

TEXTE

70/2017

Anforderungen an die Behandlung spezifischer Elektroaltgeräte unter Ressourcen- und Schadstoffaspekten

Abschlussbericht

TEXTE 70/2017

Projektnummer 56146

UBA-FB 002547

Anforderungen an die Behandlung spezifischer Elektroaltgeräte unter Ressourcen- und Schadstoffaspekten

von

Julia Wolf, Dr. Ralf Brüning

Dr. Brüning Engineering UG (haftungsbeschränkt), Brake

Lisa Nellesen, Jochen Schiemann

Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V., Duisburg

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

Dr. Brüning Engineering UG (haftungsbeschränkt)
Kirchenstr. 26
26919 Brake

Lisa Nellesen, Jochen Schiemann
Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V.
Bliersheimer Str. 58 – 60
47229 Duisburg

Abschlussdatum:

November 2016

Redaktion:

Fachgebiet III 1.6 Produktverantwortung
Elisabeth Nunweiler, Regina Kohlmeyer, Kristine Sperlich

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4359

Dessau-Roßlau, September 2017

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Am 24.10.2015 trat das novellierte ElektroG 2 in Kraft. Mit dem § 24 (2) wurde die Bundesregierung ermächtigt, weitergehende Anforderungen an die Behandlung von Elektroaltgeräten festzulegen. Zur Schaffung einer Grundlage für eine solche Verordnung hat das Umweltbundesamt die vorliegende Studie in Auftrag gegeben.

Gegenstand dieser Studie ist die Betrachtung verschiedener Geräte, Bauteile und Stoffe, namentlich sind dies Leiterplatten, Flachbildschirme, Kunststoffe und Photovoltaikmodule. Die Effektivität der aktuellen Behandlungsverfahren hinsichtlich Ressourcen- und Schadstoffaspekten soll untersucht werden. Dazu werden in erster Linie Literaturrecherchen und -auswertungen sowie Interviews mit verschiedenen Unternehmen entlang der Entsorgungskette durchgeführt. Bei Bedarf wird diese Vorgehensweise durch technische Untersuchungen und chemische Analysen ergänzt.

Insgesamt sollen die Ergebnisse die Ableitung spezifischer konkreter Behandlungsempfehlungen ermöglichen

Abstract

On the 24th of October 2015 the ElektroG 2 came into effect. According to §24 (2), the federal government is authorised to establish more extensive requirements regarding the treatment of WEEE, by statutory instruments. To provide a basis for a regulation the Federal Environmental Agency commissioned the present study.

Subject of the study is the analysis of printed circuit boards, flat panel displays, plastics and photovoltaic modules.

Taking into account resource-related and pollutant-related aspects the efficiency of existing treatment processes was to be analysed. To accomplish this, literature was researched and evaluated. Interviews with companies representing the recycling chain were conducted and, if needed, technical investigations and chemical analyses complemented this approach.

Overall, the results should enable the future outline of specific treatment recommendations.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	9
Tabellenverzeichnis.....	12
Abkürzungsverzeichnis.....	16
Zusammenfassung	18
1 Einleitung.....	22
2 Festlegung möglicher Zielelemente.....	23
3 Arbeitspaket 1: Ausbauvorschriften zur Separation von Baugruppen, Leiterplatten, Komponenten und Bauteilen ausgewählter Geräte der Sammelgruppen 3 und 5 (nach § 14 ElektroG 2).....	27
3.1 Fokussierung auf Zielelemente.....	27
3.2 Auswahl zu betrachtender Gerätetypen.....	27
3.3 Literaturlauswertungen des Aufkommen ausgewählter Gerätetypen in den Sammelgruppen 3 (alt) und 5 (alt)	29
3.4 Leiterplatten.....	34
3.4.1 Umgang mit Leiterplattenfraktionen in Entsorgungsunternehmen.....	35
3.4.1.1 Kurzbefragung: Erstbehandlungsbetriebe	35
3.4.1.2 Internetrecherche: Ankäufer von Leiterplatten	37
3.4.2 Umgang mit Leiterplattenfraktionen bei Zwischenhändlern.....	39
3.4.3 Annahme von Elektronikaltgeräten und Leiterplattenfraktionen in der Kupferhütte	40
3.4.4 Annahme von Leiterplattenfraktionen in Scheideanstalten.....	40
3.4.5 Händische Entnahme vs. mechanische Behandlung von Leiterplatten.....	41
3.5 Schadstoffrelevante Bauteile.....	42
3.5.1 Schadstoffe in EAG und Gesundheitsgefährdung	42
3.5.2 Vorkommen schadstoffrelevanter Bauteile.....	43
3.6 Demontageuntersuchungen an ausgewählten Geräten	49
4 Arbeitspaket 2: Behandlungsziele für Flachbildschirmgeräte.....	55
4.1 Flachbildschirmgeräte	55
4.1.1 Aufbau von Flachbildschirmgeräten	55
4.1.1.1 Plasmafernseher	56
4.1.1.2 LCD-Fernseher	57
4.1.1.3 LCD-Monitor	59
4.1.1.4 OLED-Fernseher	60
4.2 Displayeinheiten in Flachbildschirmgeräten.....	61
4.2.1 Plasmapanel.....	61

4.2.2	LCD-Panel.....	62
4.2.2.1	CCFL-Hintergrundbeleuchtung	63
4.2.2.2	LED-Hintergrundbeleuchtung	64
4.2.3	OLED-Panel.....	65
4.3	Fokussierung auf Zielelemente.....	66
4.4	Auswahl zu betrachtender Displayeinheiten.....	67
4.5	Aufkommen relevanter Flachbildschirmgeräte.....	67
4.6	Gehalte ressourcenrelevanter Stoffe in relevanten Displayeinheiten.....	68
4.6.1	Indium.....	68
4.6.2	Yttrium.....	70
4.7	Gehalt an Schadstoffen in relevanten Displayeinheiten.....	70
4.7.1	Literatursauswertung.....	70
4.7.1.1	Blei	70
4.7.1.2	Flüssigkristalle	71
4.7.1.3	Quecksilber	71
4.7.2	Simulation von Arbeitssituationen und Untersuchung der Quecksilberemission.....	74
4.8	Gegenüberstellung von manueller Demontage und (teil-) automatisierter Zerkleinerung.....	93
4.8.1	Literatursauswertung.....	93
4.8.1.1	Manuelle Demontage	93
4.8.1.2	Teilautomatisierte Zerlegung	96
4.8.1.3	Vollautomatisierte Verwertung	96
4.8.2	Untersuchungen der maschinellen Zerkleinerung unter Schadstoff- und Ressourcenaspekten.....	97
4.8.2.1	Quecksilber	104
4.8.2.2	Indium	105
4.8.2.3	Gold	106
4.8.2.4	Silber	108
4.8.2.5	Fazit	109
5	Arbeitspaket 3: Behandlungsziele Kunststofffraktionen.....	109
5.1	Einteilung und Einsatzgebiete von Kunststoffen.....	109
5.2	Kunststoffe in Elektro- und Elektronikgeräten.....	110
5.3	Fokussierung ressourcenrelevanter Stoffe und Schadstoffe.....	113
5.4	Literatursauswertungen zu Mengenaufkommen und Gerätetypen.....	115
5.5	Literatursauswertung zu Schadstoffen.....	118

5.5.1	RoHS-Metalle.....	118
5.5.1.1	Blei	118
5.5.1.2	Cadmium	119
5.5.1.3	Chrom	119
5.5.1.4	Quecksilber	119
5.5.2	Flammschutzmittel	120
5.5.2.1	PBB	122
5.5.2.2	PBDE	122
5.5.2.3	TBBPA	124
5.5.3	Antimon	124
5.6	Mögliche Aufbereitungsverfahren für Kunststoffe	124
5.7	Eigene Analysen von Kunststoffen.....	130
5.7.1	Analysemethoden.....	130
5.7.1.1	Kunststoffsortenbestimmung	130
5.7.1.2	Flammschutz- und Elementscreening	131
5.7.2	Analysen von nichtmetallischer Restfraktion.....	132
5.7.2.1	Probenahme	132
5.7.2.2	Bestimmung von Kunststoffsorten mit IR-ATR	133
5.7.2.3	Chemische Analysen	135
5.7.3	Analysen großer Kunststoffteile aus manueller Demontage.....	139
5.7.3.1	Probenahme	140
5.7.3.2	Bestimmung von Kunststoffsorten mit IR-ATR	140
5.7.3.3	Chemische Analysen	151
6	Arbeitspaket 4: Behandlungsziele Photovoltaikmodule.....	154
6.1	Einleitung.....	154
6.2	Bauweisen von Photovoltaikmodulen.....	155
6.2.1	Module mit kristallinen Siliziumzellen.....	155
6.2.2	Module mit Dünnschichtzellen	156
6.3	Inhaltsstoffe von PV-Modulen.....	159
6.4	Vorkommen der Bauweisen von Photovoltaikmodulen in Deutschland	162
6.5	Rücknahmemengen pro Bauweise	164
6.6	Prognostizierte Abfallmengen.....	165
6.7	Behandlungstechniken.....	166
7	Arbeitspaket 5: Zusammenfassung und Ableitung von Empfehlungen.....	168
7.1	Zusammenfassung AP 1.....	168

7.1.1	Ressourcenrelevanz.....	168
7.1.2	Schadstoffrelevanz.....	169
7.1.3	Fazit.....	169
7.2	Zusammenfassung AP 2: Flachbildschirmgeräte	170
7.2.1	Ressourcenrelevanz.....	170
7.2.2	Schadstoffrelevanz.....	170
7.2.3	Fazit.....	171
7.3	Zusammenfassung AP 3: Kunststoffe.....	172
7.3.1	Ressourcenrelevanz.....	172
7.3.2	Schadstoffrelevanz.....	172
7.3.3	Fazit.....	172
7.4	Zusammenfassung AP 4: Photovoltaikmodule.....	173
7.4.1	Ressourcenrelevanz.....	173
7.4.2	Schadstoffrelevanz.....	173
7.4.3	Fazit.....	174
8	Quellenverzeichnis.....	175
9	Anhang Messprotokolle Quecksilbermessungen.....	180

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Anzahl und Gewicht (kg) der RePro-Altgeräte in der SG3 (alt) (Sander 2012).....	32
Abbildung 2: Anzahl und Gewicht (kg) der RePro-Altgeräte in der SG 5 (alt) (Sander 2012).....	33
Abbildung 3: Gewonnene Leiterplatten (g) pro Demontagezeit (s).....	52
Abbildung 4: Gewonnene Kunststoffmenge (g) pro Demontagezeit (s) der Geräte der Reihen 1-7	53
Abbildung 5: Zusammensetzung der demontierten Router und die gemessene Demontagezeit.....	54
Abbildung 6: Schematische Darstellung der in Flachbildschirmgeräten eingesetzten Materialien....	56
Abbildung 7: Massenanteile von LCD-CCFL-Fernsehern mit unterschiedlichen Bildschirmdiagonalen.....	58
Abbildung 8: Vergleich der Zusammensetzung von LCD-CCFL-Fernsehern und Monitoren.....	60
Abbildung 9: Aufbau eines Plasmapanels	61
Abbildung 10: Aufbau LCD-Panel.....	62
Abbildung 11: Aufbau einer Kaltkathodenröhre (CCFL).....	63
Abbildung 12: Sonderbauformen von CCFL-Hintergrundbeleuchtungen	64
Abbildung 13: Aufbau einer LED	64
Abbildung 14: Von LED emittierte Lichtfarbe in Abhängigkeit des Halbleitermaterials (Buchert 2012).....	65
Abbildung 15: Verschiedene LED-Hintergrundbeleuchtungen.....	65
Abbildung 16: Aufbau eines OLED-Panels	66
Abbildung 17: Verkaufszahlen von Flachbildschirmen in Deutschland nach CEMIX (2016)	67
Abbildung 18: Anzahl Röhren in LCD-CCFL-Fernsehern (IUTA 2010)	72
Abbildung 19: Seefelder Hg-Monitor 3000 zur Messung von Quecksilberemissionen.....	75
Abbildung 20: Messung der Quecksilberkonzentration bei der Anlieferung von Flachbildschirmen in Gitterboxen	76
Abbildung 21: Messung der Quecksilberkonzentration bei der Anlieferung von Flachbildschirmgeräten in einem 40 m ³ Abrollcontainer	77
Abbildung 22: Messung innerhalb beschädigtem LCD-CCFL-Fernseher von der Vorderseite (Gerät 3).....	78
Abbildung 23: Messung innerhalb beschädigtem LCD-CCFL-Fernseher von der Rückseite (Gerät 4).....	79
Abbildung 24: Messung der Quecksilberkonzentration bei der Lagerung von teilzerlegten LCD- CCFL-Geräten mit unzerstörten Röhren.....	81
Abbildung 25: Messung der Quecksilberkonzentration bei der Lagerung von teilzerlegten LCD- CCFL-Geräten mit zerstörten Röhren	81
Abbildung 26: geschützte Entnahme von CCFL-Röhren in abgesaugter Sicherheitswerkbank.....	83
Abbildung 27: Messung der Quecksilberkonzentration im Arbeitsbereich des Bedieners bei der Entnahme von CCFL-Röhren	84

Abbildung 28: Entfernung von gelöteten CCFL-Röhren mit einem Seitenschneider.....	84
Abbildung 29: Quecksilberkonzentration im Arbeitsbereich bei Entnahme von CCFL-Röhren (Gerät 8) (rot: AGW, gelb: Start Absaugung).....	85
Abbildung 30: Luftdicht eingebauter Sammelbehälter für zerstörte CCFL-Röhren, Zugang über Shredder in Sicherheitswerkbank.....	87
Abbildung 31: Quecksilbermessung am abgesenkten Sammelbehälter für CCFL-Röhren	88
Abbildung 32: Messung der Quecksilberkonzentration oberhalb eines Sammelbehälters für zerstörte CCFL-Röhren.....	88
Abbildung 33: Probegasleitung zur Messung innerhalb des Einwellenzerkleinerers	89
Abbildung 34: Zerkleinerungswelle im Inneren des Einwellenzerkleinerers.....	90
Abbildung 35: Quecksilberkonzentration in Einwellenzerkleinerer während der Zerkleinerung von Monitor 2	91
Abbildung 36: CCFL-Röhren in einem Fernseher mit seitlicher Metallabdeckung und mittleren Halterungen	94
Abbildung 37: Verschiedene Befestigungen von CCFL-Röhren in LCD-Flachbildschirmgeräten.....	94
Abbildung 38: Zerkleinerungswelle im Inneren des Einwellenzerkleinerers.....	97
Abbildung 39: Shredderausgangsmaterial.....	98
Abbildung 40: vom Einwellenzerkleinerer nicht zerkleinerte Monitorrückwand.....	98
Abbildung 41: Schema der Probenaufbereitung des Ausgangsmaterials der LCD-CCFL- Gerätezerkleinerung (¹ mit Anhaftungen des Feinanteils, ² Kunststoff, Platinen, Panel, CCFL, Sonstiges; ³ zurückgeblieben).....	100
Abbildung 42: Probenteilung als Vorbereitung zur Analyse von LCD-CCFL-Geräten (Fernseher 1)....	101
Abbildung 43: Bildung einer Eisenfraktion mit Hilfe eines Magneten.....	101
Abbildung 44: Nach mechanischer Zerkleinerung manuell gebildete Fraktionen (Monitor 1)	102
Abbildung 45: eingesetzte Schneidmühle der Firma Fritsch.....	103
Abbildung 46: Leichtfraktion zerkleinert auf Korngröße ≤ 4 mm (Fernseher 1)	103
Abbildung 47: Konzentrationen der untersuchten Stoffe in LCD-CCFL-Flachbildschirmgeräten (Aufaddiert aus einzelnen Fraktionen)	109
Abbildung 48: Menge der in Deutschland 2013 konsumierten Kunststoffe (Consultic 2014)	110
Abbildung 49: Zusammensetzung von Elektroaltgeräten (Huismann 2007).....	115
Abbildung 50: Anteil von Gerätekategorien an Gesamtkunststoffverbrauch in Elektro- und Elektronikgeräten in Europa (Huismann 2007)	116
Abbildung 51: Anwendungsbereiche von Flammenschutzmitteln 2012 (Klinkowski 2015)	120
Abbildung 52: Anteil an flammgeschützten Kunststoffen in bestimmten Geräten (APME 2001), (Wäger 2010)	122
Abbildung 53: Kunststoffaufkommen in EAG und dessen Verwertung 2013 in Deutschland (Consultic 2014).....	125
Abbildung 54: Dichten von Kunststoffen ohne Zusätze	128

Abbildung 55: Schema einer mehrstufigen elektrostatischen Trennung (Köhnlechner 2013).....	129
Abbildung 56: Shimadzu IRAffinity-1S mit ATR-Einheit.....	131
Abbildung 57: Schema der Spektrumsmessung im IR mit ATR	131
Abbildung 58: Probenahme der nichtmetallischen Restfraktion	133
Abbildung 59: Übersicht einer Einzelprobe der NMRF (Probe 6)	133
Abbildung 60: Vielfalt der Teile und Materialien der NMRF (Probe 2)	134
Abbildung 61: Häufigkeit verschiedener Kunststoffsorten bei 200 Kunststoffteilen aus nichtmetallischer Restfraktion.....	135
Abbildung 62: Aufbereitung der NMRF in Anlehnung an LAGA PN 98.....	136
Abbildung 63: Labor-Universal-Schneidmühle	137
Abbildung 64: Probe der NMRF, zerkleinert auf < 4 mm (Probe A)	137
Abbildung 65: Untersuchte Routergehäuse.....	141
Abbildung 66: Untersuchte Videorecordergehäuse.....	142
Abbildung 67: Untersuchtes Receivergehäuse	142
Abbildung 68: Untersuchte Teile von Kompaktaudioanlage	143
Abbildung 69: Untersuchte Teile von tragbaren CD-Spielern.....	143
Abbildung 70: Untersuchte Teile von Staubsaugern.....	144
Abbildung 71: Untersuchte Rückwände von LCD-Fernsehern	146
Abbildung 72: Untersuchte dünne, milchig-trübe Streuscheiben von LCD-Fernsehern	147
Abbildung 73: Untersuchte dicke, durchsichtige Streuscheiben von LCD-Fernsehern	148
Abbildung 74: Polarisationsfolien aus LCD-Fernsehern.....	149
Abbildung 75: Mit IR-ATR gemessene Spektren von PF 2.3 (oben) und Spektrum von Polyester aus der Datenbank (unten).....	151
Abbildung 76: ABS aus Staubsaugergehäusen nach Zerkleinerung mit Zweiwellenzerkleinerer von ARP	152
Abbildung 77: Beispiel für Informationen auf dem Etikett eines End-Of-Life Solarmoduls.....	159

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Metallvorauswahlliste des Projektes RePro (2012).....	23
Tabelle 2: Kritische Rohstoffe laut Europäische Kommission 2010 und Europäische Kommission 2014	23
Tabelle 3: Kritische Elemente vbw 2009 und vbw 2015.....	24
Tabelle 4: Gegenüberstellung RePro Vorauswahlliste, EU 2014, vbw 2015	25
Tabelle 5: Zielelemente RePro (Sander 2012) erweitert um Silizium.....	27
Tabelle 6: Liste zu betrachtender Geräte	28
Tabelle 7: Rücknahmemengen der SG 3 (alt) und SG 5 (alt) laut Stiftung ear.	29
Tabelle 8: Rücknahmemengen der SG 3 (alt) auf Ebene von Gerätearten (errechnet aus Daten der Stiftung ear).....	30
Tabelle 9: Rücknahmemengen der SG 5 (alt) auf Ebene von Gerätearten (errechnet aus Daten der Stiftung ear).....	30
Tabelle 10: Zusammensetzung der Sammelgruppe 5 (alt) nach Gerätetypen (Kuchta 2012)	34
Tabelle 11: Durchschnittliche Anzahl der am häufigsten abgegebenen Geräte pro Tag (Kuchta 2012).....	34
Tabelle 12: Ergebnisse aus der Kurzbefragung.....	35
Tabelle 13: Bezeichnungen Leiterplattenfraktionen (Kurzbefragung Erstbehandlungsbetriebe)	36
Tabelle 14: Anzahl Leiterplattenfraktionen (Analyse von Internetseiten von Ankäufern von Leiterplatten)	37
Tabelle 15: Bezeichnungen Leiterplattenfraktionen (Analyse von Internetseiten von Ankäufern von Leiterplatten).....	38
Tabelle 16: Vergleichende Untersuchung nach Schöps 2010.....	41
Tabelle 17: Schadstoffe in Haushaltskleingeräte nach VDI 2343 Blatt Demontage.....	44
Tabelle 18: Schadstoffe in ITK Geräten nach VDI 2343 Blatt Demontage.....	45
Tabelle 19: Schadstoffe in Unterhaltungselektronik nach VDI 2343 Blatt Demontage.....	46
Tabelle 20: Schadstoffe in Werkzeugen nach VDI 2343 Blatt Demontage	47
Tabelle 21: Gerätetypen für Demontageuntersuchungen	49
Tabelle 22: Übersicht der untersuchten Geräte Reihe 1: Router 1-6.....	52
Tabelle 23: Zusammensetzung von Plasma-Fernsehern (Böni 2011), (Cryan 2010)	56
Tabelle 24: Durchschnittliche Zusammensetzung von LCD-CCFL-Fernsehern.....	57
Tabelle 25: Durchschnittliche Zusammensetzung von LCD-CCFL-Monitoren	59
Tabelle 26: Zusammensetzung eines OLED-Fernsehers.....	61
Tabelle 27: Zielelemente in Displayeinheiten von Flachbildschirmen*.....	66
Tabelle 28: Indiumgehalt in LCD-Panels nach Größe (Mischproben à ca. 10 kg) (FEM/IUTA 2011).....	68
Tabelle 29: Indiumgehalt in LCD-Panels nach Größe (Böni 2015).....	69

Tabelle 30: Übersicht Indiumgehalte in LCD-Panels.....	69
Tabelle 31: Anzahl defekter Röhren in LCD-CCFL-Geräten (IUTA 2010).....	73
Tabelle 32: Anzahl defekter Röhren in LCD-CCFL-Geräten (Cryan 2010).....	73
Tabelle 33: Fraktionen von 1.270 geschredderten LCD-CCFL-Geräten (ohne externe Kabel, Gehäuse und Standfuß) (Böni 2011).....	74
Tabelle 34: Gemessene Quecksilberkonzentration in LCD-CCFL-Geräten.....	79
Tabelle 35: Gemessene Quecksilberkonzentration vor und nach Demontage von LCD-CCFL- Geräten.....	80
Tabelle 36: Ergebnisse der Messung der Quecksilberkonzentration oberhalb teilzerlegter LCD- CCFL-Geräte.....	82
Tabelle 37: Gemessene Quecksilberkonzentration bei der ungeschützten Entnahme von CCFL- Röhren.....	85
Tabelle 38: Ergebnisse der Quecksilbermessungen bei der Zerkleinerung von LCD-CCFL- Fernsehern in Einwellenzerkleinerer.....	90
Tabelle 39: Ergebnisse der Quecksilbermessungen bei der Zerkleinerung von LCD-CCFL- Monitoren in Einwellenzerkleinerer.....	91
Tabelle 40: Durchschnitts- bzw. Maximalwerte der Quecksilberkonzentration.....	92
Tabelle 41: Demontagezeit von Plasmafernsehern.....	95
Tabelle 42: Demontagezeit von LCD-CCFL-Fernsehern und -Monitoren.....	95
Tabelle 43: Demontagezeit von LCD-LED-Fernsehern und -Monitoren.....	95
Tabelle 44: Größe und Gewicht der zerkleinerten Geräte.....	99
Tabelle 45: Gewichte und Konzentrationen von Quecksilber in erzeugten Fraktionen der Fernseher.....	104
Tabelle 46: Gewichte und Konzentrationen von Quecksilber in erzeugten Fraktionen der Monitore	104
Tabelle 47: Gewichte und Konzentrationen von Indium in erzeugten Fraktionen der Fernseher.....	105
Tabelle 48: Gewichte und Konzentrationen von Indium in erzeugten Fraktionen der Monitore.....	106
Tabelle 49: Gewichte und Konzentrationen von Gold in erzeugten Fraktionen der Fernseher.....	107
Tabelle 50: Gewichte und Konzentrationen von Gold in erzeugten Fraktionen der Monitore.....	107
Tabelle 51: Gerätegewichte und Konzentrationen von Silber in erzeugten Fraktionen der Fernseher.....	108
Tabelle 52: Gewichte und Konzentrationen von Silber in erzeugten Fraktionen der Monitore.....	108
Tabelle 53: Kunststoffsorten und ihre Anwendungsgebiete in Elektronikgeräten.....	111
Tabelle 54: Anteil verschiedener Kunststoffsorten in Elektro- und Elektronikgeräten.....	112
Tabelle 55: In RoHS reglementierte Stoffe und ihre Grenzwerte.....	113
Tabelle 56: Durch POP-Verordnung verbotene und beschränkte Stoffe.....	114
Tabelle 57: Kunststoffanteil in verschiedenen Elektro- und Elektronikgerätetypen.....	116
Tabelle 58: Häufige Haushaltskleingeräte.....	117

Tabelle 59: Übersicht in Kunststoff verwendeter Flammschutzmittel.....	120
Tabelle 60: Verträglichkeitstabelle von Thermoplasten (Köhnlechner 2014)	126
Tabelle 61: Sortierverfahren, ergänzt nach (Lechner 2014).....	127
Tabelle 62: Ergebnisse der chemischen Analyse auf Schadstoffe der NMRF (fett gedruckte Werte liegen über dem RoHS-Grenzwert)	137
Tabelle 63: Ergebnisse der chemischen Analyse auf Flammschutzmittel der NMRF (fett gedruckte Werte liegen über dem RoHS-Grenzwert).....	138
Tabelle 64: Ergebnisse der Kunststoffbestimmung mit IR-ATR von Routergehäusen.....	141
Tabelle 65: Ergebnisse der Kunststoffbestimmung mit IR-ATR von Videorecordergehäusen.....	142
Tabelle 66: Ergebnisse der Kunststoffbestimmung mit IR-ATR von Receivergehäuse.....	142
Tabelle 67: Ergebnisse der Kunststoffbestimmung mit IR-ATR von Teilen von Kompaktaudioanlage.....	143
Tabelle 68: Ergebnisse der Kunststoffbestimmung mit IR-ATR von Teilen von tragbaren CD-Spielern	144
Tabelle 69: Ergebnisse der Kunststoffbestimmung mit IR-ATR von Teilen aus Staubsaugern.....	144
Tabelle 70: Ergebnisse der Kunststoffbestimmung mit IR-ATR von Gehäuserückwänden aus LCD-Fernsehern.....	146
Tabelle 71: Ergebnisse der Kunststoffbestimmung mit IR-ATR von dünnen, milchig-trüben Streuscheiben aus LCD-Fernsehern.....	147
Tabelle 72: Ergebnisse der Kunststoffbestimmung mit IR-ATR von dicken, durchsichtigen Streuscheiben aus LCD-Fernsehern.....	148
Tabelle 73: Ergebnisse der Kunststoffbestimmung mit IR-ATR von Polarisationsfolien aus LCD-Fernsehern.....	149
Tabelle 74: Ergebnisse der chemischen Analyse auf Schadstoffe der großen Kunststoffteile.....	152
Tabelle 75: Ergebnisse der chemischen Analyse auf Flammschutzmittel der großen Kunststoffteile	153
Tabelle 76: Übersicht Unterscheidungshilfen monokristalline, polykristalline und Dünnschichtmodule, eigene Darstellung nach Benedek 2014, Kernbaum 2013, Photovoltaik.info 2016, Photovoltaik-web.de 2016, Solaranlagen-Portal.com 2016....	158
Tabelle 77: Zusammensetzung von PV-Modulen. Quelle: Recycling von Solarmodulen – Potential und Anspruch eines zukünftigen Stoffstroms / PV CYLCE Studie 2007, zitiert nach (BINE 2010).....	159
Tabelle 78: Beispiel für die Zusammensetzung eines c-Si Standardmoduls (Sander 2007).....	160
Tabelle 79: Eine Abschätzung der Stoffmassen je Tonne CdTe-Altmodule (Kernbaum 2013).....	161
Tabelle 80: Untersuchung einer CIGS Zelle (Benedek 2014).....	162
Tabelle 81: Jährlich in Deutschland installierte PV-Leistung, CIGS, CdTe und a-Si Anteile ermittelt im ReStra Projekt (Zimmerman 2013).....	162
Tabelle 82: Rücknahmemengen von Altmodulen (PV CYCLE 2013, PV CYCLE 2014a, PV CYCLE 2014b, PV CYCLE 2015a, PV CYCLE 2015b)	165

Tabelle 83: Prognostizierte Abfallmengen.....165
Tabelle 84: Übersicht Behandlungsanlagen für PV-Module (Beckmann, Stand 04/2012).....166

Abkürzungsverzeichnis

a-Si	Amorphes Silizium
ABS	Acrylnitril-Butadien-Styrol
AGW	Arbeitsplatzgrenzwert
AMOLED	Active Matrix Organic Light-Emitting Diodes (organische Leuchtdiode mit aktiver Matrix)
AP	Arbeitspaket
ASA	Acrylester-Styrol-Acrylnitril
ATR	attenuated total reflection (abgeschwächte Totalreflexion)
B2B	Business to Business
B2C	Business to Consumer
c-Si	Kristallines Silizium
CCFL	Cold Cathode Fluorescent Lamp (Kaltkathodenröhre)
CdTe	Cadmium Tellurid PV-Modul
CIGS	Copper Indium Gallium Selenide (Kupfer-Indium-Gallium-Diselenid) PV-Modul
CIGSS	Copper Indium Gallium Selenide Sulfur (Kupfer-Indium-Gallium-Diselenid-Schwefel) PV-Modul
CIS	Copper Indium Selenide (Kupfer-Indium-Diselenid) PV-Modul
CRT	Cathode Ray Tube (Kathodenstrahlröhre)
EAG	Elektro(nik)altgeräte
EL	Emitter Layer (Emitterschicht)
EP	Epoxidharz
ETL	Electron Transport Layer (Elektronleitungsschicht)
EVA	Ethyl-Vinyl-Acetat
FE	Eisenmetalle
FED	Field Emission Display (Feldemissionsbildschirm)
FSM	Flammschutzmittel
G	(Altgeräte)gruppe nach ElektroG 2
HIPS	High Impact Polystyrol (Polystyrol hoher Dichte)
HTL	Hole Transport Layer (Lochleitungsschicht)
ICP-MS	Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma
IR	Infrarot-Spektroskopie
ITO	Indium Tin Oxide (Indiumzinnoxid)
LCD	Liquid Crystal Display (Flüssigkristallbildschirm)
LED	Light-Emitting Diode (Leuchtdiode)
NE	Nicht-Eisenmetalle

NIR	Nah-Infrarot-Spektroskopie
NMRF	Nichtmetallische Restfraktion
öRE	Öffentlich rechtliche Entsorger
OLED	Organic Light-Emitting Diode (organische Leuchtdiode)
PA	Polyamid
PBT	Polybutylenterephthalat
PC	Polycarbonat
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PDP	Plasma Display Panel (Plasmabildschirm)
PE	Polyethylen
PET	Polyethylenterephthalat
PMMA	Polymethylmethacrylat
POM	Polyoxymethylen
PP	Polypropylen
ppm	Parts per million (Teile von einer Millionen), 1 ppm = 0,0001 %
PS	Polystyrol
PUR	Polyurethan
PV	Photovoltaik
PVC	Polyvinylchlorid
RGB	Rot Grün Blau (Farbfilter)
SAN	Styrol-Acrylnitril
SED	Surface-Conduction Electron-Emitter Display (oberflächenleitender Elektronen-Emitter-Bildschirm)
SG	Sammelgruppe
Stiftung ear	Stiftung elektro-altgeräte register
%	Prozent (Alle Prozentangaben stellen Gewichtsprozent dar, es sei denn sie sind explizit als Volumenprozent ausgegeben.)

Zusammenfassung

In dem Projekt „Anforderung an die Behandlung spezifischer Elektroaltgeräte unter Ressourcen- und Schadstoffaspekten“ werden spezifische Fragestellungen in Bezug auf die Behandlung von definierten Gerätetypen und Stoffströmen untersucht.

Ziel war es, vor dem Hintergrund des § 24 (2) des ElektroG 2, weitergehende Anforderungen an die Behandlung von Altgeräten festzulegen, die die Ableitung konkreter Behandlungsempfehlungen ermöglicht.

Zur Zielerreichung wurden in diesem Projekt Erkenntnisse aus der Literatur zusammengeführt und diese um praktische Demontage-, Zerkleinerungs- und Sortieruntersuchungen sowie chemische Analysen und Konzentrationsmessungen ergänzt.

Dabei wurden folgende vier spezifische Themenstellungen in je einem eigenen Arbeitspaket untersucht:

- AP 1: Ausbauvorschriften zur Separation von Baugruppen, Leiterplatten, Komponenten und Bauteilen ausgewählter Geräte der Sammelgruppen 3 und 5
- AP 2: Behandlungsziele für Flachbildschirmgeräte
- AP 3: Behandlungsziele für Kunststofffraktionen
- AP 4: Behandlungsziele für Photovoltaikmodule

In einem ersten Schritt wurden die zu betrachtenden Zielelemente für die Behandlung elektr(on)ischer Altgeräte bestimmt. Folglich fand eine Fokussierung auf Gold, Silber, Palladium, Kobalt, Gallium, Indium, Zinn, Neodym, Yttrium, Tantal, Antimon, Beryllium und Silizium statt.

AP 1

Im Arbeitspaket 1 wurden Informationen zum Mengenaufkommen von Gerätetypen zusammengestellt. In der Sammelgruppe 3 (alt) hatten im Jahr 2014 TV-Geräte mit einem Beitrag von etwa 40 % den größten Anteil an den Rücknahmemengen, gefolgt von Datensichtgeräte mit etwa 23 % und Übrige Geräte der Unterhaltungselektronik mit etwa 18 %. In der Sammelgruppe 5 (alt) trugen Haushaltskleingeräte mit etwa 61 % und Werkzeuge mit etwa 37 % die Hauptanteile der Sammelmenge bei (Stiftung ear 2015b). Sortieranalysen des Projekts RePro ergab, dass Röhrenfernsehgeräte, Rekorder, Fernbedienung, Röhrenmonitore, Lautsprecherboxen, PCs und Telefone am häufigsten für SG 3 (alt) sowie bei SG 5 (alt) Kaffeemaschinen, Bohrmaschinen, Rasierapparate und Telefone abgegeben wurden (Sander 2012). In einer Untersuchung der TU Hamburg-Harburg waren die durchschnittliche Anzahl der am häufigsten abgegebenen Geräte pro Tag Staubsauger (11,18), Kaffeemaschinen (5,29), Lampen (4,24), Rasenmäher (3,59), Wasserkocher (2,53), Bügeleisen (1,88), Toaster (1,65) und Brotschneider (1,18) (Kuchta 2012). Die Geräte, die ein hohes Mengenaufkommen besitzen, stellten einen Schwerpunkt bei den anschließend durchzuführenden Demontageuntersuchungen dar. Daher wurden Router, Videorekorder, DVD Player, Receiver, Compact Audioanlagen, tragbare CD Spieler und Staubsauger untersucht, um Aussagen zu Demontagezeiten für ressourcenrelevante Fraktionen und enthaltene Schadstoffe machen zu können.

Aufgrund der hohen Konzentration an ressourcenrelevanten Metallen stellen Leiterplatten einen weiteren Schwerpunkt dieses Projektes dar. Es wurde daher der praktische Umgang von Entsorgungsbetrieben mit Leiterplatten bezüglich Anzahl an Leiterplattenfraktionen und deren Kriterien untersucht. Festgestellt wurde, dass viele Entsorgungsbetriebe in letzter Zeit eine immer höhere Anzahl an Leiterplattenfraktionen aufgrund der Einkaufspolitik der Endabnehmer (i.d.R. Kupferhütten) und wirtschaftlicher Gründe bilden. Eine höhere Edelmetallausbeute durch die Bildung einer größeren Anzahl von Leiterplattenfraktionen konnte hingegen nicht bestätigt werden.

Bei Geräten, die quecksilberhaltige Bauteile, Kathodenstrahlröhren und quecksilberhaltige Hintergrundbeleuchtung enthalten können, wird empfohlen, dass die Schadstoffentfrachtung nicht außerhalb eines geschlossenen Systems durchgeführt werden soll.

Bei Geräten, die Batterien und Akkumulatoren, Tonerkartuschen und Farbtoner, feuerfeste Keramikfasern, radioaktive Stoffe, cadmium- oder selenhaltige Fotoleitertrommeln und Kondensatoren mit PCB enthalten oder potentiell enthalten können, wird empfohlen, dass sie vor einer Entfrachtung nicht maschinell geöffnet werden sollten.

Weiterhin wurde bei Literaturstudien festgestellt, dass es bei der händischen Entnahme im Vergleich zur Nichtentnahme von Leiterplatten vor dem Behandlungsprozess zu Ressourcenverlusten aufgrund von Verschleppungen in Zerkleinerungsprozessen kommen kann. Wird dieser Prozess allerdings verfahrenstechnisch beherrscht, spricht nichts gegen eine maschinelle Aufbereitung.

Die Untersuchungen ergaben u.a. auch, dass Geräte des Typs Router aufgrund der enthaltenen Leiterplatte der Klasse II und einer geringen Demontagezeit potentiell auch für händische Demontagen interessant sein könnten.

AP 2

Im Arbeitspaket 2 wurde der Fokus auf Flachbildschirmgeräte gelegt. Es wurden Plasma-Fernseher, LCD-CCFL- und LCD-LED-Fernseher und -Monitore sowie OLED-Fernseher betrachtet. Es wurde erarbeitet, dass bei allen betrachteten Gerätearten Metalle den größten Massenanteil haben, gefolgt von Kunststoff bzw. Glas bei Plasma-Fernsehern. Außerdem wurde herausgearbeitet, woraus die Panels und ggf. die Hintergrundbeleuchtungen bestehen. Durch die Betrachtung von Verkaufszahlen der letzten Jahre wurde festgestellt, dass das Aufkommen von LCD-Geräten im Entsorgungsstrom wesentlich höher ist, als das von Plasma- und OLED-Fernsehern. Weiterhin wurden die Flachbildschirmgeräte unter Ressourcenaspekten betrachtet. Es wurde erarbeitet, dass Indium in allen Panelarten in Form von Indium-Zinn-Oxid vorkommt. Yttrium ist vor allem als Leuchtstoff in den Hintergrundbeleuchtungen und in Plasmapanels enthalten. Es wurde recherchiert, welche Schadstoffe in den Geräten enthalten sind und welche Auswirkungen diese haben. Die größte Gefahr bei der Aufbereitung von Flachbildschirmgeräten geht von in CCFL-Hintergrundbeleuchtungen enthaltenem Quecksilber aus. Darum wurden eine intensivere Recherche und zusätzlich eigene Untersuchungen zu Quecksilberemissionen während verschiedener Arbeitssituationen durchgeführt. Bei der Lagerung äußerlich zerstörter sowie teilzerlegter Geräte, der ungeschützten Entnahme von CCFL-Röhren, der Lagerung zerstörter CCFL-Röhren und der maschinellen Zerkleinerung von LCD-Geräten wurden Überschreitungen des Arbeitsplatzgrenzwertes von Quecksilber festgestellt. Darum sollte für sämtliche Verwertungsschritte eine gesonderte schadstoffbezogene Gefährdungsbeurteilung durchgeführt werden.

Es werden Vor- und Nachteile der manuellen Demontage, teilautomatisierten und vollautomatisierten Verwertung diskutiert. Aufgrund der vielfältigen Arten von CCFL-Röhren in LCD-Flachbildschirmgeräten und der Tatsache, dass die genaue Position der Röhren in den Geräten vorher nicht bekannt ist, stellen die Methoden der (teil)automatisierten Zerlegung hohe Ansprüche an die Emissionskontrolle.

Es wurden Untersuchungen zur maschinellen Zerkleinerung durchgeführt. Es wurden komplette LCD-CCFL-Geräte geschreddert und anschließend in verschiedene Fraktionen geteilt. Die Fraktionen Fe, NE, Leichtfraktion und Feinanteil wurden auf ihre Konzentration an Quecksilber, Indium, Gold und Silber untersucht. Es ist keine eindeutige Anreicherung der Stoffe in einzelnen Fraktionen möglich, sodass eine effiziente Abtrennung von Schadstoffen sowie die Rückgewinnung von Wertstoffen schwierig umsetzbar sind.

AP 3

Kunststoffen aus Elektro- und Elektronikgeräten wurden in Arbeitspaket 3 betrachtet. Nach einer allgemeinen Betrachtung von Kunststoffarten und ihren Einsatzgebieten wurde darauf eingegangen, welche Kunststoffsorten in Elektro- und Elektronikgeräten verwendet werden. Dabei wurde herausgearbeitet, dass viele verschiedene Kunststoffsorten in Elektro- und Elektronikgeräten vorkommen, vor allem technische Thermoplaste wie ABS, PS und PP. Dies wurde auch durch eigene IR-Analysen einer nichtmetallischen Restfraktion aus einer maschinellen Zerkleinerung bestätigt.

Eine Recherche zum Kunststoffgehalt in Elektro- und Elektronikgeräten ergab, dass dieser stark variiert. Durchschnittlich beträgt der Anteil an Kunststoffen in Elektro- und Elektronikgeräten ca. 20 – 35 %.

Unter Schadstoffaspekten wurden Kunststoffe insbesondere hinsichtlich der in RoHS-RL reglementierten Metalle und (polybromierter) Flammschutzmittel untersucht. Literaturlauswertungen zeigten, dass Blei, Cadmium und Chrom teilweise in Kunststoffen von Elektro- und Elektronik(alt)geräten oberhalb des RoHS-Grenzwertes vorkommen. Zu Quecksilber konnten derartige Angaben jedoch nicht gefunden werden. Bei eigenen Untersuchungen einer nichtmetallischen Restfraktion aus einer maschinellen Zerkleinerung konnte nur bei Blei eine Konzentration oberhalb des RoHS-Grenzwertes festgestellt werden.

Eine Literaturrecherche ergab, dass der Anteil an Flammschutzmitteln in Kunststoffen von IT- und Konsumerelektronik im Durchschnitt wesentlich höher ist als in Haushaltgeräten. Sowohl die Literaturlauswertung als auch eigene Untersuchungen einer nichtmetallischen Restfraktion zeigten PBDE-Konzentrationen oberhalb des RoHS-Grenzwertes und TBBPA-Konzentrationen von über 1.000 ppm in Kunststoffen aus Elektro- und Elektronik(alt)geräten.

Es folgen Ausarbeitungen zu werkstofflichen, rohstofflichen und energetischen Verwertungswegen von Kunststoffen. Die Verträglichkeiten der Kunststoffe zueinander werden erläutert, da nicht alle Kunststoffsorten miteinander verarbeitet werden können. Zudem sind Kunststoffe mit Füllstoffen oder Additiven nicht für eine stoffliche Verwertung geeignet. Es folgen Erläuterungen zu Sortierverfahren, wobei die Dichte-Trennung, die elektrostatische Trennung, die Nahinfrarotspektroskopie, die Sortierung mittels Röntgentransmission, die Röntgenfluoreszenanalyse sowie die Trennung mit Lösemitteln beschrieben werden. Eine Kombination aus einer Dichtentrennung und einer elektrostatischen Trennung wurde als geeignete Trennmethode identifiziert, um einen geringen, schadstofffreien Teilstrom zu generieren, welcher für eine stoffliche Verwertung verwendet werden kann.

Eigene Analysen der Kunststoffe verschiedener Gerätetypen, die in AP 1 demontiert wurden, sowie aus LCD-Fernsehern wurden auf ihre Kunststoffsorte und auf ihren Gehalt an RoHS-reglementierten Stoffen und Flammschutzmittel untersucht. Es zeigte sich, dass viele Gehäuse aus ABS oder PS bestehen. Dicke, durchsichtige Streuscheiben aus LCD-Geräten bestehen aus PMMA und eignen sich als Monocharge gut zur stofflichen Verwertung.

AP 4

Photovoltaikmodule wurden als Stoffstrom im Arbeitspaket 4 besonders untersucht, da sie seit dem 1. Februar 2016 in den Anwendungsbereich des ElektroG 2 fallen. Zur Zeit fehlen noch praktische Erfahrungen bei der Erfassung bei den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern und deren Behandlung. In der Anlage 4 des ElektroG 2 werden aktuell keine Vorgaben explizit für Photovoltaikmodule gemacht.

Einleitend wurden die verschiedenen Bauweisen von Photovoltaikmodulen untersucht. Dabei wurden Informationen zu Aufbau, Unterscheidungskriterien, Inhaltsstoffen, Vorkommen, Abfallaufkommen und Behandlungstechniken der Bauweisen systematisch zusammengestellt.

Als Bauweisen sind insbesondere siliziumbasierte Dickschichtmodule (monokristalline und polykristalline Zellen) sowie Dünnschichtmodule (amorphe Siliziumzellen, Cadmiumtellurid-Cadmiumsulfid-Zellen)

len und Kupfer-Indium-(Gallium)-Diselenid-(Schwefel)-Zellen) zu unterscheiden. Da in Dünnschichtmodulen Schwermetalle enthalten sein können, dürfen diese Module nicht in die Fraktionen kristalliner Dickschichtmodulen gelangen, solange keine Technik zum Trennen der einzelnen Stoffe vorliegt.

Die in Verkehr gebrachte sowie prognostizierte Menge der einzelnen Modultypen sind für die Jahre 1989 bis 2020 angeführt. Weitere Ausführungen betrachten folgend die Rücknahmemengen pro Bauweise, wobei siliziumbasierte Module ca. 80 % der gesamten Rücknahmemenge von PV-Modulen ausmachen. Es kann vermutet werden, dass die Rücknahmemengen bei den Dünnschichtmodulen etwas höher liegen als ihr Marktanteil, da Ausschussmodule, die frühzeitig zurückkommen, in den Mengen enthalten sind. Schließlich werden erwartete Abfallmengen von 2025 bis 2050 angeführt, währenddessen eine Unterscheidung nach Modultypen dabei nicht vorgenommen wurde.

Als Behandlungstechniken werden für kristalline Photovoltaikmodule i.d.R. trockenmechanische Verfahren eingesetzt, bei denen der Verbund von Glas und Zellen mechanisch aufgelöst wird. Für Dünnschichtmodule werden i.d.R. nasschemische Verfahren eingesetzt, um Lamine aufzulösen. Bisher existiert eine geringe Anzahl an Anlagen, in denen Solarmodule jeweils bestimmter Bauweisen recycelt werden können. Weitere Verfahren befinden sich vor der großtechnischen Umsetzung.

Es wäre wünschenswert, wenn an den Sammelstellen der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger eine vollständige Trennung der Module nach Bauweisen realisiert werden könnte. Wenn dies nicht möglich ist, muss die Trennung im Recyclingbetrieb erfolgen. Gesicherte Unterscheidungskriterien zur optischen Identifizierung von Dickschicht- und Dünnschichtmodulen konnten nicht identifiziert werden. Daher wurde eine Orientierungshilfe erarbeitet. Solarmodule, die nicht zuverlässig als Dickschichtmodule identifiziert werden können, sollten wie Dünnschichtmodule behandelt werden.

1 Einleitung

Vor dem Hintergrund des § 24 (2) des ElektroG 2, nach dem die Bundesregierung ermächtigt wird durch Rechtsverordnung weitergehende Anforderungen an die Behandlung von Altgeräten einschließlich der Verwertung, des Recyclings und der Vorbereitung zur Wiederverwendung festzulegen, soll das Projekt „Anforderung an die Behandlung spezifischer Elektroaltgeräte unter Ressourcen- und Schadstoffaspekten“ spezifische Fragestellungen in Bezug auf die Behandlung von definierten Gerätetypen und Stoffströmen untersuchen.

Ziel ist es, dass die zu erarbeitenden Ergebnisse die Ableitung spezifischer konkreter Behandlungsempfehlungen ermöglichen. Die zukünftigen Behandlungsvorgaben sollen neben erfolgreicher Schadstoffentfrachtung insbesondere zur Stärkung der Ressourcenschonung beitragen.

Zur Zielerreichung werden im Projekt in erster Linie Literaturlauswertungen durchgeführt und Erkenntnisse zusammengeführt. Bei Bedarf werden diese durch technische Versuche und chemische Analysen ergänzt.

Das Projekt gliedert sich in fünf Arbeitspakete. In den ersten vier Arbeitspaketen sollen spezifische Stoffströme untersucht und in einem letzten Arbeitspaket Erkenntnisse zusammengefasst und Behandlungsempfehlungen erarbeitet werden. Konkret stehen im Fokus der vier Arbeitspakete folgende Thematiken:

- AP 1: Ausbauvorschriften zur Separation von Baugruppen, Leiterplatten, Komponenten und Bauteilen ausgewählter Geräte der Sammelgruppen 3 und 5
- AP 2: Behandlungsziele für Flachbildschirmgeräte
- AP 3: Behandlungsziele für Kunststofffraktionen
- AP 4: Behandlungsziele für Photovoltaikmodule

Ein zentrales Ziel dieser Studie ist es, Empfehlungen für die Behandlung von Gerätetypen vorzunehmen. Erarbeitet werden soll, bei welchen Gerätetypen ein mechanisches Öffnen vor der händischen Entfrachtung angebracht sein kann und bei welchen Gerätetypen dieses mechanische Öffnen grundsätzlich auszuschließen ist. Dabei ist zu untersuchen, welche Stoffe oder Bauteile aufgrund ihrer Schadstoff- oder auch Ressourcenrelevanz separiert werden sollten und können. Weiterhin soll betrachtet werden, ob ein mechanisches Öffnen für einige Gerätetypen unter gewissen Vorbedingungen als sinnvoll erachtet werden kann, z.B. dann, wenn die Gleichwertigkeit des Verfahrens mit einer händischen Demontage von dem Entsorgungsbetrieb nachgewiesen werden kann. Darüber hinaus soll betrachtet werden, ob es Gerätetypen gibt, die für eine direkte metallurgische Verwertung ohne Vorbehandlung geeignet sind.

Zum einen kann eine der drei Varianten aus Ressourcenschutzgründen angeraten werden, z.B. wenn Erkenntnisse darüber vorliegen, dass durch einen Aufschluss höhere Edelmetallverluste zu erwarten wären. Zum anderen kann sich eine der drei Varianten aus den in Gerätetypen vorkommenden gesundheits- und umweltgefährdenden Stoffen ergeben, wenn diese eine Gefahr für Mitarbeiter in Entsorgungsbetrieben darstellen.

In den nachfolgenden Kapiteln soll daher die Eignung der betrachteten Gerätetypen für die genannten Behandlungsalternativen untersucht werden.

Für die Bearbeitung der Kapitel 1 bis 3 sowie 6 ist das Unternehmen DrBE UG, für die des Kapitels 4 und 5 ist das IUTA e.V. verantwortlich.

2 Festlegung möglicher Zielelemente

Zur zielgerichteten Durchführung des Projektes, das die Behandlung elektr(on)ischer Altgeräte u.a. unter Ressourcenaspekten betrachtet, sollen in einem ersten Schritt die zu betrachtenden Zielelemente bestimmt werden. Ausgangspunkt der Betrachtung sollen die Zielelemente des Vorgängerprojektes „Weiterentwicklung der abfallwirtschaftlichen Produktverantwortung unter Ressourcenschutzaspekten: Ansätze zur verstärkten Beeinflussung des Verbraucherverhaltens; Entwicklung von Maßnahmen und Instrumenten zur verbesserten Rückgewinnung von umweltrelevanten und strategisch wichtigen Metallen aus Altprodukten (Elektro- und Elektronikgeräte, Altfahrzeuge und Batterien)“, kurz RePro, sowie deren Überlegungen zur Auswahl sein.

Während des noch unveröffentlichten Projekts RePro wurde eine Vorauswahlliste von 22 Metallen erarbeitet. Die auf einer Literaturlauswertung von Studien zur Kritikalität von Metallen beruhende Vorauswahlliste wurde bereits im Rahmen eines Meilensteinberichts veröffentlicht (Sander 2012). Diese Metallvorauswahlliste ist in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Metallvorauswahlliste des Projektes RePro (2012)

Metallvorauswahlliste RePro					
Gold	Gallium	Nickel	Zinn	Antimon	Titan
Silber	Beryllium	Niob	Zink	Rhenium	Wolfram
Palladium	Germanium	Platin	Mangan	Rhodium	
Kobalt	Kupfer	Indium	Seltene Erden	Tantal	

Die Metalle der Vorauswahlliste ergaben sich aus den „Ma-Ress“ Metallen sowie der Auswertung von fünf Studien aus den Jahren 2008 bis 2011 (s. Sander 2012 S. 9 Tab. 2). Für Metalle der Vorauswahlliste wurde im RePro Projekt eine Kritikalitätsmatrix erstellt, die die Auswahl der Zielelemente begründet.

Aktuell liegen einige der zur Erstellung der RePro Metallvorauswahlliste ausgewerteten Studien in aktualisierter Form vor. Nachfolgend werden die Abweichung zu den Vorgängerversionen vorgestellt.

Der Bericht „critical raw materials for Europe“ (Europäische Kommission 2010) wurde aktualisiert durch die Version „report on critical raw materials for the EU“ (Europäische Kommission 2014). Tabelle 2 stellt vor, welche Rohstoffe in den beiden Versionen als kritisch betrachtet werden.

Tabelle 2: Kritische Rohstoffe laut Europäische Kommission 2010 und Europäische Kommission 2014

Europäische Kommission 2010	Europäische Kommission 2014
Antimon	Antimon
Beryllium	Beryllium
	Borate
	Chrom
Flussspat (Fluorit)	Flussspat (Fluorit)
Gallium	Gallium
Germanium	Germanium
Graphit	Graphit

Europäische Kommission 2010	Europäische Kommission 2014
Indium	Indium
Kobalt	Kobalt
	Kokskohle
Leichte seltene Erden	Leichte seltene Erden
	Magnesit
Magnesium	Magnesium
Niob	Niob
	Phosphatgestein
Platingruppenmetalle	Platingruppenmetalle
Schwere seltene Erden	Schwere seltene Erden
	Siliziummetall
Tantal	
Wolfram	Wolfram

Vergleichend lässt sich feststellen, dass von der Europäischen Kommission im Bericht aus dem Jahr 2014 die Versorgungslage der Rohstoffe Borate, Chrom, Kokskohle, Magnesit, Phosphatgestein und Silizium neu als kritisch eingestuft wird. Die Versorgungslage bei Tantal gilt dagegen aktuell nicht mehr als kritisch.

Die Studie zur Rohstoffsituation in Bayern, deren Version aus dem Jahr 2009 in die RePro Vorauswahl-liste einging, ist im Jahr 2015 neu erschienen (vbw 2015). In Tabelle 3 wird dargestellt, welche Rohstoffe 2009 und 2015 die höchste Kritikalitätseinstufung erhielten und in der „Roten Gruppe“ aufgelistet wurden.

Tabelle 3: Kritische Elemente vbw 2009 und vbw 2015

Vbw 2009	Vbw 2015
Chrom	
	Gallium
Germanium	Germanium
Indium	Indium
Kobalt	
Lithium	
	Magnesium
Molybdän	Molybdän
Neodym	Neodym (SE)
Niob	Niob

Vbw 2009	Vbw 2015
Phosphat	
	Palladium
Platingruppe	Platin
	Rhodium
Scandium	Scandium (SE)
Selen	
Wolfram	Wolfram
Yttrium	Yttrium
	Zinn
	Zirkon

Laut der bayerischen Studien wird die Kritikalität von Gallium, Magnesium, Palladium, Rhodium, Zinn und Zirkon aktuell höher eingestuft als im Jahr 2009. Die Kritikalität von Chrom, Kobalt, Lithium, Phosphat und Selen wird dagegen niedriger eingestuft.

Die Rohstoffe, die in den zuvor vorgestellten aktualisierten Studien in ihrer Versorgungslage als kritischer eingestuft werden, sind so noch nicht in die Bildung der Vorauswahlliste des RePro Projektes eingegangen. Darum wurde überprüft, ob die neu hinzugekommenen Rohstoffe bereits in der Vorauswahlliste und damit in der RePro Kritikalitätsmatrix betrachtete wurden. Die RePro Vorauswahlliste sowie die Studien EU 2014 und Bayern 2015 sind in Tabelle 4 gegenübergestellt.

Tabelle 4: Gegenüberstellung RePro Vorauswahlliste, EU 2014, vbw 2015

RePro Vorauswahlliste (2012)	Europäische Kommission 2014	vbw 2015 (rote Gruppe)
Antimon	Antimon	
Beryllium	Beryllium	
	Borate	
	Chrom	
	Flussspat (Fluorit)	
Gallium	Gallium	Gallium
Germanium	Germanium	Germanium
	Graphit	
Gold		
Indium	Indium	Indium
Kobalt	Kobalt	

RePro Vorauswahlliste (2012)	Europäische Kommission 2014	vbw 2015 (rote Gruppe)
	Kokskohle	
Kupfer		
	Magnesit	
	Magnesium	Magnesium
Mangan		
		Molybdän
Nickel		
Niob	Niob	Niob
	Phosphatgestein	
Palladium		Palladium
Platin	Platingruppenmetalle	Platin
Rhenium		
Rhodium		Rhodium
Seltene Erden	Schwere seltene Erden	Scandium (Seltene Erde)
	Leichte seltene Erden	Neodym (Seltene Erde)
		Yttrium (Seltene Erde)
Silber		
	Siliziummetall	
Tantal		
Titan		
Wolfram	Wolfram	Wolfram
Zink		
Zinn		Zinn
		Zirkon

In der linken Spalte der Tabelle 4 werden die Rohstoffe aus der RePro Vorauswahlliste angegeben. Immer wenn sich in einer der beiden rechten Spalten der Tabelle 4 ein Eintrag befindet, nicht jedoch bei der RePro Vorauswahlliste, bedeutet dies, dass der entsprechende Rohstoff in einer der neuen Studien

als kritisch eingestuft wurde, aber in der RePro Kritikalitätsmatrix nicht betrachtet wurde. Dies gilt demnach für Borate, Chrom, Flussspat (Fluorit), Graphit, Kokskohle, Magnesit, Magnesium, Molybdän, Phosphatgestein, Silizium und Zirkon.

Da aufgrund dieser Änderungen keine Auswirkungen auf den Bereich der Elektrogeräte absehbar sind, werden weiterhin die in Tabelle 5 dargestellten RePro Zielelemente fokussiert. Allerdings wird in Arbeitspaket 4 zur Behandlung von Photovoltaik das Element Silizium als wichtiges Halbleitermaterial in die Betrachtungen einbezogen.

Tabelle 5: Zielelemente RePro (Sander 2012) erweitert um Silizium

Zielelemente nach RePro 8			
Gold	Gallium	Yttrium	Silizium
Silber	Indium	Tantal	
Palladium	Zinn	Antimon	
Kobalt	Neodym	Beryllium	

3 Arbeitspaket 1: Ausbauvorschriften zur Separation von Baugruppen, Leiterplatten, Komponenten und Bauteilen ausgewählter Geräte der Sammelgruppen 3 und 5 (nach § 14 ElektroG 2)

3.1 Fokussierung auf Zielelemente

Aufgrund der Vielfalt des Gerätespektrums werden im Arbeitspaket 1 alle Zielelemente als relevant eingestuft. Während alle der oben genannten Zielelemente (Tabelle 5) unter dem Aspekt der Ressourcenrelevanz betrachtet werden, fließen bei der Untersuchung von Antimon und Beryllium Aspekte hinsichtlich ihrer Schadstoffrelevanz ein.

3.2 Auswahl zu betrachtender Gerätetypen

Aufgrund der zu betrachtenden Zielelemente und ihres Vorkommens in EAG wurden im Projekt RePro Geräte ausgewählt, die als Stellvertreter für ihre Sammelgruppe (alt)*¹ genauer betrachtet wurden. Diese

¹ * Mit dem Zusatz „alt“ werden Sammelgruppen nach dem ElektroG bezeichnet, der Begriff Sammelgruppe ohne eine Kennzeichnung steht für die aktuellen Sammelgruppen nach dem ElektroG 2.

Unter den Begriff Sammelgruppe 3 (alt) fallen nach § 9 (4) des ElektroG: „Informations- und Telekommunikationsgeräte, Geräte der Unterhaltungselektronik“.

Mit dem Begriff (Altgeräte)gruppe 3 (neu) werden § 14 (1) des ElektroG 2 „Bildschirme, Monitore und TV Geräte“ bezeichnet.

Unter den Begriff Sammelgruppe 5 (alt) fallen nach § 9 (4) des ElektroG: „Haushaltskleingeräte, Beleuchtungskörper, elektrische und elektronische Werkzeuge, Spielzeuge, Sport- und Freizeitgeräte, Medizinprodukte, Überwachungs- und Kontrollinstrumente.“

Mit dem Begriff (Altgeräte)gruppe 5 (neu) werden § 14 (1) des ElektroG 2 „Haushaltskleingeräte, Informations- und Telekommunikationsgeräte, Geräte der Unterhaltungselektronik, Leuchten und sonstige Beleuchtungskörper sowie Geräte für die Ausbreitung oder Steuerung von Licht, elektrische und elektronische Werkzeuge, Spielzeuge, Sport- und Freizeitgeräte, Medizinprodukte, Überwachungs- und Kontrollinstrumente“ bezeichnet.

Liste an Geräten der Sammelgruppe 3 (alt) und Sammelgruppe 5 (alt) wurde für die folgenden Literaturauswertungen übernommen. Weiterhin wurden auf Wunsch des Auftraggebers und aufgrund eigener Erfahrungen der Auftragnehmer weitere Geräte hinzugefügt, die ein hohes Aufkommen im Abfallstrom haben (vgl. Kapitel 3.3) oder bei denen davon ausgegangen werden kann, dass sie ressourcenrelevante Elemente enthalten.

Diese weiteren relevanten Geräte stellen einen Schwerpunkt bei den durchzuführenden Demontageuntersuchungen dar (s. Kapitel 3.4.4).

Tabelle 6: Liste zu betrachtender Geräte

RePro SG 3 (alt)	Geräte	RePro SG 5 (alt)	Geräte	Weitere relevante Geräte SG 5 (neu)
PC		Bohrmaschine (batteriebetrieben)		Audioanlagen (inkl. Receiver)
Laptop		Wecker (batteriebetrieben)		CD Spieler
Tablet		Kaffeemaschine		Videorekorder
Externe Festplatte		Rasierapparat		TV- Receiver
USB Stick				Router
Beamer				Staubsauger
Multifunktionsdrucker (Scanner und Laserdrucker)				
Schnurloses Telefon				
Navigationsgerät				
Handy				
Smartphone				
Digitalkamera				
Videokamera				
LCD Monitor				
LCD Fernseher				
CRT Gerät				
Fernbedienung				
DVD Spieler				
Tragbare Videospiele				
Videokonsolen				
MP3 Spieler				

RePro SG 3 (alt)	Geräte	RePro SG 5 (alt)	Geräte	Weitere relevante SG 5 (neu)	Geräte
	Lautsprecher				
	Kopfhörer				

Zu den Geräten, die aus dem Projekt RePro übernommen wurden, liegen Ergebnisse zu enthaltenen Elementen aus diesem Projekt vor. Diese basieren hauptsächlich auf der Auswertung von Literatur. Bzgl. der übernommenen Geräte sollen in dieser Untersuchung ggf. aktuellere Literaturstellen dargestellt und so Datenlücken geschlossen werden. Darum werden für die übernommenen Geräte Literaturstellen ausgewertet, die nicht bereits in die RePro Analyse eingingen. Die Literaturlauswertung in Bezug auf die neu aufgenommenen Geräte soll breiter gehalten werden, um Ergebnisse zu Inhaltsstoffen umfassend darstellen zu können.

In Bezug auf Flachbildschirmgeräte werden als Teil des Arbeitspakets 1 nur ihre Komponenten (z.B. Leiterplatten) untersucht. Elemente, die in der Displayeinheit enthalten sind, werden im Arbeitspaket 2 betrachtet.

3.3 Literaturlauswertungen des Aufkommen ausgewählter Gerätetypen in den Sammelgruppen 3 (alt) und 5 (alt)

Daten zum Aufkommen von Geräten der Sammelgruppe 3 (alt) und Sammelgruppe 5 (alt) liegen auf den Ebenen von Sammelgruppen nach dem ElektroG als Veröffentlichungen der Gemeinsamen Stelle der Hersteller (Stiftung ear) vor (ear 2015a). Die Rücknahmemengen der Sammelgruppen 3 (alt) und 5 (alt) sind in Tabelle 7 dargestellt. Die über Eigenrücknahmen der Hersteller, die Abholkoordination der Stiftung ear und die Eigenvermarktung der öre abgewickelten Mengen, die die Stiftung ear (2015a) einzeln ausweist, wurden addiert.

Tabelle 7: Rücknahmemengen der SG 3 (alt) und SG 5 (alt) laut Stiftung ear.

Jahr	SG 3 (alt) in t	SG 3 (alt) in Prozent des Gewichts zurückgenommener B2C Geräte	SG 5 (alt) in t	SG 5 (alt) in Prozent des Gewichts zurückgenommener B2C Geräte
2009	289.615	40	163.498	23
2010	350.276	51	101.482	16
2011	290.746	48	89.676	15
2012	272.308	47	92.105	16
2013	239.312	42	96.457	17
2014	231.587	40	100.479	17

Die Stiftung ear fasst unter Mitwirkung der registrierten Hersteller gleichartige Geräte einer Kategorie zu Gerätearten zusammen, um die Entsorgungskosten verursachergerecht zu verteilen. Daten zum prozentualen Anteil der B2C- Gerätearten an den gemischten Sammelgruppen werden von der Stiftung ear auf

ihrer Webseite veröffentlicht (Stiftung ear 2015b). Anhand der vorliegenden Daten zu Rücknahmemengen können daraus absolute Rücknahmemengen in Tonnen errechnet werden (s. Tabelle 8).

Tabelle 8: Rücknahmemengen der SG 3 (alt) auf Ebene von Gerätearten (errechnet aus Daten der Stiftung ear)

Geräteart	Anteil an der SG in % 2009	In t 2009	Anteil an der SG in % 2010	In t 2010	Anteil an der SG in % 2011	In t 2011	Anteil an der SG in % 2012	In t 2012	Anteil an der SG in % 2013	In t 2013	Anteil an der SG in % 2014	In t 2014
Persönliche Informations- und/oder Datenverarbeitung	8,69	25167	9,43	33031	9,68	28144	8,91	24262	8,89	21274	8,76	20287
Persönliches Drucken von Informationen und Übermittlung gedruckter Informationen	10,02	29019	9,54	33416	9,16	26632	9,48	25814	8,89	21274	9,94	23019
Persönliche Telekommunikationsgeräte	0,99	2867	0,68	2381	0,44	1279	0,5	1361	0,29	694	0,21	486
Mobil-Telefone	0,41	1187	0,25	875	0,22	639	0,45	1225	0,36	861	0,18	416
Datensichtgeräte	24,11	69826	26,4	92472	23,4	68034	23,75	64673	24,76	59253	23,27	53890
Cameras (Photo)	0,14	405	0,12	420	0,05	145	0,1	272	0,06	143	0,05	115
TV-Geräte	41,36	119784	40,2	140810	41,98	122055	42,67	116193	40,22	96251	39,67	91870
Übrige Geräte der Unterhaltungselektronik (mit Ausnahme von TV-Geräten)	14,28	41357	13,38	46866	15,07	43815	14,14	38504	16,53	39558	17,92	41500
Gesamt	100	289615	100	350276	100	290746	100	272308	100	239312	100	231587

Tabelle 9: Rücknahmemengen der SG 5 (alt) auf Ebene von Gerätearten (errechnet aus Daten der Stiftung ear)

Geräteart	Anteil an der SG in % 2009	In t 2009	Anteil an der SG in % 2010	In t 2010	Anteil an der SG in % 2011	In t 2011	Anteil an der SG in % 2012	In t 2012	Anteil an der SG in % 2013	In t 2013	Anteil an der SG in % 2014	In t 2014
Haushaltskleingeräte	66,39	108546	61,07	56249	66,33	59482	64,01	58956	62,71	60488	60,86	61152
Lichtsteuergeräte	-	-	-	-	-	-	0,25	230	0,38	367	0,27	271
Werkzeuge	25,08	41005	32,88	30284	30,54	27387	33,10	30487	34,72	33490	37,33	37509
Spielzeug	3,1	5068	2,13	1962	0,92	825	0,98	903	0,72	694	0,34	342
Sport- und Freizeitgeräte	1,88	3074	1,48	1363	1,59	1426	0,58	534	0,4	386	0,44	442
Medizinprodukte	1,64	2681	1,35	1243	0,34	305	0,36	332	0,26	251	0,31	311
Überwachungs- und Kontrollinstrumente	1,91	3123	1,09	1004	0,28	251	0,72	663	0,81	781	0,45	452
Gesamt	100	163498	100	92105	100	89676	100	92105	100	96457	100	100479

Für viele der betrachteten Gerätetypen liegen demnach deutschlandweite Daten zu Sammelmengen vor. Für einige Gerätearten (z.B. Mobiltelefone) entspricht die Geräteart einem Gerätetyp. Einschränkend muss beachtet werden, dass Zubehör (wie z.B. Kabel, Ladegeräte) mit in die jeweilige Geräteart fallen. Darüber hinaus sollte einschränkend beachtet werden, dass die von der Stiftung ear veröffentlichten Daten sich ausschließlich auf die Rücknahmemengen von öRE beziehen, die die Rücknahme über die Abholkoordination der Stiftung ear abwickeln. Daten zu Sammelmengen und Zusammensetzungen von Sammelgruppen bei öRE, die Mengen optimiert haben, liegen nicht vor und könnten potentiell abweichen.

In der Tabelle 7 wird das grundsätzliche Mengenpotential der SG 3 (alt) und SG 5 (alt) dargestellt. Die Tabelle 8 zur Zusammensetzung der SG 3 (alt) gibt einen ersten Hinweis darauf, dass neben den Bildschirmgeräten die Datensichtgeräte und die übrigen Geräte der Unterhaltungselektronik wichtige Mengenpotentiale an den gesammelten Altgeräten aufweisen. Die

Tabelle 9 gibt einen ersten Hinweis auf die Mengenrelevanz von Haushaltskleingeräten. Weitere Daten zur Mengenrelevanz von Geräten werden nachfolgend vorgestellt.

Die Sortieranalysen des Projekts RePro schafften eine Datenbasis zum Geräteaufkommen der SG 3 (alt) und SG 5 (alt) auf Geräteebene. 2012 wurden 24 Container der SG 3 (alt) untersucht. Die zusammengefassten Ergebnisse sind in Abbildung 1 dargestellt.

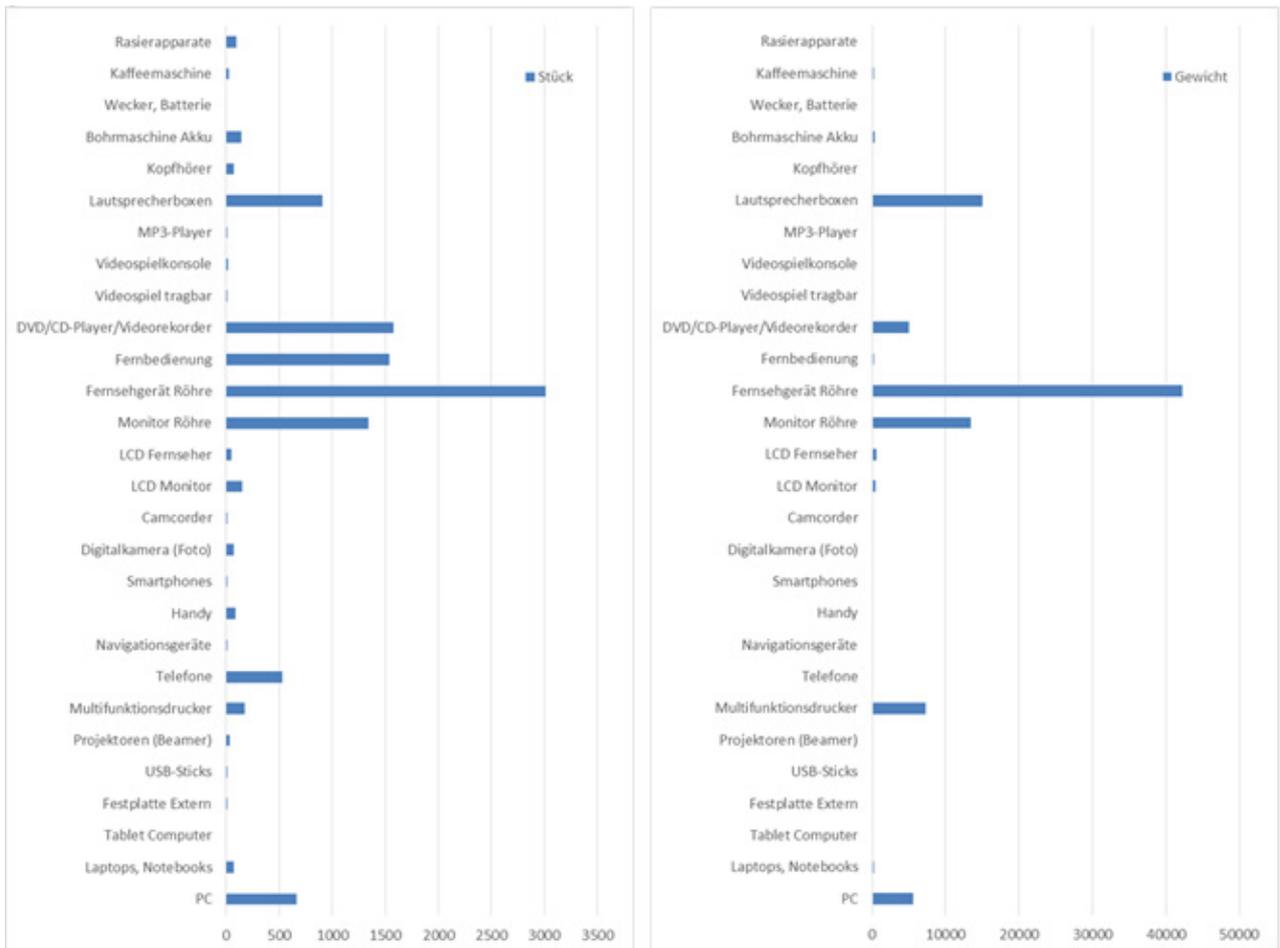


Abbildung 1: Anzahl und Gewicht (kg) der RePro-Altgeräte in der SG3 (alt) (Sander 2012)²

Die Ergebnisse zu den 6 untersuchten Containern der SG 5 (alt) gibt Abbildung 2 wieder.

² Die Ergebnisse sind noch in dieser Form darstellt, da die Freigabe der Zahlenwerte durch den Auftraggeber aussteht

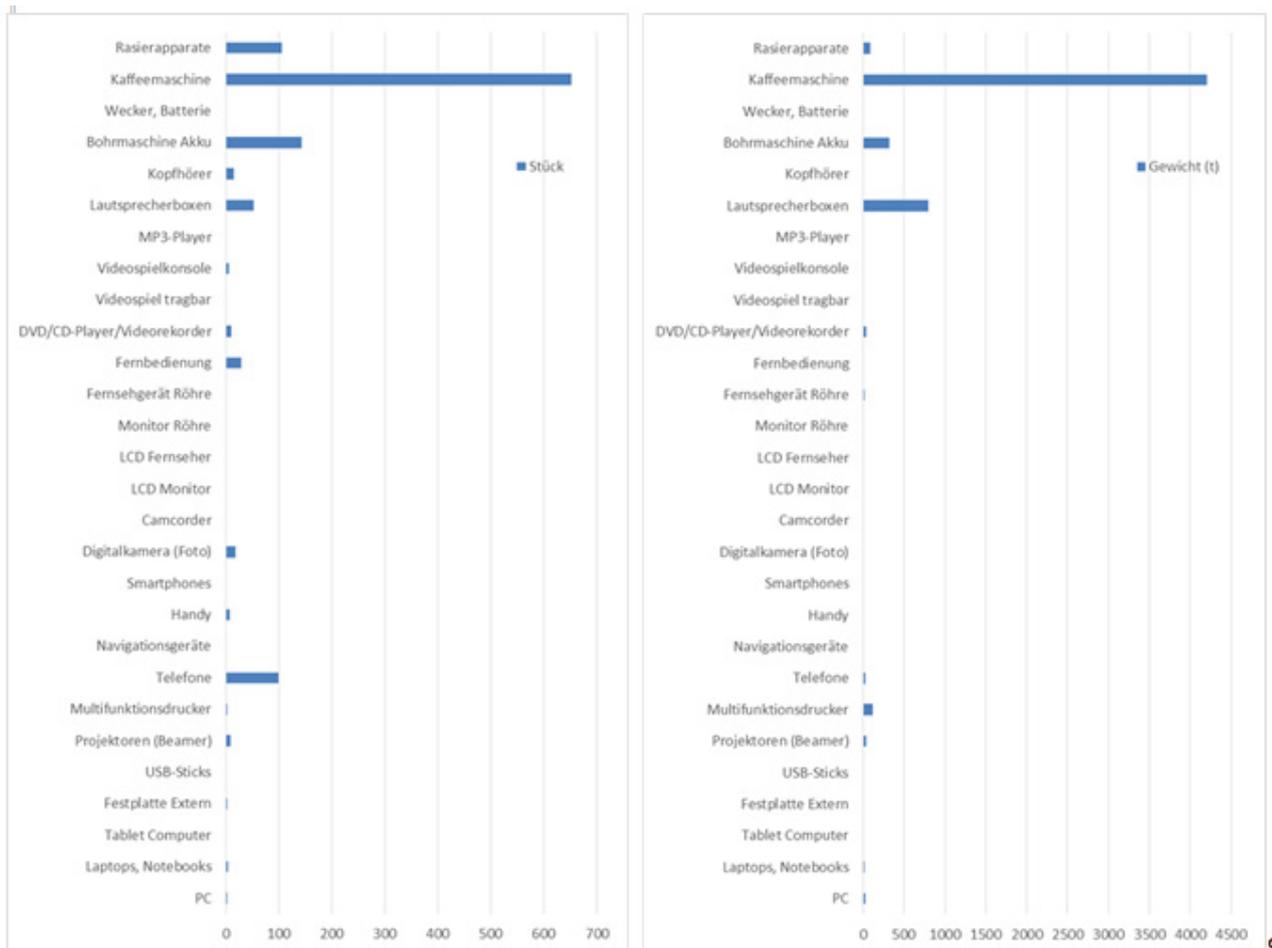


Abbildung 2: Anzahl und Gewicht (kg) der RePro-Altgeräte in der SG 5 (alt) (Sander 2012)³

In einer Untersuchung der TU Hamburg-Harburg (Kuchta 2012) wurde in 2011 auf einem Recyclinghof in Hamburg über zwei Monate hinweg das Aufkommen der Sammelgruppe 5 (alt) dokumentiert. Dabei wurde zwischen den Gerätetypen Unterhaltung, Kinderspielzeug, Beleuchtung, Haushaltsgeräte, Küchengeräte, Badezimmerzubehör, Gartengeräte und Werkzeuge unterschieden. Die Zählung erfolgte anhand einer Fotodokumentation und Auswertung der sichtbaren Schichten an Geräten in einem Container pro Tag.

Das Gesamtergebnis der Zählung ergab, dass die Haushalts- und Küchengeräte einen Großteil der gezählten Geräte ausmachten (s. **Fehler! Ungültiger Eigenverweis auf Textmarke.**).

³ Die Ergebnisse sind noch in dieser Form dargestellt, da die Freigabe der Zahlenwerte durch den Auftraggeber aussteht

Tabelle 10: Zusammensetzung der Sammelgruppe 5 (alt) nach Gerätetypen (Kuchta 2012)

Gerätetyp	Durchschnittlich angelieferte Zahl pro Tag absolut	Durchschnittlich angelieferte Zahl pro Tag [%]
Haushaltsgeräte	15,29	36,5
Küchengeräte	14,62	34,9
Beleuchtung	4,88	11,6
Garten	4,65	11,1
Werkzeuge	0,85	2,0
Unterhaltung	0,84	2,0
Kinderspielzeug	0,77	1,8

Weiterhin wurden die am häufigsten aufgetretenen Geräte innerhalb der Gerätetypen ermittelt.

Bei dem Gerätetyp Haushaltsgerät kamen am häufigsten Staubsauger vor (11,18 Geräte pro Tag), während beim Gerätetyp Küchengeräte die Kaffeemaschinen (5,29 Geräte pro Tag) dominierten. Insgesamt zeigt Tabelle 11 die durchschnittliche Anzahl der am häufigsten abgegebenen Geräte pro Tag.

Tabelle 11: Durchschnittliche Anzahl der am häufigsten abgegebenen Geräte pro Tag (Kuchta 2012)

Gerät	Durchschnittlich angelieferte Zahl pro Tag absolut	Gerät	Durchschnittlich angelieferte Zahl pro Tag absolut
Staubsauger	11,18	Wasserkocher	2,53
Kaffeemaschine	5,29	Bügeleisen	1,88
Lampen	4,24	Toaster	1,65
Rasenmäher	3,59	Brotschneider	1,18

Staubsauger wurden als die am häufigsten auftretenden Geräte identifiziert. Aufgrund der hohen Mengenrelevanz wurden Staubsauger mit in die Auswahl der zu betrachtenden Geräte (vgl. Kapitel 3.2) aufgenommen. Die Untersuchung dieser Geräte stellt einen Schwerpunkt der durchzuführenden Demontageuntersuchungen dar (vgl. Kapitel 3.6).

3.4 Leiterplatten

Aufgrund der hohen Konzentration an ressourcenrelevanten Metallen besitzen Leiterplatten eine besondere Ressourcenrelevanz und stellen daher einen Fokus dieses Projektes dar. Neben der Betrachtung von Gehalten an ressourcenrelevanten Materialien soll auch der praktische Umgang von Entsorgungsbetrieben mit Leiterplatten dargelegt werden. Von Interesse ist in diesem Zusammenhang u.a. wie viele Leiterplattenfraktionen Unternehmen aktuell nach welchen Kriterien bilden.

3.4.1 Umgang mit Leiterplattenfraktionen in Entsorgungsunternehmen

Klassisch wurden in den meisten Entsorgungsbetrieben i.d.R. drei Klassen von Leiterplatten fraktioniert:

- Als Klasse 1 gelten traditionell Leiterplatten, die aus Computertechnik stammen und bei denen die weitere Verwertung auf die Rückgewinnung von Edelmetallen abzielt.
- Als Klasse 2 werden traditionell Leiterplatten bezeichnet, bei denen die weitere Verwertung auf die Rückgewinnung von Edelmetallen abzielt, die aber nicht aus Computertechnik stammen.
- Als Klasse 3 werden traditionell Leiterplatten bezeichnet, bei denen die weitere Verwertung auf die enthaltenen massenrelevanten Nichteisenmetalle (Cu, Al) abzielt.

Aktuell kann in der Praxis ein Trend zur Bildung von mehr als drei Leiterplattenfraktionen beobachtet werden. Es könnte angenommen werden, dass dieser Trend tendenziell dafür spricht, dass es wirtschaftliche Anreize gibt, diese Komponenten händisch zu entnehmen und einem Verwertungsweg zuzuführen, bei dem eine höhere Ausbeute an Zielfraktionen erreicht wird.

Um ein Stimmungsbild zur Fraktionierung von Leiterplatten zu erhalten, wurde eine Kurzumfrage bei Entsorgungsbetrieben durchgeführt. Es liegen Ergebnisse von 12 Betrieben vor, die in der nachfolgenden Tabelle 12 zusammengefasst werden.

3.4.1.1 Kurzbefragung: Erstbehandlungsbetriebe

Tabelle 12: Ergebnisse aus der Kurzbefragung⁴

Anzahl Leiterplattenfraktionen	(Sammel)gruppe aus denen Leiterplatten entnommen werden	Nr. Teilnehmer
2	SG 3 (alt): IT und Unterhaltungselektronik, ansonsten in Abhängigkeit von Wirtschaftlichkeit und Geräteaufkommen ggf. manuelle Zerlegung und Extraktion der Leiterplatten.	6
3	SG 3 (alt): PC, Server (vorrangig aus B2B), Festplatten, TV und Monitore (CRT und TFT)	1
3	SG 3 (alt)	3
3	SG 3 (alt): dabei Rechnertechnik zumeist aus Büros, SG 5 (alt): aus Haushaltskleingeräten nur, wenn hochwertige Geräte vorliegen	8
3	Geräte der Informationstechnik im B2B Bereich	11
3 bis 5	SG 3 (alt): Bildschirmgeräte, UE-Geräte, IT-Geräte, gewerbliche Geräte	2
4	SG 3 (alt): CRT Monitore, Computer Monitore, Geräte, die durch den Vorbrecher gehen	5

⁴ Die in dieser Tabelle dargestellten Informationen stellen die direkte Wiedergabe der Aussagen der Betriebe dar.

Anzahl Leiterplattenfraktionen	(Sammel)gruppe aus denen Leiterplatten entnommen werden	Nr. Teilnehmer
4	SG 3 (alt): alle außer Bildschirmgeräte SG 5 (alt): Haushaltskleingeräte, SG 1: Großgeräte	7
5	SG 3 (alt): Vorrangig PC Zerlegung, auch Radios und Navigationsgeräte	12
7	SG 3 (alt): Server, Rechner, Telefonanlagen, vorzerlegte Fraktionen	9
8	SG 3 (alt): Rechnertechnik und Unterhaltungselektronik	4
Keine Angabe	SG 3 (alt): Aus Geräten der Sammelgruppe 3b (sonst. IT/UE) mit einem Mindestgehalt an Gold von 40 g/t	10

Zur Bezeichnung der gewonnenen Leiterplattenfraktionen machten die Betriebe die nachfolgenden Angaben (s. Tabelle 13).

Tabelle 13: Bezeichnungen Leiterplattenfraktionen (Kurzbefragung Erstbehandlungsbetriebe)⁵

Nr. Teilnehmer	Bezeichnung der Leiterplattenfraktionen						
	Klasse I: Platinen aus Unterhaltungselektronik und IT mit sichtbaren Goldkontakten	Klasse II: Platinen mit diskretem Aufbau					
6							
1	"Gute"	"Weniger gute"	TV und Monitore (CRT und TFT)				
3	Computertechnik und Großrechner	PC Technik alte Generation und Server	PC Technik neue Generation				
8	Platinen aus hochwertiger Rechnertechnik	Platinen aus Unterhaltungselektronik	Platinen aus weitem Low-Grade Geräten				
11	Leiterplatten aus Großrechnern, Server	Leiterplatten aus PC	Leiterplatten aus Notebooks				

⁵ Die in dieser Tabelle dargestellten Informationen stellen die direkte Wiedergabe der Aussagen der Betriebe dar. Die Reihenfolge stellt keine Wertigkeit dar.

Nr. Teilnehmer	Bezeichnung der Leiterplattenfraktionen							
5	Platinen außer denen der Bildschirmgeräte	Platinen aus Bildschirmgeräten	Leiterplatten zerkleinert					
7	Alte Platinen aus PC, Platinen aus Großrechnern	Neuere Platinen aus Notebooks und PC	Restliche Leiterplatten dichter bestückt	Restliche Leiterplatten weniger dicht bestückt				
12	Klasse 1 minderwertig	Klasse 2	Klasse 3, Chassisware	RAM Speicher				
2	Gewerbliche Platinen	Computersplatinen (alt und neu)	Moderne IT-Platinen ohne offene Goldkontakte	Platinen aus Unterhaltungselektronik	Festplattenplatinen			
9	Motherboards Pentium I, II und III, Steckkarten mit vergoldeten Steckerleisten	Motherboards ab Pentium IV und AMD Athlon	Weitere Leiterplatten aus IT-Geräten, Messgeräten	Leiterplatten aus Unterhaltungselektronik	Leiterplatten aus Bildschirmgeräten (Fernseher und Monitore)	Leiterplatten unbestückt	Server Rückwände	
4	Motherboards	Motherboards, die Palladium enthalten	Epoxidharz-Leiterplatten Pentium I bis III	Epoxidharz-Leiterplatten ab Pentium IV	Epoxidharz-Leiterplatten aus Unterhaltungselektronik (Monitore etc.)	Epoxidharz-Leiterplatten unbestückt	Leiterplatten aus Hartpapier und Phenolharz (zumeist aus Fernsehern)	RAM Speicher

Von Teilnehmer 5 wurde als besonderer Hinweis angegeben, dass die Leiterplattenfraktionen im Sommer 2015 von vier auf drei verringert wurden. Als Grund wurde genannt, dass die Fraktionen jetzt direkt an eine Kupferhütte abgegeben werden, anstatt sie wie zuvor über einen Zwischenhändler zu vermarkten. Die Kupferhütte beprobt die Anlieferungen und bezahlt nach den festgestellten Metallgehalten. Der Aufwand einer Sortierung in Leiterplatten aus höherwertiger und minderwertiger Rechner-technik wird durch die Erlöse für die höherwertige Fraktion nicht getragen.

3.4.1.2 Internetrecherche: Ankäufer von Leiterplatten

Neben Entsorgungsbetrieben, die Leiterplatten fraktionieren, existieren zahlreiche Betriebe, die Leiterplatten aufkaufen. Fünf Betriebe, die Leiterplatten ankaufen sind in Tabelle 14 aufgeführt.

Tabelle 14: Anzahl Leiterplattenfraktionen (Analyse von Internetseiten von Ankäufern von Leiterplatten)

Anzahl Fraktionen	URL	Betrieb	Zuordnung
4	http://www.s-m-k.at/pdf/LEITPL.pdf	Salzburger Metallverwertungsgesellschaft	Betrieb mit mechanischer Aufbereitung

Anzahl Fraktionen	URL	Betrieb	Zuordnung
8	http://recycling-team.com/fraktionen/platinen-und-leiterplatten/	Recycling Team	Zwischenhändler
9	http://www.scheideanstalt.de/	ESG Edelmetalle Scheideanstalt	Zwischenhändler, Scheideanstalt
13*	http://www.mairec.com/recycling/materialien/elektroniksrott/	mairec Precious Metals Recycling	Zwischenhändler
17**	http://www.hamarec.de/ankaufspreise/elektronische-bauteile-c-10_16.html	Hamarec Edelmetallrecycling	Zwischenhändler

* Darüber hinaus werden 2 Arten elektronischer Bauteile von Leiterplatten sortiert

** Weiterhin werden sortiert: 8 Arten RAM Speicher, 15 Arten CPUs, 3 Arten elektronische Bauteile von Leiterplatten

Eine Analyse der Internetseiten dieser Betriebe ergab dabei eine Spanne von 4 bis 17 Leiterplattenfraktionen, die nachfolgend exemplarisch aufgeführt sind (s. Tabelle 15).

Tabelle 15: Bezeichnungen Leiterplattenfraktionen (Analyse von Internetseiten von Ankäufern von Leiterplatten)⁶

Fraktion	Salzburger Metallverwertungs Gesellschaft	Recycling Team	ESG Edelmetalle Scheideanstalt	mairec Precious Metals Recycling	Hamarec Edelmetallrecycling
1	Leiterplatten aus dem EDV und Industriebereich, Epoxidharzträger	Server Rückwände	Klasse I-A	Keine Veröffentlichungen von namentlichen Bezeichnungen	Leiterplatten Klasse 1++
2	Leiterplatten aus dem EDV und Industriebereich, Hartpapierträger	Steckkarten	Klasse I-B		Leiterplatten Klasse 1+
3	Leiterplatten aus dem Konsumgüterbereich, Epoxidharzträger	Platinen Klasse 1+	Klasse I-C		Leiterplatten Klasse 1+ Dual
4	Leiterplatten aus dem Konsumgüterbereich, Hartpapierträger	Platinen Klasse 1A	Klasse II-A		Laptop-Platinen

⁶ Die Reihenfolge der verschiedenen Leiterplatten (1-17) stellt keine Wertigkeit dar.

Fraktion	Salzburger Metallverwertungs Gesellschaft	Recycling Team	ESG Edelmetalle Scheideanstalt	mairec Precious Metals Recycling	Hamarec Edelmetallrecycling
5		Platinen Klasse 1B	Klasse II-B		Computer und Serversteckkarten ohne Anhaftungen
6		Platinen Klasse 2	Leiterplatten Klasse III		Computer und Serversteckkarten mit Slotblende
7		Platinen Klasse 3	Rückwände		Computer und Serversteckkarten mit Anhaftungen
8		Platinen aus Handy & Smartphone	Unbestückte Leiterplatten		Leiterplatten Klasse 1a (alte Generation)
9					Leiterplatten Klasse 1a alte Generation (mit Anhaftungen)
10					Leiterplatten Klasse 1b (ohne Anhaftungen)
11					Leiterplatten Klasse 1b (mit Anhaftungen)
12					Leiterplatten Klasse 2a
13					Leiterplatten Klasse 2b
14					Handy- und Smartphoneplatinen
15					Server-Rückwände
16					Laufwerk-Platinen
17					Festplatten-Platinen

Zu den Betrieben, die Leiterplatten aufkaufen, gehören u.a. Zwischenhändler, Kupferhütten, Scheideanstalten und Betriebe, die weitere Aufbereitungsschritte vornehmen.

3.4.2 Umgang mit Leiterplattenfraktionen bei Zwischenhändlern

Zwischenhändler kaufen werthaltige Fraktionen bei Entsorgungsbetrieben an, konsolidieren Mengen und vermarkten diese entweder zur Verwertung an Kupferhütten und Scheideanstalten oder zur (Vorbereitung zur) Wiederverwendung an Betriebe der IT-Branche. Bei Zwischenhändlern ist die Entwicklung zu beobachten, dass zwischen einer größeren Anzahl an Leiterplatten Fraktionen unterschieden und nach Preis differenziert angekauft werden. Ein großer Aufkäufer von Leiterplatten gibt z.B. an, 17 verschiedenen Fraktionen anzukaufen. Dementsprechend gibt es bei einigen Entsorgungsbetrieben die Tendenz, mehr Leiterplattenfraktionen zu bilden (s. Kapitel und 3.4.1) und diese den Spezifikationen von Zwischenhändlern anzupassen.

Nach deren Aussage erfolgt der Ankauf in einer großen Zahl Fraktionen, um Preise exakter bestimmen zu können. Eine Beprobung des angekauften Materials findet i.d.R. nicht statt. Die Zwischenhändler konsolidieren i.d.R. Material und geben es je nach Qualität an Scheideanstalten, an Kupferhütten oder

an Behandlungsbetriebe für Elektroaltgeräte mit mechanischer Aufbereitungsstufe weiter, wenn deren Mindestankaufmengen erreicht wird.

Die für den Ankauf gebildete hohe Zahl an Fraktionen spielt bei der Vermarktung an Hütten i.d.R. keine Rolle mehr. Laut Aussagen von Zwischenhändlern werden Leiterplatten der Klassen 1 und 2 (bei denen die Behandlung vorrangig auf die Rückgewinnung von Edelmetallen abzielt) gemischt an Kupferhütten abgegeben und dort im Eingangsprozess analytisch beprobt. Leiterplatten der Klasse 3, bei denen der Fokus auf der Gewinnung von Nichteisenmetallen liegt, werden i.d.R. an Betriebe mit einer mechanischen Aufbereitung weitergegeben.

Eine interessante Entwicklung ist, dass ein großer Zwischenhändler in den Ankauf von Komponenten, wie z.B. Prozessoren und Speichern aus Computern, eingestiegen ist. Diese Komponenten werden vor dem Hintergrund einer (Vorbereitung zur) Wiederverwendung statt einer Verwertung angekauft. Voraussetzung ist aber, dass diese in einem sehr guten Zustand sind. Neben wirtschaftlichen Optimierungsmöglichkeiten, die sich daraus für Recyclingbetriebe ergeben, kann hier ein Ansatzpunkt gesehen werden, wie in den Komponenten enthaltene Wertschöpfung dem Wirtschaftskreislauf erhalten bleiben kann. Die Wiederverwendung von Komponenten trägt somit zu einer reduzierten Umweltbelastung bei.

3.4.3 Annahme von Elektronikaltgeräten und Leiterplattenfraktionen in der Kupferhütte

Kupferhütten kaufen sowohl Elektronikaltgeräte als auch Leiterplatten, um sie pyro- und hydrometallurgisch weiterzuverarbeiten. Verfahrenstechnisch ist es nicht möglich, alle Elemente gleichzeitig zurückzugewinnen (Reuter 2013). In Bezug auf den Ankauf von Leiterplatten gibt eine deutsche Sekundärkupferhütte an, dass diese das Eingangsmaterial durchgängig beprobt und so das Material nach tatsächlichem Wert ankauft. Die Mindestanforderung an angekauft Material ist die Einhaltung der Vorgaben nach Anlage 4 des ElektroG 2.

Besonders problematisch wird Quecksilber im Eingangsmaterial angesehen. Auf die vollständige Quecksilberentfrachtung wird daher größten Wert gelegt. Als weiterer Störstoff wurde Brom (z.B. durch ein Vorkommen in Leiterplatten) genannt.

Weitere Stoffe werden grundsätzlich als metallurgisch verträglich angesehen. Vorhandene Aluminium- und Kunststofffraktionen werden separiert und an externe Aufbereiter verkauft.

3.4.4 Annahme von Leiterplattenfraktionen in Scheideanstalten

Scheideanstalten behandeln vorrangig Münzen, Schmuck oder Produktionsabfälle. Darüber hinaus können auch besonders edelmetallhaltige Materialien aus Elektro(nik)altgeräten (z.B. hochwertige Leiterplatten, Prozessoren, Goldkontakte, Komponenten aus dem Rückbau von Großanlagen etc.) für sie interessant sein. Z.T. werden die Komponenten, die aus Elektro(nik)altgeräten stammen, mit anderen behandelten Materialien aufkonzentriert. Weiterhin können in Scheideanstalten Produkte aus Hüttenprozessen (wie z.B. die Anodenschlämme) behandelt werden, um die darin enthaltenen aufkonzentrierten Edelmetalle zurück zu gewinnen.

Laut Aussage eines großen Zwischenhändlers sind Materialien ab einem Gehalt von ca. 2 g Gold pro kg Material (Richtwert ca. 100 € Materialwert pro kg) für Scheideanstalten interessant.

Einige Scheideanstalten treten darüber hinaus auch als Aufkäufer und/oder Zwischenhändler von Komponenten aus Elektronikaltgeräten auf.

Der Ankauf der Scheideanstalten erfolgt i.d.R. ab einer geringeren Mindestabnahmemenge als der von Kupferhütten.

3.4.5 Händische Entnahme vs. mechanische Behandlung von Leiterplatten

Ein direkter Vergleich einer manuellen Demontage und einer „schonende[n] mechanische[n] Aufbereitung“ liegt u.a. in einer Veröffentlichung von Schöps 2010 vor. Untersucht wurde dabei eine Monocharge von ca. 3 Tonnen PCs, die in zwei annähernd gleiche Proben geteilt wurde. Untersucht wurden die jeweiligen Metallausbeuten an Gold, Silber und Palladium.

In Bezug auf die manuelle Zerlegung wurden zwei unterschiedliche Demontagetiefen durchgeführt. Bei der sogenannten „Hauptzerlegung“ wurden als Edelmetallträger Motherboards, Steckkarten und Stecker entnommen. Bei der vertieften Zerlegung wurden Festplatten, Laufwerke und Netzteile weiter demontiert und zusätzlich die Leiterplatten aus diesen Bauteilen gewonnen.

Bei der schonenden mechanischen Aufbereitung wurden die PCs in einem Smasher (einer um die Längsachse rotierenden Trommel) aufgebrochen. In einer Sortierstrecke wurden anschließend schadstoffhaltige Bauteile und wertstoffhaltige Bauteile händisch entnommen. Danach wurde die Fraktion im Shredder weiter zerkleinert und anschließend durch mehrere Trennverfahren weiter bearbeitet. Die Ergebnisse der vergleichenden Untersuchung sind in der nachfolgenden Tabelle 16 dargestellt.

Tabelle 16: Vergleichende Untersuchung nach Schöps 2010

Element	Gehalt [ppm]	Hauptzerlegung [%]	vertiefte Zerlegung [%]	mechanische Aufbereitung [%]
Gold	23	80	97	70
Silber	91	49	97	70
Palladium	9	66	99	41

Bei Gold erreichten die Verfahren eine hohe Ausbeute, 70 Prozent bei der mechanischen Aufbereitung und 80 Prozent bei der manuellen Hauptzerlegung. Durch die vertiefte manuelle Zerlegung konnte dieser Wert auf 97 Prozent gesteigert werden. Die Silberausbeute lag bei der mechanischen Aufbereitung (70 Prozent) höher als bei der manuellen Hauptzerlegung (49 Prozent). Durch die vertiefte Zerlegung (97 Prozent) wurde eine deutliche Steigerung der Ausbeute erreicht. Bei Palladium war die Ausbeute bei der mechanischen Aufbereitung (41 Prozent) deutlich geringer als bei der manuellen Hauptzerlegung (66 Prozent) und vertiefter Zerlegung (99 Prozent).

Insgesamt kam das Projekt zu dem Schluss, dass es zur Erzielung hoher Edelmetallausbeuten entscheidend ist, „die Leiterplatten möglichst frühzeitig zu entnehmen und einer geeigneten metallurgischen (Edel-) Metallrückgewinnung zuzuführen“. Festgestellt wurde, dass diese Entnahme sowohl nach manueller Demontage als auch nach einem groben Aufschluss des Gerätes erfolgen kann.

Den durch Schöps 2010 beschriebenen Ergebnissen steht eine Untersuchung von Chancerel 2009 gegenüber, die Edelmetallverluste bei der mechanischen Aufbereitung in einer deutschen Recyclinganlage untersuchte.

Eingangsmaterial dieser Untersuchung waren 27 Tonnen Elektronik(alt)geräte der Sammelgruppe 3 (alt). Ermittelt wurden dann die Metallausbeuten an Gold, Silber, Palladium und Kupfer.

Durchgeführte Behandlungsschritte waren Schadstoffentfrachtung mit manueller Sortierung, Vorbereiten, manuelle Nachsortierung, Zerkleinerung und automatische Sortierung. Bei der manuellen Sortierung wurden neben Schadstoffen auch die „einfach zu entfernenden“ Leiterplatten entnommen.

Die Untersuchungen zeigten, dass ca. 26 % des Golds, ca. 12 % des Silbers, ca. 26 % des Palladiums und ca. 60 % des Kupfers nach der Behandlung (Kombination aus manuellen und mechanischen Prozessschritten) in Outputfraktionen auftraten, aus denen Sie potentiell wiederzugewinnen waren.

Die Ergebnisse der beiden Untersuchungen weichen in den (Edel)metallausbeuten sehr stark voneinander ab. Mögliche Erklärungen für die Abweichungen könnten die unterschiedlichen Zusammensetzungen des Ausgangsmaterials (PC vs. Geräte der Sammelgruppe 3 (alt)) oder ein sehr abweichendes Vorgehen bei der Entnahme von Leiterplatten sein. (Bei Chancerel 2009 wurden nur „einfach zu entfernende“ Leiterplatten entnommen.)

In Rotter 2014 wird darüber hinaus darauf hingewiesen, dass der Anlagenbetreiber, bei dem die Untersuchung (Chancerel 2009) durchgeführt wurde, inzwischen Optimierungen des Behandlungsprozesses vorgenommen habe.

Eine abschließende Bewertung der mechanischen Öffnung von Geräten vor der Entnahme von schadstoff- und wertstoffhaltigen Komponenten sollte auf Grundlage der vorliegenden Veröffentlichungen nicht vorgenommen werden. Um dies besser beurteilen zu können, sollten weitere Untersuchungen durchgeführt werden.

3.5 Schadstoffrelevante Bauteile

3.5.1 Schadstoffe in EAG und Gesundheitsgefährdung

Elektroaltgeräte können Schadstoffe enthalten. Für die meisten dieser Schadstoffe und schadstoffhaltigen Bauteile existieren Behandlungs- bzw. Separationsanforderungen nach Anlage 4 (zu § 20 Absatz 2) des ElektroG 2.

Nicht eindeutig festgelegt ist in der Anlage 4, wie die unter Nummer 1 genannten Stoffe zu entfernen sind. § 3 (25) des ElektroG 2 gibt die folgende Definition des Begriffes „Entfernen“:

die manuelle, mechanische, chemische oder metallurgische Bearbeitung von Altgeräten, in deren Folge im Laufe des Behandlungsverfahrens gefährliche Stoffe, Gemische oder Bestandteile einen unterscheidbaren Stoffstrom oder einen unterscheidbaren Teil eines Stoffstromes bilden; Stoffe, Gemische und Bestandteile gelten dann als unterscheidbar, wenn sie überwacht werden können, um ihre umweltgerechte Behandlung oder Entsorgung zu überprüfen;

In der Praxis existieren bei einigen Gerätetypen und Erstbehandlern Lösungen, bei denen Geräte händisch demontiert und Geräte anschließend händisch schadstoffentfrachtet werden. Daneben hat sich bei einigen Gerätetypen und Erstbehandlern das Vorgehen etabliert, die Geräte mechanisch zu öffnen (z.B. durch einen sogenannten Brecher) und anschließend händisch zu entfrachten. Die geöffneten Geräte werden dabei i.d.R. auf ein Sortierband gegeben. An diesem arbeiten Werker, die z.B. Leiterplatten, Kondensatoren und Tonerkartuschen händisch aus dem Materialstrom entnehmen und zur Separation in Schächte oder Behältnisse geben. Erfahrungen aus der Praxis zeigen, dass bei einem mechanischen Öffnen nicht immer sichergestellt ist, dass alle Komponenten (wie z.B. Kondensatoren oder Batterien) bei der Öffnung unzerstört bleiben. Dabei können ggf. Flüssigkeiten austreten und die weitere Fraktion verunreinigen. Daraus kann sich auch eine Gefährdung der Mitarbeiter an den Sortierarbeitsplätzen ergeben.

In diesem Kapitel soll auf die Schadstoffgehalte in Gerätetypen und die sich daraus ergebenden Empfehlungen bzgl. einer manuellen Demontage, einem möglichen mechanischen Öffnen von Geräten sowie einer direkten metallurgischen Verwertung eingegangen werden.

3.5.2 Vorkommen schadstoffrelevanter Bauteile

In Bezug auf das Vorkommen von Schadstoffen in Gerätetypen kann auf umfangreiche Vorarbeiten des VDI Richtlinien Ausschusses 2343 zurückgegriffen werden. Im Blatt Demontage der Richtlinie ist detailliert dargestellt, in welchen Gerätetypen die in Anlage 4 des ElektroG 2 genannten zu entfernenden Stoffe enthalten sein können oder nicht enthalten sind. Eine Unterscheidung nach Wahrscheinlichkeiten wird bei dieser Darstellung nicht getroffen. Um Umwelt- oder Gesundheitsgefahren ausschließen zu können, muss erreicht sein, dass Schadstoffe nicht freigesetzt werden. Nachfolgend werden daher die Tabellen aus der VDI Richtlinie 2343 für die Kategorien wiedergegeben, in denen sich die in dieser Untersuchung betrachteten Gerätetypen befinden.

Tabelle 17: Schadstoffe in Haushaltskleingeräte nach VDI 2343 Blatt Demontage

Gerätekategorie Haushaltskleingeräte	Legende: (+) kann vorkommen (-) kommt nicht vor																	
	1a – quecksilberhaltige Bauteile	1b – Batterien und Akkumulatoren	1c – Leiterplatten	1d – Tonerkartuschen, Farbtoner	1e – Kunststoffe mit bromierten Flammschutzmitteln	1f – Asbest	1g – Kathodenstrahlröhren	1h – FCKW, H-FCKW, HFKW, KW	1i – Gasentladungslampen	1j – Flüssigkristallanzeigen > 100 cm ²	1k – externe elektrische Leitungen	1l – Bauteile mit feuerfesten Keramikfasern	1m – Elektrolyt-Kondensatoren, Höhe > 25 mm, Ø > 25 mm	1n – cadmium- oder selenhaltige Fotoleitertrommeln	2a – Bauteile mit radioaktiven Stoffen	2b – Bauteile mit radioaktiven Stoffen	2c – Bauteile mit radioaktiven Stoffen	3 – Kondensatoren mit PCB
Staubsauger	-	+	-	-	+	+	-	+	-	-	+	-	+	-	-	-	-	+ ¹⁾
Teppichkehrmaschinen	-	+	-	-	+	-	-	+	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-
Sonstige Reinigungsgeräte	-	+	+	-	+	-	-	+	-	-	+	-	+	-	-	-	-	+
Geräte zum Nähen, Stricken, Weben oder zur sonstigen Bearbeitung von Textilien	-	-	+	-	+	-	-	+	-	+	+	-	+	-	-	-	-	+
Bügeleisen und sonstige Geräte zum Bügeln, Mangeln oder zur sonstigen Pflege von Kleidung	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-
Toaster	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-
Friteusen	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-
Möhlen, Kaffeemaschinen und Geräte zum Öffnen oder Verschließen von Behältnissen oder Verpackungen	+ ¹⁾	+	-	-	+	+ ²⁾	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+
Elektrische Messer	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
Haarschneidegeräte, Haartrockner, elektrische Zahnbürsten, Rasierapparate, Massagegeräte und sonstige Geräte für die Körperpflege	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
Wecker, Armbanduhren und Geräte zum Messen, Anzeigen oder Aufzeichnen der Zeit	+	+	+	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
Waagen	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-

¹⁾ Vorkommen in älteren Kaffeemaschinen ist möglich (Quecksilberschalter).

²⁾ In der KU-Matrix eingebunden bis zum Inkrafttreten der AsbestV; Vorkommen in älteren Kaffeemaschinen ist möglich (Isoliermaterial).

Tabelle 18: Schadstoffe in ITK Geräten nach VDI 2343 Blatt Demontage

Gerätekategorie Geräte der Informati- ons- und Telekommuni- kationstechnik	1a –	1b –	1c –	1d –	1e –	1f –	1g –	1h –	1i –	1j –	1k –	1l –	1m –	1n –	2a –	2b –	2c –	3 –
	quecksilberhaltige Bauteile	Batterien und Akkumulatoren	Leiterplatten	Tonerkartuschen, Farbtoner	Kunststoffe mit bromierten Flammschutzmitteln	Asbest	Kathodenstrahlröhren	FCKW, H-FCKW, HFKW, KW	Gasentladungslampen	Flüssigkristallanzeigen > 100 cm ²	externe elektrische Leitungen	Bauteile mit feuerfesten Keramikfasern	Elektrolyt-Kondensatoren, Höhe > 25 mm, Ø > 25 mm	cadmium- oder selenhaltige Fotoleitertrommeln	Bauteile mit radbaktiven Stoffen	Bauteile mit radbaktiven Stoffen	Bauteile mit radbaktiven Stoffen	Kondensatoren mit PCB
Zentrale Datenverarbeitung: Großrechner, Mini-computer, Drucker	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	-
PC-Bereich:																		
• PCs:																		
CPU ¹⁾	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
Bildschirm	-	+	+	-	+	-	+	-	+	+	+	-	+	-	-	-	-	-
Maus und Tastatur	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
• Laptops (einschließlich CPU, Maus, Bildschirm und Tastatur)	+	+	+	-	+	-	-	-	+	+	+	-	+	-	-	-	-	-
• Notebooks	+	+	+	-	+	-	-	-	+	+	+	-	+	-	-	-	-	-
• Elektronische Notizbücher	+	+	+	-	+	-	-	-	+	+	+	-	+	-	-	-	-	-
• Drucker	-	-	+	+	+	-	-	-	-	+	+	-	+	+	-	-	-	-
• Kopiergeräte	-	-	+	+	+	-	-	-	+	+	+	-	+	+	-	-	-	-
• Elektrische und elektronische Schreibmaschinen	-	+	+	-	+	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-
• Taschen- und Tischrechner	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
• Sonstige Produkte und Geräte zur Erfassung, Speicherung, Verarbeitung, Darstellung oder Übermittlung von Informationen mit elektronischen Mitteln	+	+	+	+	+	-	+	-	+	+	+	-	+	-	+	+	+	-
• Benutzerendgeräte und -systeme																		
• Faxgeräte	+ ²⁾	-	+	+	+	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-
• Telexgeräte	-	-	+	-	+	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-
• Telefone	-	+	+	-	+	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-
• Münz- und Kartentelefone	-	-	+	-	+	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
• Schnurlose Telefone	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
• Mobiltelefone	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
• Anrufbeantworter	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
• Sonstige Produkte oder Geräte zur Übertragung von Tönen, Bildern oder sonstigen Informationen mit Telekommunikationsmitteln	+	+	+	-	+	-	+	-	+	+	+	-	+	-	+	+	+	-

¹⁾ Gemeint ist die Systemeinheit einschließlich CPU (Hauptprozessor).

²⁾ Vorkommen in älteren Geräten ist möglich.

Tabelle 19: Schadstoffe in Unterhaltungselektronik nach VDI 2343 Blatt Demontage

Legende: (+) kann vorkommen (-) kommt nicht vor	1a – quecksilberhaltige Bauteile	1b – Batterien und Akkumulatoren	1c – Leiterplatten	1d – Tonerkartuschen, Farbtoner	1e – Kunststoffe mit bromierten Flammschutzmitteln	1f – Asbest	1g – Kathodenstrahlröhren	1h – FCKW, H-FCKW, HFKW, KW	1i – Gasentladungslampen	1j – Flüssigkristallanzeigen > 100 cm ²	1k – externe elektrische Leitungen	1l – Bauteile mit feuerfesten Keramikfasern	1m – Elektrolyt-Kondensatoren, Höhe > 25 mm, Ø > 25 mm	1n – cadmium- oder selenhaltige Fotoleitertrommeln	2a – Bauteile mit radioaktiven Stoffen	2b – Bauteile mit radioaktiven Stoffen	2c – Bauteile mit radioaktiven Stoffen	3 – Kondensatoren mit PCB
Radiogeräte	-	+	+	-	+	-	+	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-
Fernsehgeräte	+	+	+	-	+	-	+	-	+	+	+	-	+	-	-	-	-	-
Videokameras	-	+	+	-	+	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
Videorekorder	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-
Hi-Fi-Anlagen	-	+	+	-	+	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-
Audio-Verstärker	+	+	+	-	+	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-
Musikinstrumente	-	+	+	-	+	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-
Sonstige Produkte oder Geräte zur Aufnahme oder Wiedergabe von Tönen oder Bildern, einschließlich Signalen, oder andere Technologien zur Übertragung von Tönen und Bildern mit anderen als Telekommunikationsmitteln	+	+	+	-	+	-	+	-	+	+	+	-	+	-	-	-	-	-

Tabelle 20: Schadstoffe in Werkzeugen nach VDI 2343 Blatt Demontage

Gerätekategorie Elektrische und elektronische Werkzeuge (mit Ausnahme ortsfester Industrieller Großwerkzeuge)	Legende: (+) kann vorkommen (-) kommt nicht vor																	
	1a – Quecksilberhaltige Bauteile	1b – Batterien und Akkumulatoren	1c – Leiterplatten	1d – Tonerkartuschen, Farbtoner	1e – Kunststoffe mit bromierten Flammschutzmitteln	1f – Asbest	1g – Kathodenstrahlröhren	1h – FCKW, H-FCKW, HFRKW, KW	1i – Gasentladungslampen	1j – Flüssigkristallanzeigen > 100 cm ²	1k – externe elektrische Leitungen	1l – Bauteile mit feuerfesten Keramikfasern	1m – Elektrolyt-Kondensatoren, Höhe > 25 mm, Ø > 25 mm	1n – cadmium- oder selenhaltige Fotoleitertrommeln	2a – Bauteile mit radioaktiven Stoffen	2b – Bauteile mit radioaktiven Stoffen	2c – Bauteile mit radioaktiven Stoffen	3 – Kondensatoren mit PCB
Bohrmaschinen	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	+
Sägen	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+
Nähmaschinen	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
Geräte zum Drehen, Fräsen, Schleifen, Zerkleinern, Sägen, Schneiden, Abscheren, Bohren, Lochen, Stanzen, Falzen, Biegen oder zur entsprechenden Bearbeitung von Holz, Metall und sonstigen Werkstoffen	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	+
Niet-, Nagel- oder Schraubwerkzeuge oder Werkzeuge zum Lösen von Niet-, Nagel- oder Schraubverbindungen oder für ähnliche Verwendungszwecke	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
Schweiß- und Lötwerkzeuge oder Werkzeuge für ähnliche Verwendungszwecke	-	+	+	-	+	+	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-	+
Geräte zum Versprühen, Ausbringen, Verteilen oder zur sonstigen Verarbeitung von flüssigen oder gasförmigen Stoffen mit anderen Mitteln	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	+
Rasenmäher und sonstige Gartengeräte	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	+

Die folgende Betrachtung erfolgt in Anlehnung an die Auflistung nach Anlage 4, Nr. 1 ElektroG 2.

- a) Quecksilberhaltige Bauteile: Alle Geräte, die quecksilberhaltige Bauteile enthalten, sollten vor einer Entfrachtung nicht außerhalb eines geschlossenen Systems mechanisch geöffnet werden. Dies ergibt sich zum einen aus der möglichen Gefährdung der Mitarbeiter und zum anderen aus der Gefahr der Verunreinigung der Fraktion.
- b) Nach § 10 (1) ElektroG 2 sind Altbatterien und –akkumulatoren, die nicht vom Gerät umschlossen sind, an der Erfassungsstelle durch den Letztnutzer vom Gerät zu trennen. Geräte, die batteriefrei sind, können grundsätzlich auch mechanisch geöffnet werden. Innenliegende Batterien sind vor einer mechanischen Öffnung zu entfernen. Batterien und Akkumulatoren: Geräte, die Batterien und/oder Akkumulatoren enthalten, sollten aufgrund der möglichen Brandgefahr nicht mechanisch geöffnet werden. Eine Vielzahl von Brandereignissen, bei denen Hochenergiebatterien als Ursache vermutet werden, zeigen deren besondere Gefährlichkeit (Stengele 2015). Eine Selbstentzündung

dung entsteht u.a. durch einen inneren Kurzschluss, der durch Beschädigungen der Batterien entstehen kann. Da Hochenergiebatterien nicht beschädigt werden dürfen, ist das mechanische Öffnen von Geräten, die diese enthalten können (z.B. in einem „Vorbrecher“) zu vermeiden.

- c) Leiterplatten stellen unter dem Aspekt der Schadstoffbelastung (z.B. Flammschutzmittel) keine direkte Gefahr im Recyclingbetrieb dar. Geräte, die Leiterplatten enthalten, können unter diesem Gesichtspunkt mechanisch geöffnet werden. Bestückte Leiterplatten können schadstoffhaltige Komponenten wie Batterien oder Elektrolytkondensatoren enthalten, siehe Empfehlungen z.B. a), n). Hinsichtlich der Vermeidung von Ressourcenverlusten s. Kapitel 3.4.
- d) Alle Tonerkartuschen und Farbtoner sind vor einer mechanischen Öffnung von Geräten zu entfernen. Der lungengängige Tonerstaub stellt eine unmittelbare Gefährdung für Mitarbeiter dar und kann an restlichen Fraktionen anhaften.
- e) Kunststoffe, die bromierte Flammschutzmittel enthalten, stellen keine direkte Gefahr im Recyclingbetrieb dar. Geräte, die diese enthalten, können unter diesem Gesichtspunkt mechanisch geöffnet werden.
- f) Geräte, die Asbest enthalten, sind aus Gründen des Arbeiterschutzes nicht mechanisch zu öffnen.
- g) Kathodenstrahlröhren sollten aus Gründen des Arbeiterschutzes nur in einem geschlossenen System mechanisch geöffnet werden, da der mögliche Austritt von Leuchtschicht sonst nicht ausgeschlossen werden kann. Komponenten von Leuchtschichten können u.a. Yttriumoxid, Bleioxid und Europiumoxid sein (Jehle 2011). Mitarbeiter in Recyclingbetrieben dürfen nicht in direktem Kontakt mit diesen gesundheitsgefährdenden Stoffen kommen. Laut Wehde 2011 soll die Belüftung von Bildröhren nur in einer Reinigungskabine erfolgen, die an eine Abluftführung angeschlossen ist.
- j) Geräte, die Flüssigkristallanzeigen enthalten und quecksilberhaltige Hintergrundbeleuchtung (s. a) enthalten können, sollten aus Gründen des Arbeiterschutzes und der möglichen Verunreinigung von Fraktionen nur in geschlossenen Systemen manuell oder mechanisch geöffnet werden.
- k) Externe elektrische Leitungen stellen keine unmittelbare Gefahr im Recyclingbetrieb dar. Um Ressourcen zurückzugewinnen zu können, sollten sie durch eine Verfahrenstechnik (z.B. Kabelschlitzmaschine, Kabelschälmaschine, Granulator) behandelt werden. Der direkte Eingang in die Verfahrenstechnik ist möglich.
- l) Geräte, die feuerfeste Keramikfasern enthalten, sind aus Gründen des Arbeiterschutzes nie mechanisch zu öffnen.
- m) Geräte, die radioaktive Stoffe enthalten, sind aus Gründen des Arbeiterschutzes und der möglichen Verunreinigung von Fraktionen nicht vor der Entfrachtung mechanisch zu öffnen und nach den Vorgaben der Anlage 4 ElektroG 2 zu behandeln.
- n) Geräte, die größere Elektrolytkondensatoren enthalten, sollten nur vor der Entfrachtung mechanisch geöffnet werden, wenn nachgewiesen werden kann, dass die Kondensatoren durch den Einsatz des Verfahrens nicht beschädigt werden.
- o) Geräte, die cadmium- oder selenhaltige Fotoleitertrommeln enthalten, sind aus Gründen des Arbeiterschutzes und der möglichen Verunreinigung von Fraktionen nicht vor einer Entfrachtung mechanisch zu öffnen.

Anlage 4 Nr.3) betrifft Geräte, die Kondensatoren mit PCB enthalten. Diese sind aus Gründen des Arbeiterschutzes und der möglichen Verunreinigung von Fraktionen nicht vor der Entfrachtung mechanisch zu öffnen und nach den Vorgaben der Anlage 4 ElektroG 2 zu behandeln.

3.6 Demontageuntersuchungen an ausgewählten Geräten

Die Demontageversuche wurden bei einem Erstbehandlungsbetrieb vor Ort durchgeführt. Die Demontage erfolgte unter Realbedingungen und wurde für die nachfolgend genannten Gerätetypen durchgeführt:

Tabelle 21: Gerätetypen für Demontageuntersuchungen

Reihe	Gerätetyp	Abbildung
1	Router	
2	Videorekorder	
3	DVD Player	

Reihe	Gerätetyp	Abbildung
4	Receiver	
5	Compactaudioanlagen	
6	Tragbare CD Spieler	
7	Staubsauger	

Die ausgewählten Gerätetypen ergaben sich aus den Sortieranalysen des Projektes RePro (siehe Kapitel 3.2 und 3.3). Aufgrund ihrer Mengen- und Ressourcenrelevanz, und da die Literaturrecherche im Rahmen des RePro-Projektes hohe Spannweiten für die Werte der Zusammensetzung und der Gehalte an Edel- und Sondermetallen der Geräte ergab, sollen die genannten Geräte nochmals eingehend betrachtet werden. Aufgrund ihrer Mengenrelevanz im Abfallstrom wurden zusätzlich Staubsauger in die Demontageversuche aufgenommen (siehe Kapitel 3.3).

Es wurden weitgehend unzerstörte und vollständige Geräte für die Demontageuntersuchungen ausgewählt. Pro Gerätetyp sollten drei Geräte demontiert werden. Wenn eine größere Anzahl an geeigneten Geräten vorlag, wurden z.T. auch mehrere Geräte bei der Untersuchung berücksichtigt.

Alle Geräte wurden vor der Demontage gewogen. Während der Demontage wurden die Demontagezeit und die Anzahl der Schrauben aufgenommen. Die Ausgangsfraktionen wurden nach der Demontage verwogen. Besonderheiten, wie z.B. enthaltene Schadstoffe nach Anlage 4 des ElektroG 2, wurden vermerkt.

Alle Demontagen wurden von einer erfahrenen Werkerin durchgeführt. Ausgangsfraktionen wurden so gebildet, wie es in der täglichen Praxis in dem Recyclingbetrieb üblich ist. Die gemessenen Demontagezeiten können somit als praxisrelevant angesehen werden.

Bei den Demontageversuchen wurde ein besonderes Augenmerk auf die Leiterplatten und die als potentiell ressourcenrelevant angesehenen Kunststoffe gelegt. In den demontierten Geräten kamen vorrangig Leiterplatten der Klasse II oder Leiterplatten der Klasse III und zum Teil Leiterplatten der Klassen II und III in einem Gerät vor.

Aus der für jedes Gerät gewogenen Menge der separierten Leiterplatten Klasse II sowie der benötigten Demontagezeit für dieses Gerät wurde der Quotient gebildet, der angibt, wieviel Gramm Leiterplatte Klasse II pro Sekunde Demontagezeit gewonnen werden konnte. Je höher der Wert des Quotienten ist, umso größer ist die Menge an Leiterplatten und somit an Materialwert, der sich je Zeiteinheit gewinnen ließ. Für die Leiterplatten der Klasse III wurden ebenso Quotienten gebildet. In der nachfolgender Abbildung 3 sind beide Quotienten für die betrachteten Gerätereihen 1 bis 7 dargestellt.

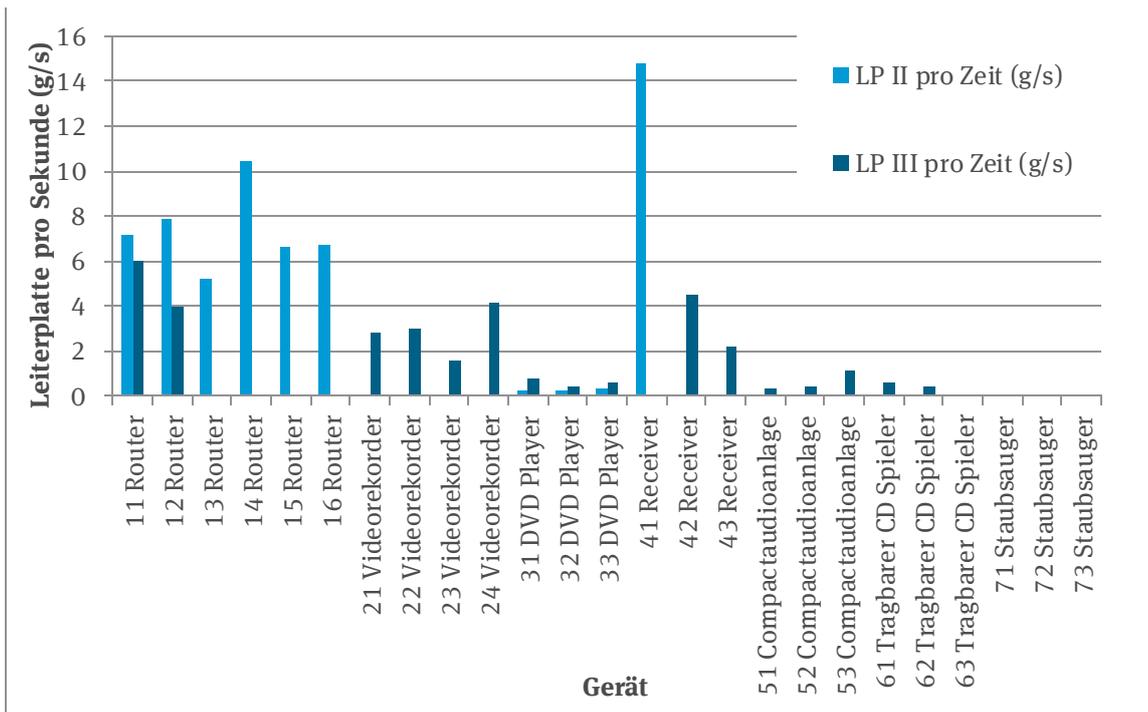


Abbildung 3: Gewonnene Leiterplatten (g) pro Demontagezeit (s)

Für eine händische Demontage potentiell interessant sind Gerätetypen, die ein günstiges Verhältnis von gewonnener Leiterplatte Klasse II und eingesetzter Demontagezeit aufweisen. Das günstigste Verhältnis (ca. 15 g Leiterplatte Klasse II pro Sekunde) wurde bei dem Gerät 41 erzielt. Dabei handelte es sich um einen Receiver neuerer Bauweise, der in seiner Bauart und seinen Dimensionen (230 mm*130 mm*30 mm) deutlich von den weiteren Receivern älterer Bauart (350 mm*160 mm*60 mm und 370 mm*270 mm*60 mm) abwich. Die älteren Receiver enthielten keine Leiterplatten der Klasse II.

Ein generell hoher Quotient aus Leiterplatte der Klasse II und eingesetzter Demontagezeit konnte bei dem Gerätetyp Router (Reihe 1) festgestellt werden (Reihe 1, s. Geräte 11 bis 16 in Abbildung 3).

Für die sechs untersuchten Routergeräte sind exemplarisch in Tabelle 22 die Gesamtgewichte, Gewichte der separierten Leiterplatten, Demontagezeiten bis zum Abschluss des Ausbaus der Leiterplatten und die zum Ausbau der Leiterplatte zu lösende Schraubenanzahl aufgeführt.

Tabelle 22: Übersicht der untersuchten Geräte Reihe 1: Router 1-6

Gerät	Gesamtgewicht [g]	Leiterplatte (Kategorie II) [g]	Leiterplatte (Kategorie III) [g]	Demontagezeit [s]	Anzahl Schrauben (ca. Stk.)
11	380	144	-	20	2
12	378	158	-	20	2
13	486	208	2	40	4
14	448	178	-	17	0
15	320	146	-	22	2
16	338	162	-	24	2

Besonders fiel das Gerät Nummer 14 auf, das ohne Schrauben konstruiert wurde, die geringste Demontagezeit hatte und daher als vorbildlich für die Altgerätebehandlung aber problematisch für die Wiederverwendung angesehen werden kann.

Darüber hinaus wurden aus der für jedes Gerät gewogenen Gesamtmenge an Kunststofffraktionen und der benötigten Demontagezeit für dieses Gerät der Quotient gebildet, der angibt wieviel Gramm Kunststoff pro Sekunde Demontagezeit gewonnen werden konnte. Je höher der Wert des Quotienten ist, desto mehr Kunststoff und somit Wertstoff lässt sich pro Sekunde Demontagezeit gewinnen. Da die untersuchten Router aus drei Teilen bestanden (Kunststoff-Deckel, Leiterplatte, Kunststoff-Unterteil) entsprach die Demontagezeit für das Gesamtgerät ungefähr der Zeit zur Rückgewinnung der Kunststofffraktion. Sowohl Kunststofffraktion als auch Leiterplatte lagen vor, sobald die Leiterplatte gelöst war. In der nachfolgenden Abbildung 4 werden die ermittelten Quotienten für die Demontageuntersuchungen der Gerätegruppen 1 bis 7 dargestellt.

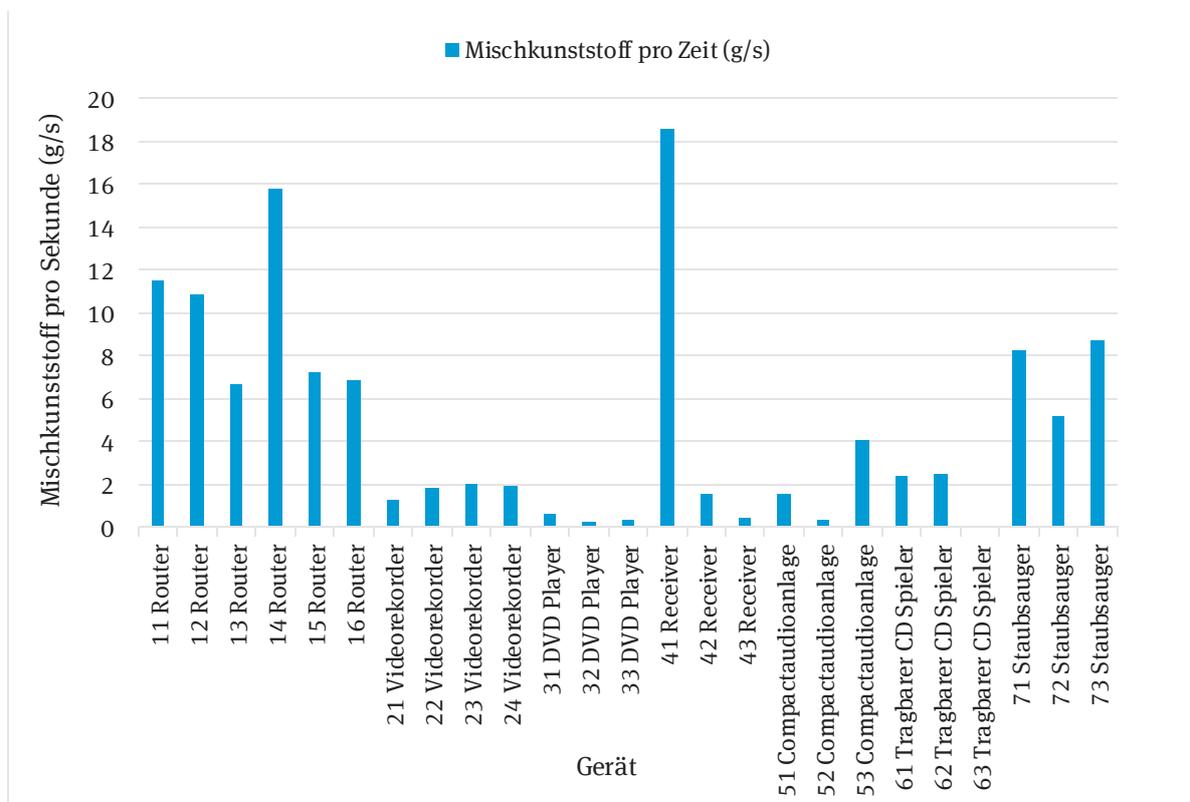


Abbildung 4: Gewonnene Kunststoffmenge (g) pro Demontagezeit (s) der Geräte der Reihen 1-7

Die größte Menge Kunststoff pro Sekunde ließ sich mit ca. 18 g aus dem Gerät 41 gewinnen, einem Receiver neuerer Bauart (siehe oben). Tendenziell günstige Resultate für die Demontage von Kunststoffteilen werden durch den Quotienten weiterhin für die Gerätetypen Router (Reihe 1) und Staubsauger (Reihe 7) aufgezeigt.

Staubsauger sind darüber hinaus aufgrund ihre kupferhaltigen Komponenten Elektromotor und Kabel interessant.

Geräte des Typs Router sind aufgrund der gewonnenen Leiterplatte der Klasse II, geringer Demontagezeiten und einer geringen Anzahl Schrauben potentiell für händische Demontagen interessant (s. Abbildung 5).

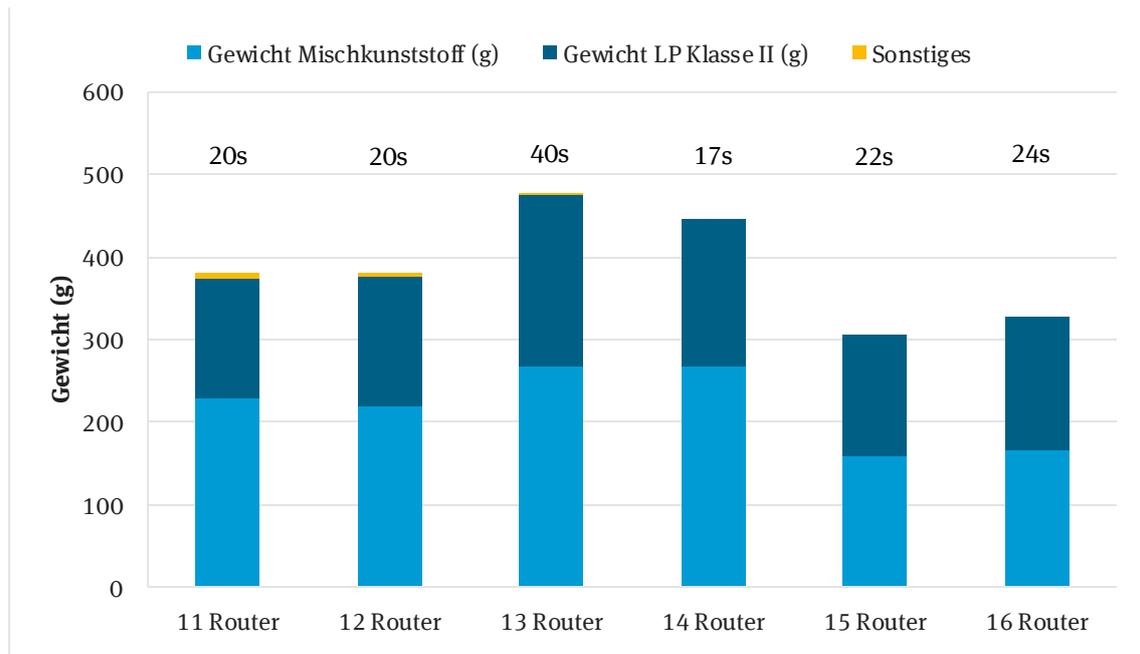


Abbildung 5: Zusammensetzung der demontierten Router und die gemessene Demontagezeit

In weiteren Analysen des Arbeitspakets 3 wurden darüber hinaus einige Kunststoffe der untersuchten Router und Staubsauger weitergehend analysiert (s. Kapitel 5.7.3).

Relevante schadstoffhaltige Bauteile (wie z.B. Flüssigkristalldisplays), deren Anwesenheit eine gezielte Entfrachtung der betrachteten Gerätetypen zur Folge hätte, wurden bei den betrachteten Geräten nicht vorgefunden.

4 Arbeitspaket 2: Behandlungsziele für Flachbildschirmgeräte

4.1 Flachbildschirmgeräte

Bildschirmgeräte dienen in erster Linie der optischen Darstellung und Anzeige von Informationen. Geräte, bei denen dieser Bildschirm bei gleicher Diagonale eine deutlich geringere Bautiefe aufweist als ein Kathodenstrahlröhren-Gerät, werden als Flachbildschirmgeräte bezeichnet. Es gibt zahlreiche Flachbildschirmgeräte, die neben der Anzeigefunktion auch weitere Aufgaben erfüllen, wie die der Telekommunikation oder der Verarbeitung von Daten. Hierzu zählen Laptops, Mobiltelefone, Tablets, mp3-Player etc. Dieser Bericht fokussiert ausschließlich Flachbildschirmfernseher und -monitore. Im weiteren Verlauf sind mit dem Begriff Flachbildschirmgerät darum stets Flachbildschirmfernseher und -monitore gemeint.

In Flachbildschirmgeräten werden verschiedene Anzeigetechniken eingesetzt. Für die Betrachtung unter Schadstoff- und Ressourcenaspekten ist eine Unterteilung dieser Techniken zielführend. Die Flachbildschirmgeräte werden für diesen Bericht in folgende Gruppen eingeteilt:

- Plasmabildschirme (PDP - Plasma Display Panel)
- Flüssigkristallbildschirme (LCD - Liquid Crystal Display)
 - mit quecksilberhaltiger Hintergrundbeleuchtung (CCFL - Cold Cathode Fluorescent Lamp – Kaltkathodenröhre)
 - mit Leuchtdioden als Hintergrundbeleuchtung (LED - Light-Emitting Diodes)
- Bildschirme aus organischen lichtemittierenden Dioden (OLED - Organic Light-Emitting Diodes)

Weitere Anzeigetechniken wie SED (Surface-Conduction Electron-Emitter Display – oberflächenleitender Elektronen-Emitter-Bildschirm) und FED (Field Emission Display – Feldemissionsbildschirm) werden nicht weiter betrachtet, da es hier keine relevanten Marktanteile bei Fernsehern und Monitoren gibt. Geräte mit PDP- und LCD-Technik sind heute bereits im Abfallstrom enthalten. OLED werden dort erst in Zukunft erwartet.

4.1.1 Aufbau von Flachbildschirmgeräten

Ein Flachbildschirmgerät besteht aus einem Kunststoffgehäuse, einem Standfuß, Kabeln, einer Displayeinheit und weiteren Kunststoff- und Metallteilen zur Fixierung und zum Schutz elektronischer Bauteile und Platinen. Die Displayeinheit besteht aus einem Panel (Glasverbund) und bei einem Großteil der derzeit genutzten und zur Entsorgung anfallenden Flachbildschirmgeräte einer Hintergrundbeleuchtung.

In Flachbildschirmfernsehern werden alle genannten Techniken für die Displayeinheiten (PDP, LCD-CCFL/-LED, OLED) eingesetzt. In Flachbildschirmmonitoren sind hauptsächlich LCD-Techniken zu finden. Andere Displaytechniken wie PDP oder OLED haben sich bisher für Monitore nicht durchgesetzt. Allgemein lassen sich alle Flachbildschirmgeräteearten in übergeordnete Materialfraktionen einteilen (siehe Abbildung 6).

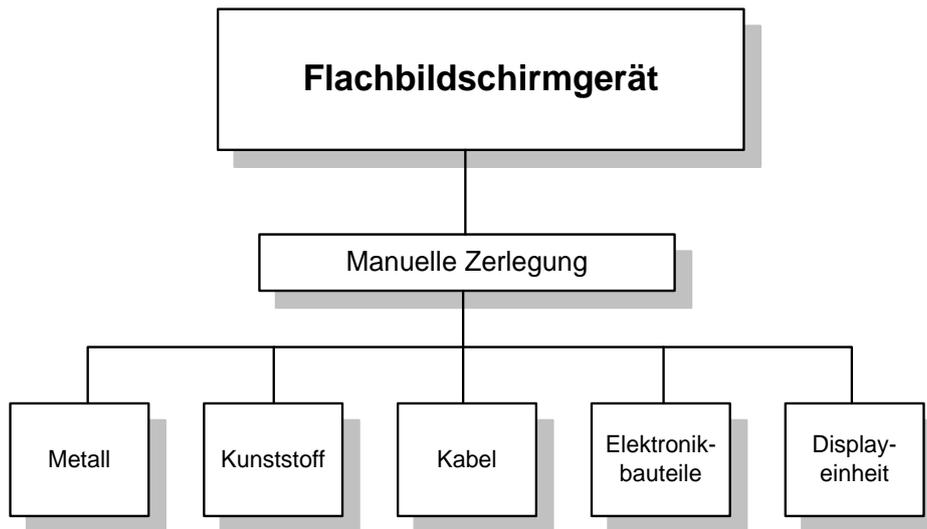


Abbildung 6: Schematische Darstellung der in Flachbildschirmgeräten eingesetzten Materialien

Folgend werden Materialzusammensetzungen von Plasma-, LCD- und OLED-Fernsehern sowie LCD-Monitoren detailliert dargestellt.

4.1.1.1 Plasmafernseher

Obwohl Plasmafernseher (PDP) seit Ende der 1990er Jahre auf dem Markt verfügbar sind, kam es im Vergleich mit anderen Bildschirmgeräterearten nie zu einem hohen Absatz dieser Geräte. Daten zu PDP-Fernsehgeräten sind nur in geringem Umfang verfügbar, was an der geringen Verbreitung der Technik liegen kann. Es existieren jedoch Daten zur exemplarischen Zusammensetzung von PDP-Fernsehern, diese sind in Tabelle 23 dargestellt. Sie beziehen sich einerseits auf die manuelle Zerlegung eines einzelnen 42" Plasma-Fernsehers (Böni 2011) und andererseits auf den Materialaustrag von zehn geschredderten Plasma-Fernsehern, welcher anschließend händisch sortiert wurde (Cryan 2010). Zu den Zusammensetzungen der Fraktionen „Feinmaterial“ sowie „sonstige Materialien“ wurden keine Angaben gemacht. Aufgrund der spröden Materialeigenschaften von Glas ist es jedoch denkbar, dass sich durch das Schreddern der Geräte ein hoher Massenanteil an Glas im Feinanteil befindet. Dies würde auch den geringeren Glasanteil bei den geschredderten Geräten im Vergleich zur manuellen Demontage erklären.

Tabelle 23: Zusammensetzung von Plasma-Fernsehern (Böni 2011), (Cryan 2010)

	Masse [kg] (Böni 2011)	Anteil [%] (Böni 2011)	Ø-Masse [kg] (Cryan 2010)	Ø-Anteil [%] (Cryan 2010)
Datengrundlage	Manuelle Demontage eines 42"-Plasma-Fernsehers		Schredderoutput von 10 Plasma-Fernsehern (32" – 42")	
gesamt	32,5	100	27,8	100
Glas	12,8	40	5,2	19
Metall	11	34	13,5	49
Elektronik	4,6	14	3,3	12
Kunststoff	1,3	4	1,1	4

	Masse [kg] (Böni 2011)	Anteil [%] (Böni 2011)	Ø-Masse [kg] (Cryan 2010)	Ø-Anteil [%] (Cryan 2010)
Feinmaterial*1	*2	*2	2,8	10
Sonstige Materialien*1	2,8	8	1,9	7

*1 in Literatur nicht näher definiert

*2 entsteht nur bei maschineller Zerkleinerung

4.1.1.2 LCD-Fernseher

Flüssigkristallanzeigen stellen derzeit die weitverbreitetste Displaytechnik dar (vgl. Kapitel 4.5). Bei LCD-Fernsehern beinhaltet die Displayeinheit neben dem Panel auch eine Hintergrundbeleuchtung. Diese wurde in älteren Geräten mit quecksilberhaltigen CCFL realisiert, in Geräten neuerer Generationen werden zunehmend LED als Hintergrundbeleuchtung eingesetzt. Untersuchungen zur Zusammensetzung von LCD-Fernsehern wurden primär mit Fernsehern mit CCFL-Hintergrundbeleuchtung durchgeführt. Der grundsätzliche Aufbau der LCD-CCFL-Fernseher unterscheidet sich nicht von jenen mit LED-Hintergrundbeleuchtung. Darum wird angenommen, dass die exemplarisch für LCD-CCFL-Fernseher dargestellten Zusammensetzungen auf die LCD-LED-Fernseher übertragbar sind.

In der zweiten Spalte von Tabelle 24 sind die Ergebnisse einer Tiefenzerlegung im IUTA Entsorgungszentrum (2009) dargestellt. Dabei wurden 53 LCD-CCFL-Fernseher manuell in die angegebenen Fraktionen zerlegt und das Gewicht dieser erfasst. Zusätzlich sind in der Tabelle Daten zweier weiterer Quellen angegeben. In den Versuchen von Cryan wurden die Geräte in einem Shredder mit der Siebweite 40 mm zerkleinert und anschließend manuell sortiert. Bei den Angaben von Böni handelt es sich um Daten aus der manuellen Zerlegung von 57 (2011) bzw. 56 (2015) LCD-CCFL-Fernsehern. Zu den Zusammensetzungen der Fraktionen „Feinmaterial“ und „sonstige Materialien“ wurden keine Angaben gemacht.

Tabelle 24: Durchschnittliche Zusammensetzung von LCD-CCFL-Fernsehern

Fraktionen	IUTA 2009	Cryan 2010	Böni 2011	Böni 2015
Datengrundlage	Manuelle Demontage von 53 LCD-CCFL-Fernsehern (15“ - 52“)	Schredderoutput von 60 LCD-CCFL-Fernsehern (20“ - 40“)	Manuelle Demontage von 57 LCD-CCFL-Fernsehern	Manuelle Demontage von 56 LCD-CCFL-Fernsehern (20“ - 43“)
Ø-Gewicht [kg]	12,6	14,3	15	16
Metalle [%]	54	58	44	46,1
Kunststoff [%]	28,1	28	18,5	31,4
Platinen [%]	9,0	6	11	9,3
Panel [%]	8,0	0	6	8,1
Kabel [%]	1,8	2	1,5	0,9
Hintergrundbeleuchtung [%]	*1	*2	1	0,9
Glas [%]	*3	*3	14	*3
Glas-Folien-Verbund [%]	*4	1	*4	*4
Beschichtungen [%]	*4	1	*4	*4

Fraktionen	IUTA 2009	Cryan 2010	Böni 2011	Böni 2015
Feinanteil* ⁵ [%]	* ⁴	3	* ⁴	* ⁴
Sonstige Materialien* ⁵ [%]	* ⁶	1	4	3,4

*¹ nur Anzahl aufgenommen

*² nur bei manueller Zerlegung definierbar

*³ zusätzliche Frontscheiben fielen nicht an

*⁴ entsteht nur bei maschineller Zerkleinerung

*⁵ in Literatur nicht näher definiert

*⁶ nicht angefallen

Auffällig ist die Glas-Fraktion, welche bei den Untersuchungen von Böni 2011 zusätzlich zur Panelfraktion auftritt. Diese ist weder bei IUTA noch bei Cryan angefallen. Glasscheiben werden bei manchen LCD-Fernsehern zum zusätzlichen Schutz der Panels eingesetzt. Da Geräte mit diesen zusätzlichen Glasplatten aber nur selten vorkommen, kann es sich bei den untersuchten Geräten von Böni 2011 um eine Sondercharge handeln.

Bei den Untersuchungen von Böni 2015 wurden die Geräte bei der Demontage in drei verschiedenen Gruppen erfasst. Es wurden jeweils 20 Geräte mit Bildschirmdiagonalen < 29" und 30 - 39" zerlegt sowie 16 Geräte mit einer Diagonale > 40". In Abbildung 7 sind die Zusammensetzungen der LCD-CCFL-Fernseher mit unterschiedlicher Bildschirmdiagonale dargestellt.

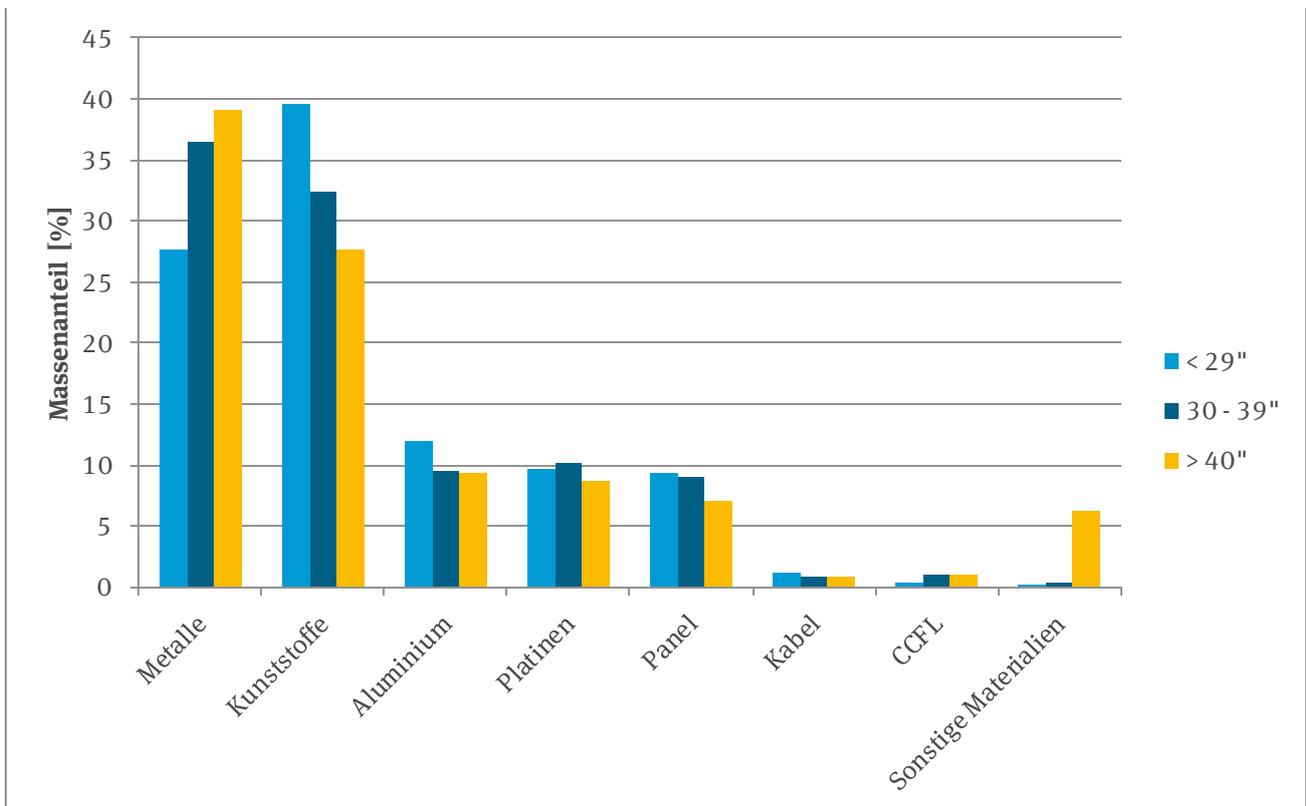


Abbildung 7: Massenanteile von LCD-CCFL-Fernsehern mit unterschiedlichen Bildschirmdiagonalen

Es ist zu erkennen, dass der Massenanteil an Metallen mit steigender Bildschirm-Diagonale zunimmt. Der Massenanteil an Kunststoffen hingegen nimmt mit der Größe der Geräte ab. Wird von einer Bauweise

mit ähnlichen Volumenverhältnissen der verbauten Teile ausgegangen, ist der steigende bzw. fallende Massenanteil der beiden Werkstoffgruppen aufgrund der höheren Dichte von Metallen im Vergleich zu Kunststoffen plausibel.

4.1.1.3 LCD-Monitor

Untersuchungen zur Zusammensetzung von LCD-Monitoren wurden bisher vorwiegend mit Monitoren mit CCFL-Hintergrundbeleuchtung durchgeführt. Da sich der grundsätzliche Aufbau der LCD-CCFL-Monitore nicht von denen der LCD-LED-Monitore unterscheidet, können die Angaben auf alle LCD-Monitore übertragen werden.

In Tabelle 25 sind die Ergebnisse von Untersuchungen zur Zusammensetzung von LCD-CCFL-Monitoren aus den gleichen Literaturquellen wie in Tabelle 24 angegeben. Bei der Tiefenzerlegung im IUTA Entsorgungszentrum wurden 301 LCD-Monitore manuell in die angegebenen Fraktionen zerlegt und das Gewicht dieser erfasst. In den Versuchen von Cryan wurden die Geräte in einem Shredder mit der Siebweite 40 mm zerkleinert und die Fraktionen anschließend manuell sortiert. Bei den Angaben von Böni handelt es sich um Daten aus der manuellen Zerlegung von 182 (2011) bzw. 20 (2015) LCD-CCFL-Monitoren. Zu den Zusammensetzungen der Fraktionen „Feinmaterial“ sowie „sonstige Materialien“ wurden keine Angaben gemacht.

Tabelle 25: Durchschnittliche Zusammensetzung von LCD-CCFL-Monitoren

Fraktionen	IUTA 2009	Cryan 2010	Böni 2011	Böni 2015
Datengrundlage	Manuelle Demontage von 301 LCD-CCFL-Monitoren (10" - 27")	Schredder-output von 76 LCD-CCFL-Monitoren (13" - 19")	Manuelle Demontage von 182 LCD-CCFL-Monitoren	Manuelle Demontage von 20 LCD-CCFL-Monitoren (17" - 19")
Ø-Gewicht [kg]	4,5	3,4	4,3	5,15
Metalle [%]	47,2	43	39	47,7
Kunststoff [%]	34,7	22	36,5	35,8
Platinen [%]	7,3	4	8,5	6,5
Panel [%]	7,3	20	9,5	7,7
Kabel [%]	3,4	3	2,5	0,9
Hintergrundbeleuchtung [%]	*1	*2	1	0,1
Beschichtungen [%]	*3	3	*3	*3
Glas-Folien-Verbund [%]	*3	2	*3	*3
Feinanteil*4 [%]	*3	2	*3	*3
Sonstige Materialien*4 [%]	*5	1	3	1,5

*1 nur Anzahl aufgenommen

*2 nur bei manueller Zerlegung definierbar

*3 entsteht nur bei maschineller Zerkleinerung

*4 in Literatur nicht näher definiert

*5 nicht angefallen

Bei den Zerlegungsversuchen von IUTA und Böni sind nur geringe Unterschiede in der Zusammensetzung der betrachteten Geräte festzustellen. Bei der Zerkleinerung mit einem Schredder und der anschließenden manuellen Sortierung (Cryan 2010) treten deutliche Abweichungen im Vergleich zu den Ergebnissen der manuellen Demontagen auf. Der Massenanteil an Kunststoffen liegt bei den Schredderversuchen um mehr als 10 % unter den Werten der anderen Quellen, die Panelfraktion hingegen nimmt über 10 % mehr ein. Dies kann an unterschiedlichen Sortierkriterien liegen. Zwischen der Hintergrundbeleuchtung und dem LCD-Panel können verschiedene Kunststoffscheiben oder -folien angeordnet sein, welche bei den Schredderversuchen eventuell zum Panel gezählt wurden, bei den manuellen Demontagen aber zur Kunststofffraktion.

Werden die Massenanteile der fünf größten Fraktionen von LCD-CCFL-Flachbildschirmgeräten aus den verwendeten Quellen für Fernseher und Monitore jeweils gemittelt, lassen sich ihre Zusammensetzungen miteinander vergleichen. Dieser Vergleich ist in Abbildung 8 dargestellt. Der Massenanteil an Metallen ist bei Fernsehern höher als bei Monitoren, wohingegen der Massenanteil an Kunststoffen bei Monitoren größer ist. Dies kann darauf zurück zu führen sein, dass Fernsehgeräte im Durchschnitt eine größere Bildschirmdiagonale haben und die Metallteile aufgrund ihrer höheren Dichte darum mehr Gewicht einnehmen (vgl. Abbildung 7).

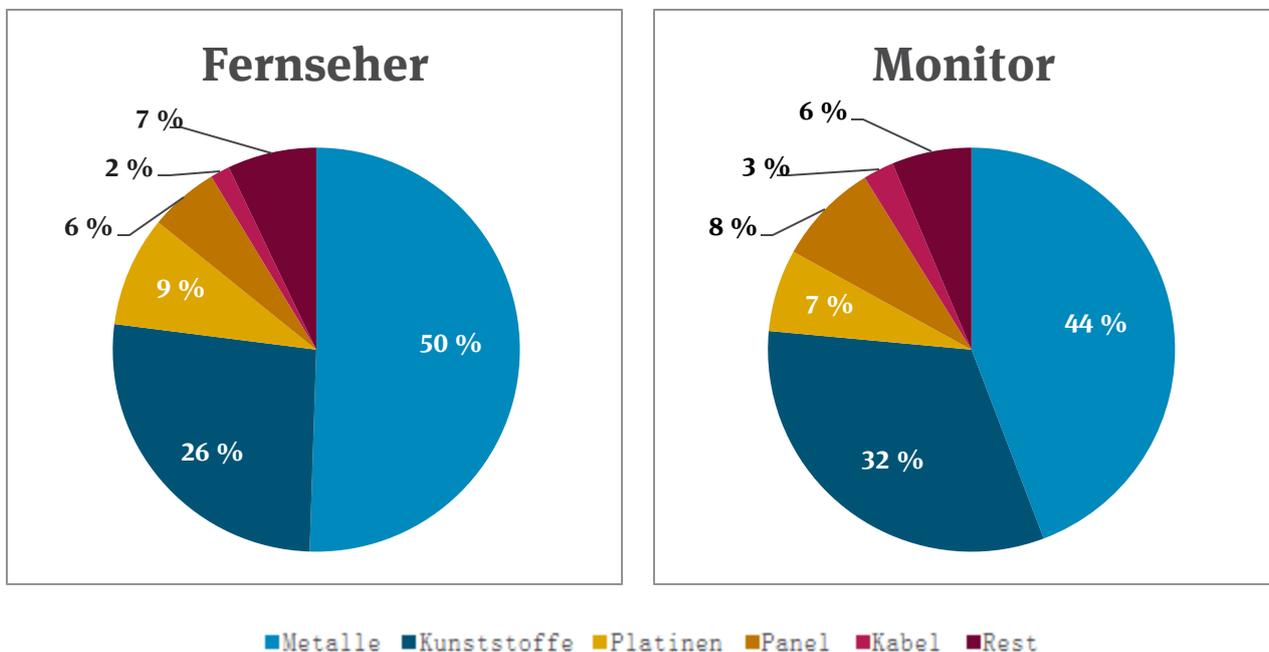


Abbildung 8: Vergleich der Zusammensetzung von LCD-CCFL-Fernsehern und Monitoren

Der Massenanteil an Platinen ist in Fernsehern etwas höher als in Monitoren. Dies kann daran liegen, dass Fernseher im Gegensatz zu Monitoren nicht nur über Datenkabel empfangene Signale darstellen müssen, sondern zusätzlich Fernsehsignale empfangen können und bei neueren Geräten auch über Internet oder andere Smart-TV Anwendungen verfügen. Diese Funktionen werden durch zusätzliche Platinenmodule realisiert.

4.1.1.4 OLED-Fernseher

Die OLED-Technik ist die jüngste auf dem Panelmarkt verfügbare. Wissenschaftliche Untersuchungen zur Zusammensetzung von OLED-Fernsehern sind bisher nicht bekannt. Darum wurden beim größten Hersteller von OLED-Fernsehern Daten zur Zusammensetzung der Geräte angefragt. Die Zusammensetzung eines repräsentativen Modells ist in Tabelle 26 dargestellt.

Tabelle 26: Zusammensetzung eines OLED-Fernsehers

Fraktionen	LG 2015
Datengrundlage	Herstellerangabe zu repräsentativem Model
Metalle [%]	56,06
Kunststoff [%]	18,96
Platinen [%]	11,32
Glas [%]	10,47
Kabel [%]	2,01
Gummi [%]	0,83
Sonstige Materialien* [%]	0,37

* nicht näher definiert

4.2 Displayeinheiten in Flachbildschirmgeräten

Im weiteren Verlauf werden nur die Displayeinheiten betrachtet. Diese bestehen aus einem Panel (Glasverbund) und im Fall von LCD-Geräten zusätzlich einer Hintergrundbeleuchtung. Kunststoffe aus Flachbildschirmgeräten werden in Kapitel 5 betrachtet. Im Folgenden wird näher auf den Aufbau der Panels und der Hintergrundbeleuchtungen eingegangen.

4.2.1 Plasmapanel

Plasmapanels bestehen aus zwei Scheiben, die mit Stegen voneinander getrennt sind. Hierdurch bilden sich Gasentladungskammern. In den Kammern befindet sich ein Neon-Xenon-Gas mit einem Xenonanteil von ca. 3 – 5 %. Auf der Innenseite der Kammern sind Leuchtstoffe aufgebracht, welche das vom Gas emittierte Licht in sichtbares Licht umwandeln. Auf beiden Scheiben sind Elektroden und dielektrische Schichten, die Blei enthalten können, aufgebracht. Eine weitere Schicht schützt die obere dielektrische Schicht und die transparente Elektrode. In Abbildung 9 ist der Querschnitt eines Plasmabildschirms abgebildet (Jüstel 2000).

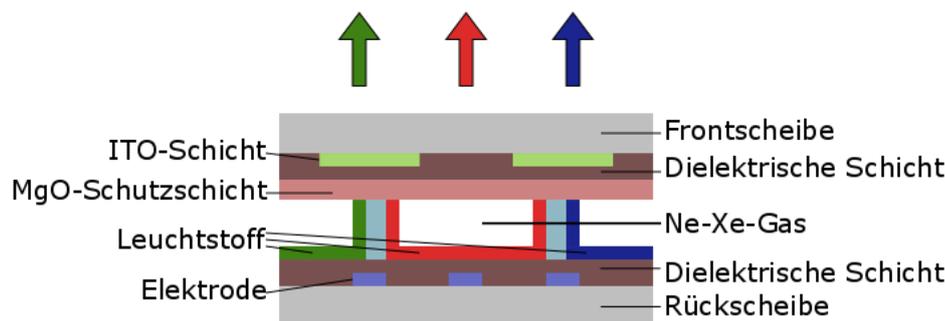


Abbildung 9: Aufbau eines Plasmapanels

Bei den eingesetzten Leuchtstoffen handelt es sich meist um Oxide oder Sulfide. Aufgrund der drei verschiedenen Pixelfarben (rot, grün, blau), werden jeweils drei verschiedene Leuchtstoffe eingesetzt. Meist sind dies $\text{BaMgAl}_{10}\text{O}_{17}:\text{Eu}$ (blau), $\text{Zn}_2\text{SiO}_4:\text{Mn}$ (grün) und $(\text{Y,Gd})\text{BO}_3:\text{Eu}$ (rot). Alternativ wird oft $\text{Y(V,P)O}_4:\text{Eu}$ als roter Leuchtstoff verwendet. Die dielektrischen Schichten bestehen aus Bleioxid (siehe

Kapitel 4.7). Die transparente Elektrode auf der Frontscheibe besteht aus Indiumzinnoxid (ITO - indium tin oxide), die Schutzschicht aus Magnesiumoxid (Böni 2011, Jüstel 2000, Weber 2001).

Da die Schichten des Panels Licht emittieren können, benötigen Flachbildschirmgeräte mit PDP keine separate Hintergrundbeleuchtung. Somit bezeichnen die Begriffe „Displayeinheit“ und „Panel“ bei dieser Technik das gleiche Bauteil.

4.2.2 LCD-Panel

Die LCD-Panels bestehen aus verschiedenen übereinander gelagerten Schichten, welche in Abbildung 10 dargestellt sind. Die Träger sind zwei am Rand verklebte Glasscheiben, welche von außen jeweils mit einer Polymerisationsfolie beklebt sind und Bauelemente zur elektrischen Ansteuerung der Bildpunkt-Matrix enthalten. Auf der Innenseite der Frontscheibe ist ein RGB-Farbfilter aufgebracht. Zusätzlich sind beide Scheiben von innen mit Indiumzinnoxid (ITO) beschichtet. ITO wird hierbei als transparente, leitende und hitzebeständige Elektrode eingesetzt, welche die Flüssigkristalle umschließt. Die Flüssigkristalle sind Vielstoffgemische. Sie sind in erster Linie aus persistenten organischen Verbindungen zusammengesetzt, enthalten aber auch anorganische Anteile (Böni 2011, Buchert 2012, Huisman 2007).

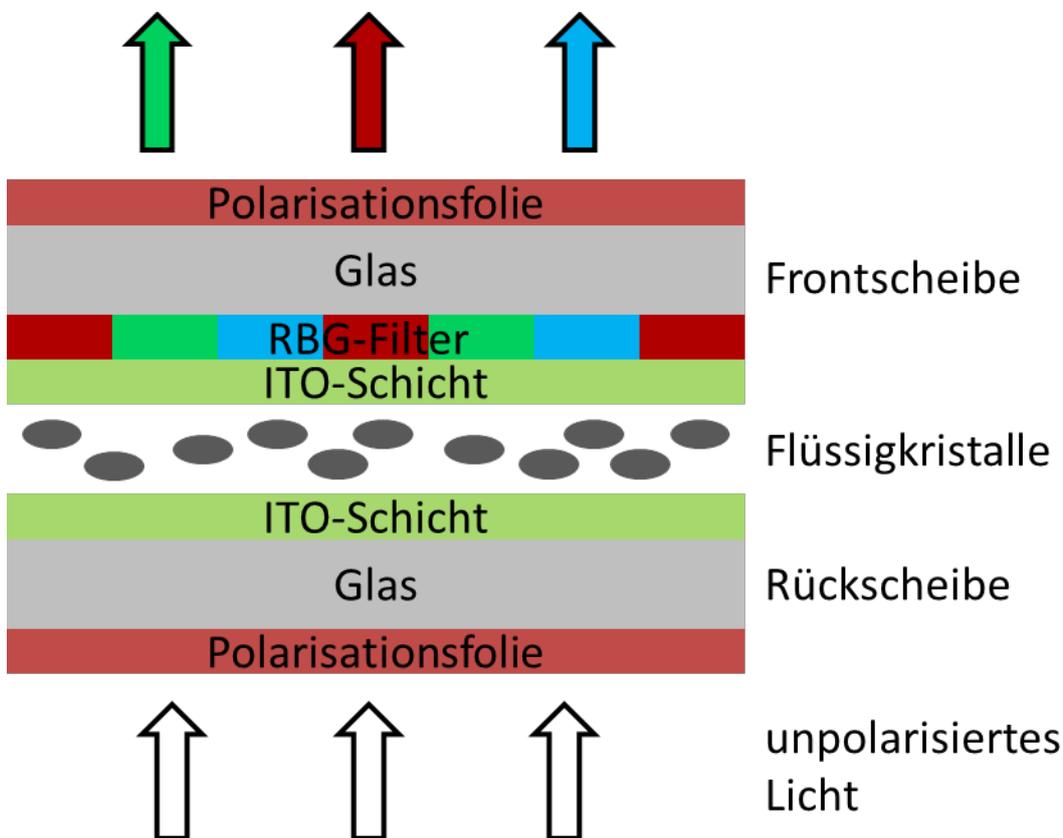


Abbildung 10: Aufbau LCD-Panel

Das LCD-Panel besteht zu 85,1 – 86,1 % aus Glas (Götze 2012, Martens 2011). Organische Substanzen (Kunststoffe, Flüssigkristalle) nehmen 13,6 – 17 % ein (FEM/IUTA 2011, Martens 2011).

Da die LCD-Panels kein Licht emittieren können, benötigen sie eine Hintergrundbeleuchtung, um ein sichtbares Bild erzeugen zu können. Panel und Hintergrundbeleuchtung bilden gemeinsam die Displayeinheit. In Flachbildschirmfernsehern und -monitoren werden zwei verschiedene Leuchtmittel zur Hin-

tergrundbeleuchtung eingesetzt. In der ersten Generation wurden nur Kaltkathodenröhren (CCFL) verwendet. Seit 2009 findet ein Technologiewandel hin zu Hintergrundbeleuchtungen aus Leuchtdioden (LED) statt (Böni 2011). Es wird immer nur eine Art von Leuchtmittel pro Gerät eingesetzt.

4.2.2.1 CCFL-Hintergrundbeleuchtung

Obwohl derzeit der Anteil an LED-Hintergrundbeleuchtungen bei verkauften LCD-Flachbildschirmgeräten deutlich größer ist, fallen im aktuellen Abfallstrom hauptsächlich Geräte mit CCFL-Hintergrundbeleuchtung an.

Meist werden bei der CCFL-Hintergrundbeleuchtung lange, dünne Röhren mit einem Durchmesser von ca. 2 – 4 mm eingesetzt (IUTA 2011, McDonnell 2010). Auf der Innenseite der Röhren sind Leuchtstoffe aufgebracht (Abbildung 11). An den beiden Enden der Röhre befinden sich Elektroden. Wird an diesen eine Spannung angelegt, wird ein Strom durch das in der Röhre befindliche Gas geleitet. Hierdurch verdampft in der Röhre enthaltenes Quecksilber und es wird Energie freigesetzt. Diese Energie führt zu einer Entladung mit ultravioletter Strahlung, welche wiederum durch die Leuchtstoffe in sichtbares Licht umgewandelt wird (McDonnell 2010). Als Leuchtstoffe in CCFL-Röhren werden u.a. Verbindungen mit Yttrium, Europium, Lanthan und Cer eingesetzt, wobei Yttrium einen deutlich größeren Anteil darstellt als die anderen Stoffe (Buchert 2012).

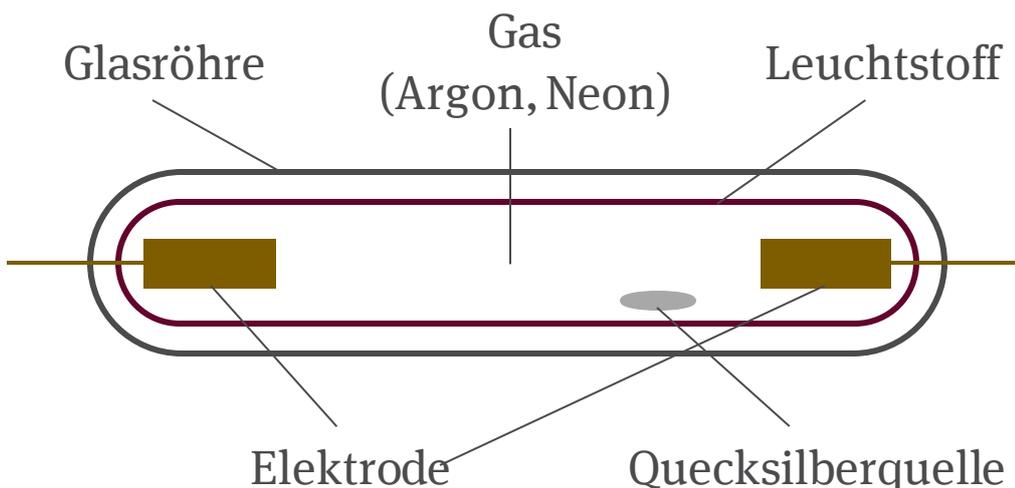


Abbildung 11: Aufbau einer Kaltkathodenröhre (CCFL)

Zwar werden in CCFL-LCD-Flachbildschirmgeräten hauptsächlich lange Kaltkathodenröhren mit einem Durchmesser von wenigen Millimetern eingesetzt, es werden aber auch andere Bauweisen verwendet. U-Röhren sind die am häufigsten eingesetzten Sonderbauformen. Nur sehr selten werden flächige CCFL oder CCFL-Röhren mit einem Durchmesser von über 20 mm eingesetzt. In Abbildung 12 sind verschiedenen Sonderbauformen von CCFL zu sehen. Auf die CCFL-Hintergrundbeleuchtung wird in Kapitel 4.7.1.3 und 4.7.2 weiter eingegangen.



Abbildung 12: Sonderbauformen von CCFL-Hintergrundbeleuchtungen

4.2.2.2 LED-Hintergrundbeleuchtung

Anstatt der quecksilberhaltigen CCFL-Beleuchtung werden in neueren Flachbildschirmgeräten mit LCD-Panel Leuchtdioden als Hintergrundbeleuchtung eingesetzt. Sie bestehen im Wesentlichen aus einem Chip aus zwei Halbleiterschichten. Durch eine Dotierung ergibt sich eine Schicht mit Elektronenüberschuss (n-Schicht) und eine mit Elektronenmangel (p-Schicht). Wird eine Spannung an den Chip angelegt, fließt ein Strom von der n-Schicht in die p-Schicht. Hierbei wird Energie in Form von optischer Strahlung abgegeben. In Abbildung 13 ist der Aufbau einer LED schematisch dargestellt. Neben dem Halbleitermaterial ist hier eine Kunststoffabdeckung zu sehen, welche als Linse dient (Udovičić 2013)

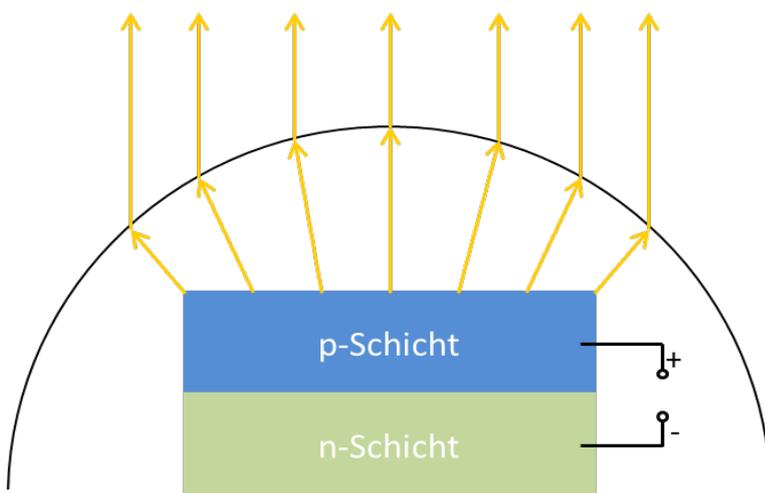


Abbildung 13: Aufbau einer LED

Welche Farbe das abgestrahlte Licht hat, hängt von dem verwendeten Halbleitermaterial ab. In Abbildung 14 ist dargestellt, welche Halbleitermaterialien in LEDs eingesetzt werden und in welchem Bereich das von ihnen abgestrahlte Licht liegt. Soll weißes Licht erzeugt werden, wie es bei der Hintergrundbeleuchtung von LCD-Flachbildschirmgeräten der Fall ist, können entweder mehrere LEDs verschiedener

Farbe überlagert werden oder das von einer blauen LED emittierte Licht wird durch eine Beschichtung mit Leuchtstoffen zu einer anderen Wellenlänge hin verschoben (Buchert 2012, Udovič 2013)

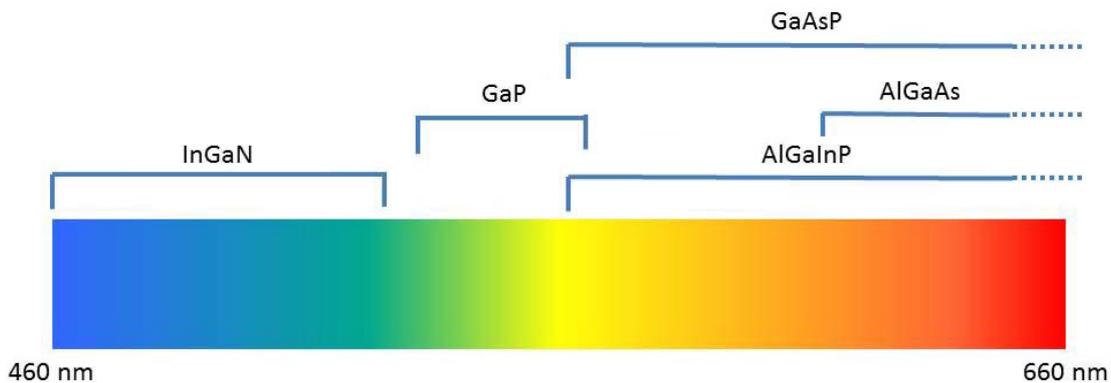


Abbildung 14: Von LED emittierte Lichtfarbe in Abhängigkeit des Halbleitermaterials (Buchert 2012)

Da die Beschichtung mit Leuchtstoffen günstiger ist als mehrere LEDs zu verwenden, werden weiße LEDs meist auf Basis blauer LEDs hergestellt. Als Halbleiterchipmaterial in der Hintergrundbeleuchtung von LCD-LED-Flachbildschirmgeräten wird also hauptsächlich Indium-Gallium-Nitrid erwartet. Als Leuchtstoff wird in diesem Fall meist Yttrium-Aluminium-Granat eingesetzt, dem Gadolinium beige-mischt wird und das mit Cer oder Europium dotiert wird (Buchert 2012).

In Abbildung 15 sind fünf verschiedene Leisten mit LEDs zu sehen, die aus LCD-LED-Flachbildschirmen stammen. Es ist deutlich zu erkennen, dass unterschiedliche Größen und Bauweisen eingesetzt werden.



Abbildung 15: Verschiedene LED-Hintergrundbeleuchtungen

4.2.3 OLED-Panel

Die neueste Generation von Flachbildschirmgeräten enthalten OLED. Sie werden schon seit einigen Jahren in Mobiltelefonen als AMOLED (active matrix organic light-emitting diodes – Aktivmatrix-OLED) eingesetzt. Mittlerweile wird diese Technologie auch in Flachbildschirmfernsehern verwendet.

OLED-Geräte besitzen keine Hintergrundbeleuchtung, da das Panel Substanzen beinhaltet, die Licht emittieren können. Hierdurch ergibt sich eine extrem dünne Bauweise der Displayeinheit. Für OLED-Panel werden verschiedene Schichten auf ein Trägermaterial aufgebracht (siehe Abbildung 16). Das Trägermaterial kann Glas, Silizium und flexible Polymere enthalten. Da sich die Anode zwischen der lichtemittierenden Schicht und dem Trägermaterial befindet, muss diese aus transparentem Material bestehen. Wie auch bei LCD-Geräten wird hierfür Indiumzinnoxid (ITO) eingesetzt (Apel 2013).

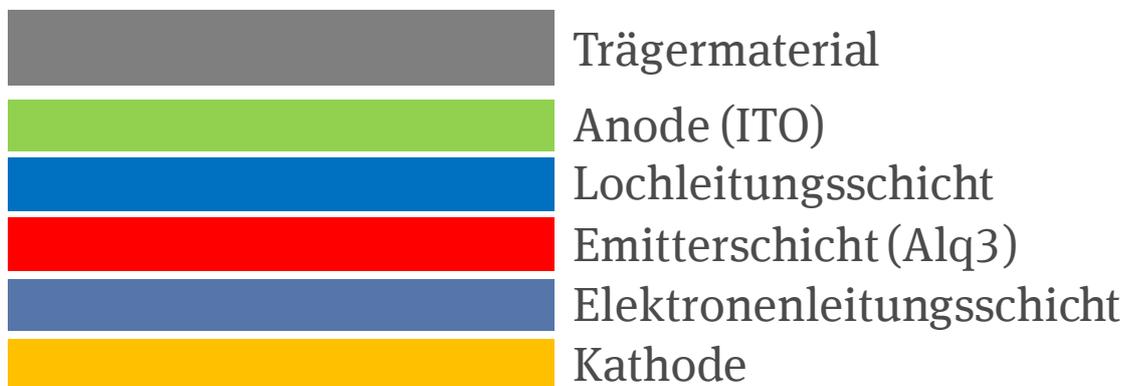


Abbildung 16: Aufbau eines OLED-Panels

Für die lichtemittierende Schicht wird in der Regel Aluminium-tris(8-hydroxychinolin) (Alq3) verwendet, aber es kommen auch Iridium und Platin zum Einsatz. Die verschiedenen Schichten können Edelmetalle wie Silber, Kupfer (Kupferphthalocyanin), Ruthenium enthalten. Elemente der seltenen Erden können ebenfalls in OLED enthalten sein. Dazu zählen Lanthan, Cer, Yttrium. Darüber hinaus können Barium, Calcium, Magnesium, Phosphor, Lithium, Cäsium und Triphenylene vorkommen (Apel 2013, Freitag 2010, Holke 2015, Mizukami 2000).

Die Elemente liegen in Form von teilweise sehr komplexen Verbindungen vor. Wie hoch der Gewichtsanteil der einzelnen Elemente im Panel ist, hängt vom Hersteller und der Generation des Geräts ab. OLED-Bildschirmgeräte sind zurzeit vereinzelt im Abfallstrom zu finden.

4.3 Fokussierung auf Zielelemente

Tabelle 27 gibt einen ersten Überblick darüber, welche der in Kapitel 2 ausgewählten Zielelemente in den Panels und Hintergrundbeleuchtungen der vier Flachbildschirmgruppen enthalten sein können.

Tabelle 27: Zielelemente in Displayeinheiten von Flachbildschirmen*

Zielelement	Plasma	LCD-CCFL	LCD-LED	OLED
Gold				
Silber	X			X
Palladium				
Kobalt				
Gallium			X	
Indium	X	X	X	X
Zinn		X	X	X

Zielelement	Plasma	LCD-CCFL	LCD-LED	OLED
Neodym				
Yttrium	X	X	X	X
Tantal				
Antimon			X	
Beryllium				

* Quellen: (Apel 2013), (Blankenbach 1999), (Böni 2011), (Born 2006), (Buchert 2012), (Freitag 2010), (Jüstel 2004), (Kuchta 2013), (Mizukami 2000), (Zangl 2007)

4.4 Auswahl zu betrachtender Displayeinheiten

Im weiteren Verlauf dieses Projekts werden Plasmafernseher sowie LCD-Fernseher und –Monitore mit CCFL- und LED-Hintergrundbeleuchtung fokussiert. Da in Bezug auf OLED-Fernseher keine entsprechenden Studien bekannt sind, werden diese bei der Betrachtung des Gehalts an ressourcenrelevanten Stoffen und Schadstoffen nicht weiter betrachtet.

4.5 Aufkommen relevanter Flachbildschirmgeräte

Das Aufkommen von Flachbildschirmgeräten in der Entsorgung steigt seit einigen Jahren stetig an. Viele Statistiken zum Entsorgungsaufkommen beruhen auf den Verkaufszahlen aus vergangenen Jahren und der prognostizierten Lebensdauer der Bildschirmgeräte. So waren 2004 noch unter 10 % der in Deutschland neu verkauften Fernsehgeräte den Flachbildschirmen zuzuordnen, wohingegen es 2009 bereits 96 % waren (CEMIX 2005, 2009).

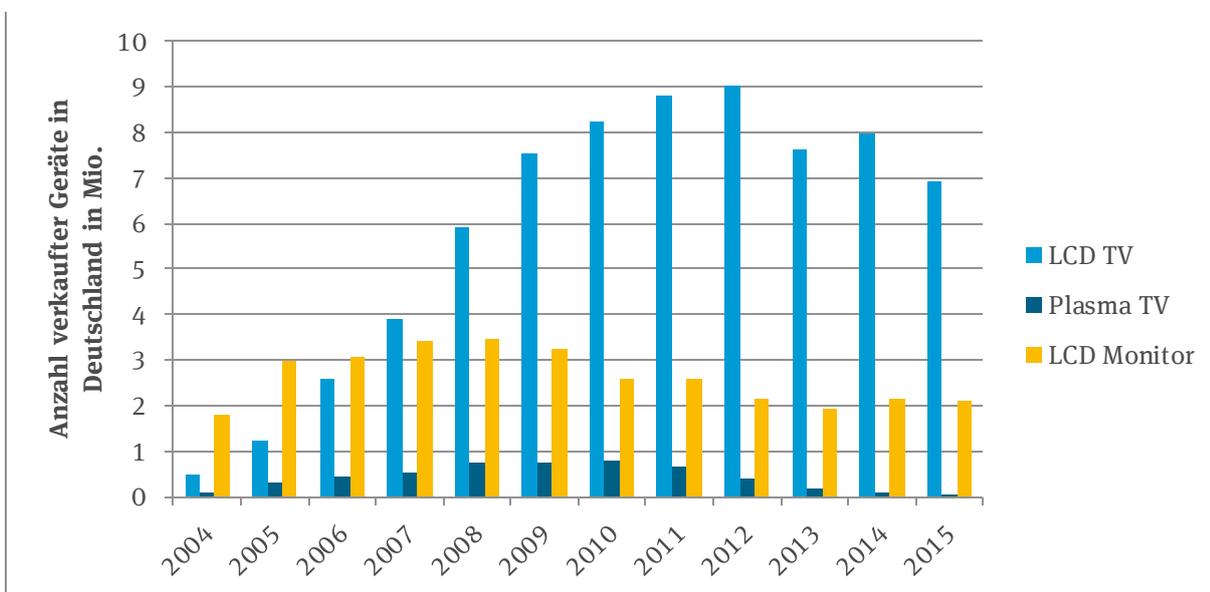


Abbildung 17: Verkaufszahlen von Flachbildschirmen in Deutschland nach CEMIX (2016)

Plasmafernseher haben eine Lebensdauer von 100.000 Betriebsstunden, was bei einem durchschnittlichen Gebrauch mehr als 10 Jahren entspricht (Fischer 2010). Obwohl die Verkaufszahlen in den letzten Jahren immer weiter gesunken sind und für das letzte Jahr bei unter 10.000 lagen (CEMIX 2015), werden also noch einige Jahre Plasmafernseher-Mengen zur Entsorgung anfallen.

Eine aktuelle Studie zum Lebenszyklus von LCD-Geräten hat ein durchschnittliches Alter von 10 Jahren für LCD-CCFL-Fernseher in der Entsorgung ermittelt. Das durchschnittliche Alter von LCD-CCFL-Monitoren, die in der Entsorgung anfallen, wurde in der Studie mit 8 Jahren angegeben (Fröhlich 2015).

Insgesamt wird für das Jahr 2020 ein Entsorgungsaufkommen von über 11 Millionen Stück für LCD-CCFL-Monitore und -Fernseher prognostiziert (Fröhlich 2015).

2009 waren 96,9 % bzw. 98,8 % der verkauften LCD-Fernseher bzw. -Monitore mit CCFLs ausgestattet, die Übrigen wurden mit LEDs beleuchtet. Bei Monitoren stieg der Anteil an LED-Hintergrundbeleuchtung bereits 2010 auf 44 % (Prakash 2011).

Für OLED-Geräte ist derzeit keine Aussage über das zukünftige Entsorgungsaufkommen möglich. Es liegen weder gesicherte Verkaufszahlen noch gesicherte Angaben zur Lebensdauer aktueller Geräte vor. Vor über 10 Jahren wurde die Lebensdauer für OLED-Anzeigen mit 10.000 Betriebsstunden beziffert (Hertel 2005). Dies ist zwar eine deutlich geringere Lebensdauer als bei Plasma- und LCD-Fernseher, durch die technologischen Entwicklungen der letzten Jahre wird sich diese jedoch erhöht haben.

4.6 Gehalte ressourcenrelevanter Stoffe in relevanten Displayeinheiten

Da sowohl Indium als auch Yttrium in allen drei ausgewählten Displayeinheiten vorkommen, sollen diese beiden ressourcenrelevanten Metalle näher betrachtet werden (siehe Tabelle 27).

4.6.1 Indium

In allen relevanten Displayeinheiten kommt Indium in Form von Indiumzinnoxid (ITO) im Panel vor. Angaben in der betrachteten Literatur, denen konkrete analytische Untersuchungen des Indiumgehalts zugeordnet werden konnten, beziehen sich nur auf LCD-Panels. Da LCD-Panels zwei ITO-Schichten enthalten, Plasma- und OLED-Panels aber jeweils nur eine (vgl. Abbildung 9, Abbildung 10 und Abbildung 16), kann davon ausgegangen werden, dass der Anteil an Indium pro Fläche bei LCD-Panels höher ist als bei Plasma- und OLED-Panels (Böni 2011).

IUTA hat in einem gemeinsamen Forschungsprojekt mit dem Forschungsinstitut für Edelmetalle und Metallchemie 2011 den Indiumgehalt in LCD-Panels unterschiedlicher Größe untersucht. In Tabelle 28 sind die Ergebnisse dieser Untersuchungen dargestellt.

Tabelle 28: Indiumgehalt in LCD-Panels nach Größe (Mischproben à ca. 10 kg) (FEM/IUTA 2011)

Panelgröße	Indiumgehalt [%]
15"	0,021
17 – 21"	0,014
22 – 32"	0,017
34 – 52"	0,012
>82"	0,017
Durchschnitt*	0,0174

* mit Gewichtung der Häufigkeit der Panelgrößen

Im Rahmen eines Projektes in der Schweiz (e-Recmet) wurden ebenfalls analytische Untersuchungen des Indiumgehalts in Abhängigkeit der Bildschirmgröße durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 29 dargestellt. Von jeder Panelgröße wurden zehn Geräte analysiert.

Tabelle 29: Indiumgehalt in LCD-Panels nach Größe (Böni 2015)

Panelgröße	Indiumgehalt [%]
17 – 19" (Monitor)	0,0192
20 – 22" (Fernseher)	0,0227
27 – 32" (Fernseher)	0,0223
38 – 43" (Fernseher)	0,0155
Durchschnitt	0,0199

Beide Untersuchungen zeigen, dass der Indiumgehalt mit der Größe des Panels weder eindeutig zu- noch abnimmt. In Tabelle 30 sind jeweils der durchschnittliche Indiumgehalt in LCD-Panels der genannten Untersuchungen sowie weitere Werte anderer Quellen zusammengefasst.

Tabelle 30: Übersicht Indiumgehalte in LCD-Panels

Quelle	In-Gehalt in LCD-Panel [%]
Wang 2009	0,0102
FEM/IUTA 2011	0,0174
Götze 2012	0,0195
Böni 2015	0,0199
Durchschnitt	0,01675

Neben den in Tabelle 30 angegebenen Literaturquellen zum Indiumgehalt in LCD-Panels gibt es weitere Veröffentlichungen, die die Menge an Indium pro Gerät oder pro Displayfläche angeben. Vermutlich sind diese Werte aber entweder theoretisch beispielsweise aus der Schichtdicke oder aus analytischen Ergebnissen zur Konzentration im Panel abgeleitet. Hierfür müssen Annahmen bzgl. Größe und Gewicht der LCD-Flachbildschirmgeräte bzw. der Dicke der ITO-Schicht getroffen werden. Aufgrund der starken Unsicherheit dieser Annahmen werden diese Werte hier nicht angegeben, sondern eigene Berechnungen durchgeführt.

Bei LCD-Fernsehgeräten ergibt sich bei einem durchschnittlichen Panelanteil von 7,4 % je Gerät (vgl. Tabelle 24, Cryan 2010 ausgenommen) mit einem durchschnittlichen Indiumgehalt von 0,01675 % (vgl. Tabelle 30) je Panel, ein durchschnittlicher Anteil von Indium von ca. 0,00124 % Indium bezogen auf das Gesamtgerät. Bei einem Gerätegewicht von 14,5 kg (vgl. Tabelle 24) sind somit in einem Fernseher-LCD-Panel durchschnittlich 180 mg Indium enthalten.

Bei LCD-Monitoren ergibt sich bei einem durchschnittlichen Panelanteil von 8,2 % je Gerät (vgl. Tabelle 25, Cryan 2010 ausgenommen) mit einem durchschnittlichen Indiumgehalt von 0,01675 % (vgl. Tabelle 30) je Panel, ein durchschnittlicher Anteil von Indium von ca. 0,00137 % Indium bezogen auf das Gesamtgerät. Bei einem Gerätegewicht von 4,3 kg (vgl. Tabelle 25) sind somit in einem Monitor-LCD-Panel durchschnittlich 60 mg Indium enthalten.

Diese errechneten Werte können lediglich als Richtwerte dienen.

In LCD-LED-Geräten ist Indium zusätzlich in der Hintergrundbeleuchtung enthalten. Um das nötige weiße Licht in LCD-LED-Geräten zu erzeugen, werden in erster Linie blaue LEDs mit Leuchtstoffen eingesetzt (vgl. Kapitel 4.2.2.2). Indium kommt hierbei in Form von Indium-Gallium-Nitrid im Halbleiterchip vor. In den LEDs sind je nach Chipgröße durchschnittlich 29 – 170 µg Indium enthalten. Wird das weiße Licht nicht mit Hilfe von Leuchtstoffen erzeugt sondern durch den Einsatz mehrerer überlagerter farblicher LEDs, kann zusätzlich Aluminium-Indium-Gallium-Phosphid für eine LED im höheren Wel-

lenlängenbereich eingesetzt werden (vgl. Kapitel 4.2.2.2). Wie viele LEDs in LCD-LED-Flachbildschirmgeräten verwendet werden, kann sehr unterschiedlich sein (vgl. Abbildung 15). Es gibt Angaben, nach denen im Durchschnitt 150 LEDs in Fernsehern und 100 LEDs in Monitoren verbaut sind. Hieraus ergeben sich 4,4 – 25,5 mg Indium zusätzlich in LCD-LED-F Fernsehern und 2,9 – 17 mg in LCD-LED-Monitoren. Auch diese Angaben können nur als Richtwert dienen (Böni 2011, Buchert 2012).

4.6.2 Yttrium

In den in Flachbildschirmen eingesetzten Leuchtstoffen werden verschiedene Yttrium-Verbindungen eingesetzt. Als roter Leuchtstoff in Plasmafernsehern wird entweder $(Y,Gd)BO_3:Eu$ oder $Y(V,P)O_4:Eu$ verwendet (Jüstel 2000). Über ihren Gehalt in den Plasma-Bildschirmen wurden jedoch keine Angaben gefunden.

Auch in CCFL-Röhren zur Hintergrundbeleuchtung von LCD-Geräten ist Yttrium als Leuchtstoff enthalten. Der Leuchtstoff macht ca. 2,1 % der gesamten CCFL-Röhre aus wovon wiederum 8,7 % aus Yttrium bestehen (Buchert 2012). Yttrium macht also insgesamt ca. 0,18 % einer CCFL-Röhre aus. Übertragen auf das gesamte Bildschirmgerät bei einem Gewichtsanteil der Hintergrundbeleuchtung von 0,9 - 1 % bei Fernsehgeräten und von 0,1 - 1 % bei Monitorgeräten ergibt sich ein durchschnittlicher Yttriumanteil von ca. 0,00018 - 0,0018 % des gesamten Flachbildschirmgeräts (vgl. Tabelle 24 und Tabelle 25). Bei einem durchschnittlichen Röhrengewicht von 1 – 4 g wären entsprechend 1,8 – 7,3 mg Yttrium je CCFL-Röhre enthalten.

LCD-LED-Flachbildschirmgeräte enthalten im gelben Leuchtstoff Yttrium $((Y_{0,77}Gd_{0,2}Ce_{0,03})_3Al_5O_{12})$ (Buchert 2012). Eine weiße LED, welche für die Hintergrundbeleuchtung in LCD-LED-Geräten eingesetzt wird, enthält ca. 32 µg Yttrium (Buchert 2012). Mit der Annahme, dass 150 LEDs in LCD-LED-F Fernsehern und 100 LEDs in LCD-LED-Monitoren eingesetzt werden, ergeben sich also ca. 4,8 mg bzw. 3,2 mg Yttrium pro Gerät.

Die hier angegebenen Yttriumwerte können nur als Richtwert dienen.

4.7 Gehalt an Schadstoffen in relevanten Displayeinheiten

Um Schadstoffe in den ausgewählten Displayeinheiten zu identifizieren und möglichst ihren Gehalt zu bestimmen, wurden sowohl eine Literaturrecherche als auch Messungen und Versuche im realen Entsorgungsaufkommen von IUTA durchgeführt.

4.7.1 Literaturlauswertung

Im Folgenden werden alle Informationen, die bei der Literaturrecherche zu Schadstoffen in den relevanten Displayeinheiten erarbeitet wurden, zusammengetragen. Dieser Abschnitt erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit, obwohl davon ausgegangen wird, dass die relevanten Schadstoffe identifiziert werden konnten.

4.7.1.1 Blei

Das Glas der Plasmapanels enthält ca. 0,2 – 0,6 % Bleioxid (Böni 2011). Dies stammt aus der dielektrischen Beschichtung (Weber 2001). In Kapitel 4.1.1.1 ist das Gewicht von Glas mit 5,2 – 12,8 kg pro Plasmaferner angegeben. Hieraus ergibt sich eine Bleioxidmasse von durchschnittlich 10,4 – 76,8 g pro Plasmaferner. Aufgrund der fehlenden Breite der Datenbasis können diese Werte jedoch nur als Richtwerte betrachtet werden. Das Bleioxid ist im Glas gebunden und gilt darum als unbedenklich bei der Demontage (Pladerer 2003).

4.7.1.2 Flüssigkristalle

In einem LCD-Flachbildschirmgerät mit einer Displaydiagonale von 15" wird eine Flüssigkristallmischung von ca. 350 mg eingesetzt (Kopacek 2008). Flüssigkristallmischungen bestehen aus 10 – 25 verschiedenen Komponenten, die sich chemisch teilweise nur wenig unterscheiden (Becker 2003, Kopacek 2008).

2003 wurden vom marktführenden Hersteller von Flüssigkristallen Merck über 200 als Flüssigkristalle eingesetzte Substanzen untersucht, wovon sich 4 % als gesundheitsschädlich, jedoch keine als akut giftig, erbgutschädigend oder krebserregend herausstellte (Becker 2003). In Summe bestehen die Flüssigkristallmischungen laut Becker (2003) zu maximal 10 % aus gesundheitsschädlichen Substanzen. Die drei größten Hersteller von Flüssigkristallen (Merck, JNC Corp., DIC) haben erklärt, dass sie auch in Zukunft keinerlei Flüssigkristalle auf den Markt bringen, die akut giftig sind und überprüfen dies durch eigene Tests (Merck 2016).

Flüssigkristalle werden als wassergefährdend (Wassergefährdungsklasse 2) und biologisch schwer abbaubar eingestuft (Kopacek 2008). Entsprechend sollten Flüssigkristalle auch nicht in die Umwelt gelangen. Laut Behrend 2004 gibt es viele Toxizitätstests, die bestätigen, dass von Flüssigkristallen bei richtigem Gebrauch keine Gefahr ausgeht (Behrend 2004). Allerdings sind die Flüssigkristalle bei richtigem Gebrauch auch von den Glasscheiben des Panels umschlossen und treten so weder mit der Umwelt noch mit Personen in Kontakt. Bei der Aufbereitung der LCD-Flachbildschirmgeräte können die Panels aber manuell oder maschinell geöffnet und die Flüssigkristalle so freigelegt werden. In diesem Fall sollten ein Hautkontakt mit den Flüssigkristallen durch entsprechende Schutzausrüstung vermieden und Maßnahmen zum Schutz der Umwelt umgesetzt werden.

4.7.1.3 Quecksilber

In den Kaltkathodenröhren von LCD-CCFL-Fernsehern und -Monitoren ist Quecksilber enthalten. Elementares Quecksilber ist als sehr giftig und umweltgefährdend eingestuft. Es schädigt die Organe und beim Einatmen von Quecksilberdampf besteht Lebensgefahr. Quecksilber geht bereits bei Raumtemperatur in die Dampfphase über und ist dadurch lungengängig. Die Dampfsättigungskonzentration bei 20 °C liegt bei 13 mg/m³ (Halsen 2007). In diesem Zustand ist es farb- und geruchslos, wodurch es unbemerkt eingeatmet werden kann. Inhalierendes Quecksilber kann zu 80 % in der Lunge zurück gehalten werden und so in den Blutkreislauf übergehen (Böni 2011). Es wirkt als Zell- und Protoplasmagift.

Zum Schutz von Personen, die am Arbeitsplatz einer möglichen Quecksilberemission ausgesetzt sind, ist in den Technischen Regeln für Gefahrstoffe (TRGS 900) ein Arbeitsplatzgrenzwert (AGW) von 0,02 mg/m³ (20 µg/m³) festgelegt. Dieser Wert liegt deutlich unter der Dampfsättigungskonzentration bei 20 °C. Diese Konzentration darf als Schichtmittelwert nicht überschritten werden. Allerdings sind kurzzeitige Überschreitungen begrenzt erlaubt: Bei Bildung 15-minütiger Mittelwerte darf der AGW maximal viermal pro Schicht um das Achtfache überschritten werden, solange der Schichtmittelwert die 20 µg/m³ nicht übersteigt.

Bei der Handhabung von LCD-CCFL-Fernsehern und -Monitoren kann es zur Quecksilberexposition aus zerbrochener Hintergrundbeleuchtung kommen. Die Angaben zu den enthaltenen Quecksilbermengen in CCFL-Röhren variieren stark und liegen zwischen 2,5 und 10 mg pro Röhre, wobei Werte zwischen 3 und 5 mg als üblich gelten. Monitore weisen oft nur 1 oder 2 Röhren auf. Fernseher enthalten in der Regel mehr Röhren, wobei die Anzahl der Röhren mit der Größe des Fernsehers zunimmt. Dies können über 50 Röhren sein, sodass sich Quecksilbermengen von über 100 mg pro Gerät ergeben. In Abbildung 18 sind die Ergebnisse der Untersuchungen von IUTA zur Verteilung der Anzahl von Röhren in Fernsehern in Bezug auf die Bildschirmdiagonale zu sehen (Behrend 2004, Böni 2011, Cryan 2010, Fröhlich 2015, IUTA 2011).

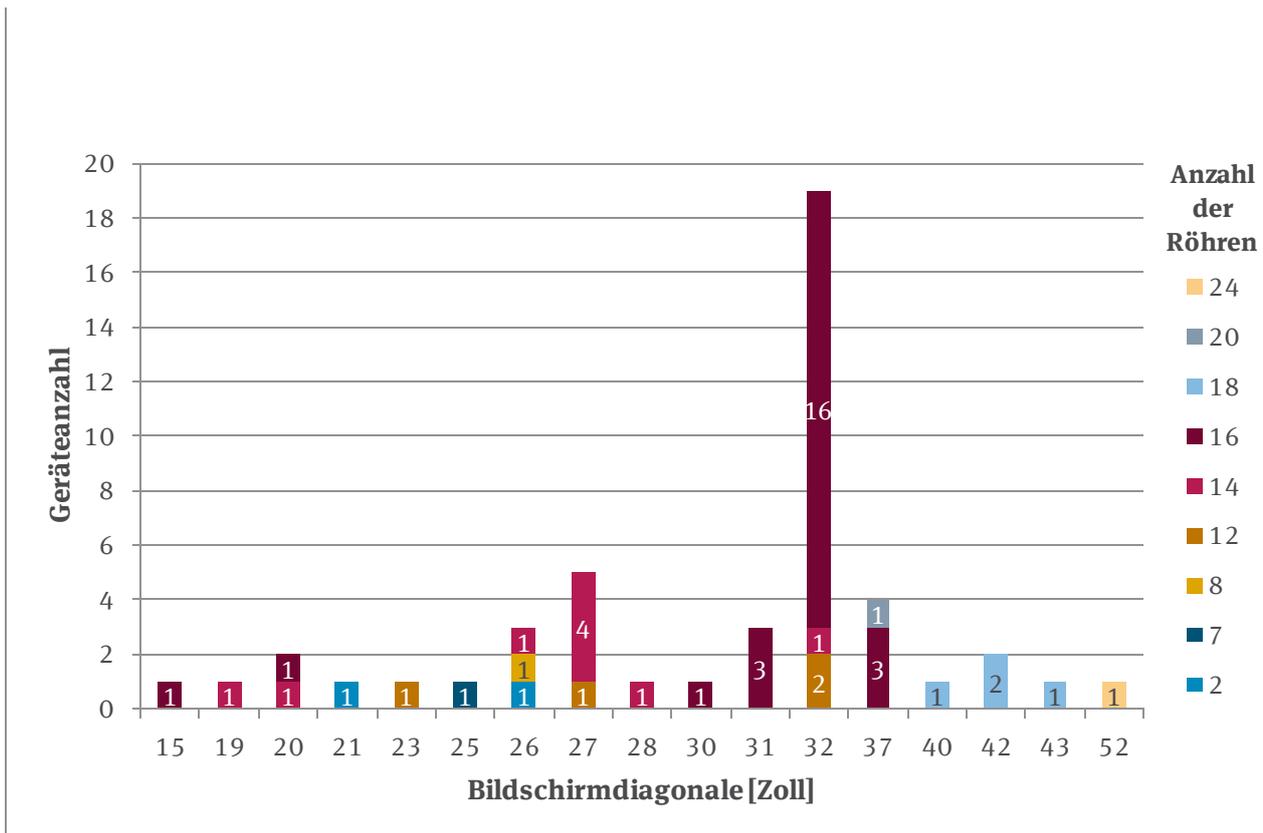


Abbildung 18: Anzahl Röhren in LCD-CCFL-Fernsehern (IUTA 2010)

Das bei der Aufbereitung von LCD-CCFL-Geräten von Quecksilber ausgehende Gefährdungspotenzial ist durch die Angabe von enthaltenen Gesamtmengen nicht ausreichend beschreibbar. Solange die Röhren unbeschädigt sind, kommt es zu keiner Quecksilberemission. Allerdings kann weder bei Sammel-, Lager- und Transportvorgängen noch bei der Behandlung in den Entsorgungsunternehmen ein Zerbrechen der fragilen Röhren ausgeschlossen werden.

IUTA führt bereits seit 2008 Untersuchungen in Kooperation mit nationalen und europäischen Partnern zu dieser Problematik durch, um den entsprechenden Arbeitsschutz zu gewährleisten. Daraufhin wurden von mehreren Anlagenherstellern technische Lösungen auf diesem Gebiet umgesetzt (Tesar 2012).

Zum Bruch der Röhren und somit zur Freisetzung des Quecksilbers kann es bereits vor der Anlieferung beim Entsorgungsbetrieb kommen. Der Zustand der LCD-CCFL-Geräte und somit der Anteil an gebrochenen Röhren wird von der Liefer- und Lagerlogistik beeinflusst. Die Anlieferung erfolgt meist in Abrollcontainern, Gitterboxen oder Big Bags. Die Art des Transportbehälters und die zugehörigen Entladevorgänge haben Einfluss auf den Zustand der Geräte. Kommt es zu Bewegung der Geräte während des Transports oder zu größeren Fallhöhen beim Be- und Entladen, können die Geräte eher beschädigt werden als bei einer engen Anordnung im Transportbehälter mit einer sorgfältigen, einzelnen Entnahme der Geräte (IUTA 2011).

Um den Zustand von LCD-CCFL-Geräten in Bezug auf die Zerstörungsrate der Hintergrundbeleuchtung beurteilen zu können, wurden von IUTA Untersuchungen hierzu durchgeführt. Während der manuellen Demontage von LCD-CCFL-Fernsehern und -Monitoren wurde dokumentiert, wie viele Röhren bereits vor ihrer Entnahme zerstört waren. Dazu wurden die in Gitterboxen angelieferten Flachbildschirmgeräte einzeln entladen. Weitere Informationen zur Art und Weise der Sammlung und des Transports der Geräte lagen nicht vor. In Tabelle 31 sind die Ergebnisse dieser Untersuchung dargestellt (IUTA 2010).

Tabelle 31: Anzahl defekter Röhren in LCD-CCFL-Geräten (IUTA 2010)

	Fernseher	Monitor	Gesamt
Anzahl untersuchter Geräte	44	255	299
Bildschirmgröße	15" – 52"	10" – 27"	
Ø Röhren pro Gerät	17,84	2,13	
Anzahl Röhren gesamt	785	543	1328
Anzahl zerstörter Röhren	164	71	235
Anteil zerstörter Röhren	20,9 %	13,1 %	17,7 %

Analoge Untersuchungen anderer Institutionen erzielten ähnliche Ergebnisse. Diese sind in Tabelle 32 dargestellt. Auch hier sind keine Informationen zur Art und Weise der Sammlung, des Transports und der Entladung bekannt.

Tabelle 32: Anzahl defekter Röhren in LCD-CCFL-Geräten (Cryan 2010)

	Fernseher	Monitor	Gesamt
Anzahl Geräte	73	93	166
Bildschirmgröße	20" – 40"	13" – 19"	
Röhren pro Gerät	6 - 20	1 - 5	
Anzahl Röhren gesamt	1105	292	1397
Anzahl zerstörter Röhren	160	66	226
Anteil zerstörter Röhren	14,5 %	22,6 %	16,1 %

Während der manuellen Demontage von LCD-CCFL-Geräten kannes bei unerfahrenem Personal zu einer Röhrenbruchquote von bis zu 50 % kommen. Aber auch bei erfahrenem Personal können Untersuchungen zufolge noch bis zu 11 % der Röhren zerstört werden. In anderen Untersuchungen wurden bei der Demontage von LCD-CCFL-Fernsehern Röhrenbruchquoten von 20 % und bei LCD-CCFL-Monitoren Röhrenbruchquoten von 5 % festgestellt. Die geringere Bruchquote bei Monitoren kann mit der hauptsächlich seitlichen Anordnung der Röhren zusammenhängen, denn am Rand sind die Röhren durch das Gehäuse besser geschützt. Lange Röhren, die wie bei Fernsehern über die komplette Bildschirmfläche verlaufen, sind dagegen instabiler (Böni 2011, Thullner 2013).

Bei Untersuchungen der maschinellen Zerkleinerung von LCD-CCFL-Flachbildschirmgeräten durch einen Granulator mit Brikettpresse in der Schweiz, bei der Kabel, Gehäuse und Standfüße zuvor demonstert wurden, wurden Quecksilberemissionsmessungen an verschiedenen Stellen der Anlage durchgeführt. Die Messwerte zeigen teilweise eine erhöhte Quecksilberkonzentration. An allen Stellen, an denen

Material die Anlage verließ, wurden zeitweise Quecksilberkonzentrationen gemessen, die den Arbeitsplatzgrenzwert von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ überschreiten. An den Sammelcontainern für die erzeugten Fe-, NE- und Restfraktion wurden maximale Quecksilberkonzentrationen von $168 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $93 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $114 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen. Am Brikettausstoß lag die Maximalkonzentration bei bis zu $725 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Böni 2011).

Im Anschluss an diese Zerkleinerungsversuche wurden auch die Ausgangsfraktionen des Prozesses auf ihre Quecksilberkonzentration analysiert. Es wurde das Ausgangsmaterial von 1.270 zerkleinerten LCD-CCFL-Geräten mit einer Gesamtmasse von 1.450 kg untersucht. Tabelle 33 stellt die in dem Versuch entstandenen Fraktionen sowie deren Quecksilberkonzentrationen dar. Die höchste Konzentration an Quecksilber befindet sich in den Stäuben, die größte Masse hat sich in den Briketts gesammelt (Böni 2011).

Tabelle 33: Fraktionen von 1.270 geschredderten LCD-CCFL-Geräten (ohne externe Kabel, Gehäuse und Standfuß) (Böni 2011)

Fraktion	Gewicht [kg]	Hg-Konz. [$\mu\text{g}/\text{g}$]	Hg-Masse [mg]
Stahlschrott Granulator	135	$0,9 \pm 0,42$	122
Aluminiumshredderschrott	121	$0,14 \pm 0,04$	17
Trennmaterial Neodym	34	$0,08 \pm 0,04$	3
Kehricht Briketts	425	$6,9 \pm 0,08$	2.933
Stäube Keller	8	47 ± 4	376
Reststoffe Kunststoff/Metall	722	$0,19 \pm 0,08$	137

Bei den Versuchen ergab sich eine Quecksilberdifferenz von ca. 65 - 75 % zwischen Ein- und Ausgang. Dieser Anteil an Quecksilber muss entweder dampfförmig in die Umgebung übergegangen sein oder sich in den Zerkleinerungs- und Separationsanlagen abgelagert haben (Böni 2011).

4.7.2 Simulation von Arbeitssituationen und Untersuchung der Quecksilberemission

Aufgrund der besonderen Umwelt- und Gesundheitsrelevanz von Quecksilber ist die intensivere Betrachtung von Situationen und Vorgängen während der Entsorgung von LCD-CCFL-Fernsehern und -Monitoren notwendig. Um das Gefährdungspotenzial beurteilen zu können, führte IUTA im Rahmen dieses Projektes Messungen von Quecksilberemissionen durch. Es wurden verschiedene Arbeitssituationen definiert und simuliert. Mit der Simulation wurden Situationen des gesamten Entsorgungsprozesses von Flachbildschirmgeräten von der Anlieferung über die Lagerung hin zur Behandlung untersucht.

Es wurden folgende Arbeitssituationen definiert:

- Entladung aus Gitterboxen
- Entladung aus einem 40 m^3 Abrollcontainer
- Lagerung der Geräte
- Vordemontage der Geräte
- Zwischenlagerung von teilzerlegten Geräten
- Geschützte Entnahme von CCFL-Röhren
- Ungeschützte Entnahme von CCFL-Röhren

- Öffnen eines Sammelbehälters mit zerstörten CCFL-Röhren
- Zerkleinerung von LCD-CCFL-Geräten in einem Einwellenzerkleinerer

Bei den Simulationen der Arbeitssituationen wurden die Quecksilberemissionen untersucht, um die Gefahr für das jeweilig beteiligte Personal und die Umwelt beurteilen zu können. Zur Messung der Quecksilberkonzentration wurde ein Seefelder Hg-Monitor 3000 eingesetzt (siehe Abbildung 19). Der Hg-Monitor funktioniert mit dem Messverfahren der Kaltdampf-Atom-Adsorptions-Spektrophotometrie. An der Frontseite des Geräts wird ein Probegasschlauch angeschlossen. Die Probenluft wird über einen Staubfilter in die optische Küvette des Analysators geleitet, wo eine kontinuierliche Bestimmung der Quecksilberkonzentrationen erfolgt. Der Hg-Monitor ist für die Überwachung des Arbeitsplatzgrenzwertes geeignet und kann Konzentrationen von 1 - 3.000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ erfassen. Für die durchgeführten Versuche wurde der Messbereich jeweils angepasst.

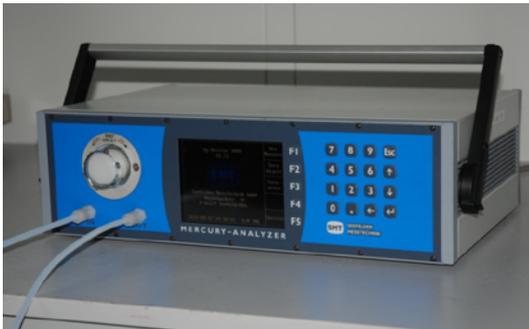


Abbildung 19: Seefelder Hg-Monitor 3000 zur Messung von Quecksilberemissionen

Alle Messungen wurden im IUTA Entsorgungszentrum im Zeitraum vom 15.10.2015 – 30.10.2015 durchgeführt. Messprotokolle zu den einzelnen Messungen sind im Anhang zu finden.

Entladung aus Gitterboxen

Flachbildschirmgeräte werden auf unterschiedliche Weise bei Entsorgungsunternehmen angeliefert. Eine Methode ist die geordnete Anlieferung in Gitterboxen. Hierbei sind die Geräte meist gestapelt. Exemplarisch wurde eine Anlieferung bestehend aus 20 Gitterboxen mit einem Inhalt von 3,5 t Flachbildschirmfernsehern untersucht (Messung 8, Anhang). Über den Transport und das vorige Beladen der Geräte in die Gitterboxen liegen keine Informationen vor.

Um das Gefährdungspotenzial von Quecksilber beim Ausladevorgang beurteilen zu können, wurde die Quecksilberkonzentration direkt in den Gitterboxen gemessen. Dazu wurde die Probegasleitung an verschiedenen Messstellen in den Gitterboxen positioniert. Es wurden am Rand der Boxen Messpunkte erfasst, bei denen ein kontinuierlicher Luftwechsel stattfindet. Zusätzlich wurden im Inneren der Gitterboxen Messpunkte erfasst, bei denen erst durch die Entnahme der Geräte eine Luftbewegung erzeugt wird. Es wurden alle 20 Gitterboxen untersucht, um die Anlieferung vollständig zu erfassen. Die Gitterboxen befanden sich in der geschlossenen Halle des IUTA Entsorgungszentrums.



Abbildung 20: Messung der Quecksilberkonzentration bei der Anlieferung von Flachbildschirmen in Gitterboxen

Die Messungen an den Gitterboxen wurden im Verlauf eines Nachmittags durchgeführt. Es wurden 450 Messwerte aufgenommen. Die durchschnittliche Konzentration von Quecksilber in der Luft in den Gitterboxen betrug $1,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Der maximale Messwert lag bei $8,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ergänzend dazu wurde im Lagerbereich der Gitterboxen über einen Zeitraum von 10 min die Hallenluft gemessen. Hierbei ergab sich ein Mittelwert von $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der die aus der Lagerung der Gitterboxen resultierende Hintergrundbelastung darstellt (Messung 7, Anhang).

Im weiteren Verlauf wurden alle Geräte einzeln aus den Gitterboxen entnommen. Dabei wurde dokumentiert, dass 60 % der Anlieferung LCD-CCFL-, 30 % Plasma- und 10 % LCD-LED-Fernseher waren.

Bei der Zerlegung von ca. 100 LCD-CCFL-Fernsehern aus dieser Anlieferung wurde festgestellt, dass 21 % der enthaltenen Röhren bereits vor ihrer Entnahme zerstört waren. Dieser Wert ist mit den ermittelten Zerstörungsgraden oben erwähnter Studien vergleichbar (vgl. Kapitel 4.7.1.3, Tabelle 34 und Tabelle 35).

Entladung aus 40 m^3 Abrollcontainer

Eine weitere Transportmöglichkeit für Flachbildschirmgeräte ist die Anlieferung in 40 m^3 Abrollcontainern. Hierbei liegen die Flachbildschirmgeräte im Vergleich zur Anlieferung in Gitterboxen ungeordnet vor. Exemplarisch wurde die Anlieferung von 546 Flachbildschirmen in einem 40 m^3 Abrollcontainer mit einer Masse von 9,9 t untersucht (Messung 9, Anhang). Die Anlieferung bestand aus 446 Fernsehern und 100 Monitoren. Auf welche Weise der Container beladen wurde, ist nicht bekannt.

Um das Gefährdungspotenzial von Quecksilber beim Ausladevorgang beurteilen zu können, wurde die Quecksilberkonzentration direkt im Abrollcontainer gemessen. Dazu wurde die Probegasleitung an verschiedenen Messstellen im Container positioniert. Es wurde versucht, Messpunkte im gesamten Container zu erreichen, um die Anlieferung vollständig zu erfassen. Es wurde an Positionen sowohl im oberen und unteren Bereich als auch im vorderen und hinteren Bereich des Containers gemessen. Dort, wo es

ladungsbedingt möglich war, wurde die Probegasleitung möglichst im Inneren der Beladung positioniert. Der Abrollcontainer befand sich auf der äußeren Lagerfläche des IUTA Entsorgungszentrums.



Abbildung 21: Messung der Quecksilberkonzentration bei der Anlieferung von Flachbildschirmgeräten in einem 40 m³ Abrollcontainer

Es wurden 544 Messwerte im Container aufgenommen. Dabei wurde eine durchschnittliche Quecksilberkonzentration von 1,6 µg/m³ festgestellt. Der Maximalwert lag bei 6,2 µg/m³.

Im weiteren Verlauf wurden alle Geräte einzeln aus dem Container entnommen. Die Geräte wurden weder gekippt noch sanft abgeglitten. Dabei wurde dokumentiert, dass 64 % der Fernseher LCD-CCFL, 4,5 % LCD-LED- und 31,5 % Plasmafernseher waren. Alle Monitore beinhalteten die LCD-CCFL-Technik.

Bei der Zerlegung der 100 LCD-CCFL-Monitore aus dieser Anlieferung wurde festgestellt, dass alle 398 enthaltenen Röhren intakt waren. In den 286 LCD-CCFL-Fernsehern waren insgesamt 4.783 CCFL-Röhren verbaut, wovon 30 % bereits vor ihrer Entnahme zerstört waren.

Fazit der bei der Entladung gemessenen Werte

Von den in den 20 Gitterboxen angelieferten Fernsehern waren 60 % mit LCD-CCFL-Technik ausgestattet, bei der Anlieferung des 40 m³ Abrollcontainers lag der Anteil an LCD-CCFL-Geräte (Fernseher und Monitore) mit 70 % leicht höher. Bei der anschließenden Demontage wurde festgestellt, dass von den verbauten CCFL-Röhren in den Gitterboxen bereits 21 % vor der Demontage zerstört waren. Im Container waren es insgesamt 28 % bzw. 30 %, wenn ausschließlich die Fernsehgeräte betrachtet werden. Die Geräte wurden den Gitterboxen bzw. dem Container einzeln entnommen. Da nicht bekannt ist, auf welche Weise die Gitterboxen und der Container beladen wurden, kann auf Grundlage dieser Werte keine allgemein gültige Aussage über den Zustand von LCD-Flachbildschirmgeräten in den jeweiligen Transportbehältern getroffen werden.

Die Quecksilberkonzentrationen, die durchschnittlich in den Gitterboxen und dem Abrollcontainer gemessen wurden, unterscheiden sich kaum voneinander. Sie liegen deutlich unter dem derzeitigen Arbeitsplatzgrenzwert. Allerdings wurden die Messungen im Abrollcontainer im Gegensatz zu denen in den Gitterboxen im Freien durchgeführt, sodass es zu einem erhöhten Luftaustausch durch Wind gekommen sein kann. Darum kann nicht ausgeschlossen werden, dass mehr Quecksilber als erfasst in die Umwelt emittiert ist und ohne Luftaustausch eine höhere Quecksilberkonzentration im Abrollcontainer

gemessen worden wäre. Für die Entladung von LCD-Geräten sollte darum eine gesonderte schadstoffbezogene Gefährdungsbeurteilung durchgeführt werden.

Lagerung der Geräte

Nach der Anlieferung werden Flachbildschirmgeräte zumindest teilweise gelagert, bevor sie demontiert oder auf andere Weise aufbereitet werden. Wenn LCD-CCFL-Geräte zuvor mechanischen Belastungen ausgesetzt waren, kann die quecksilberhaltige Hintergrundbeleuchtung beschädigt sein und es kann zu Quecksilberemissionen kommen.

Um die potenziellen Emissionen von lagernden LCD-CCFL-Geräten zu überprüfen, wurden Quecksilbermessungen im Inneren von LCD-CCFL-Fernsehern durchgeführt (Messung 2 – 6). Hierfür wurden fünf Geräte direkt aus der Anlieferung entnommen, die von außen deutliche Beschädigungen aufwiesen. Durch die Beschädigungen an Gehäuse oder Panels konnte die Probegasleitung innerhalb der Geräte positioniert werden, ohne die Geräte vorher einer weiteren Demontage oder Beschädigungen zu unterziehen. Es wurden sowohl Messungen durchgeführt, bei denen die Probegasleitung an der Vorderseite der Geräte eingeführt wurde, als auch Messungen, bei denen die Leitung an der Rückseite eingeführt wurde (siehe Abbildung 22 und Abbildung 23). Die Messungen wurden am selben Tag unter gleichen Bedingungen an Geräten ähnlicher Größe (Diagonale 30 – 32") durchgeführt.

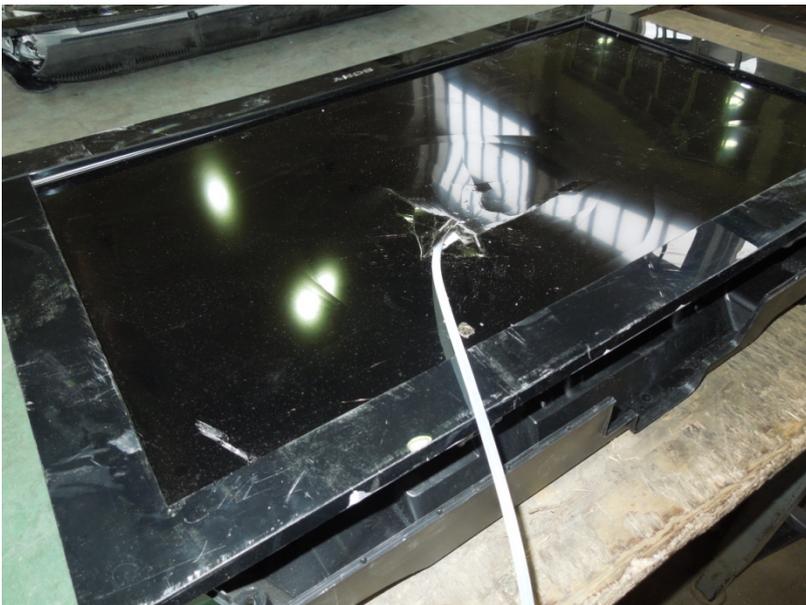


Abbildung 22: Messung innerhalb beschädigtem LCD-CCFL-Fernseher von der Vorderseite (Gerät 3)



Abbildung 23: Messung innerhalb beschädigtem LCD-CCFL-Fernseher von der Rückseite (Gerät 4)

Nach den Messungen wurden die Geräte in einem weiteren Schritt manuell demontiert. Es wurde dokumentiert, wie viele CCFL-Röhren in den Geräten enthalten waren und wie viele hiervon bereits zerstört waren. Bei der Demontage wurde besonders darauf Wert gelegt, dass keine weiteren Röhren zu Bruch gingen.

In Tabelle 34 ist aufgeführt, wie groß die Anzahl bzw. der prozentuale Anteil defekter Röhren in den Geräten war. Außerdem sind sowohl die durchschnittlichen als auch die maximal gemessenen Quecksilberkonzentrationen dargestellt. Je Gerät wurden 175 Messwerte innerhalb von 15 Minuten aufgenommen (Messungen 2 – 6, Anhang).

Tabelle 34: Gemessene Quecksilberkonzentration in LCD-CCFL-Geräten

Gerät	Zerstörte Röhren		Durchschnittliche Hg-Konzentration	Maximale Hg-Konzentration
1	5	42 %	7,2 µg/m ³	16,2 µg/m ³
2	9	75 %	10,7 µg/m ³	36,7 µg/m ³
3	0	0 %	2,7 µg/m ³	3,5 µg/m ³
4	8	100 %	23,0 µg/m ³	95,2 µg/m ³
5	0	0 %	3,2 µg/m ³	4,2 µg/m ³

Es ist auffällig, dass auch im Inneren von Gerät 3 und 5 leicht erhöhte Quecksilberkonzentrationen gemessen wurden, obwohl in diesen Geräten alle Röhren unbeschädigt waren. Ein möglicher Grund hierfür kann darin bestehen, dass Quecksilberdampf aus anderen Geräten, mit denen diese gemeinsam gelagert wurden und die defekte Röhren aufwiesen, ausgetreten und in die anderen Geräten transportiert wurde.

Vordemontage der Geräte

Zur Freilegung und Wiederverwertung der Materialien, die in Flachbildschirmgeräten enthalten sind, werden diese häufig manuell demontiert. Hierbei werden einzelne Teile der Geräte entfernt und nach ihrem Material sortiert. Es werden in erster Linie Schrauben und Steckverbindungen gelöst. Bei LCD-CCFL-Geräten kann in diesem Arbeitsschritt Quecksilber aus gebrochenen Röhren austreten und das Personal gefährden.

Darum wurde die Quecksilberkonzentration der Luft am Demontearbeitsplatz vor und nach der Vordemontage der fünf im letzten Kapitel beschriebenen LCD-CCFL-Fernseher gemessen (Messung 1 und Messung 7, Anhang). Die Vordemontage beinhaltet noch nicht die Entnahme der CCFL-Röhren. Die Messzeit betrug jeweils 10 Minuten und es wurden jeweils 112 Messwerte aufgenommen.

Tabelle 35: Gemessene Quecksilberkonzentration vor und nach Demontage von LCD-CCFL-Geräten

Gerät	Durchschnittliche Hg-Konzentration	Maximale Hg-Konzentration
Vor Demontage	0,9 µg/m ³	3,2 µg/m ³
Nach Demontage	1,5 µg/m ³	3,5 µg/m ³

Durch die Vordemontage von fünf LCD-CCFL-Fernsehern mit insgesamt 22 zerstörten CCFL-Röhren hat sich die Quecksilberkonzentration in der Luft am Arbeitsplatz um 0,6 µg/m³ erhöht.

Zwischenlagerung teilzerlegter Geräte

Aufgrund von betrieblichen Abläufen kann es notwendig sein, teildemontierte LCD-Geräte zwischenzulagern. Dies ist beispielsweise der Fall, wenn es Personal gibt, welches speziell auf die Entnahme der filigranen CCFL-Röhren spezialisiert ist, und anderes, welches die Demontage der großen Teile wie Gehäuse, Panel etc. übernimmt. Eine Notwendigkeit der Lagerung besteht auch, wenn nur manche Arbeitsplätze mit einer Absaugung versehen sind und darum nur hier die Röhren entnommen werden sollen, um das Personal vor Quecksilberemissionen zu schützen. Durch zum Beispiel nicht zerstörungsfrei lösbare Verbindungen von CCFL-Röhren kann es bei der Entnahme dieser oft zum Bruch der Röhren kommen bzw. müssen diese für die Entnahme teilweise zerstört werden.

In diesen Fällen werden die LCD-CCFL-Geräte zunächst soweit zerlegt, dass die CCFL-Röhren frei liegen, aber noch nicht entnommen worden sind (vgl. Abbildung 24 und Abbildung 25). Nun werden die CCFL-haltigen Teile der LCD-Geräte gelagert, bis die Kapazitäten zur Entnahme der CCFL-Röhren verfügbar sind.

Um das Gefährdungspotenzial von Quecksilber der beschriebenen Zwischenlagerung von teildemontierten LCD-CCFL-Geräten beurteilen zu können, wurde die Quecksilberkonzentration oberhalb dieser untersucht. Die Probegasleitung wurde hierfür direkt oberhalb der Lagerung mehrerer teilzerlegter Geräte positioniert (siehe Abbildung 24 und Abbildung 25).

Es wurden zwei kontinuierliche Messungen durchgeführt. Eine oberhalb von acht teilzerlegten LCD-CCFL-Fernsehern mit insgesamt 120 intakten Röhren (siehe Abbildung 24) (Messung 12, Anhang) und eine oberhalb von sechs teilzerlegten LCD-CCFL-Fernsehern mit insgesamt 100 Röhren, wovon 40 zerstört waren (siehe Abbildung 25) (Messung 11, Anhang). Die Ergebnisse der Messungen sind in Tabelle 36 dargestellt.



Abbildung 24: Messung der Quecksilberkonzentration bei der Lagerung von teilzerlegten LCD-CCFL-Geräten mit unzerstörten Röhren

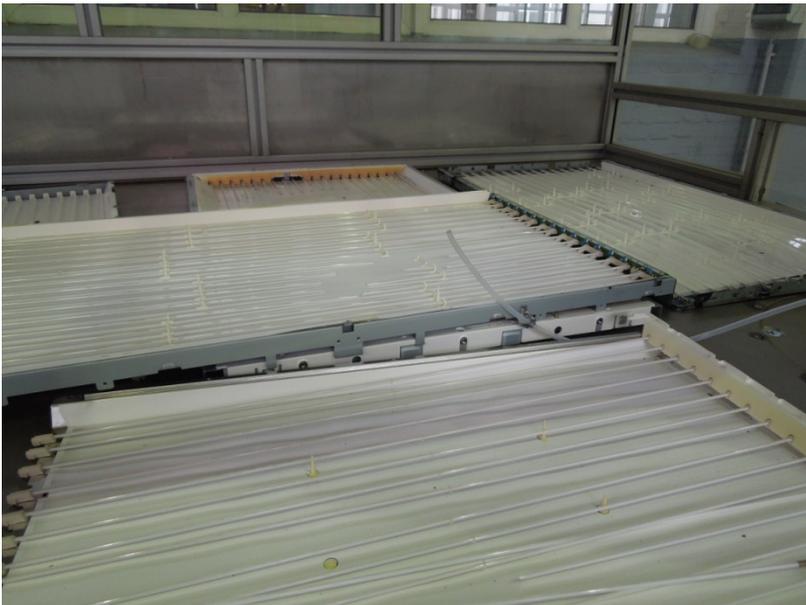


Abbildung 25: Messung der Quecksilberkonzentration bei der Lagerung von teilzerlegten LCD-CCFL-Geräten mit zerstörten Röhren

Tabelle 36: Ergebnisse der Messung der Quecksilberkonzentration oberhalb teilzerlegter LCD-CCFL-Geräte

Geräte	Röhren	Zerstört	Durchschnittliche Hg-Konzentration	Maximale Hg-Konzentration
8	120	0 %	1,6 µg/m ³	1,7 µg/m ³
6	100	40 %	6,8 µg/m ³	15,2 µg/m ³

Fazit der bei der Lagerung gemessenen Werte

Die Quecksilbermessung im Inneren von LCD-CCFL-Geräten zeigt, dass es bei Geräten mit zerstörten Röhren zu Quecksilberemissionen kommt. Exemplarisch konnte gezeigt werden, dass dies auch bei Geräten mit intakten Röhren der Fall ist, wobei hier die Quecksilberkonzentrationen niedriger sind.

Während der manuellen Vordemontage von einzelnen LCD-CCFL-Geräten ohne Entnahme der CCFL-Röhren erhöht sich die Quecksilberkonzentration am Arbeitsplatz nur in geringem Maße.

Bei der Zwischenlagerung der CCFL-Einheiten lassen sich höhere Werte feststellen, wenn CCFL-Röhren zerstört sind. Je nach Lagerdauer und Anzahl der zerstörten Röhren sowie der örtlichen und klimatischen Begebenheiten ist eine Überschreitung des AGW nicht auszuschließen. Für die Zwischenlagerung sollte darum eine gesonderte schadstoffbezogene Gefährdungsbeurteilung durchgeführt werden.

Geschützte Entnahme von CCFL-Röhren

Bei der manuellen Demontage werden die CCFL-Röhren einzeln aus ihren Halterungen entnommen. Hierzu werden je nach Verbindungsart verschiedene Techniken angewandt. Die Enden der Röhren können gesteckt, geschraubt oder gelötet sein. Bei langen Röhren sind diese zusätzlich in der Mitte durch Kunststoffverbindungen an der Rückwand befestigt.

Bei der Entnahme der filigranen CCFL-Röhren kann es leicht zum Bruch und somit zur Quecksilberemission kommen. Um Demontearbeiter vor dieser zu schützen, kann eine Absaugung am Arbeitsplatz eingesetzt werden. IUTA hat hierfür gemeinsam mit dem Anlagenbauer URT eine Sicherheitswerkbank mit einer strömungstechnisch und adsorptiv ausgelegten Absaugung mit anschließender Quecksilberumwandlung entwickelt. Im abgesaugten Raum befindet sich auch ein Schredder zur Zerkleinerung der entnommenen Röhren (siehe Abbildung 26 links).

Um zu überprüfen, ob die Demontearbeiter durch die Absaugung in der Sicherheitswerkbank ausreichend geschützt sind, wurde die Quecksilberkonzentration im Arbeitsbereich gemessen. Hierzu wurde die Probegasleitung im Kopfbereich des Demontearbeiters positioniert. Die Messungen wurden während der Demontage und Zerkleinerung im Schredder von 175 CCFL-Röhren aus 13 Geräten durchgeführt (Messung 21, Anhang). Die Demontage dauerte 68 min, sodass 800 Messwerte aufgenommen wurden. Hierbei ergab sich eine durchschnittliche Quecksilberkonzentration von 1,8 µg/m³ im Arbeitsbereich des Bedieners. Der maximal gemessene Wert betrug 6,4 µg/m³ und liegt unterhalb des Arbeitsplatzgrenzwertes (20 µg/m³).



Abbildung 26: geschützte Entnahme von CCFL-Röhren in abgesaugter Sicherheitswerkbank

Ungeschützte Entnahme von CCFL-Röhren

Die Absaugung der Luft bei der Entnahme von CCFL-Röhren ist nicht gesetzlich vorgeschrieben, sodass auch eine ungeschützte Entnahme möglich ist. Um die Gefährdung des Arbeiters bei ungeschützter Entnahme zu beurteilen, wird die Quecksilberemission auch bei dieser Arbeitssituation gemessen.

Als Demontearbeitsplatz wurde die im IUTA Entsorgungszentrum eingesetzte Sicherheitswerkbank verwendet, jedoch ohne die Absaugung mit integrierter Filterung zu betreiben. Dieser Aufbau wurde gewählt, damit zwar die ungeschützte Entnahme der Röhren simuliert werden konnte, bei festgestellter Überschreitung des Arbeitsplatzgrenzwertes die Absaugung jedoch eingeschaltet werden konnte, um so den Arbeiter zu schützen. Die Messungen wurden im Arbeitsbereich des Demontearbeiters durchgeführt. Hierzu wurde die Probegasleitung im Kopfbereich des Demontearbeiters positioniert (siehe Abbildung 27).



Abbildung 27: Messung der Quecksilberkonzentration im Arbeitsbereich des Bedieners bei der Entnahme von CCFL-Röhren

Die Quecksilberkonzentration in der Luft wurde während der Demontage von CCFL-Röhren aus drei Geräten gemessen. Die Messungen wurden jeweils einzeln durchgeführt. Bei Gerät 6 und 7 wurden sämtliche Röhren sowohl intakte als auch zerstörte auf zerstörungsfreie Weise entnommen. Die CCFL-Röhren in Gerät 8 waren angelötet, sodass keine zerstörungsfreie Entnahme möglich war. Darum wurden die Röhren an den Enden mit einem Seitenschneider von der Platine entfernt (siehe Abbildung 28).

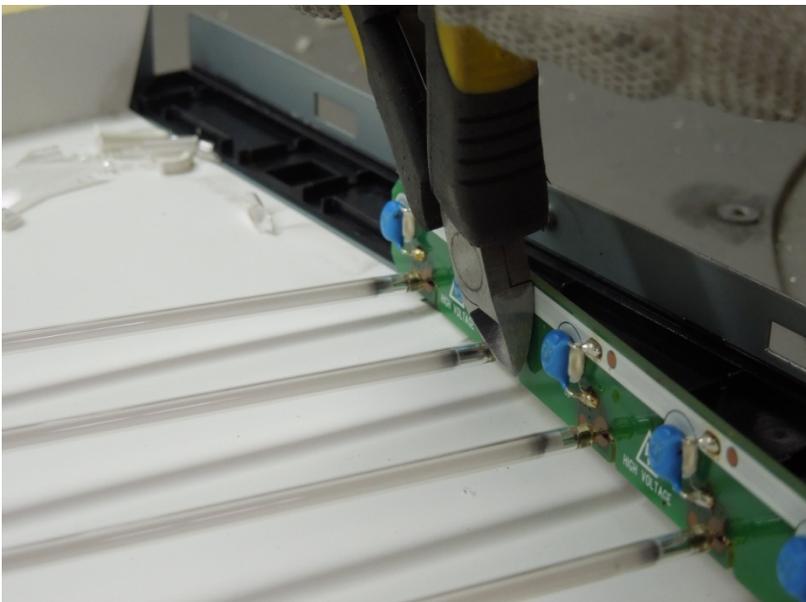


Abbildung 28: Entfernung von gelöteten CCFL-Röhren mit einem Seitenschneider

In Tabelle 37 sind die im Arbeitsbereich des Bedieners gemessenen durchschnittlichen und maximalen Quecksilberkonzentrationen bei der Entnahme von CCFL-Röhren dargestellt. Die Entnahme der Röhren aus den Geräten 6 (16 Röhren) und 7 (26 Röhren) dauerte jeweils 5 Minuten weshalb auch die Messungen über diesen Zeitraum durchgeführt wurden. Es wurden jeweils 61 Messwerte aufgezeichnet (Messung 13 – 14, Anhang). Die Entnahme der angelöteten Röhren in Gerät 8 (16 Röhren) dauerte insgesamt

13 Minuten (Messung 15, Anhang). Nach knapp 7 Minuten wurde die Absaugung der Sicherheitswerkbank eingeschaltet, da der AGW teilweise stark überschritten wurde und der Arbeiter nicht gefährdet werden sollte.

Tabelle 37: Gemessene Quecksilberkonzentration bei der ungeschützten Entnahme von CCFL-Röhren

Gerät	Zerstörte Röhren			Durchschnittliche Hg-Konzentration	Maximale Hg-Konzentration
	Vor Demontage	Während Demontage	Gesamt %		
6	6	0	38 %	6,8 µg/m³	13,9 µg/m³
7	19	0	73 %	17,1 µg/m³	40,4 µg/m³
8	0	16*	100%*	20,2 µg/m³	107,8 µg/m³

* Röhren waren angelötet und mussten darum mit einem Seitenschneider entfernt werden, wobei sie zerstört wurden

In Abbildung 29 ist der Verlauf der Quecksilberkonzentration im Arbeitsbereich des Demontearbeiters bei der Entnahme der Röhren von Geräte 8 (gelötet) dargestellt. Die rote horizontale Linie gibt den Arbeitsplatzgrenzwert an. Die gelbe vertikale Linie zeigt den Zeitpunkt, an dem die Absaugung der Sicherheitswerkbank eingeschaltet wurde, um den Demontearbeiter vor den Quecksilberemissionen zu schützen. Nach dem Einschalten der Absaugung der Sicherheitswerkbank ist die Quecksilberkonzentration deutlich gesunken und hat den AGW nicht mehr überschritten. Die durchschnittliche Quecksilberkonzentration während der Entnahme der CCFL-Röhren aus Gerät 8 mit Absaugung betrug 3,1 µg/m³ bei einer maximalen Konzentration von 14,4 µg/m³.

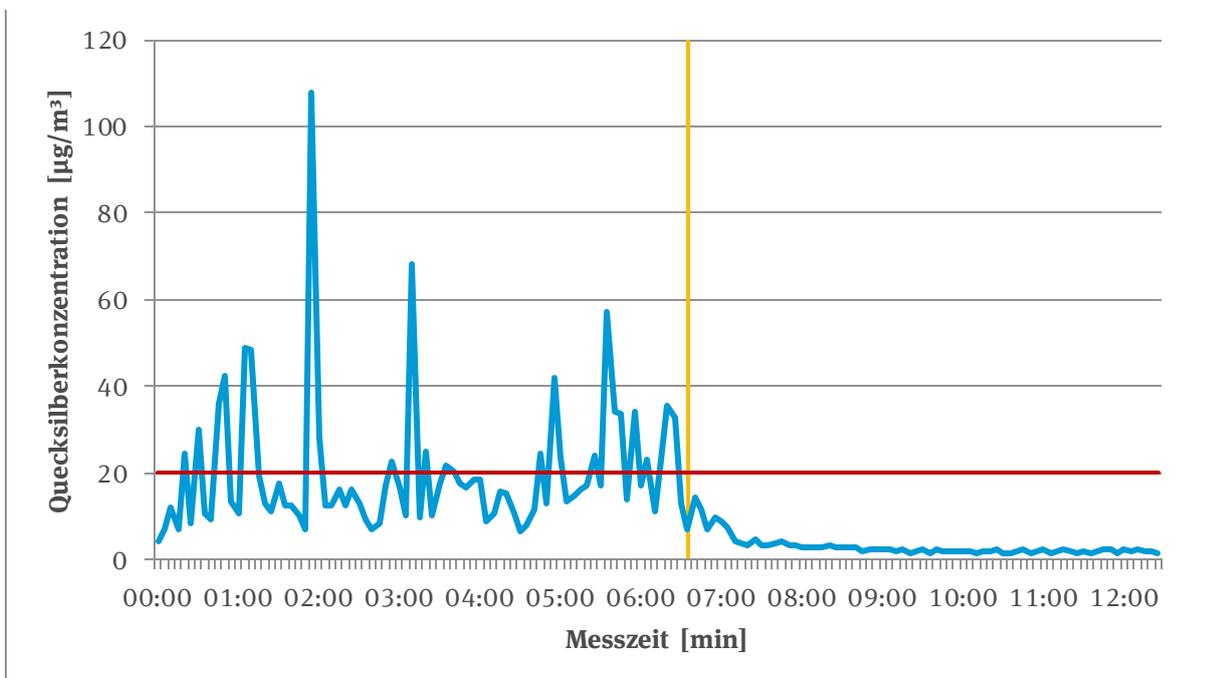


Abbildung 29: Quecksilberkonzentration im Arbeitsbereich bei Entnahme von CCFL-Röhren (Gerät 8) (rot: AGW, gelb: Start Absaugung)

Fazit Entnahme von CCFL-Röhren

Während der Entnahme von CCFL-Röhren aus LCD-Geräten beim Einsatz der im IUTA verwendeten Sicherheitswerkbank konnten Quecksilberkonzentrationen nur weit unterhalb des Arbeitsplatzgrenzwertes im Bereich des Bedieners festgestellt werden. Wird keine Absaugung während der Entnahme der CCFL-Röhren eingesetzt, sind höhere Konzentrationen gemessen worden, die teilweise das Fünffache des AGW überschritten. Für die Entnahme von CCFL-Röhren sollte darum eine gesonderte schadstoffbezogene Gefährdungsbeurteilung durchgeführt werden.

Öffnen eines Sammelbehälters für zerstörte CCFL-Röhren.

Nachdem die CCFL-Röhren aus den Geräten entnommen wurden, werden sie in einem Behälter gesammelt, um sie anschließend in eine entsprechende Verwertung oder Entsorgung von quecksilberhaltigen Materialien geben zu können. Diese Behälter können entweder intakte, teilzerstörte oder vollständig zerstörte Röhren enthalten. Darüber hinaus können die Behälter sowohl weit geöffnet gelagert werden als auch weitestgehend geschlossen.

Um mögliche Emissionen von offenen Sammelbehältern oder Füll- und Umfüllvorgänge von geschlossenen Sammelbehältern beurteilen zu können, wurden Messungen im IUTA gemacht.

Im IUTA Entsorgungszentrum ist der Sammelbehälter für die CCFL-Röhren direkt unterhalb des in der Sicherheitswerkbank installierten Schredders untergebracht (siehe Abbildung 30). Seine Öffnung umschließt den Ausgang des Schredders vollständig und luftdicht, da der Behälter von unten angepresst wird. Nachdem die Röhren geschreddert wurden, liegen sie im Sammelbehälter mit einer Korngröße von 0 – 30 mm vor.

Der Materialeingang des Schredders befindet sich innerhalb der Absaugung und wird zusätzlich durch zwei gegenüberliegende, ineinandergreifende Bürsten geschützt. Ist die Sicherheitswerkbank nicht in Betrieb, kann der Schreddereingang zusätzlich luftdicht verschlossen werden.



Abbildung 30: Luftdicht eingebauter Sammelbehälter für zerstörte CCFL-Röhren, Zugang über Shredder in Sicherheitswerkbank

Stellvertretend für die Sammlung der entnommenen CCFL-Röhren wurde der Tausch des Sammelbehälters der im IUTA eingesetzten Sicherheitswerkbank untersucht. Hierzu wird die Plattform, auf der der Sammelbehälter steht, abgesenkt und so die Öffnung freigegeben (siehe Abbildung 31). Anschließend kann der volle Behälter entnommen und gegen einen leeren ausgetauscht werden. Es wurde sowohl die Quecksilberkonzentration während der Absenkung als auch oberhalb des Sammelbehälters gemessen.

Nach der Absenkung des Sammelbehälters wurde die Quecksilberkonzentration in der direkten Umgebung des Behälters für 3 Minuten gemessen. Hierfür wurde die Probegasleitung in der Nähe des Behälters positioniert (siehe Abbildung 32). Aus den 34 aufgenommenen Werten ergab sich eine durchschnittliche Quecksilberkonzentration in der Luft von $216,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Der Maximalwert lag bei $623,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Abbildung 31: Quecksilbermessung am abgesenkten Sammelbehälter für CCFL-Röhren

Nachdem das Fass entnommen wurde, wurde es nicht wie üblich direkt verschlossen, sondern die Quecksilberkonzentration direkt oberhalb des Sammelbehälters erfasst (siehe Abbildung 32). Diese Messung wurde ebenfalls für 3 Minuten durchgeführt. Die durchschnittliche Quecksilberkonzentration betrug $660,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Der maximal gemessene Wert lag bei $1093,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Abbildung 32: Messung der Quecksilberkonzentration oberhalb eines Sammelbehälters für zerstörte CCFL-Röhren

Aufgrund der hohen Emissionen ist es erforderlich, zerstörte oder teilzerstörte CCFL-Röhren in geschlossenen Behältern zu sammeln. Für das Öffnen der Behälter sollte eine gesonderte schadstoffbezogene Gefährdungsbeurteilung durchgeführt werden.

Zerkleinerung von LCD-CCFL-Geräten in einem Einwellenzerkleinerer

Neben der manuellen Demontage ist auch eine maschinelle Zerkleinerung von LCD-CCFL-Geräten möglich. Hierbei werden die Bildschirmgeräte in einer Maschine automatisiert mechanisch in kleinere Stücke zerteilt. Bei diesem Vorgang werden die CCFL-Röhren auf jeden Fall zerstört. Darum wird die Luft und somit der Quecksilberdampf innerhalb der Zerkleinerungsmaschine in der Regel abgesaugt. Die Behandlung der abgesaugten Luft muss auf deren Gehalt an Quecksilber ausgelegt werden.

Quecksilber, das aus den zerstörten CCFL-Röhren emittiert, kann die Maschine entweder durch die (abgesaugte) Luft oder die ausgetragenen Materialfraktionen (siehe Kapitel 4.8.2.1) verlassen. Es kann sich auch an Teilen der Zerkleinerungsmaschine ablagern oder Amalgamverbindungen bilden.

Um einerseits die Quecksilberemissionen bei einer nicht abgesaugten maschinellen Zerkleinerung zu bestimmen und andererseits Hinweise auf die nötige Dimensionierung der Behandlung der abgesaugten Luft zu erhalten, wurden die Quecksilberkonzentrationen innerhalb eines Einwellenzerkleinerers während der Zerkleinerung von LCD-CCFL-Geräten gemessen. Es wurden jeweils drei LCD-CCFL-Fernseher (Messungen 29, 31 und 33, Anhang) und drei LCD-CCFL-Monitore (Messungen 23, 25 und 27, Anhang) auf diese Weise zerkleinert. Von den Geräten wurde jeweils der massive Standfuß sowie außenliegende Kabel vorher entfernt.

Zur Zerkleinerung wurde ein Einwellenzerkleinerer von Erdwich, Typ 38911195 mit einer Leistung von 11 kW eingesetzt. Durch eine Öffnung im Deckel konnte die Probegasleitung in den Innenraum der Zerkleinerungsmaschine geführt werden (siehe Abbildung 33). Bevor die Geräte jeweils in den Einwellenzerkleinerer gegeben wurden, wurde für mindestens 2 Minuten die Quecksilberkonzentration im Innenraum gemessen, um eine potenzielle Grundbelastung festzustellen (Messungen 22, 24, 26, 28, 30, 32, Anhang).



Abbildung 33: Probegasleitung zur Messung innerhalb des Einwellenzerkleinerers

Die Zerkleinerungszeiten der Geräte waren unterschiedlich. Im Durchschnitt betragen die Zerkleinerungszeit der Fernseher 21 Minuten und die der Monitore 9 Minuten (siehe Messungen 23, 25, 27, 29, 31 und 33, Anhang).



Abbildung 34: Zerkleinerungswelle im Inneren des Einwellenzerkleinerers

Die Geräte wurden jeweils einzeln in die Zerkleinerungsmaschine gegeben. Die Messungen wurden nacheinander mit Abständen von ca. 10 – 15 min durchgeführt. Von den Geräten wurden vorher jeweils das Gewicht und die Größe aufgenommen. In Tabelle 38 sind die Ergebnisse und die Randbedingungen der Quecksilbermessungen bei der Zerkleinerung der Fernseher durch den Einwellenzerkleinerer dargestellt.

Tabelle 38: Ergebnisse der Quecksilbermessungen bei der Zerkleinerung von LCD-CCFL-Fernsehern in Einwellenzerkleinerer

Gerät	Gewicht	Diagonale	Durchschnittliche Hg-Konzentration vor Zerkleinerung	Durchschnittliche Hg-Konzentration während Zerkleinerung	Maximale Hg-Konzentration während Zerkleinerung
F1	7,3 kg	29"	4,0 µg/m ³	36,9 µg/m ³	104,1 µg/m ³
F2	11,05 kg	32"	3,5 µg/m ³	75,6 µg/m ³	373,7 µg/m ³
F3	12,65 kg	32"	9,0 µg/m ³	37,7 µg/m ³	115,0 µg/m ³

In Tabelle 39 sind die Ergebnisse und die Randbedingungen der Quecksilbermessungen bei der Zerkleinerung der Monitore durch den Einwellenzerkleinerer dargestellt.

Tabelle 39: Ergebnisse der Quecksilbermessungen bei der Zerkleinerung von LCD-CCFL-Monitoren in Einwellenzerkleinerer

Gerät	Gewicht	Diagonale	Durchschnittliche Hg-Konzentration vor Zerkleinerung	Durchschnittliche Hg-Konzentration während Zerkleinerung	Maximale Hg-Konzentration während Zerkleinerung
M1	4,05 kg	17"	3,1 µg/m ³	14,3 µg/m ³	64,4 µg/m ³
M2	4,15 kg	17"	3,0 µg/m ³	68,9 µg/m ³	231,2 µg/m ³
M3	5,2 kg	19"	4,7 µg/m ³	24,1 µg/m ³	79,0 µg/m ³

In Abbildung 35 ist beispielhaft die Quecksilberkonzentration im Inneren des Einwellenzerkleinerers bei der Zerkleinerung von Monitor 2 dargestellt.

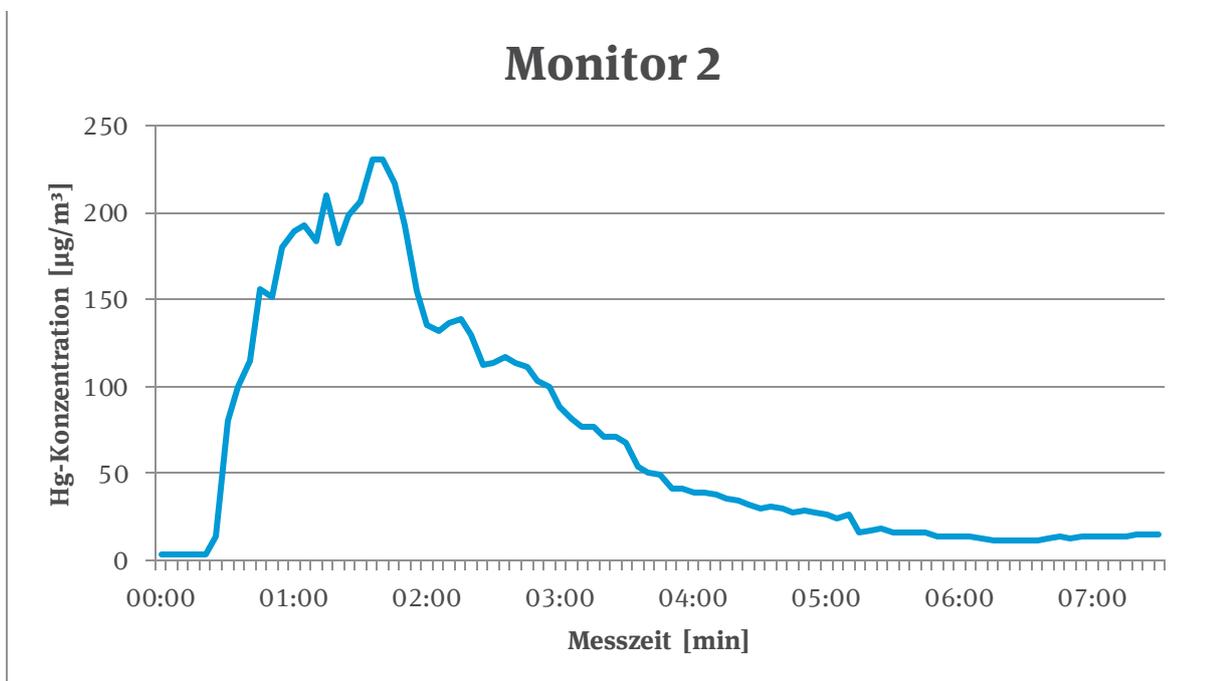


Abbildung 35: Quecksilberkonzentration in Einwellenzerkleinerer während der Zerkleinerung von Monitor 2

Im Gegensatz zu den in der Literatur beschriebenen Messungen zur Quecksilberemission bei der maschinellen Zerkleinerung von LCD-CCFL-Geräten (siehe Kapitel 4.7.1.3) wurde kein Prozess in einer geschlossenen Anlage dargestellt und es erfolgte auch keine automatisierte Trennung in Fraktionen. Darum wurde die Quecksilberkonzentration nur im Inneren des Schredders gemessen und nicht an den verschiedenen Materialausgängen. Insgesamt zeigen die im IUTA durchgeführten Versuche ähnlich Ergebnisse wie jene aus der Schweiz (Böni 2011).

Zusammenfassung der Ergebnisse

In der nachfolgenden Tabelle 40 sind die gemessenen Durchschnitts- bzw. Maximalwerte der durchgeführten Messungen der Quecksilberkonzentration aufgeführt.

Tabelle 40: Durchschnitts- bzw. Maximalwerte der Quecksilberkonzentration

Messung	Nr.	Durchschnittliche Hg-Konzentration	Maximale Hg-Konzentration
Anlieferung von Gitterboxen mit Fernsehern	8	1,9 µg/m ³	8,2 µg/m ³
Anlieferung von 40 m ³ Abrollcontainer mit Flachbildschirmen	9	1,6 µg/m ³	6,2 µg/m ³
Optisch zerstörte LCD-CCFL-Fernseher (Gerät 1)	2	7,2 µg/m ³	16,2 µg/m ³
Optisch zerstörte LCD-CCFL-Fernseher (Gerät 2)	3	10,7 µg/m ³	36,7 µg/m ³
Optisch zerstörte LCD-CCFL-Fernseher (Gerät 3)	4	2,7 µg/m ³	3,5 µg/m ³
Optisch zerstörte LCD-CCFL-Fernseher (Gerät 4)	5	23,0 µg/m ³	95,2 µg/m ³
Optisch zerstörte LCD-CCFL-Fernseher (Gerät 5)	6	3,2 µg/m ³	4,2 µg/m ³
Raumluftmessung am Arbeitsplatz vor der Demontage	1	0,9 µg/m ³	3,2 µg/m ³
Raumluftmessung am Arbeitsplatz nach der Demontage	7	1,5 µg/m ³	3,5 µg/m ³
Zwischenlagerung von teilzerlegten LCD-CCFL-Fernsehern (0 % zerstört)	12	1,6 µg/m ³	1,7 µg/m ³
Zwischenlagerung von teilzerlegten LCD-CCFL-Fernsehern (40 % zerstört)	11	6,8 µg/m ³	15,2 µg/m ³
Entnahme und Zerkleinerung von CCFL-Röhren in Sicherheitswerkbank	21	1,8 µg/m ³	6,4 µg/m ³
Entnahme von CCFL-Röhren (Gerät 6)	13	6,8 µg/m ³	13,9 µg/m ³
Entnahme von CCFL-Röhren (Gerät 7)	14	17,1 µg/m ³	40,4 µg/m ³
Entnahme von CCFL-Röhren (Gerät 8)	15	20,2 µg/m ³	107,8 µg/m ³
Raumluft beim Öffnen eines Behälters für zerkleinerte CCFL-Röhren	18	216,6 µg/m ³	623,2 µg/m ³
Innenraum eines Behälters für zerkleinerte CCFL-Röhren	19	660,0 µg/m ³	1093,0 µg/m ³
Vor Schreddern von ganzem Gerät (Fernseher 1)	28	4,0 µg/m ³	5,0 µg/m ³
Schreddern von ganzem Gerät (Fernseher 1)	29	36,9 µg/m ³	104,1 µg/m ³
Vor Schreddern von ganzem Gerät (Fernseher 2)	30	3,5 µg/m ³	4,5 µg/m ³
Schreddern von ganzem Gerät (Fernseher 2)	31	75,6 µg/m ³	373,7 µg/m ³
Vor Schreddern von ganzem Gerät (Fernseher 3)	32	9,0 µg/m ³	9,9 µg/m ³
Schreddern von ganzem Gerät (Fernseher 3)	33	37,7 µg/m ³	115,0 µg/m ³

Messung	Nr.	Durchschnittliche Hg-Konzentration	Maximale Hg-Konzentration
Vor Schreddern von ganzem Gerät (Monitor 1)	22	3,1 µg/m ³	4,2 µg/m ³
Schreddern von ganzem Gerät (Monitor 1)	23	14,3 µg/m ³	64,4 µg/m ³
Vor Schreddern von ganzem Gerät (Monitor 2)	24	3,0 µg/m ³	3,0 µg/m ³
Schreddern von ganzem Gerät (Monitor 2)	25	68,9 µg/m ³	231,2 µg/m ³
Vor Schreddern von ganzem Gerät (Monitor 3)	26	4,7 µg/m ³	5,7 µg/m ³
Schreddern von ganzem Gerät (Monitor 3)	27	24,1 µg/m ³	79,0 µg/m ³

4.8 Gegenüberstellung von manueller Demontage und (teil-) automatisierter Zerkleinerung

4.8.1 Literaturlauswertung

Für die Behandlung von Flachbildschirmgeräten mit der Zielsetzung der Schadstoffentfrachtung und der Rückgewinnung von Wertstoffen gibt es verschiedene technologische Ansätze. Diese lassen sich einteilen in die manuelle Demontage, teilautomatisierte Verfahren und vollautomatisierte Verfahren.

4.8.1.1 Manuelle Demontage

Bei der manuellen Demontage von Flachbildschirmfernsehern und -monitoren werden in einem ersten Schritt die außenliegenden Kabel sowie der Standfuß demontiert. Anschließend werden die Schrauben auf der Rückseite der Geräte gelöst und das Kunststoffgehäuse sowie die Metallrückwand entfernt. Nun liegen die Platinen frei und können ausgebaut werden. Als nächstes werden weitere Metallrahmen gelöst. Das weitere Vorgehen hängt von der Displaytechnik ab, die in den Geräten eingesetzt wird. Detaillierte Beschreibungen liegen primär für die Demontage von LCD-Fernsehern und -Monitoren vor (Fröhlich 2015, IUTA 2010).

Bei der Entnahme der Hintergrundbeleuchtung gibt es verschiedene Fälle zu beachten. Einerseits werden als Hintergrundbeleuchtung entweder CCFL-Röhren oder LEDs eingesetzt. Andererseits unterscheidet sich die Anordnung der Hintergrundbeleuchtungen bei Monitoren und Fernsehern meist.

Bei LCD-CCFL-Monitoren werden meist nur 1 bis 2 Röhren an den Rändern der Displayeinheiten eingesetzt. LCD-Fernseher hingegen weisen mehr Röhren auf, die auf der Fläche verteilt sind. Die Entnahme der CCFL-Hintergrundbeleuchtung kann unterschiedliche Methoden erfordern. Teilweise müssen Metall- oder Kunststoffschienen gelöst werden. Besonders bei langen Röhren, wie sie oft in großen Fernsehern zu finden sind, sind diese zusätzlich durch Kunststoffverbindungen an der Rückwand befestigt (siehe Abbildung 36). Die Enden der Röhren können geschraubt, gesteckt oder gelötet sein. Verschiedene Befestigungsformen von CCFL-Röhren in LCD-Flachbildschirmgeräten sind in Abbildung 37 dargestellt (IUTA 2010, Fröhlich 2015).



Abbildung 36: CCFL-Röhren in einem Fernseher mit seitlicher Metallabdeckung und mittleren Halterungen



Abbildung 37: Verschiedene Befestigungen von CCFL-Röhren in LCD-Flachbildschirmgeräten

Während der manuellen Demontage von LCD-CCFL-Geräten kann es bei unerfahrenem Personal zu einer Röhrenbruchquote von bis zu 50 % kommen (Thullner 2013). Aber auch bei erfahrenem Personal können noch bis zu 11 % der Röhren zu Bruch gehen (Thullner 2013). Andere Quellen berichten von 20 % Röhrenbruch bei der manuellen Demontage von LCD-CCFL-Fernsehern und 5 % bei -Monitoren (Böni 2011).

Durch den Bruch der CCFL kann Quecksilber freigesetzt werden (vgl. Kapitel 4.7.1.3 und 4.7.2) und das Demontagepersonal und die Umwelt gefährden. Darum sollte die Luft am Demontagearbeitsplatz abgesaugt werden und das Quecksilber aus der Abluft abgetrennt werden.

Bei LCD-LED-Flachbildschirmgeräten gibt es nicht nur Monitore mit ausschließlich seitlicher Hintergrundbeleuchtung, sondern auch Fernseher, bei denen die LEDs nur am Rand verbaut sind (Edge-LED) statt auf der gesamten Fläche verteilt (Direct-LED). Die LEDs sind meist aufgeklebt und lassen sich so nur schwer entfernen (von Gries 2015). Die LEDs können einzeln oder als Streifen befestigt sein.

Bei Plasmageräten entfällt die Entnahme der Hintergrundbeleuchtung, da hier das Panel gleichzeitig die lichtemittierende Einheit ist. Erfahrungswerte zur Demontage von OLED-Fernsehern liegen noch nicht vor.

Demontagezeit

Die Zeit, die zur manuellen Demontage von Flachbildschirmgeräten benötigt wird, hängt von mehreren Faktoren ab. Sowohl die Erfahrung des Zerlegers, die Zerlegetiefe und die eingesetzte Sorgfalt bzgl. der Arbeitssicherheit können die Demontagezeit beeinflussen.

Angaben zu Demontagezeiten von kompletten Plasmafernsehern liegen nur wenige vor. Diese sind in Tabelle 41 dargestellt.

Tabelle 41: Demontagezeit von Plasmafernsehern

Demontagezeit [min]	Plasma Fernseher
IUTA 2015	20 min
Cryan 2010	35 min

Der Zeitaufwand für die manuelle Demontage eines gesamten LCD-CCFL-Fernsehers oder Monitors hängt stark von seiner Größe, der Bauart (Anzahl Schrauben oder Steckverbindungen) sowie der Anzahl und Verbindungsart der Hintergrundbeleuchtung ab. Tabelle 42 gibt einen Überblick über Demontagezeiten, die bei Untersuchungen der manuellen Demontage von LCD-CCFL-Fernsehern und -Monitoren ermittelt wurden.

Tabelle 42: Demontagezeit von LCD-CCFL-Fernsehern und -Monitoren

Demontagezeit [min]	LCD-CCFL-Fernseher	LCD-CCFL-Monitor
IUTA 2015	15 – 25 min	8 – 15 min
Fröhlich 2015	15 – 20 min	8 – 10 min
von Gries 2015	24 min	18 min
Böni 2015	17 – 32 min	11 min
Cryan 2010	12 min	9 min

Demontagezeiten von LCD-LED-Fernsehern und -Monitoren sind in Tabelle 43 dargestellt. Sie unterscheiden sich kaum von denen für LCD-CCFL-Fernseher- und -Monitore.

Tabelle 43: Demontagezeit von LCD-LED-Fernsehern und -Monitoren

Demontagezeit [min]	LCD-LED-Fernseher	LCD-LED-Monitor
IUTA 2015	10 - 20 min	5 – 10 min
von Gries 2015	24 min	18 min
Cryan 2010	12 min	9 min

4.8.1.2 Teilautomatisierte Zerlegung

Neben der manuellen Demontage ist auch eine teilautomatisierte Zerlegung möglich. Dabei werden die Flachbildschirmgeräte maschinell geöffnet, aber anschließend mindestens teilweise manuell sortiert oder weiter demontiert.

Es wird die Behandlung von Monitoren mit seitlicher Hintergrundbeleuchtung und Fernseher mit flächiger Hintergrundbeleuchtung unterschieden. In seltenen Fällen können auch Monitore flächige Hintergrundbeleuchtungen haben. Diese müssten dann gemeinsam mit den Fernsehern behandelt werden. Allerdings ist die Art der Hintergrundbeleuchtung vor der Demontage nicht zu erkennen. Auch Sonderbauformen der CCFLs (siehe Abbildung 12) können vorher nicht erkannt werden.

Bei Geräten mit seitlicher Hintergrundbeleuchtung werden diese fixiert und mit einem Schneidwerkzeug aufgeschnitten. Die Schnittkante verläuft hierbei genau dort, wo die CCFL-Röhren vermutet werden. Da von außen nicht ersichtlich ist, ob diese senkrecht oder waagrecht an den Bildschirmrändern verlaufen, wird das Verfahren auf alle vier Kanten angewandt. Die Röhren werden bei dem Schnitt zerstört und das Quecksilber direkt abgesaugt. Das LCD-Panel sowie dahinterliegende Folien können entnommen werden. Für Geräte mit auf der gesamten Fläche verteilten CCFL-Röhren ist ein ähnliches Verfahren vorhanden. Allerdings wird hierbei nur so tief in die Geräte geschnitten, dass zwar das Panel und die dahinterliegenden Folien herausgeschnitten werden, die quecksilberhaltige Hintergrundbeleuchtung allerdings nicht zerstört werden soll. Nach der Entnahme von Panel und Folien werden die CCFL-Röhren manuell zerstört und das Quecksilber abgesaugt. Durch dieses Verfahren können die Gehäusekunststoffe, Leiterplatten, das Panel, die PMMA-Scheibe und verschiedene Folien der Displayeinheit separat als reine Fraktion gewonnen und einem gezielten Recycling zugeführt werden. Die Abluft der Anlage wird zur Reinigung durch eine Filteranlage (zumeist Aktivkohle) geleitet (Fröhlich 2015).

Aufgrund der vielfältigen Arten von CCFL-Röhren in LCD-Flachbildschirmgeräten (vgl. Abbildung 12) und der Tatsache, dass die genaue Position der Röhren in den Geräten vorher nicht bekannt ist, stellen die Methoden der teilautomatisierten Zerlegung hohe Ansprüche an die Emissionskontrolle. Darüber hinaus besteht die Gefahr der Schadstoffverschleppung in die Ausgangsfraktionen analog zur vollautomatisierten Verwertung (siehe Kapitel 4.8.2). Allerdings werden teilautomatisierte Verfahren zur schnelleren Zerlegung von Flachbildschirmgeräten bei großen deutschen Recyclingbetrieben bereits eingesetzt.

4.8.1.3 Vollautomatisierte Verwertung

Des Weiteren gibt es die Möglichkeit der vollautomatisierten Zerkleinerung der Bildschirmgeräte. Hierbei werden die Geräte evtl. mit voriger Demontage von Kabeln und Standfuß in eine Zerkleinerungsmaschine gegeben. Anschließend wird das zerkleinerte Material mit Hilfe mehrerer Aggregate in verschiedene Materialströme geteilt. Hierbei werden beispielsweise Magnetscheider zur Fe-Trennung und Wirbelstromscheider zur NE-Trennung eingesetzt.

Es gibt Verfahrensansätze, bei denen LCD-Geräte gemeinsam mit Leuchtstofflampen und Plasma-Geräten in einer abgesaugten Anlage zerkleinert werden. Hierbei wird weder eine thermische noch eine chemische Behandlung vorgenommen. Die abgesaugte Luft wird über ein Filtersystem inkl. Aktivkohlefilter gereinigt (Amsler 2013, Vollrath 2014).

Eine thermische Behandlung wird beispielsweise in der Abfallverbrennung oder in Wälzverfahren für Stahlwerksstäube durchgeführt. Hierbei werden organische Teile verbrannt, wohingegen Glas und Metalle sich in der Schlacke sammeln. Die thermische Verwertung ist allerdings nicht besonders lohnenswert, da der Brennwert der Geräte gering ist und Elemente wie Indium verloren gehen. Darüber hinaus steigt die Quecksilberfracht bei der batchweisen Verbrennung von LCD-CCFL-Geräten sprunghaft an und kann so die Umwelt gefährden (Buchert 2012, Böni 2011).

Neben der rein mechanischen oder rein thermischen Aufbereitung gibt es auch die Möglichkeit einer mechanisch-thermischen Lösung. Hierbei werden die gesamten Bildschirme grob zerkleinert und anschließend in einem Ofen erhitzt. Dadurch geht das Quecksilber in das Prozessgas über. Anschließend werden Fe- und dann NE-Metalle abgeschieden. Mit diesem Verfahren lassen sich zwar metallische Ausgangsfractionen mit ausreichend geringem Schadstoffgehalt bilden, allerdings ist dieses Verfahren unter wirtschaftlichen Aspekten nicht lohnenswert (Sims 2015).

4.8.2 Untersuchungen der maschinellen Zerkleinerung unter Schadstoff- und Ressourcenaspekten

Um den Prozess der maschinellen Zerkleinerung von LCD-CCFL-Geräten bewerten zu können, hat das IUTA im Rahmen dieses Projektes eigene Zerkleinerungsversuche mit entsprechenden Fernsehern und Monitoren durchgeführt. In Kapitel 4.7.2 sind diese Versuche unter Quecksilberemissionsaspekten beschrieben. Dieses Kapitel beschäftigt sich mit dem zerkleinerten Material. Dieses wird auf den Schadstoff Quecksilber sowie die Wertstoffe Indium, Gold und Silber hin untersucht.

Zur Zerkleinerung der Geräte wurde ein Einwellenzerkleinerer von Erdwich, Typ 38911195 mit einer Leistung von 11 kW eingesetzt (siehe Abbildung 38). Bei der Zerkleinerung wurde ein Sieb mit der Lochweite 30 mm in den Einwellenzerkleinerer eingesetzt. Es wurden jeweils drei LCD-CCFL-Fernseher und drei LCD-CCFL-Monitore auf diese Weise zerkleinert. Von den Geräten wurden vorher jeweils der massive Standfuß sowie außenliegende Kabel entfernt. Die Geräte wurden vor der Demontage und Zerkleinerung gewogen und ihre Größe wurde aufgenommen. Es handelte sich um Geräte, die optisch unbeschädigt waren.



Abbildung 38: Zerkleinerungswelle im Inneren des Einwellenzerkleinerers

Die Geräte wurden jeweils einzeln in die Zerkleinerungsmaschine gegeben. Die Zerkleinerungen wurden nacheinander mit kurzen Abständen durchgeführt. Die Zerkleinerungszeiten der Geräte waren unterschiedlich. Im Durchschnitt betrug die Zerkleinerungszeit der Fernseher 21 Minuten und die der Monitore 9 Minuten. Das gesamte stückige Ausgangsmaterial (siehe Abbildung 39) wurde aus dem Einwellenzerkleinerer ausgelesen und dem Auffangbehälter vollständig entnommen, bevor das nächste Gerät zerkleinert wurde. Das Ausgangsmaterial jedes Geräts wurde gewogen.



Abbildung 39: Shredderausgangsmaterial

Bei manchen Geräten konnten flächige, leichte Kunststoffteile nicht von der Zerkleinerungseinheit erfasst und zerkleinert werden (siehe Abbildung 40). Bei einem kontinuierlichen Prozess würde dies nicht passieren, da hier nachfolgende Geräte das Material in die Zerkleinerungseinheit drücken würden. Diese Teile wurden ebenfalls gewogen und bei der Gewichtserfassung zur Leichtfraktion (siehe Abbildung 41) addiert.



Abbildung 40: vom Einwellenzerkleinerer nicht zerkleinerte Monitorrückwand

In Tabelle 44 sind die erfassten Daten der zerkleinerten Geräte zusammengefasst.

Tabelle 44: Größe und Gewicht der zerkleinerten Geräte

Gerät	Diagonale	Gewicht vor Demontage und Zerkleinerung	Gewicht nach Zerkleinerung	Differenz
F1	29"	9,80 kg	8,90 kg	0,9 kg
F2	32"	11,05 kg	10,6 kg	0,45 kg
F3	32"	12,65 kg	11,15 kg	1,5 kg
M1	17"	4,05 kg	3,65 kg	0,4 kg
M2	17"	4,15 kg	3,55 kg	0,6 kg
M3	19"	5,20 kg	4,30 kg	0,9 kg

Um das Ausgangsmaterial des Einwellenzerkleinerers auf Schad- und Wertstoffe hin zu untersuchen, wurden die Proben weiter aufbereitet. Hierzu wurden Fraktionen erzeugt, welche in einem industriellen Prozess mit großer Wahrscheinlichkeit auch gebildet würden. Im Allgemeinen werden einem Zerkleinerungsprozess mindestens ein Magnetscheider und ein Wirbelstromscheider nachgeschaltet, um Eisen und Nichteisen-Metalle abzutrennen. Diese Trennschritte wurden bei der Probenaufbereitung durch eine Abtrennung mit einem Magneten und einer manuellen Klaubung abgebildet. Eine Übersicht der Probenaufarbeitung und Analyse ist in Abbildung 41 zu sehen.

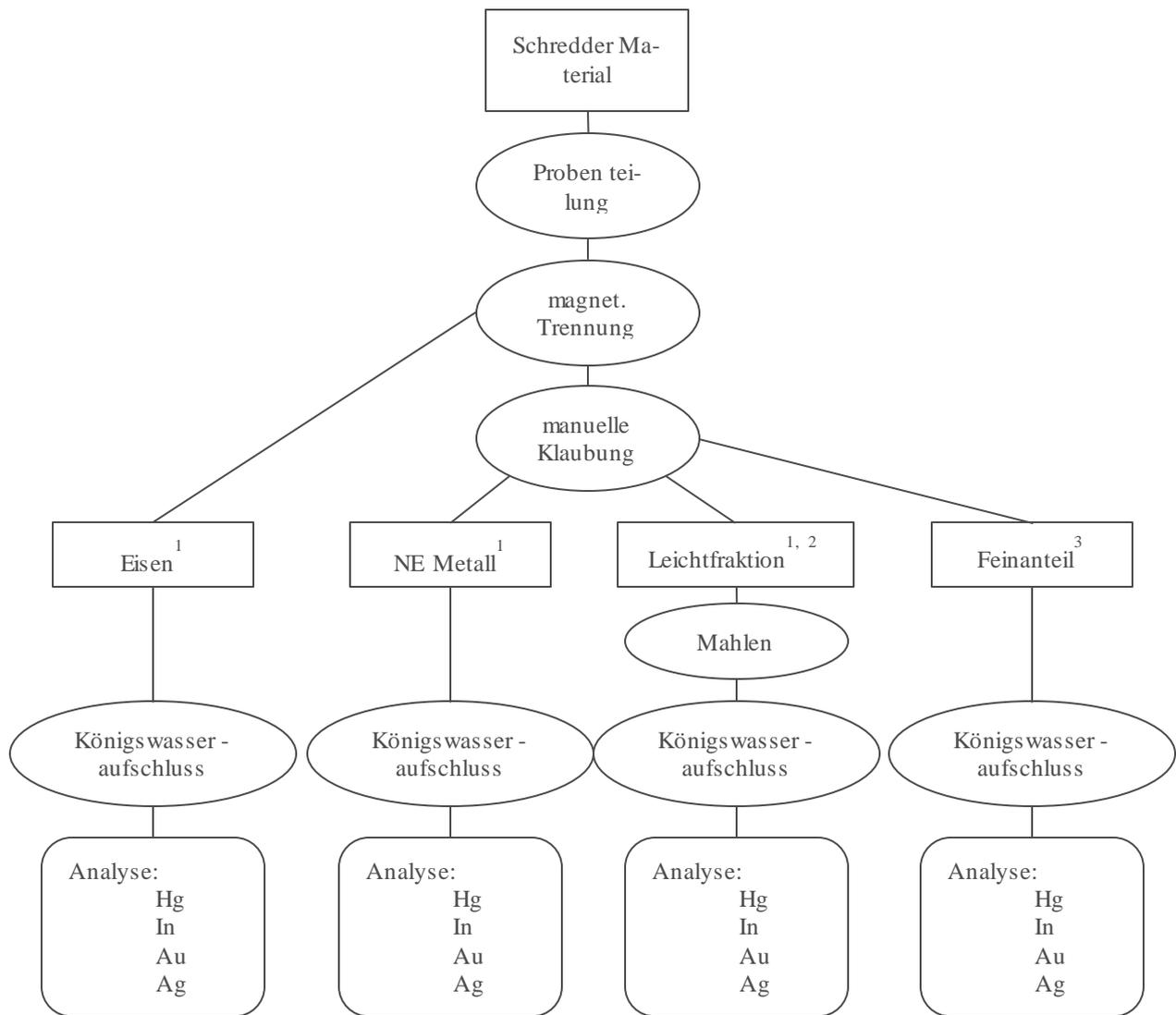


Abbildung 41: Schema der Probenaufbereitung des Ausgangsmaterials der LCD-CCFL-Gerätezerkleinerung (1 mit Anhaftungen des Feinanteils, 2 Kunststoff, Platinen, Panel, CCFL, Sonstiges; 3 zurückgeblieben)

Die Proben, die aus den kompletten zerkleinerten LCD-CCFL-Geräten bestanden, wurden zunächst auf einer Kunststoffunterlage gekegelt und geviertelt (siehe Abbildung 42). Drei Viertel wurden als Rückstellprobe aufbewahrt. Das andere Viertel wurde in vier verschiedene Fraktionen geteilt.



Abbildung 42: Probenteilung als Vorbereitung zur Analyse von LCD-CCFL-Geräten (Fernseher 1)

Mit Hilfe eines Magneten wurden Eisen und andere ferromagnetische Teile aus der Probe gezogen (siehe Abbildung 43). Teilweise wurden so auch Platintenteile separiert, die z.B. eine ferromagnetische Schraube beinhalteten. Dieser Schritt entspricht der Fe-Trennung mit einem Magnetabscheider in einem industriellen Prozess.



Abbildung 43: Bildung einer Eisenfraktion mit Hilfe eines Magneten

Anschließend wurden manuell möglichst alle Nichteisen-Metalle aus der Probe aussortiert, was im industriellen Maßstab durch einen Wirbelstromabscheider realisiert würde. Dies waren in erster Linie Aluminiumstücke und Kupferkabel. Zurück blieben Kunststoff-, Platinen-, Display-, CCFL- und weitere nicht metallische Teile, welche im Folgenden als Leichtfraktion bezeichnet werden. Nach Entnahme der Leichtfraktion von der Kunststoffunterlage blieb ein Feinanteil zurück, welcher ebenfalls untersucht

wurde. Bei der optischen Begutachtung der erzeugten Fraktionen wurde festgestellt, dass das feine Material auch als Anhaftungen in den anderen Fraktionen enthalten war. Dieses wurde nicht abgewaschen, da die Untersuchungen das Ziel hatten, die Anhaftungen der untersuchten Stoffe an den unterschiedlichen Materialien zu bestimmen. Zu welchen Teilen dieser Feinanteil in einem kontinuierlichen, industriellen Prozess auf die einzelnen Fraktionen verteilt wäre, hängt stark von der Prozessführung ab und ist darum nicht genau nachzustellen. Abbildung 44 zeigt die gebildeten Fraktionen am Beispiel eines Monitors.

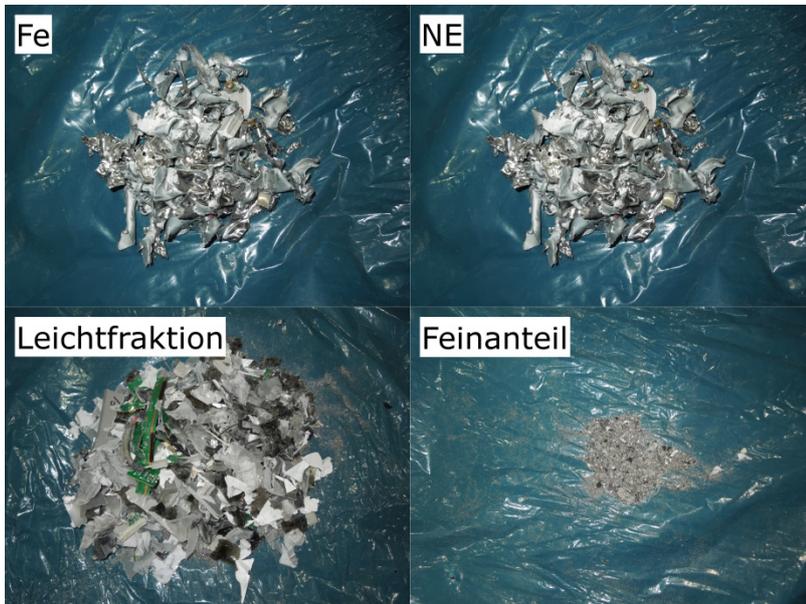


Abbildung 44: Nach mechanischer Zerkleinerung manuell gebildete Fraktionen (Monitor 1)

Im Rahmen der Probenaufbereitung wurden die Leichtfraktionen noch weiter zerkleinert. Hierzu wurde eine Labor-Universal-Schneidmühle der Firma Fritsch verwendet (siehe Abbildung 45). Die Schneidmühle hat eine Leistung von 2,2 kW, einen maximalen Durchsatz von 60 l/h und wurde mit einem Sieb der Lochweite 4 mm betrieben. In Abbildung 46 ist die Leichtfraktion eines Fernsehers nach der Zerkleinerung in der Schneidmühle abgebildet.

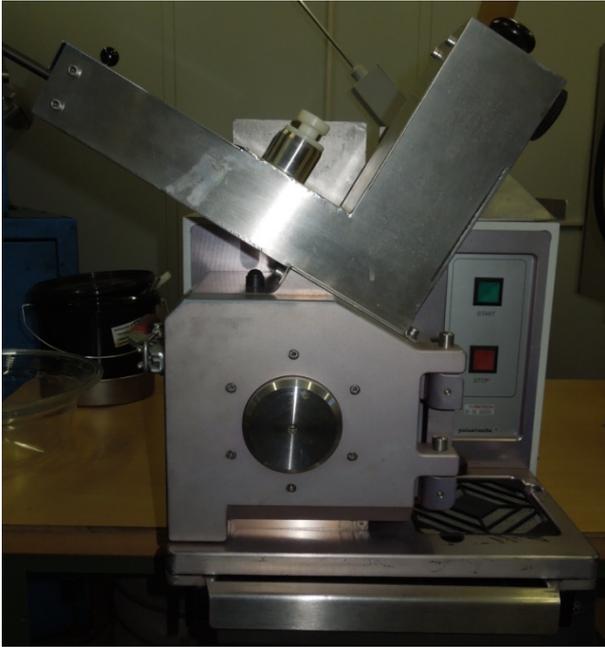


Abbildung 45: eingesetzte Schneidmühle der Firma Fritsch



Abbildung 46: Leichtfraktion zerkleinert auf Korngröße ≤ 4 mm (Fernseher 1)

Die Proben wurden nach DIN EN 13657 mit Königswasser aufgeschlossen. Die Analyse der Elemente Quecksilber, Indium, Gold und Silber erfolgte mit Hilfe eines ICP-MS (Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma) nach DIN EN ISO 16171. In den folgenden Kapiteln sind die Ergebnisse der Analysen der einzelnen Fraktionen sowie die sich daraus ergebenden Elementkonzentrationen in den gesamten Geräten dargestellt. Zusätzlich sind die Gewichtsverteilungen der gebildeten Fraktionen angegeben.

4.8.2.1 Quecksilber

Es kann davon ausgegangen werden, dass das Quecksilber, welches in den gebildeten Fraktionen nachgewiesen wurde, aus den bei der Zerkleinerung zerstörten CCFL-Röhren stammt. Bruchstücke der CCFL-Röhren waren bei den Untersuchungen in der Leichtfraktion enthalten.

Tabelle 45: Gewichte und Konzentrationen von Quecksilber in erzeugten Fraktionen der Fernseher

Fraktion	Fernseher 1		Fernseher 2		Fernseher 3	
	Fraktionsverteilung	Hg-Konz.	Fraktionsverteilung	Hg-Konz.	Fraktionsverteilung	Hg-Konz.
Fe-Metall	20,8 %	< 0,5 mg/kg	44,3 %	0,99 mg/kg	43,7 %	2 mg/kg
NE-Metall	20,6 %	10 mg/kg	2,5 %	0,63 mg/kg	2,9 %	1,1 mg/kg
Leichtfraktion	56,7 %	0,71 mg/kg	50,4 %	1 mg/kg	53,1 %	1,8 mg/kg
Feinanteil	1,9 %	117 mg/kg	2,7 %	42 mg/kg	0,3 %	128 mg/kg
Gesamt	8,7 kg	4,7 mg/kg	10,5 kg	2,1 mg/kg	11,0 kg	2,2 mg/kg

Tabelle 46: Gewichte und Konzentrationen von Quecksilber in erzeugten Fraktionen der Monitore

Fraktion	Monitor 1		Monitor 2		Monitor 3	
	Fraktionsverteilung	Hg-Konz.	Fraktionsverteilung	Hg-Konz.	Fraktionsverteilung	Hg-Konz.
Fe-Metall	28,9 %	< 0,5 mg/kg	30,3 %	< 0,5 mg/kg	30,2 %	< 0,5 mg/kg
NE-Metall	8,0 %	15 mg/kg	6,8 %	< 0,5 mg/kg	12,3 %	< 0,5 mg/kg
Leichtfraktion	61,2 %	< 0,5 mg/kg	60,5 %	< 0,5 mg/kg	56,4 %	< 0,5 mg/kg
Feinanteil	1,9 %	25 mg/kg	2,4 %	36 mg/kg	1,1 %	9,1 mg/kg
Gesamt	3,9 kg	1,7 mg/kg	3,5 kg	0,9 mg/kg	4,6 kg	0,1 mg/kg

Sowohl in den Fraktionen von Fernsehern als auch von Monitoren wurden Quecksilberkonzentrationen, die nennenswert oberhalb der Nachweisgrenze lagen, hauptsächlich im Feinanteil festgestellt. Bei je einem Fernseher (F1) und einem Monitor (M1) wurde eine Quecksilberkonzentration von 10 bzw. 15 mg/kg in der NE-Fraktion nachgewiesen. Ob es sich hierbei um Ausreißer handelt oder ob sich das Quecksilber bei diesen beiden Geräten stärker an die NE-Fraktion angelagert hat als bei den anderen

Geräten, kann nicht bestimmt werden. Bei den Fernsehern F2 und F3 wurden in Fe-, NE- und Leichtfraktion Quecksilberkonzentrationen festgestellt, die sehr nah an der Nachweisgrenze liegen und darum keine klare Aussage über die Schadstoffverschleppungen zulassen.

In Abbildung 18 wurde die Anzahl an Röhren in Abhängigkeit der Bildschirmdiagonale von LCD-CCFL-Fernsehern dargestellt. Hieraus kann abgeleitet werden, dass ein Fernseher mit einer Diagonale von 29" ca. 14 CCFL-Röhren enthält und ein Fernseher mit einer Diagonale von 32" ca. 16 CCFL-Röhren enthält. Wird eine mittlere Quecksilbermasse von 4 mg pro Röhre vorausgesetzt (vgl. Kapitel 4.7.1.3), ergeben sich für die untersuchten Fernseher zu erwartende Quecksilbermassen von insgesamt 56 mg (F1) bzw. 64 mg (F2, F3). In Monitoren sind oft nur zwei CCFL-Röhren verbaut, wodurch ca. 8 mg Quecksilber pro Gerät erwartet werden können.

Aus den Gewichten der einzelnen Fraktionen und den Quecksilberkonzentrationen lassen sich die Massen des Quecksilbers in den Fraktionen und im gesamten Gerät errechnen. Die Differenz der erwarteten Quecksilbermasse und der tatsächlich in den ausgetragenen Fraktionen nachgewiesenen Quecksilbermasse beträgt bei den Fernsehern 27 - 66 % und bei den Monitoren 9 - 88 %. Bei den Zerkleinerungsversuchen von Böni (vgl. Kapitel 4.8.1) betrug die Quecksilberdifferenz zwischen Ein- und Ausgang ca. 65 - 75 % und liegt somit in einer ähnlichen Größenordnung. Allerdings können die erwarteten Quecksilbermassen nur Richtwerte darstellen. Ebenso ist es möglich, dass mehr oder weniger Quecksilber in den Geräten enthalten war.

Das Quecksilber, das bei der Zerkleinerung aus den zerstörten CCFL-Röhren austritt, wird nicht vollständig mit dem zerkleinerten Material ausgetragen. Ein Teil des Quecksilbers verlässt die Maschine über die Luft (vgl. Kapitel 4.7.2). Außerdem kann Quecksilber sich in der Zerkleinerungsmaschine ablagern oder Verbindungen (z.B. Amalgame) bilden. Ob und wie viel Quecksilber in der Maschine verbleibt ist nicht bekannt.

4.8.2.2 Indium

Indium ist in LCD-Flachbildschirmgeräten hauptsächlich in den LCD-Panels enthalten. Diese waren nach der Kläubung (vgl. Abbildung 41) in der Leichtfraktion enthalten.

Tabelle 47: Gewichte und Konzentrationen von Indium in erzeugten Fraktionen der Fernseher

Fraktion	Fernseher 1		Fernseher 2		Fernseher 3	
	Fraktionsverteilung	In-Konz.	Fraktionsverteilung	In-Konz.	Fraktionsverteilung	In-Konz.
Fe-Metall	20,8 %	1,3 mg/kg	44,3 %	3,7 mg/kg	43,7 %	7,9 mg/kg
NE-Metall	20,6 %	3,4 mg/kg	2,5 %	3,8 mg/kg	2,9 %	229 mg/kg
Leichtfraktion	56,7 %	30 mg/kg	50,4 %	21 mg/kg	53,1 %	24 mg/kg
Feinanteil	1,9 %	313 mg/kg	2,7 %	190 mg/kg	0,3 %	301 mg/kg
Gesamt	8,7 kg	24,0 mg/kg	10,5 kg	16,9 mg/kg	11,0 kg	23,5 mg/kg

Tabelle 48: Gewichte und Konzentrationen von Indium in erzeugten Fraktionen der Monitore

Fraktion	Monitor 1		Monitor 2		Monitor 3	
	Fraktionsverteilung	In-Konz.	Fraktionsverteilung	In-Konz.	Fraktionsverteilung	In-Konz.
Fe-Metall	28,9 %	< 1,0 mg/kg	30,3 %	1,5 mg/kg	30,2 %	1,7 mg/kg
NE-Metall	8,0 %	2,5 mg/kg	6,8 %	2,9 mg/kg	12,3 %	1,4 mg/kg
Leichtfraktion	61,2 %	33 mg/kg	60,5 %	32 mg/kg	56,4 %	15 mg/kg
Feinanteil	1,9 %	444 mg/kg	2,4 %	376 mg/kg	1,1 %	216 mg/kg
Gesamt	3,9 kg	25,2 mg/kg	3,5 kg	24,4 mg/kg	4,6 kg	11,4 mg/kg

Die höchsten Indiumkonzentrationen von mehreren 100 mg/kg wurden in den Feinfraktionen nachgewiesen. In den Leichtfraktionen wurden Konzentrationen zwischen 15 und 33 mg/kg festgestellt. In den Metallfraktionen wurde nur wenig Indium nachgewiesen. Eine Ausnahme stellt hier die NE-Fraktion von Fernseher 3 dar, in der eine Konzentration von über 200 mg/kg bestimmt wurde.

Die gesamte Indiummasse, die über das Material ausgetragen wurde, lässt sich aus den Konzentrationen und den Gewichten der gebildeten Fraktionen errechnen. Werte, die unterhalb oder nah an der Nachweisgrenze liegen, wurden nicht mit beachtet. Mit Ausnahme des Fernsehers F3 ist das gemessene Indium zu ca. 60 – 75 % in der Leichtfraktion und zu 20 – 35 % in der Feinfraktion enthalten.

In Kapitel 4.6.1 wurden auf Basis der Literaturlauswertung zum Indiumgehalt in LCD-Panels und deren Gewicht durchschnittliche Indiummassen für LCD-Flachbildschirmgeräte berechnet. Diese lagen bei 180 mg für Fernseher und 60 mg für Monitore. In den hier untersuchten Geräten wurden Indiummassen zwischen 177 mg und 258 mg bei den Fernsehern und zwischen 49 mg und 100 mg bei den Monitoren bestimmt. Dies bestätigt, dass die errechneten Werte nur als Richtwerte dienen können und die Indiummassen in einzelnen Geräten unterschiedlich sind. Unklar bleibt, ob sich weiteres Indium in der Zerkleinerungsmaschine abgelagert hat.

4.8.2.3 Gold

Gold kommt in LCD-CCFL-Flachbildschirmgeräten in Platinen und vergoldeten Steckverbindungen vor. Nach der Kläubung befanden sich diese Teile hauptsächlich in der Leichtfraktion. Manche Teile der Platine enthielten aber ferromagnetische Komponenten wie z.B. Schrauben, sodass diese bei der Trennung mit Hilfe des Magneten in die Fe-Fraktion sortiert wurden.

Tabelle 49: Gewichte und Konzentrationen von Gold in erzeugten Fraktionen der Fernseher

Fraktion	Fernseher 1		Fernseher 2		Fernseher 3	
	Fraktionsverteilung	Au-Konz.	Fraktionsverteilung	Au-Konz.	Fraktionsverteilung	Au-Konz.
Fe-Metall	20,8 %	1,2 mg/kg	44,3 %	4 mg/kg	43,7 %	1,5 mg/kg
NE-Metall	20,6 %	< 1,0 mg/kg	2,5 %	< 1,0 mg/kg	2,9 %	< 1,0 mg/kg
Leichtfraktion	56,7 %	36 mg/kg	50,4 %	2,2 mg/kg	53,1 %	9,4 mg/kg
Feinanteil	1,9 %	9,5 mg/kg	2,7 %	70 mg/kg	0,3 %	21 mg/kg
Gesamt	8,7 kg	20,9 mg/kg	10,5 kg	4,7 mg/kg	11,0 kg	5,6 mg/kg

Tabelle 50: Gewichte und Konzentrationen von Gold in erzeugten Fraktionen der Monitore

Fraktion	Monitor 1		Monitor 2		Monitor 3	
	Fraktionsverteilung	Au-Konz.	Fraktionsverteilung	Au-Konz.	Fraktionsverteilung	Au-Konz.
Fe-Metall	28,9 %	2,3 mg/kg	30,3 %	< 1,0 mg/kg	30,2 %	< 1,0 mg/kg
NE-Metall	8,0 %	1,1 mg/kg	6,8 %	< 1,0 mg/kg	12,3 %	< 1,0 mg/kg
Leichtfraktion	61,2 %	19 mg/kg	60,5 %	60 mg/kg	56,4 %	4,5 mg/kg
Feinanteil	1,9 %	26 mg/kg	2,4 %	27 mg/kg	1,1 %	24 mg/kg
Gesamt	3,9 kg	10,8 mg/kg	3,5 kg	28,5 mg/kg	4,6 kg	2,8 mg/kg

Die höchsten Goldkonzentrationen wurden in der Leichtfraktion (F1, M2) und in der Feinfraktion (F2, F3, M1, M3) nachgewiesen. Die festgestellten Konzentrationen schwanken jedoch besonders in der Leichtfraktion (2,2 – 60 mg/kg). In den NE-Fraktionen konnte Gold nicht nachgewiesen werden. In den Fe-Fraktionen wurde teilweise Gold in geringen Konzentrationen festgestellt. Dieses ist auf Platintteile zurück zu führen, die auch ferromagnetische Teile enthielten und darum mit dem Magneten in die Fe-Fraktion sortiert wurden. Bei der Betrachtung der Verteilung der gesamten Goldmasse auf die erzeugten Fraktionen zeigt sich, dass der Großteil (bis zu 98 %) des Goldes in der Leichtfraktion festgestellt wurde.

4.8.2.4 Silber

Silber wird ebenfalls in den Platinen der Flachbildschirmgeräte vermutet, welche bei der Kläubung der Leichtfraktion zugeordnet wurden, außer sie beinhalteten ferromagnetische Teile, wodurch sie zur Fe-Fraktion sortiert wurden.

Tabelle 51: Gerätegewichte und Konzentrationen von Silber in erzeugten Fraktionen der Fernseher

Fraktion	Fernseher 1		Fernseher 2		Fernseher 3	
	Fraktionsverteilung	Ag-Konz.	Fraktionsverteilung	Ag-Konz.	Fraktionsverteilung	Ag-Konz.
Fe-Metall	20,8 %	3,2 mg/kg	44,3 %	76 mg/kg	43,7 %	83 mg/kg
NE-Metall	20,6 %	194 mg/kg	2,5 %	87 mg/kg	2,9 %	204 mg/kg
Leichtfraktion	56,7 %	95 mg/kg	50,4 %	22 mg/kg	53,1 %	104 mg/kg
Feinanteil	1,9 %	183 mg/kg	2,7 %	171 mg/kg	0,3 %	102 mg/kg
Gesamt	8,7 kg	98,0 mg/kg	10,5 kg	51,0 mg/kg	11,0 kg	96,8 mg/kg

Tabelle 52: Gewichte und Konzentrationen von Silber in erzeugten Fraktionen der Monitore

Fraktion	Monitor 1		Monitor 2		Monitor 3	
	Fraktionsverteilung	Ag-Konz.	Fraktionsverteilung	Ag-Konz.	Fraktionsverteilung	Ag-Konz.
Fe-Metall	28,9 %	< 1,0	30,3 %	7,4 mg/kg	30,2 %	7,4 mg/kg
NE-Metall	8,0 %	144 mg/kg	6,8 %	4,9 mg/kg	12,3 %	< 1,0 mg/kg
Leichtfraktion	61,2 %	14 mg/kg	60,5 %	16 mg/kg	56,4 %	5,8 mg/kg
Feinanteil	1,9 %	99 mg/kg	2,4 %	68 mg/kg	1,1 %	53 mg/kg
Gesamt	3,9 kg	20,4 mg/kg	3,5 kg	11,6 mg/kg	4,6 kg	6,1 mg/kg

In allen erzeugten Fraktionen lassen sich relevante Silberkonzentrationen nachweisen. Diese schwanken jeweils zwischen den einzelnen Geräten. Bei Fernsehern sind sie im Schnitt höher als bei Monitoren. Es lässt sich keine systematische Aussage dazu treffen, in welcher der erzeugten Fraktionen Silber angereichert ist.

4.8.2.5 Fazit

Sowohl bei Fernsehern als auch bei Monitoren ergeben sich unterschiedliche Konzentrationen der untersuchten Stoffe in der Summe des zerkleinerten Materials (siehe Abbildung 47). Dies kann daran liegen, dass sich die aufgegebenen Geräte in ihrer Zusammensetzung unterscheiden.

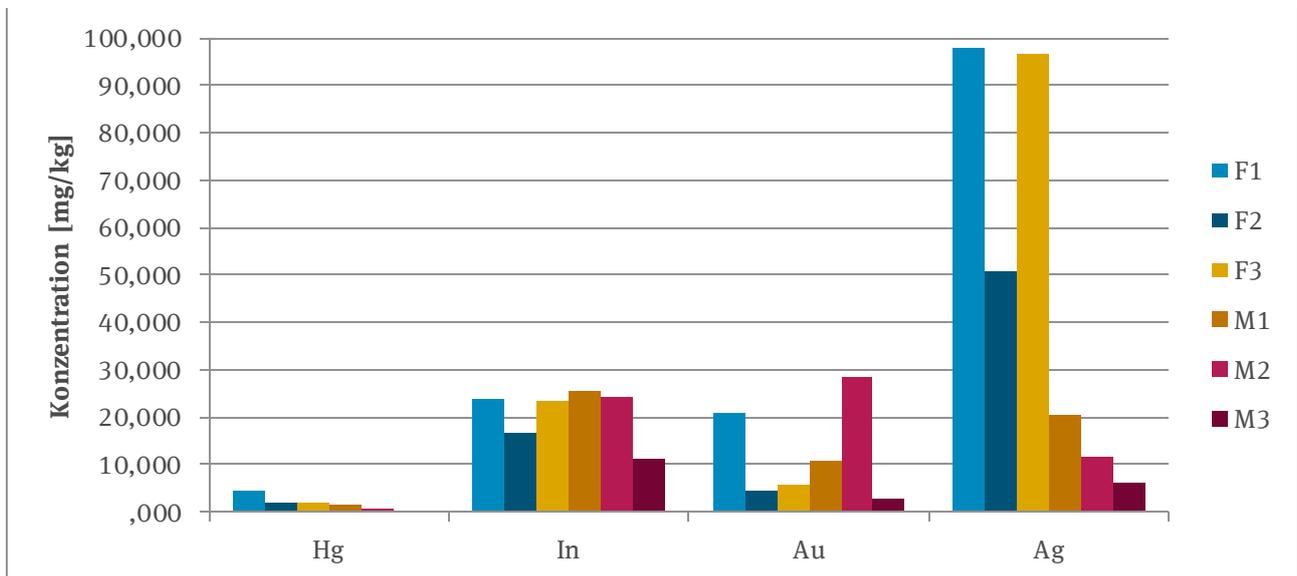


Abbildung 47: Konzentrationen der untersuchten Stoffe in LCD-CCFL-Flachbildschirmgeräten (Aufaddiert aus einzelnen Fraktionen)

Es ist zu beachten, dass die abgebildeten Konzentrationen nicht zwangsläufig den Gewichtsanteilen in den Geräten vor der Zerkleinerung entsprechen. Stoffe können über die Luft oder durch Ablagerungen in der Anlage freigesetzt oder verschleppt werden. Es lässt sich erkennen, dass die Konzentrationen der untersuchten Schad- und Wertstoffe in den untersuchten Geräten schwankt.

Die Massen der untersuchten Stoffe nach der maschinellen Zerkleinerung schwanken sowohl in den einzelnen Fraktionen als auch in Summe in den Geräten stark. Dies zeigt, dass es durch eine maschinelle Zerkleinerung zu einer Verschleppung von Schad- und Wertstoffen in andere Fraktionen kommt, die aufgrund des inhomogenen Ausgangsmaterials nicht allgemeingültig bestimmt werden kann. Insbesondere Quecksilber befindet sich zu einem hohen Anteil in dem entstandenen Feinanteil, welcher an allen anderen Fraktionen anhaftet.

Da keine eindeutige Vorhersage zu Anreicherungen der Stoffe in einzelnen Fraktionen möglich ist, ist eine effiziente Abtrennung von Schadstoffen sowie Rückgewinnung von Wertstoffen schwierig umsetzbar.

5 Arbeitspaket 3: Behandlungsziele Kunststofffraktionen

5.1 Einteilung und Einsatzgebiete von Kunststoffen

Kunststoffe sind organische Werkstoffe, welche aus Makromolekülen aufgebaut sind. Sie lassen sich aufgrund ihrer Werkstoffeigenschaften in Thermoplaste, Duroplaste und Elastomere einteilen. Thermoplaste sind bei normalen Temperaturen spröde oder zähelastisch. Bei hohen Temperaturen (über 100 °C) werden sie plastisch fließend. Kunststoffe mit linearen Kettenmolekülen sind meistens thermoplastisch. Solche mit räumlich eng vernetzten Molekülen sind hingegen nicht plastisch umformbar und werden Duroplaste genannt. Sind die Molekülketten in Kunststoffen weitmaschig vernetzt, handelt es

sich um Elastomere. Ihre Kettenteile können sich strecken, sodass der Werkstoff gummielastische Eigenschaften aufweist (Biederbick 1977).

Duromere und Elastomere sind strukturbedingt nicht thermisch umformbar und haben darum nur ein geringes werkstoffliches Verwertungspotenzial. Die thermisch umformbaren Thermoplaste hingegen haben ein hohes Verwertungspotenzial und sind darum gut für ein werkstoffliches Recycling geeignet.

Deutschlandweit wurden 2013 9,7 Mio. t Kunststoffe verbraucht (Consultic 2014). In Abbildung 48 sind die Anteile der verschiedenen Einsatzgebiete von Kunststoffen in Deutschland dargestellt. Laut Consultic (2014) nahmen 2013 Elektro- und Elektronikgeräte 8 % des in Deutschland konsumierten Kunststoffes ein, was 755.000 t entspricht. Andere Quellen standen für diese Thematik nicht zur Verfügung, sodass diese Zahlen nicht verifiziert werden konnten.

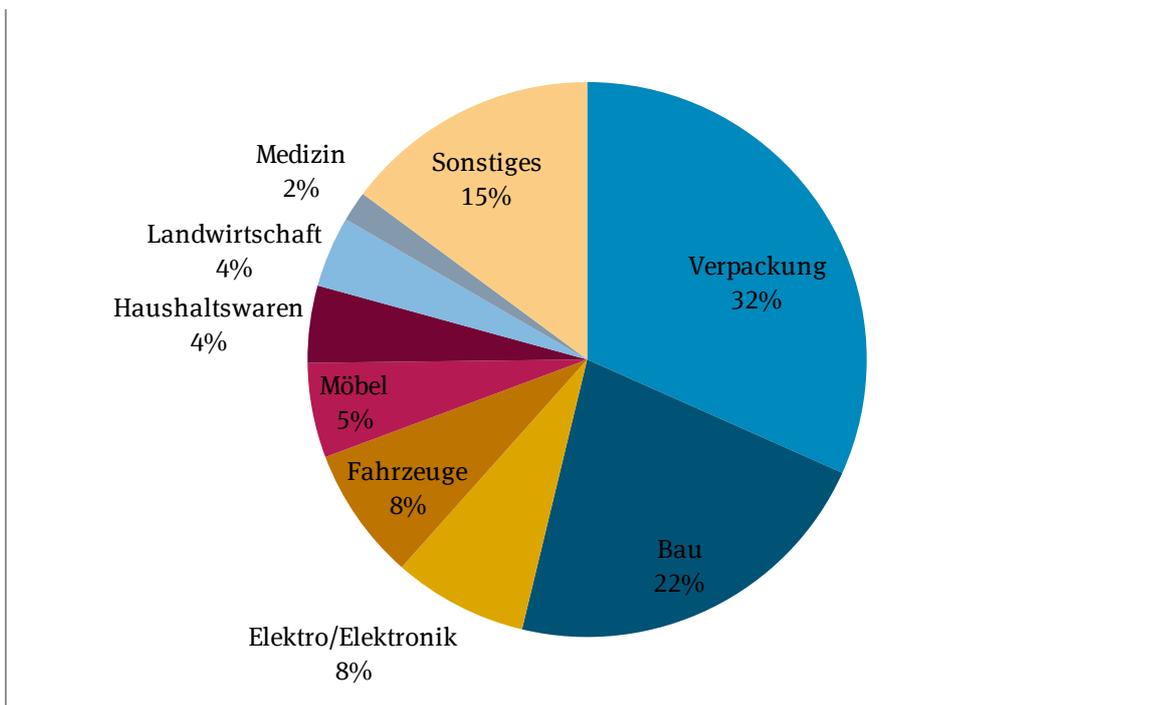


Abbildung 48: Menge der in Deutschland 2013 konsumierten Kunststoffe (Consultic 2014)

5.2 Kunststoffe in Elektro- und Elektronikgeräten

Kunststoffe werden in Elektro- und Elektronikgeräten oft als Gehäuse eingesetzt, aber auch zur inneren Befestigung von Bauteilen und als Funktionsteile wie Zahnräder, Knöpfe etc. In der Regel werden in Elektro- und Elektronikgeräten technische Thermoplaste verwendet. Insgesamt stellen die vielen verschiedenen auf dem Markt erhältlichen Elektro- und Elektronikgeräte jedoch unterschiedliche Ansprüche an Bruchstabilität, Feuchtigkeitsbeständigkeit, Temperaturbeständigkeit, Brandverhalten, Festigkeit und weitere Eigenschaften der Kunststoffe (VKE 2003). Durch die außerordentliche Vielfalt der für diese Marktbereiche hergestellten Kunststoffsorten und -arten und die weltweite Verteilung der Rohstofflieferanten, Halbzeughersteller, Teilezulieferer, Hersteller, etc., existieren unzählige Kunststoffmodifikationen, die in Elektro- und Elektronikgeräten eingesetzt wurden und werden und somit später im Abfallstrom wieder zu finden sind (IUTA 1998).

Aufgrund der unterschiedlichen Eigenschaften verschiedener Kunststoffsorten und der unterschiedlichen Ansprüche, die von verschiedenen Elektro- und Elektronikgeräten an die eingesetzten Kunststoffe gestellt werden, lassen sich bestimmte Kunststoffsorten bestimmten Anwendungsgebieten zuordnen. Eine Übersicht ist in Tabelle 53 zu finden.

Tabelle 53: Kunststoffsorten und ihre Anwendungsgebiete in Elektronikgeräten

Kunststoffsorte	Abk.	Anwendungsgebiet
Acrylnitril-Butadien-Styrol	ABS	Telefone ^{1, 6, 9} , Kaffeemaschinen ^{1, 9} , Flachbildschirme ^{1, 2, 3, 4, 8} , sonstige Monitore ¹ , Stabmixer ⁶ , Staubsaugergehäuse ⁶ , Computer ^{7, 8} , Drucker ^{7, 8} , Bügeleisen ⁹ , Fön ⁹ , Rasierer ⁹
Polyamid	PA	Isolatoren ¹ , Motorkomponenten ¹ , Kleingeräte ¹ , Installationstechnik (Schalter, Relais, Trafoteile) ¹ , Flachbildschirme ⁴ , Telefone ⁹ , Kaffeemaschinen ⁹ , Bügeleisen ⁹ , Fön ⁹ , Rasierer ⁹
Polybutylenterephthalat	PBT	Gehäuse ¹ , Griffschalen ¹ , Installationstechnik ¹
Polycarbonat	PC	Flachbildschirme ^{2, 3, 4, 6, 8} , Telekommunikationstechnik ⁶ , Staubsaugergehäuse ⁶ , Küchengeräte ⁶ , Radiogehäuse ⁶ , Computer ⁸ , Telefone ⁹ , Kaffeemaschinen ⁹ , Bügeleisen ⁹ , Fön ⁹ , Rasierer ⁹
Polyethylen	PE	Büro-/Informationstechnik ¹ , Kabelummantelung ^{1, 5, 9} , Flachbildschirme ⁴
Polyethylenerephthalat	PET	Installationstechnik (Elektromotorenteile, Schalter, Sensoren, Transformatoren) ¹ , Elektrowerkzeuggehäuse ⁶ , Zahnräder ⁶ , Displayabdeckung ⁹
Polymethylmethacrylat	PMMA	Lampen ¹ , Leuchten ¹ , Handydisplays ¹ , Flachbildschirme ^{2, 4} , Displayabdeckung ⁹
Polyoxymethylen	POM	Datentechnik ¹ , Gehäuse ¹ , Griffschalen ¹ , Installationstechnik ¹ , Zahnräder ⁶
Polypropylen	PP	Innenausrüstung Waschmaschine + Geschirrspüler ^{1, 5} , Haushaltskleingeräte ⁵ , Telefone ⁹ , Kaffeemaschinen ^{1, 9} , Bügeleisen ⁹ , Fön ⁹ , Rasierer ⁹
Polystyrol	PS	Innenausrüstung Kühlschränke ¹ , Gehäuse für Kleingeräte ¹ , Datentechnik ¹ , Konsumerelketronik ¹ , Flachbildschirme ^{2, 3} , Drucker ⁸ , Computer ⁸ , Telefone ⁹ , Kaffeemaschinen ⁹ , Bügeleisen ⁹ , Fön ⁹ , Rasierer ⁹
Polyurethan	PUR	Dämmung in Kältegeräten ¹ , Schalldämmung in Geschirrspülern ¹
Polyvinylchlorid	PVC	Kabelummantelung ¹ , Stecker ¹ , Kühlschränkdichtungen ¹ , Gehäuse ¹ , antistatische Verpackungen für Bauteile ¹ , Flachbildschirme ^{3, 4} , Haushaltsgroßgeräte ⁵ , Kabel ⁵ , Haushaltskleingeräte ⁵ , Displayabdeckung ⁹
Styrol-Acrylnitril	SAN	Telefongehäuse ⁶ , Drucker ⁸ , Computer ⁸
Thermoplastisches Polyurethan	TPU	Kabel ¹ , Stecker ¹

Kunststoffsorte	Abk.	Anwendungsgebiet
¹ VKE 2003, ² Cryan 2010, ³ Schlummer 2007, ⁴ Huisman 2007, ⁵ Novak 2001, ⁶ Kalweit 2011, ⁷ Stenvall 2013, ⁸ EFRA 2010, ⁹ Wilts 2014		

Polystyrol (PS) wird in Elektro- und Elektronikgeräten hauptsächlich in einer modifizierten, schlagfesten Variante eingesetzt, welche als High Impact Polystyrol (HIPS) bezeichnet wird. Da in der Literatur nicht immer genau definiert ist, ob es sich um HIPS handelt, wird im Folgenden stets die Bezeichnung Polystyrol bzw. PS verwendet, auch wenn davon ausgegangen wird, dass im Zusammenhang mit Elektro- und Elektronikgeräten überwiegend HIPS eingesetzt wird.

Obwohl sehr viele verschiedene Kunststoffsorten in Elektro- und Elektronikgeräten eingesetzt werden (z.B. über 70 verschiedene allein in Haushaltsgeräten), werden manche Sorten bevorzugt verwendet (VKE 2003). In Elektrokleingeräten sind ABS, PP und PS die am häufigsten eingesetzten Kunststoffsorten (Baxter 2014, Stenvall 2013). Tabelle 54 gibt einen groben Überblick über die Anteile von Kunststoffsorten in Elektro- und Elektronikgeräten.

Tabelle 54: Anteil verschiedener Kunststoffsorten in Elektro- und Elektronikgeräten

Datengrundlage	APME 2001	VKE 2003	Döring 2009	Baxter 2014
	Zusammensetzung von E/E-Geräten in West-Europa, 2000	KS-Verbrauch in E/E-Geräten, 2002	KS-Bedarf für E/E-Geräte in West-Europa, 2007	KS-Zusammensetzung von E/E-Geräten in Nord-Europa, 2008* ³
ABS	33 %	10 %	10 %* ¹	33,1 %
PS	19 %	14 %	10 %	21,8 %
PP	18 %	14 %	11 %	17,8 %
PUR	8 %	5 %	10 %	* ²
PVC	4 %	12 %	5 %	4,5 %
EP	4 %	* ²	* ²	* ²
PC	4 %	* ²	* ²	9,6 %
PA	3 %	9 %	10 %	0,1 %
UP	3 %	* ²	* ²	* ²
POM	2 %	* ²	* ²	* ²
PE	1 %	12 %	14 %	* ²
PET	1 %	2 %	0 %	* ²
PMMA	* ²	1 %	4 %	* ²
PBT	* ²	* ²	* ²	3,3 %
Sonstige	* ²	* ²	26 %	9,7 %

*¹ zusammen mit ASA und SAN

*² keine Daten aufgeführt

*³ Untersuchung nach WEEE Kategorien 1-10

5.3 Fokussierung ressourcenrelevanter Stoffe und Schadstoffe

Im Rahmen dieses Projektes werden die Kunststoffe selbst als Ressource aus Elektroaltgeräten betrachtet. Liegen Kunststoffe sortenrein vor und haben keine gesundheitsschädlichen und für die Verarbeitung ungeeigneten Zusätze (Flammschutzmittel, Antistatika, Carbonfasern, Glasfasern), können sie werkstofflich wiederverwertet werden (siehe Kapitel 5.6). Hierdurch wird die Umwelt fünfmal weniger belastet als durch die Herstellung neuer Kunststoffe (Stenvall 2013). Als besonders ressourcenrelevant werden jene Kunststoffe angesehen, welche besonders häufig in Elektroaltgeräten vorkommen. Hierzu zählen vor allem ABS, PP und PS (siehe Tabelle 54). Zusätzlich sollen Kunststoffteile fokussiert werden, welche mit einfachen Mitteln von den restlichen Fraktionen zu trennen sind.

Als Rohstoffquelle kommen Kunststoffe aus Elektroaltgeräten nur in Frage, wenn sie keine verbotenen, gefährlichen oder in der Verarbeitung störenden Stoffe enthalten. Verboten und gefährlich sind in der Regel Schadstoffe. Aber auch für sich genommen ungiftige Füllstoffe wie Talkum oder Glasfasern können den Recyclingprozess behindern. Für eine werkstoffliche Verwertung sind darum nur ungefüllte Kunststoffe geeignet (siehe Kap 5.6).

Die WEEE-RL (Anhang VII) und das ElektroG (Anlage 4) fordern die Entnahme von Kunststoffen, die bromierte Flammschutzmittel enthalten.

In der Richtlinie 2011/65/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 8. Juni 2011 zur Beschränkung der Verwendung bestimmter gefährlicher Stoffe in Elektro- und Elektronikgeräten (RoHS) sind Grenzwerte für Quecksilber, Cadmium, Blei, Chrom VI, polybromiertes Biphenyl (PBB) und polybromierte Diphenylether (PBDE) festgeschrieben (siehe Tabelle 55). Seit März 2015 werden zusätzlich die Weichmacher Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), Benzylbutylphthalat (BBP), Dibutylphthalat (DBP) und Diisobutylphthalat (DIBP) reglementiert. Die angegebenen Grenzwerte gelten zwar für neue Elektro- und Elektronikgeräte und nicht für die Kunststoffe im Abfallstrom, dennoch führt eine Überschreitung in diesen dazu, dass die Kunststoffe nicht erneut eingesetzt werden können. Darum soll das Vorkommen dieser Stoffe in Kunststoffen von EAG in diesem Projekt näher betrachtet werden.

Tabelle 55: In RoHS reglementierte Stoffe und ihre Grenzwerte

Stoff	Grenzwert nach RoHS*
Blei	1.000 ppm
Cadmium	100 ppm
Chrom VI	1.000 ppm
Quecksilber	1.000 ppm
Polybromierte Biphenyle (PBB)	1.000 ppm
Polybromierte Diphenylether (PBDE)	1.000 ppm
<u>Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)</u>	1.000 ppm
<u>Benzylbutylphthalat (BBP)</u>	1.000 ppm
<u>Dibutylphthalat (DBP)</u>	1.000 ppm
<u>Diisobutylphthalat (DIBP)</u>	1.000 ppm

* 1 ppm = 0,0001 %

Hexa- und Decabrombiphenyl sind beides PBBs, aber deren Herstellung, Vermarktung und Verwendung ist bereits in den 1970er bzw. 1990er Jahren eingestellt worden (Beckmann 2015). PBDE gibt es in den

drei technischen Handelsformen OctaBDE, PentaBDE und DecaBDE, welche jeweils aus Gemischen verschiedener BDE bestehen. Die Summe dieser Stoffe darf den RoHS-Grenzwert nicht überschreiten (Beckmann 2015).

In der Verordnung (EG) Nr. 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 29. April 2004 über persistente organische Schadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 79/117/EWG (POP-Verordnung) wird die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung der in Tabelle 56 stehenden Stoffe verboten bzw. beschränkt. Hierbei handelt es sich hauptsächlich um Pestizide, aber teilweise auch um Stoffe, die in Kunststoffen vorkommen können. Weitere Beschränkungen für den Einsatz chemischer Stoffe allgemein finden sich im Anhang XVII der REACH-Verordnung (Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Dezember 2006).

Tabelle 56: Durch POP-Verordnung verbotene und beschränkte Stoffe

Stoffe
Aldrin
Chlordan
Chlordecon
DDT (1,1,1-Trichlor-2,2-bis(4-chlorphenyl)ethan)
Dieldrin
<u>Endosulfan</u>
Endrin
Heptachlor
Hexabrombiphenyl
<u>Hexabromcyclododecan</u>
Hexachlorbenzol (HCB)
<u>Hexachlorbutadien (HCBD)</u>
Hexachlorcyclohexane (incl. Lindan)
Hexa- und Heptabrombiphenylether
Mirex
Pentachlorbenzol
<u>Pentachlorphenol (PCP)</u>
<u>Perfluorooctansulfonsäure (PFOS)</u>
<u>Perfluorooctansulfonylfluorid (PFOSF)</u>
Polychlorierte Biphenyle (PCB)
<u>Polychlorierte Naphthaline (PCN)</u>
Tetra- und Pentabromdiphenylether
Toxaphen

Von halogenierten Flammschutzmitteln geht eine besondere Gefahr aus. Bei der Wiederverarbeitung bei hohen Temperaturen kann es zur Bildung von Dioxinen und Furanen durch die Freisetzung von Brom- und Chlorverbindungen kommen (Blum 2013, IUTA 1998). Darum werden in diesem Projekt neben den in der RoHS-RL reglementierten Stoffen weitere halogenierte Flammschutzmittel betrachtet.

Antimon wird in Form von Antimontrioxid als Synergist für Flammschutzmittel in Kunststoffen eingesetzt. Antimon wird in der EU Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 als gesundheitsschädlich und gewässergefährdend eingestuft. Auch Antimontrioxid kann laut Sicherheitsdatenblatt Krebs erregen und ist schwach wassergefährdend. Aus diesem Grund wird Antimon in diesem Projekt ebenfalls näher betrachtet.

5.4 Literaturlauswertungen zu Mengenaufkommen und Gerätetypen

In Europa wurden 2014 2,7 Mio t Kunststoff für Elektro- und Elektronikgeräten verbraucht (Plastics Europe 2015). 2013 sind in Deutschland 262.000 t Kunststoff als Post-Consumer-Abfall aus Elektroaltgeräten angefallen (Consultic 2014).

Elektro- und Elektronikgeräten bestehen zu 20 – 35 % aus Kunststoffen (Höggerl 2015, Schlummer 2009, Stenvall 2013). Somit ist Kunststoff nach den Eisenmetallen die zweitgrößte Fraktion in diesen Geräten. Darüber hinaus ist der Anteil an Kunststoffen in Elektroaltgeräten in der Vergangenheit bei vielen Gerätetypen im Gegensatz zum Metallanteil immer weiter angestiegen, so dass auch weiter insgesamt mit zunehmenden Kunststoffanteilen gerechnet werden kann (Müller 2005, Nowak 2001).

Abbildung 49 stellt eine durchschnittliche Zusammensetzung von Elektroaltgeräten dar. In einzelnen Geräten schwankt der Anteil an Kunststoff jedoch stark (VKE 2003).

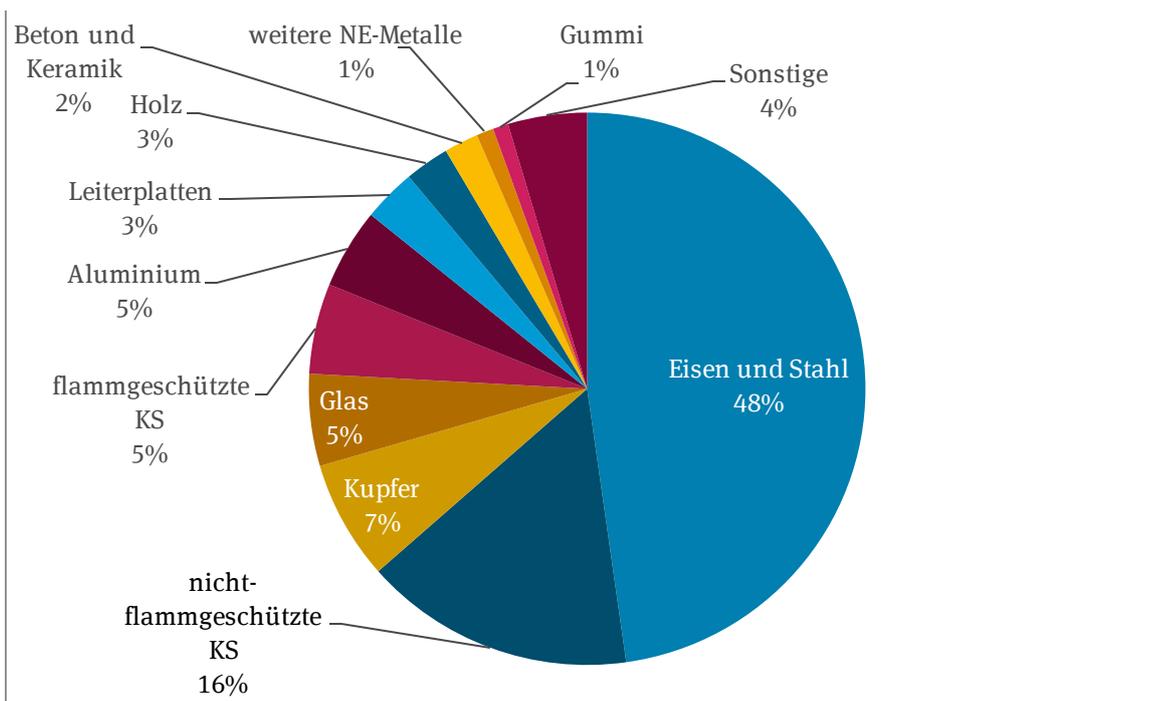


Abbildung 49: Zusammensetzung von Elektroaltgeräten (Huismann 2007)

Im Rahmen des Projektes sollten Gerätetypen betrachtet werden, welche einerseits einen großen Kunststoffanteil haben und andererseits häufig als Elektroaltgeräten anfallen bzw. einen hohen Gewichtsanteil am Entsorgungsaufkommen haben. Wie in Abbildung 50 dargestellt, nehmen Geräte der Informations- und Telekommunikationstechnik den größten Anteil am Kunststoffaufkommen aus Elektro- und Elektronikgeräten ein, gefolgt von Haushaltsgroßgeräten.

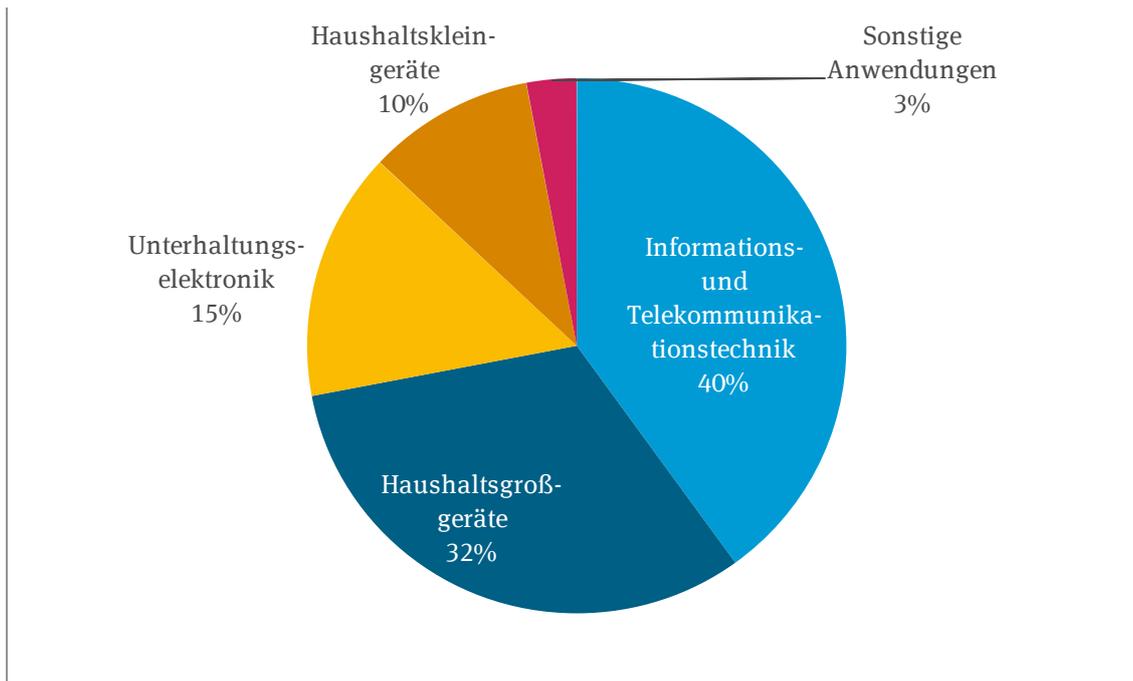


Abbildung 50: Anteil von Gerätekategorien an Gesamtkunststoffverbrauch in Elektro- und Elektronikgeräten in Europa (Huisman 2007)

Der Kunststoffanteil in verschiedenen Gerätetypen variiert jedoch auch innerhalb der Gerätekategorien stark. In Tabelle 57 sind Literaturangaben zum Anteil an Kunststoffen in bestimmten Elektro- und Elektronikgeräten zusammengefasst. Den größten Kunststoffanteil weisen Haushaltskleingeräte (insbesondere Wasserkocher und Staubsauger) und elektronisches Spielzeug auf. Bei IT- und Telekommunikationsgeräten sowie EDV-Geräten schwanken die Angaben zum Kunststoffgehalt stark, was für eine starke Inhomogenität dieser Gerätekategorien spricht.

Tabelle 57: Kunststoffanteil in verschiedenen Elektro- und Elektronikgerätetypen

Gerätetyp	Kunststoffanteil
Haushaltsgroßgeräte	5 – 6,4 % (Metschina 2004), (Sander 2004), 21 % (VKE 2003), 15 % (Baxter 2014)
Waschmaschine	7,5 % (Sander 2004)
Trockner	17,9 % (Sander 2004)
Mikrowelle	4,3 % (Sander 2004)
Geschirrspüler	16,1 % (Sander 2004)
Kühlgeräte	13 % (Sander 2004), 36 % (Metschina 2004)
Haushaltskleingeräte	29 – 51,2 % (Sander 2004), 35 % (VKE 2003), 48 % (Wäger 2010), 20 % (Baxter 2014)
Wasserkocher	80 % (Kuchta 2012)
Staubsauger	50 % (Kuchta 2012), 52,5 % (Löhle 2012)
Bügeleisen	36 % (Kuchta 2012)
Toaster	26,7 % (Löhle 2012)
Kaffeemaschine	65,2 % (Löhle 2012)
Kaffeefullautomat	38 % (IUTA 2014)

Gerätetyp	Kunststoffanteil
Kaffekapselmaschine	64 % (IUTA 2014)
IT- und Telekommunikationstechnik	26 % (Huismann 2007), 58 % (Beckmann 2015), 20 % (Baxter 2014)
EDV	43,2 % (Sander 2004), 16 % (VKE 2003)
Computer	73,9 % (Löhle 2012)
Telefon	45,4 % (Löhle 2012)
Monitor	17 – 22 % (Wäger 2010)
CRT-Monitor	20 % (Sander 2004)
LCD-Monitor	25 % (IUTA 2015)
Unterhaltungselektronik	21 – 26 % (Wäger 2010), 20 % (Baxter 2014)
Fernseher	10 – 22 % (Wäger 2010)
CRT-Fernseher	9,6 % (Sander 2004)
LCD-Fernseher	30 % (IUTA 2015)
Elektronisches Werkzeug	12 % (Huismann 2007)
Elektronisches Spielzeug	73 % (Huismann 2007)
Überwachungs- und Kontrollinstrumente	60 % (Huismann 2007)
Automatische Ausgabegeräte	20 % (Huismann 2007)
Spielzeug	5 % (Baxter 2014)

Haushaltskleingeräte können 29 – 51,2 % Kunststoff enthalten. Allerdings sind in dieser Kategorie viele verschiedene Geräte enthalten. In Tabelle 58 sind die Haushaltskleingeräte aufgeführt, die in drei Studien als häufigste Haushaltskleingeräte im Entsorgungsaufkommen identifiziert wurden.

Tabelle 58: Häufige Haushaltskleingeräte

Rang	Kuchta 2012	Müller 2005	Ohlig 2004
Datengrundlage	Gerätezahlung auf Recyclinghof in Hamburg	Abschätzung aufgrund von Verkaufs- und Import/Exportzahlen	Abschätzung
1	Staubsauger	Staubsauger	Staubsauger
2	Kaffeemaschine	Kaffee- und Teemaschinen	Haartrockner
3	Lampen	Frucht-/Gemüsepressen	Toaster
4	Rasenmäher	Massagegeräte	Mixer
5	Wasserkocher	Bügeleisen	Rasierer
6	Bügeleisen	Toaster	Bügeleisen
7	Toaster	Haartrockner	Kaffeemaschinen
8	Brotschneider	Elektr. Wanduhr	Mikrowellen

Staubsauger kommen laut diesen Studien am häufigsten vor. In der RePro-Sortieranalyse von sechs Containern der Sammelgruppe 5 (alt) waren Staubsauger die Geräteart mit dem zweithöchsten Anteil (12,57 %) nach Kaffeemaschinen (13,15 %). Werden zusätzlich die Fehlwürfe betrachtet, die bei der RePro-Sortieranalyse von 24 Containern der Sammelgruppe 3 (alt) festgestellt wurden, nehmen Staubsauger sogar den größeren Anteil an Kleingeräten ein. Laut RePro haben Staubsauger ein Durchschnittsgewicht von 5,18 kg und wie in Tabelle 57 erkenntlich einen Kunststoffanteil von ca. 50 %.

Kaffeemaschinen hatten bei der RePro-Sortieranalyse der Container der SG 5 mit 13,15 % den größten Anteil. Auch bei den in Tabelle 58 gelisteten Analysen kommen Kaffeemaschinen häufig vor. Mit bis zu über 60 % ist der Anteil an Kunststoffen in Kaffeemaschinen hoch (siehe Tabelle 57).

Verschiedene Studien zeigten, dass in Computern, Computermonitoren, Druckern und anderen IT-Geräten, welche laut Tabelle 57 einen großen Kunststoffanteil haben, überwiegend ABS vorkommt. Für Fernseher wird entweder ABS oder PS als häufigster Kunststoff angegeben (Stenvall 2013, Wäger 2010).

Die von IUTA im Rahmen dieses Projektes durchgeführten Untersuchungen zu Kunststoffsorten finden sich in Kapitel 5.7.

5.5 Literaturlauswertung zu Schadstoffen

Als Schadstoffe in Kunststoffen aus Elektro- und Elektronikaltgeräten werden insbesondere die durch RoHS reglementierten Metalle Stoffe Blei, Cadmium, Chrom und Quecksilber sowie halogenierte Flammenschutzmittel und im Speziellen Antimon betrachtet. Im Folgenden werden Angaben aus der Literatur zu diesen Schadstoffen in Kunststoffen von Elektro(al)tgeräten zusammengetragen. In Kapitel 5.7 werden Analysen von Kunststoffteilen erläutert, die von IUTA im Rahmen dieses Projektes durchgeführt wurden.

5.5.1 RoHS-Metalle

5.5.1.1 Blei

Blei wird in Kunststoffen in Elektro- und Elektronikgeräten als Farbstoff und als Stabilisator eingesetzt. Bei Untersuchungen von Fernseh- und Monitorgehäusen aus dem Jahr 2001 wurde Blei in 70 % der Kunststoffteile gefunden, wobei die Bleikonzentration bei 16 % dieser Kunststoffteile oberhalb des RoHS-Grenzwerts von 1.000 ppm für den Einsatz in neuen Elektro- und Elektronikgeräten lag. Bei Untersuchungen im Jahr 2010 wurde festgestellt, dass bei vielen Geräten der WEEE Kategorien 1 – 4 Bleiwerte in Kunststoffen in der Nähe des RoHS-Grenzwertes von 1.000 ppm nachgewiesen werden konnten. Bei den Untersuchungen wurden Bleikonzentrationen über dem RoHS-Grenzwert bei Kleingeräten, Konsumerelektronik, Informations- und Kommunikationstechnik (jeweils ohne Bildschirme) nachgewiesen. Bei Kunststoffen aus Bildschirmgeräten, sowohl aus CRT- als auch aus Flachbildschirmgeräten, lag laut der Studie der Bleigehalt unter 100 ppm (Wäger 2010).

In einer anderen Studie wurden bei Fernseh- und Monitorgehäusen Bleikonzentrationen von bis zu 200 ppm nachgewiesen (Schlummer 2007). Bei Untersuchungen von Kunststoffausgangsströmen von Aufbereitungsanlagen in Schweden wurden Bleiwerte von knapp 200 ppm gefunden, also deutlich unterhalb des RoHS-Grenzwertes (Stenvall 2013). Aus welcher Art von Elektroaltgeräten die Kunststoffe genau stammten, konnte nicht ermittelt werden. Bei einer anderen Untersuchung von Shredderleichtfraktionen aus europäischen Aufbereitungsanlagen für EAG lag die Bleikonzentration knapp oberhalb des RoHS-Grenzwertes, wobei nicht ausgeschlossen werden kann, dass dieses aus anderen Teilen der EAG stammt (z.B. Bleilote) (Schlummer 2007).

5.5.1.2 Cadmium

Cadmium wurde früher eingesetzt, um Kunststoffe mit Farben zwischen hellgelb und dunkelrot zu erzeugen. Aber auch als Stabilisator werden Cadmiumverbindungen eingesetzt, besonders in PVC. Der Anteil an Elektroaltgeräten, die Cadmium enthalten, ist in den Jahren 2000 bis 2006 von 50 auf 9 % gefallen. Bei Untersuchungen der WEEE Kategorien 1 – 4 im Jahr 2010 wurden hauptsächlich Cadmiumwerte unterhalb des RoHS-Grenzwertes bestimmt. Lediglich in Haushaltskleingeräten (ohne Staubsauger) wurden Konzentrationen oberhalb von 100 ppm nachgewiesen. Besonders geringe Cadmiumkonzentrationen von unter 1 ppm wurden für Kunststoffe aus Flachbildschirmgeräten bestimmt (Wäger 2010).

In einer anderen Untersuchung hingegen wurden bei 9 % der untersuchten Fernseher- und Monitorgehäusen Konzentrationen oberhalb des RoHS-Grenzwerts für Cadmium von 100 ppm nachgewiesen (Schlummer 2007). Bei Untersuchungen von Kunststoffausgangsströmen von Aufbereitungsanlagen in Schweden wurden Cadmiumwerte von maximal 73 ppm gefunden (Stenvall 2013). Aus welcher Art von Elektroaltgeräten die Kunststoffe genau stammten, konnte nicht ermittelt werden. Bei einer anderen Untersuchung von Shredderleichtfraktionen aus europäischen Aufbereitungsanlagen für EAG lag die Cadmiumkonzentration bei einer von acht Anlagen höher als der RoHS-Grenzwert, wobei nicht ausgeschlossen werden kann, dass dieses aus anderen Teilen der EAG stammt (Schlummer 2007).

5.5.1.3 Chrom

In Elektro- und Elektronikgeräten wird Chrom meist in Form einer metallischen Beschichtung aus optischen Gründen oder zum Schutz vor Korrosion und Abnutzung eingesetzt (Wäger 2010). Bei Untersuchungen von Fernseh- und Monitorgehäusen aus dem Jahr 2001 wurde Chrom in 70 % der Kunststoffteile gefunden, wobei dessen Konzentration bei 17 % oberhalb des RoHS-Grenzwerts von 1.000 ppm lag (Wäger 2010). Bei Untersuchungen der WEEE Kategorien 1 – 4 im Jahr 2010 wurden hauptsächlich Chromwerte unterhalb des RoHS-Grenzwertes analysiert. Lediglich in Haushaltskleingeräten (ohne Staubsauger) wurden Konzentrationen oberhalb von 1.000 ppm gefunden (Wäger 2010). Besonders geringe Chromkonzentrationen wurden für Kunststoffe aus Bildschirmgeräten und anderen Konsumgütern bestimmt (Wäger 2010). In anderen Untersuchungen zum Chromgehalt in Fernseher- und Monitorgehäusen wurden Werte unter 200 ppm bestätigt (Schlummer 2007). Auch die Chromwerte von Shredderleichtfraktionen aus der Aufbereitung gemischter Elektroaltgeräte lagen unter 200 ppm (Schlummer 2007).

5.5.1.4 Quecksilber

Quecksilber wird zwar aktuell noch in Elektro- und Elektronikgeräten eingesetzt (CCFL, Batterien), in Kunststoffen wird es aber nicht mehr verwendet und lässt sich in Kunststofffraktionen von Elektroaltgeräten auch nur in Größenordnungen weit unterhalb des RoHS-Grenzwertes von 1.000 ppm nachweisen (Wäger 2010). In den meisten Geräten der WEEE-Kategorien 1 – 4 liegen die Quecksilberkonzentrationen unterhalb von 10 ppm (Wäger 2010). Für Haushaltsgroßgeräte, Staubsauger und Konsumerelektronik liegen die Quecksilberkonzentrationen im Kunststoff bei unter 1 ppm (Wäger 2010). Bei einer anderen Untersuchung von Fernseh- und Monitorgehäusen sowie einer Shredderleichtfraktion von gemischten EAG wurden Quecksilberkonzentrationen zwischen 10 und 100 ppm nachgewiesen (Schlummer 2007).

5.5.2 Flammenschutzmittel

Kunststoffe in Elektronikgeräten können erhöhten Temperaturen ausgesetzt sein, da es durch den Betrieb der Geräte zur Hitzebildung kommt. Um die Kunststoffe davor zu schützen, sich durch diese erhöhten Temperaturen zu entzünden, werden sie teilweise mit Flammenschutzmitteln (FSM) versetzt. Etwa 140 - 200 verschiedene Stoffe können als Flammenschutzmittel eingesetzt werden (Beckmann 2015). Von diesen sind etwa die Hälfte bromiert (Beckmann 2015, EFRA 2010). Bei Einsatz machen bromierte Flammenschutzmittel ca. 5 – 15 % des Kunststoffes aus (Kuhn 2004).

Flammenschutzmittel werden in verschiedenen Kunststoffbereichen angewandt. Das größte Anwendungsgebiet sind Elektro- und Elektronikgeräte (siehe Abbildung 51).

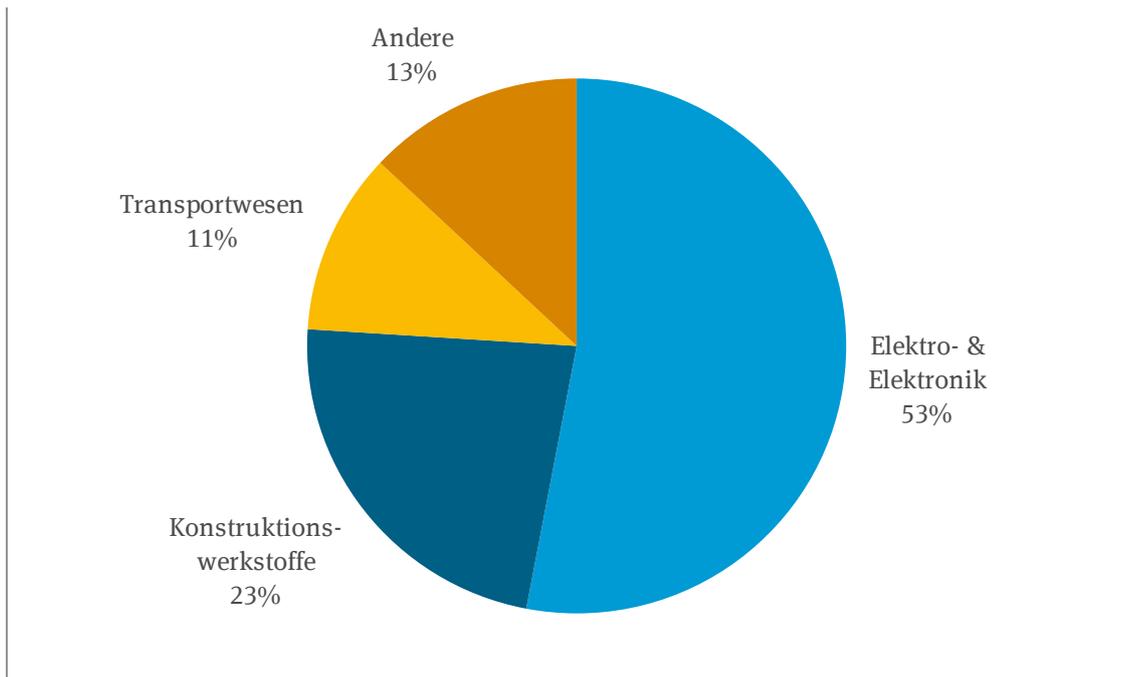


Abbildung 51: Anwendungsbereiche von Flammenschutzmitteln 2012 (Klinkowski 2015)

Es werden verschiedene Gruppen von Flammenschutzmitteln unterschieden (Phosphor-, Stickstoff-, Brom-, Chlorverbindungen, Metallhydroxide und Oxide), wobei einzelne Stoffe durchaus mehreren Gruppen zugeordnet werden können (EFRA 2010). In Tabelle 59 sind in Kunststoff verwendete Flammenschutzmittel aufgeführt.

Tabelle 59: Übersicht in Kunststoff verwendeter Flammenschutzmittel

Flammenschutzmittel	Abkürzung
Antimontrioxid	ATO
bromierte Epoxyharz-Oligomere/Polymere mit oder ohne Endkap- pen	BEOs, BEs, MBEOs
bromierte Carbonatoligomere	BCOs
Bisphenol-A-bis(diphenylphosphat)	BDP
Cresyl-Diphenyl-Phosphat	CDP
Bis(pentabromphenyl)ethan	EBP
Bis(tetrabromphthalimid)ethylen	EBTBP

Hexabromcyclododecan	HBCD
Magnesiumdihydrat	MDH
Polybromierte Biphenyle <ul style="list-style-type: none"> • DecaBB • HexaBB 	PBB
Polybromierte Diphenylether <ul style="list-style-type: none"> • TriBDE • TetraBDE • PentaBDE • HexaBDE • HeptaBDE • OctaBDE • NonaBDE • DecaBDE • 	PBDE
Resorcindiphosphorsäureteträphenylester	RDP
Triphenylphosphat	TPP
Tetrabrombisphenol-A	TBBPA
Tris(tribromphenoxy)triazin	TTBPT

Im Jahr 2000 waren 12 % der in Elektro- und Elektronikgeräten eingesetzten Kunststoffe flammgeschützt (APME 2001). Hierbei haben elektronische Werkzeuge mit 80 % einen deutlich größeren Anteil als beispielsweise große Haushaltsgeräte mit nur 1 % (APME 2001, Wäger 2010). In Abbildung 52 ist dargestellt, wie viel Prozent der eingesetzten Kunststoffe in verschiedenen Geräten flammgeschützt sind. Andere Studien geben an, dass 60 % der in entsorgten Computer eingesetzten Kunststoffe flammgeschützt sind, wobei wiederum bei der Hälfte bromierte Flammschutzmittel eingesetzt werden (Brennan 2002).

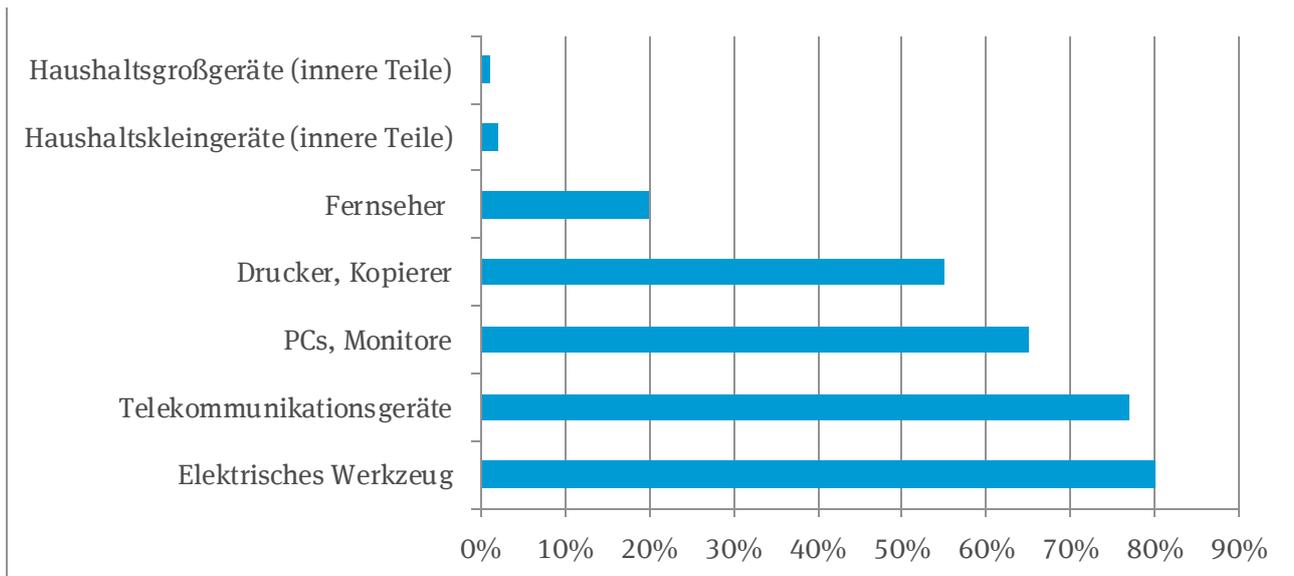


Abbildung 52: Anteil an flammgeschützten Kunststoffen in bestimmten Geräten (APME 2001), (Wäger 2010)

Bei halogenierten Flammenschutzmitteln kommt es bei der Wiederverarbeitung bei hohen Temperaturen (ab 200 °C) zur Bildung von Dioxinen und Furanen durch die Freisetzung von Brom- und Chlorverbindungen. Antimontrioxid, welches oft als Synergist eingesetzt wird, wirkt dabei als Katalysator für die Dioxin-Entstehung. Darum müssen vorsorglich alle Kunststoffteile, die Brom oder Chlor enthalten, vor dem Recycling entfernt werden (Beckmann 2015, Blum 2013, IUTA 1998, Rohr 1992).

5.5.2.1 PBB

Untersuchungen zu Polybromierten Biphenylen in Kunststoffen aus Elektro- und Elektronikgeräten liegen kaum vor. Bei Untersuchungen von 95 Kunststoffteilen aus Haushaltsgeräten in der Schweiz wurde nur in einem DecaBB nachgewiesen (Kuhn 2004). Die gefundene Konzentration lag unter 1.000 ppm (Kuhn 2004). In einer anderen Untersuchung konnte PBB weder in CRT-Gehäusen noch in geshredderten Kunststoffteilen von gemischten Elektro- und Elektronikaltgeräten nachgewiesen werden (Schlummer 2007).

Bei Analysen von Haushaltskleingeräten konnte in einer von drei Proben PBB nachgewiesen werden. Die Konzentration lag bei 43 ppm. In Tonerkartuschen und geshredderten Fernsehgehäusen wurde kein PBB festgestellt (Tange 2009).

5.5.2.2 PBDE

Polybromierte Diphenylether werden hauptsächlich in den drei technischen Handelsformen PentaBDE, OctaBDE und DecaBDE eingesetzt (Beckmann 2015). PentaBDE wird in Elektro- und Elektronikgeräten hauptsächlich in Gummianwendungen und Platinen verwendet, während OctaBDE in ABS, PA, PE, PP und PS eingesetzt wird (Kuhn 2004). DecaBDE wird in fast allen technischen Thermoplasten eingesetzt (Kuhn 2004).

PentaBDE konnte bei Untersuchungen der Gerätekategorien 1 – 4 lediglich bei Konsumerelektronik (ohne CRT- und Flachbildschirme) mit ca. 100 ppm nachgewiesen werden (Wäger 2010). Andere Untersuchungen von Elektrokleingeräten in der Schweiz zeigten einen PentaBDE-Gehalt von durchschnittlichen 34 ppm (Morf 2005).

OctaBDE konnte bei Untersuchungen in großen Haushaltsgeräten nicht nachgewiesen werden. In Geräten der Kategorie 2, insbesondere in Kleingeräten mit Ausnahme von Staubsaugern, wurde OctaBDE zwischen 100 und 1.000 ppm nachgewiesen. Bei IT- und Konsumerelektronik (ohne CRT- und Flachbildschirme) lag die OctaBDE-Konzentration durchschnittlich bei ca. 1.000 ppm. Kunststoffe aus CRT-Fernsehern hatten bei den Untersuchungen eine OctaBDE-Konzentration von 900 ppm, CRT-Monitore von 2.500 ppm. In Flachbildschirmen wurde hingegen kein OctaBDE nachgewiesen (Wäger 2010).

Bei der Untersuchung von geschredderten CRT-Fernseher- und –Monitor-Gehäusen wurde OctaBDE in fünf von sieben Proben gefunden. Die Konzentration lag dabei zwischen 3.000 und 14.000 ppm, also deutlich höher als bei den Untersuchungen von Wäger. Die Überprüfung von geschredderten Kunststoffteilen von gemischten Elektro- und Elektronikaltgeräten zeigte bei fünf von acht Proben OctaBDE-Werte von über 1.000 ppm, maximal 4.500 ppm. Zwei Proben wiesen OctaBDE-Konzentrationen knapp unter 1.000 ppm auf und in einer konnte es nicht nachgewiesen werden (Schlummer 2007).

Untersuchungen von Elektrokleingeräten in der Schweiz zeigten mit durchschnittlich 530 ppm einen geringeren OctaBDE-Gehalt (Morf 2005).

DecaBDE konnte in Proben aus den Gerätekategorien 1 – 4 nachgewiesen werden, außer in Flachbildschirmen und in einer nicht näher definierten Probe aus gemischten Haushaltskleingeräten. In Proben von Geräten der Kategorie 1 und Proben aus Staubsaugern, Werkzeug, Spielzeug, Sportgeräten, Toaster, Haartrocknern und anderen kleinen Elektro- und Elektronikgeräten lagen die Konzentrationen zwischen 100 und 1.000 ppm. Bei IT- und Konsumerelektronik (ohne CRT- und Flachbildschirme) lag die DecaBDE-Konzentration knapp unter 1.000 ppm. CRT-Monitore hatten einen Durchschnittswert von 3.200 ppm DecaBDE und CRT-Fernseher von 4.400 ppm (Wäger 2010).

In Untersuchungen von DecaBDE in geschredderten CRT-Gehäusen wurden Konzentrationen von bis zu 21.500 ppm gefunden. Bei drei der sieben untersuchten Proben lag der DecaBDE-Gehalt unter 5.000 ppm und in einer Probe war DecaBDE nicht nachweisbar. Bei Analysen von acht Proben aus geschredderten Kunststoffteilen von gemischten Elektroaltgeräten⁷ wurde in sechs Proben DecaBDE nachgewiesen. Hierbei lag die DecaBDE-Konzentration zwischen 1.000 und 3.000 ppm. (Schlummer 2007)

Bei einer Untersuchung von 230t Elektrokleingeräten in der Schweiz wurden durchschnittlich 510 ppm DecaBDE nachgewiesen (Morf 2005).

Die beschriebenen Untersuchungen zeigen deutlich, dass PentaBDE in Kunststoffen in Elektro- und Elektronikgeräten in geringerem Maße eingesetzt wird als die beiden Handelsformen Octa- und DecaBDE. Die höchsten Konzentrationen weist DecaBDE auf.

Die PBDE-Konzentration, die laut RoHS beim Einsatz neuer Elektro- und Elektronikgeräte nicht überschritten werden darf, liegt bei 1.000 ppm. Sie setzt sich zusammen aus den Konzentrationen von Penta-, Octa- und DecaBDE. Werden die einzelnen Konzentrationen der Untersuchungen aufaddiert, zeigt sich, dass die Konzentration an PBDE in fast allen in den zitierten Studien untersuchten Fraktionen oberhalb des RoHS-Grenzwertes liegt. Bis zum 30.06.2008 gab es eine Ausnahme für den Einsatz von DecaBDE in Elektro- und Elektronikgeräten. Deswegen kann davon ausgegangen werden, dass PBDE auch heutzutage noch in Elektro- und Elektronikaltgeräten zu finden sind und dieser Kunststoff entsprechend nicht für ein Recycling zulässig ist.

Bei CRT-Fernseh- und Monitorgehäusen sind auch die einzelnen Konzentrationen von Octa- und DecaBDE bei den Untersuchungen von Wäger und Schlummer größer als 1.000 ppm. In den Untersuchungen von Elektrokleingeräten von Morf wird der RoHS-Grenzwert bei Addition der Konzentrationen von

⁷ Quelle enthält keine Angabe, welche Elektroaltgeräte verarbeitet wurden.

Octa- und DecaBDE erreicht. Auch bei den Untersuchungen von Elektrokleingeräten von Wäger liegt die kumulierte PBDE-Konzentration über 1.000 ppm. Gleiches gilt für IT-Elektronik.

Bei den Untersuchungen von Kunststoffen aus gemischten Elektroaltgeräten von Schlummer (2007) liegt die aufaddierte PBDE-Konzentration nur bei einer von acht Proben unterhalb des RoHS-Grenzwerts. Die maximale PBDE-Konzentration, die von Schlummer in Kunststoffen von gemischten Elektroaltgeräten bestimmt wurde, beträgt 7.500 ppm.

Selbst bei Addition der Konzentrationen der verschiedenen PBDE wird der RoHS-Grenzwert laut der Untersuchungen von Wäger für Kunststoffe aus Staubsaugern, Flachbildschirmen und Druckern nicht erreicht.

5.5.2.3 TBBPA

TBBPA wird sowohl bei ABS und PS als auch in Platinen als Flammschutzmittel eingesetzt (Kuhn 2004).

TBBPA wurde bei Untersuchungen in großen Haushaltsgeräten und Staubsaugern nicht gefunden. Andere Haushaltskleingeräte sowie IT- und Konsumerelektronik enthielten TBBPA im Bereich von 100 - 10.000 ppm. CRT-Monitore wiesen in den Untersuchungen mit 37.000 ppm einen hohen TBBPA-Gehalt auf. Für CRT-Fernseher lag der Wert bei 1.000 ppm (Wäger 2010).

In einer anderen Untersuchung wurde TBBPA in der gleichen Größenordnung in geschredderten CRT-Gehäusen gefunden. In einer von sieben Proben aus geschredderten CRT-Gehäusen konnte kein TBBPA nachgewiesen werden. Bei drei Proben lag die TBBPA-Konzentration unter 10.000 ppm und bei zweien über 20.000 ppm. Eine Probe wies mit 110.000 ppm einen besonders hohen TBBPA-Gehalt auf (Schlummer 2007).

Untersuchungen von Kunststoffteilen aus geschredderten gemischten Elektroaltgeräten zeigten einen TBBPA-Gehalt in diesen von 3.000 bis 9.600 ppm (Schlummer 2007). Bei einer Untersuchung von 230t Elektrokleingeräten in der Schweiz wurde ein durchschnittlicher TBBPA-Gehalt von 1.420 ppm bestimmt (Morf 2005).

5.5.3 Antimon

Antimon kommt in Kunststoffen in Form von Antimontrioxid vor (Wäger 2010). Antimontrioxid selbst hat keine Flammschutzwirkung, verstärkt aber die Wirkung halogener Flammschutzmittel (Wäger 2010). Hierfür wird in der Regel ein Brom-Antimon-Verhältnis von ca. 2 zu 3 verwendet (Kuhn 2004). Im Jahr 2011 wurden weltweit 52,4 % (108.258 t) des eingesetzten Antimons im Flammschutzmittelbereich verwendet (Schmidt 2013).

Bei Untersuchungen von Gehäusen von CRT-Fernsehern und -Monitoren wurden Antimonkonzentrationen bis zu fast 100.000 ppm nachgewiesen. Durchschnittlich waren 100 – 10.000 ppm Antimon in den CRT-Gehäusen enthalten (Schlummer 2007).

In der gleichen Untersuchung wurden auch Kunststoffteile aus einem Schredderprozess von gemischten Elektro- und Elektronikaltgeräten untersucht. Dabei wurden Antimongehalte zwischen 100 und 10.000 ppm festgestellt (Schlummer 2007).

5.6 Mögliche Aufbereitungsverfahren für Kunststoffe

Für Kunststoffe aus Elektroaltgeräten existieren wie für alle Kunststoffe mehrere Wege der Verwertung. Am hochwertigsten ist die werkstoffliche Verwertung. Hierbei wird durch ein Aufbereitungsverfahren ein Mahlgut hergestellt, welches wieder eingeschmolzen und zu neuen Kunststoffteilen verarbeitet wer-

den kann. Dieser Prozess hat kaum Einfluss auf die chemische Struktur des Kunststoffes. Das werkstoffliche Recycling ist nur dann möglich, wenn die Kunststoffe aus den Altgeräten sortenrein und ohne Verunreinigungen vorliegen. Andernfalls kann es zu massiven Einbußen der werkstofflichen Eigenschaften der neuen Kunststoffe kommen. Durch die Verwendung von recyceltem Kunststoff sind die Umweltauswirkungen fünfmal geringer im Vergleich zu neu produziertem Kunststoff. Darum sollte eine werkstoffliche Verwertung für einen möglichst großen Anteil der Kunststoffe angestrebt werden (VKE 2003, Lechner 2014, Stenvall 2013).

Eine weitere Möglichkeit, die Kunststoffe aus EAG zu verwerten, ist die rohstoffliche Verwertung. Die Kunststoffe werden durch verschiedene Verfahren aufgespalten und in chemische und petrochemische Rohstoffe zerlegt. Hieraus können neue Kunststoffe, aber auch andere Produkte hergestellt werden. Im Gegensatz zur werkstofflichen Verwertung können bei der rohstofflichen Verwertung auch vermischte und verschmutzte Kunststoffe eingesetzt werden (VKE 2003, Lechner 2014).

Sollten diese beiden Verwertungswege nicht möglich sein, bietet sich eine energetische Verwertung an. Hier wird die bei der Verbrennung der Kunststoffe freigesetzte Energie zur Erzeugung von Strom, Dampf oder Wärme verwendet. Dieser Verwertungsweg wird insbesondere besprochen, wenn die Kunststoffe vermischt oder mit Anhaftungen versehen sind und es keine Kapazitäten für eine rohstoffliche Verwertung gibt (VKE 2003, Lechner 2014).

In Abbildung 53 ist dargestellt, dass 2013 in Deutschland 262.000 t Kunststoffe aus Elektro- und Elektronikaltgeräten erfasst wurden. Diese wurden zu 88,9 % energetisch verwertet. Zu einer rohstofflichen Verwertung kam es laut der Studie nicht. 9,5 % der erfassten Kunststoffe aus EAG wurden werkstofflich verwertet (Consultic 2014). Für die skandinavischen Länder gibt es Schätzungen, dass die Recyclingquoten zwischen 10 und 25 % liegen (Baxter 2014).

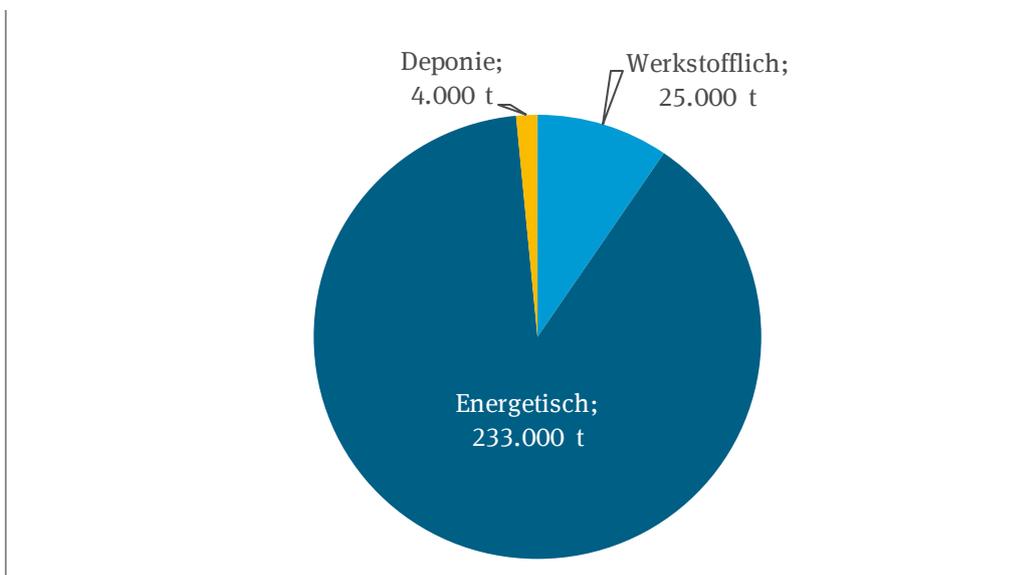


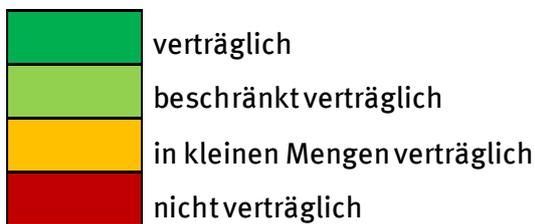
Abbildung 53: Kunststoffaufkommen in EAG und dessen Verwertung 2013 in Deutschland (Consultic 2014)

Nicht alle Kunststoffsorten sind uneingeschränkt miteinander verarbeitbar. Oft kommt es bei einer Vermischung von Kunststoffsorten bei der Verarbeitung zu deutlichen Eigenschaftsverschlechterungen (Rohr 1994). Tabelle 60 gibt einen Überblick darüber, welche Kunststoffsorten prinzipiell gemeinsam aufbereitet werden können und welche nur teilweise oder gar nicht. Die Verträglichkeitstabelle ist nicht symmetrisch. So kann PMMA in geringen Mengen PS als Zumischwerkstoff enthalten, auf der anderen Seite ist PS mit einer Beimischung von PMMA aber in keinem Fall zu verarbeiten. Ebenso kann PE als

Grundwerkstoff beliebig viel PP beigemischt werden, ohne dass es zu Problemen kommt, wohingegen PP nur eine geringe Menge PE beigemischt werden kann.

Tabelle 60: Verträglichkeitstabelle von Thermoplasten (Köhnlechner 2014)

		Zuschwermstoff																	
		ABS	EP	HIPS	PA	PBT	PC	PE	PET	PMMA	POM	PP	PS	PUR	PVC	SAN	PC+ABS	PV+PBT	
Grundwerkstoff	ABS	verträglich	in kleinen Mengen verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	in kleinen Mengen verträglich	verträglich	nicht verträglich	in kleinen Mengen verträglich	verträglich	in kleinen Mengen verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	beschränkt verträglich	beschränkt verträglich	nicht verträglich	verträglich	verträglich	
	EP	beschränkt verträglich	verträglich	beschränkt verträglich	beschränkt verträglich	beschränkt verträglich	beschränkt verträglich	beschränkt verträglich	beschränkt verträglich	beschränkt verträglich	beschränkt verträglich	beschränkt verträglich	beschränkt verträglich	beschränkt verträglich	beschränkt verträglich	beschränkt verträglich	beschränkt verträglich	beschränkt verträglich	beschränkt verträglich
	HIPS	nicht verträglich	nicht verträglich	verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	in kleinen Mengen verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich
	PA	nicht verträglich	nicht verträglich	in kleinen Mengen verträglich	verträglich	in kleinen Mengen verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	in kleinen Mengen verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	in kleinen Mengen verträglich	in kleinen Mengen verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich
	PBT	in kleinen Mengen verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	in kleinen Mengen verträglich	verträglich	verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	in kleinen Mengen verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	in kleinen Mengen verträglich	verträglich	verträglich
	PC	verträglich	in kleinen Mengen verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	verträglich	verträglich	nicht verträglich	verträglich	verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	in kleinen Mengen verträglich	in kleinen Mengen verträglich	verträglich	verträglich	verträglich	verträglich
	PE	nicht verträglich	verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich					
	PET	in kleinen Mengen verträglich	nicht verträglich	in kleinen Mengen verträglich	in kleinen Mengen verträglich	nicht verträglich	verträglich	nicht verträglich	verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	in kleinen Mengen verträglich	in kleinen Mengen verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	in kleinen Mengen verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich
	PMMA	verträglich	nicht verträglich	in kleinen Mengen verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	verträglich	in kleinen Mengen verträglich	nicht verträglich	in kleinen Mengen verträglich	in kleinen Mengen verträglich	beschränkt verträglich	verträglich	verträglich	verträglich	nicht verträglich
	POM	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	in kleinen Mengen verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich
	PP	nicht verträglich	in kleinen Mengen verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich					
	PS	nicht verträglich	nicht verträglich	in kleinen Mengen verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich
	PUR	beschränkt verträglich	nicht verträglich	in kleinen Mengen verträglich	beschränkt verträglich	in kleinen Mengen verträglich	in kleinen Mengen verträglich	in kleinen Mengen verträglich	in kleinen Mengen verträglich	in kleinen Mengen verträglich	in kleinen Mengen verträglich	in kleinen Mengen verträglich	in kleinen Mengen verträglich	in kleinen Mengen verträglich	beschränkt verträglich	beschränkt verträglich	in kleinen Mengen verträglich	in kleinen Mengen verträglich	in kleinen Mengen verträglich
	PVC	beschränkt verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	in kleinen Mengen verträglich	verträglich	verträglich	in kleinen Mengen verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich
	SAN	verträglich	in kleinen Mengen verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	beschränkt verträglich	verträglich	verträglich	verträglich	verträglich	in kleinen Mengen verträglich
	PC+ABS	verträglich	in kleinen Mengen verträglich	verträglich	nicht verträglich	verträglich	verträglich	nicht verträglich	beschränkt verträglich	verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	verträglich	beschränkt verträglich	in kleinen Mengen verträglich	verträglich	verträglich	verträglich	verträglich
PC+PBT	verträglich	in kleinen Mengen verträglich	nicht verträglich	in kleinen Mengen verträglich	verträglich	verträglich	nicht verträglich	beschränkt verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	nicht verträglich	in kleinen Mengen verträglich	nicht verträglich	verträglich	verträglich	verträglich	verträglich	



Der Grund, dass nicht alle Kunststoffsorten gemeinsam aufbereitet werden können, liegt zum einen an chemischen Unverträglichkeiten, zum anderen an den unterschiedlichen Verarbeitungstemperaturen der verschiedenen Kunststoffe. In der Regel beginnt oberhalb der Verarbeitungstemperatur der Polymere deren Zersetzung. Haben zwei Kunststoffe unterschiedliche Verarbeitungstemperaturen (z.B. PVC: 180 - 200 °C, PC: 280 - 320 °C) und eine Mischung aus diesen wird mit der höheren Verarbeitungstemperatur verarbeitet, kann sich der andere in seine Teilprodukte zerlegen oder im schlimmsten Fall entzünden. Wird PVC beispielsweise auf 300 °C erwärmt, kann sich Chlorwasserstoffgas bilden, welches sowohl schädlich für den Kunststoff als auch für die Bearbeitungsmaschinen und das Bedienpersonal

ist. Zusätzlich kann es sein, dass sich verschiedene eingesetzte Additive nicht gut gemeinsam aufbereiten lassen (z.B. halogenierte Flammschutzmittel und Lichtschutzmittel) (IUTA 1998).

Um Kunststoffe werkstofflich zu verwerten, müssen sie also sortenrein vorliegen. Mit verschiedenen Verfahren können aus gemischt anfallenden Kunststoffen Fraktionen gebildet werden, die die gleichen physikalischen Eigenschaften aufweisen. In Tabelle 61 sind physikalische Eigenschaften aufgeführt, die zur Trennung von gemischten Kunststoffsorten herangezogen werden, sowie die hierfür eingesetzten Verfahrenstechniken. Da Additive und Füllstoffe die physikalischen Eigenschaften der Kunststoffe verändern, wird auch die Trennschärfe der eingesetzten Verfahren durch diese beeinflusst.

Tabelle 61: Sortierverfahren, ergänzt nach (Lechner 2014)

Trennung nach:	Technische Umsetzung:	beeinflusst durch:
Benetzbarkeit der Oberfläche	Flotation	Antistatika
Dichte	Schwimm-Sink-Trennung Hydrozyklon-Trennung Trennzentrifuge	Flammschutzmittel Faserverstärkung Füllstoffe
Dielektrizitätskonstante	Elektrostatische Trennung	Antistatika Füllstoffe
Elektromagnetische Strahlung	Spektroskopische Detektionsverfahren: Farbsortierung (sichtbares Licht) NIR-Sortierung (Nahinfrarot) MIR-Sortierung (mittleres Infrarot) Röntgentransmissionsortierung Röntgenfluoreszenzsortierung	Beschichtung Beschichtung
Löslichkeit	Selective-Dissolution-Process	
Partikelgröße*	Sieben Sichten	

* nicht sortenspezifisch

Ein einzelnes Verfahren reicht in der Regel nicht aus, um die große Vielfalt an Kunststoffsorten, die in Elektroaltgeräten vorhanden sind, in reine Fraktionen zu trennen. Additive wie Flammschutzmittel oder Füllstoffe verändern die physikalischen Eigenschaften der Kunststoffe und erschweren somit den Trennprozess zusätzlich. Im Folgenden werden kurz die in Tabelle 61 dargestellten Verfahren beschrieben (Schlummer 2006, Willst 2014).

Bei der Flotation werden Kunststoffteile in eine mit Luft begaste Flüssigkeit gegeben. Die Luftblasen lagern sich selektiv an den Kunststoffen an. Kunststoffsorten, an denen sich viele Luftblasen anlagern, schwimmen dann an der Flüssigkeitsoberfläche auf und können somit getrennt entnommen werden. Allerdings beeinflusst der Einsatz von Antistatika die Benetzbarkeit der Oberfläche und kann so die Trennschärfe verändern (Lechner 2014).

Die Trennung von Kunststoffen nach ihrer Dichte kann mit unterschiedlichen Techniken erfolgen und ist sehr verbreitet. Die einfachste technische Umsetzung der Dichtentrennung ist das Schwimm-Sink-Verfahren in einem Absetzbecken, in dem sich eine Trennflüssigkeit befindet. Kunststoffteile mit einer höheren Dichte als die Trennflüssigkeit sedimentieren in dem Becken, jene mit geringerer Dichte schwimmen auf. Als Trennflüssigkeit kann Wasser eingesetzt werden. Um die Dichte der Trennflüssigkeit und somit die Trennung zu verschieben, können dem Wasser z.B. Salze zugesetzt werden (Lechner 2014, Willenstein 1996).

Um die Trennleistung zu erhöhen, kann neben der Schwerkraft in einem Absetzbecken auch die Zentrifugalkraft genutzt werden. Dies ist bei einem Hydrozyklon oder einer Trennzentrifuge der Fall. Die zu trennenden Kunststoffteile werden gemeinsam mit der Trennflüssigkeit in Rotation gebracht und durch Auftriebs- und Fliehkräfte separiert (IUTA 1994, Lechner 2014, Willenstein 1996).

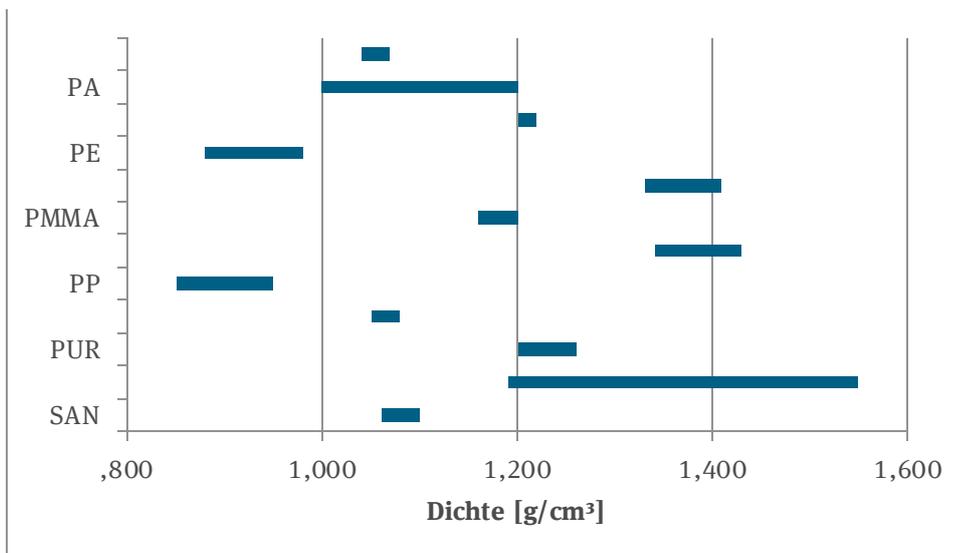


Abbildung 54: Dichten von Kunststoffen ohne Zusätze

In Abbildung 54 sind die Dichten von ungefüllten Kunststoffen ohne Additive zu sehen, die häufig in Elektro- und Elektronikgeräten eingesetzt werden. Mit einer einfachen Schwimm-Sink-Trennung können keine sortenreinen Fraktionen gebildet werden. Bei einer Dichtentrennung bei ca. 1,1 g/cm³ schwimmen ABS, PE, PP, PS und teilweise PA auf. Die restlichen in Elektroaltgeräten häufig eingesetzten Kunststoffe sowie gefüllte oder flammgeschützte Kunststoffe sinken nach unten, da ihre Dichte höher ist. Bei einer weiteren Dichtentrennung bei ca. 1 g/cm³ sinken wiederum ABS, PA und PS zu Boden, wohingegen PE und PP schwimmen. Diese Fraktionen sind dann nicht mehr weiter mit Dichtentrennern separierbar, da sich die in den Kunststoffen vorkommenden Dichten überlappen. Allerdings können dann auf die bereits sortenreduzierten Fraktionen andere Trenntechniken angewandt werden.

Kunststoffe können auch aufgrund ihres unterschiedlichen elektrischen Aufladungsverhaltens getrennt werden. Durch Reibung oder elektrostatische Separatoren können Kunststoffe entweder positiv oder negativ aufgeladen werden. Anschließend werden positiv geladene Kunststoffteile von einer negativen Elektrode angezogen und negativ geladene von einer positiven Elektrode. Zusätzlich wird eine neutrale Mischfraktion mit Teilen gebildet, die sich weder positiv noch negativ aufgeladen haben. Eine optimale Trennung kann erreicht werden, wenn zwei Kunststoffsorten mit unterschiedlicher Dielektrizitätskonstante vorliegen. Der Kunststoff mit der höheren Dielektrizitätskonstante lädt sich positiv auf, der andere negativ. Mit dieser Methode ist es möglich, auch Kunststoffe gleicher Dichte (z.B. ASB/PS, PE/PP) zu trennen. In Abbildung 55 ist das Schema einer mehrstufigen elektrostatischen Trennung zur Erzeugung reiner Fraktionen dargestellt (Köhnlechner 2013, Lechner 2014).

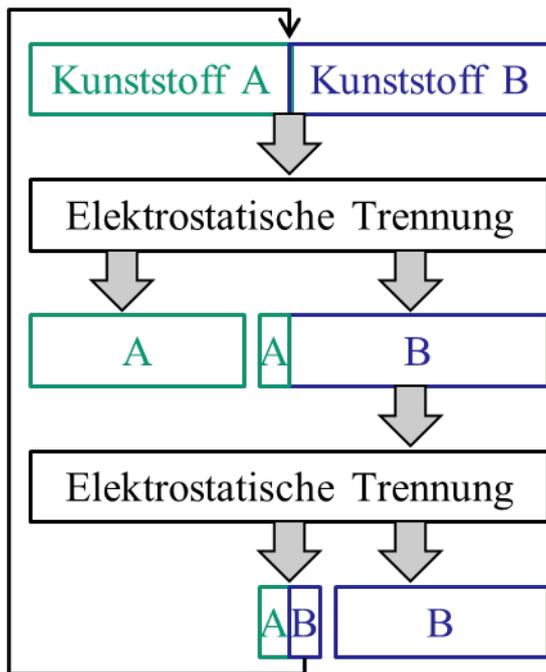


Abbildung 55: Schema einer mehrstufigen elektrostatischen Trennung (Köhnlechner 2013)

Weiterhin können verschiedene Sensor-Sortierverfahren eingesetzt werden, um Kunststoffteile aufgrund von optischen Merkmalen zu trennen. Bei diesen Verfahren werden die Detektion und die Trennung in unterschiedlichen Prozessschritten umgesetzt. Zunächst wird mit einem Sensor eine bestimmte Eigenschaft des Kunststoffteils erfasst. Kann eine definierte Eigenschaft erkannt werden, werden die Teile z.B. mit Hilfe von Druckluftventilen gezielt aus dem gemischten Kunststoffstrom ausgebracht. In den Sensoren können verschiedene spektroskopische Detektionsverfahren eingesetzt werden.

Mit Farbkameras ist eine Sortierung von Kunststoffteilen nach ihrer Farbe möglich. Es können Teile einer bestimmten oder mehrerer Farben ausgebracht werden. Dieses Vorgehen ist bei Kunststoffen aus Elektroaltgeräten in der Regel nicht zielführend, da kein direkter Zusammenhang zwischen der Farbe und der Kunststoffsorte besteht (Lindweiler 2015).

Bei der Sortierung mit Nahinfrarotspektroskopie (NIR) werden die Kunststoffteile mit Licht im infraroten Spektralbereich bestrahlt und das von den Kunststoffteilen reflektierte Licht ausgewertet. Da jede Kunststoffsorte ein charakteristisches Absorptionsspektrum hat, können die Sorten auf diese Weise bestimmt werden. Zugewetzte FSM oder sonstige Additive ergeben im Spektrum zusätzliche Peaks, die in der Regel den kunststoffsortenspezifische Fingerprintbereichs des Spektrums nicht beeinflussen, sodass die Kunststoffsorte unbeeinträchtigt identifizierbar bleibt. Allerdings können schwarze und sehr dunkle Kunststoffe nicht mit dieser Methode sortiert werden, da die dunklen Oberflächen die Strahlung nicht reflektieren. Auch beschichtete oder lackierte Kunststoffe können mit dem NIR nicht eindeutig bestimmt werden, da die Oberfläche in diesem Fall ein anderes Absorptionsspektrum haben kann, als der Basis-kunststoff. Sowohl schwarze als auch lackierte Kunststoffe kommen jedoch sehr häufig in Gehäusen von Elektro- und Elektronikgeräten vor. Erforscht wurde neben der Kunststoffdetektierung die Detektion von Flammenschutzmitteln; dies wurde bisher jedoch nicht in industriellem Maßstab umgesetzt (IUTA 1998, Köhnlechner 2013, Lechner 2014).

Auch die Detektion von Kunststoffsorten mit Hilfe von mittleren Infrarotstrahlen ist möglich. Das Prinzip ist hierbei das gleiche wie bei der Nahinfrarotspektroskopie, allerdings unter Anwendung eines anderen Wellenlängenbereichs (3 – 50 µm). Da dieser Bereich weiter vom sichtbaren entfernt ist als beim NIR, können mit dieser Methode auch schwarze Kunststoffe identifiziert werden. Allerdings verhindert die lange Detektionszeit (< 1 sek) einen sinnvollen industriellen Einsatz (IUTA 1998).

Bei einer Sortierung mittels Röntgentransmission werden die Kunststoffteile mit Röntgenstrahlung durchdrungen und ihr Absorptionsgrad detektiert. Bei größerer Atommasse wird mehr Röntgenstrahlung absorbiert. Zwar beeinflusst auch die Materialdicke die Absorption, allerdings kann dies durch den Einsatz zweier unterschiedlicher Intensitätsstufen ausgeglichen werden (Lindweiler 2015).

Ein weiteres Detektierverfahren mit Röntgenstrahlung bildet die Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA). Durch die Röntgenstrahlung werden chemische Elemente angeregt und emittieren spezifische Energien. Diese abgestrahlten Energiespektren werden von einem Sensor erfasst und von einer Software bestimmten Elementen zugeordnet (IUTA 1998, Lindweiler 2015).

Die Trennung von Kunststoffen mit Lösemitteln stellt ein aufwendiges Verfahren dar, welches in der Praxis aufgrund des hohen Chemikalieneinsatzes selten angewandt wird. Durch die unterschiedliche Löslichkeit von Kunststoffen in verschiedenen Lösemitteln oder bei verschiedenen Lösemitteltemperaturen können bestimmte Kunststoffsorten selektiv gelöst und anschließend mit einer Verdampfung des Lösemittels zurückgewonnen werden. Im Sumpf verbleiben sämtliche Zusatzstoffe wie z.B. Flammenschutzmittel und Füllstoffe (IUTA 1994, Lechner 2014).

Liegen die Kunststoffteile in verschiedenen Formen oder Partikelgrößen vor, beispielsweise Folien und kompaktere Kunststoffteile, können diese durch ein Sieb oder einen Windsichter getrennt werden. Je nach Input können sich bestimmte Kunststoffsorten in den gebildeten Fraktionen anreichern und dann mit anderen Trennverfahren weiter separiert werden (Lechner 2014).

Industriell eingesetzt werden für Elektroaltgeräte vorwiegend die Verfahren der Dichtentrennung und die elektrostatische Trennung.

5.7 Eigene Analysen von Kunststoffen

Es wurden Analysen von Kunststoffen aus Elektroaltgeräten durchgeführt und sowohl Kunststoffteile aus der maschinellen Zerkleinerung und Aufarbeitung als auch aus der manuellen Demontage von Elektroaltgeräten untersucht. Die Probenahme erfolgte durch DrBE und im Falle von großen Kunststoffteilen aus LCD-Fernsehern durch IUTA. Die Probenaufbereitung und Analyse erfolgte durch IUTA. Es wurden Analysen zu den Kunststoffsorten durchgeführt sowie die Konzentrationen der RoHS-Metalle Blei, Cadmium und Chlor, der flammenschutzmittelrelevanten Stoffe Antimon, Brom und Chlor sowie verschiedener Flammenschutzmittel wurden bestimmt. Da die Literaturrecherche ergeben hat, dass Quecksilber bereits vor Jahren nicht mehr in nennenswerten Mengen in Kunststoffen aus Elektroaltgeräten detektierbar war, wurde dieses RoHS-Metall nicht weiter untersucht.

5.7.1 Analysemethoden

5.7.1.1 Kunststoffsortenbestimmung

Die Bestimmung der Kunststoffsorten wurde mit einem Infrarotspektrometer (IR) Shimadzu IRAffinity-1S (siehe Abbildung 56) durchgeführt. Das IR wurde mit einer ATR-Einheit (attenuated total reflection - abgeschwächte Totalreflexion) betrieben.

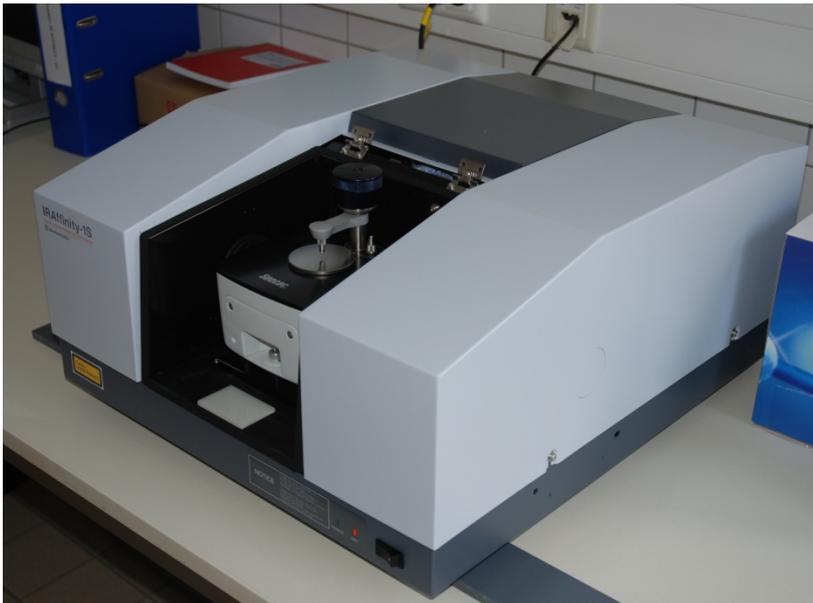


Abbildung 56: Shimadzu IRAffinity-1S mit ATR-Einheit

Bei der Messung wird das zu bestimmende Probematerial auf den ATR-Kristall gepresst und ein Infrarotstrahl mit einem Wellenlängenbereich von $4.500 - 600 \text{ cm}^{-1}$ trifft auf die Oberfläche der Probe. Das durch die Anregung erzeugte Spektrum wird im Kristall mehrfach reflektiert (siehe Abbildung 57). Ein Teil des Spektrums wird absorbiert. Das austretende Spektrum wird von einem Detektor erfasst. Die Gerätesoftware vergleicht das gemessene Spektrum mit hinterlegten Spektren bekannter Stoffe in einer umfangreichen Bibliothek.

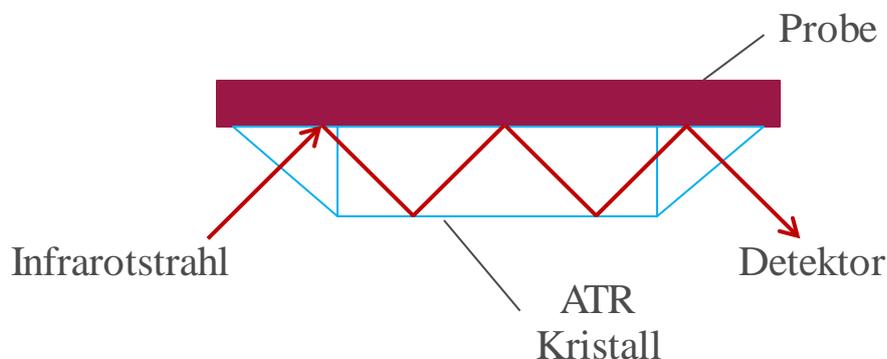


Abbildung 57: Schema der Spektromessung im IR mit ATR

5.7.1.2 Flammschutz- und Elementscreening

Um die Schadstoffrelevanz der Kunststoffproben zu verifizieren, wurden die Konzentrationen von Blei, Cadmium und Chrom nach DIN EN ISO 16171 bestimmt.

Mit den Kunststoffproben wurde ein Flammschutzmittelscreening nach DIN EN ISO 22032 durchgeführt. Dabei können folgende Flammschutzmittel detektiert werden:

- TeBDE (Tetrabromdiphenylether)
- PBDE (472,2',4,4'-Tetrabromdiphenylether)
- PeBDE (Pentabromdiphenylether)
- PBDE (992,2',4,4',5-Pentabromdiphenylether)

- PBDE (1002,2',4,4',6-Pentabromdiphenylether)
- HxBDE (Hexabromdiphenylether)
- HpBDE (Heptabromdiphenylether)
- OBDE (Octabromdiphenylether)
- NBDE (Nonabromdiphenylether)
- DeBDE (Decabromdiphenylether)
- TBBPA (Tetrabrombisphenol-A)
- DeBB (Decabrombiphenyl)
- HBCD (Hexabromcyclododecan)

Zusätzlich wurden die Konzentrationen der Flammenschutzmittelbestandteile Antimon, Brom und Chlor analysiert. Antimon wurde dabei nach DIN EN ISO 16171 untersucht. Die Bestimmung von Brom und Chlor erfolgt nach DIN EN 15408 und DIN EN ISO 10304-1.

5.7.2 Analysen von nichtmetallischer Restfraktion

Es wurden Analysen von Kunststoffteilen aus einer exemplarischen maschinellen Zerkleinerung und Aufbereitung von Elektroaltgeräten durchgeführt. Hierzu wurden von DrBE Proben aus einer nichtmetallischen Restfraktion (NMRF) genommen. Laut Angaben des Behandlers werden große Rahmenteile von Fernsehern oder Monitoren aus der Aufgabefraktion vor der Zerkleinerung entfernt, sodass sich diese nicht in der NMRF wiederfinden. Weiterhin werden durch eine optische Sortierung Leiterplattenreste aus der NMRF entfernt.

5.7.2.1 Probenahme

Die nichtmetallische Restfraktion ist eine Ausgangsfraktion einer Aufbereitungsanlage für Elektroaltgeräte. Die Elektroaltgeräte werden in Abrollcontainern bei der Anlage angeliefert, welche diese abrutschen lassen. Anschließend erfolgt eine überdachte Lagerung im Haufwerk und, nach einer Fehlwurfskontrolle, die Aufgabe in einen Vorbrecher mit nachgeschalteter manueller Schadstoffentfrachtung in einer Sortierkabine. Nach der Entfrachtung wird das Material weiter zerkleinert und durchläuft eine automatische Trenntechnik zur Abscheidung der Metallfraktionen. So entsteht eine nichtmetallische Restfraktion, die kontinuierlich die Anlage verlässt.

Die Anlage ist vor der Probenahme leer gelaufen und gereinigt worden. Während der Probenahme befand sich die Anlage im Normalbetrieb. Für die Probenahme wurden ca. 5 t bzw. 30 m³ Elektroaltgeräte der Gruppe 5 (neu) behandelt, was ca. der Füllung eines Containers entspricht. Bei den behandelten Elektronikaltgeräten handelte es sich um Material von öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern aus der Abholkoordination der Stiftung ear. Aus ca. 5 t bzw. 30 m³ Ausgangsmaterial werden laut Aussage des Anlagenbetreibers ca. 1 t nichtmetallische Restfraktion erzeugt.

Nach den Vorgaben des LAGA Merkblatts PN 98 wurden von DrBE acht Einzelproben zwischen 2,7 und 4,5 kg genommen. Insgesamt wogen die Proben 26,9 kg. Die Probenahme erfolgte aus dem kontinuierlich fallenden Abfallstrom in einer geschlossenen Halle. Ein Beispiel für die genommenen Proben der nichtmetallischen Restfraktion ist in Abbildung 58 abgebildet.



Abbildung 58: Probenahme der nichtmetallischen Restfraktion

Die erzeugte Fraktion wird laut Angabe des Anlagenbetreibers zur stofflichen Verwertung verkauft. Durch den Abnehmer erfolgt eine weitere Klassierung zur Herstellung von Zielfractionen.

5.7.2.2 Bestimmung von Kunststoffsorten mit IR-ATR

Zur Bestimmung von Kunststoffsorten aus der nichtmetallischen Restfraktion (NMRF) wurden den Proben von IUTA einzelne Kunststoffteile entnommen. Diese wurden anschließend mit dem IR-ATR untersucht. Zur Entnahme der einzelnen Teile wurden die Proben jeweils auf einer Kunststofffolie ausgebreitet (siehe Abbildung 59).



Abbildung 59: Übersicht einer Einzelprobe der NMRF (Probe 6)

Es wurden insgesamt 200 Kunststoffteile mit einem Gesamtgewicht von 276 g aus der NMRF entnommen⁸. Dabei wurden Teile verschiedener Größe sowie verschiedener Farbe je mit einer Häufigkeit ausgewählt, die dem visuellen Gesamtbild der Proben entsprach. Sehr kleine Kunststoffteile wurden nicht ausgewählt, da diese nicht genug Oberfläche für die Messungen mit dem IR aufwiesen. Es wurden nur Kunststoffteile ohne Anhaftungen ausgewählt. Andere Materialien wie Holz, Pappe, Platinen und Kupferkabel wurden nicht untersucht. In Abbildung 60 sind verschiedene Größen, Geometrien und Materialien der Proben zu erkennen.



Abbildung 60: Vielfalt der Teile und Materialien der NMRF (Probe 2)

Die entnommenen Teile wurden mit dem in Kapitel 5.7.1.1 beschriebenen IR auf ihre Kunststoffsorte untersucht. Die Häufigkeit der vorkommenden Kunststoffsorten ist in Abbildung 61 dargestellt.

⁸ 1. Probenahmerunde: 15 Teile je genomener Probe 1-8; 2. Probenahmerunde: 20 Teile je hergestellter Mischprobe A-D.

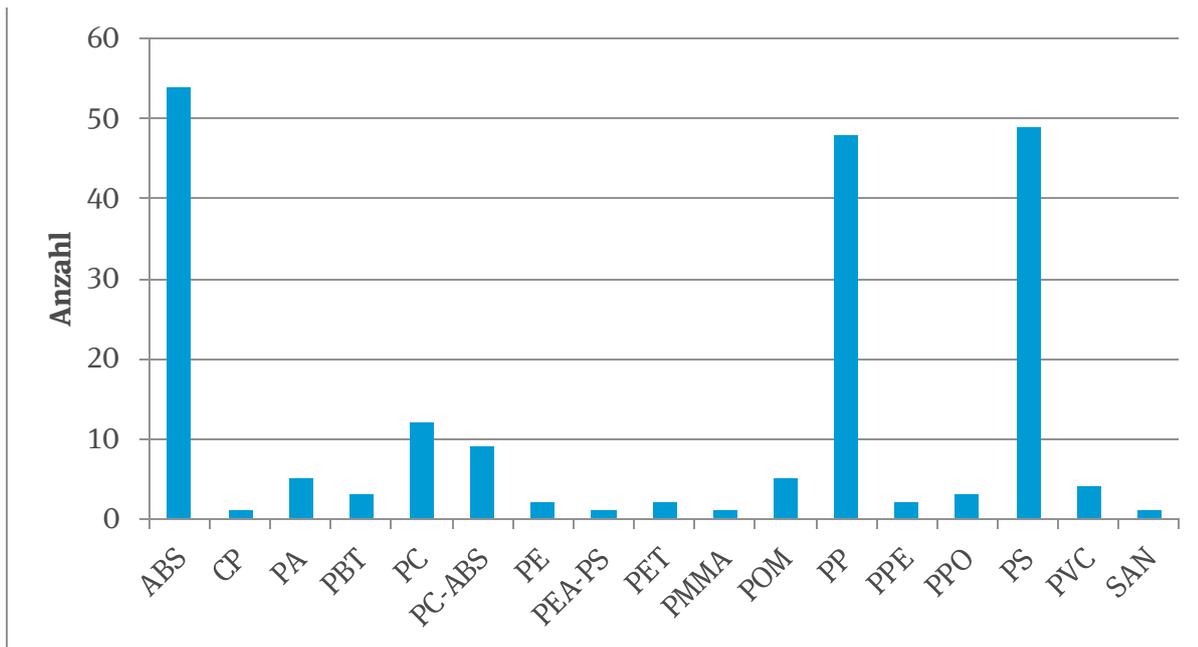


Abbildung 61: Häufigkeit verschiedener Kunststoffsorten bei 200 Kunststoffteilen aus nichtmetallischer Restfraktion

In den 200 untersuchten Kunststoffteilen konnten 16 verschiedene Kunststoffsorten detektiert werden. Da aber nur ein Teil der genommenen Proben untersucht wurde, wird von einer noch größeren Sortenvielfalt ausgegangen. Die Kunststoffsorten, die am häufigsten bestimmt wurden, sind ABS, PS und PP. PC und PC-ABS wurden ebenfalls mehrfach detektiert. Alle anderen Kunststoffsorten wurden nur vereinzelt festgestellt.

5.7.2.3 Chemische Analysen

Für die Durchführung der chemischen Analysen wurden die Proben weiter aufbereitet. Hierfür wurde wie in LAGA PN 98 vorgesehen 2 Mischproben aus je 4 Einzelproben hergestellt (Tab. 2, LAGA PN 98). Die Einzelproben wurden auf einer Kunststofffolie vereint und intensiv vermischt. Anschließend wurden die Mischproben durch Aufkegeln, Vierteln und Zusammennehmen je zweier gegenüberliegender Probenanteile getrennt. Um eine Doppelbestimmung sinnvoll zu gestalten, wurde abweichend von Probenahmervorschrift des LAGA PN 98 nach dem ersten Aufkegeln und Vierteln der Probe nicht die Hälfte der Probe (zwei gegenüberliegende Viertel) verworfen, sondern mit diesen eine Parallelprobe generiert (Proben B und D). Die so entstandenen Proben (A – D) wurden durch Aufkegeln und Vierteln weiter verjüngt, bis eine weitere Probenteilung zu einer Unterschreitung des Mindestvolumens für die Laborprobe geführt hätte, welche laut LAGA PN 98 2 l betrug (Tab. 3, LAGA PN 98). In Abbildung 62 sind die einzelnen Schritte zur Vorbereitung der Laborproben dargestellt.

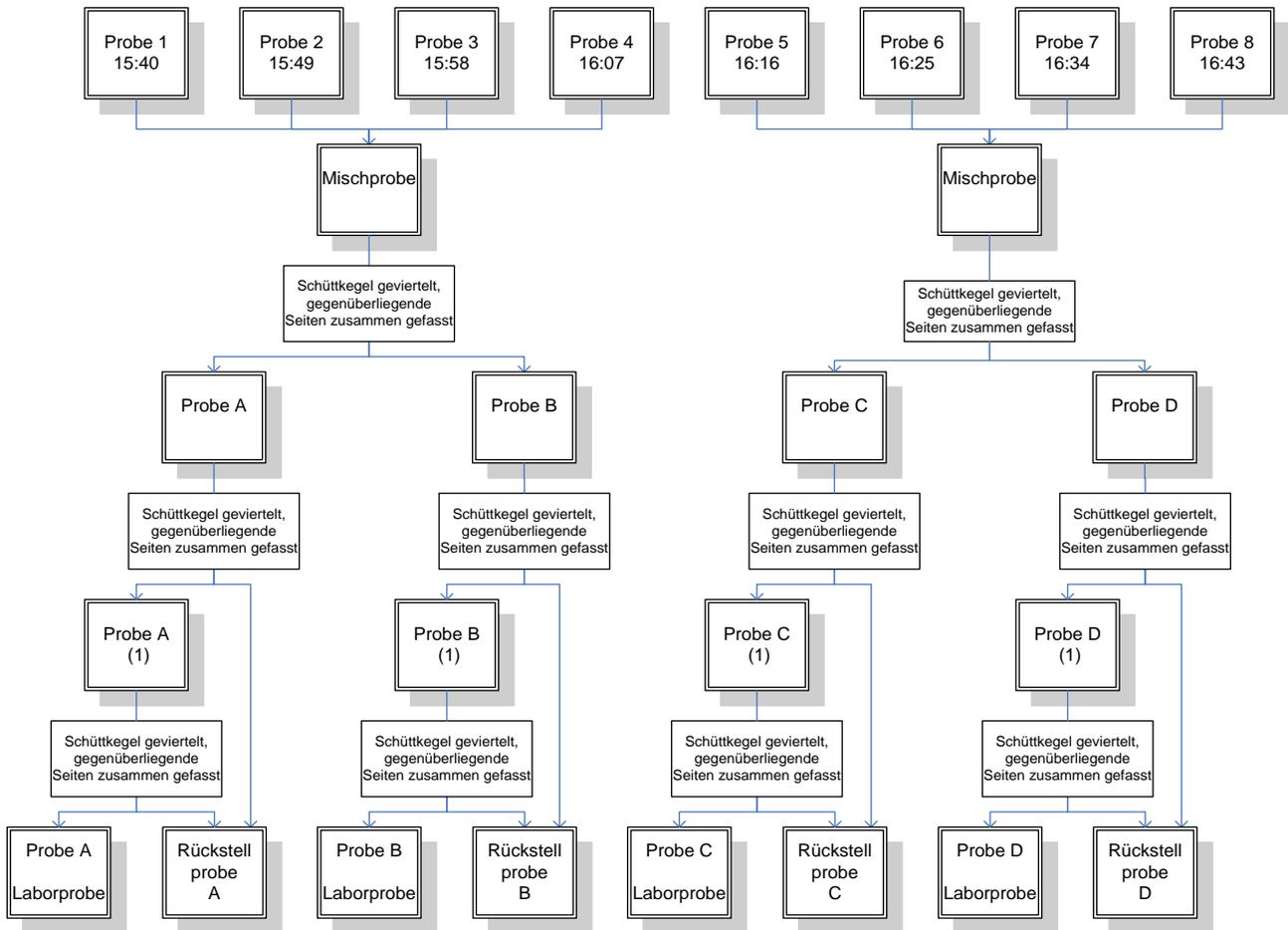


Abbildung 62: Aufbereitung der NMRF in Anlehnung an LAGA PN 98

Die Laborproben wurden als Vorbereitung auf die Analyse jeweils zerkleinert. Zunächst wurde dafür eine Labor-Universal-Schneidmühle von Fritsch mit einem eingesetzten Sieb mit Lochweite 6 mm genutzt (siehe Abbildung 63). Anschließend wurde das Material mit der gleichen Mühle auf kleiner 4 mm zerkleinert. Das Material mit dieser Korngröße ist in Abbildung 64 abgebildet.

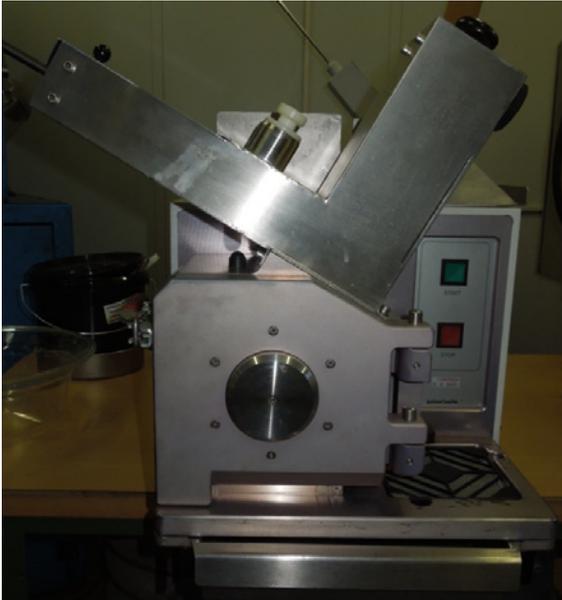


Abbildung 63: Labor-Universal-Schneidmühle



Abbildung 64: Probe der NMRF, zerkleinert auf < 4 mm (Probe A)

Die so erzeugten Proben wurden gemäß DIN EN ISO 16171, DIN EN 15408/DIN EN ISO 10304-1 und DIN EN ISO 22032 von einem akkreditiertem Labor auf Schadstoffe und Flammschutzmittel analysiert. Die Ergebnisse sind in Tabelle 62 und Tabelle 63 dargestellt.

Tabelle 62: Ergebnisse der chemischen Analyse auf Schadstoffe der NMRF (fett gedruckte Werte liegen über dem RoHS-Grenzwert)

Analyse	Probe A	Probe B	Probe C	Probe D
Blei ^a [ppm]	1.540	99	573	200
Cadmium ^a [ppm]	8,3	5,7	5,5	6,2

Analyse	Probe A	Probe B	Probe C	Probe D
Chrom ges. ^a [ppm]	22	30	15	13

^a DIN EN ISO 16171

Die untersuchten Schadstoffe Blei, Cadmium und Chlor konnten in allen vier Proben der NMRF nachgewiesen werden.

Blei wurde von den untersuchten Schadstoffen jeweils mit der höchsten Konzentration nachgewiesen. Bei Probe A wurde eine Bleikonzentration von 1.540 ppm bestimmt. Dieser Wert liegt oberhalb des RoHS-Grenzwerts für den Einsatz in neuen Elektro- und Elektronikgeräten. Die Ursache könnte in einem Bleilot liegen, aber auch aus den Kunststoffen herrühren. Aufgrund der Inhomogenität der Mischprobe ist dies nicht verifizierbar. Bei den anderen Proben wurden Bleikonzentrationen unterhalb des RoHS-Grenzwerts festgestellt.

Auffällig ist, dass in Probe B mit 99 ppm eine deutlich niedrigere Blei-Konzentration als in Probe A bestimmt wurde, obwohl beide Proben aus derselben Mischprobe stammten (vgl. Abbildung 62). Dies lässt darauf schließen, dass es sich bei dem untersuchten Stoffstrom um ein sehr heterogenes Gemisch gehandelt hat.

In den Proben wurden Cadmiumkonzentrationen zwischen 5,5 und 8,3 ppm festgestellt, was deutlich unterhalb des RoHS-Grenzwerts von 100 ppm liegt. Gleiches gilt für die bestimmten Chromkonzentrationen zwischen 13 und 30 ppm, für die der RoHS-Grenzwert bei 1.000 ppm liegt.

Tabelle 63: Ergebnisse der chemischen Analyse auf Flammschutzmittel der NMRF (fett gedruckte Werte liegen über dem RoHS-Grenzwert)

Analyse	Probe A	Probe B	Probe C	Probe D
Antimon ^a [ppm]	162	475	551	174
Brom ges. ^b [Masse-%]*	0,4	0,26	0,48	0,11
Chlor ges. ^b [Masse-%]*	1,8	0,95	0,68	1,3
TBBPA ^c [ppm]	2.100	1.700	1.000	1.600
DecaBDE ^c [ppm]	< 50	220	1.200	4.100
NBDE ^c [ppm]	< 50	< 50	< 50	83
OctaBDE ^c [ppm]	< 20	< 20	< 20	< 20
PBDE 28 ^c [ppm]	< 1	< 1	< 1	< 1
TeBDE ^c [ppm]	< 10	< 10	< 10	< 10
PBDE 47 ^c [ppm]	< 1	< 1	< 1	< 1

Analyse	Probe A	Probe B	Probe C	Probe D
PeBDE ^c [ppm]	< 10	< 10	< 10	< 10
PBDE 99 ^c [ppm]	< 1	< 1	< 1	< 1
PBDE 100 ^c [ppm]	< 1	< 1	< 1	< 1
HxBDE ^c [ppm]	< 10	< 10	< 10	< 10
HpBDE ^c [ppm]	< 15	< 15	< 15	< 15
DecaBB ^c [ppm]	< 50	< 50	< 50	< 50
HBCD ^c [ppm]	< 50	< 50	< 50	< 50

Werte „< X“ lagen unterhalb der jeweiligen Nachweisgrenze

^a DIN EN ISO 16171

^b DIN EN 15408 / DIN EN ISO 10304-1

^c DIN EN ISO 22032

* 1 Masse-% = 10.000 ppm

Die im Zusammenhang mit Flammenschutzmitteln untersuchten Elemente Antimon, Brom und Chlor konnten in allen vier analysierten Proben der nichtmetallischen Restfraktion nachgewiesen werden. Die meisten Konzentrationen der im Flammenschutzmittelscreening untersuchten Flammenschutzmittel lagen unter der Nachweisgrenze. Lediglich TBBPA, DecaBDE und NonaBDE konnten in einer oder mehreren Proben nachgewiesen werden.

Antimon wurde in Konzentrationen zwischen 162 und 551 ppm in den Proben der NMRF bestimmt.

Es wurde ein Gesamt-Bromgehalt in den untersuchten Proben von 0,11 – 0,48 % festgestellt. Der Gesamt-Chlorgehalt wurde auf 0,68 – 1,8 % bestimmt. Das Chlor kommt sowohl in chlorhaltigen Flammenschutzmitteln als auch in Kabelummantelungen aus PVC vor.

TBBPA wurde in allen vier untersuchten Proben in Konzentrationen zwischen 1.000 und 2.100 ppm nachgewiesen. In Probe A wurden durch das Screening keine weiteren Flammenschutzmittel festgestellt. TBBPA wird in ABS-Kunststoffen und in Leiterplatten eingesetzt. Die NMRF enthielt auch Teile von Platinen, sodass nicht gesagt werden kann, ob das TBBPA aus Kunststoffen oder den Leiterplatten stammt.

DecaBDE wurde in drei der vier Proben der NMRF nachgewiesen. In Probe B wurde eine DecaBDE-Konzentration unter dem RoHS-Grenzwert für neue Elektro- und Elektronikgeräte festgestellt. Bei Probe C wurde die Konzentration über dem Grenzwert nachgewiesen. Eine Konzentration, die mehr als das Vierfache des RoHS-Grenzwerts beträgt, wurde in Probe D festgestellt. Der Vergleich von Probe A und Probe D lässt auf eine starke Inhomogenität des Materials der NMRF schließen.

Als einziger weiterer Stoff wurde NonaBDE beim Flammenschutzmittelscreening in Probe D mit 83 ppm nachgewiesen.

5.7.3 Analysen großer Kunststoffteile aus manueller Demontage

5.7.3.1 Probenahme

Im Rahmen der Demontageversuche von DrBE (siehe Kapitel 3.6) wurden Kunststoffteile aus den zerlegten Geräten entnommen, welche groß waren und wenig Anhaftungen hatten. Diese wurden dann zur weiteren Analyse ins IUTA geschickt.

LCD-Fernseher bestehen zu 30 % aus Kunststoff. In der Literaturrecherche (siehe Kapitel 5.5.2) wurden Kunststoffe aus Flachbildschirmen als wenig flammenschutzmittelbelastet identifiziert. Darum sollen verschiedene Kunststofffraktionen aus LCD-Fernsehern in diesem Projekt näher untersucht werden. Im IUTA Entsorgungszentrum wurden diese exemplarisch aus der laufenden manuellen Demontage von Flachbildschirmgeräten entnommen. Es wurden zehn Gehäuserückwände (RW), zehn dünne, milchig-trübe Streuscheiben (MTSS), elf dicke, durchsichtige Streuscheiben (DSS) sowie sechs Polarisationsfolien (PF) (jeweils drei aus zwei Geräten) aus unterschiedlichen LCD-Fernsehern entnommen.

5.7.3.2 Bestimmung von Kunststoffsorten mit IR-ATR

Mit dem IR-ATR (vgl. Kapitel 5.7.1.1) wurden jeweils die Kunststoffsorten der großen Kunststoffteile bestimmt. Anhaftungen wurden nicht einzeln analysiert. Wenn auch kleinere Kunststoffteile einzeln vorlagen (z.B. bei Staubsaugern), wurden diese auch auf ihre Kunststoffsorte hin bestimmt. Die Nummern der untersuchten Teile wurden an die Demontageversuche angelehnt (siehe Kapitel 3.6). Lagen mehrere Kunststoffteile von einem Gerät vor, wurden diese mit einer weiteren Nummerierung nach einem Punkt gekennzeichnet (z.B. 13.1, 13.2, etc).

Router

In Abbildung 65 sind die Gehäuse der untersuchten Router abgebildet. Es wurden vier Geräte untersucht, welche aus jeweils zwei Gehäuseteilen bestanden. Tabelle 64 gibt das Gewicht der Gehäuseteile sowie die mit dem IR bestimmte Kunststoffsorte wieder. Bei allen Gehäuseteilen wurde die Kunststoffsorte als ABS bestimmt.



Abbildung 65: Untersuchte Routergehäuse

Tabelle 64: Ergebnisse der Kunststoffbestimmung mit IR-ATR von Routergehäusen

Probe	Gewicht [g]	Kunststoff (IR)
13.1	105,8	ABS
13.2	158,7	ABS
14.1	106,1	ABS
14.2	159,6	ABS
15.1	78,0	ABS
15.2	80,3	ABS
16.1	80,1	ABS
16.2	85,1	ABS

Videorecorder

In Abbildung 66 sind die untersuchten Videorecordergehäuse aus zwei Geräten abgebildet. In Tabelle 65 sind die Ergebnisse der Kunststoffbestimmung dargestellt. Für beide Gehäuseteile wurde PS als Kunststoffsorte festgestellt.

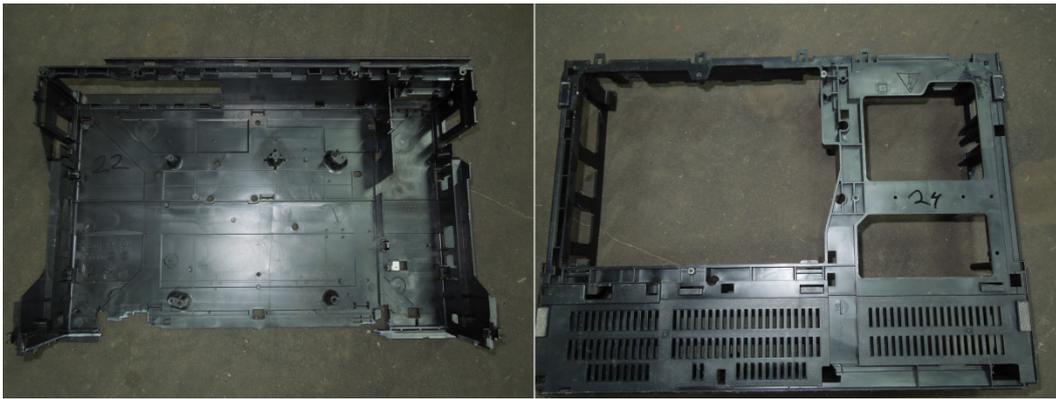


Abbildung 66: Untersuchte Videorecordergehäuse

Tabelle 65: Ergebnisse der Kunststoffbestimmung mit IR-ATR von Videorecordergehäusen

Probe	Gewicht [g]	Kunststoff (IR)
22	483	PS
24	563	PS

Receiver

In Abbildung 67 sind die Gehäuseteile des untersuchten Receivers abgebildet. Bei dem oberen Teil (41.1) wurde nur das äußere, größere Kunststoffteil, nicht das eingebaute Sichtfenster untersucht. Die Ergebnisse der Kunststoffbestimmung sind in Tabelle 66 dargestellt. Für beide Teile wurde die Kunststoffsorte als PS bestimmt.



Abbildung 67: Untersuchtes Receivergehäuse

Tabelle 66: Ergebnisse der Kunststoffbestimmung mit IR-ATR von Receivergehäuse

Probe	Gewicht [g]	Kunststoff (IR)
42.1	49,6	PS
42.2	270,0	PS

Kompaktaudioanlagen

In Abbildung 68 sind zwei große Kunststoffteile aus einer Kompaktaudioanlage abgebildet. Links (51.1) ist ein Gehäuseteil zu sehen, rechts (51.2) ein Dreifach-CD-Wechsler. Der Dreifach-CD-Wechsler bestand aus verschiedenen Kunststoffteilen und weiteren Komponenten. Es waren mehrere Kunststoffzahnräder, Leiterplatten und Metallteile enthalten.



Abbildung 68: Untersuchte Teile von Kompaktaudioanlage

In Tabelle 67 sind die Ergebnisse der Kunststoffbestimmung dargestellt. Für das Gehäuse der Kompaktaudioanlage wurde PS als Sorte festgestellt, für das große Kunststoffteil des Dreifach-CD-Wechslers ABS.

Tabelle 67: Ergebnisse der Kunststoffbestimmung mit IR-ATR von Teilen von Kompaktaudioanlage

Probe	Gewicht [g]	Kunststoff (IR)
51.1	536,6	PS
51.2	1028,5	ABS

Tragbare CD-Spieler

In Abbildung 69 sind Kunststoffteile von zwei tragbaren CD-Spielern abgebildet. Das rechte (62) besaß mit den Lautsprecherabdeckungen Metallanhaftungen und weitere Kunststoffteile. In Tabelle 68 sind die Ergebnisse der IR-Messungen dargestellt. Bei einem der Teile wurde die Kunststoffsorte mit ABS bestimmt, bei dem anderen mit PS.



Abbildung 69: Untersuchte Teile von tragbaren CD-Spielern

Tabelle 68: Ergebnisse der Kunststoffbestimmung mit IR-ATR von Teilen von tragbaren CD-Spielern

Probe	Gewicht [g]	Kunststoff (IR)
61	105,1	ABS
62	718,4	PS

Staubsauger

Abbildung 70 stellt die untersuchten Kunststoffteile aus vier verschiedenen Staubsaugern dar. Von den beiden oberen Geräte (70 und 71) standen zwei Kunststoffteile zur Verfügung, von den beiden unteren fünf bzw. sechs. Alle großen Kunststoffteile hatten Anhaftungen. Dies waren Metalle (z.B. Schrauben) oder andere Kunststoffteile (z.B. Rollen, Dichtungen, Knöpfe).



Abbildung 70: Untersuchte Teile von Staubsaugern

In Tabelle 69 sind die Gewichte der einzelnen Kunststoffteile sowie deren mit dem IR bestimmten Kunststoffsorte dargestellt. Bei den meisten Kunststoffteilen wurde ABS als Kunststoffsorte bestimmt. Bei den unteren Gehäuseteilen mit den Rollen wurde in zwei Fällen (71.2 und 72.1) PP als Kunststoffsorte festgestellt, in einem (73.4) ABS. Bei allen weiteren Gehäuseteilen wurde ABS bestimmt. Bei inneren Bauteilen (z.B. Halterung Staubsaugerbeutel) wurden die Kunststoffsorten ABS, PP oder PC festgestellt.

Tabelle 69: Ergebnisse der Kunststoffbestimmung mit IR-ATR von Teilen aus Staubsaugern

Probe	Gewicht [g]	Kunststoff (IR)
70.1	550,7	ABS
70.2	147,7	ABS

Probe	Gewicht [g]	Kunststoff (IR)
71.1	843,3	ABS
71.2	1278,8	PP
72.1	1087,6	PP
72.2	575,8	ABS
72.3	12,1	ABS
72.4	292,6	ABS
72.5	72,9	PP
73.1	178,5	ABS
73.2	585,5	ABS
73.3	54,4	PP
73.4	1006,2	ABS
73.5	159,8	ABS
73.6	107,6	PC

LCD-Fernseher

In Abbildung 71 sind die untersuchten Gehäuserückwände aus LCD-Fernsehern abgebildet. In Tabelle 70 sind die Ergebnisse der Kunststoffsortenbestimmung mit dem IR-ATR dargestellt. Bei jeder Rückwand wurde auch dokumentiert, welche Kunststoffsorte das Teil laut der Prägung haben sollte und welches Gewicht es hatte.



Abbildung 71: Untersuchte Rückwände von LCD-Fernsehern

Tabelle 70: Ergebnisse der Kunststoffbestimmung mit IR-ATR von Gehäuserückwänden aus LCD-Fernsehern

Probe	Kennzeichnung	Gewicht [g]	Kunststoff (IR)
RW 1	Pfeil nicht eindeutig	1.200	ABS
RW 2	HIPS	1.148	PS
RW 3	PS	1.950	ABS
RW 4	PC+ABS (FR40)	2.150	PC + ABS
RW 5	Pfeil nicht eindeutig	2.052	PS
RW 6	PS+PPE FR 40	1.400	PS + PPE
RW 7	ABS FR 17	1.650	ABS
RW 8	ABS HB	1.450	ABS
RW 9	PS 94 HB	1.650	ABS
RW 10	PS FR (17)	2.100	ABS

Bei sechs der zehn analysierten Gehäuserückwände aus LCD-Fernsehern wurde ABS als Kunststoffsorte bestimmt, bei zweien PS und bei zweien Kunststoffblends. Werden die tatsächlichen Kunststoffsorten mit jenen, die die Gehäuseteile laut Kennzeichnung aufweisen sollten, verglichen, fällt auf, dass bei drei Rückwänden (3, 9, 10) die Prägung PS auswies, obwohl durch die Bestimmung ABS als Kunststoff festgestellt wurde.

In Abbildung 72 sind die untersuchten dünnen, milchig-trüben Streuscheiben aus LCD-Fernsehern abgebildet, welche in der Regel bei LCD-Flachbildschirmgeräten mit flächiger CCFL-Hintergrundbeleuchtung eingesetzt werden. Tabelle 71 gibt die Ergebnisse der Kunststoffsortenbestimmung der Scheiben wieder.



Abbildung 72: Untersuchte dünne, milchig-trübe Streuscheiben von LCD-Fernsehern

Tabelle 71: Ergebnisse der Kunststoffbestimmung mit IR-ATR von dünnen, milchig-trüben Streuscheiben aus LCD-Fernsehern

Probe	Gewicht [g]	Kunststoff (IR)
MTSS 1	800	PS
MTSS 2	400	PS
MTSS 3	400	PC
MTSS 4	400	PS
MTSS 5	650	St/BuMA*
MTSS 6	400	PS
MTSS 7	600	PS
MTSS 8	650	PC
MTSS 9	650	PS
MTSS 10	400	PS

*Styrol-ButylMethAcrylat

Bei sieben der zehn analysierten dünnen, milchig-trüben Streuscheiben wurde die Kunststoffsorte als PS identifiziert, bei zweien als PC und bei einer als Styrol-Butyl MethAcrylat. St/BuMA ist ein äußerst seltener Werkstoff in Elektroaltgeräten. Diese Kunststoffsorte wird darum nicht als repräsentativ angesehen, sondern als Hinweis darauf, dass neben PS und PC auch weitere Werkstoffe für die dünnen, milchig-trüben Streuscheiben eingesetzt werden.

In Abbildung 73 sind die untersuchten dicken, durchsichtigen Streuscheiben aus LCD-Fernsehern dargestellt. LCD-Flachbildschirmgeräte mit LED-Hintergrundbeleuchtung enthalten nach den Erfahrungen von IUTA immer dicke, durchsichtige Streuscheiben. In Tabelle 72 sind die Ergebnisse der Kunststoffsortenbestimmung der Scheiben aufgeführt. Bei allen untersuchten Scheiben wurde PMMA als Kunststoffsorte bestimmt. Diese PMMA-Streuscheiben lassen sich gut vermarkten (Fröhlich 2016).



Abbildung 73: Untersuchte dicke, durchsichtige Streuscheiben von LCD-Fernsehern

Tabelle 72: Ergebnisse der Kunststoffbestimmung mit IR-ATR von dicken, durchsichtigen Streuscheiben aus LCD-Fernsehern

Probe	Gewicht [g]	Kunststoff (IR)
DSS 1	1.450	PMMA
DSS 2	1.250	PMMA
DSS 3	1.450	PMMA
DSS 4	1.250	PMMA
DSS 5	1.050	PMMA
DSS 6	1.050	PMMA
DSS 7	1.000	PMMA

Probe	Gewicht [g]	Kunststoff (IR)
DSS 8	1.550	PMMA
DSS 9	1.850	PMMA
DSS 10	1.850	PMMA
DSS 11	1.400	PMMA

Die untersuchten Polarisationsfolien stammen aus zwei LCD-Fernsehern und sind in Abbildung 74 abgebildet. LCD-Flachbildschirmgeräte enthalten nach den Erfahrungen von IUTA immer drei Polarisationsfolien. In Tabelle 73 sind die Ergebnisse der Kunststoffsortenbestimmung mit dem IR-ATR dargestellt. Der erste Teil der Probennummerierung bezieht sich auf die Geräte und der zweite Teil der Nummerierung auf die Reihenfolge innerhalb der LCD-Fernseher. 1.1 bezeichnet die Folie, welche sich am nächsten an der Hintergrundbeleuchtung befand, 1.3 jene welche am nächsten am Panel war.

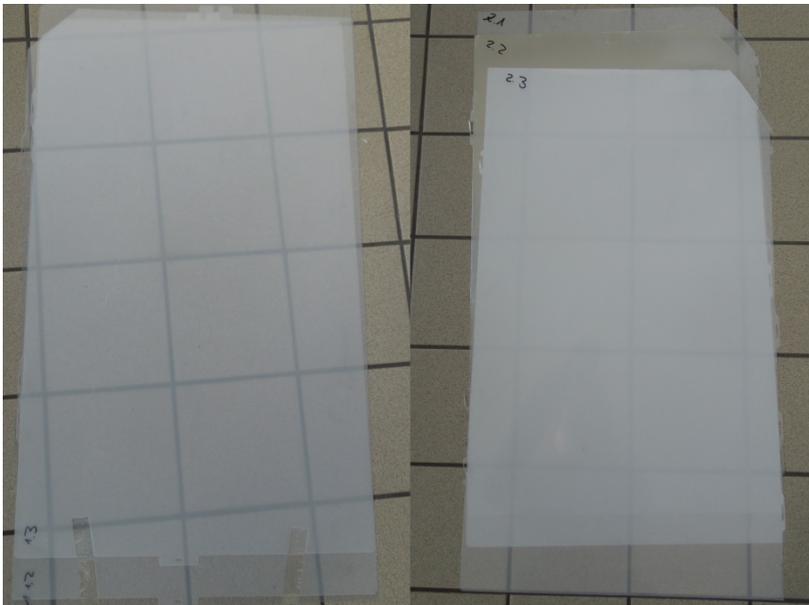


Abbildung 74: Polarisationsfolien aus LCD-Fernsehern

Tabelle 73: Ergebnisse der Kunststoffbestimmung mit IR-ATR von Polarisationsfolien aus LCD-Fernsehern

Probe	Bemerkung	Kunststoff (IR)
PF 1.1	glatte Seite	nicht bestimmbar
PF 1.1	raue Seite	Beschichtung auf Acrylbasis
PF 1.1	raue Seite, Beschichtung entfernt	nicht bestimmbar
PF 1.2	glatte Seite	nicht bestimmbar
PF 1.3	glatte Seite	nicht bestimmbar

Probe	Bemerkung	Kunststoff (IR)
PF 2.1	glatte Seite	nicht bestimmbar
PF 2.1	raue Seite	nicht bestimmbar
PF 2.2	glatte Seite	nicht bestimmbar
PF 2.2	glatte Seite, Beschichtung entfernt	Polyesterverbindung
PF 2.2	raue Seite	nicht bestimmbar
PF 2.2	raue Seite, Beschichtung entfernt	Polyesterverbindung
PF 2.3	glatte Seite	nicht bestimmbar
PF 2.3	raue Seite	nicht bestimmbar
PF 2.3	raue Seite, Beschichtung entfernt	Polyesterverbindung

Die Kunststoffsorten der Folien konnten zum Großteil nicht bestimmt werden. Es wurde versucht, die Folien von beiden Seiten zu detektieren. Wenn vorhanden, wurden Beschichtungen abgekratzt, um den darunter liegenden Werkstoff freizulegen. Es konnte lediglich bei einer Folie (1.1) bestimmt werden, dass die Beschichtung auf Acryl basiert und dass zwei Folien (2.2, 2.3) aus einer Polyesterverbindung bestanden.

In Abbildung 75 sind die mit dem IR-ATR gemessenen Spektren der Folie 2.3 im oberen Teil des Bildes zu sehen. Das rote Spektrum zeigt die Messung der glatten Folienseite, das grüne die der rauhen Folienseite. Nachdem die Beschichtung von der rauhen Seite entfernt wurde, wurde das schwarze Spektrum gemessen. Im unteren Teil des Bildes ist das in der Bibliothek der Software hinterlegte Spektrum einer Polyesterverbindung dargestellt.

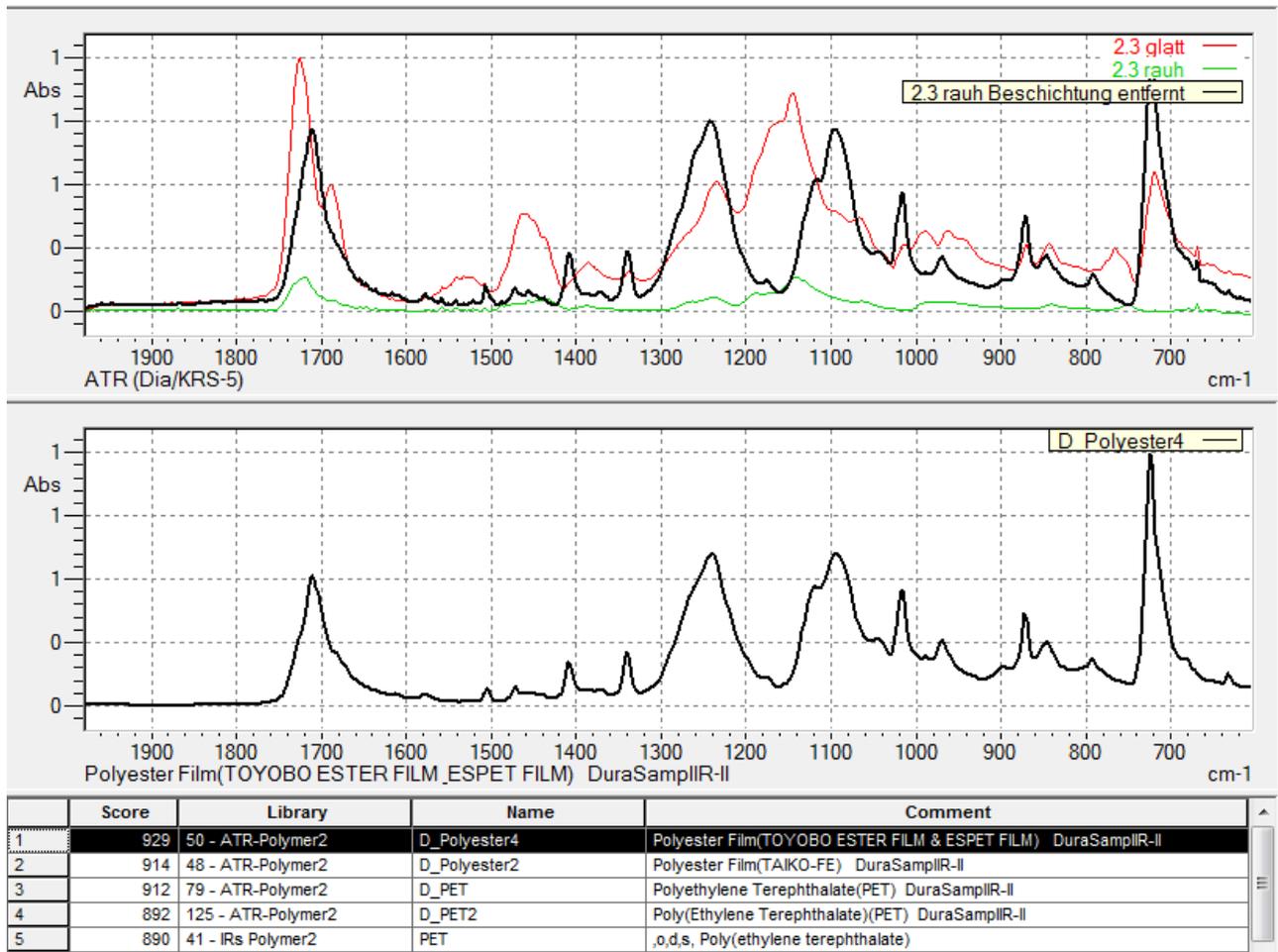


Abbildung 75: Mit IR-ATR gemessene Spektren von PF 2.3 (oben) und Spektrum von Polyester aus der Datenbank (unten)

Die unterschiedlichen gemessenen Spektren der Folie 2.3 (glatt, rau, rau mit entfernter Beschichtung) zeigen, dass den Folien keine eindeutige Kunststoffsorte zugeordnet werden kann.

5.7.3.3 Chemische Analysen

Weiterhin wurden chemische Analysen von Kunststoffteilen aus Staubsaugergehäusen und Rückwänden von LCD-Fernsehern durchgeführt.

Es wurde eine Fraktion aus den Gehäuseteilen der Staubsauger gebildet, die als ABS identifiziert wurden (vgl. Tabelle 69). Innere Bauteile wurden nicht mit berücksichtigt. Die sechs Gehäuseteile, die als ABS identifiziert wurden, wogen insgesamt 2.882 g. Zunächst wurden alle Anhaftungen von den Gehäuseteilen entfernt. Dies waren Schrauben, Federn und Kunststoffteile aus anderen Kunststoffsorten (PA 6, PE). Diese Anhaftungen wogen 101 g, sodass sich ein Gewicht der Staubsauger-ABS-Fraktion von 2.781 g ergab.

Die Kunststoffteile wurden zunächst mit einem Zweiwellenzerkleinerer der Firma ARP zerkleinert. Anschließend wurde das Material gekegelt und geviertelt. Zwei Viertel (1.115 g) wurden zusammengefasst und mit einer Labor-Universal-Schneidmühle der Firma Fritsch mit einer Siebweite von 4 mm weiter zerkleinert.



Abbildung 76: ABS aus Staubsaugergehäusen nach Zerkleinerung mit Zweiwellenzerkleinerer von ARP

Aus den in Kapitel 5.7.3.2 untersuchten Rückwänden von LCD-Fernsehern wurden jene aus PS und jene aus ABS zu je einer Fraktion zusammengefasst. Die beiden Rückwände, deren Kunststoffsorte als PS bestimmt wurde, wogen gemeinsam 3.200 g. Ihnen wurden noch Anhaftungen mit einem Gewicht von 10 g entnommen. Anschließend wurden die Rückwände mit einem Zweiwellenzerkleinerer der Firma ARP zerkleinert. Ein Teil des Materials (890 g) wurde mit einer Labor-Universal-Schneidmühle der Firma Fritsch mit einer Siebweite von 4 mm weiter zerkleinert.

Die ABS-Fraktion bestand aus sechs LCD-Fernseherrückwänden und wog insgesamt 10.000 g. Es wurden Anhaftungen mit einem Gewicht von 850 g aus diesen demontiert. Anschließend wurden aus jeder Rückwand 600 - 800 g (entspricht 38 – 50 %) des Kunststoffs herausgebrochen und mit einem Zweiwellenzerkleinerer der Firma ARP zerkleinert. Zur weiteren Probenvorbereitung wurde eine Teilmenge (1.468 g) mit einer Labor-Universal-Schneidmühle der Firma Fritsch mit einer Siebweite von 4 mm weiter zerkleinert.

Anschließend wurden mit den Proben die in Kapitel 5.7.1.2 beschriebenen chemischen Analysen durchgeführt. In Tabelle 62 sind die Ergebnisse der Analysen von Blei, Cadmium und Chrom der untersuchten Kunststofffraktionen dargestellt.

Tabelle 74: Ergebnisse der chemischen Analyse auf Schadstoffe der großen Kunststoffteile

Analyse	ABS aus Staubsaugern	PS aus LCD-Fernseherrückwänden	ABS aus LCD-Fernseherrückwänden
Blei ^a [ppm]	2,3	< 1,0	5,5
Cadmium ^a [ppm]	0,14	< 0,1	0,25
Chrom ges. ^a [ppm]	6,5	< 1,0	< 1,0

^a DIN EN ISO 16171

Werte „< X“ lagen unterhalb der jeweiligen Nachweisgrenze

In der ABS-Fraktion der Staubsauger wurden die untersuchten Schadstoffe in Konzentrationen unter 10 ppm festgestellt. In der PS-Fraktion aus LCD-Fernseher-Rückwänden konnte weder Blei noch Cadmium oder Chrom nachgewiesen werden. In ABS aus LCD-Fernseher-Rückwänden wurden Blei und Cadmium in Konzentrationen unter 10 ppm festgestellt. Chrom konnte nicht nachgewiesen werden.

In Tabelle 63 sind die Ergebnisse der Analysen der Flammschutzmittel bzw. in Zusammenhang mit diesen stehende relevante Stoffe dargestellt.

Tabelle 75: Ergebnisse der chemischen Analyse auf Flammschutzmittel der großen Kunststoffteile

Analyse	ABS aus Staubsaugern	PS aus LCD-Fernseher-Rückwänden	ABS aus LCD-Fernseher-Rückwänden
Antimon ^a [ppm]	4,8	391	1.080
Brom ges. ^b [ppm]	110	16.400	4.520
Chlor ges. ^b [ppm]	1.170	652	581
TBBPA ^c [ppm]	57	< 20	10.000
HBCD ^c [ppm]	< 50	110	< 50
DecaBDE ^c [ppm]	< 50	< 50	< 50
NBDE ^c [ppm]	< 50	< 50	< 50
OctaBDE ^c [ppm]	< 20	< 20	< 20
PBDE 28 ^c [ppm]	< 1	< 1	< 1
TeBDE ^c [ppm]	< 10	< 10	< 10
PBDE 47 ^c [ppm]	< 1	< 1	< 1
PeBDE ^c [ppm]	< 10	< 10	< 10
PBDE 99 ^c [ppm]	< 1	< 1	< 1
PBDE 100 ^c [ppm]	< 1	< 1	< 1
HxBDE ^c [ppm]	< 10	< 10	< 10
HpBDE ^c [ppm]	< 15	< 15	< 15
DecaBB ^c [ppm]	< 50	< 50	< 50

Werte „< X“ lagen unterhalb der jeweiligen Nachweisgrenze

^a DIN EN ISO 16171

^b DIN EN 15408 / DIN EN ISO 10304-1

^c DIN EN ISO 22032

In den ABS-Gehäuseteilen der Staubsauger wurden Antimon, Brom, Chlor und TBBPA nachgewiesen. Die weiteren durch das Flammschutzmittelscreening überprüften Stoffe lagen in Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze vor. Die festgestellten Konzentrationen von Antimon (4,8 ppm) und Brom (110 ppm) lassen darauf schließen, dass der Einsatz von bromierten Flammschutzmitteln zwar gering, aber dennoch vorhanden war. Ob in allen Teilen geringe Mengen Flammschutzmittel eingesetzt werden oder in einem eine höhere Konzentration, die dann durch andere, nichtbelastete Teile verdünnt wurde, kann nicht festgestellt werden. Gleiches gilt für den Einsatz des Flammschutzmittels TBBPA (57 ppm). Chlor wurde mit einer Konzentration von 1.170 ppm nachgewiesen und stammt, da kein PVC-ABS-Blend enthalten war, mit großer Wahrscheinlichkeit aus den eingesetzten Flammschutzmitteln.

In den LCD-Fernseher-Rückwänden aus PS wurden Antimon, Brom, Chlor und HBCD nachgewiesen. Es konnten durch das Screening keine weiteren Flammschutzmittel oberhalb der Nachweisgrenze bestimmt werden. Es wurde eine Brom-Konzentration von 16.400 ppm festgestellt. Da außer HBCD (110 ppm) keine der untersuchten bromierten Flammschutzmittel nachgewiesen wurden, ist der Einsatz anderer bromierter Flammschutzmittel denkbar. Antimon wurde mit einer Konzentration von 391 ppm und Chlor mit einer Konzentration von 652 ppm festgestellt.

In den ABS-Gehäuserückwänden aus LCD-Fernsehern wurden Antimon, Brom, Chlor und TBBPA nachgewiesen. Die weiteren durch das Flammschutzmittelscreening überprüften Stoffe lagen in Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze vor. Es wurde eine TBBPA-Konzentration von 10.000 ppm festgestellt. Es wurden 4.520 ppm Brom nachgewiesen. Antimon wurde mit einer Konzentration von 1.080 ppm und Chlor mit einer Konzentration von 581 ppm festgestellt.

Es konnten keine polybromierten Diphenylether und keine polybromierten Biphenyle in den drei untersuchten Kunststofffraktionen nachgewiesen werden. Dennoch lassen die Analyseergebnisse von Brom vermuten, dass in allen drei Fraktionen andere bromierte Flammschutzmittel eingesetzt wurden, als die in diesem Rahmen untersucht wurden.

6 Arbeitspaket 4: Behandlungsziele Photovoltaikmodule

6.1 Einleitung

Ende 2013 waren (nach dem PV Status Report des Joint Research Centre der EU) europaweit Photovoltaikanlagen mit einer Leistung von knapp 80,7 GW installiert, fast 40 GW davon in Deutschland (Jäger-Waldau 2014).

Nach § 46 (9) des ElektroG 2 fallen Photovoltaikmodule seit dem 1. Februar 2016 in den Anwendungsbereich des Gesetzes. Damit treffen z.B. die Hersteller und Vertreiber von Photovoltaikmodulen die Pflichten für deren Inverkehrbringen nach Abschnitt 2 und die Anzeige-, Mitteilungs- und Informationspflichten nach Abschnitt 5 des Gesetzes. Hersteller müssen sich demnach bei der Stiftung ear registrieren. Photovoltaikmodule müssen jetzt von den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern erfasst und an den Übergabestellen den Herstellern oder deren Beauftragten im Rahmen der Abholkoordination der Stiftung ear bereitgestellt werden.

Die Behandlung von Geräten der Kategorie 4 zu denen nach § 2 (1) ElektroG 2 die Photovoltaikmodule gehören, muss so erfolgen, dass die Verwertung mindestens 75 % und das Recycling mindestens 65 % beträgt. Nach Artikel 2 (2) ElektroG 2 muss der Anteil der Verwertung ab dem 15.08.2018 mindestens 80 % betragen. Wichtig ist, dass in der Anlage 4 zum ElektroG 2 aktuell keine Vorgaben explizit für Photovoltaikmodule gemacht werden.

Da Photovoltaikmodule bisher nicht in den Anwendungsbereich des ElektroG fielen, fehlen praktische Erfahrungen zur Umsetzung der Erfassung bei den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern sowie zur Organisation und Durchführung der Behandlung.

Die Datenlage in Bezug auf die Mengenentwicklung ist unsicher. Einige Akteure gehen davon aus, dass im Jahr 2015 schon ca. 15.000 t Module verschrottet werden mussten (Photovoltaik.org 2015). Die nachfolgenden Kapitel geben einen Überblick über die Sachlagen aus der Empfehlungen, für die Behandlung abgeleitet werden können.

6.2 Bauweisen von Photovoltaikmodulen

Photovoltaikmodule werden nach Bauweisen typischerweise unterschieden in kristalline Siliziumzellen, Dünnschichtzellen und Zellen der 3. Generation.

Um Ungenauigkeiten bei Bezeichnung zu vermeiden, gilt es allerdings zu beachten, dass Siliziumzellen sowohl als Dickschichtzellen auf der Basis von kristallinem Silizium vorkommen (c-Si) als auch als Dünnschichtzellen auf der Basis von amorphem Silizium (a-Si).

Modultypen der 3. Generation kommen in mehreren Varianten (z.B. Farbstoffsolarzellen, Quantenpunktsolarzellen oder organische Solarzellen) vor (Mertens 2015). Diese werden im Folgenden nicht weitergehend betrachtet, da sie mengenmäßig bisher keine Relevanz besitzen.

6.2.1 Module mit kristallinen Siliziumzellen

Traditionelle kristalline Siliziumzellen in der Ausführung als Dickschichtzellen (auch c-Si Zellen genannt) werden weiter in zwei Arten unterschieden:

- Monokristalline Zellen
- Polykristalline Zellen

Monokristalline Zellen bestehen aus Siliziumkristallen, die in dieselbe Richtung orientiert sind und ein homogenes Kristallgitter besitzen. Zu ihrer Herstellung wird monokristallines Silizium gezüchtet. Dazu hat sich das Czochralski-Verfahren durchgesetzt (Mertens 2015): Polysilizium wird geschmolzen und ein an einem Metallstab oder -faden angebrachter Impfkristall in die Schmelze eingebracht. Dieser wird unter Drehung wieder herausgezogen, wobei sich Silizium anlagert und kristallisiert. Der entstehende Siliziumblock (auch „Ingot“ genannt) hat eine zylindrische Form (Benedek 2014). Er wird anschließend in einzelne Scheiben (auch „Wafer“ genannt) zersägt. Die Scheiben haben eine Stärke von ca. 200 bis 250 μm . Ihre Oberfläche wird mit einer Anti-Reflexionsbeschichtung behandelt, um Reflexionsverluste zu vermeiden (Benedek 2014), bevor sie auf eine Rückseitenfolie aufgebracht werden. Die Zellen haben normalerweise eine gleichmäßige, dunkelblaue Farbe (Benedek 2014). Weiterhin haben monokristalline Zellen eine gleichmäßige Oberfläche, da es keine Kristallgrenzen gibt, die man sehen könnte. Die runden Zellen, die beim Zersägen des zylindrischen Siliziumblocks entstehen, lassen sich nur schlecht platzsparend auf einem rechteckigen Modul anbringen. Bei einer quadratischen Anpassung würde dagegen viel Abfall entstehen. Als Kompromisslösung sind monokristalline Zellen oft semiquadratisch gefertigt. Zwischen den Zellen sind dann runde Löcher zu erkennen, in denen weiße Rückseitenfolie zu sehen ist. Dies verleiht der Zelle eine „Kacheloptik.“ (Photovoltaik.info 2016). Der Wirkungsgrad von monokristallinen Zellen kann mit ca. 20 %-22 % angegeben werden (photovoltaik.org 2016). Von Mertens (2015) wird der Wirkungsgrad einer einzelnen monokristallinen Zelle unter Laborbedingungen mit bis zu 25 % angegeben. Solarmodule mit monokristallinen Zellen auf Siliziumbasis erreichen einen Wirkungsgrad von 17 % (der Wirkungsgrad gibt an, welcher Anteil der auf eine Zelle oder ein Modul eingestrahnten optischen Leistung als elektrische Leistung wieder abgegeben wird).

Polykristallinen Zellen bestehen aus Kristallen in unterschiedlichen Formen und Orientierungen. Zur Herstellung eines polykristallinen Siliziumblocks wird Polysilizium in einem quaderförmigen Behälter geschmolzen und erkaltet anschließend von unten, in dem die Heizringe einer Induktionsheizung langsam nach oben gezogen werden. Es bilden sich Einkristalle, die solange weiter wachsen, bis sie aneinanderstoßen. Anschließend erfolgt das Wachstum säulenartig nach oben (Mertens 2015). An den Kristallgrenzen bilden sich Versetzungen, die später als heller und dunkler erscheinende Strukturen sichtbar sind und den Zellen ein changierendes Aussehen verleihen. Polykristalline Siliziumblöcke und die aus Ihnen gesägte Scheiben haben eine eckige Form. Polymodule sind meist blau und haben eine geschlossene Oberfläche (Photovoltaik.info 2016), d.h. dass keine Rückseitenfolie zu sehen ist. Typische Scheiben haben eine Stärke von 180 bis 300 μm (Benedek 2014). Der Wirkungsgrad von polykristallinen Zellen liegt bei ca. 15 %-20 % (Photovoltaik.org 2016). Der Wirkungsgrad einer einzelnen polykristallinen Zelle wird unter Laborbedingungen mit bis zu 20,4 % angegeben, Solarmodule mit polykristallinen Zellen auf Siliziumbasis erreichen einen Wirkungsgrad von 17 % (Mertens 2015).

Für die Kontaktflächen dieser „Standard“-Solarzellen auf der Basis von kristallinem Silizium werden Silberpaste und Aluminium eingesetzt. Auf Kontaktstellen für Anschlussdrähte wird Silberpaste aufgebracht. Die Rückseite wird zudem vollflächig mit einer Aluminiumschicht bedeckt (Mertens 2015).

Mono- und polykristalline Siliziumzellen werden traditionell als Glas-Folien-Solarmodule mit Rahmen hergestellt. Dazu werden die Zellen durch verzinnte Kupferstreifen in Serie geschaltet. Diesen String umschließen zwei Folien aus einem transparenten Kunststoff (Ethyl-Vinyl-Acetat (EVA)). Er wird auf einer Rückseitenfolie (Verbundfolie aus Polyvinylfluorid und Polyester) aufgebracht. Auf der Oberseite befindet sich eine Glasscheibe (ca. 4 mm). Der Verbund wird erhitzt, so dass sich das EVA-Material verflüssigt und anschließend aushärtet. Zur Stabilisierung und zum Schutz des Moduls wird ein Rahmen aus Aluminium angebracht (Mertens 2015).

6.2.2 Module mit Dünnschichtzellen

Dünnschichtzellen sind in der Herstellung weniger kosten- und energieintensiv als Dickschichtzellen weisen jedoch einen geringeren Wirkungsgrad auf (Benedek 2014).

Dünnschichtzellen mit einem gewissen Verbreitungsgrad sind:

- Amorphe Siliziumzellen (a-Si)
- CdTe (Cadmiumtellurid-Cadmiumsulfid)-Zellen
- Cu(In,Ga)S_2 (Kupfer-Indium-(Gallium)-Diselenid-(Schwefel))-Zellen⁹

(Zu den Dünnschicht Modulen zählen weiterhin GaAs (Galliumarsenid)-Zellen. Nach Benedek 2014 verhindern allerdings hohe Produktionskosten bisher ihre Etablierung am Markt.)

Neben der Herstellung von mono- oder polykristallinen Siliziumblöcken kann Silizium auch direkt auf dünne Träger aus Kunststoff oder flexiblen Substraten aufgebracht werden. Scheidet man Silizium aus der Gasphase auf einem solchen Trägermaterial ab, so bildet sich eine extrem unregelmäßige Struktur aus sogenanntem amorphem Silizium. Eine amorphe Siliziumschicht ist nur ca. 0,5 μm dick (Mertens 2015).

⁹ Diese Gruppe umfasst die folgenden Zellen: CIS (Kupfer-Indium-Diselenid Zellen), CIGS (Kupfer-Indium-Gallium-Diselenid Zellen, CIGSS (Kupfer-Indium-Gallium-Diselenid-Schwefel Zellen)

Zur Herstellung einer typisch gefertigten a-Si-Dünnschichtzelle (PECVD-Verfahren) wird laut Mertens 2015 auf eine Glasplatte eine transparente Elektrode aus leitendem Oxid (Transparent Conducting Oxide – TCO) aufgebracht. Eingesetzt werden Indium-Zinn-Oxid (ITO) oder Zink-Oxid (ZnO). Daran schließen sich drei Schichten aus amorphem Silizium an. Den Abschluss bildet ein dünner Rückkontakt aus Aluminium oder Silber. Die Gesamtdicke der Zelle beträgt nur ca. 2 µm, der Wirkungsgrad von a-Si-Dünnschichtzellen liegt bei 5 - 6 % (Benedek 2014).

Zu beachten ist, dass diese Technologie von einigen Autoren unter den kristallinen Siliziumzellen subsumiert wird, da sie auf dem Einsatz von Silizium beruht.

Weitere Formen der Dünnschichtzellen sind aus Halbleitermaterial aufgebaut, der Einsatz von Silizium ist nicht notwendig. Die Halbleitermaterialien werden auf Trägermaterialien wie Glas, Polymere oder Aluminium aufgetragen (Benedek 2014).

Bei CdTe-Zellen werden Cadmiumtellurid und Cadmiumsulfid als Halbleiter eingesetzt und auf ein Substrat aufgedampft. Nach Mertens 2015 besteht eine CdTe-Substratzelle aus einer Schicht Glassubstrat, einer transparenten Elektrode aus leitendem Indium-Zinn-Oxid, einer Schicht Cadmiumtellurid, einer Schicht Cadmiumsulfid sowie dem Rückkontakt.

Bei dem Umgang mit diesem Modultyp sollten die möglichen Umweltgefährdungen durch das Schwermetall Cadmium beachtet werden. Eine unsachgemäße Handhabung dieser Module, die zu Bruch führen kann, ist daher zu vermeiden.

Bei Kupfer-Indium-Diselenid-Legierungszellen kommen die folgenden Speziallegierungen vor (Benedek 2014):

- Kupfer, Indium und Selenid (CIS)
- Kupfer, Indium, Gallium und Selenid (CIGS)
- Kupfer, Indium, Gallium, Selenid und Schwefel (CIGSS)

Typische CI(G)S(S) Zellen bestehen laut Mertens 2015 aus einer Schicht Glassubstrat gefolgt von einer Schicht Siliziumnitrid. Die sich anschließende Schicht Molybdän dient als Rückkontakt. Darauf ist die CI(G)S(S) Halbleiterschicht aufgedampft. Als elektronenaufnehmende Schicht wird eine Schicht Cadmiumsulfid eingesetzt. An diese schließt sich als Frontkontakt die transparente Elektrode aus leitendem Indium-Zinn-Oxid (ITO) an.

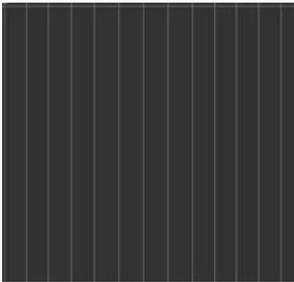
Wichtig ist also, dass auch beim Umgang mit CI(G)S(S) Zellen die Cadmiumproblematik beachtet werden muss.

Dünnschicht-Solarmodule sind zurzeit als Glas-Glas-Standard-Module erhältlich (Palitzsch 2014). Das heißt die Dünnschichten sind auf einem Glassubstrat aufgedampft und auf der anderen Seite wird eine Glasscheibe statt einer Rückseitenfolie auflaminiert. Zur Laminierung werden chlorfreie Kunststoffe wie EVA verwendet (Palitzsch 2014).

Dünnschichtmodule haben eine sehr homogene Fläche und eine dunkelgrüne, bräunliche oder schwarze Färbung (Solaranlagen-Portal.com 2016). Sie sind oft kleiner und leichter als kristalline Solarmodule und werden oft auf einem Kreuzschiengestell montiert (Photovoltaik-web.de 2016), häufig kommen sie rahmenlos vor (Benedek 2014, Photovoltaik-web.de 2016, Kernbaum 2013).

Aus Ressourcenschutzaspekten ist den verschiedenen Dünnschichtmodultypen der Einsatz der transparenten Elektrode aus leitendem Oxid (Transparent Conducting Oxide – TCO) gemeinsam. Unter Schadstoffaspekten ist sowohl bei CdTe (Cadmiumtellurid-Cadmiumsulfid)-Zellen als auch bei CI(G)S(S)(Kupfer-Indium-Diselenid-Legierungen)-Zellen die Cadmiumproblematik zu beachten.

Tabelle 76: Übersicht Unterscheidungshilfen monokristalline, polykristalline und Dünnschichtmodule, eigene Darstellung nach Benedek 2014, Kernbaum 2013, Photovoltaik.info 2016, Photovoltaik-web.de 2016, Solaranlagen-Portal.com 2016

Kristalline Module		Dünnschichtmodule
Monokristalline Module	Polykristalline Module	
Dunkler als polykristalline Zelle	Heller als monokristalline Zelle	
Gleichmäßige Oberfläche, keine Kristallgrenzen sichtbar	Strukturierte Oberfläche, Kristallgrenzen sichtbar	Gleichmäßige Oberfläche, keine Kristallgrenzen sichtbar
Größer als Dünnschichtmodule	Größer als Dünnschichtmodule	Kleiner als kristalline Module
Schwerer als Dünnschichtmodule	Schwerer als Dünnschichtmodule	Leichter als kristalline Module
Starrer als Dünnschichtmodule	Starrer als Dünnschichtmodule	Flexibler als kristalline Module
Mit Rahmen	Mit Rahmen	Meistens rahmenlos, oft auf Kreuzschiengestell montiert
Ecken der Zellen „fehlen“, weiße Rückseitenfolie kann durchscheinen, dadurch schwarz-weiße „Kacheloptik“	Geschlossenen Oberfläche	Geschlossene Oberfläche, sehr homogene Fläche
Schwarz, Dunkelblau	Blau, glitzernd	Dunkelgrün, bräunlich, schwarz
 10	 11	 12

Die angeführten Merkmale der Solarmodultypen sollen eine Unterscheidungshilfe darstellen und liefern keine Basis für eine gesicherte Unterscheidung der Solarmodultypen nach optischen Kriterien.

Wenn ein Solarmodul eine „Kacheloptik“ aufweist, d.h. weiße Aussparungen zu sehen sind, kann mit großer Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, dass es sich um ein monokristallines Dünnschichtmodul handelt. Wenn ein Solarmodul eine changierende Oberfläche aufweist und Kristallgrenzen sichtbar sind, kann mit großer Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, dass es sich um

¹⁰ Foto: http://www.wagner-solar.com/images/strom/module/LG_Mono-X-hochkant-schraeg.png

¹¹ Foto: http://www.wagner-solar.com/images/strom/module/heckert_nemo60P_web.jpg

¹² Foto: <http://netzwerk-solar.de/modul-technik/>

ein polykristallines Dickschichtmodul handelt. Weitere Merkmale ermöglichen keine wahrscheinliche Zuordnung zu Solarmodultypen. Insbesondere bei der Unterscheidung der unterschiedlichen Bauweisen von Dünnschichtmodule konnten keine gesicherten Unterscheidungsmerkmale festgestellt werden.

Wenn keine gesicherten Informationen über Herkunft und Bauweise von Solarmodulen vorliegen, sollten diese anhand von Beschriftungen (z.B. Etikett) zugeordnet werden, sofern diese noch vorhanden und lesbar sind. Ein Beispiel für die Informationen auf einem Etikett zeigt Abbildung 77. Sollten Teilinformationen lesbar sein, können Informationen zu den Solarmodulen in Datenbanken (z.B. photon.info 2016) recherchiert werden.



Abbildung 77: Beispiel für Informationen auf dem Etikett eines End-Of-Life Solarmoduls

6.3 Inhaltsstoffe von PV-Modulen

Für die Entsorgung von PV-Modulen unter Ressourcen- und Schadstoffgesichtspunkten sind Informationen zu Inhaltsstoffen von Bauweisen der Photovoltaikmodule interessant. Einen Überblick gibt die nachfolgend dargestellte Untersuchung.

Tabelle 77: Zusammensetzung von PV-Modulen. Quelle: Recycling von Solarmodulen – Potential und Anspruch eines zukünftigen Stoffstroms / PV CYLCE Studie 2007, zitiert nach (BINE 2010)

Anteil in %	Kristalline Siliziumzellen (c-Si)	Amorphe Siliziumzellen (a-Si)	Kupfer-Indium-Diselenid-Zellen (CIS)	Cadmium-Tellurid-Zellen (CdTe)
Glas	74	90	85	95
Aluminium	10	10	12	<0,001
Silizium	~ca. 3	<0,1		
Polymere	~ca. 6,5	10		
Zink	0,12	<0,1	0,12	0,001

Anteil in %	Kristalline Siliziumzellen (c-Si)	Amorphe Siliziumzellen (a-Si)	Kupfer-Indium-Diselenid-Zellen (CIS)	Cadmium-Tellurid-Zellen (CdTe)
Blei	<0,1	<0,1	<0,1	<0,01
Kupfer (Kabel)	0,6		0,85	1,0
Indium			0,02	
Selen			0,03	
Tellur				0,07
Cadmium				0,07
Silber	<0,006			<0,001

Das Schwermetall Blei kam in allen untersuchten Modultypen vor.

Weitere Daten zu siliziumbasierten Modulen (ci-Silizium und a-Silizium) liegen aus Ökopol 2003 (zitiert nach Sander 2007) und Sander 2007 vor. Die Daten für ci-Silizium Module beziehen sich auf Standardmodule von 215 Watt. Tabelle 78 zeigt Veränderungen in der Materialzusammensetzung von siliziumbasierten Modulen vom Jahr 2003 im Vergleich zum Jahr 2007 aus.

Tabelle 78: Beispiel für die Zusammensetzung eines c-Si Standardmoduls (Sander 2007)

Komponente	2003	2007
	%	%
Glas	62,7	74,16
Rahmen	22	10,3
EVA	7,5	6,55
Solarzellen	4	3,48
Rückseitenfolie	2,5	3,6
Anschlussdose	1,2	
Kleber, Vergussmassen	k.A	1,16
Gewicht/kWp	103,6	102,3
Kupfer	0,37	0,57
Silber	0,14	0,004-0,006

Zinn	0,12	0,12
Blei	0,12	0,07
Silizium	k.A.	3

Die Angaben von Sander 2007 bestätigen die Angaben für die siliziumbasierten Module nach BINE 2010 (vgl. Tabelle 77).

Zwischen den Jahren 2003 und 2007 haben deutliche Veränderungen der Materialkomposition stattgefunden. So hat sich der Masseanteil von Glas im Modul erhöht, während der Rahmen aus Aluminium an Anteilen verloren hat. Eine sehr deutliche Abnahme kann für den Silberanteil eines Moduls festgestellt werden. Silber ist ein ressourcenrelevantes Material, dessen Anteil sich in siliziumbasierten Modulen sich drastisch verringert hat. Diese Entwicklung gründet vor allem in der hohen ökonomischen Relevanz des Edelmetalls.

Eine Abschätzung der Stoffmassen je Tonne CdTe-Altmodule wurde von Kernbaum 2013 veröffentlicht. Diese war in Masse je Tonne Altgeräte angegeben und wurden in der nachfolgenden Tabelle 79 auch in Prozentangaben umgerechnet um eine bessere Vergleichbarkeit herzustellen.

Tabelle 79: Eine Abschätzung der Stoffmassen je Tonne CdTe-Altmodule (Kernbaum 2013)

Komponente	Masse je Tonne Altgeräte in kg	In Prozent
Glas	~960	~96
EVA und Kleber	~24	~2,4
Anschlussdose und Kabel	~14	~1,4
SnO ₂ :F	0,2-0,4	0,02-0,04
CdS	0,03	0,003
CdTe	0,7-1,4	0,07-0,14
Mo	0,3-0,6	0,03-0,06
Halbleiter- und Kontaktmaterial gesamt	1,23-2,43	0,123-0,243

Als Besonderheit im Gegensatz zu den bereits betrachteten Modularten ist der sehr hohe Glasanteil von CdTe-Modulen von ca. 96 % festzuhalten. Dies ist durch die Abwesenheit eines Aluminiumrahmens begründbar.

Eine Untersuchung einer CIGS wurde von Wade 2012 durchgeführt (zitiert nach Bendek 2014).

Tabelle 80: Untersuchung einer CIGS Zelle (Benedek 2014)

Komponente	Gewichtsanteil [%]	Komponente	Gewichtsanteil [%]
Glasträger	86	Silber	0
Al	9	Cadmium Tellurid	0
Kunststoffe	3	Indium	0,01
Silizium	0	Gallium	0,01
Kupfer	1	Germanium	0
Zinn	0	Selen	0,02
Blei	0	andere	1

Ein Ergebnis der Untersuchungen ist, dass die Glasträger und Aluminiumrahmen gemeinsam nie unter 80 % des Gesamtgewichtes eines PV-Moduls ausmachen. Das bedeutet, dass durch die Verwertung dieser Komponenten die aktuelle Vorgabe nach §22 ElektroG 2 bereits erreicht werden können. Der Anreiz zum Recycling weiterer oftmals ressourcenrelevanter Materialien wie Silber oder Silizium ist daher gering.

6.4 Vorkommen der Bauweisen von Photovoltaikmodulen in Deutschland

Um die Relevanz der einzelnen Modultypen in der Entsorgung abschätzen zu können, sind Daten zu in Verkehr gebrachten Mengen in Deutschland notwendig.

Sehr umfangreich wurden diese im Projekt ReStra ermittelt und prognostiziert. Die Ergebnisse sind in der nachfolgenden Tabelle 81 dargestellt.

Tabelle 81: Jährlich in Deutschland installierte PV-Leistung, CIGS, CdTe und a-Si Anteile ermittelt im ReStra Projekt (Zimmerman 2013)

Jahr	installierte PV Leistung [MW/a]	CIGS [%]	CIGS [MW]	CdTe [%]	CdTe [MW]	a-Si [%]	a-Si [MW]	c-Si [%] ¹³	c-Si [MW]
1987		0,1		24,60		0,0246			
1988		0,1		25,40		0,0254			
1989		0,1		26,20		0,0262			

¹³ Um zum schnelleren Verständnis der Daten beizutragen, wurden die Prozente an c-Si berechnet und der Darstellung aus dem ReStra Projekt hinzugefügt

Jahr	instal- lierte PV Leistung [MW/a]	CIGS [%]	CIGS [MW]	CdTe [%]	CdTe [MW]	a-Si [%]	a-Si [MW]	c-Si [%] ¹³	c-Si [MW]
1990		0,1		27,00		0,027			
1991		1,4		24,00		0,336			
1992		1		21,00		0,21			
1993		2		18,00		0,36			
1994		1		15,00		0,15			
1995		2		12,00		0,24			
1996		3		12,08		0,36			
1997		7		12,15		0,8505			
1998	5	0,05	0,003	0,13	0,0063	12,23	0,61125	87,59	4,38
1999	9	0,10	0,009	0,25	0,0225	12,30	1,107	87,35	7,86
2000	44	0,15	0,066	0,38	0,165	9,60	4,224	89,87	39,55
2001	110	0,20	0,22	0,50	0,55	8,90	9,79	90,40	99,44
2002	110	0,20	0,22	0,70	0,77	6,40	7,04	92,70	101,97
2003	139	0,60	0,83	1,10	1,5	4,50	6,255	93,80	130,42
2004	670	0,40	2,7	1,10	7,37	4,40	29,48	94,10	630,45
2005	951	0,20	1,9	1,40	13,3	4,70	44,697	93,70	891,10
2006	843	0,20	1,7	2,70	22,8	4,70	39,621	92,40	778,88
2007	1.271	0,50	6,4	4,70	59,7	5,20	66,092	89,60	1138,81
2008	1.950	1,00	19,5	6,40	124,8	5,10	99,45	87,50	1706,25
2009	4.446	1,70	75,6	9,00	400,1	6,10	271,206	83,20	3699,09
2010	6.988	1,60	111,8	5,30	370,4	5,00	349,4	88,10	6156,40

Jahr	instal- lierte PV Leistung [MW/a]	CIGS [%]	CIGS [MW]	CdTe [%]	CdTe [MW]	a-Si [%]	a-Si [MW]	c-Si [%] ¹³	c-Si [MW]
2011	7.485	2,40	179,6	5,50	411,7	3,40	254,49	88,70	6639, 21
2012	3.780	2,69	101,6	5,44	205,8	4,30	162,54	87,57	3310, 06
2013	3.399	2,98	101,2	5,39	183,2	5,20	176,748	86,43	2937, 85
2014	3.199	3,27	104,5	5,33	170,6	6,10	195,139	85,30	2728, 76
2015	3.098	3,56	110,2	5,28	163,5	7,00	216,86	84,16	2607, 44
2016	3.009	3,84	115,7	5,22	157,1	7,20	216,648	83,74	2519, 55
2017	2.997	4,13	123,9	5,17	154,8	7,40	221,778	83,30	2496, 52
2018	2.994	4,42	132,4	5,11	153	7,60	227,544	82,87	2481, 06
2019	2.994	4,71	141,1	5,06	151,4	7,80	233,532	82,43	2467, 97
2020	2.991	5,00	149,6	5,00	149,6	8,00	239,28	82,00	2452, 52

Wie den vorgestellten Daten zu entnehmen ist, sinkt der Anteil von siliziumbasierten Modulen an der in Deutschland installierten PV-Leistung stetig. Allerdings beträgt ihr Anteil im Jahr 2013 noch über 85 %. Daher ist zu erwarten, dass für die Entsorgung in den nächsten Jahren in erster Linie siliziumbasierte Module (gesamt a- und c-siliziumbasierte Module > 90 % in 2013) relevant sein werden.

6.5 Rücknahmemengen pro Bauweise

PV Cycle ist ein europäisches Rücknahmesystem der Hersteller. Es deckt ca. 90 % des Herstellermarktes ab und veröffentlicht regelmäßig Rücknahmemengen von Altmodulen. Diese beziehen sich nicht nur auf Deutschland sondern auch auf Europa. Von PV CYCLE veröffentlichte Daten sind in der nachfolgenden Tabelle 82 zusammengefasst.

Tabelle 82: Rücknahmemengen von Altmodulen (PV CYCLE 2013, PV CYCLE 2014a, PV CYCLE 2014b, PV CYCLE 2015a, PV CYCLE 2015b)

	Aug 13 [%]	Feb 14 [%]	Nov 14 [%]	Apr 15 [%]	Okt 15 [%]
Silicon based	78,5	79,4	79,5	80,8	81,2
Cl(G)S	17,7	17,7	17,2	16,1	15,5
CdTe	0,5	0,4	1,1	1,1	1,2
Flexible	3,3	2,5	2,2	2,0	1,8

Nach diesen Daten liegt der Anteil von siliziumbasierten Modulen bei ca. 80 % der gesamten Rücknahmemenge von PV-Modulen. Dies deckt sich mit den Ergebnissen des Restra Projektes, nach denen der Anteil der kristallinen Siliziumzellen am Markt fast 90 % beträgt.

Es kann vermutet werden, dass die Rücknahmemengen bei den Dünnschichtmodulen etwas höher liegen als ihr Marktanteil, da Ausschussmodule, die frühzeitig zurückkommen, in den Mengen enthalten sind.

Insgesamt bestätigt sich die Annahme, dass es sich bei dem überwiegenden Teil der zur Entsorgung kommenden Altmodule um Module mit kristallinen Siliziumzellen handelt.

6.6 Prognostizierte Abfallmengen

Eine Prognose der erwarteten Abfallmengen wurde von Beckmann 2011 veröffentlicht. Diese ist in der nachfolgenden Tabelle 83 dargestellt.

Tabelle 83: Prognostizierte Abfallmengen

Jahr	Abfallmengen in 1.000 t
2025	14 - 22
2030	152 - 223
2035	1.800 - 2.900
2040	2.200 - 3.900
2045	2.300 - 4.200
2050	4.900 - 9.600

Eine Unterscheidung nach Modultypen wurde dabei nicht vorgenommen.

6.7 Behandlungstechniken

Die großindustrielle Behandlung von Solarmodulen steht verglichen mit der der Elektronikaltgeräte noch am Anfang. Von besonderer Bedeutung ist daher die Frage, welche Behandlungsmethoden für welche Modultypen in Deutschland in welchem Umfang zur Verfügung stehen.

Da sich die Branche aktuell durch die Aufnahme der Photovoltaikmodule in dem Anwendungsbereich des ElektroG 2 in einem Umbruch befindet, war die Bereitschaft der Akteure Informationen bereitzustellen zum Teil stark eingeschränkt.

Generell kann festgestellt werden, dass für kristalline Module i.d.R. trockenmechanisch Verfahren eingesetzt werden, bei denen der Verbund von Glas und Zellen mechanisch aufgelöst wird. Anschließend werden Trennverfahren eingesetzt, um die Zielfractionen wie Metalle, Kunststoffe und Glas wieder zu trennen. Die für ein Recycling interessanten werthaltigen Stoffe in kristallinen Modulen sind nach Kernbaum 2013 folgende:

- Aluminiumrahmen
- Glas
- Wafer aus Silizium,
- Kupferhaltige Leiterbahnen und Anschlusskabel
- Silber und Aluminium als Teil der Waferbeschichtung
- Kunststoffe im Backsheet

Der Sandwichverbund aus EVA-Folie, Glas und weiteren Bestandteilen muss mit hohem Aufwand aufgelöst werden, um die Zielfractionen zu gewinnen. Die Glasfraktion macht den größten Anteil aus und wird zurzeit in der Praxis zu Glaswolle weiterverarbeitet und nicht in der Behälter- oder Flachglasproduktion eingesetzt. Um diesen Einsatz zukünftig zu ermöglichen, müssen Metallpartikel, Folienanhaftungen und Silizium in der Glasfraktion ausgeschlossen werden.

Für Dünnschichtmodule werden i.d.R. (auch) nasschemische Verfahren eingesetzt, um Lamine aufzulösen und Halbleitermaterialien zurückzugewinnen. Nach Marwede 2013 folgt die Behandlung von Dünnschichtmodulen i.d.R. in den drei nachfolgend dargestellten Behandlungsschritten:

- Delaminierung: Ablösung der Folie oder Umhüllung durch physikalische, chemische oder thermische Zersetzung
- Entfernung der Glasbeschichtung und Trennung von metallischer und nicht metallischer (Glas, Kunststoff) Fraktion
- Extraktion und Raffination von Elementen.

In dem Verfahren können Kunststoffe und Glas rein separiert und einem hochwertigen Recycling zugeführt werden. Weiterhin können Halbleitermaterialien zurückgewonnen werden.

Insgesamt sollte betrachtet werden, welche der möglichen Behandlungstechniken aktuell in Deutschland überhaupt zur Verfügung stehen. Eine umfassende Aufstellung über Behandlungstechniken wurde 2012 veröffentlicht (Beckmann 2012) und ist in der nachfolgenden Tabelle 84 dargestellt.

Tabelle 84: Übersicht Behandlungsanlagen für PV-Module (Beckmann, Stand 04/2012)

	Sunicon	Solarcycle	First Solar	Losser Chemie	Saperatec	Lobbe	Reiling
Standorte	Freiberg	Bitterfeld (Wolfen)	Frankfurt (Oder)	Langenweißbach	Bielefeld	Espenhain	Torgau, Marienfeld

	Sunicon	Solarcycle	First Solar	Loser Chemie	Saperatec	Lobbe	Reiling
Modultyp für Recycling (ggf. geplant)	Kristalline Module	Kristalline Module, Dünnschicht-Module (CIS, CIGS)	CdTe-Module	Waferbruch, Dünnschicht-Module (CIS, CIGS, CdTe)	Dünnschicht-Module (CIS, CIGS, CdTe)	Kristalline Module, Dünnschicht-Module (CIS, CIGS)	Kristalline Module
Anmerkungen	Pionier (2003) bei Recyclinganlagen, Pilotanlage wurde 2011 demonstert	Recyclinganlage der 2. Generation mit vollautomatischer Anlagentechnik in Planung	Recyclinganlage für CdTe-Module (weltweit) an jedem Produktionsstandort in Betrieb	Pilotanlage in Betrieb, Erweiterung geplant	Pilotanlage in Betrieb, Ausbau der Produktionskapazitäten geplant, genehmigter Entsorgungsbetrieb mit Demontageservice, Containerbereitstellung	Versuche in Labor und Technikum, Anlagenbetrieb für 2013 geplant, gemeinsame Behandlung mit LCD Platten	Flachglasaufbereitung im Industriemaßstab in Betrieb, Recyclinganlage der 2. Generation in Planung
Verfahrenstechnik	Kombination thermischer, physikalischer und chemischer Verfahrensschritte	Kombination thermischer, physikalischer und chemischer Verfahrensschritte	Zerkleinerung, Kombination Trocken- und Nassprozesse	Verbundöffnung, Chemische Behandlung der Halbleiterschichten	Trennung von Verklebungen und Beschichtungen mit Hilfe von Tensiden	Kombination aus Kälteschockverpöndung und chemisch-physikalischer Behandlung	Rein mechanisch-physikalische Aufbereitungs- und Sortiertechnik

Ergänzend zu der o.g. Tabelle sind nachfolgende Ausführungen zu sehen.

In der Zwischenzeit hat es im Markt zahlreiche weitere Veränderungen gegeben. Das Joint Venture Sunicon wurde von der Solar Cycle GmbH und der Firma Solarworld gegründet. Das Joint Venture wurde am 13.05.2014 aus dem Handelsregister gelöscht (Online Handelsregister 2016). In das von Sunicon entwickelte Verfahren zur Trennung des Materialverbundes von siliziumbasierten Modulen mittels Pyrolyse und anschließender Rückgewinnung des Siliziums wurden große Erwartungen gesetzt. Aufgrund des geringen Aufkommens an End-of-Life-Modulen und ausbleibenden Produktionsabfällen war das Verfahren wirtschaftlich nicht umsetzbar und wurde eingestellt.

Aktuell stellt SolarWorld in einem Statement auf seiner Webseite dar, dass das Unternehmen sich aufgrund der Umsetzung des ElektroG 2 und damit der Rücknahmepflicht der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger aus der freiwilligen Rücknahme von Altmodulen zurückgezogen habe¹⁴ (SolarWorld 2016), da dieses nun zentral umgesetzt wird.

Im Bereich der kristallinen Module hat sich die mechanisch-physikalische Aufbereitungstechnik der Firma Exner Trenntechnik (Langelsheim bei Goslar) etabliert. Bei diesem Verfahren werden nach Angaben des Unternehmens Module einschließlich Rahmens im Schredder vorbehandelt und anschließend

¹⁴ „Mit der Umsetzung der WEEE 2 in den EU-Mitgliedsstaaten ändert sich für den Verbraucher grundlegend das Rückgaberecht. Bisher freiwillig von SolarWorld angenommene Altmodule werden vom Besitzer zukünftig zum kommunalen Recyclinghof gebracht oder bei größeren Umfängen am Anfallort abgeholt. Die Meldung zur Abholung und Entsorgung läuft über eine gemeinsame Stelle, die sogenannten nationalen Register. Diese informieren nach einem Losverfahren entsprechend dessen Marktanteilen einen Hersteller, der dann für die fachgerechte Entsorgung der Altmodule zuständig ist. Gemäß den Informationen aus der Entsorgungsbranche ist zukünftig mit deutlich fallenden Preisen beim Recycling von Altmodulen zu rechnen. Abhängig ist dies vor allem von einer geregelten Gesetzgebung und darauf folgend vom Aufbau der entsprechenden Entsorgungstechnologie bei den Entsorgungsfachbetrieben. Entsorgungsfachbetriebe sind heute bereits in der Lage, Altmodule so zu recyceln, dass die Wertstoffe fast vollständig wieder einem Produktionsverfahren als Sekundärrohstoffe zugeführt werden können.“

klassiert und gemahlen, bevor FE-Metalle, Ne-Metalle sowie Kunststoffe abgeschieden werden. Gewonnen werden können die Fraktionen Aluminium, (Stahlindustrie, Granulat zur Desoxidation) Silber (Edelmetallaufbereitung), Kupfer (Edelmetallaufbereitung), Silizium (Glasindustrie) und Kunststoff (Zementwerken, Ersatzbrennstoff). Zur Gewinnung des Silbers sei ein feinerer Aufschluss des Materials notwendig, der derzeit nicht wirtschaftlich darstellbar ist (Exner 2015).

Ein weiteres rein mechanisches Verfahren zur Behandlung von siliziumbasierten Modulen hat die Firma Reiling Glas Recycling GmbH entwickelt. Weitere Forschungen zur Erhöhung der Qualität der Output-Fraktionen (z.B. verbesserte Separation von Ne-Metallen) und somit zu einem hochwertigeren Recycling laufen. Pilotversuche, ob die gewonnene Glasfraktion wieder in der Produktion von Behälter- oder Flachglas eingesetzt werden kann, wurden in Zusammenarbeit mit einem Behandler von Dünnschichtmodulen erfolgreich durchgeführt. Das Verfahren ist u.a. aufgrund zu geringer Mengen an End-of-Life Modulen aktuell aber nicht wirtschaftlich (Reiling 2016).

Neben Unternehmen die Behandlungsverfahren für End-of-Life Photovoltaikmodule anbieten, hat sich das Unternehmen Recom Edelmetall Recycling auf die Behandlung von Produktionsabfällen spezialisiert. 2011 wurde ein nasschemisches Verfahren für Produktionsabfälle aus der Herstellung von Dünnschichtmodulen in Betrieb genommen (Recom 2016). Mit diesem können Silizium und Feinsilber zurückgewonnen werden. Verfahren zur Behandlung von Produktionsabfällen unterscheiden sich allerdings generell dadurch, dass keine Laminierungen geöffnet werden müssen.

Insgesamt stehen damit in Deutschland für kristalline Module die Verfahren von Exner Trenntechnik und Reiling gesichert zur Verfügung. Für Dünnschichtmodule steht das Verfahren von First Solar zur Verfügung. Weitere Verfahren befinden sich noch vor der großtechnischen Umsetzung. Gute Anwendungsmöglichkeiten werden bei dem Verfahren von Loser Chemie gesehen, für das nach Aussagen des Unternehmens eine Genehmigung zur Behandlung von 10 t im Jahr vorlag (Palitzsch 2014). Es ist für Produktionsabfälle, CdTe Module sowie CI(G)S(S) Module einsetzbar. Aktuell befindet man sich nach einem Umzug im Genehmigungsverfahren, so dass aktuell keine operative Tätigkeit stattfindet (Loser 2016).

7 Arbeitspaket 5: Zusammenfassung und Ableitung von Empfehlungen

7.1 Zusammenfassung AP 1

7.1.1 Ressourcenrelevanz

Hochwertige Leiterplatten enthalten hohe Konzentrationen an ressourcenrelevante Metalle wie z.B. Gold, Silber oder Palladium (Chancerel 2009, Schöps 2010). Zielmaterialien der Rückgewinnung sind hier in der Regel Kupfer und Edelmetalle.

In diesem Zusammenhang wurde der Frage nachgegangen, warum Erstbehandlungsbetriebe tendenziell eine höhere Anzahl an Leiterplattenfraktionen bilden. Eine mögliche Erklärung dafür ist, dass durch eine frühzeitige Trennung eine höhere Edelmetallausbeute realisiert werden kann.

Festgestellt wurde aber, dass die höhere Anzahl an Leiterplattenfraktionen wirtschaftlich begründet ist. Ein Hauptgrund ist die Einkaufspolitik der Endabnehmer (i.d.R. Kupferhütten), je hochwertiger die Zusammensetzung der Leiterplattenfraktion, desto höher liegt der Marktpreis. Aufgrund hoher Mindestankaufmengen müssen im Markt Mengen konsolidiert werden, wobei noch deutlicher auf die Qualität der Fraktionen geachtet wird. Eine höhere Edelmetallausbeute durch die Bildung einer Vielzahl von Leiterplattenfraktionen beim Endprocessing konnte hingegen nicht bestätigt werden.

Der Aspekt der (Vorbereitung zur) Wiederverwendung von Komponenten (z.B. Prozessoren, Speicher) ist unter Ressourcenschutzaspekten interessant. Wenn Komponenten wiederverwendet werden, bleibt die Wertschöpfung (Energieeinsatz etc.) erhalten. Um unbeschädigte Komponenten der Wiederverwendung zuzuführen, sind diese zwingend händisch zu demontieren. Dies wird heute nur selten und häufig bei B2B Geräten durchgeführt.

Hochwertige Leiterplatten werden in der Regel (ohne oder mit vorheriger grober Vorzerkleinerung) manuell vor einer mechanischen Zerkleinerung separiert. Studien von Chancerel 2009 und Schöps 2010 untersuchen die Entnahme einer Fraktion hochwertiger Leiterplatten vor der Behandlung verglichen mit der Nichtentnahme und Zerkleinerung hochwertiger Leiterplatten im Behandlungsprozess. Maschinelle Aufbereitung kann zu Ressourcenverlusten aufgrund von Verschleppungen von ressourcenrelevanten Materialien während der Zerkleinerungsprozesse führen. Wenn diese verfahrenstechnisch beherrscht werden, spricht nichts gegen eine mechanische Aufbereitung.

7.1.2 Schadstoffrelevanz

Bei Geräten die quecksilberhaltige Bauteile enthalten können wie Geräte mit Kathodenstrahlröhren oder quecksilberhaltige Hintergrundbeleuchtung, wird empfohlen, dass die Entfrachtung nicht außerhalb eines geschlossenen Systems durchgeführt werden darf.

Zu den Altgeräten, bei denen empfohlen wird, dass sie vor einer Entfrachtung nicht maschinell geöffnet werden sollten, zählen Geräte, die Batterien und Akkumulatoren enthalten können, Geräte die Tonerkartuschen und Farbtoner enthalten können, Geräte die feuerfeste Keramikfasern enthalten können, Geräte die radioaktive Stoffe enthalten können, Geräte die cadmium- oder selenhaltige Fotoleitertrommeln enthalten können und Geräte die Kondensatoren mit PCB enthalten können.

Weitere Hinweise zu Geräten, die Schadstoffe enthalten können s. Kapitel 3.5.2

Leiterplatten besitzen eine besondere Ressourcenrelevanz, sie sind allerdings auch aus Schadstoffsicht besonders zu betrachten, da sie z.B. Flammschutzmittel und Lithiumbatterien enthalten können. Diese besitzen eine hohe Schadstoffrelevanz und sind entsprechend zu behandeln.

Als besonders gefährlich aufgrund der Brandgefahr werden Hochenergiebatterien angesehen. Eine mechanische Öffnung von Geräten, die Hochenergiebatterien enthalten können, sollte vermieden werden. Hochenergiebatterien, auch Lithium-Knopfzellen sind so zu entfernen, dass sie nicht beschädigt werden und bei und nach der Entfrachtung noch identifiziert werden können.

7.1.3 Fazit

Grundsätzlich muss zwischen Ressourcenrelevanz und Schadstoffrelevanz abgewogen werden. Bei der Wahl der Behandlungsmethode sollten aber nicht nur ökonomische sondern auch ökologische Fragestellungen betrachtet werden.

Derzeit erfolgt die Separation von Leiterplatten und anderen ressourcenrelevanten Bauteilen in der Regel nach ökonomischen Motiven. Ein Ergebnis davon ist die zuvor erläuterte immer weiter zunehmende Anzahl an Leiterplattenfraktionen. Aus der Behandlung von Elektroaltgeräten können zur Senkung der Verluste neben der Leiterplattenfraktion auch weitere edelmetallhaltige (Staub-)Fraktionen in die Kupferhütte zur Verwertung gegeben werden.

Zur Sicherstellung einer hohen Qualität von recyceltem Kupfer und Aluminium, ist es sinnvoll, dass Eisen- und Kupferkomponenten vor dem Prozess in der Kupferhütte separiert werden.

Weiterhin ergaben Demontageuntersuchungen, dass Geräte des Typs Router aufgrund der gewonnenen Leiterplatte der Klasse II, geringer Demontagezeiten und einer geringen Schraubenanzahl potentiell für händische Demontagen interessant sind.

Staubsauger sind tendenziell aufgrund ihrer kupferhaltigen Komponenten Elektromotor und Kabel interessant.

7.2 Zusammenfassung AP 2: Flachbildschirmgeräte

7.2.1 Ressourcenrelevanz

Den größten Gewichtsanteil in LCD-Fernsehern und -Monitoren machen Metalle (Eisen, Aluminium, Kupfer) aus (vgl. Abbildung 7). Kunststoffe nehmen den zweitgrößten Anteil ein. Es werden verschiedene Kunststoffsorten in LCD-Flachbildschirmgeräten eingesetzt. Die Gehäuserückwände sind meist aus ABS, PS oder Blends dieser Kunststoffe (vgl. Tabelle 70). Allerdings sind diese unter Ressourcenaspekten wenig interessant, da sie oftmals Flammenschutzmittel auf Halogenbasis enthalten (vgl. Tabelle 75). Innenliegende Streuscheiben können in zwei Gruppen unterteilt werden. Einerseits gibt es dünne und milchig-trübe Scheiben, die vorrangig aus PS oder PC bestehen (vgl. Tabelle 71) und hauptsächlich in LCD-CCFL-Flachbildschirmgeräten eingesetzt werden, bei denen die CCFL-Röhren auf die komplette Fläche verteilt sind. Andererseits werden dicke und durchsichtige Scheiben aus PMMA eingesetzt (vgl. Tabelle 72). Diese werden meist bei LCD-CCFL-Flachbildschirmgeräten mit seitlicher Hintergrundbeleuchtung und bei LCD-LED-Flachbildschirmgeräten verwendet. Ihr Anteil im Entsorgungsaufkommen wird in Zukunft vermutlich steigen. Reine Fraktionen aus PMMA-Scheiben eignen sich für ein stoffliches Recycling.

Von den in Kapitel 2 festgelegten Zielelementen, sind vor allem Indium und Yttrium in LCD-Flachbildschirmgeräten enthalten. Indium wird hauptsächlich in Form von Indium-Zinn-Oxid in LCD-Panels verwendet. Bei Geräten mit LED-Hintergrundbeleuchtung ist zusätzliches Indium in den Halbleiterchips enthalten. Yttrium kann sowohl in der CCFL- als auch in der LED-Hintergrundbeleuchtung in LCD-Flachbildschirmgeräten enthalten sein. Ein Rückgewinnungsprozess im industriellen Maßstab wird derzeit noch nicht angewandt.

Die in den Flachbildschirmen verbauten Platinen enthalten Edelmetalle wie Gold und Silber (vgl. Kapitel 4.8.2.3). Platinen lassen sich bei einer manuellen Demontage gut vollständig und zerstörungsfrei entnehmen. Bei einer maschinellen Aufarbeitung der Geräte ist der Wirkungsgrad der Trennaggregate maßgeblich für die Rückgewinnung der Edelmetalle.

7.2.2 Schadstoffrelevanz

Unter Schadstoffaspekten sind bei LCD-Flachbildschirmgeräten in erster Linie Flammenschutzmittel in Gehäuserückwänden (siehe Kapitel 5.7.3.3), Flüssigkristalle aus den Panels und Quecksilber aus CCFL-Hintergrundbeleuchtungen relevant. In Plasmabildschirmen ist Bleioxid enthalten. Das Bleioxid ist im Glas gebunden und gilt daher als unbedenklich bei der Demontage (Pladerer 2003).

Die größte Gefahr für Mensch und Umwelt geht vom Quecksilber aus. Bei den in Kapitel 4.7.2 beschriebenen Quecksilbermessungen im IUTA wurden sowohl bei der manuellen Demontage von LCD-CCFL-Flachbildschirmgeräten ohne Arbeitsplatzabsaugung als auch bei deren maschineller Zerkleinerung Quecksilberemissionen oberhalb des Arbeitsplatzgrenzwertes gemessen, wobei die Konzentrationen bei der maschinellen Zerkleinerung deutlich höher lagen. Auch bei der Lagerung und der Handhabung von LCD-CCFL-Flachbildschirmgeräten wurden Quecksilberemissionen festgestellt (siehe Kapitel 4.7.2). Diese waren zwar geringer als bei der Demontage oder Zerkleinerung, führen aber dennoch auf Dauer zu emittierten Quecksilbermengen, die eine Umwelt- oder Gesundheitsgefährdung darstellen können. Bei Untersuchungen einer maschinellen Zerkleinerung von LCD-CCFL-Flachbildschirmgeräten wurde das Quecksilber aus den CCFL-Röhren in allen erzeugten Fraktionen nachgewiesen (siehe Kapitel 4.8.2).

7.2.3 Fazit

Anhand von äußeren Merkmalen kann nicht ausreichend unterschieden werden, ob ein LCD-Flachbildschirmgerät eine Hintergrundbeleuchtung aus CCFL-Röhren oder aus LEDs enthält. Darum wird von einer gemeinsamen Aufbereitung dieser beiden Flachbildschirmgeräterearten ausgegangen.

Aufgrund der auftretenden Quecksilberemissionen bei der manuellen oder (teil-)maschinellen Aufbereitung von LCD-CCFL-Geräten sollte am Arbeitsplatz in jedem Fall eine Luftabsaugung mit anschließender Quecksilberfiltration eingesetzt werden.

Sowohl unter Ressourcen- als auch Schadstoffaspekten ist die manuelle Demontage mit einer ausreichend dimensionierten Luftabsaugungseinrichtung mit nachgeschaltetem Filter das optimale Verfahren zur Behandlung von LCD-Flachbildschirmgeräten. So kann eine Kontamination der Wertstoffe mit den Schadstoffen und eine Belastung von Personal und Umwelt durch Quecksilber minimiert werden.

Aufgrund der vielfältigen Ausführungen von CCFL-Röhren in LCD-Flachbildschirmgeräten und der Tatsache, dass die genaue Position der Röhren in den Geräten vorher nicht bekannt ist, stellen die Methoden der in Kapitel 4.8.1.2 beschriebenen teilautomatisierten Zerlegung hohe Ansprüche an die Emissionskontrolle. Darüber hinaus besteht die Gefahr der Schadstoffverschleppung in die Ausgangsfraktionen analog zur vollautomatisierten Verwertung.

Bei einer maschinellen Zerkleinerung der Geräte gehen die CCFL-Röhren zu Bruch und das freigesetzte Quecksilber verteilt sich auf andere Materialien (siehe Kapitel 4.8.2). Hierbei können nicht nur die Metalle sondern auch die enthaltenen ressourcenrelevanten Platinen und hochwertige Kunststoffe belastet werden. Wie in Kapitel 3.4.3 dargestellt wurde, bilden Quecksilberfrachten ein großes Problem bei der Aufbereitung von Platinen im Kupferhüttenprozess.

Untersuchungen von Schöps (vgl. Kapitel 3.4.5) haben ergeben, dass eine möglichst frühzeitige Entnahme der Platinen zu einer höheren Edelmetallausbeute führt. Die Untersuchungen zur maschinellen Zerkleinerung von LCD-CCFL-Flachbildschirmgeräten haben gezeigt, dass es zum Abrieb von Gold und vor allem von Silber durch die Zerkleinerung kommen kann (vgl. Kapitel 4.8.2.3 und 4.8.2.4). Teilweise wurden bis zu 66 % des nachgewiesenen Silbers in der Fe-Fraktion festgestellt. Darum sollte eine maschinelle Aufbereitung nicht nur unter dem Schadstoffaspekt des enthaltenen Quecksilbers, sondern auch hinsichtlich des Aspektes der Ressourcenrelevanz von Edelmetallen vermieden werden.

Der Indiumgehalt der LCD-Flachbildschirmgeräte ist sehr gering (vgl. Kapitel 4.6.1), sodass eine Rückgewinnung dieses Zielelements derzeit nicht wirtschaftlich betrieben werden kann. Sollte sich diese Situation in Zukunft ändern, ist eine manuelle Demontage der maschinellen Zerkleinerung vorzuziehen, da das Indium durch den Einfluss der maschinellen Zerkleinerung des gesamten Gerätes in andere Fraktionen als jene der Panels verschleppt werden kann (vgl. Kapitel 4.8.2).

Aufgrund der geringen enthaltenen Mengen an Yttrium (vgl. Kapitel 4.6.2) wird die Rückgewinnung aus der CCFL-Hintergrundbeleuchtung als technisch und wirtschaftlich schwer umsetzbar eingestuft.

LEDs könnten bei einer manuellen Demontage einem speziellen LED-Recycling zugeführt werden, was bei einer maschinellen Zerkleinerung schwieriger umsetzbar wäre. Durch diese Bündelung können potenziell Wertstoffe besser zurück gewonnen werden.

Durch eine manuelle Demontage können auch die enthaltenen Kunststoffe in sinnvollen Chargen zurück gewonnen werden. Wie die Untersuchungen in Kapitel 5.7.3.3 zeigen, können in den Gehäuserückwänden von LCD-Flachbildschirmgeräten halogenierte Flammschutzmittel enthalten sein. Unter Schadstoffaspekten sollten diese nach der Demontage getrennt gesammelt werden. Die enthaltenen PMMA-Streuscheiben lassen sich gut vermarkten. Sie lassen sich gut manuell entnehmen und sind aufgrund ihrer Größe und Verbreitung mengenrelevant.

Bei einer maschinellen Aufbereitung könnten die PMMA-Scheiben sowohl mit Quecksilber kontaminiert werden, als auch gemeinsam mit den anderen, teilweise flammgeschützten Kunststoffsorten (vgl. Kapitel 5.7.3.3) des Gehäuses und der dünnen Streuscheiben aus anderen Geräten eine Ausgangsfraktion bilden. Eine anschließende Trennung der Kunststoffe ist kompliziert. Die Dichte von flammgeschützten Kunststoffen ist höher als jene von Kunststoffen ohne Additive. Es ist möglich, dass es je nach Art und Menge des eingesetzten Flammschutzmittels ABS- und PS-Sorten gibt, die die gleiche Dichte haben wie PMMA. Bei einer Schwimm-Sink-Trennung würden das PMMA aus den Streuscheiben eine Fraktion mit den flammgeschützten Kunststoffen bilden und es müssten zusätzliche Trennverfahren zur Rückgewinnung des PMMA eingesetzt werden.

Aufgrund des geringen und sinkenden Aufkommens (vgl. Abbildung 17) sowie der nicht umfangreichen Datenlage wird darauf verzichtet, genauere Empfehlungen für Plasmafernerseher zu geben. Eine manuelle Demontage der Geräte stellt größtenteils sicher, dass die enthaltenen Wertstoffe (vgl. Tabelle 23) der Verwertung zugeführt werden können. Das Bleioxid ist im Displayglas von Plasmabildschirmgeräte gebunden.

7.3 Zusammenfassung AP 3: Kunststoffe

7.3.1 Ressourcenrelevanz

In Elektrogeräten werden viele verschiedene Kunststoffsorten eingesetzt. Am häufigsten werden ABS, PP und PS verwendet (vgl. Tabelle 54). Dies wurde auch durch Untersuchungen von Kunststoffsorten in der nichtmetallischen Restfraktion einer maschinellen Aufbereitung von Elektroaltgeräten (vgl. Abbildung 61) bestätigt. Unter Ressourcenaspekten sind vor allem Thermoplaste relevant, die ungefüllt sind und keine Additive enthalten, da diese für eine werkstoffliche Verwertung geeignet sind. Die Kunststoffe ABS, PP und PS zählen zu den Thermoplasten.

7.3.2 Schadstoffrelevanz

Die in Kapitel 5.7.2.3 beschriebenen Untersuchungen einer nichtmetallischen Restfraktion zeigen, dass sowohl halogenierte Flammschutzmittel als auch in RoHS-RL reglementierte Metalle in schwankenden Konzentrationen in dieser kunststoffreichen Fraktion aus der maschinellen Behandlung von Elektroaltgeräten der Gruppe 5 (neu) enthalten waren. Dies deckt sich mit den in Kapitel 5.5 dargestellten Studien.

7.3.3 Fazit

Kunststoffe aus Elektroaltgeräten sollten als Sekundärrohstoff für neue Produkte verwendet werden. Dabei sollten jene Kunststoffsorten fokussiert werden, welche den größten Massenanteil in Elektroaltgeräten aufweisen (ABS, PP und PS). Einfach zu bildende Monochargen (vgl. PMMA, Kapitel 7.2.3) sind ebenfalls anzustreben.

Die Generierung reiner hochwertiger Kunststofffraktionen aufgrund von Sortenprägungen oder Gerätearten ist nicht generell möglich. Untersuchungen zu Geräten der Gruppe 3 (neu) und Gruppe 5 (neu) zeigten eine zu große Kunststoffsortenvielfalt und einen zu hohen Anteil an schadstoffhaltigen Kunststoffen (Kapitel 5.7.3).

Um den Anteil der werkstofflichen Verwertung von Kunststoffen aus Elektroaltgeräten zu erhöhen (vgl. Abbildung 53), ist es erforderlich, Kunststoffe, die gefüllt sind oder die Additive wie Flammschutzmittel enthalten, zu identifizieren und von den sortenreinen Kunststoffen zu trennen. Die größte Kunststoffausbeute könnte erreicht werden, wenn hochwertige Kunststoffteile direkt manuell aus Elektroaltgeräten

ten entnommen werden. Dies ist aufgrund geringer Erlöse aber in den meisten Fällen nicht wirtschaftlich. Eine Trennung aus dem Abfallstrom derjenigen Geräte, welche vorwiegend hochwertige Kunststoffe enthalten, ist schwer umsetzbar. Besonders schwierig ist die Separation in Gruppe 5, da die Häufigkeit der Geräte aufgrund der Menge an verschiedenen Gerätetypen im Materialstrom teilweise sehr gering ist. Hier konnten keine Geräte mit großen Kunststoffteilen identifiziert werden, die grundsätzlich frei von Schadstoffen sind. Somit wurde die Hypothese, dass eine Positivliste von Geräten mit schadstofffreien Kunststoffen erstellt werden könnte, von den Laborergebnissen widerlegt. Für Gruppen mit einer geringeren Anzahl unterschiedlicher Gerätetypen (z.B. Gruppe 3) ist die getrennte Entnahme von Geräten mit hochwertigen Kunststoffen und anschließender manueller Separierung der großen Kunststoffteile einfacher durchführbar und ökonomisch eher tragfähig.

Wie in Kapitel 5.6 aufgeführt, ist die Schwimm-Sink-Trennung eine verbreitete und geeignete Methode zur Sortierung von Kunststoffen. Hierbei sollte die Dichtentrennung so erfolgen, dass alle Kunststoffe, die flammgeschützt oder gefüllt sind, mit der Schwertrübe ausgetragen werden. Das Trennmedium könnte so gewählt werden, dass die drei Zielsorten ABS, PP und PS sowie weitere Kunststoffe mit geringer Dichte wie manche PA-Sorten, PE und SAN gemeinsam aufschwimmen. Durch eine weitere Dichtentrennung könnten PP und PE von den restlichen Sorten abgetrennt werden. Die beiden so gebildeten Fraktionen könnten mit weiteren geeigneten Trennverfahren wie der elektrostatischen Trennung in die einzelnen Kunststoffsorten unterteilt werden.

Generell besteht jedoch das Problem, dass der Kunststoffneupreis die werkstoffliche Verwertung von Kunststoffen aus der Behandlung von Elektroaltgeräten limitiert. Zertifizierte Mahlgüter bzw. Granulate können ein Qualitätsniveau wie Kunststoffneuware erreichen und sind dann in allen Bereichen einsetzbar.

7.4 Zusammenfassung AP 4: Photovoltaikmodule

7.4.1 Ressourcenrelevanz

Aus Ressourcenschutzsicht ist u.a. die Qualität der wiedergewonnenen Fraktionen interessant. Aktuell wird der wiedergewonnene Glasanteil i.d.R. in der Glasindustrie eingesetzt. Ein Versuch, den wiedergewonnenen Glasanteil aus siliziumbasierten Modulen für den Einsatz in der Flachglasherstellung verfügbar zu machen, wurde mit positivem Ergebnis durchgeführt. Nach Aussage der Anlagenbetreiber ist dieses Verfahren aktuell insbesondere aufgrund der geringen Mengen an Photovoltaikmodulen nicht wirtschaftlich zu betreiben. Vorgaben, die den Einsatz der Glasfraktion in der Behälter- oder Flachglasherstellung anstreben, sind daher zu beachten, werden aber bei der aktuellen unsicheren Marktlage nicht als zielführend angesehen. Nach einer Übergangsfrist sollte diese Frage erneut untersucht werden.

In Bezug auf Silber ist dessen Rückgewinnung bei der Behandlung der siliziumbasierten Module nach Aussagen von Anlagenbetreibern zwar technisch möglich, kann aber aktuell nicht wirtschaftlich betrieben werden. Vorgaben in diesem Bereich werden bei der aktuellen unsicheren Marktlage als nicht zielführend angesehen. Nach einer Übergangsfrist sollte diese Frage wieder untersucht werden.

7.4.2 Schadstoffrelevanz

Als besonders relevant anzusehen ist das in CdTe Solarmodulen enthaltene Cadmium. Dieses darf nicht in Ausgangsfraktionen des Recyclings kristalliner Module gelangen.

In allen betrachteten Bauformen von Dickschicht- und Dünnschichtmodulen kann auch Blei als Schwermetall vorkommen. Celenelec Draft EN 50625-2-4 „Collection, logistics & treatment requirements for WEEE – Part 2-4: Treatment requirements for photovoltaic panels“ empfiehlt daher bei allen Behandlungsverfahren eine Abtrennung von Blei vorzusehen.

7.4.3 Fazit

Vorgaben zur Behandlung von PV-Modulen werden in der Anlage 4 zum ElektroG 2 nicht gemacht.

Von entscheidender Bedeutung unter Schadstoffaspekten ist, dass das Schwermetall Cadmium nicht in Ausgangsfraktionen (z.B. Glaswolle) des Recyclings kristalliner Module gelangt.

Siliziumbasierte und nicht-siliziumbasierte Module, insbesondere CdTe Module, sind getrennt voneinander zu behandeln. Die Handhabung und der Transport von schadstoffhaltigen Modulen sollten mit besonderer Vorsicht erfolgen.

Gesicherte Unterscheidungskriterien zur optischen Identifizierung von Dickschicht- und Dünnschichtmodulen konnten nicht identifiziert werden. Eine Orientierungshilfe gibt Tabelle 76. Dickschicht- und Dünnschichtmodule können nur zuverlässig anhand Ihrer Beschriftung (z.B. Etikett) zugeordnet werden, sofern diese noch vorhanden und lesbar ist.

Solarmodule, die nicht zuverlässig als Dickschichtmodule identifiziert werden können, sollten wie Dünnschichtmodule behandelt werden. Wenn keine gesicherten Informationen über die Inhaltsstoffe von Dünnschichtmodulen vorliegen, sollten diese behandelt werden, als ob es sich um CdTe Module handelt.

Es ist wünschenswert, dass an den Sammelstellen der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger eine vollständige Trennung der Module nach Bauweisen realisiert wird. Wenn dies nicht möglich ist, hat die Trennung im Recyclingbetrieb zu erfolgen.

In vorhandenen Sammelstrukturen wie z.B. Herstellersystemen liegen Erfahrungen mit der Sammlung vor. Diese Erfahrungen sollten nach Möglichkeit bei der Umstellung des Systems nicht verloren gehen.

Aktuell existiert erst eine geringe Anzahl an Anlagen, in denen Solarmodule jeweils bestimmter Bauweisen recycelt werden können. Hier wird Forschungsbedarf gesehen.

8 Quellenverzeichnis

- Albuquerque, C. (2015): E-Mail von Claudia Albuquerque (Sr Environmental Specialist bei LG Electronics European Shared Service Center BV) vom 15.12.2015.
- Amsler, R. (2013): Blubox – Leuchtmittel- und Flachbildschirmrecycling. Olten
- Angerer, G.; Erdmann, L.; Marscheider-Weidemann, F.; Scharp, M.; Lüllmann, A.; Handke, V.; Marwede, M. (2009): Rohstoffe für Zukunftstechnologien: Einfluss des branchenspezifischen Rohstoffbedarfs in rohstoffintensiven Zukunftstechnologien auf die zukünftige Rohstoffnachfrage. Karlsruhe, Berlin
- Apel, P.; Dubbert, W.; Mordziol, C.; Oehme, I.; Schwirn, K.; Völker, D. (2013): Nanobasierte Beleuchtungssysteme: Organische Licht emittierende Diode (OLED). Dessau-Roßlau
- Association of Plastics Manufacturers in Europe (APME) (2001): Plastics: A material of innovation for the electrical and electronic industry – Insight into consumption and recovery in Western Europe 2000. Brüssel
- Baxter, J.; Wahlstrom, M.; Zu Castell-Rüdenhausen, M.; Fråne, A.; Stare, M.; Løkke, S.; Pizzol, M. (2014): Plastic value chains – Case: WEEE (Waste Electric and electronic equipment) in the Nordic region. Copenhagen
- Becker, W.; Simon-Hettich, B. (2003): Toxicological and Ecotoxicological Investigations of Crystals and Disposal of LCDs. Darmstadt
- Beckmann, J. (2012): Wieso Abfall? Entsorgung von Photovoltaik-Anlagen http://www.abfallratgeber.bayern.de/publikationen/doc/elektro/entsorgung_photovoltaike.pdf abgerufen am 17.01.2016
- Beckmann, J. (2015): Kunststoffe mit bromierten Flammschutzmitteln aus Elektro- und Elektronik-(Alt)geräten. Augsburg
- Behrend, S.; Erdmann, L. (2004): Displaymärkte im Umbruch: Neuorientierung für Umweltschutzstrategien. Berlin
- Benedek, L.; Luidold, S.; Schnideritsch, H.; Antrekowitsch, H. (2014): Recyclingkonzepte für Photovoltaikmodule. In: Thomé-Kozmiensky, K. J.; Goldmann, D.: Recycling und Rohstoffe, Band 7. Neuruppin http://www.vivis.de/phocadownload/2014_rur/2014_RuR_231_250_Benedek.pdf abgerufen am 28.10.2015
- Biederbick, K. (1977): Kunststoffe – kurz und bündig, 4. Neubearbeitete und erweiterte Auflage. Würzburg
- BINE Informationsdienst (2010): Recycling von Photovoltaik-Modulen. <http://www.bine.info/hauptnavigation/publikationen/publikation/recycling-von-photovoltaikmodulen> abgerufen 10.10.2015
- Blankenbach, K. (1999): Multimedia-Displays – von der Physik zur Technik. Weinheim
- Blum, B. (2013): Schadstoffe in elektrischen und elektronischen Geräten: Emissionsquellen, Toxikologie, Entsorgung und Verwertung. Berlin, Heidelberg
- Bogdanski, G. (2009): Entwicklung und Analyse von Handlungsoptionen zur Umsetzung von Recyclingkonzepten für Flüssigkristallbildschirme (LCD) für ein Unternehmen der Elektro(nik)altgeräterecyclingbranche.
- Böni, H.; Wäger, P. (2015): Project e-Recmet: Vorbehandlung von Elektronikschrott zur Rückgewinnung von Indium und Neodym – Bericht 2.1. St. Gallen
- Böni, H.; Widmer, R. (2011): Entsorgung von Flachbildschirmen in der Schweiz. St. Gallen
- Born, M.; Jüstel, T. (2006): Chemie in Lampen – Elektrische Lichtquellen. Weinheim
- Brennan, L. B.; Isaac, D. H.; Arnold, J. C. (2001): Recycling of Acrylonitrile-Butadiene-Styrene and High-Impact Polystyrene from Waste Computer Equipment,
- Buchert, M.; Manhart, A.; Bleher, D.; Pingel, D. (2012): Recycling kritischer Rohstoffe aus Elektronik-Altgeräten, LANUV-Fachbericht 38. Recklinghausen
- CEMIX (2005): Consumer Electronics Marktindex Deutschland (CEMIX), Januar – Dezember 2005
- CEMIX (2009): Consumer Electronics Marktindex Deutschland (CEMIX), Januar – Dezember 2009
- CEMIX (2015): Consumer Electronics Marktindex Deutschland (CEMIX), Januar – Dezember 2015

- Celenelec Draft EN 50625-2-4 „Collection, logistics & treatment requirements for WEEE – Part 2-4: Treatment requirements for photovoltaic panels”
- Chancerel, P.; Meskers, C.E.M.; Hagelueken, C.; Rotter, V.S. (2009): Assessment of Precious Metal Flows During Preprocessing of Waste Electrical and Electronic Equipment. Journal of Industrial Ecology. New Haven DOI: 10.1111/j.1530-9290.2009.00171.x abgerufen am 02.11.2015
- Consultic (2014): Produktion, Verarbeitung und Verwertung von Kunststoffen in Deutschland 2013 - Kurzfassung -. Alzenau
- Cryan, J.; Freegard, K.; Morrish, L.; Myles, N. (2010): Demonstration of Flat Panel Display recycling technologies. Banbury
- Döring, M.; Diederichs, J. (2009): Innovative Flame Retardants in E&E Applications. Karlsruhe, Brüssel
- EFRA (European Flame Retardants Association) (2010): Keeping Fire in Check: An Introduction to Flame Retardants Used in Electrical and Electronic Devices. Brüssel
- Europäische Kommission, (2010): Critical raw materials for Europe: Report of the Ad-hoc Working Group on defining critical raw materials. Brüssel.
- Europäische Kommission, (2014): Report on critical raw materials for the EU. Brüssel.
- Exner (2015): Persönliche Auskunft Herr Richter am 03.11.2015
- FEM/IUTA; Völker, M.; Schiemann, J. (2011): Metallurgische Rückgewinnung von Indium, Gallium und Germanium aus Elektronikschrott und Entwicklung entsprechender Aufbereitungsmethoden für die Verwertungsindustrie, Projektbericht. Schwäbisch Gmünd, Duisburg
- Fischer, W. (2010): Displaytechnologien. In: Fischer, W.: Digitale Fernseh- und Hörfunktechnik in Theorie und Praxis. Berlin, Heidelberg
- Freitag, P. (2010): White Top-Emitting OLEDs on Metal Substrates. Dresden
- Fröhlich, H. (2015): Recycling von LCD-Bildschirmgeräten. In: Thomé-Kozmiensky, K.J.; Goldmann, D.: Recycling und Rohstoffe, Band 8. Neuruppin
- Fröhlich, H. (2016): mündliche Mitteilung an Frau Nunweiler (UBA)
- Götze, R.; Rotter, S. (2012): Challenges for the recovery of critical metals from waste electronic equipment - A case study of indium in LCD panels. Berlin
- Halsen, G.; Eickmann, U.; Wegscheider W. (2007): Quecksilber in Zahnarztpraxen. Hamburg
- Hertel, D.; Müller, C. D.; Meerholz, K. (2005): Bilderzeugung – Organische Leuchtdioden. Weinheim
- Höggerl, G. (2015): Rohstoffsicherung durch stoffliches Recycling von Kunststoffen aus Elektroaltgeräten, 24. Seminar Kunststoff Recycling in Sachsen. Dresden
- Holke, D. (2015): Aufbau und Funktion eines OLED TV Geräts. <https://www.cmb-systeme.de/technikwissen/aufbau-und-funktion-eines-oled-tv-geraetes>. aufgerufen am 05.11.2015
- Huisman, J. et. Al. (2007): 2008 Review on Directive 2002/96 on Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE). Bonn
- IUTA; Blauth, F.; Prause, H.-J.; Schiemann, B.; Schiemann, J.; Walter, E. (2011): Handbuch: Verwertung von LCD-Geräten. Duisburg
- IUTA; Nellesen, L.; Schiemann, J. (2015): Versteckte Wertstoffe: Die mechanische Aufbereitung von Flüssigkristallbildschirmen (LCD) ermöglicht ein optimales Indiumrecycling. Neuruppin
- IUTA; Schiemann, J.; Meyer, B. (1994): Bau und Betrieb eines Kunststoffdetektionsmobils. Duisburg
- IUTA; Schiemann, J.; Meyer, B. (1998): IUTA Handbuch: Vorgehensweise bei der Identifizierung von Kunststoffformteilen mittels analytischer Erkennungsmethoden. Duisburg
- IUTA; Walter, E. (2010): Entwicklung einer Demontagesicherheitswerkbank für die Sekundärrohstoffgewinnung - Abschlussbericht über das Forschungs- und Entwicklungsprojekt. Duisburg

- Jaeger-Waldau (2014): PV Status Report. European Commission, DG Joint Research Centre, Institute for Energy and Transport, Renewable Energy Unit, Via Enrico Fermi 2749, TP 450 I – 21027. Ispra (VA), Italy <http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC92477/pv%20status%20report%202014%20online.pdf> abgerufen am 30.10.2015
- Jehle, B. (2011): Aufbau einer großtechnischen Anlage zur Zerlegung von Kathodenstrahlröhren. http://www.umweltinnovationsprogramm.de/sites/default/files/benutzer/36/dokumente/uip-projekt_crt-behandlung_abschlussber_final08-11-2011vers.2.pdf abgerufen am 04.08.2016
- Jalalpoor, D.; Götze, R.; Rotter, S. (2013): Einsatz und Rückgewinnungspotential von Indium in LCD Geräten. Berlin
- Jüstel, T.; Feldmann, C.; Ronda, C. R. (2000): Leuchtstoffe für aktive Displays – Neue Konzepte für flache Bildschirme erfordern speziell entwickelte Leuchtstoffe. Weinheim
- Kalweit, A.; Paul, C.; Peters, S.; Wallbaum, R. (2011): Handbuch für Technisches Produktdesign: Material und Fertigung, Entscheidungsgrundlage für Designer und Ingenieure.
- Kernbaum, S.; Hübner, T. (2013): Recycling von Photovoltaikmodulen. In: Thomé-Kozmiensky, K. J.; Goldmann, D.: Recycling und Rohstoffe, Band 6. Neuruppin http://www.vivis.de/phocadownload/2013_rur/2013_RuR_545_558_Kernbaum.pdf abgerufen am 10.10.2015
- Klinkowski, C.; Burk, B.; Bärman, F.; Döring, M. (2015): Moderne Flammenschutzmittel für Kunststoffe. Weinheim
- Köhnlechner, R. (2014): Erzeugung sauberer PS- und ABS-Fractionen aus gemischtem Elektronikschrott. In: Thomé-Kozmiensky, K. J.; Goldmann, D.: Recycling und Rohstoffe, Band 7. Neuruppin
- Kopacek, B. (2008): Re-LCD: Recycling and Re-use of LCD Panels. Durban
- Kuchta, K. (2012): E-Schrottreycling in Deutschland. Stoffströme, Technik, Kosten. 24. Kasseler Abfall- und Bioenergieforum.
- Kuchta, K. (2013): Strategische und seltene Metalle in E-Schrott – Erschließung des Wertstoffpotenzials durch optimierte Erfassung und Aufbereitung. Berlin, Heidelberg
- Kuhn, E.; Frey, T.; Arnet, R.; Känzig, A. (2004): Bromierte Flammenschutzmittel in Kunststoffprodukten des Schweizer Marktes. Ittigen
- Lechner, M. D.; Gehrke, K.; Nordmeier, E. H. (2014): Makromolekulare Chemie – Ein Lehrbuch für Chemiker, Physiker, Materialwissenschaftler und Verfahrenstechniker, 5. Auflage. Berlin, Heidelberg
- Losser (2016): Persönliche Auskunft Herr Palitzsch am 03.05.2016
- Lindweiler, P. (2015): Sensortechnik für Kunststoffrecycling. In: Thomé-Kozmiensky, K. J.; Goldmann, D.: Recycling und Rohstoffe, Band 8. Neuruppin
- Martens, H. (2011): Recycling von Elektro- und Elektronikgeräten. In: Martens, H.: Recyclingtechnik. Heidelberg
- Martin, R. (2009): Verwendung von Flüssigkristall-Displays sowie Verfahren zu deren Verwertung.
- Marwede, M. (2013): Cycling critical absorber materials of CdTe- and CIGS-photovoltaics. Material efficiency along the life-cycle. Dissertation. Augsburg <http://d-nb.info/1077703074/34> abgerufen am 03.01.2016
- McDonnell, T.J.; Williams, K.S. (2010): The location and character of mercury in waste LCD backlights. Banbury
- Merck (2016): <http://www.merck-performance-materials.de/de/display/safety/safety.html>. aufgerufen am 15.01.2016
- Mertens, K. (2015): Photovoltaik, Lehrbuch zu Grundlagen, Technologie und Praxis, 3. Auflage. München
- Mizukami, M., Inukai, K., Yamagata, H., Konuma, T., Nishi, T., Koyama, J., Yamazaki, S. and Tsutsui, T. (2000), 36.1: 6-Bit Digital VGA OLED. SID Symposium Digest of Technical Papers
- Morf, L. S.; Tremp, J.; Gloor, R.; Huber, Y.; Stengele, M.; Zennegg, M. (2005): Brominated Flame Retardants in Waste Electrical and Electronic Equipment: Substance Flows in a Recycling Plant.
- Novak, E. (2001): Verwertungsmöglichkeiten für ausgewählte Fraktionen aus der Demontage von Elektroaltgeräten: Kunststoffe. Wien
- Online Handelsregister (2014): SolarCycle GmgH <https://www.online-handelsregister.de/handelsregisterauszug/st/Stendal/S/SolarCycle+GmbH/980338> abgerufen am 12.02.2016

- Palitzsch, W.; Loser, U. (2014): Integrierte Wiederverwendung von Hightech- und Greentech-Abfällen. In: Kausch, P.; Bertau, M.; Gutzmer, J.; Matschullag, J.: Strategische Rohstoffe – Risikoversorge. Berlin, Heidelberg
- Photon.info (2016): PHOTON Datenbanken. <http://www.photon.info/de/photon-datenbanken> abgerufen am 12.07.2016
- Photovoltaik.info (2016): Poly oder Mono – was ist der Unterschied, was ist besser? <http://www.photovoltaik.info/poly-oder-mono-was-ist-der-unterschied-was-ist-besser/> abgerufen am 07.02.2016
- Photovoltaik.org (2015): Photovoltaik Recycling <http://www.photovoltaik.org/wissen/photovoltaik-recycling> abgerufen am 28.01.2016
- Photovoltaikforum (2014): Solarmodule zurück in den Wertstoffkreislauf <http://www.photovoltaikforum.com/magazin/wirtschaft/alles-zurueck-den-wertstoffkreislauf-1832> abgerufen am 27.01.2016
- Photovoltaik.org (2016): Photovoltaik Wirkungsgrad <http://www.photovoltaik.org/wissen/photovoltaik-wirkungsgrad> abgerufen am 06.08.2016
- Photovoltaik-web.de (2016): Monokristalline, polykristalline oder Dünnschicht Module? <http://www.photovoltaik-web.de/photovoltaik/module/wahl-der-modulart.html> abgerufen am 10.01.2016
- Pladerer, C.; Rappl, B.; Sutter, P.; Roiser-Bezan, G.; Funder, B. (2003): Akzeptanz- und Effizienzevaluierung der Wiener Konsumentinnen: Reparatur-, Verleih- und Gebrauchsgüterführer. Wien
- Plastics Europe (2012): Kunststoffherzeugung in Deutschland 2011. http://www.plasticseurope.org/documents/document/20120508141857-grafiken_wpk_2012.pdf. aufgerufen am 27.11.2015
- Plastics Europe (2015): Plastics – the Facts 2015: An analysis of European plastics production, demand and waste data. Brüssel, Wemmel
- Prakash, S.; Brommer, E.; Gröger, J. (2011): PROSA Computerbildschirme: Entwicklung der Vergabekriterien für ein Klimaschutzbezogenes Umweltzeichen – Studie im Rahmen des Projekts „Top 100 – Umweltzeichen für klimarelevante Produkte“. Freiburg
- PV CYCLE (2013): Operational status report <http://www.pvcycle.org/wp-content/uploads/2013/08/OPS-Status-Report-August.pdf> abgerufen am 01.10.2015
- PV CYCLE (2014a): Operational status report <http://www.pvcycle.org/wp-content/uploads/2013/09/OPS-Status-Report-February.pdf> abgerufen am 11.10.2015
- PV CYCLE (2014b): Operational status report <http://www.pvcycle.org/wp-content/uploads/2013/09/OPS-Status-Report-November-.pdf> abgerufen am 01.10.2015
- PV CYCLE (2015a): Operational status report <http://www.pvcycle.org/wp-content/uploads/2013/09/OPS-Status-Report-April.pdf> abgerufen am 11.10.2015
- PV CYCLE (2015b): Operational status report <http://www.pvcycle.org/wp-content/uploads/2013/09/OPS-Status-Report-October.pdf> abgerufen am 01.10.2015
- PV Magazin (2013): Rund 250 Ex-Mitarbeiter von First Solar vermittelt http://www.pv-magazine.de/nachrichten/details/beitrag/rund-250-ex-mitarbeiter-von-first-solar-vermittelt_100012854/ abgerufen am 27.01.2016
- Recom Edelmetall Recycling: Silizium Rückgewinnung.
- Reiling (2016): Persönliche Auskunft Herr Pohl am 12.08.2016
- Reuter, M. A.; Hudson, C.; van Schaik, A.; Heiskanen, K.; Meskers, C.; Hagelüken, C. (2013): Metal Recycling, Opportunities, Limits, Infrastructure, United Nations Environmental Programme UNEP www.unep.org/resourcepanel/Portals/24102/PDFs/Metal_Recycling_Full_Report.pdf abgerufen am 27.07.2016
- Rohr, M. (1994): Kunststoffe. In: Tiltmann, K. O.; Schüren, A. (Hrsg.): Recyclingpraxis Elektronik. Köln
- Rohr, M. (1992): Wiederverwertung von Kunststoffen aus gebrauchten elektrischen und elektronischen Geräten. In: Institut für Umweltwirtschaftsanalysen: Umwelt Wirtschafts Forum. Berlin, Heidelberg
- Rotter V.S., Geiping J., Flamme S., Ueberschaar, M. (2014): Anlagenbilanzierung als Bewertungsinstrument

für ein Qualitätsrecycling von Elektroaltgeräten.

Sander, K., Schilling, S., Marscheider-Weidemann, F., Wilts, H., von Gries, N., Hobohm, J. (2012): Abfallwirtschaftliche Produktverantwortung unter Ressourcenaspekten, Meilensteinbericht August 2012, UBA FKZ 3711 95 318. Dessau.

Schlummer, M. (2009): Kunststoffrückgewinnung aus der Elektroaltgeräte-Demontage, 18. Seminar Kunststoffrecycling in Sachsen. Freising, Dresden

Schlummer, M.; Gruber, L.; Mäurer, A.; Wolz, G.; van Eldik, R. (2007): Characterisation of polymer fractions from waste electrical and electronic equipment (WEEE) and implications for waste management

Schlummer, M.; Mäurer, A. (2006): Recycling of Styrene Polymers from Shredded Screen Housings Containing Brominated Flame Retardants. Freising

Schmidt, M.; Liedke, M.; Dorner, U. (2013): DERA Rohstoffinformation: Rohstoffrisikobewertung – Antimon. Berlin

Schöps, D.; Salhofer, S.; Spitzbart, M.; Hagelüken, C.; Meskers, C.M.E.; Kriegl, M.; Panowitz, G. (2010): Bilanzierung der Edelmetallverluste beim E-Schrottreycling. In: Thomé-Kozmiensky, K. J.; Goldmann, D.: Recycling und Rohstoffe, Band 3. Neuruppin

Sims (2015): <http://simsrecycling.nl/Recycling/Thermo-Mechanical-LCD-Recycling#>. Aufgerufen am 17.11.2015

Socolof, M. L.; Overly, J. G.; Geibig, J. R. (2005): Environmental life-cycle impacts of CRT and LCD desktop computer displays. Knoxville

Solaranlagen-Portal.com (2016): Dünnschichtmodule für Photovoltaik Anlage. <http://www.solaranlagen-portal.com/solamodule/systeme/duennschicht> abgerufen am 16.01.2016

SolarWorld: Recycling. <http://www.solarworld.de/konzern/vom-sand-zum-modul/recycling/> aufgerufen am 29.01.2016

Sommer, P., Rotter V.S., Überschaar, M., (2015): Battery related cobalt and REE flows in WEEE treatment. Waste Management 45 298–305

Stengele, M. (2015) Elektro- und Elektronikschrott mit Lithiumbatterien / -akkus, 12. Schweizer Sonderabfalltag vom 9. Juni 2015 <http://www.ecoserve.ch/aktuelles/sonderabfalltag/sonderabfalltag-2015/> abgerufen am 02.08.2016

Stenvall, E.; Tostar, S.; Boldizar, A.; Foreman, M. R. Stj.; Möller, K. (2013): An analysis of the composition and metal contamination of plastics from waste electrical and electronic equipment (WEEE).

Stiftung ear (2015a): Rücknahmemengen je Sammelgruppe. <https://www.stiftung-ear.de/service/kennzahlen/ruecknahmemengen-je-sammelgruppe/> aufgerufen am 16.11.2015

Stiftung ear (2015b): Zusammensetzung gemischter Sammelgruppen. <https://www.stiftung-ear.de/service/kennzahlen/zusammensetzung-gemischter-sammelgruppen/> aufgerufen am 16.11.2015

Tange, L.; Slijkhuis, C. (2009): The classification of WEEE plastic scrap in view of PBB's & PBDE's: an overview of WEEE categories within the current recycling practice. Wien, Brüssel

Tesar, M.; Öhlinger, A. (2012): Flachbildschirmgeräte: Anforderungen an die Behandlung und Status in Österreich. Wien

Thullner, I.; Buchwald K.-E.; Wegscheider, W.; Hohenberger, L. (2013): Quecksilberemissionen bei der Sammlung und Entsorgung von Leuchtmitteln. Düsseldorf

Udovi

Erhardt, M.; Altmann, R.; Bielefeld, M.; Newack, D.; Ott,

(LED). Dortmund, Berlin, Dresden

vbw (Hrsg.), (2009): Rohstoffsituation Bayern: Keine Zukunft ohne Rohstoff. München.

vbw (Hrsg.), (2015): vbw (Hrsg.) (2015): Rohstoffsituation der bayerischen Wirtschaft. München.

Verband Kunststoffzeugende Industrie (VKE) (2003): Kunststoffe in Elektro- und Elektronikgeräten. Frankfurt am Main

Vollrath, K. (2014): Eine zuverlässige Lösung für Toxizität- und Datenschutzprobleme. Aarwangen

Von Gries, N.; Wilts, H. (2015): Resource-efficient conception of waste electrical and electronic equipment collection groups. Wuppertal

Wäger, P.; Schlupe, M.; Müller, E. (2010): RoHS substances in mixed plastics from Waste Electrical and Electronic Equipment. St. Gallen

Wang, H.-Y. (2009): A study of the effects of LCD glass sand on the properties of concrete

Weber, A. (2001): Vakuum in modernen Flachdisplays. Weinheim

Wehde, J.,; Hebrisch, Dr. R.; Ott, G.; Maschmeier, Dr. C.-P.; Fendler, D. (2011): Handlungsanleitung zur guten Arbeitspraxis „Elektronikschrottreycling – Tätigkeiten mit Gefahrstoffen bei der manuellen Zerlegung von Bildschirm- und anderen Elektrogeräten“. Kassel <http://www.baua.de/de/Themen-von-A-Z/Gefahrstoffe/Arbeiten-mit-Gefahrstoffen/Arbeiten-mit-Gefahrstoffen.html> abgerufen am 03.08.2016

Willenberg, B (1996): Physikalische und chemische Aufbereitungsverfahren für Kunststoffe. In: Nickel, W. (Hrsg.): Recycling-Handbuch: Strategien – Technologie – Produkte. Düsseldorf

Wilts, H.; von Gries, N. (2014): Entwicklung von Instrumenten und Maßnahmen zur Steigerung des Einsatzes von Sekundärrohstoffen – mit Schwerpunkt Sekundärkunststoffe. Wuppertal

Wittmer, D.; Erren, M.; Lauwigi, C.; Ritthoff, M.; Dressler, C. (2011): Umweltrelevante metallische Rohstoffe - Meilensteinbericht des Arbeitsschrittes 2.1 des Projekts „Materialeffizienz und Ressourcenschonung“ (MaRes). Wuppertal

Zangl, S. (2007): Fernseher als EcpTopTen-Produkte: Produkt-Nachhaltigkeitsanalyse (PROSA) für Fernseher und Ableitung von Kriterien für die EcoTopTen-Verbraucherinformationskampagne. Freiburg

Zimmermann, T.; Gößling-Reisemann, S.: ReStra - Ermittlung von Substitutionspotenzialen von primären strategischen Metallen durch Sekundärmaterialien. Ergebnisbericht zum AP2: Ermittlung von Recycling- und Substitutionspotenzialen strategischer Metalle in bestimmten Abfällen. Forschungskennzahl (UFOPLAN) 3711 93 339. Dessau 13, unveröffentlicht

9 Anhang Messprotokolle Quecksilbermessungen

Messung:	1		
Name:	Raumluftmessung am Arbeitsplatz vor der Demontage		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	15.10.2015	Startzeit:	10:32 Uhr
Temperatur:	17,2 – 19,5 °C	rel. Feuchtigkeit:	40,5 – 44,6 %
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	10 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	0,9 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	0 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	3,2 µg/m ³

Messung:	2		
Name:	Optisch zerstörte LCD-CCFL-Fernseher (Gerät 1)		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		

Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	15.10.2015	Startzeit:	10:49 Uhr
Temperatur:	17,2 – 19,5 °C	rel. Feuchtigkeit:	40,5 – 44,6 %
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	15 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	7,2 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	1,2 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	16,2 µg/m ³

Messung:	3		
Name:	Optisch zerstörte LCD-CCFL-Fernseher (Gerät 2)		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	15.10.2015	Startzeit:	11:08 Uhr
Temperatur:	17,2 – 19,5 °C	rel. Feuchtigkeit:	40,5 – 44,6 %
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	15 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	10,7 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	2,7 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	36,7 µg/m ³

Messung:	4		
Name:	Optisch zerstörte LCD-CCFL-Fernseher (Gerät 3)		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	15.10.2015	Startzeit:	12:58 Uhr
Temperatur:	17,2 – 19,5 °C	rel. Feuchtigkeit:	40,5 – 44,6 %
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	15 min

Durchschnittl. Hg-Konz.:	2,7 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	1,0 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	3,5 µg/m ³

Messung:	5		
Name:	Optisch zerstörte LCD-CCFL-Fernseher (Gerät 4)		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	15.10.2015	Startzeit:	13:17 Uhr
Temperatur:	17,2 – 19,5 °C	rel. Feuchtigkeit:	40,5 – 44,6 %
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	15 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	23,0 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	3,0 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	95,2 µg/m ³

Messung:	6		
Name:	Optisch zerstörte LCD-CCFL-Fernseher (Gerät 5)		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	15.10.2015	Startzeit:	13:37 Uhr
Temperatur:	17,2 – 19,5 °C	rel. Feuchtigkeit:	40,5 – 44,6 %
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	15 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	3,2 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	1,5 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	4,2 µg/m ³

Messung:	7		
Name:	Raumlufthmessung am Arbeitsplatz nach der Demontage		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	15.10.2015	Startzeit:	13:56 Uhr
Temperatur:	17,2 – 19,5 °C	rel. Feuchtigkeit:	40,5 – 44,6 %
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	10 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	1,5 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	0,7 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	3,5 µg/m ³

Messung:	8		
Name:	Anlieferung von Gitterboxen mit Fernsehern (LCD-CCFL, LCD-LED, Plasma)		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	15.10.2015	Startzeit:	14:31
Temperatur:	17,2 – 19,5 °C	rel. Feuchtigkeit:	40,5 – 44,6 %
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	35 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	1,9 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	0,2 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	8,2 µg/m ³

Messung:	9		
Name:	Anlieferung von 40 m ³ Abrollcontainer mit Flachbildschirmen		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)

Datum:	23.10.2015	Startzeit:	9:53 Uhr
Temperatur:	14,9 – 17,2 °C	rel. Feuchtigkeit:	55,4 – 60,4 %
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	43 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	1,6 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	0,0 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	6,2 µg/m ³

Messung:	10		
Name:	Raumluftmessung außerhalb der Sicherheitswerkbank		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	21.10.2015	Startzeit:	8:35 Uhr
Temperatur:	17,5 – 19,1 °C	rel. Feuchtigkeit:	47,9 – 51,7 %
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	5 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	1,2 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	1,2 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	1,5 µg/m ³

Messung:	11		
Name:	Zwischenlagerung von teilzerlegten LCD-CCFL-Fernsehern (40 % zerstört)		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	21.10.2015	Startzeit:	8:41 Uhr
Temperatur:	17,5 – 19,1 °C	rel. Feuchtigkeit:	47,9 – 51,7 %
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	12 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	6,8 µg/m ³		

Min. Hg-Konz.:	2,0 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	15,2µg/m ³
----------------	-----------------------	----------------	-----------------------

Messung:	12		
Name:	Zwischenlagerung von teilzerlegten LCD-CCFL-Fernsehern (0 % zerstört)		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	21.10.2015	Startzeit:	9:37 Uhr
Temperatur:	17,5 – 19,1 °C	rel. Feuchtigkeit:	47,9 – 51,7 %
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	5 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	1,6 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	1,2 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	1,7 µg/m ³

Messung:	13		
Name:	Entnahme von CCFL-Röhren (Gerät 6)		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	21.10.2015	Startzeit:	9:45 Uhr
Temperatur:	17,5 – 19,1 °C	rel. Feuchtigkeit:	47,9 – 51,7 %
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	5 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	6,8 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	3,7 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	13,9 µg/m ³

Messung:	14		
Name:	Entnahme von CCFL-Röhren (Gerät 7)		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		

Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	21.10.2015	Startzeit:	9:57 Uhr
Temperatur:	17,5 – 19,1 °C	rel. Feuchtigkeit:	47,9 – 51,7 %
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	5 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	17,1 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	4,2 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	40,4 µg/m ³

Messung:	15		
Name:	Entnahme von CCFL-Röhren (Gerät 8)		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	21.10.2015	Startzeit:	10:10 Uhr
Temperatur:	17,5 – 19,1 °C	rel. Feuchtigkeit:	47,9 – 51,7 %
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	7 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	20,2 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	4,2 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	107,8 µg/m ³

Messung:	16		
Name:	Zerkleinerung von Röhren mittels Shredder		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	21.10.2015	Startzeit:	10:49Uhr
Temperatur:	17,5 – 19,1 °C	rel. Feuchtigkeit:	47,9 – 51,7 %
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	10 min

Durchschnittl. Hg-Konz.:	39,4 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	4,7 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	301,3 µg/m ³

Messung:	17		
Name:	Raumlufte vor Öffnen eines Behälters für zerkleinerte CCFL-Röhren		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	21.10.2015	Startzeit:	13:33 Uhr
Temperatur:	17,5 – 19,1 °C	rel. Feuchtigkeit:	47,9 – 51,7 %
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	5 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	1,1 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	0,0 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	28,0 µg/m ³

Messung:	18		
Name:	Raumlufte beim Öffnen eines Behälters für zerkleinerte CCFL-Röhren		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	21.10.2015	Startzeit:	13:39 Uhr
Temperatur:	17,5 – 19,1 °C	rel. Feuchtigkeit:	47,9 – 51,7 %
Messbereich:	0 – 3000 µg/m ³	Messdauer:	3 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	216,6 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	11,4 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	623,2 µg/m ³

Messung:	19		
Name:	Innenraum eines Behälters für zerkleinerte CCFL-Röhren		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	21.10.2015	Startzeit:	13:45 Uhr
Temperatur:	17,5 – 19,1 °C	rel. Feuchtigkeit:	47,9 – 51,7 %
Messbereich:	0 – 3000 µg/m ³	Messdauer:	3 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	660,0 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	188,6 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	1093,0 µg/m ³

Messung:	20		
Name:	Raumluft nach Entfernen des Behälters für zerkleinerte CCFL-Röhren		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	21.10.2015	Startzeit:	13:50 Uhr
Temperatur:	17,5 – 19,1 °C	rel. Feuchtigkeit:	47,9 – 51,7 %
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	6 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	2,3 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	1,0 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	22,5 µg/m ³

Messung:	21		
Name:	Entnahme und Zerkleinerung von CCFL-Röhren in Sicherheitswerkbank		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	20.10.2015	Startzeit:	9:34 Uhr

Temperatur:	18,7 – 19,4 °C	rel. Feuchtigkeit:	47,9 – 51,7 %
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	68 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	1,8 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	1,0 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	6,4 µg/m ³

Messung:	22		
Name:	Vor Shreddern von ganzem Gerät (Monitor 1)		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	30.10.2015	Startzeit:	9:15 Uhr
Temperatur:	°C	rel. Feuchtigkeit:	%
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	9 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	3,1 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	2,5 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	4,2 µg/m ³

Messung:	23		
Name:	Shreddern von ganzem Gerät (Monitor 1)		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	30.10.2015	Startzeit:	9:26 Uhr
Temperatur:	°C	rel. Feuchtigkeit:	%
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	12 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	14,3 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	2,5 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	64,4 µg/m ³

Messung:	24		
Name:	Vor Shreddern von ganzem Gerät (Monitor 2)		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	30.10.2015	Startzeit:	9:49 Uhr
Temperatur:	°C	rel. Feuchtigkeit:	%
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	2 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	3,0 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	3,0 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	3,0 µg/m ³

Messung:	25		
Name:	Shreddern von ganzem Gerät (Monitor 2)		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	30.10.2015	Startzeit:	9:52 Uhr
Temperatur:	°C	rel. Feuchtigkeit:	%
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	7 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	68,9 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	3,0 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	231,2 µg/m ³

Messung:	26		
Name:	Vor Shreddern von ganzem Gerät (Monitor 3)		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	30.10.2015	Startzeit:	10:05 Uhr

Temperatur:	°C	rel. Feuchtigkeit:	%
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	4 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	4,7 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	4,0 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	5,7 µg/m ³

Messung:	27		
Name:	Shreddern von ganzem Gerät (Monitor 3)		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	30.10.2015	Startzeit:	10:10 Uhr
Temperatur:	°C	rel. Feuchtigkeit:	%
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	8 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	24,1 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	4,0 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	79,0 µg/m ³

Messung:	28		
Name:	Vor Shreddern von ganzem Gerät (Fernseher 1)		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	30.10.2015	Startzeit:	10:26 Uhr
Temperatur:	°C	rel. Feuchtigkeit:	%
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	6 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	4,0 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	2,5 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	5,0 µg/m ³

Messung:	29		
Name:	Shreddern von ganzem Gerät (Fernseher 1)		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	30.10.2015	Startzeit:	10:32 Uhr
Temperatur:	°C	rel. Feuchtigkeit:	%
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	23 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	36,9 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	2,5 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	104,1 µg/m ³

Messung:	30		
Name:	Vor Shreddern von ganzem Gerät (Fernseher 2)		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	30.10.2015	Startzeit:	11:05 Uhr
Temperatur:	°C	rel. Feuchtigkeit:	%
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	5 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	3,5 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	2,2 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	4,5 µg/m ³

Messung:	31		
Name:	Shreddern von ganzem Gerät (Fernseher 2)		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	30.10.2015	Startzeit:	11:10 Uhr

Temperatur:	°C	rel. Feuchtigkeit:	%
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	20 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	75,6 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	3,2 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	373,7 µg/m ³

Messung:	32		
Name:	Vor Shreddern von ganzem Gerät (Fernseher 3)		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	30.10.2015	Startzeit:	11:37 Uhr
Temperatur:	°C	rel. Feuchtigkeit:	%
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	3 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	9,0 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	4,7 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	9,9 µg/m ³

Messung:	33		
Name:	Shreddern von ganzem Gerät (Fernseher 3)		
Messgerät:	Seefelder Hg-Monitor 3000		
Messkomponente:	Hg (0)	Erfassungsintervall:	5 sek (kontinuierlich)
Datum:	30.10.2015	Startzeit:	11:40 Uhr
Temperatur:	°C	rel. Feuchtigkeit:	%
Messbereich:	0 – 100 µg/m ³	Messdauer:	19 min
Durchschnittl. Hg-Konz.:	37,7 µg/m ³		
Min. Hg-Konz.:	4,2 µg/m ³	Max. Hg-Konz.:	115,0 µg/m ³