deutlich vorteilhaft gegenüber der Kompostierung in den Wirkungskategorien Treibhauseffekt und KEA fossil bedingt durch die Biogas-erzeugung und -nutzung. Im Treibhauseffekt überwiegen die aus der Energieerzeugung resultierenden Gutschriften die bei der Vergärung gegenüber der Kompostierung gegebenen höheren Methanemissionen (Tabelle 4-3). Beim KEA fossil sind durch die Vergärung nur geringe Belastungen gegeben, da kein externer Energiebedarf besteht. Die Belastungen bei der Kompostierung (Anlage) resultieren ausschließlich aus dem externen Energiebedarf (Strom, Diesel).

Im direkten Vergleich Frischkompost und Fertigkompost bzw. Gärrest und kompostierter Gärrest unterscheiden sich die Belastungen aus der Anlage beim Treibhauseffekt v. a. aufgrund unterschiedlich hoher Lachgasemissionen und Methanemissionen, die bei Frischkompost bzw. Gärrest niedriger ausfallen als für Fertigkompost bzw. kGR (Tabelle 4-3). N₂O-Emissionen aus der Anwendung liegen dagegen ähnlich hoch, da diese pauschal mit 1% bezogen auf den N im Kompost angelastet sind. Leicht höhere Werte ergeben sich bei Frischkompost und Gärrest, da diese etwas höhere Stickstoffgehalte aufweisen. Hinsichtlich Methan wurde nur bei der Anwendung von Gärrest unterstellt, dass anteilig Methanemissionen auch bei der Ausbringung gegeben sind, da angenommen wird, dass im Gärrest anteilig gelöstes Methan enthalten ist, das bei flächiger Ausbringung freigesetzt wird. In Anrechnung gebracht sind 50% der bei der Nachrotte anfallenden Methanemissionen. Für Frischkompost ist zwar ein weiterer biologischer Abbau auf dem Feld anzunehmen, allerdings, aufgrund der aeroben Verhältnisse, wahrscheinlich ohne dass eine Methanbildung erfolgt (Kap. 4.3.2). Entsprechend sind nur bei der Ausbringung von Gärrest gegenüber kGR anteilig höhere Belastungen gegeben.

Die Grünabfall-Fertigkompostierung zeigt ähnliche Ergebnisse wie die Bioabfall-Fertigkompostierung. Die im Vergleich geringeren Belastungen aus der Anlage sind dadurch bedingt, dass Grünabfall zu 90% in offenen Anlagen kompostiert wird, die einen geringeren Energiebedarf haben und dadurch geringere fossile CO₂-Emissionen verursachen. CO₂-Emissionen aus dem Energiebedarf bedingen die Belastungen bei Bioabfall-Fertigkompost zu rd. 50%. Dadurch liegen die gesamten Belastungen bei Bioabfall-Fertig-

kompost höher als bei Grünabfall-Fertigkompost, obwohl die offene Grünabfallkompostierung mit höheren Methan- und Lachgasemissionen verbunden ist (Tabelle 4-3).

Gutschriftenseitig erklären sich die Ergebnisse entsprechend den in Kapitel 5.1 beschriebenen Erläuterungen. Im Treibhauseffekt dominiert die Gutschrift für Torfersatz. Aus diesem Grund weisen die Fertigkomposte auch bei der Kompostierung im Netto Entlastungsbeiträge auf. Die weiteren Gutschriften für Mineraldüngerersatz, Rindenhumus und auch die neu methodisch angepassten Gutschriften für die Anwendung in der Landwirtschaft (Zwischenfrucht, Stroh, Mineralboden, Bewässerung) sind demgegenüber von geringerer Bedeutung. Auch die hier wieder separat ausgewiesene C-Senke kommt hier nur wenig zum Tragen, da sie nur für den Kompostanteil angerechnet ist, der in der Landwirtschaft zur Humusanreicherung (20%) eingesetzt wird. Die Unterschiede zwischen den Szenarien ergeben sich aus unterschiedlichen Anwendungsanteilen in der Landwirtschaft (Tabelle 4-8). Insgesamt reichen diese Gutschriften bei Bioabfall-Frischkompost nicht aus, um die Belastungen auszugleichen. Bei Gärrest gelingt der Ausgleich der Belastungen nur aufgrund der Energiegutschrift. Im KEA fossil ergeben sich für die Bioabfallkompostierung insgesamt Nettobelastungen, während bei Grünabfall-Fertigkompost eine leichte Nettoentlastung gegeben ist. Hier können die Belastungen aus dem – gegenüber der geschlossenen Bioabfallkompostierung geringeren – Energieaufwand durch die erzielten Gutschriften ausgeglichen werden.

Versauerung und terrestrische Eutrophierung

In den Wirkungskategorien Versauerung und terrestrische Eutrophierung ist das Ergebnis durch mehrere zusammenwirkende Faktoren beeinflusst. Die Vergärung erzielt auch hier Gutschriften durch die Energieerzeugung, allerdings sind diese hier von geringerer Bedeutung. Einen höheren Einfluss haben dagegen die Aspekte Emissionen aus der Behandlungsanlage und Anwendungsart bzw. Reifegrad der Komposte: Die Vergärung ist in diesen Wirkungskategorien durch höhere Ammoniakemissionen geprägt als die Kompostierung, dies insbesondere bei der Erzeugung von kompostiertem Gärrest (Tabelle 4-3). Des Weiteren sind bei der Vergärung NO_x-Emissionen aus der Biogasnutzung gegeben, die bei der Kompostierung nicht anfallen. Und letztlich tragen auch die höheren N₂O-Emissionen der Nachkompostierung von Gärrest zu den höheren Belastungen aus der Anlage bei.

Dagegen fallen bei der Kompostanwendung die hier ebenfalls prägenden Ammoniakemissionen nur wenig unterschiedlich aus. Ammoniakemissionen sind nach neuer Vorgehensweise mit 1% bezogen auf den im Kompost enthaltenen Stickstoff pauschal berechnet (Kap. 3.3.1). Die etwas höheren Belastungen bei Frischkompost und Gärrest sind v. a. durch deren etwas höheren Stickstoffgehalt bedingt. Die Gleichbehandlung von Frisch- und Fertigkompost bzw. Gärrest und kGR bei der Anwendung könnte eine Unterschätzung der Ammoniakemissionen von Frischkompost und Gärrest darstellen, da diese einen doppelt so hohen Ammoniumgehalt haben (Tabelle 1-1). Begründet sind die pauschalen 1% NH₃-N-Verluste mit guter fachlicher Praxis (bedarfsgerechte Anwendung und unmittelbare Einarbeitung nach Ausbringung).

Neben den Ammoniakemissionen aus der Behandlungsanlage sind die erzielten Gutschriften aus der Mineraldüngersubstitution bestimmend für das Ergebnis. Sowohl Frischkompost als auch Gärrest werden überwiegend bzw. vollständig in der Landwirtschaft eingesetzt (Tabelle 4-8). Die im Kompost enthaltenen Nährstoffe werden folglich nahezu

vollständig als mineraldüngeräquivalent angerechnet⁵². Fertigkompost und kompostierter Gärrest werden dagegen nur zu 92% bzw. 86% in Anwendungen eingesetzt, die eine Substitution von Mineraldünger bewirken, wobei bei der Anwendung in Erdenwerken nur 5% des Stickstoffs als mineraldüngeräquivalent angerechnet sind (Kap.4.3.2). Zudem haben die Reifekomposte einen geringeren absoluten Stickstoffgehalt und eine geringere Mineraldüngeräquivalenz bei Anwendung in der Landwirtschaft zum Zweck der Humusanreicherung (s. Fußnote 52).

Insgesamt führen die erläuterten Aspekte dazu, dass die Bioabfallvergärung und Erzeugung von kompostiertem Gärrest bei der Versauerung und der terrestrischen Eutrophierung im Nettoergebnis eine Belastung aufweist. Die Bioabfallvergärung und Anwendung von entwässertem Gärrest erzielt dagegen bei beiden Wirkungskategorien eine Nettoentlastung, die höher ausfällt als die erzielte Nettoentlastung bei der Bioabfallkompostierung zu Fertigkompost, bei der Versauerung auch etwas höher als die Nettoentlastung der Bioabfallkompostierung zu Frischkompost. Hintergrund ist die höhere bzw. gegenüber Frischkompost etwa gleich hohe Mineraldüngergutschrift und die zusätzliche Energiegutschrift, durch die die umgekehrt höheren Emissionen aus der Anlage mehr als ausgeglichen werden. In der Wirkungskategorie terrestrische Eutrophierung zeigt die Bioabfallkompostierung zu Frischkompost die höchste Nettoentlastung.

Die offene Grünabfallkompostierung zu Fertigkompost ist durch noch höhere Ammoniakemissionen geprägt als die Bioabfallvergärung mit Nachrotte (Tabelle 4-3). Dagegen fallen analog zur Bioabfallkompostierung kaum NO_x-Emissionen und vergleichsweise geringe N₂O-Emissionen aus der Anlage an. Insgesamt ergeben sich dennoch für die Grünabfallkompostierung zu Fertigkompost etwas höhere Belastungen als bei der Vergärung mit Nachrotte. Gutschriftenseitig entsprechen die erzielten Nutzen weitgehend denen der Bioabfallkompostierung zu Fertigkompost. Absolut liegen die Gutschriften etwas geringer bedingt durch den geringeren Stickstoffgehalt im Grünabfall-Fertigkompost (geringere Mineraldüngergutschrift) und dem etwas geringeren Organikgehalt. Im Netto ergeben sich aus diesen Umständen (höhere Emissionen der offenen Kompostierung und geringere Gutschriften bei Grünabfall) in beiden Wirkungskategorien Belastungen für Grünabfall-Fertigkompost.

Aquatische Eutrophierung und Inanspruchnahme Phosphaterz

Bei der aquatischen Eutrophierung zeigen sich bei der Vergärung nur geringe Belastungen, da neu angenommen wurde, dass das aus der Entwässerung anfallende Überschusswasser („Gärrest, flüssig“) in der Landwirtschaft eingesetzt wird (Kap. 4.3.1). Die bei der Erzeugung von kompostiertem Gärrest gegenüber der Erzeugung von Gärrest etwas höheren Belastungen resultieren aus anteiligem Abwasser der Nachrotte, für das eine Einleitung in die Kanalisation angenommen ist. Für Abwasser aus der Kompostierung ist generell eine Einleitung in die Kanalisation angenommen. Hier ergeben sich Unterschiede je nachdem, ob Anlagen offen oder geschlossen ausgeführt sind. Bei der einfachen, offenen, überdachten Kompostierung fällt weniger Abwasser an. Aus diesem Grund ergeben sich für die überwiegend offen erfolgende Grünabfallkompostierung ge-

⁵² Mineraldüngeräquivalenz Stickstoff 89% für die 80% Anwendungsfälle zur Humusreproduktion; für die 20% zur Humusanreicherung sind es 18% bei Bioabfall-Fertigkompost und 48% bei Bioabfall-Frischkompost bzw. Gärrest (Tabelle 3-3).

genüber der überwiegend geschlossen ausgeführten Bioabfallkompostierung geringere Belastungen. Die Äquivalenzprozesse weisen keine analogen Belastungen auf, insofern sind keine Gutschriften zu verzeichnen.

Bei der Inanspruchnahme von Phosphaterz ergeben sich geringe Unterschiede zwischen den Szenarien. Bedingt sind diese v. a. durch einen unterschiedlichen P-Gehalt (geringer bei Grüngut-Fertigkompost) und je nachdem in welchem Umfang der im Kompost enthaltene Phosphor durch die Anwendung anrechenbar ist. Frischkompost wird z.B. anteilig auch zu Rekultivierungsmaßnahmen eingesetzt für die kein Nutzen angerechnet ist (Kap. 4.3.2), während für Gärrest eine 100%ige Anwendung in der Landwirtschaft angenommen ist.

Humantoxizität (Krebs- und PM10-Risikopotenzial)

Die Ergebnisse im Krebsrisikopotenzial begründen sich analog zu den Ergebnissen für den KEA fossil. Ausschlaggebend für das deutlich bessere Abschneiden der Vergärung ist die Energieerzeugung bzw. der Umstand dass keine externe Energie benötigt wird.

Die Ergebnisse im PM10-Risikopotenzial folgen denen für die Versauerung bzw. für die terrestrische Eutrophierung, da auch hier Ammoniakemissionen und daneben auch NOx-Emissionen als Sekundärpartikelbildner das Ergebnis prägen.

Schadstoffeintrag in Boden (Cadmium, PAK)

Der Cadmиеintrag in Boden ist für die Kompostierung unabhängig vom Reifegrad des Kompostes identisch. Das Gleiche gilt für die Vergärung. In Kapitel 4.3.2 wurde erläutert, dass der Schadstoffeintrag in Boden unabhängig von der Anwendungsart angelastet wird. Insofern spielt es keine Rolle, ob Kompost in der Landwirtschaft oder zur Erzeugung von Substratkompost eingesetzt wird. Der etwas geringere Cadmиеintrag bei der Vergärung ergibt sich, da bei der Vergärung ein kleiner Anteil der enthaltenen Schwermetalle mit dem Überschusswasser ausgetragen wird, das aus der weiteren Betrachtung ausgenommen wurde (Kap. 4.3.1). Der ebenfalls gegenüber Bioabfallkompost geringere Cadmiumeintrag bei Grünabfall-Fertigkompost ist durch dessen etwas geringere Cadmiumbelastung bedingt. Die gleiche Belastungshöhe bei Frisch- und Fertigkompost bzw. bei Gärrest und kompostiertem Gärrest ergibt sich, da eine weitergehende Kompostierung nicht zu Verlusten, sondern zu einer Anreicherung von Schadstoffen im Kompost führt. Damit sich dies in den Ergebnissen wiederfindet, wurden die Kompostinhaltsstoffe für Frischkompost und Gärrest für die Bilanzierung angepasst (Kap. 1.2.2, Tabelle 1-2). Die Gutschriften beim Cadmиеintrag in Boden ergeben sich etwa gleichermaßen durch die Substitution von Rindenhumus und Mineraldünger. Da Rindenhumus nur beim Komposteinsatz im Garten- und Landschaftsbau und im Hobbygartenbau ersetzt wird, zeigen sich die Szenarien mit dem Produktionsziel Reifekompost entsprechend vorteilhaft. Bei diesen werden die Belastungen durch die Gutschriften gerade ausgeglichen.

Beim PAK-Eintrag in Boden ist die Belastung bei den Bioabfallbehandlungsverfahren insgesamt gleich, da bei der Vergärung hier kein Austrag mit dem Überschusswasser angenommen wurde. Bei Grünabfall-Fertigkompost ist auch die PAK-Belastung geringer als bei Bioabfallkomposten. Die Gutschrift ist ausschließlich durch die Mineraldünger substitution bedingt. Für Rindenhumus sind keine PAK-Belastungswerte verfügbar. Die leichten Unterschiede in der Mineraldünergutschrift ergeben sich durch den unterschiedlichen Umfang der Anwendung in der Landwirtschaft (Gärrest 100%, Frischkompost 90%, s.o.).

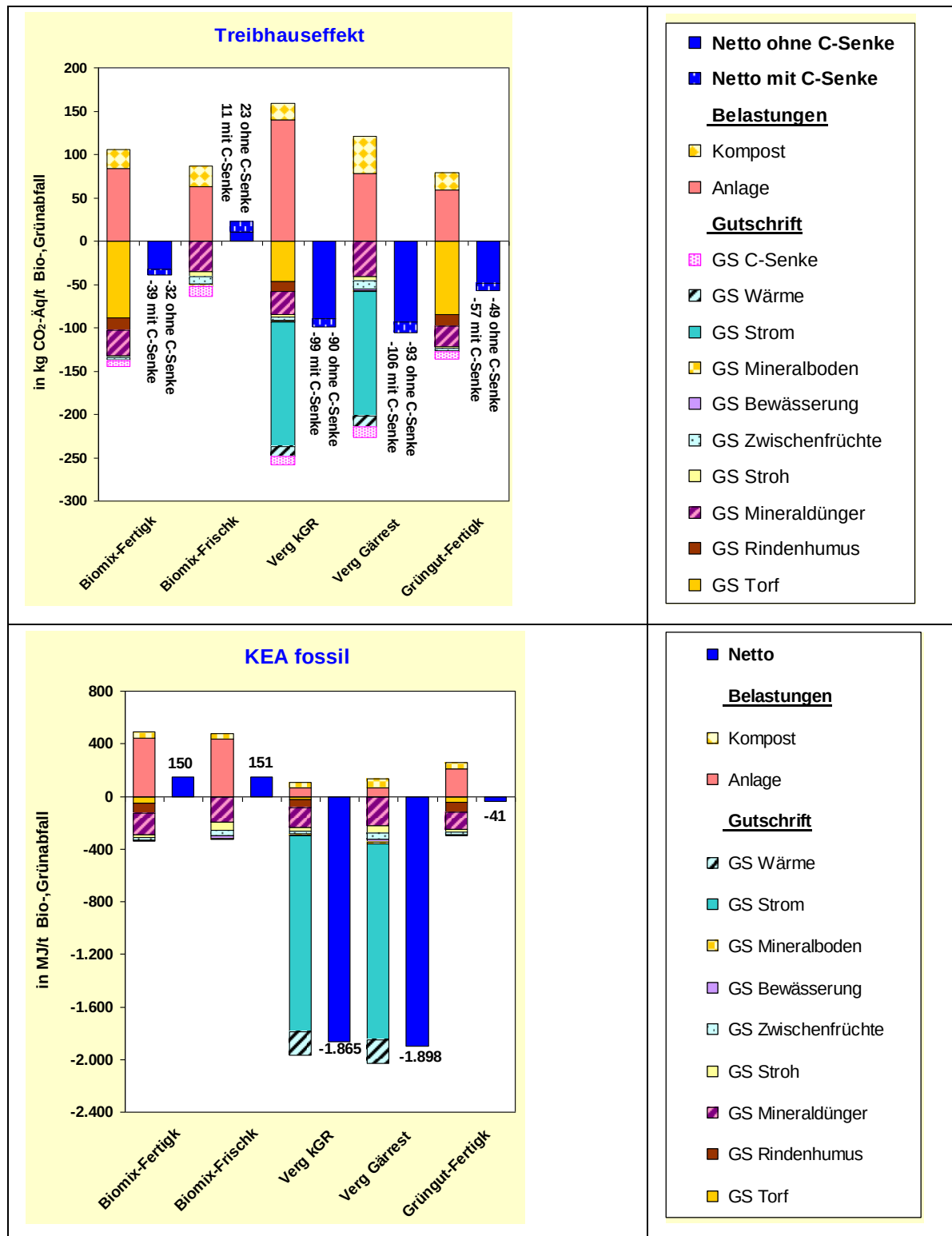


Abbildung 5-6: Treibhauseffekt und KEA fossil: Ergebnis pro t Bio-,Grünabfall

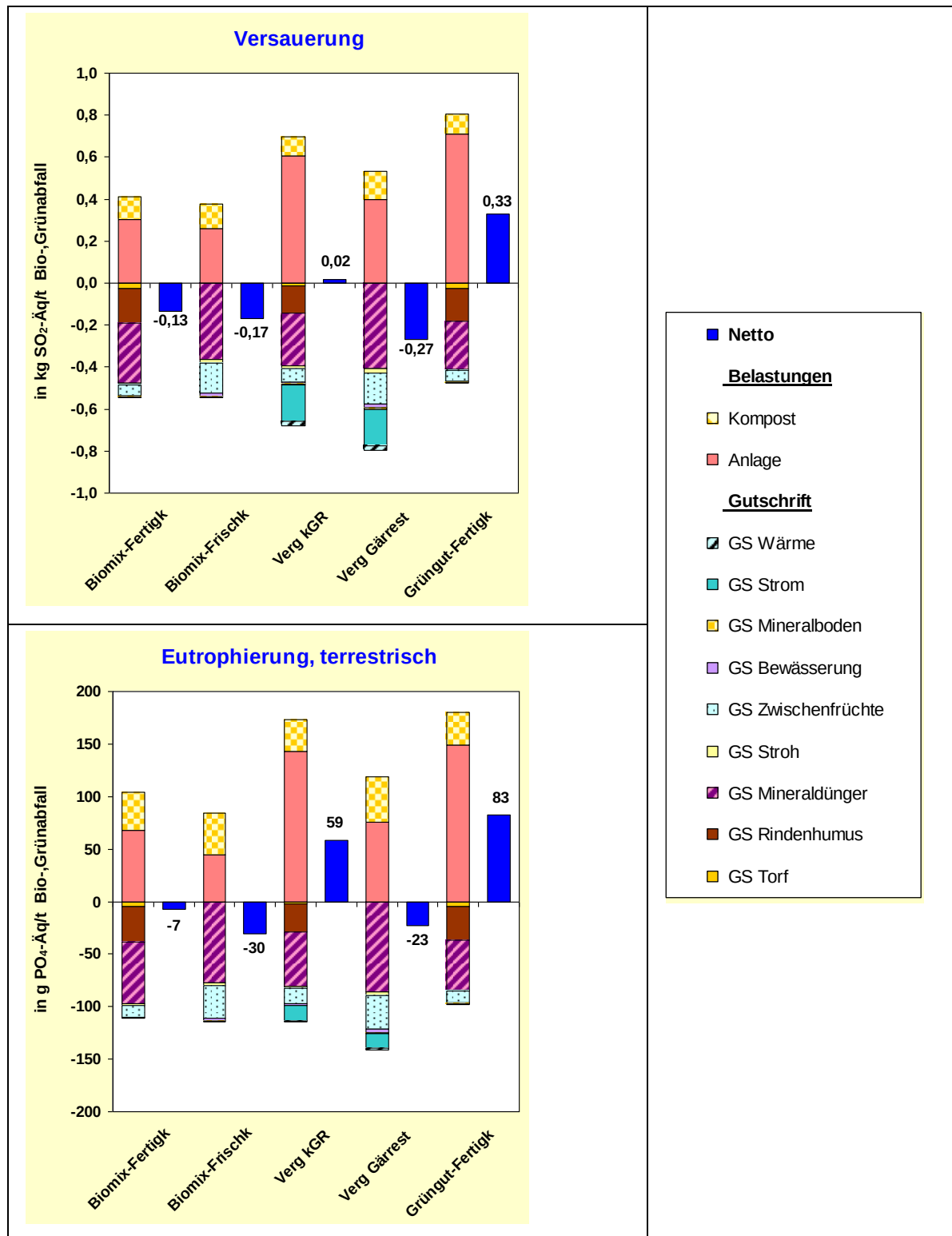


Abbildung 5-7: Versauerung und terrestrische Eutrophierung: Ergebnis pro t Bio-, Grünabfall

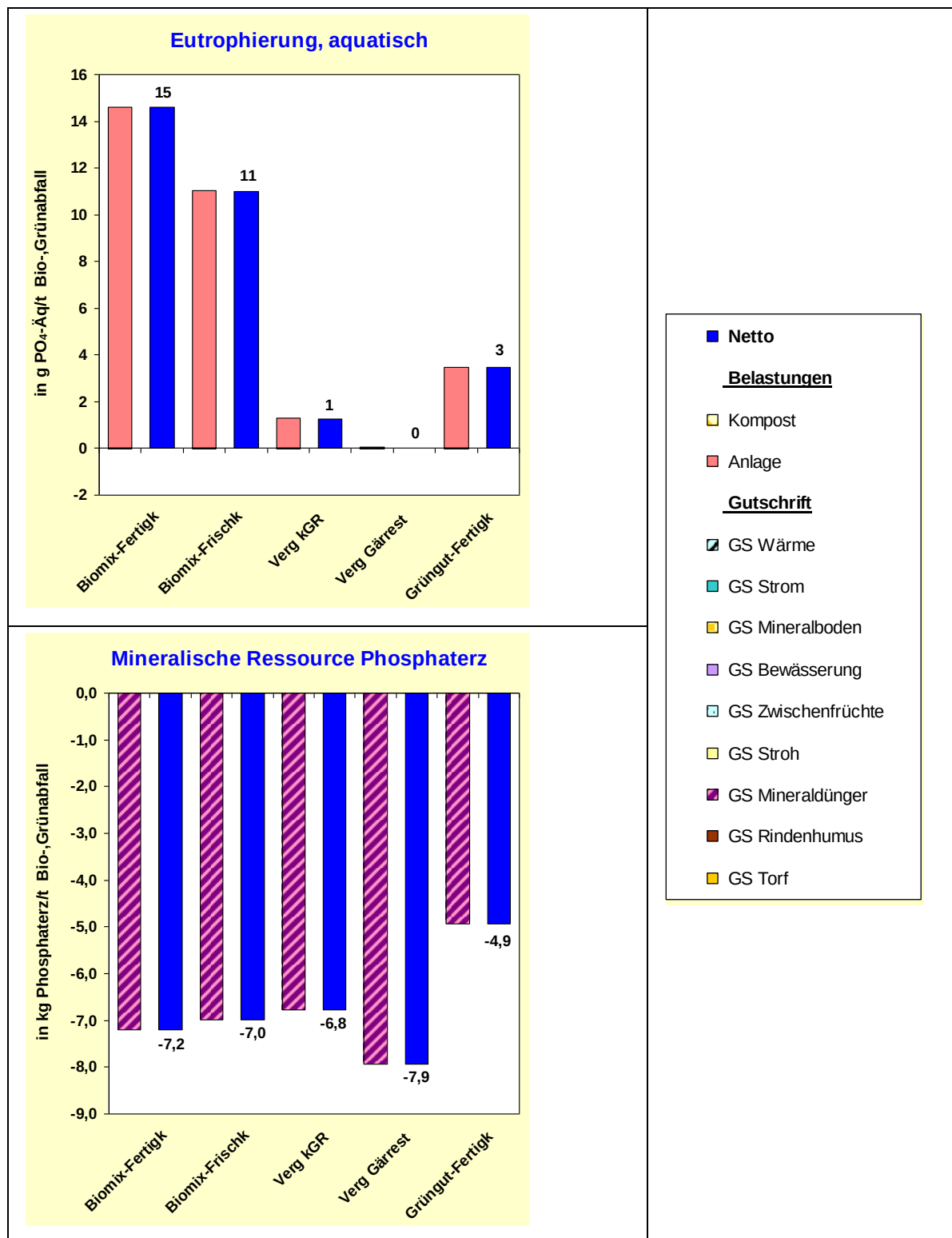


Abbildung 5-8: Aquatische Eutrophierung und Inanspruchnahme Phosphaterz: Ergebnis pro t Bio-, Grünabfall

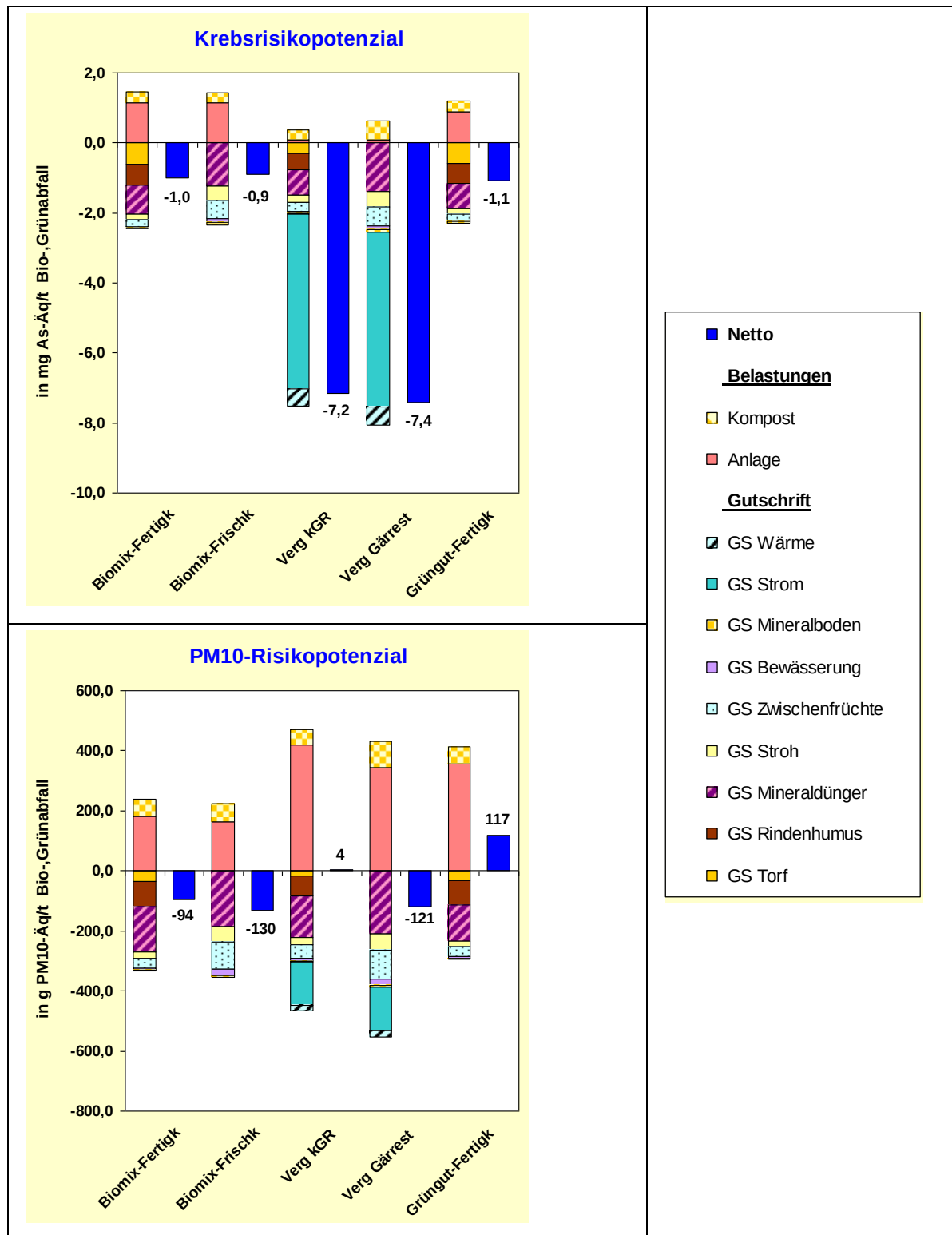


Abbildung 5-9: Humantoxizität (Krebs- und PM10-Risikopotenzial): Ergebnis pro t Bio-, Grünabfall

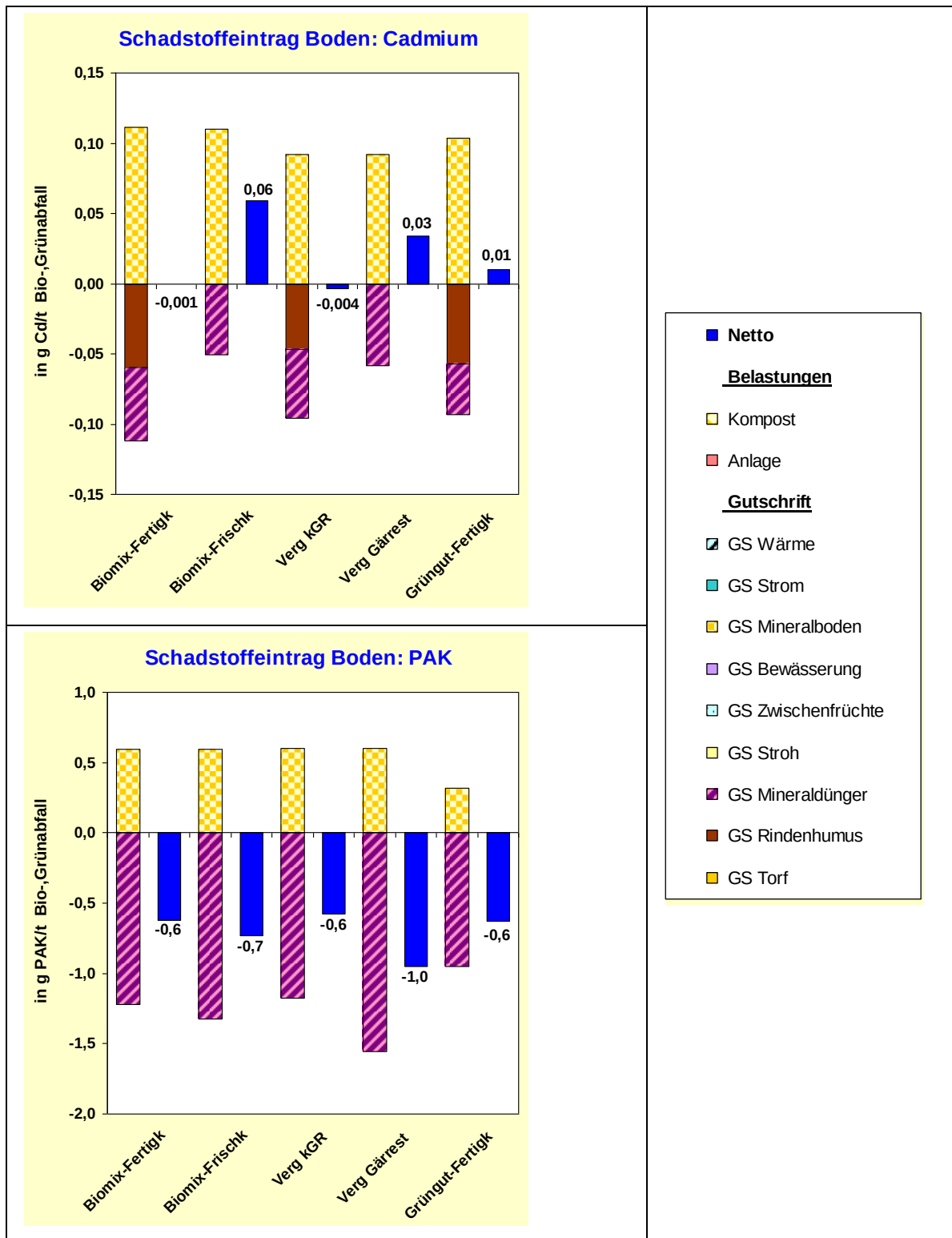


Abbildung 5-10: Schadstoffeintrag in Boden (Cadmium und PAK): Ergebnis pro t Bio-, Grünabfall

5.3 Ökobilanzieller Vergleich gesteigerte getrennte Erfassung Bioabfall mit Verbleib in der Restmülltonne

Der abschließende Auswertungsschritt befasst sich mit der künftig zu erwartenden Ausweitung der getrennten Erfassung aufgrund des novellierten Kreislaufwirtschaftsgesetzes (KrWG). Entsprechend betrachtet sind die Möglichkeiten, dass Bioabfall in der Restmülltonne verbleibt und über MVA oder M(B)An behandelt wird, gegenüber Möglichkeiten der Installation neuer Anlagen zur Verwertung der zusätzlich getrennt erfassten Mengen (Vergärungsanlagen, Erweiterung und Nachrüstung Kompostierungsanlagen). Für diese Vergärungsanlagen wurde ein Stand der Technik definiert, der hier den bestehenden Entsorgungswegen vergleichend gegenübergestellt ist. Dieser Technikstand ist dabei an aktuell gegebene Auflagen für eine Neuanlage orientiert, für eine optimierte Vergärung besteht demgegenüber weiterer Spielraum (Kap. 4.3.1). Neben dem Verbleib in der Restmülltonne und der Behandlung in einer modernen Vergärungsanlage ist ebenfalls in den Vergleich eine Kompostierung aufgenommen, die die durchschnittliche Situation in Deutschland abbildet als die derzeit überwiegende Behandlung von getrennt erfasstem Bioabfall. Bezugsgröße des Vergleichs ist 1 t Bioabfall. Die durchschnittliche Kompostierung in Deutschland entspricht dabei den in Kapitel 5.2 gezeigten Ergebnissen, nur dass nunmehr die Frisch- und die Fertigkomposterzeugung aus Bioabfall entsprechend dem prozentualen Anteil der Produkte (Tabelle 4-8) zusammengefasst ist. Für die moderne Bioabfallvergärung ist eine Anlage mit geschlossener Nachrotte und dem Produktionsziel kompostierter Gärrest unterstellt (Nachrotte und stoffliche Gärrestverwertung ist Bedingung für EEG-Förderung; geschlossene Ausführung zur Einhaltung bestimmter Emissionen nach gewitra (2009), Kap. 4.3.1).

Für die Fragestellung „Verbleib von Bioabfall in der Restmülltonne gegenüber gesteigerter getrennter Erfassung und Verwertung“, ist der Teilstrom Bioabfall im Restmüll separat zu betrachten. Das heißt, die unterschiedliche Erfassung „Biotonne – Graue Tonne“ sowie der Teilstrom Restmüll sind nicht Gegenstand des Vergleichs. Würden diese beiden Aspekte in den Untersuchungsumfang einbezogen, müsste sich die Frage nicht nur auf den Teilstrom Bioabfall, sondern auch auf den Teilstrom Restmüll beziehen. Eine gezielte Bewertung alleine für den Bioabfall wäre dann nicht mehr möglich, die Ergebnisse stünden für die Summe aus Bioabfall und Restmüll. Umgekehrt sind bei der Fokussierung auf den Teilstrom Bioabfall im Restmüll Anpassungen in der Modellierung der Behandlungsverfahren erforderlich. Für die in Kapitel 4.3.4 beschriebene Behandlung über MVA erfolgt die Anpassung durch die Verwendung der Abfallzusammensetzung für Bioabfall (Tabelle 4-1). Das Prinzip, der Prozess der Verbrennung, bleibt unverändert. Für die in Deutschland auch gegebene Behandlung von Restmüll in M(B)An wurden ebenfalls Besonderheiten für den Teilstrom Bioabfall in der Modellierung berücksichtigt (Kap. 4.3.3). In den Ergebnissen sind die einzelnen in Frage kommenden Behandlungsformen jeweils separat dargestellt.

5.3.1 Ergebnisse in Sektoraldarstellung

Die nachfolgend in Abbildung 5-11 bis Abbildung 5-15 dargestellten Ergebnisse sind wie in Kapitel 5.2 bezogen auf 1 t Bioabfall.

Insgesamt sind folgende Szenarien vergleichend dargestellt:

Komp D	Durchschnittliche Situation der Kompostierung in Deutschland (Kap. 4.3.1 und 4.3.2; Anteil Erzeugung Frischkompost 38%; Ergebnisse getrennt für Bioabfall-Frischkompost und -Fertigkompost in Kapitel 5.2)
Verg StdT	Vergärung in einer Anlage nach definiertem Stand der Technik (Kap. 4.3.1 und 4.3.2; 100% Erzeugung kompostierter Gärrest)
MVA D	Mitverbrennung des Teilstroms Bioabfall in einer MVA, welche die durchschnittliche Situation in Deutschland abbildet (Kap. 4.3.4)
MBA aerob D	Mitbehandlung des Teilstroms Bioabfall über eine aerobe MBA, durchschnittliche Situation in Deutschland (Kap. 4.3.3)
MBA anaerob D	Mitbehandlung des Teilstroms Bioabfall über eine anaerobe MBA, durchschnittliche Situation in Deutschland (Kap. 4.3.3)
MBS	Mitbehandlung des Teilstroms Bioabfall über eine MBS, durchschnittliche Situation in Deutschland (Kap. 4.3.3)
MPS	Mitbehandlung des Teilstroms Bioabfall über eine MPS, durchschnittliche Situation in Deutschland (Kap. 4.3.3)

Stoffflussdiagramme zu den Szenarien finden sich in Anhang D.

Die in den Ergebnisabbildungen dargestellten Prozessschritte (Sektoren) entsprechen weitgehend denen, die in den Ergebnisabbildungen in den Kapiteln 5.1 und 5.2 aufgezeigt sind. Bei den Belastungen neu hinzugefügt sind unter der Rubrik „EBS-Verbrennung“ die Belastungen, die sich aus der Mitverbrennung der in M(B)An erzeugten EBS ergeben. Bei den dargestellten Gutschriften ist ebenfalls eine neue Rubrik „GS Mitverbrennung“ enthalten. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind ansonsten einige zuvor separat dargestellte Sektoren (Äquivalenzprozesse) zusammengefasst. Die jeweilige Zuordnung ist nachfolgend kurz beschrieben:

EBS-Verbrennung	Belastungen aus der Mitverbrennung der EBS aus M(B)An in MVA, EBS-, Zement- und Kraftwerken
Anlage	Belastungen aus den jeweiligen Erstbehandlungsanlagen (Kompostierung, Vergärung, MVA, M(B)An); bei den MBAn sind auch Belastungen aus der MBA-Deponie hier zugeordnet
Kompost	Belastungen aus der Anwendung der Komposte
GS C-Senke	Gutschrift für eine langfristige Speicherung von Kohlenstoff; nur relevant bei Kompostanwendung in der Landwirtschaft zum Zweck der Humusanreicherung (20% der Anwendungsfälle, Kap. 1.2.1.3) und bei der Depositionierung von MBA-Rest (Kap. 4.3.3); auch hier ist die C-Senke in den Nettoergebnissen separat ausgewiesen (mit und ohne C-Senke), da mit Unsicherheiten behaftet (Kap. 3.1.2, 1.2.1.2, 4.3.3)
GS Mitverbrennung	Gutschrift für die Mitverbrennung der in M(B)An erzeugten EBS in Zement- und Kraftwerken (Substitution von Kohle)

- GS Strom und GS Wärme Gutschriften für die Erzeugung von Strom und Wärme aus der Biogasnutzung, der Bioabfallverbrennung in MVA, der Mitverbrennung der in M(B)An erzeugten EBS in MVA und EBS-Kraftwerken
- GS Humuswirkung Zusammenfassung der Gutschriften für die Kompostanwendung in der Landwirtschaft für Mineralbodensubstitution, eingesparte Bewässerung, Substitution Zwischenfruchtanbau und alternative Nutzungsmöglichkeit von Stroh
- GS Organik Zusammenfassung der Gutschriften für die Kompostanwendung bei denen Rindenhumus und/oder Torf ersetzt wird (GaLa und Hobbygartenbau, Erwerbsgartenbau und Substraterzeugung in Erdenwerken)
- GS Mineraldünger Gutschrift für die Substitution von Mineraldünger (wie in Kap. 5.1 und 5.2)

Die Ergebnisse in Abbildung 5-11 bis Abbildung 5-15 stellen sich je nach Wirkungskategorie sehr unterschiedlich dar.

Treibhauseffekt

Im Treibhauseffekt weisen alle vergleichend dargestellten Szenarien im Nettoergebnis eine Entlastung auf. Für die aerobe MBA gilt dies nur, insofern die C-Senke einbezogen wird, die sich rechnerisch aus der Ablagerung des in der biologischen Behandlung stabilisierten MBA-Restes ergibt (Kap. 4.3.3). Unter Einbeziehung der C-Senke weist die Mitbehandlung von Bioabfall über eine anaerobe MBA die höchste Nettoentlastung auf, ohne diese ergibt sich nur eine geringe Nettoentlastung. Hier gilt wie bei der Anrechnung der C-Senke bei der Anwendung von Kompost zur Humusanreicherung, dass die Anrechnung der C-Senke nicht auf Messergebnissen basiert, sondern auf Annahmen bzw. Hochrechnungen, wie sich das organische Material langfristig über mehrere Jahrzehnte im Boden verhalten wird. Allerdings gilt für die C-Senke der Deponierung eindeutiger, dass wenn die Angaben und Labormessungen zu Abbau und Restgasbildungspotenzial zutreffen, sich notwendigerweise umgekehrt eine langfristige Speicherung des verbleibenden biogenen Kohlenstoffs ergeben muss. Dennoch sei an dieser Stelle nochmals darauf hingewiesen, dass die Anrechnung einer C-Senke allgemein mit Unsicherheiten verbunden ist und aus diesem Grund auch hier separat ausgewiesen ist.

Sieht man von der C-Senke ab, zeigt die Vergärung nach dem definierten Stand der Technik die höchste Nettoentlastung. Bedingt ist dies durch einerseits im Vergleich hohe Gutschriften v. a. für die Stromerzeugung und andererseits die vergleichsweise moderaten Belastungen aus der Anlage (Emissionsbegrenzung gemäß definiertem Stand der Technik). Gegenüber einer durchschnittlichen Vergärung mit nach (gewitra 2009) ermittelten Emissionsfaktoren (Tabelle 4-3) bewirkt allein die Emissionsbegrenzung ein etwa doppelt so gutes Abschneiden der Vergärung im Nettoergebnis (vgl. Kap. 5.2).

Die aerobe MBA erzielt abgesehen von der Gutschrift für die C-Senke kaum Gutschriften, da aus dem biogenen Material eigentlich keine Energieerzeugung gegeben ist. Der geringe ersichtliche Gutschriftenanteil resultiert aus der Annahme, dass 5% des biogenen Materials doch in eine EBS-Fraktion gelangen. Bei der anaeroben MBA ist dies analog angenommen, v. a. ergibt sich aber bei dieser eine deutliche Stromgutschrift und eine kleinere Wärmegutschrift aus der Biogasnutzung.

Die Nettoergebnisse für die Mitbehandlung des Teilstroms Bioabfall in einer MVA, MPS oder MBS, wie sie im Durchschnitt in Deutschland gegeben sind, liegen vergleichsweise nahe beieinander. Am wenigstens günstig zeigt sich darunter die MBS, am günstigsten die MVA. Der Vorteil der MVA ergibt sich dabei aus den geringen Belastungen. Grundsätzlich gilt sowohl für die Verbrennung des Bioabfalls als auch der aus Bioabfall erzeugten EBS-Fraktion, dass diese klimaneutral ist, da es sich um regenerativen Kohlenstoff handelt. Darüber hinaus ist bei der MVA der Einsatz von Betriebsmitteln nur mit geringen THG-Emissionen verbunden. Entsprechend ergibt sich im Netto für die MVA gegenüber MBS und MPS eine höhere Entlastung obwohl die Gutschriften bei der Mitbehandlung in der MVA geringer ausfallen.

Die Belastungen der M(B)An sind durch deren jeweiligen Strom- und Erdgasbedarf geprägt (Tabelle 4-12). Bei den MBAn sind ansonsten auch Belastungen aus der Deponierung des MBA-Restes gegeben durch diffuse Methanemissionen aus der Restgasbildung. Der Anteil dieser Belastungen liegt bei rund 50% der gesamten Belastungen. Die höheren Belastungen bei der MPS gegenüber der MBS sind ausschließlich durch den höheren Erdgasbedarf der MPS bedingt.

Die Gutschriften bei der MBS und der MPS für die energetische Nutzung und Erzeugung von Strom, Wärme und Substitution von Kohle durch Mitverbrennung in Kraft- und Zementwerken unterscheiden sich nur durch die unterschiedlichen Ausbeuten an EBS-Fraktion und deren Heizwerte. Generell wurde der Verbleib der EBS-Fraktion für alle M(B)An gleich angenommen, um hier eine Beeinflussung der Ergebnisse durch nicht verfahrensbedingte, sondern eher zufällige Einflüsse auszuschließen. Die MPS erzielt höhere Gutschriften als die MBS, da die MBS zwar eine höhere Menge EBS-Fraktion bereitstellt, diese aber aufgrund des höheren Wassergehaltes einen geringeren Energiegehalt aufweist (Kap. 4.3.3, Tabelle 4-2 und Anhang D).

Bei der durchschnittlichen Kompostierung überwiegen die Gutschriften aus der Kompostanwendung knapp die Belastungen aus der Kompostierung. Hauptsächlich resultieren die Gutschriften aus der Torfsubstitution (GS Organik). Die Nettoentlastung ist ausschließlich auf die Erzeugung und Anwendung von Fertigkompost zurückzuführen (vgl. Kap. 5.2).

KEA fossil

Bei der Inanspruchnahme fossiler Energieträger zeigt sich ein etwas anderes Bild. Zum einen ist der Einfluss einer C-Senke hier nicht gegeben und entsprechend ergibt das Szenario einer Vergärung nach definiertem Stand der Technik das beste Ergebnis. Zum anderen zeigt sich bei der Inanspruchnahme fossiler Ressourcen, ausgedrückt über den Energiegehalt, deutlicher der Einfluss des Erdgasbedarfs der MPS. Aufgrund des gegenüber anderen fossilen Energieträgern geringen energiebezogenen CO₂-Kennwertes von Erdgas (fossiler C-Gehalt pro Energieeinheit) fällt der Erdgasverbrauch im Treibhauseffekt weniger deutlich ins Gewicht. Beim kumulierten fossilen Energieaufwand führt der Erdgasbedarf aber dazu, dass sich der Abstand im Nettoergebnis der MPS zur MBS und auch zur anaeroben MBA verringert. Insgesamt fallen deren Nettoergebnisse etwa gleich hoch aus.

Die hohen Aufwendungen der MBS und MPS werden durch hohe Gutschriften ausgeglichen, während die anaerobe MBA v. a. dadurch ein gutes Nettoergebnis erreicht, dass sie nur geringe Belastungen aufweist, da der Strom- und Wärmebedarf über die Biogaserzeugung und -nutzung gedeckt werden kann. Die autarke Energieversorgung bedingt

auch das bessere Ergebnis in den Szenarien Verg StdT und MVA D. Dagegen zeigen die durchschnittliche Kompostierung (Komp D) und die aerobe MBA D Nettobelastungen, da dem erforderlichen Energiebedarf aufgrund der fehlenden Energieerzeugung gutschriften-seitig kaum eine Entlastung gegenübersteht.

Versauerung und terrestrische Eutrophierung

Bei Versauerung und terrestrischer Eutrophierung zeigen sich sowohl die durchschnittliche Kompostierung (Komp D) als auch die Vergärung nach definiertem Stand der Technik (Verg StdT) vorteilhaft gegenüber den Szenarien mit Verbleib in der Restmülltonne. Diese weisen alle eine Nettobelastung auf. Dagegen zeigt das Szenario Komp D erwartungsgemäß bei beiden Wirkungskategorien eine Nettoentlastung (Kap. 5.2). Die Vergärung nach dem Stand der Technik erzielt entsprechend den im Vergleich zu den durchschnittlichen Emissionen (Tabelle 4-3) geringeren Ammoniakemissionen bei der Versauerung eine Nettoentlastung, die höher liegt als im Szenario Komp D und damit bestes Ergebnis darstellt. Bei der terrestrischen Eutrophierung bleibt es dagegen trotz der gegenüber dem durchschnittlichen Fall (Kap. 5.2) reduzierten Emissionen bei einer leichten Nettobelastung, da hier die Gutschriften aus der Energieerzeugung einen geringeren Einfluss haben. Beste Option ist hier die durchschnittliche Kompostierung.

Die Belastungen der Verbrennungs- oder Mitverbrennungsszenarien sind v. a. durch NO_x-Emissionen und bei der Versauerung daneben durch SO₂-Emissionen geprägt. Am höchsten fallen diese in den Szenarien MBS und MPS aus. Dort summieren sich NO_x-Emissionen aus der RTO und NO_x-Emissionen aus der EBS-Verbrennung. Bei den MBA-Verfahren zeigen sich ebenfalls die Emissionen aus der RTO, dagegen sind die der EBS-Verbrennung gering, korrespondierend mit dem geringen angenommenen EBS-Anteil (5%, Tabelle 4-14). Bei der anaeroben MBA kommen NO_x-Emissionen aus der Biogasnutzung im BHKW hinzu, die analog auch in den Belastungen im Szenario Verg StdT enthalten sind.

Aquatische Eutrophierung und Inanspruchnahme Phosphaterz

Bei der aquatischen Eutrophierung erklären sich die Ergebnisse für die Szenarien Komp D und Verg StdT entsprechend den in Kapitel 5.2 beschriebenen Ergebnissen. Für das Szenario Verg StdT entsprechen die Ergebnisse denen dort für das Szenario Verg kGR gezeigten, da der definierte Stand der Technik gegenüber dem Durchschnittsfall keinen Unterschied hinsichtlich des Umgangs mit Überschusswasser beinhaltet. Die MVA ist abwasserfrei. Bei den M(B)An sind die MBAn mit geringen Belastungen verbunden, die etwas höher liegen als die beim Szenario Komp D. Hintergrund sind Sickerwasserbelastungen aus der Ablagerung des MBA-Restes. Die Äquivalenzprozesse weisen keine analogen Belastungen auf, insofern sind keine Gutschriften zu verzeichnen.

Bei der Inanspruchnahme von Phosphaterz zeigen sich nur in den Szenarien Komp D und Verg D Entlastungen, da nur bei der getrennten Erfassung und Verwertung von Bioabfällen eine Komposterzeugung möglich ist, die über Einsatz in der Landwirtschaft und im Garten- und Landschaftsbau, Hobbygartenbau und in Erdenwerken zu einer Substitution von mineralischem P-Dünger führt. Die Ergebnisse entsprechen denen in Kapitel 5.2, für den definierten Stand der Technik wurde die durchschnittliche Anwendung von kGR unverändert beibehalten. Bei der Bioabfallverbrennung (MVA D) und auch bei Behandlung über M(B)An geht der im Bioabfall enthaltene Phosphor für eine Nutzung verloren.

Humantoxizität (Krebs- und PM10-Risikopotenzial)

Im Krebsrisikopotenzial zeigen alle Szenarien außer der aeroben MBA eine Nettoentlastung. Die Gutschriften in den Szenarien für erzeugten Strom und Wärme stimmen in ihrer Relation mit den Gutschriften im KEA fossil überein. Deutlich in der Bedeutung geringer ist hier aber die Gutschrift für die Mitverbrennung in Zementwerk und Braunkohlekraftwerk (Beitrag zur Entlastung etwa je hälftig). Die Stromerzeugung aus Braunkohlekraftwerken ist mit grob einer Größenordnung geringeren v. a. Arsen- und Nickelemissionen verbunden als die Stromerzeugung aus Steinkohlekraftwerken. Da die Stromerzeugung aus den Szenarien mit Marginalstrom angerechnet ist, der zu 75% aus Steinkohlestrom besteht (Kap. 4.4.2), ergeben sich höhere Gutschriftenbeiträge für die Stromerzeugung als für die Mitverbrennung der EBS-Fraktion in Zementwerk und Braunkohlekraftwerk. Am höchsten ist die anteilige substituierte Stromerzeugung beim Szenario Verg StdT, welches das beste Nettoergebnis erzielt, das aufgrund des etwas höheren Stromwirkungsgrades für das BHKW etwas höher liegt als in dem in Kapitel 5.2 dargelegten Durchschnittsfall der Vergärung.

Die Ergebnisse im PM10-Risikopotenzial entsprechen in etwa denen für die Versauerung, da auch hier Ammoniakemissionen (v. a. Szenario Komp D und Verg D) und daneben auch SO₂- und NO_x-Emissionen (v. a. bei Szenarien mit Verbrennung) als Sekundärpartikelbildner das Ergebnis prägen.

Schadstoffeintrag in Boden (Cadmium, PAK)

Ein Schadstoffeintrag in Boden ist nur bei den Szenarien mit einer getrennten Erfassung und Verwertung von Bioabfall gegeben. Die Ergebnisse für die Szenarien Komp D und Verg StdT erklären sich entsprechend den in Kapitel 5.2 beschriebenen Ergebnissen. Das Ergebnis für das Szenario Verg StdT entspricht wiederum dem dort gezeigten Ergebnis für das Szenario Verg kGR in dem die Belastungen gerade durch die Gutschriften ausgeglichen werden. Das Szenario Komp D zeigt demgegenüber eine leichte Nettobelastung, entsprechend den Anteilen von Frisch- und Fertigkompost liegt die Gutschrift für Rindenhumus zwischen den Ergebnissen in Kapitel 5.2 für diese beiden Produkte.

Bei den Szenarien mit Verbrennung bzw. Behandlung über M(B)An kommt es zu keiner Anwendung auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzten Böden. Entsprechend sind keine Schadstoffeinträge anzulasten.

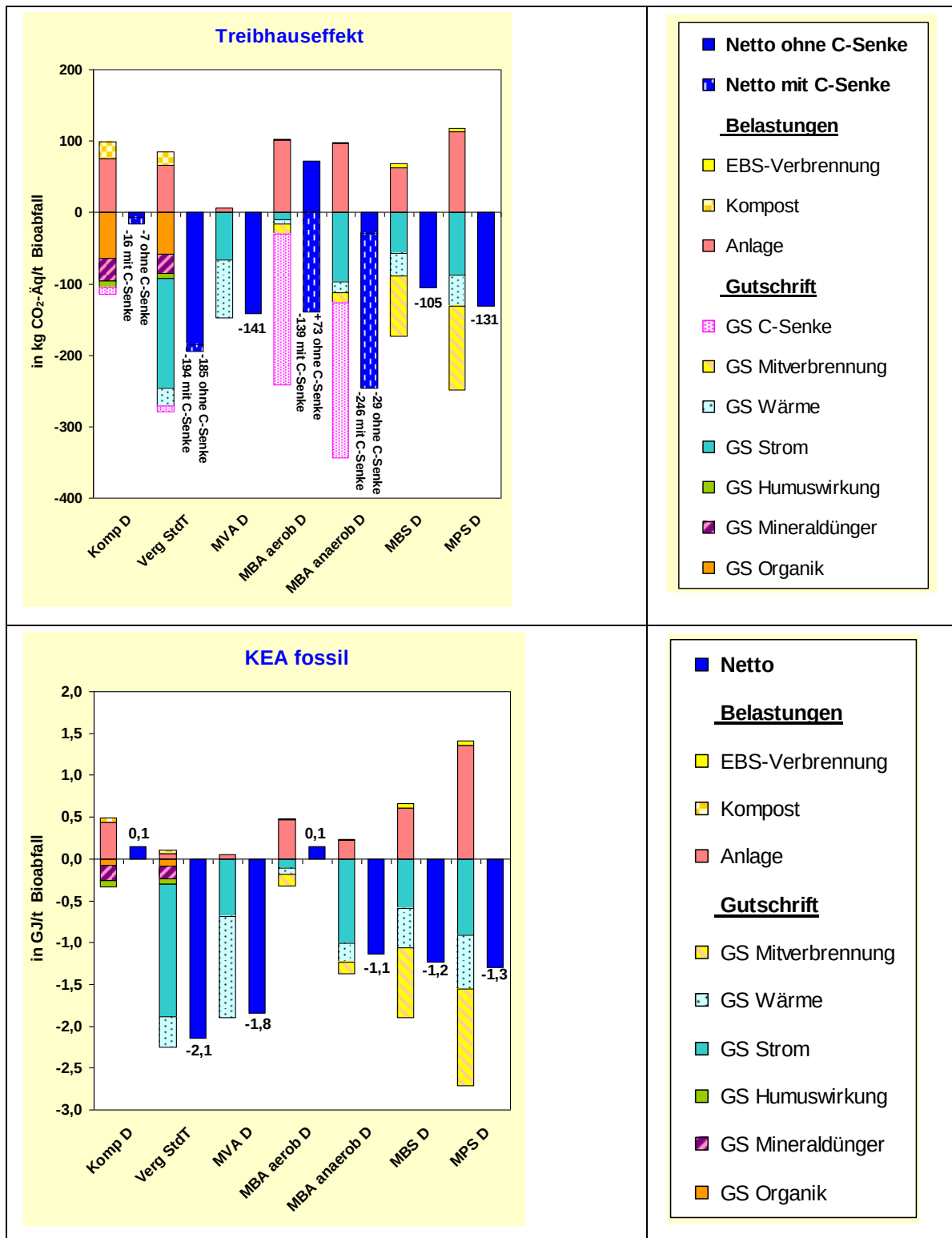


Abbildung 5-11: Treibhauseffekt und KEA fossil: Ergebnis gesteigerte getrennte Erfassung versus Verbleib Restmülltonne pro t Bioabfall

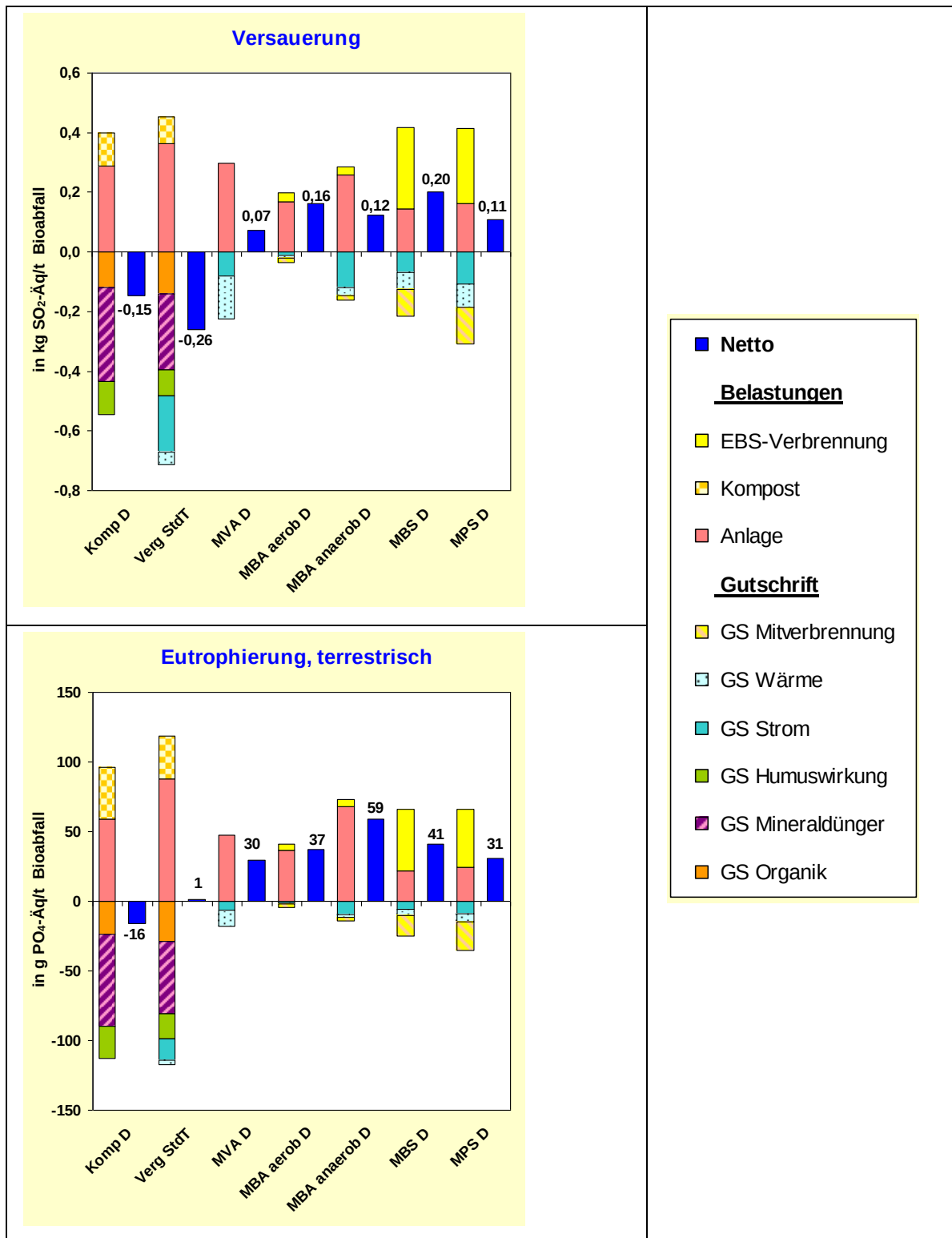


Abbildung 5-12: Versauerung und terrestrische Eutrophierung: Ergebnis gesteigerte getrennte Erfassung versus Verbleib Restmülltonne pro t Bioabfall

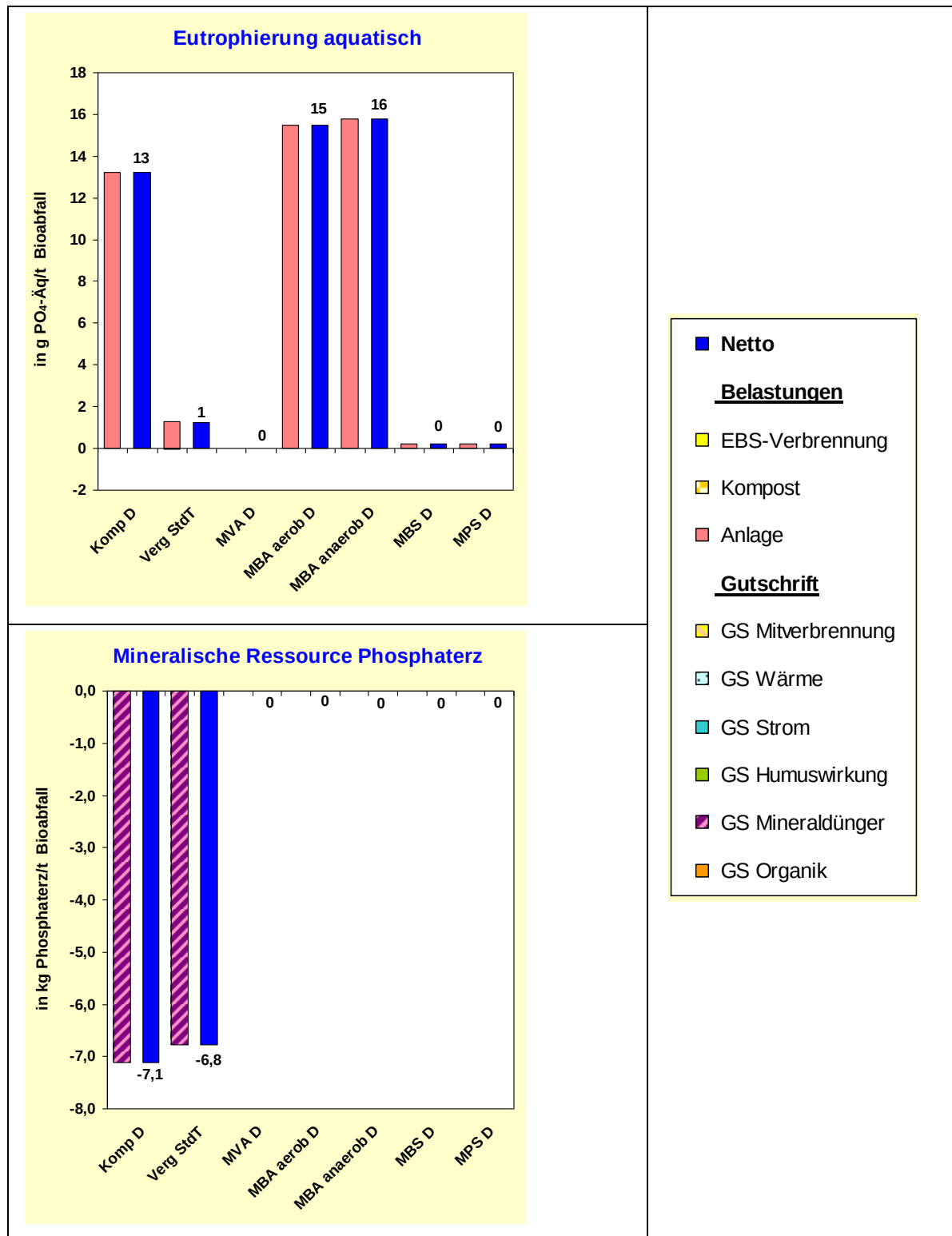


Abbildung 5-13: Aquatische Eutrophierung und Inanspruchnahme Phosphaterz: Ergebnis gesteigerte getrennte Erfassung versus Verbleib Restmülltonne pro t Bioabfall

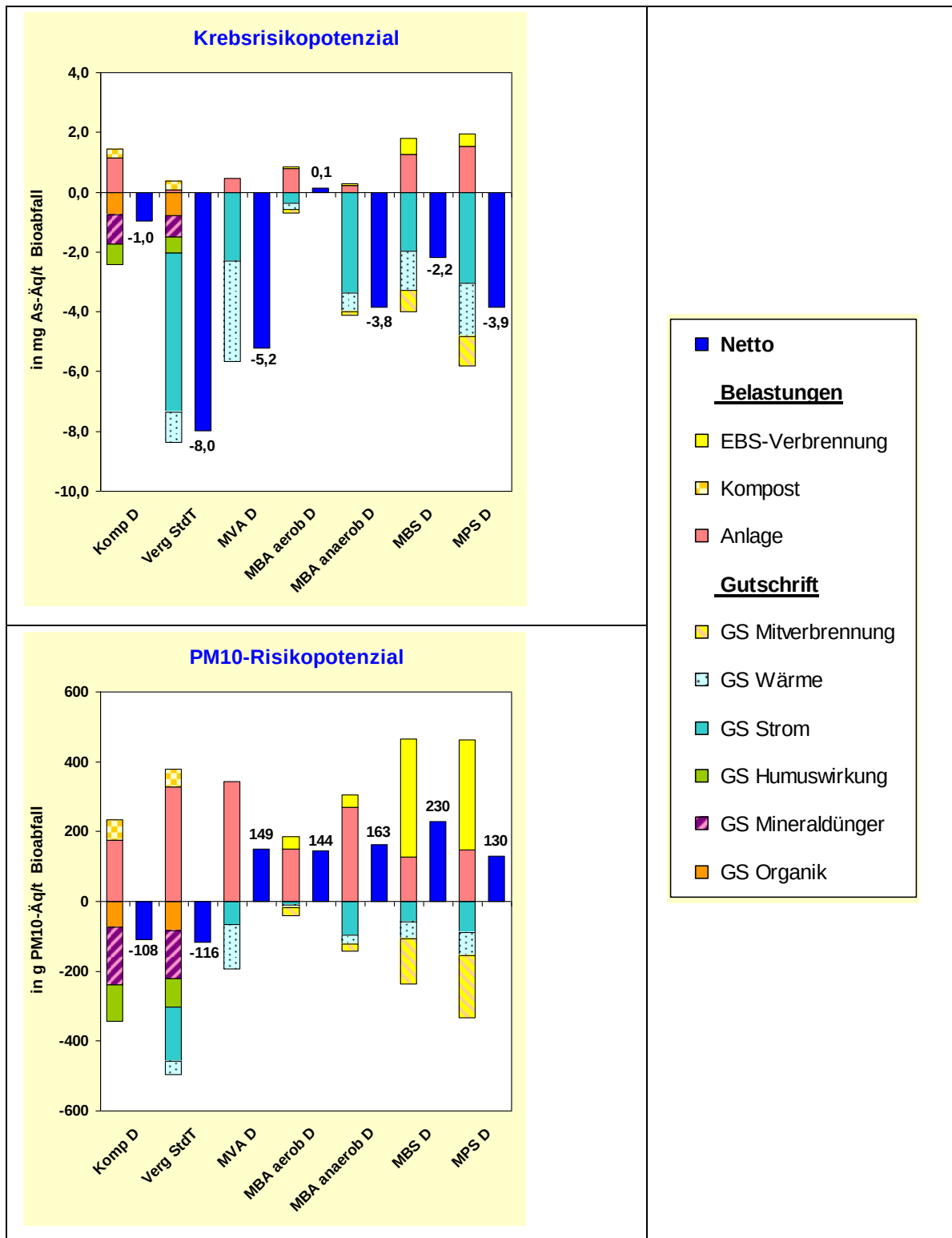


Abbildung 5-14: Humantoxizität (Krebs- und PM10-Risikopotenzial): Ergebnis gesteigerte getrennte Erfassung versus Verbleib Restmülltonne pro t Bioabfall

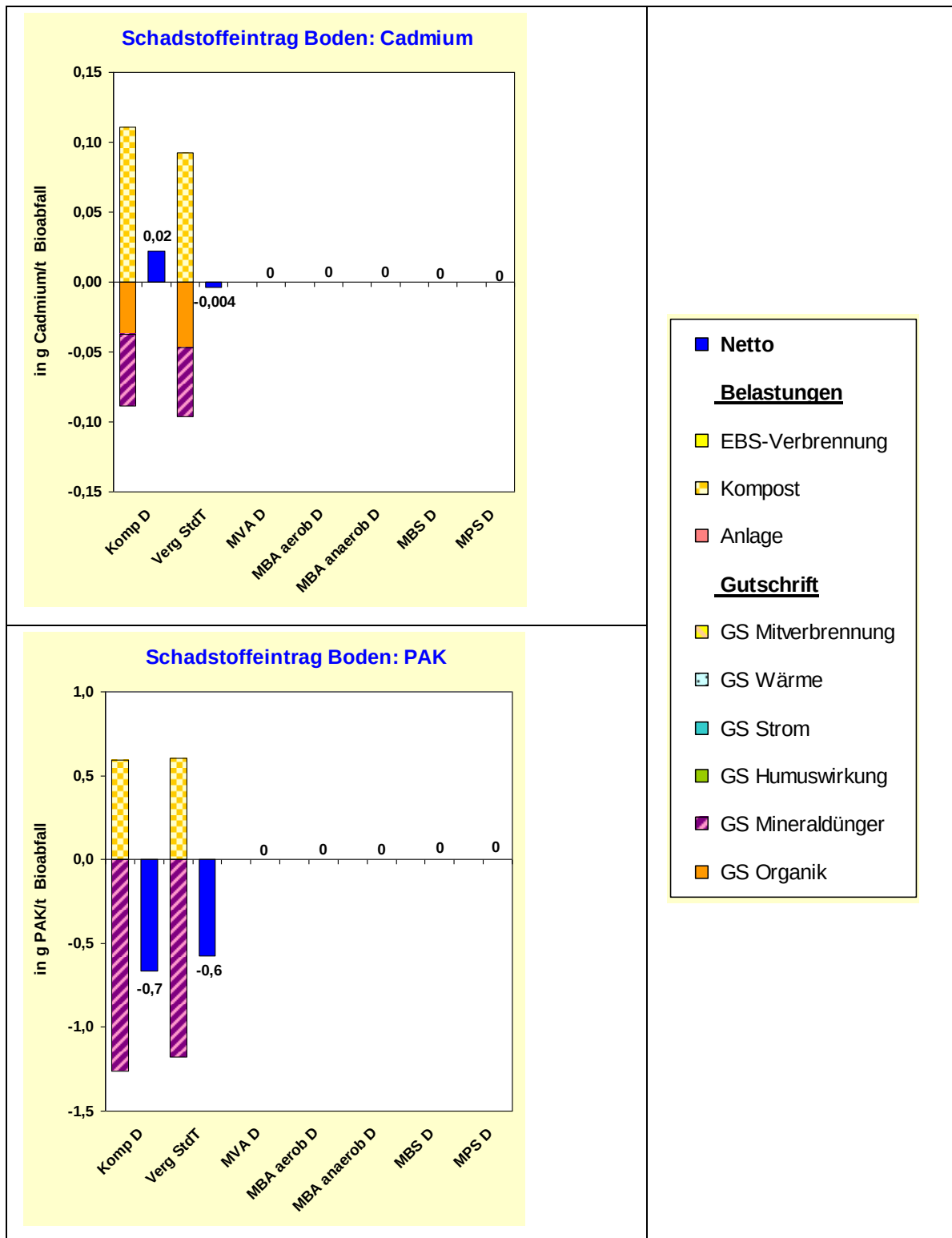


Abbildung 5-15: Schadstoffeintrag in Boden (Cadmium und PAK): Ergebnis gesteigerte getrennte Erfassung versus Verbleib Restmülltonne pro t Bioabfall

5.3.2 Ergebnisse in Einwohnerdurchschnittswerten (EDW)

Als optionaler Schritt in der Ökobilanznorm besteht die Möglichkeit, die Ergebnisse der einzelnen Wirkungskategorien zu normieren und zu gewichten (Anhang B). Nach (UBA 1999) kann eine Normierung mit Bezug auf die Referenzinformation „Gesamtbelastung in Deutschland“ erfolgen (Tabelle B-1 in Anhang B). Dieser Schritt wurde für die in Abbildung 5-11 bis Abbildung 5-15 dargestellten Ergebnisse durchgeführt, um einen Eindruck der Bedeutung der Ergebnisse vor dem Hintergrund der Belastungssituation in Deutschland gewinnen zu können. Die resultierenden sogenannten Einwohnerdurchschnittswerte (EDW) wurden des Weiteren hochgerechnet auf eine Bioabfallmenge von 4 Mio. t/a als theoretische Obergrenze für die maximal zusätzlich getrennt erfassbare Bioabfallmenge⁵³, die hier im Fokus steht. Das Ergebnis der Normierung auf Einwohnerdurchschnittswerte zeigt Abbildung 5-16. Darin nicht enthalten ist der Eintrag von PAK in Boden, da hierzu keine Belastungswerte für Deutschland vorliegen.

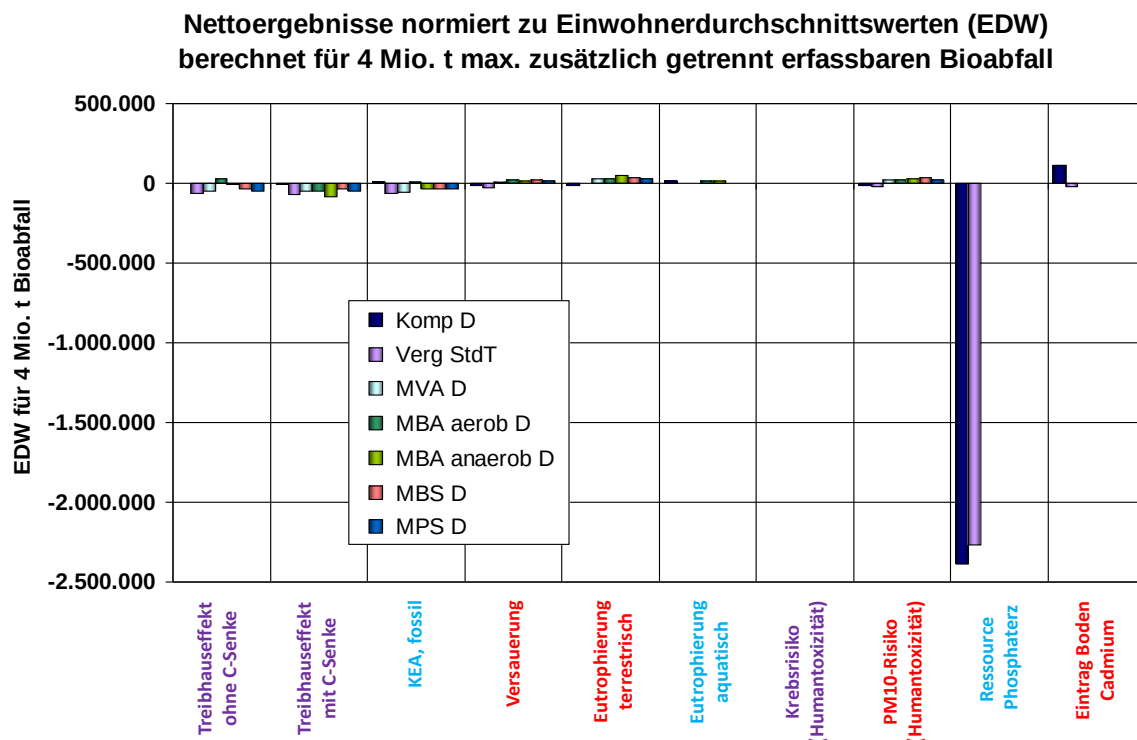


Abbildung 5-16: Ergebnisse in EDW gesteigerte getrennte Erfassung versus Verbleib Restmülltonne für 4 Mio. t Bioabfall

Beschriftungsfarbe der Wirkungskategorien für ökologische Bedeutung:

A = sehr groß **B = groß** **C = mittel** **D = gering**

In der Abbildung ist durch die farbige Beschriftung für die Wirkungskategorien auch die Gewichtung nach der ökologischen Bedeutung in Anlehnung an die UBA-Methode (s.

⁵³ 4 Mio. t entsprechen grob der insgesamt noch im Restmüll enthaltenen Menge an Bio- und Grünabfällen: Anteil im Restmüll rd. 30% (s. Anhang D); Restmüll nach StBA ca. 14 Mio. t/a (Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle gemeinsam über die öffentliche Müllabfuhr eingesammelt).

Anhang B, Tabelle B-2) kenntlich gemacht (z.B. Treibhauseffekt lila für sehr große ökologische Bedeutung). Des Weiteren ist in der Abbildung die Wirkungskategorie Treibhauseffekt zweimal dargestellt, einmal ohne Anrechnung der C-Senke („ohne C-Senke“) und einmal mit deren Anrechnung („mit C-Senke“). Auch dies erfolgt hier wiederum aufgrund der Datenunsicherheiten auf Basis derer die C-Senke berechnet ist (Kap. 1.2.1.2, 3.1.2 und 4.3.3).

Aus dem in Abbildung 5-16 gezeigten Ergebnis wird deutlich, dass die Szenarien Komp D und Verg StdT einen relevanten Zusammenhang zeigen für die Inanspruchnahme von Phosphaterz in Deutschland (Einspareffekt) und des Weiteren, allerdings in Abbildung 5-16 zunächst deutlich weniger auffällig, den Cadmumeintrag in Boden im Szenario Komp D (Belastungseffekt). Dies ergibt sich, wenn Wirkungen auf bestimmte Sektoren beschränkt sind (hier Landwirtschaft) und Szenarien diese Sektoren betreffen. Die Höhe der EDW sagt nichts über die ökologische Bedeutung aus, sie gibt lediglich den rechnerischen Beitrag zur Gesamtbelastung in Deutschland an. Beispielsweise ergibt sich für das Szenario Verg StdT folgende Aussage für die Ressource Phosphaterz: „Wenn jährlich zusätzlich 4 Mio. t Bioabfall in Deutschland getrennt erfasst und entsprechend dem Szenario Verg StdT behandelt werden, kann die Menge an Phosphaterz eingespart werden, die rechnerisch jährlich in Deutschland von rd. 2,3 Mio. Einwohnern verbraucht wird“ oder in anderen Worten: „ca. 3% des Verbrauchs in Deutschland kann eingespart werden“. Bei den weiteren Wirkungskategorien liegt der spezifische Beitrag für eine zusätzliche getrennte Erfassung von 4 Mio. t Bioabfall etwa im Bereich von 0,1% der Gesamtbelastung in Deutschland (ca. 70.000 EDW). Um das Ergebnis der anderen Wirkungskategorien sichtbarer zu machen, zeigt Abbildung 5-17 das Normierungsergebnis ohne die Kategorie Inanspruchnahme von Phosphaterz.

Im Gesamtüberblick der verbleibenden Wirkungskategorien zeigt sich wie auch schon bei der Sektoranalyse in Kap. 5.3.1 ein durchwachsenes Bild. Zunächst kann festgehalten werden, dass die Beiträge zum Krebsrisikopotenzial bei allen Szenarien vor dem Hintergrund der Belastungssituation in Deutschland am niedrigsten liegen. Ebenfalls tendenziell niedrig liegen die Beiträge bei der aquatischen Eutrophierung. Hier zeigen die Szenarien Verg StdT, MVA D, MBS D und MPS D nahezu keine Belastungen, die der weiteren Szenarien liegen etwa gleich hoch. Die höchste Belastung zeigt sich beim Cadmumeintrag in Boden im Szenario Komp D. Hier kommt obige Aussage zum Tragen, dass Beiträge auffälliger sind, wenn Wirkungen auf bestimmte Sektoren beschränkt sind und Szenarien diese Sektoren betreffen. Dass dagegen das Szenario Verg StdT weniger augenfällig ist, liegt daran, dass in diesem Szenario das spezifische Nettoergebnis etwa auf der Nulllinie liegt.

Über alle dargestellten Kategorien hinweg zeigt ansonsten das Szenario Komp D nur beim KEA fossil und der aquatischen Eutrophierung eine geringe Nettobelastung, ansonsten überall Nettoentlastungen, die allerdings beim Treibhauseffekt auch vergleichsweise gering sind. Im Treibhauseffekt überwiegt das Nettoergebnis der anaeroben MBA insofern die C-Senke angerechnet wird. Erfolgt dies nicht, weist die aerobe MBA, wie in allen anderen dargestellten Wirkungskategorien, dann auch im Treibhauseffekt Nettobelastungen auf. Des Weiteren zeigt dann das Szenario Verg StdT generell gegenüber den Szenarien mit Verbleib in der Restmülltonne das beste Ergebnis. Das Szenario MVA D zeigt nach dem Szenario Verg StdT das nächstbeste Ergebnis im Treibhauseffekt, beim KEA fossil und im Krebsrisikopotenzial, weist ansonsten aber – außer bei der aquatischen Eutrophie-

rung – Nettobelastungen auf, die in gleicher Größenordnung oder leicht niedriger liegen als bei den anderen Restmüllbehandlungsszenarien.

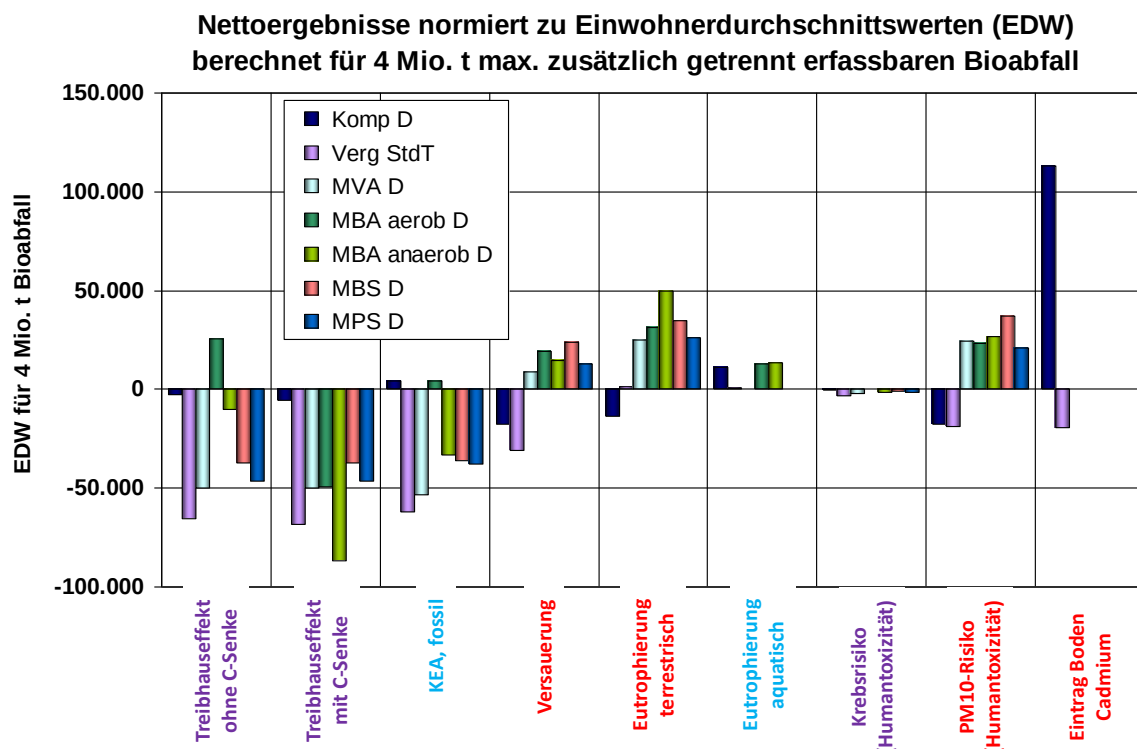


Abbildung 5-17: Teildarstellung Ergebnisse in EDW gesteigerte getrennte Erfassung versus Verbleib Restmülltonne für 4 Mio. t Bioabfall

5.3.3 Vergleich Vergärung nach definiertem Stand der Technik mit durchschnittlicher Vergärung in Deutschland

Die voran gezeigten Ergebnisse und das gute Abschneiden für das Szenario Verg StdT gelten ausschließlich für eine entsprechende Vergärung nach dem definierten Stand der Technik (Kap. 4.3.1). Eine durchschnittliche Vergärungsanlage entsprechend dem derzeitigen Anlagenbestand in Deutschland (s. Kap. 4.3.1, Emissionen nach (gewitra 2009)) hat demgegenüber deutlich höhere Emissionen und führt zu entsprechend höheren Belastungen in fast allen Wirkungskategorien. Dies verdeutlicht der in Abbildung 5-18 gezeigte Vergleich der zuvor betrachteten Vergärung nach definiertem Stand der Technik (Verg StdT) mit einer Vergärung, die den Durchschnitt in Deutschland repräsentiert (Verg D). Gewählt wurde das Szenario mit Produktionsziel kompostierter Gärrest, so dass Unterschiede zwischen den Szenarien alleine durch den Anlagenbetrieb bedingt sind. Das Szenario „Verg D“ entspricht dem in Kapitel 5.2 gezeigten Szenario „Verg kGR“.

In Abbildung 5-18 sind die emissionsrelevanten Wirkungskategorien dargestellt. Darin zeigt sich, dass das Szenario „Verg D“ im Treibhauseffekt eine deutlich reduzierte Nettoentlastung aufweist, v. a. da die Emissionen (Methan, Lachgas) etwa doppelt so hoch sind. In den weiteren gezeigten Wirkungskategorien führen die höheren Emissionen aus einer durchschnittlichen Vergärungsanlage zu entsprechend höheren Nettobelastungen

bzw. bei der Versauerung und dem PM10-Risikopotenzial sogar zu einer Ergebnisumkehr. Im Vergleich zu den Restmüllbehandlungsverfahren MVA D, MBS D und MPS D erweist sich das Szenario Verg D ungünstiger in den Wirkungskategorien Treibhauseffekt und Eutrophierung. In den weiteren emissionsrelevanten Kategorien KEA fossil, Versauerung, Krebs- und PM10-Risikopotenzial liegt aber auch die durchschnittliche Vergärung besser als die betrachteten Restmüllbehandlungsverfahren.

Dennoch zeigt das Ergebnis, dass eine klare ökologische Vorteilhaftigkeit gegenüber durchschnittlichen Restmüllbehandlungsverfahren nur durch eine Vergärung nach definiertem Stand der Technik erreicht wird. Umgekehrt ist hier aber auch darauf hinzuweisen, dass im Einzelfall bestimmte Konzepte oder einzelne Anlagen zur Restmüllbehandlung sich gegenüber dem hier betrachteten durchschnittlichen Fall deutlich besser darstellen können. Der Bau von Neuanlagen ist für Restmüllbehandlungsanlagen allerdings nicht zu erwarten, so dass für die hier betrachtete Fragestellung der ökologische Vergleich mit durchschnittlichen Restmüllbehandlungsanlagen maßgeblich ist.

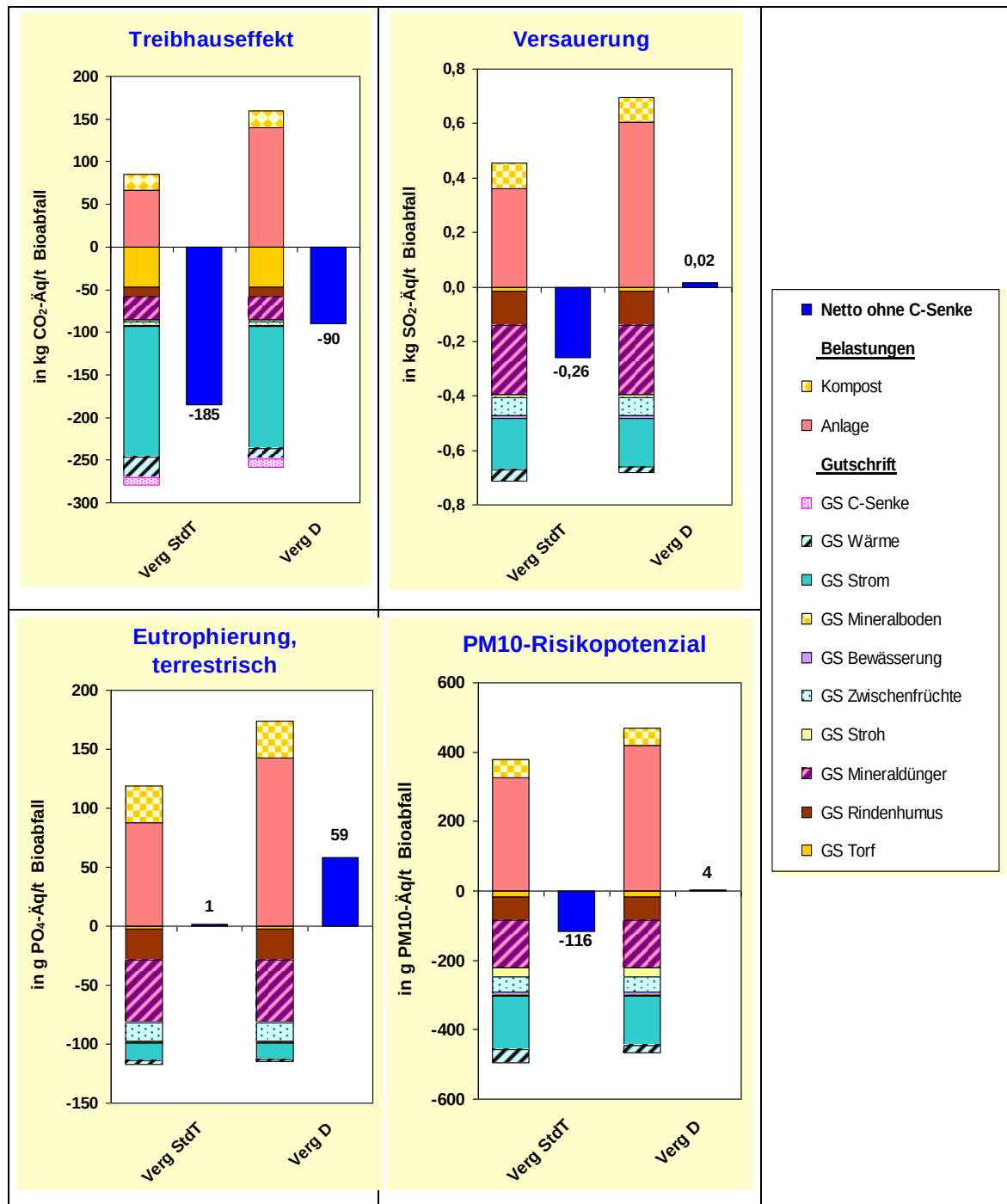


Abbildung 5-18: Vergleich Vergärung nach Stand der Technik (Verg StdT) und durchschnittliche Vergärung für kompostierten Gärrest in Deutschland (Verg D)

6 Ergebnis und Schlussfolgerungen

Die Bewertung der ökologischen Auswirkungen der Ausbringung von Komposten auf Ackerflächen mittels ökobilanziellen Methoden war bislang nur im Ansatz möglich. Viele der Wirkungen ließen sich zwar qualitativ beschreiben, nicht jedoch quantifizieren und daher insbesondere auch nicht in eine Ökobilanz einbeziehen. Eine zentrale Aufgabe des Projektes war es, hier nach Abhilfe zu suchen.

Durch den Projektpartner ahu AG Aachen wurden alle direkten chemischen, physikalischen und biologischen Wirkungen einer Ausbringung von Komposten auf und in Böden zusammengetragen und die daraus resultierenden Folgewirkungen beschrieben. Wichtige Randbedingung war dabei immer die Einhaltung der guten fachlichen landwirtschaftlichen Praxis. Idealerweise sollten sich kausale Zusammenhänge zwischen Kompostgabe, Wirkung und Folgewirkung ableiten und die Folgewirkungen möglichst quantitativ beschreiben lassen.

Wie erwartet, war dies kein leichtes Unterfangen und ist nicht in allen Punkten gelungen. Unter anderem über den intensiven Austausch mit den Experten aus dem Projektbeirat war es jedoch möglich, zahlreiche bodenbezogene Wirkungen besser oder gar erstmals einer Ökobilanz zugänglich zu machen.

Die Ausbringung von Komposten hat positive Auswirkungen auf die Bodenbiologie (Umweltmedium Boden). So wird das Bodenleben hinsichtlich Abundanz und Vielfalt positiv beeinflusst. Dies stellt einen Wert an sich dar und hat positive Folgewirkungen unter anderem auch hinsichtlich Pflanzenwachstum und -gesundheit. Diese unstrittigen Auswirkungen ließen sich jedoch nicht quantifizieren oder in einer Weise in Abhängigkeit von Kompostmenge und -art beschreiben, dass sie einer Bewertung im Rahmen von Ökobilanzen zugänglich gemacht werden könnten. Ähnliches gilt für den Zusammenhang zwischen Humusanreicherung und bestimmten chemischen Bodeneigenschaften (Kationenaustauschkapazität, Redoxpotenzial) mit Folgewirkungen auf das Nährstoffspeichervermögen sowie physikalischen Bodeneigenschaften (Bodentemperatur, Stabilität des Bodengefüges, Verdichtung und Durchwurzelbarkeit) mit positiven Folgewirkungen v. a. auf das Pflanzenwachstum. Auch hier war mit der gegebenen Datenlage eine Quantifizierung nicht möglich. Die Bilanzierung und Bewertung der Verwertung von Bioabfall mit Hilfe von Ökobilanzen muss daher auch in Zukunft unter diesem Vorbehalt gesehen werden.

Im Umkehrschluss bedeutet dies jedoch, dass alle ansonsten untersuchten relevanten Auswirkungen der Ausbringung von Komposten auf Ackerbauflächen über die neu entwickelten Ökobilanzkriterien abgebildet werden können.

Eine wesentliche Randbedingung für die Bilanzierung ist die Funktion, die die Kompostgabe auf Ackerbauflächen zu erfüllen hat. Erfolgt die Kompostgabe auf Ackerflächen mit einer Humusunterversorgung (Szenario 2) und dies in größeren Mengen und über lange Zeiträume, so dient diese Praxis der Steigerung des Humusgehaltes der Böden. Eine dauerhafte Steigerung des Humusgehaltes bedeutet zugleich eine Speicherung von Kohlenstoff mit entsprechenden positiven Auswirkungen für den Treibhauseffekt. Der Kohlenstoff wird langfristig der Biosphäre entzogen, unterstellt dass nach Erreichen des Zielwertes der Humusgehalt durch ackerbauliche Maßnahmen oder weiterhin Zufuhr organischer Masse zum Ausgleich des Humussaldo auf diesem Niveau gehalten wird. Erfolgt die Kompostausbringung zur Humusreproduktion (Szenario 1), tritt dieser Effekt nicht auf. Die

Kompostgaben substituieren jedoch den Aufwand für einen adäquaten Zwischenfruchtanbau bzw. ermöglichen die Abfuhr und Vermarktung von Stroh.

Zur Bilanzierung wurden die beiden Szenarien im Verhältnis 80 / 20 zueinander angesetzt. Sollte in Zukunft die Frage der gezielten Humusanreicherung von Ackerböden eine größere Bedeutung erlangen, kann das Szenariengewicht dann auf >20% gesetzt werden.

Einschränkend ist hier allerdings festzuhalten, dass die verwendeten Werte zur Anrechnung der Kohlenstoffspeicherung (Wiederfindungsraten) auf Untersuchungen basieren, die nach 12 Jahren endeten. Eigentlich wären Untersuchungszeiträume von mindestens 20 Jahren zur Beobachtung des Langzeitverhaltens einer Kohlenstoffspeicherung erforderlich.

Ganz neu in die ökobilanzielle Bewertung aufgenommen und in die bestehende Methodik integriert wurden die Kriterien, die sich aus der nutzbaren Feldkapazität (verminderter Bewässerungsbedarf) sowie der Zufuhr mineralischer Masse (Erosionsminderung) ergeben.

Die Erkenntnisse aus der bodenkundlichen Bewertung der Kompostausbringung konnten weitgehend in die bestehende Struktur der Ökobilanzmethode aufgenommen werden. Wie üblich mussten Annahmen getroffen werden, die im Bericht auch entsprechend dargelegt sind und bei neuem Erkenntnisstand zu einer Fortschreibung der Bilanzierungsvorschriften führen können.

Abschließend stellt sich die Frage, welche Auswirkungen diese vorgenommenen Änderungen auf das Bewertungsergebnis der Bioabfallverwertung haben bzw. was an der aus früheren Studien bestehenden Einordnung (z.B. (DBU 2002), (Öko-Institut/IFEU 2010)) der Bioabfallverwertung aus ökologischer Sicht modifiziert werden muss. Die gesamten Ergebnisse der ökobilanziellen Berechnungen sind in Kapitel 5 des Berichtes ausführlich erläutert.

- Zunächst lässt sich feststellen, dass die landwirtschaftliche Verwertung von Komposten über alle Umweltwirkungskategorien deutlich günstiger eingeschätzt werden kann als bis dato angenommen. Zum anderen kann die Empfehlung beibehalten werden, Komposte möglichst außerhalb der Landwirtschaft und zwar in Anwendungsbereichen zu verwerten, bei denen beide nutzbringenden Eigenschaften – Pflanzennährstoffträger und Humuslieferant (in Konkurrenz zu Torf und Rindenhumus) – umfangreich zur Geltung kommen können. Es ist daher weiterhin empfehlenswert, Komposte zumindest in Anteilen zu Substraten weiterzuverarbeiten und beispielsweise im Gartenbau oder bei der Erdenherstellung zu verwerten.
- Aus ökologischer Sicht ist es sinnvoll, Komposte nicht nur aerob zu erzeugen. Durch den Einsatz von Vergärungsverfahren vor der Kompostierung kann die Bioabfallverwertung in Form einer Kaskadennutzung sowohl stofflich als auch energetisch erfolgen. Hierdurch lassen sich deutliche Vorteile beim Treibhauseffekt und bei den anderen energiebezogenen Wirkungskategorien erzielen.
- Jedes Verwertungssystem muss auf eine möglichst umfassende Nutzung der wertgebenden Eigenschaften abzielen und zugleich hohe Standards der Emissionsminderung einhalten. Dies war gerade bei Bioabfallbehandlungsanlagen in der Vergangenheit nicht immer der Fall. Die Ansatzpunkte für eine derartige Optimierung sind jedoch

bekannt und können auch bei bestehenden Anlagen und Systemen umgesetzt werden.

- Der ökologische Vergleich der Bioabfallverwertung unter Einschluss der Vergärung mit den Optionen des Verbleibs der Bioabfälle in der Restmülltonne und Entsorgung über MVA oder die verschiedenen mechanisch-(biologischen) Behandlungskonzepte zeigt, dass bei einer umfassenden Nutzung der Ressource Bioabfall und einem Anlagenbetrieb entsprechend einem fortgeschrittenen Stand der Technik dieser Verwertungsweg über nahezu alle in der Ökobilanz betrachteten Umweltwirkungen ökologisch vorteilhafter ist.
- Ein wichtiger Baustein ist die Nachrüstung bestehender Kompostierungsanlagen um ein Vergärungsmodul, soweit dies technisch und wirtschaftlich machbar ist. Verbunden mit einer gezielten Aerobisierung der Gärrückstände in Kombination mit einer Fassung und Behandlung der methanhaltigen Abluftströme können hohe Emissionsstandards sichergestellt werden. Ist eine effiziente Nutzung des erzeugten Biogases vor Ort nicht möglich, lässt sich zumindest bei größeren Anlagen das Biogas-BHKW verbunden mit einem Mikrogasnetz an einem Ort errichten, der hohe Nutzungsgrade verspricht. Bei großen Anlagen sind auch eine Aufbereitung auf Erdgasqualität (Biomethan) und eine Einspeisung in das Erdgasnetz denkbar.
- Über eine getrennte Erfassung und Nutzung der Bioabfälle in Form von Kompost als Dünger lässt sich eine Schonung von Phosphaterzlagertstätten erreichen.
- Gleichmaßen ist nur über die Nutzung in Form von Kompost ein Schadstoffeintrag in den Boden gegeben. Über dessen Gefährdungspotenzial wurde in der Wirkungsanalyse Boden festgehalten, dass bei maximalen Kompostgaben nach BioAbfV keine Überschreitung der Vorsorgewerte für Böden zu erwarten ist und folglich auch keine toxische Wirkung auf Flora und Fauna.
- Steht in einem Kreis oder einer Stadt die Entscheidung an, das System Biotonne neu einzuführen, sind im Einzelfall die spezifischen Verhältnisse vor Ort zu berücksichtigen. Nicht immer ist eine Umleitung des Stoffstroms Bioabfall aus dem Restmüll in ein getrenntes Erfassungssystem Biotonne ohne weiteres und jederzeit möglich. Im Einzelfall unter bestimmten Voraussetzungen kann auch ein bestehendes und optimal ausgerichtetes Restmüllbehandlungssystem aus ökologischer Sicht eine mögliche Alternative darstellen. Um dies nachzuweisen, müssen mögliche andere Verwertungssysteme dem bestehenden System mittels Ökobilanz gegenübergestellt und bewertet werden.
- In dem in der vorliegenden Studie durchgeführten Vergleich zeigen die durchschnittlichen Restmüllbehandlungssysteme v. a. Nachteile durch NO_x-Emissionen aus der Verbrennung (Bioabfall, EBS, Biogas, RTO). Die aerobe MBA weist zudem Nachteile auf bedingt durch die fehlende Energieerzeugung. Die angerechnete C-Senke bei der Deponierung von MBA-Resten und bei der Humusanreicherung durch Komposteinsatz ist allgemein unter Vorbehalt zu sehen.

7 Literatur

- Materialband „Wirkungsanalyse Boden“: Lazar, S., Höke, S. (ahu), Knappe, F., Vogt, R. (IFEU): Optimierung der Verwertung organischer Abfälle. Teilbericht: Wirkungsanalyse Boden. Materialband zum Forschungsvorhaben FKZ 3709 33 340, im Auftrag des Umweltbundesamtes Dessau, April 2011
- ALBA 2009 Präsentation der ALBA AG: Verwertung von Restabfällen nach dem MPS-Verfahren. Berlin, den 16. April 2009
- Aschmann et al. 2010 Aschmann, V., Effenberger, M., Gronauer, A.: Kohlenwasserstoffverbindungen im Abgas biogasbetriebener Blockheizkraftwerke. Landtechnik 5.2010, S.338-339
- atz 2009: Quellen, Mengen und Pflanzenverfügbarkeit von Phosphorverbindungen in biogenen Abfällen und Reststoffen – Ermittlung von Substitutionspotenzialen für mineralische P-Dünger. Literaturstudie für das Bayerische Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit. Erstellt durch ATZ Entwicklungszentrum, Sulzbach-Rosenberg, Juni 2009
- BBodSchG 1998 Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz BBodSchG), BGBl I 1998, 502
- BGK 2008 Kompostanwendung 2007. Schriftliche Mitteilung BGK, Dez. 2008
- BGK/ltz 2008 s. (Kluge et al. 2008)
- BioAbfV Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung - BioAbfV) vom 21.09.1998. Bundesgesetzblatt 1998, Teil I, Nr. 65, S. 2955 - 2981
- BMU 2008 Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: „Erneuerbare Energien in Zahlen – Nationale und internationale Entwicklung“, Berlin/Bonn, Juni 2008
- BMU&BMELV 2008 Nitratbericht 2008. Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. September 2008
- BZL 2002 Zeschmar-Lahl, B.: Die Klimarelevanz der Abfallwirtschaft im Freistaat Sachsen. Im Auftrag des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft, Aktenzeichen: 13-8802.3523/103, 2002
- DBU 2002 Vogt, R., Knappe, F., Giegrich, J., Detzel, A., IFEU Heidelberg: Ökobilanz Bioabfallverwertung. Gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU). Initiativen zum Umweltschutz 52. Erich Schmidt Verlag, Berlin 2002

- DirektZahlVerpflV 2004 Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung: Verordnung über die Grundsätze der Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand, 4. November 2004.
- Ecoinvent 2007 Ecoinvent Data v.2.0. Ecoinvent report No. 13_I (Waste treatment_General), Dübendorf, Dezember 2007
- Fricke 2001 Fricke K., Münnich K., Ziehmann G.: Auswirkungen der Ablagerungsverordnung. KA Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (47) 12, 1813 – 1819, 2000, zit. in Fricke K., Münnich K., Ziehmann G., Turk T., Wallmann R., 2001, s.o.
- gewitra 2009 Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen. UFO-Plan FKZ 206 33 326, Februar 2009 (in Überarbeitung)
- IAA/INTECUS 2008 Bilitewski, B. et al.: Nutzung der Potenziale des biogenen Anteils im Abfall zur Energieerzeugung. Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten der Technischen Universität Dresden und INTECUS GmbH. UFO-Plan FKZ 206 33 303, Dez. 2008, unveröffentlicht (s. UBA 2011)
- ICU 2008 Szenarien zur Optimierung der Bioabfallsammlung in Berlin. Aktualisierung/Ergänzung der Studie 2004. In Zusammenarbeit mit IGW Witzenhausen und IFEU Heidelberg, 2008
- IFEU 2007a Vergleichende Bewertung der Umweltauswirkungen verschiedener Abluftreinigungskonzepte einer mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung (MBA). In Zusammenarbeit mit: Carsten Cuhls, gewitra Ingenieurgesellschaft für Wissenstransfer mbH und Ketel Ketelsen, iba Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft und Energietechnik. Heidelberg, Februar 2007
- IFEU 2007b Beispielhafte Darstellung einer vollständigen, hochwertigen Verwertung einer MVA unter besonderer Berücksichtigung der Klimarelevanz. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 205 33 310, August 2007
- IPCC 2006 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4, Agriculture, Chapter 11, N₂O emissions from managed soils
- ISI 2009 CO₂-Minderung im Stromsektor durch den Einsatz erneuerbarer Energien im Jahr 2006 und 2007. Fraunhofer Institut für System- und Innovationsforschung (ISI). Im Auftrag des Zentrum für Sonnenenergie- und Wasserstoff-Forschung Baden-Württemberg (ZSW), Feb. 2009
- Kluge et al. 2008 Nachhaltige Kompostanwendung in der Landwirtschaft. Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg – LTZ, Karlsruhe (Hrsg.). Auch veröffentlicht in BGK/ltz (2008): Nachhaltige Kompostanwendung in der Landwirtschaft. Thema des Abschlussprojektes Kompost-Anwendungsversuche Baden-Württemberg. Gefördert durch das Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum BW, BGK und VHE. Nachfolgeprojekt des Verbund-Forschungsprojektes der

Deutschen Bundesstiftung Umwelt (Laufzeit 2000 - 2002). August 2008

- Lahl & Zeschmar-Lahl 2010: Lahl, U., Zeschmar-Lahl, B.: Stand der Technik der Emissionsminderung bei Biogasanlagen.
Lahl_Immi-Konferenz_Berlin_2010_end.doc, 31.10.2010
- LFA 2011 Empfehlungen zum Zwischenfruchtanbau 2011. Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei (LFA) Mecklenburg-Vorpommern, Institut für Acker- und Pflanzenbau
- LfL 2006 Materialsammlung Futterwirtschaft. Daten, Fakten und Berechnungsgrundlagen zu den Kosten der Grundfuttererzeugung und der Futterwirtschaft. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Juli 2006
- LfL 2003 Zwischenfruchtanbau. Integrierter Pflanzenbau. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), 6. Auflage 2003
- Öko-Institut/IFEU 2010 Klimaschutzpotenziale der Abfallwirtschaft. Am Beispiel von Siedlungsabfällen und Altholz. Öko-Institut Darmstadt und IFEU Heidelberg. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, UFO-Plan-Vorhaben FZK 3708 31 302, Januar 2010
- Reinhold 2011a Mitteilung per Email vom 15.02.2011
- Reinhold 2011b Reinhold, J.: Kompostwirkungen auf C- und N-Mengen in Boden und Pflanze (ergänzende Auswertung der Kompostversuchsdaten des LTZ Augustenberg. Im Auftrag der Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V.); pdf per Email an IFEU am 26.01.2011
- Reinhold 2008 Reinhold, J.: Anhang 2, Teil 1, zu (Kluge et al. 2008): Untersuchungen sowie zu heißwasserlöslichen Bodengehalten an Kohlenstoff und Stickstoff sowie zur Humusreproduktion und Humusqualität. Kompost-Abschlussbericht 2008. Punkte C 2.2.1.2 und C 2.2.1.5. Ausführlicher Ergebnisbericht
- Roschke 2010 Roschke, M.: Was bringt der Anbau von Zwischenfrüchten? Erschienen in: Innovation 2/2010, S.18ff
- RUK/Müsken 2011 Ingenieurgruppe RUK und Dr. Müsken + Partner: Handbuch Bioabfallbehandlung. Erfassung des Anlagenbestands Bioabfallbehandlung. UFO-Plan FKZ 3709 33 343, Mai 2011
- TA Luft 2002 Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002 (GMBI. Nr. 25 — 29 S. 511)
- TU Berlin 2010 Gehalte organischer Schadstoffe (Median) in Bioabfall- und Grüngutkomposten und Gärprodukten aus Bioabfallanlagen. 15. Internationales Symposium Wasser, Abwasser, Abfall, Energie, 16.09.2010 TU Berlin. Werte nach (LfU 2007): UmweltSpezial: Schadstoffgehalte von Komposten und Vergärungsrückständen. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg 2007

- UBA 2011 Nutzung der Potenziale des biogenen Anteils im Abfall zur Energieerzeugung. UBA-Texte 33/2011. UFO-Plan FKZ 3707 33 303. Umweltbundesamt Mai 2011
- UBA 2007 Begrenzung von Schadstoffeinträgen bei Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft bei Düngung und Abfallverwertung. UBA-Texte 30/07. UFO-Plan Forschungsbericht 202 33 305 und 202 74 271; In: Teilvorhaben Stoffuntersuchungen (Anhang AI-7, Tabelle A2.5.1) durchgeführt vom Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig. Berichtszeitraum 1.11.2002 - 31.05.2005.
- UBA 2002 BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissions-Inventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahre 2010. UFO-Plan Forschungsbericht 299 42 245/02. Umweltbundesamt Berlin, Feb. 2002
- VDLUFA 2004 Standpunkt Humusbilanzierung. Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA), April 2004
- vTI 2009 Haenel, H.-D., Rösemann, C., Dämmgen, U., Conrad, J., Lüttich, M., Döhler, H., Eurich-Menden, B., Laubach, P., Müller-Lindenlauf, M., Osterburg, B.: Berechnungen der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft. Nationaler Inventarbericht (NIR) 2009 für 2007. Johann-Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Sonderheft 324.
- Wallmann 2008 Wallmann, R.: Energieeffizienz bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. In: Energie aus Abfall, Band 5, 2008 (Auswertung einer Fragebogenaktion)
- Wallmann 1999 Wallmann, R.: Ökologische Bewertung der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung und der Müllverbrennung auf Basis von Energie- und Schadgasbilanzen. Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen ANS e.V., Heft 38
- Wallmann & Fricke 2002: Energiebilanz bei der Verwertung von Bio- und Grünabfällen und bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. In: ATV-Handbuch mechanische und biologische Verfahren der Abfallbehandlung, S.385-388, ATV-DVKW (Hrsg.), Verlage Ernst & Sohn, Berlin
- Wasteconsult 2007 Anlagen zur mechanisch biologischen Restabfallbehandlung. UFO-Plan FKZ 206 33 301. Wasteconsult International, im Auftrag des Umweltbundesamt, Juni 2007

8 Abkürzungsverzeichnis / Glossar

AG Boden	Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BGK	Bundesgütegemeinschaft Kompost
BHKW	Blockheizkraftwerk
Biomix	Bioabfall vermischt mit Strukturmaterial bzw. Grünabfällen; <i>in dieser Studie Synonym zu Bioabfall verwendet</i>
C-Senke	In der Ökobilanz angerechneter langfristig gespeicherter biogener Kohlenstoff, für den angenommen wird, dass er durch Ablagerung von Abfällen auf Deponien oder durch Kompostanwendung zum Zweck der Humusanreicherung über einen Zeitraum von mehr als 100 Jahren der Atmosphäre entzogen wird
Corg	Organischer Kohlenstoff
CO ₂ -Äq	Kohlendioxid-Äquivalente (Umrechnungseinheit für klimawirksame Gase)
EBS	Ersatzbrennstoff
FS	Frischsubstanz (auch FM, Frischmasse)
GaLa	Garten- und Landschaftsbau
Häq	Humusäquivalente (in kg Humus-C/(ha*a), Einheit zur Bewertung des Humusreproduktionsbedarfs von Fruchtarten sowie der Humusreproduktionsleistung von organischer Primärsubstanz
Hu	unterer Heizwert
Humus-C	Anteil der reproduktionswirksamen Kohlenstofffraktion in organischer Primärsubstanz
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISO	International Organization for Standardization
KEA	kumulierter Energieaufwand
KEA fossil	fossiler Anteil des kumulierten Energieaufwands
kGR	kompostierter Gärrest
MA	Mechanische Aufbereitungsanlage
MBA	Mechanisch-biologische Behandlungsanlage
M(B)An	Sammelbegriff für MA, MBA, MBS, MPS
MBS	Mechanisch-biologische Stabilisierungsanlage
Mg	Megagramm (1 Mg = 1 t)
MPS	Mechanisch-physikalische Stabilisierungsanlage
MVA	Müllverbrennungsanlage

NH ₃	Ammoniak
N _{min}	Gehalt eines Bodens an verfügbarem mineralisiertem Stickstoff
NO _x	Stickstoffoxide
OBS	Organische Bodensubstanz (Humus)
oTS	Organische Trockensubstanz
PM10	Particulate Matter (Feinstaub mit einem aerodynamischen Durchmesser < 10)
ProgRess	Programm zur Ressourceneffizienz (BMU 2011)
t	Tonne (1 t = 1 Mg = 1000 kg)
THG	Treibhausgas
TOC	Gesamtkohlenstoff (Total Organic Carbon)
TS	Trockensubstanz (auch TM, Trockenmasse)
UBA	Umweltbundesamt
VHE	Verband der Humus- und Erdenwirtschaft

Anhang A. Erläuterung Wirkungskategorien der Ökobilanz

A1. Treibhauseffekt (Klimawandel)

Die Wirkungskategorie Klimawandel (Treibhauseffekt) ist in [IPCC 1996] bereits eingehend beschrieben. Die bisher meist in Ökobilanzen angewandte Aggregationsmethode [CML et al. 1992], [Klöppfer 1995] zur Berechnung des Treibhauspotenzials in Form von CO₂-Äquivalenten wird allgemein anerkannt. Mit dem Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) besteht zudem ein internationales Fachgremium, das sowohl die Methode als auch die entsprechenden Kennzahlen für jede klimawirksame Substanz errechnet und fortschreibt. Die vom IPCC fortgeschriebenen Berichte sind als wissenschaftliche Grundlage zur Instrumentalisierung des Treibhauseffektes in ihrer jeweils neuesten Fassung heranzuziehen. Die aktuellen Äquivalenzfaktoren entsprechen dem Wissenstand der Forschung nach [IPCC 2007].

Bei der Berechnung von CO₂-Äquivalenten wird die Verweilzeit der Gase in der Troposphäre berücksichtigt, daher stellt sich die Frage, welcher Zeitraum der Klimamodellrechnung für die Zwecke der Ökobilanz verwendet werden soll. Es existieren Modellierungen für 20, 50 und 100 Jahre. Die Modellrechnungen für 20 Jahre beruhen auf der sichersten Prognosebasis (was die Wirkungscharakterisierung von Methan betrifft). Das Umweltbundesamt empfiehlt die Modellierung auf der 100-Jahresbasis, da sie am ehesten die langfristigen Auswirkungen des Treibhauseffektes widerspiegelt. Sie wurde in diesem Projekt verwendet. Nachfolgend werden die in den Berechnungen des Treibhauspotenzials angetroffenen Substanzen mit ihren CO₂-Äquivalenzwerten - ausgedrückt als „Global Warming Potential (GWP)“ aufgelistet.

Mit einem Treibhauspotenzial bewertet sind ausschließlich fossile CO₂-Emissionen, da biogen gebundenes CO₂ (Pflanzen) der Atmosphäre entzogen wurde und in vergleichsweise kurzen Zeiträumen wieder frei gesetzt wird. Aufgrund der langen Integrationszeiträume beim Treibhauseffekt wird biogenes CO₂ entsprechend als klimaneutral bewertet. Als Folge daraus sind auch Methanemissionen nach ihrer Entstehung unterschiedlich bewertet. Regeneratives Methan (aus der Umwandlung organischer Substanz) weist gegenüber fossilem Methan (aus der Umwandlung fossiler Energieträger) einen etwas geringeren Äquivalenzfaktor auf, da der Äquivalenzfaktor die luftchemische Umsetzung (Oxidation) von Methan zu CO₂ und damit die Treibhauswirkung von CO₂ beinhaltet und aus regenerativem Methan regeneratives und damit klimaneutrales CO₂ entsteht.

Tabelle A-1: Treibhauspotenzial relevanter Stoffe

Treibhausgas	CO ₂ -Äquivalente (GWP _i) in kg CO ₂ -Äq/kg
Kohlendioxid (CO ₂), fossil	1
Methan (CH ₄), fossil	27,75
Methan (CH ₄), regenerativ	25
Distickstoffmonoxid (N ₂ O)	298
[IPCC 2007, WG I, Chapter 2, Table 2.14]	

Der Beitrag zum Treibhauseffekt wird durch Summenbildung aus dem Produkt der emittierten Masse einzelner treibhausrelevanter Schadstoffe (m_i) und dem jeweiligen GWP (GWP_i) nach der nach stehenden Formel berechnet.

$$GWP = \sum_i (m_i \times GWP_i)$$

A2. Beanspruchung von Rohstoffen

Der Verbrauch von Ressourcen wird als Beeinträchtigung der Lebensgrundlagen des Menschen angesehen. In allen Überlegungen zu einer dauerhaft umweltgerechten Wirtschaftsweise spielt die Beanspruchung von Ressourcen eine wichtige Rolle. Der Begriff Ressource wird dabei manchmal beschränkt auf erschöpfliche mineralische oder fossile Ressourcen angewendet oder sehr weit interpretiert, indem z.B. genetische Vielfalt, landwirtschaftliche Flächen und insbesondere auch die Inanspruchnahme der Umweltmedien Luft und Wasser als Ressourcen, die Schadstoffe aufnehmen müssen (Senkenfunktion) darin eingeschlossen werden. An dieser Stelle wird der Verbrauch von mineralischen und fossilen Ressourcen (Beanspruchung von Rohstoffen) beschrieben.

Für eine Bewertung der Beanspruchung von Rohstoffen innerhalb der Wirkungsabschätzung wird grundsätzlich versucht die „Knappheit“ der Rohstoffe als Kriterium heranzuziehen. Zur Bestimmung der Knappheit werden, bezogen auf eine bestimmte geographische Einheit, im Allgemeinen die Faktoren Verbrauch, eventuelle Neubildung und Reserven in Beziehung gesetzt. Problematisch ist dabei allerdings die einheitliche Bestimmung der "Knappheit". Z.B. gibt es für die Ressource Rohöl unterschiedliche Angaben¹. Der üblicherweise für energetische Ressourcen angegebene Reichweite-Indikator bezieht sich auf globales "sicher gewinnbares" Vorkommen und "gegenwärtigen" Verbrauch. Konservativ nicht einbezogen sind die "voraussichtlich noch förderbaren" Ölmengen. Da von diesen letztgenannten Mengen aber immer wieder Mengen zu "sicheren" Reserven werden, wurde die Reichweite für Rohöl seit mehr als 40 Jahren in der Größenordnung von 40 Jahren angegeben. Problem hinter dieser scheinbaren Bewegungslosigkeit, ist die Abgrenzung zwischen sicheren und "noch zu findenden" Reserven und ebenfalls Problem der Reichweite ist die Abschätzung zur zukünftigen Entwicklung des Verbrauchs.

Für stoffliche Rohstoffe gibt es bislang keine methodische Möglichkeit diese in eine wirkungsbezogene Summe zu fassen. Einzige Möglichkeit ist die Addition der Massen, die allerdings – selbst wenn mit Reichweiten bewertet – keine Aussage über eine Wirkung des Ressourcenverbrauchs machen kann.

Aufgrund der genannten Schwierigkeit wird in dieser Studie die Inanspruchnahme fossiler und mineralischer Rohstoffe in Form von Sachbilanzparametern ausgedrückt. Für energetische Rohstoffe kann die Summe als „kumulierter Energieaufwand“ sinnvoll über den Energiegehalt der Energieträger gebildet werden (s. nachfolgende Tabelle). Für mineralische Rohstoffe, die gänzlich unterschiedlichen Einsatzzwecken dienen können, erfolgt die Auswertung auf Basis von Einzelparametern. Für die vorliegende Studie wurde aufgrund

¹ Die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), in Deutschland zuständig zur Ermittlung der "Reichweite der Reserven", schätzt die gegenwärtigen Ölvorräte auf 2.000 Gb (1 Gb = 1 Gigabarrel), die US Geological Survey (USGS) dagegen z. B. auf 3.000 Gb.

der hohen Bedeutung die Inanspruchnahme der mineralischen Ressource Rohphosphat ausgewertet.

Tabelle A-2: Fossile Energieressourcen und deren Energiegehalt

Rohstoffe in der Lagerstätte / Energieträger	Fossile Energie Hu in kJ/kg
Braunkohle	8.303
Erdgas (roh)	37.781
Erdöl	42.622
Steinkohle	29.809
Quelle: [UBA 1995]	

A3. Versauerung

Versauernd wirkende Luftschadstoffe können durch langfristige hohe Einträge (Deposition) in Böden und Gewässer zu chronischen Wirkungen führen, die den besonderen Charakter von Vegetationsformen derart verändern können, dass es zu einer Verarmung der Artenvielfalt oder zum Aussterben besonderer Flora- und Faunatypen kommt. Die wesentlichen säurebildenden Luftschadstoffe sind Schwefeldioxid, Stickoxide und Ammoniak, die zu Sulfat (SO_4^{2-}), Nitrat (NO_3^-) und Ammonium (NH_4^+) umgesetzt werden. Beim Eintrag von Säuren in Böden werden diese zunächst durch vorhandene Nährkationen wie Calcium, Magnesium oder Kalium abgepuffert. Die Kationen werden dabei selbst gelöst und mit dem Sickerwasser ausgewaschen. Ist das Puffersystem verbraucht, folgt Versauerung (pH-Wert sinkt). Durch den Verlust der Nährkationen kommt es neben der allmählichen Bodenversauerung auch zu Nährstoffmangel. Darüber hinaus verändert sich mit zunehmender Versauerung auch die Bodenlösung, Schwermetalle die im Boden gepuffert gebunden sind, können ausgewaschen und an das Grundwasser abgegeben werden. Toxisch wirkende Schwermetalle werden damit zu einem Risiko für die menschliche Gesundheit und für Ökosysteme.

Tabelle A-3: Versauerungspotenzial von Stoffen

Schadstoff	SO ₂ -Äquivalente (AP) in kg SO ₂ -Äq/kg
Schwefeldioxid (SO ₂)	1
Stickoxide (NO _x als NO ₂)	0,7
Chlorwasserstoff (HCl)	0,88
Fluorwasserstoff (HF)	1,6
Schwefelwasserstoff (H ₂ S)	1,88
Ammoniak (NH ₃)	1,88
Quellen: [CML 2002], [Klöpper 1995]	

Eine Versauerung kann sowohl bei terrestrischen als auch bei aquatischen Systemen eintreten. Verantwortlich ist die Emission säurebildender Abgase. Die in [CML et al. 1992], [Klöpper 1995] beschriebene Berechnung von Säurebildungspotenzialen wird als adäquat für Ökobilanzen angesehen. Damit sind insbesondere keine spezifischen Eigenschaften der belasteten Land- und Gewässersysteme vonnöten. Die Messung des Säurebildungs-

potenzials erfolgt üblicherweise durch Umrechnung auf SO₂-Äquivalente. In Tabelle A-3 sind die in dieser Studie erfassten Schadstoffe mit ihren Versauerungspotenzialen, engl. Acidification Potential (AP), nach [CML 2002] in Form von SO₂-Äquivalenten aufgelistet.

Der Beitrag zum Versauerungspotenzial wird durch Summenbildung aus dem Produkt der emittierten Menge der einzelnen Schadstoffe und dem jeweiligen AP nach folgender Formel berechnet.

$$AP = \sum_i (m_i \times AP_i)$$

A4. Eutrophierung

Analog der Versauerung kann auch der langfristige hohe Eintrag von eutrophierend wirkenden Stoffen in Böden und Gewässer zu chronischen Wirkungen führen, die sich nachteilig auf die Artenvielfalt und bedrohte Tier- und Pflanzenarten auswirken. Die Luftschadstoffe, die zu einer Eutrophierung bzw. Überdüngung beitragen, sind Stickoxide und Ammoniak, durch den in ihnen gebundenen Stickstoff. Die Eutrophierung, das Überangebot an Nährstoffen, führt zunächst zu einem stärkeren Pflanzenwachstum, daneben aber auch zu einer Ausbreitung von Stickstoff liebenden Pflanzen und dadurch zu einem Verlust biologischer Vielfalt.

Übersteigt das Stickstoffangebot im Boden den Bedarf von Pflanzen oder Wäldern (Stickstoff-Sättigung), so wird dieses in Form von Nitrat ungenutzt mit dem Sickerwasser ausgetragen oder z.B. als Distickstoffmonoxid (N₂O) wieder an die Atmosphäre abgegeben. Mineralboden kann unverwerteten Stickstoff nicht speichern, entsprechend kann Nitrat ungehindert durchsickern und das Grundwasser belasten. Wieder freigesetztes N₂O wirkt sich Klima belastend aus, die Treibhauswirkung von N₂O ist nach [IPCC 2071] 298 Mal höher als die von Kohlendioxid (vgl. Tab. A-1).

Die Überdüngung eines Gewässers führt sekundär zu einer Sauerstoffzehrung. Ein übermäßiges Auftreten sauerstoffzehrender Prozesse kann zu Sauerstoffmangelsituationen im Gewässer führen. Ein Maß für die mögliche Belastung des Sauerstoffhaushalts im Gewässer stellen der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB) und der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) dar.

Eine gemeinsame Betrachtung der Überdüngung von Böden und Gewässern in Form einer Gesamteutrophierung ist nicht befriedigend, da es sich um zwei verschiedene Wirkungsbereiche bzw. Umweltmedien handelt. Insofern wird die Überdüngung von Böden und Gewässern jeweils getrennt ausgewertet und dargestellt.

Zur Berechnung der Nährstoffzufuhr kann derzeit keine bessere Alternative als die Aggregation in Phosphatäquivalenten nach [CML 2004] und [Klöppfer 1995] genannt werden. Nachfolgend sind die wesentlichen vorkommenden verschiedenen Schadstoffe bzw. Nährstoffe mit ihren Eutrophierungspotenzialen, engl. Nutrification Potential (NP), wie in Ökobilanzen üblich in Form von Phosphatäquivalenten, aufgelistet. Die Aggregation von Nährstoffen (wie z.B. Ammonium) und CSB kann zu Doppelbewertungen führen, da Ammonium auch bereits im CSB enthalten ist.

Tabelle A-4: Eutrophierungspotenzial von Stoffen

Nährsubstanz	PO ₄ ³⁻ -Äquivalente (NP) in kg PO ₄ ³⁻ -Äq/kg
Eutrophierungspotenzial (Boden via Luft)	
Stickoxide (NO _x als NO ₂)	0,13
Ammoniak (NH ₃)	0,35
Lachgas (N ₂ O)	0,27
Eutrophierungspotenzial (Wasser)	
Phosphat	1
Phosphorverbindungen als P	3,06
Stickstoffverbindungen als N	0,42
Ammonium (NH ₄ ⁺)	0,33
Nitrat (NO ₃ ⁻)	0,1
Nitrit (NO ₂ ⁻)	0,1
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	0,022
Quellen: [CML 2007], [CML 2004], [Klopffer 1995]	

Für die beiden getrennt betrachteten Bereiche, dem durch Luftemissionen und durch Wassereinleitungen verursachten Eutrophierungspotenzial, wurde jeweils der Beitrag zum Eutrophierungspotenzial durch Summenbildung aus dem Produkt der emittierten Menge der einzelnen Schadstoffe und dem jeweiligen NP nach folgender Formel berechnet:

$$NP = \sum_i (m_i \times NP_i)$$

In [CML 2004] sind weitere Äquivalenzfaktoren für Luftemissionen ausgewiesen. Dabei handelt es sich überwiegend um originär typische Wasseremissionen wie Ammonium, Nitrat, Salpetersäure, Phosphat, Phosphorsäure und Phosphor, des Weiteren um Stickstoff und in [CML 2007] wurde der in der Tabelle ausgewiesene Wert für Lachgas aufgenommen. Die originären Wasserparameter können weitgehend vernachlässigt werden. Stickstoffemissionen in die Luft sind vermutlich i.d.R. nicht konsistent in Datensätzen enthalten. Dies wird fallweise vorab geprüft bevor eine Auswertung erfolgt.

A5. Krebsrisikopotenzial

Die in der Sachbilanz erhobenen Daten zu toxischen Emissionen stellen Schadstofffrachten dar. Die Schadstofffrachten werden in einer Ökobilanz nicht in Bezug zu einer konkreten räumlichen Einheit erhoben. Die Sachbilanzdaten sind daher nicht auf eine konkrete Expositionsbetrachtung zurückzuführen. Die klassischen Instrumente zur toxikologischen Bewertung, wie z.B. die Risikoanalyse oder die Umweltverträglichkeitsuntersuchung sind bislang nicht unmittelbar innerhalb einer Ökobilanz anwendbar. Mit dem Expositionsmodell „USES“ [CML 2002] wurde in den Niederlanden zwar ein erster Ansatz in diese Richtung entwickelt, allerdings ist die Methode international noch nicht anerkannt.

Für die methodische Vorgehensweise stellt sich grundsätzlich die Frage, ob sich ein Ansatz mit dem Anspruch, die gesamte Breite der Toxikologie belastbar abzudecken, überhaupt realisieren lässt. In der Wirkungsabschätzung zu der Ökobilanz Getränkeverpackungen [UBA 1995] wurden zur Bewertung der Humantoxizität einzelne Schadstoffe wie

Staub, Dieselpartikel, Schwefeldioxid, Benzo(a)pyren, Cadmium und Blei direkt aus der Sachbilanz ohne weitere Aggregation in der Auswertung herangezogen. Die dort verwendeten Datenkategorien sind auch in der hier erarbeiteten Sachbilanz enthalten und finden Berücksichtigung, soweit ihnen unter dem Gesichtspunkt der ökologischen Bedeutung ein entsprechendes Gewicht zukommt.

Für Schadstoffe mit Wirkungen, die ohne Schwellenkonzentrationen auftreten können, wird in der vorliegenden Untersuchung ein Ansatz zur Wirkungscharakterisierung angewendet, der im Rahmen von Forschungsvorhaben mit vergleichbaren Fragestellungen entwickelt wurde [IFEU 1993]. Insbesondere kanzerogene Wirkungen, die von den entsprechenden Stoffen auch bei geringster Konzentration ausgelöst werden können, eignen sich zu einer vereinheitlichten Darstellung. Damit spielt es keine Rolle, in welchem Maße die freigesetzten Stoffe verdünnt werden. Bedingung ist lediglich, dass ein Expositionsweg für den Menschen gegeben ist, was z.B. im Falle der Freisetzung von kanzerogenen Luftschadstoffen grundsätzlich immer der Fall ist. Lediglich bei Freisetzung auf hoher See (z.B. durch Überseetransporte, hier v. a. Nickelemissionen durch Schweröltreibstoff) ist eine Exposition von geringerer Wahrscheinlichkeit, aber auch nicht vollständig auszuschließen.

Tabelle A-5: Krebsrisikopotenzial von Luftschadstoffen

Kanzerogen (inhalativ)	Arsen-Äquivalente (CRP) in kg Arsen-Äq./kg
Arsen (As)	1
Cadmium (Cd)	0,42
Chrom-VI (Cr-VI)	2,79
Nickel (Ni)	0,056
Benzo(a)pyren (BaP)	20,9
Benzol	0,0018
Dioxine als TE	3.023
PCB (Summe)	0,023

Quelle: [UBA 1995], [IRIS, Fußnote²]

Eine methodische Vereinfachung für die Aggregation kanzerogener Schadstoffemissionen ist durch die Verfügbarkeit so genannter Einheitsrisikowerte (unit risk) gegeben. Diese Werte werden u. a. durch die US-Umweltbehörde EPA herausgegeben und regelmäßig überarbeitet. Mit ihnen lassen sich einerseits Risiken konkreter Expositionen mit Luftschadstoffen bestimmen oder aber, wie hier vereinfacht, die Vielzahl an kanzerogenen Schadstoffen zu einem summarischen Wert zusammenfassen und somit ähnlich den CO₂- oder SO₂-Äquivalenten auf einen Einzelstoffindex – das Krebsrisikopotenzial (CRP = Carcinogenic Risk Potential) beziehen. Im vorliegenden Fall wird hierzu das Halbmetall Arsen gewählt, da es einerseits zu den erwiesenermaßen krebserzeugenden Substanzen zählt und sowohl über den Atemweg wie auch die Nahrungsaufnahme wirksam ist. In Tabelle A-5 wird für jeden der in der Sachbilanz erhobenen Schadstoffe der Arsenäquivalenzwert

² United States Environmental Protection Agency (USEPA): Integrated Risk Information System (IRIS). Letzte Auswertung März 2006; letzte Änderung der hier verwendeten Krebsrisikofaktoren 1999.

aufgeführt. Dabei werden die Einheitsrisikowerte der IRIS-Datenbank der USEPA zugrunde gelegt.

Der Beitrag zum Krebsrisikopotenzial wird durch Summenbildung aus dem Produkt der emittierten Menge der einzelnen Schadstoffe und dem jeweiligen CRP nach folgender Formel berechnet:

$$CRP = \sum_i (m_i \times CRP_i)$$

Wie Versauerung und Eutrophierung stellt die Summe emittierter Arsen-Äquivalente ein Wirkungspotenzial ohne direkten lokalen Bezug dar. Ein individuelles Krebsrisiko ist daraus nicht ableitbar. Dies würde ein hochkomplexes Expositionsmodell erfordern. Ebenso kann zurzeit kein Modell vorgeschlagen werden, das die verschiedenen Expositionspfade der kanzerogenen Substanzen nachvollzieht. Damit sind zunächst nur die möglichen Gesundheitsgefahren durch diese Stoffe über den Luftpfad berücksichtigt.

A6. PM10-Risikopotenzial

In letzter Zeit sind insbesondere PM10-Feinstäube, das sind Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser $< 10 \mu\text{m}$ in den Mittelpunkt des Verdachtes geraten, ein besonders hohes Toxizitätspotenzial für Menschen aufzuweisen. In einer Reihe von internationalen Studien wurde der Zusammenhang der Partikelbelastung und der Mortalität bzw. Morbidität erfasst. Im Ergebnis zeigte sich, dass bei Erhöhung der Immissionskonzentration von PM10 die Mortalität infolge von Atemwegs- und Herz-Kreislauf-Erkrankungen stark zunimmt. Neue Studien international anerkannter Organisationen - aktuell der WHO - haben ein hohes Mortalitätsrisiko durch Feinstäube bestätigt. Aus den gleichen Gründen wurde der EU-Grenzwert ($20 \mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$ Außenluft ab 2010) festgelegt [EU 1999]. Auch die novellierte [TA Luft 2002] sowie die novellierte [22. BImSchV 2004] erlauben nur noch $40 \mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$ im Jahresmittel.

Die epidemiologische Bewertung des PM10-Risikos erfolgt auf der Basis von Kurz- und Langzeitstudien. Bei Kurzzeitstudien handelt es sich um Zeitreihenstudien, in denen Zusammenhänge zwischen kurzfristigen Veränderungen der Partikelbelastung der Luft, in der Regel von Tag zu Tag, und der Veränderungen der Gesundheit in der betroffenen Bevölkerung im selben Zeitraum untersucht werden. Dabei wurden in vielen Studien übereinstimmend Zusammenhänge zwischen kurzzeitigen Erhöhungen der Partikelbelastung und Beeinträchtigungen der menschlichen Gesundheit festgestellt. Dazu zählen die Zunahme der täglichen Todesfälle, Einweisungen in Krankenhäuser auf Grund von Atemwegs- und Herz-Kreislauf-Erkrankungen sowie weitere Effekte. Unklar ist, inwieweit die Erhöhung der Mortalitäts- und der Morbiditätsrate mit einem „harvesting-effect“ in Verbindung zu bringen ist. Dies würde z. B. dem etwas vorgezogenen Tod von Personen mit schweren Vorerkrankungen und einem ohnehin hohem Mortalitätsrisiko entsprechen. Aus diesem Grund werden diese Studien hier nicht herangezogen.

In Langzeitstudien werden Sterberaten und Beeinträchtigungen der Gesundheit sowie die Luftverschmutzung über einen möglichst langen Zeitraum beobachtet. Dabei wird eine möglichst große Population untersucht. Es zeigte sich in einigen Studien eine Zunahme der Todesfälle durch Atemwegs- sowie Herz-Kreislauf-Erkrankungen. Die Faktoren zum relativen Risiko weisen eine große Bandbreite auf. Nach dem aktuellsten Update der

WHO (Air Quality Guidelines global update 2005) ergibt sich der Zahlenwert des relativen Risikos zu 1,03/10 $\mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$ (Bandbreite 1,01/10 $\mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$ bis 1,055/10 $\mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$). Das bedeutet, dass bei einer um 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ höheren Belastung der Außenluft mit PM_{10} das Risiko für Todesfälle durch Atemwegs- sowie Herz-Kreislauf-Erkrankungen um den Faktor 1,03 bzw. um 3% ansteigt.

Die großräumige PM_{10} -Belastung der Außenluft wird durch direkte Staubemissionen und Sekundärpartikel verursacht, die sich aus Vorläufersubstanzen wie NO_2 , SO_2 , NH_3 und NMVOC bilden. So verbindet sich z.B. SO_2 in der Luft mit NH_3 und H_2O zu partikelförmigem $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. Die Zuordnung erfolgt mit aerosol formation factors, die in der Berichterstattung der EU [EEA 2002] angewendet und auch von der WHO als Indikator für die Luftqualität empfohlen werden [WHO 2002]. Die in Tabelle A-6 aufgeführten Faktoren wurden aus den Arbeiten von [De Leeuw 2002] abgeleitet und werden von diesem als repräsentativ für die Bedingungen in Europa eingestuft. Sie setzen sich zusammen aus dem Anteil der Vorläufersubstanz, der in Aerosolform umgewandelt wird, und aus einem Massenkorrekturfaktor, der die Umwandlung des gasförmigen Schadstoffs in den Aerosolanteil beschreibt ($\text{SO}_2 \rightarrow \text{SO}_4$; $\text{NO}_2 \rightarrow \text{NO}_3$; $\text{NH}_3 \rightarrow \text{NH}_4$). Für PM_{10} beträgt der Faktor 1. Für NMVOC ist die Zuordnung schwierig und verlangt die Kenntnis der Einzelverbindungen. Der von [Heldstab et al. 2003] für die NMVOC-Emissionen in der Schweiz abgeleitete Mittelwert des PM_{10} -Potenzials beträgt 0,012.

Tabelle A-6: PM_{10} -Risikopotenzial von Luftschadstoffen

Partikel PM_{10} und Vorläufersubstanzen	PM10-Äquivalente in kg PM_{10} -Äq./kg
Partikel PM_{10}	1
Partikel aus Dieselemissionen	1
Sekundäraerosolbildner	
NO_x (als NO_2)	0,88
SO_2	0,54
NH_3	0,64
NMVOC	0,012
Quelle: [De Leeuw 2002], [EEA 2002], [WHO 2002]	

Der Beitrag zum Potenzial wird durch Summenbildung aus dem Produkt der emittierten Menge der einzelnen Schadstoffe und dem jeweiligen PM_{10} -Potenzial nach folgender Formel berechnet:

$$PM_{10} = \sum_i (m_i \times PM_{10i})$$

Ansonsten gelten die gleichen Einschränkungen und Bedenken wie beim Krebsrisikopotenzial beschrieben. PM_{10} -Äquivalente stellen ein Wirkungspotenzial ohne direkten lokalen Bezug dar. Ein individuelles Mortalitätsrisiko ist daraus nicht ableitbar. Es sind zunächst nur die möglichen Gesundheitsgefahren durch PM_{10} berücksichtigt.

A7. Schadstoffeintrag in Boden

In § 5 (5) KrW-/AbfG werden neben den drei systembezogenen Umweltkriterien „Ressourcenverbrauch“, „Emissionen“ und „Energie“ auch ein produkt- bzw. materialbezogenes Umweltkriterium genannt: die „Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen, Abfällen zur Verwertung oder daraus gewonnenen Erzeugnissen“, die zu berücksichtigen ist.

Eine Methodik zur Anwendung des Kriteriums der Schadstoffanreicherung steht bislang nicht zur Verfügung. Ein denkbarer Ansatz bestünde darin, Schadstoffkonzentrationen in einem Material oder Abfall zu benennen, oberhalb derer der Verwertungsweg in einer Ja-Nein-Entscheidung als nicht umweltverträgliche Lösung angesehen werden kann. In solche materialbezogenen Grenzwerte müssten Fragen zur Wirkung und zu Expositionsrisiken einfließen.

Ähnlich dem Vorgehen zur ökotoxischen Wirkung werden üblicherweise zur Darstellung der Schadstoffanreicherung Einzelstoffparameter in der Sachbilanz als Einzelparameter mit aufgeführt und können, soweit ihnen unter dem Gesichtspunkt der ökologischen Bedeutung ein entsprechendes Gewicht zuerkannt wird, bei der Bewertung Berücksichtigung finden. Insbesondere bei Systemen, die mit Ausbringung von Stoffen auf Böden verbunden sind, werden beispielsweise die Einzelparameter Cadmium und Blei ausgewertet wegen gegebener Belastung durch diese und ihrer schweren bis mittelschweren irreversiblen Wirkung durch Eintrag in Böden. In dieser Studie neu mit aufgenommen wurde der Schadstoffeintrag von Polyaromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) als Vertreter organischer Schadstoffbelastungen.

Anhang B. Erläuterung zu optionalen Bestandteilen bei der Auswertung nach Ökobilanzmethode

Die Ökobilanzmethode erlaubt drei Möglichkeiten Ergebnisse weiter aufzubereiten, die Normierung, die Gewichtung und die Ordnung der Ergebnisse. In keinem Fall ist eine quantitative Verrechnung bzw. Zusammenfassung der einzelnen Wirkungsindikatorergebnisse zulässig. Auch ist die Gewichtung als optionaler Bestandteil der Auswertung nur dann erlaubt, wenn keine vergleichende Bewertung erfolgt, da die Gewichtung wie auch ein Punktwertverfahren auf einer Werthaltung basiert, die nicht wissenschaftlich begründbar ist. Zwar beruht auch die Ordnung der Ergebnisse auf einer Werthaltung, allerdings ist diese offensichtlicher (weil durch argumentieren statt verrechnen erreicht) und damit leichter nachzuvollziehen als die Gewichtung. Im vorliegenden Vorhaben werden die Elemente der Normierung und der Ordnung im Rahmen der Auswertung der Ergebnisse angewendet.

Bei der Normierung werden die Ergebnisse in Bezug zu Referenzinformationen gestellt. Ziel der Normierung ist, die relative Größenordnung der einzelnen Wirkungsindikatoren besser einordnen zu können. Im entwickelten methodischen Vorgehen bildet die Referenzinformation, die Gesamtbelastungen in Deutschland. Die Indikatorergebnisse werden auf die entsprechenden Gesamtemissionen und Verbräuche bezogen, es wird der „spezifische Beitrag“ der Umweltwirkung auf die bestehende Gesamtbelastung berechnet.

Bei der Ordnung der Ergebnisse erfolgt eine Hierarchisierung der einzelnen Wirkungsindikatoren nach ihrer „ökologischen Bedeutung“ gemäß UBA-Methode (UBA 1995). Zur Einordnung wird eingeschätzt wie hoch die ökologische Gefährdung einer Umweltwirkung ist und es wird der Abstand zu einem formulierten Schutzziel in die Einschätzung der Bedeutung einbezogen.

Spezifischer Beitrag

Der Beitrag, der durch das untersuchte System verursachten Umweltwirkungen, kann auf die bereits existierenden Umweltbelastungen bezogen werden. Dieser Bezug stellt eine „objektive“ Messlatte dar und wird in dieser Art vom Umweltbundesamt angewendet.

Ausgangspunkt ist die aktuelle Emissionssituation in Deutschland. Berechnet wird z.B. das Treibhauspotenzial, das durch die derzeitigen Emissionen in Deutschland innerhalb eines Jahres verursacht wird. Zu diesem Potenzial wird das Treibhauspotenzial einer bestimmten Untersuchungsoption ins Verhältnis gesetzt, das Ergebnis ist der spezifische Beitrag der gewählten Option. Wird dieser spezifische Beitrag auf die Einwohnerzahl Deutschlands bezogen, so ergeben sich so genannte Einwohnerdurchschnittswerte (EDW).

Am Ende dieser Stufe liegen die spezifischen Beiträge der verschiedenen untersuchten Optionen bezüglich der verschiedenen Umweltwirkungen vor. Die spezifischen Beiträge können dann als Parameter für den ökologischen Vergleich der Optionen herangezogen werden. Diese sind dabei in der Normierungsgröße EDW ausgedrückt: „Szenario X verursacht für die Entsorgung einer Tonne Abfall weniger Emissionen als Szenario Y in der Größenordnung von 0,01 EDW (Einwohnern in Deutschland)“.

Da sich die spezifischen Beiträge jeweils immer nur auf eine Umweltwirkung beziehen, ist es auf dieser Stufe schwierig, die Gesamtheit der spezifischen Beiträge einer Option mit

der Gesamtheit der spezifischen Beiträge einer anderen Option direkt zu vergleichen. Der spezifische Beitrag gibt nur an, welche Stellschraube die größten Reduktionseffekte, bezogen auf das untersuchte System besitzt.

Die nachfolgende Tabelle zeigt beispielhaft die Parameter für die hier ausgewerteten Wirkungskategorien und -indikatoren zur Gesamtbelastung in Deutschland und die auf einen Einwohner bezogene Menge zur Berechnung der Einwohnerdurchschnittswerte.

Tabelle B-1: Jahresgesamtfrachten und -verbrauch in Deutschland und Belastung durch einen Einwohner (Stand 31.12.2008: 82.095.000 Einwohner)

	Deutschland Fracht pro Jahr	Quelle	Belastung durch einen Einwohner
Verbrauch			
Phosphaterz	923.469 t	a)	11,25 kg
Eintrag in Böden			
Cadmium	64,32 t	b)	0,0008 kg
Aggregierte Indikatoren für Wirkungskategorien			
KEA, fossil	11.345.000 TJ	c)	138.194 MJ
KEA, gesamt	14.003.000 TJ	c)	170.571 MJ
Treibhauspotenzial (IPCC 2007)	930.287.431 t CO ₂ -Äq	d)	11.332 kg
Versauerung (CML 2002)	2.771.501 t SO ₂ -Äq	d)	33,8 kg
Eutrophierung (Luft)	386.735 tPO ₄ -Äq	d)	4,7 kg
Eutrophierung (Wasser)	390.425 t PO ₄ -Äq	e)	4,8 kg
Krebsrisiko (Luftemissionen)	789 t As-Äq	f), g)	0,0096 kg
PM10-Äquivalente	2.024.417 t PM10-Äq	d)	24,7 kg

a) StBA FS 4 R 8.2: Produzierendes Gewerbe - Düngemittelversorgung. Wirtschaftsjahr 2009/2010

b) IFEU/Plancotec "Stoffstrom Boden" Szenario Status Quo: Schwermetalleintrag über Wirtschaftsdünger, Trester, Mineraldünger, Klärschlamm und Kompost; Schwermetalleintrag über Luft eigene Abschätzung

c) AGEBA AG Energiebilanzen e.V.: Energieverbrauch in Deutschland im Jahr 2008; <http://www.ag-energiebilanzen.de/viewpage.php?idpage=118>

d) Umweltbundesamt (Hrsg.) - Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990-2007 (Endstand 20.02.2009). Dessau, Februar 2009

e) Umweltbundesamt, UBA-Texte 82/03, Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens (Zahlen für 2000)

f) Umweltbundesamt (Hrsg.) - Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen (POP) 1990-2007 (Endstand 23.02.2009). Dessau, Februar 2009

g) Umweltbundesamt (Hrsg.) - Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 1990-2007 (Schwermetalle) (Endstand 12.11.2008). Dessau, November 2008

Ökologische Bedeutung

Die ökologische Bedeutung wird auf Basis der ökologischen Gefährdung und dem Abstand zu einem definierten Umweltziel eingeschätzt.

Mit Hilfe der „ökologischen Gefährdung“ sollen verschiedene Umweltwirkungen und Umweltqualitätsziele in Beziehung zueinander gestellt werden. Dies geschieht, indem man die untersuchten Wirkungskategorien hinsichtlich der Tragweite der Wirkungen für die Umwelt hierarchisiert. Eine solche Prioritätenliste ist aufgrund unterschiedlicher Werthaltungen und Interessenslagen zwangsläufig subjektiver Natur und muss immer im jeweiligen gesellschaftlichen Kontext betrachtet werden. Das Umweltbundesamt setzt zur Rangbildung der Wirkungskategorien nachfolgende Kriterien an, mit denen die Einordnung nach einem nachvollziehbaren, schematisierten Vorgehen erfolgen soll:

1. Wirkungsmechanismen (tief greifende Wirkungen sowie das Betroffensein von höheren Hierarchieebenen sind als schwer wiegender anzusehen)
2. Reversibilität/Irreversibilität und zeitliche Dauer (irreversible Wirkungen sind als schwerwiegender anzusehen)
3. räumliche Ausdehnung (ubiquitär auftretende Wirkungen sind als schwerwiegender als räumlich begrenzte anzusehen).
4. Unsicherheiten bei der Prognose der Auswirkungen (größere Unsicherheiten sind als schwerwiegender anzusehen)

Die Bewertungsgröße „Abstand zum Schutzziel“ (Distance to Target“) drückt aus, wie weit wir von politisch gesteckten Zielen derzeit noch entfernt sind. Je größer der Abstand ist, desto schwerer ist eine zusätzliche erhöhte Umweltlast durch eine Option des Ökobilanzvergleichs zu werten.

Ein Beispiel für eine politische Zielvorgabe der Bundesregierung war das Minderungsziel der direkten Treibhausgasemissionen um 21% bis zum Jahr 2010 gegenüber 1990. In diesem Fall setzt man das Treibhauspotenzial einer bestimmten Untersuchungsoption ins Verhältnis zu dem in Folge der Reduktionsvorgaben verringerten Treibhauspotenzial. Dieses Vorgehen ermöglicht es, den Beitrag einer Untersuchungsoption im Kontext der angestrebten Umweltziele zu betrachten. Neben dem Quotient zwischen Ist-Zustand und Qualitätsziel (je größer, desto schwerwiegender) setzt das Umweltbundesamt zur Rangbildung der Wirkungskategorien folgende Kriterien ein:

1. Ein größerer Reduktionsbedarf ist als schwerwiegender anzusehen (so keine quantitativen Umweltqualitätsziele vorliegen)
2. Steigende Belastungen sind als schwerwiegender anzusehen als stagnierende oder abnehmende
3. Geringere Durchsetzbarkeit und technische Erreichbarkeit sind als schwerwiegender anzusehen

Die nachfolgende Tabelle zeigt die Einstufung zur ökologischen Bedeutung im Umweltbundesamt zum Stand 1999 sowie die Fortschreibung der Einordnung durch das IFEU. In der Ordnung stellt „A“ eine sehr große ökologische Bedeutung dar, „B“ eine große, „C“ eine mittlere und „D“ eine geringe. Die Diskussion um die Einstufung wurde in der Arbeitsgruppe Ökobilanzen des UBA intensiv weitergeführt, allerdings ohne dass sich Änderungen gegenüber dem Stand 1999 ergeben hätten. Es ist aber nicht auszuschließen, dass die Zuteilung der ökologischen Bedeutung sich im Laufe der Zeit durch geänderte Werthaltung oder neue wissenschaftliche Erkenntnisse in einzelnen Kriterien verschiebt.

Bei der Fortschreibung der Einordnung der ökologischen Bedeutung weiterer Umweltwirkungskategorien durch das IFEU wurde streng den Kriterien zur Rangbildung nach Vorgabe durch das Umweltbundesamt gefolgt. Die Begründung für die jeweilige Einordnung findet sich in der Tabellenfußzeile.

Tabelle B-2: Bewertungsvorschlag des UBA (1999) zur ökologischen Bedeutung und Ergänzung Einstufungen IFEU

Wirkungskategorie	Einordnung UBA		Einstufung IFEU
	ökologische Gefährdung	Abstand zum Umweltziel	
Aquatisches Eutrophierungspotenzial	B	C	C
Terrestrisches Eutrophierungspotenzial	B	B	B
Naturraumbeanspruchung	A	A	A
Fotochemische Oxidationbildung (POCP)	D	B	C
Ressourcenbeanspruchung (fossil)	C	B	C
Stratosphärischer Ozonabbau (ODP)	A	D	C
Treibhauseffekt	A	A	A
Versauerung	B	B	B
Mineralische Ressource (Phosphaterz)			D ^{a)}
Humantoxizität			
Krebsrisikopotenzial			A ^{a)}
PM10-Risikopotenzial			B ^{a)}
Eintrag in den Boden			
Blei			C ^{a)}
Cadmium			B ^{a)}

A = sehr groß. B = groß. C = mittel D = gering

a) Begründung für die Rangbildung:

Phosphaterz: Endlichkeit der Ressource Phosphaterz ist getrennt zu betrachten nach cadmiumarmem Phosphaterz und cadmiumbelastetem. Ersteres ist stark eingegrenzt zeitlich verfügbar, für letzteres wird Verfügbarkeit mit 200-300 Jahren angegeben; bedarf zwar aufwendiger Aufbereitungsverfahren zur Cadmiumentfrachtung, wird hier aber für Knappheit von Phosphaterz zugrunde gelegt; auch ist durch effizientere Düngeweise und quasi Wegfall des Phosphatverbrauchs im Waschmittelsektor die Beanspruchung rückläufig, und Phosphatverbrauch ist nicht zwingend irreversibel, durch verstärktes Recycling von Phosphat aus Industrie- und Siedlungsabfällen ist Verbrauch deutlich eingrenzbare → D

Krebsrisikopotenzial: gravierende, nicht reversible gesundheitliche Wirkung, keine Wirkungsschwelle, betrachtete Stoffe persistieren und akkumulieren in der Umwelt, Emissionen zwar rückläufig, aber Abstand zu Zielwerten (z.B. LAI) noch weit → A

PM10: Nach jüngeren Erkenntnissen führen Staubpartikel von <10µm Ø zu erheblichen Gesundheitsgefahren, Wirkung lokal regional, keine Persistenz → B

Ammonium: für viele aquatische Lebewesen stark toxisch, Belastung rückläufig → C

Blei in Boden: mittelschwere Wirkung, praktisch irreversibler Eintrag, aber lokal begrenzt, rückläufige Einträge durch Minderung in Luft und Sekundärdüngemitteln → C

Cadmium in Boden: schwere Wirkung, praktisch irreversibler Eintrag, aber lokal begrenzt, rückläufige Einträge durch Minderung in Luft und Sekundärdüngemitteln → B

Quellenverzeichnis zu Anhang A und B

- (CML 2007) Institute of Environmental Sciences Leiden University: CML Impact Assessment, Version 3.2, Dez 2007, last update Nov 2007.
<http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/ssp/index.html>
- (CML 2004) Institute for Environmental Sciences Leiden University: CML Impact Assessment, Version 2.7, April 2004, last update July 2002.
- (CML 2002) Guinée, J.B., Gorée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., Koning, A. d., Oers, L.v., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., Bruijn, H.d., Duin, R.v., Huijbregts, M.A.J., Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 2002.
- (CML 1992) Heijungs, R. et al.: Backgrounds - Environmental Life Cycle Assessment of Products, CML Centre of Environmental Science Leiden University, Dutch Organisation for Applied Scientific Research Apeldoorn (NOVEM) (Hg), B&G Fuels and Raw Materials Bureau Rotterdam (RIVM), 1992.
- (De Leeuw 2002) A set of emission indicators for long-range transboundary air pollution. Environmental Science and Policy, 5, 135-145.
- (EEA 2002) European Environmental Agency. Environmental signals 2002. Environmental Assessment Report No. 9. Copenhagen, Denmark.
- (EU 1999) Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft (1. Tochterrichtlinie).
- (Heldstab 2003) Heldstab, J. et al.: Modelling of PM10 and PM2.5 ambient concentrations in Switzerland 2000 and 2010. Environmental Documentation No.169. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL. Bern, Switzerland, 2003.
- (Heyde 1999) Heyde, M., Kremer, M.: Recycling and Recovery of plastics from Packagings in Domestic Waste – LCA-type Analysis of Different Strategies; Klöpffer/Hutzinger (Hg), LCA Documents Vol. 5, Berlin 1999.
- (IFEU 1997) Ökologischer Vergleich graphischer Papiere. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 103 50 120, Heidelberg, 1997.
- (IFEU 1994) Vergleichende Untersuchung zu den Umweltauswirkungen unterschiedlicher Verfahren der Behandlung von Klärschlamm aus Bremen, im Auftrag der Bremer Entsorgungsbetriebe, Heidelberg 1994.
- (IFEU 1993) Ökologische Bilanzen der Abfallwirtschaft - Vergleichende Bewertung von Strategien, Verfahren und Maßnahmen der Vermeidung, Verwertung und Entsorgung von Abfällen aus Verbrauchs- und Gebrauchsgütern. Vorstudie Schadstoffaspekte der Verwertung und Behandlung/Ablagerung von Abfällen (Toxizitätsparameter). Im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin, 1993.
- (IPCC 2007) Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC): Contribution of Working Group I to the 4th Assessment Report: Climate Change 2007, www.ipcc.ch

- (IPCC 1995) Intergovernmental Panel on Climate Change „Climate Change 1995 - The Science of Climate Change“ Houghton, J. T. (Hg), Cambridge University Press, Cambridge 1996.
- (Klopffer 1995) Methodik der Wirkungsbilanz im Rahmen von Produkt-Ökobilanzen unter Berücksichtigung nicht oder nur schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorien. Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin 1995 (=UBA-Texte 23/95).
- (Öko-Institut 1998) Systemvergleich unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung im Kreis Neuwied, Darmstadt 1998.
- (Ökopol 1997) Mineralöl-Raffinerie Dollbergen, Belastungsgutachten und Ökobilanzielle Bewertung der Altölaufbereitung. Im Auftrag der MRD GmbH und dem Niedersächsischen Umweltministerium, Hamburg 1997.
- (TA Luft 2002) Erste Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz, Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft, vom 24. Juli 2002.
- (UBA 1999) Bewertung in Ökobilanzen. Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Umweltbundesamt, Berlin 1999 (= UBA Texte 92/99).
- (UBA 1995) Ökobilanz für Getränkeverpackungen. Teil A: Methode zur Berechnung und Bewertung von Ökobilanzen für Verpackungen. Teil B: Vergleichende Untersuchung der durch Verpackungssysteme für Frischmilch und Bier hervorgerufenen Umweltbeeinflussungen, Umweltbundesamt, Berlin 1995 (= UBA-Texte 52/95).
- (USEPA 2006) US Environmental Protection Agency, Integrated Risk Information System (IRIS), Washington D.C., Stand 2006 (<http://www.epa.gov/iris>)
- (WHO 2002) World Health Organization Regional Office for Europe, European Centre for Environment and Health: Environmental health indicator systems - update of methodology sheets. Bonn, Germany 2002.

Anhang C. Zusammensetzung Restmüll

Zur Anpassung der vorliegenden empirischen Daten zu Biogasertrag und Massenbilanz für die betrachteten Restmüllentsorgungsverfahren über M(B)An auf den Teilstrom Bioabfall ist die Kenntnis des Organikanteils im Restmüll erforderlich, der für den Biogasertrag und erfolgreichen biologischen Abbau ursächlich ist. Dies betrifft den gesamten Organikanteil und nicht nur den Anteil, der als Bioabfall über die Biotonne getrennt erfasst werden kann. Einzige Ausnahme bildet Holz, da Holz kaum einem biologischen Abbau unterliegt. In den nachfolgenden Tabellen ist die Restmüllzusammensetzung nach verschiedenen Literaturquellen dargestellt. Diese wurden als Grundlage zur Abschätzung des Organikanteils im Restmüll herangezogen, der zu 65% bestimmt wurde. Hinsichtlich des Biogasertrages der anaeroben MBA ist diese Festlegung als konservativ zu sehen, da sich bei einem niedrigeren angenommenen Organikgehalt ein höherer Biogasertrag für den Bioabfall berechnen würde (s. Kap. 4.3.3). Für die Massenbilanzen würden sich bei einem niedrigeren Organikgehalt höhere Verlustraten (v. a. Wasserverluste) ergeben, die rechnerisch zu höheren Heizwerten in den EBS-Fractionen führen würden. Dafür wäre umgekehrt der rechnerische Anteil der EBS-Mengen etwas geringer. Es wird davon ausgegangen, dass sich diese beiden gegenläufigen Effekte in etwa die Waage halten hinsichtlich des Einflusses auf das Ergebnis.

Tabelle C-1: Abfallfraktionen im Restmüll nach (Kern, Sprick 2001)

	Anteil im Restmüll	Biogener Anteil
Bio- und Grünabfälle	29,6%	100%
Papier und Pappe	14,3%	100%
Verbundstoffe	6,9%	25%
Glas	6,9%	0%
Windeln	5,5%	85%
Kunststoffe	5,8%	0%
Metalle	3,8%	0%
Holz	1,6%	100%
Textilien, Leder, Gummi	2,6%	50%
Feinmüll <8mm	14,0%	55%
sonstige Abfälle (inkl. mineral. Abf.)	9,0%	10%
Summe biogener Anteil		62%
Summe biogener Anteil ohne Holz		60%

Tabelle C-2: Abfallfraktionen im Restmüll nach (UBA 2011)

	Anteil im Restmüll	Biogener Anteil
Bio- und Grünabfälle	30,9%	100%
Papier und Pappe	10,5%	100%
Verbundstoffe	4,7%	32%
Glas	4,9%	0%
Windeln		
Kunststoffe	9,2%	0%
Metalle	2,7%	0%
Holz	1,9%	100%
Textilien, Leder, Gummi	4,9%	48%
Feinmüll <8mm	14,7%	60%
sonstige Abfälle (inkl. mineral. Abf.) ¹⁾	15,8%	81%
Summe biogener Anteil		69%
Summe biogener Anteil ohne Holz		67%

1) Summe aus 10,6% Stoffe a.n.g., 4,6% Mineralien, 0,6% Schadstoffe

Tabelle C-3: Abfallfraktionen im Restmüll nach (AEA 2001)

	Anteil im Restmüll	Biogener Anteil
Bio- und Grünabfälle	31%	100%
Papier und Pappe	29%	100%
Verbundstoffe		
Glas	11%	0%
Windeln		
Kunststoffe	8%	0%
Metalle	5%	0%
Holz		
Textilien, Leder, Gummi	2%	50%
Feinmüll <8mm		
sonstige Abfälle (inkl. mineral. Abf.)	13%	71%
Summe biogener Anteil		70%
Summe biogener Anteil ohne Holz		70%

Tabelle C-4: Abfallfraktionen im Restmüll nach (IPCC 2006) für Europa

	Anteil im Restmüll	Biogener Anteil
Bio- und Grünabfälle	29%	100%
Papier und Pappe	24%	99%
Verbundstoffe		
Glas	9%	0%
Windeln		90%
Kunststoffe	10%	0%
Metalle	5%	
Holz	10%	100%
Textilien, Leder, Gummi	4%	80%
Feinmüll <8mm		
sonstige Abfälle (inkl. mineral. Abf.)	9%	0%
Summe biogener Anteil		66%
Summe biogener Anteil ohne Holz		56%

Quellen:

- (AEA 2001): AEA Technology Environment: Waste Management Options and Climate Change. Final Report to the European Commission, DG Environment. July, 2001
- (Kern, Sprick 2001): Kern, M., Sprick, W.: Abschätzung des Potenzials an regenerativen Energieträgern im Restmüll. In: Bio- und Restabfallbehandlung V. Wiemer/Kern (Hrsg.). Witzenhausen-Institut - Neues aus Forschung und Praxis. Witzenhausen 2001
- (IPCC 2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 5, Waste, Chapter 2, Waste generation, composition and management data.
- (UBA 2011): Nutzung der Potenziale des biogenen Anteils im Abfall zur Energieerzeugung. UBA-Texte 33/2011. UFO-Plan FKZ 3707 33 303. Umwelt-bundesamt Mai 2011

Anhang D. Stoffflussdiagramme

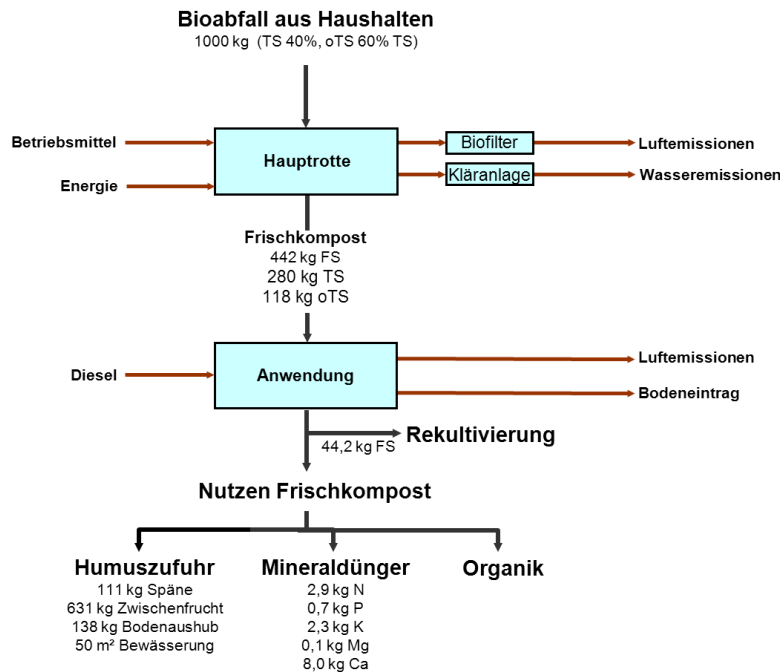


Abbildung D-1: Stoffflussdiagramm für das Szenario Biomix-Frischk (Kap. 5.2)

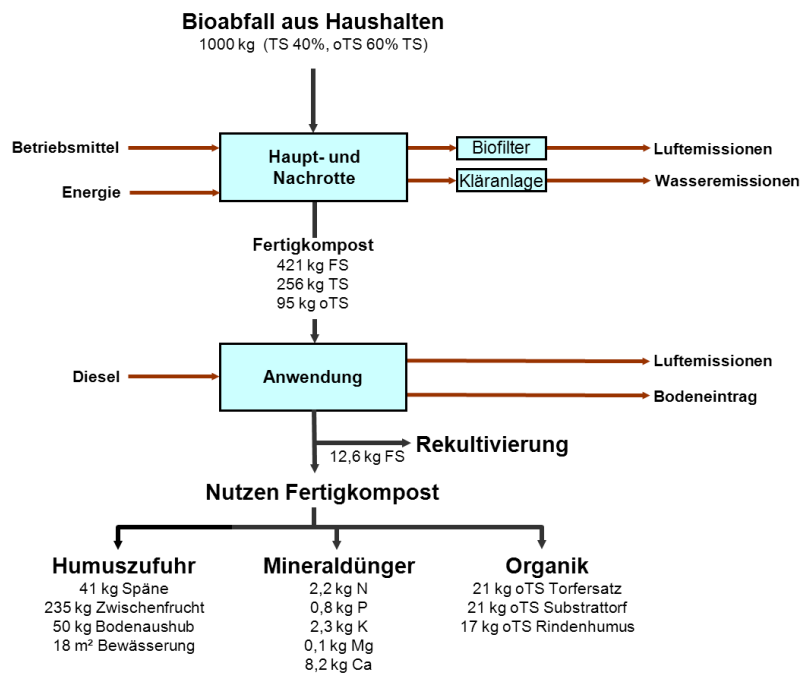


Abbildung D-2: Stoffflussdiagramm für das Szenario Biomix-Fertig (Kap. 5.2)

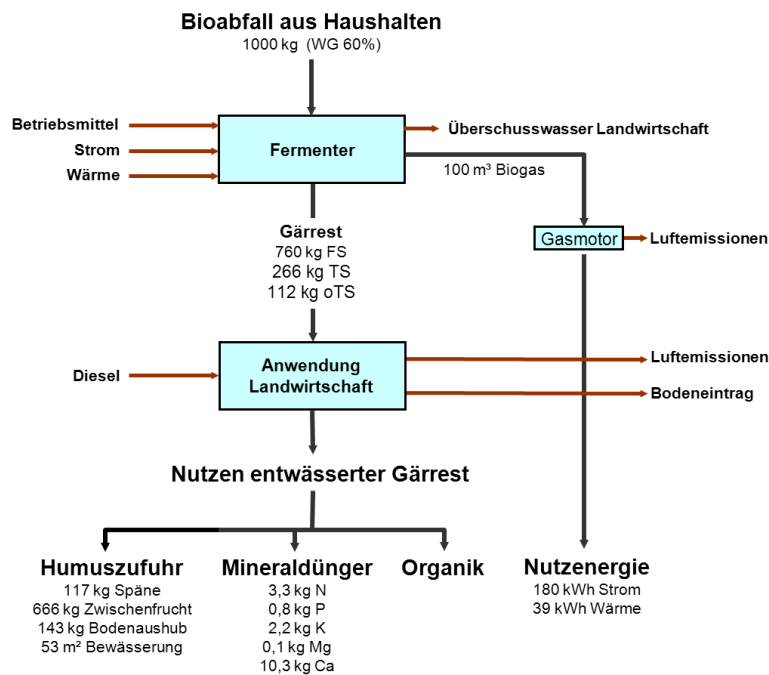


Abbildung D-3: Stoffflussdiagramm für das Szenario Verg Gärrest (Kap. 5.2)

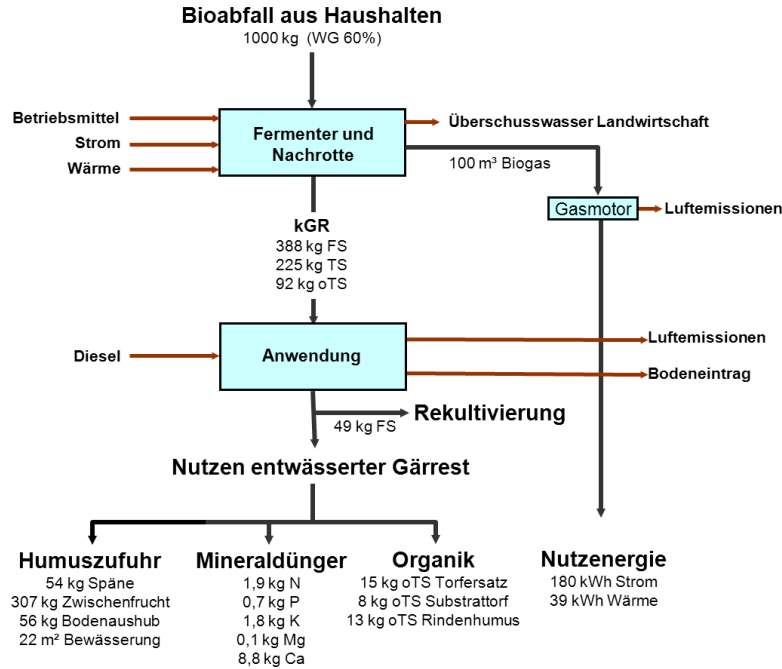


Abbildung D-4: Stoffflussdiagramm für das Szenario Verg kGR (Kap. 5.2)

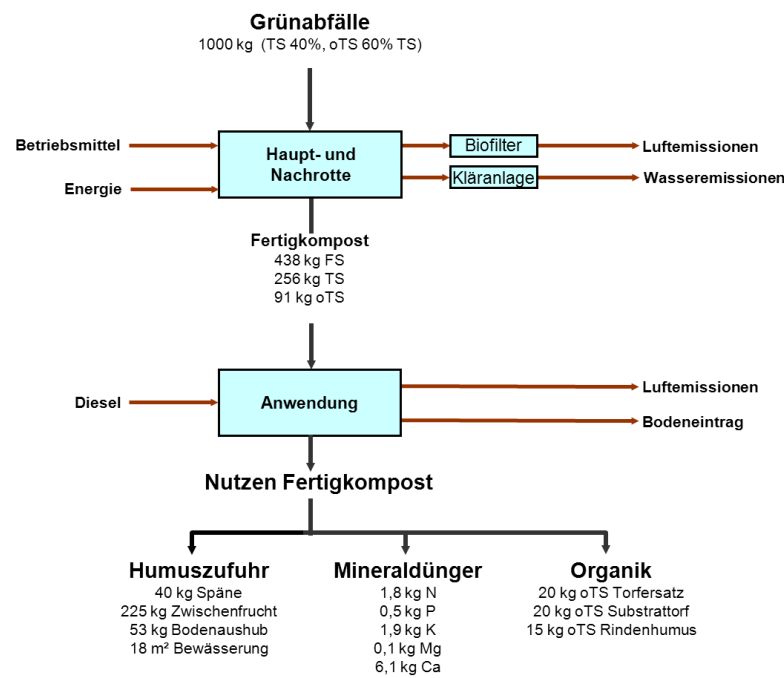


Abbildung D-5: Stoffflussdiagramm für das Szenario Grüngut-Fertig (Kap. 5.2)

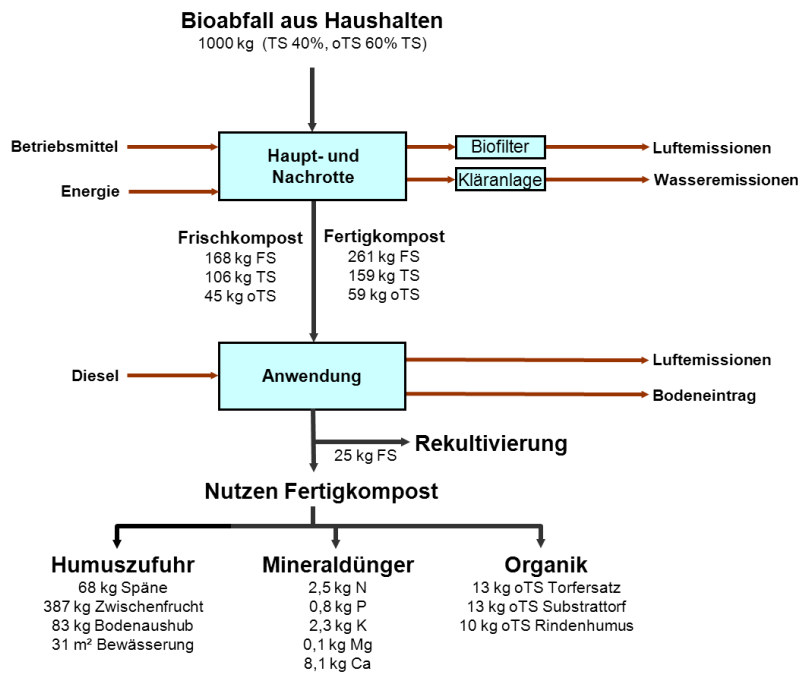


Abbildung D-6: Stoffflussdiagramm für das Szenario Komp D (Kap. 5.3)

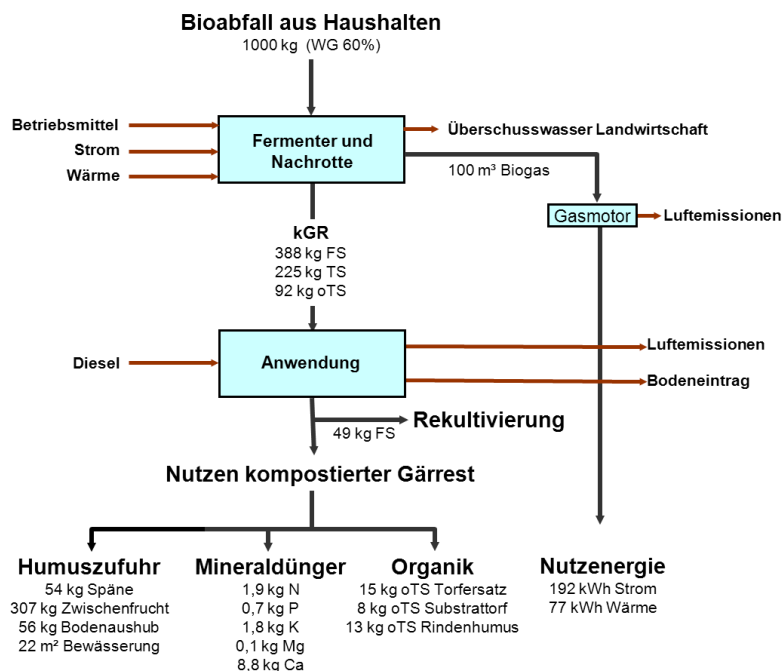


Abbildung D-7: Stoffflussdiagramm für das Szenario Verg StdT (Kap. 5.3)

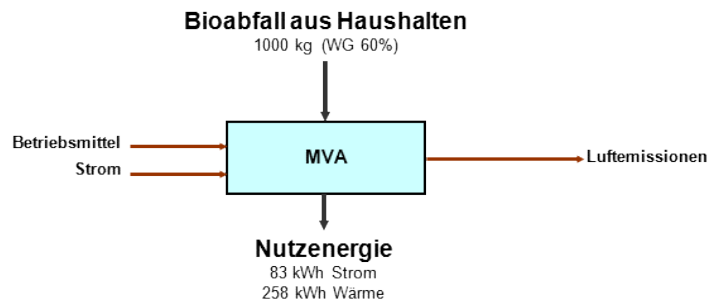


Abbildung D-8: Stoffflussdiagramm für das Szenario MVA D (Kap. 5.3)

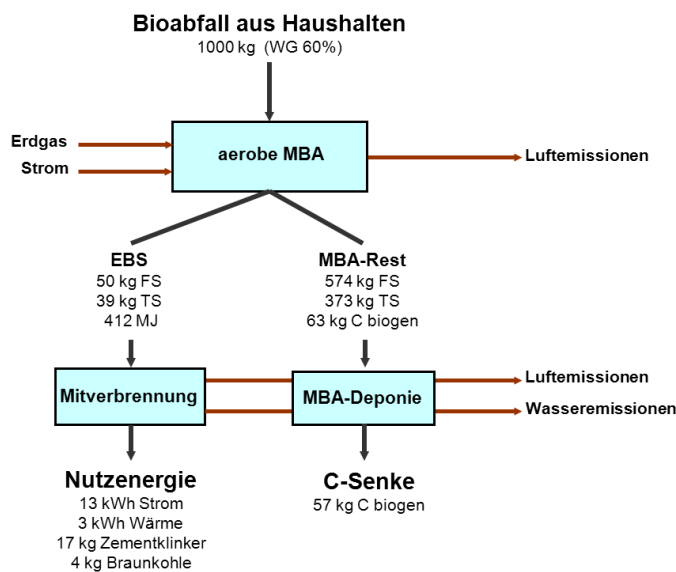


Abbildung D-9: Stoffflussdiagramm für das Szenario MBA aerob D (Kap. 5.3)

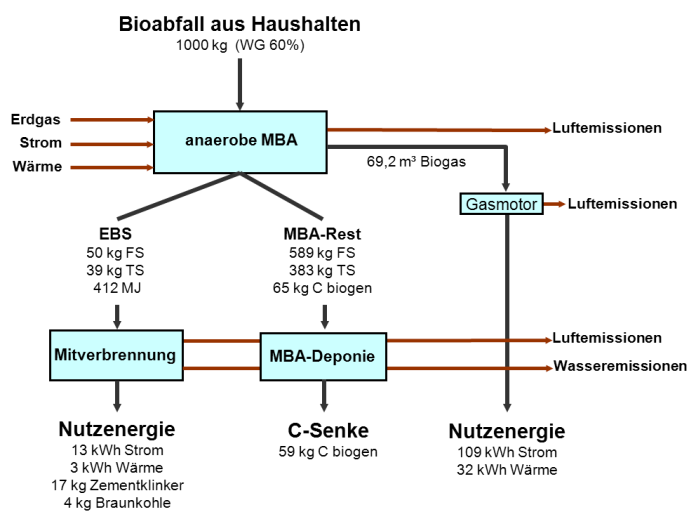


Abbildung D-10: Stoffflussdiagramm für das Szenario MBA anaerob D (Kap. 5.3)

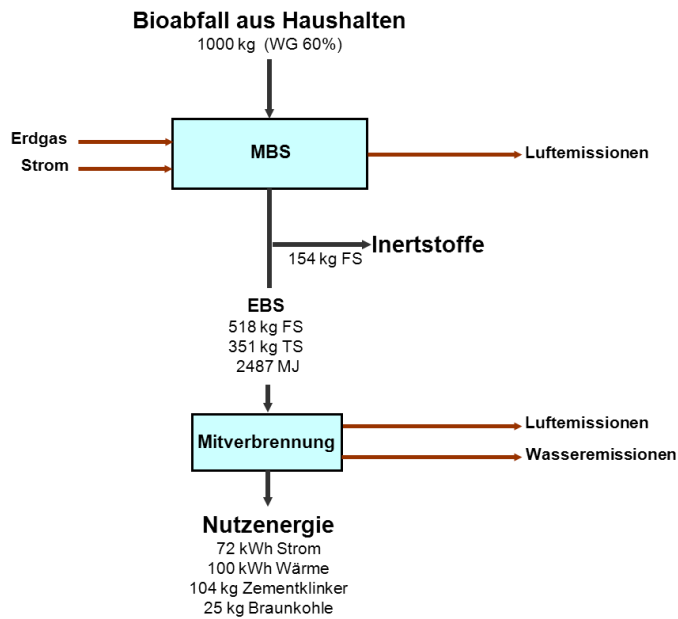


Abbildung D-11: Stoffflussdiagramm für das Szenario MBS D (Kap. 5.3)

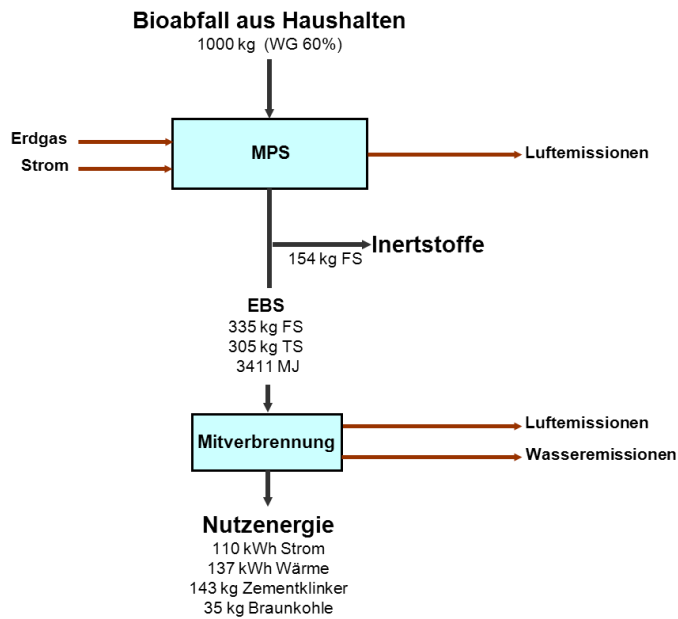


Abbildung D-12: Stoffflussdiagramm für das Szenario MPS D (Kap. 5.3)