

Schadstoffanreicherung im Erzeugnis aufgrund des
Einsatzes von Ersatzbrennstoffen in Zementwerken
und Feuerungsanlagen
– erforderliche Reglementierungen aus der Sicht des
technischen Umweltschutzes –

vorgelegt von
Diplom-Biologin
Barbara Zeschmar-Lahl
aus Lübeck

Von der Fakultät III - Prozesswissenschaften
der Technischen Universität Berlin
zur Erlangung des akademischen Grades

Doktor der Naturwissenschaften
- Dr. rer. nat. -

genehmigte Dissertation

Promotionsausschuss:

Vorsitzender: Prof. Dr. rer. nat. Wolfgang Rotard
Berichter: Prof. Dr.-Ing. Dr. h.c. Karl Joachim Thomé-Kozmiensky
Berichter: Prof. Dr.-Ing. Klaus Wiemer

Tag der wissenschaftlichen Aussprache: 8. Juli 2003

Berlin 2003
D 83

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich all denen danken, die mich während meiner Arbeit an dieser Dissertation mit wertvollen Hinweisen, persönlichem Engagement und viel Verständnis für die fehlende Aufmerksamkeit ihnen gegenüber sehr unterstützt haben. Besonderer Dank gilt hier meiner Familie - meinen Eltern, Hilde und Wally Zeschmar, meinem Mann Uwe Lahl, und unseren Kindern Sarah, Rebecca und Aaron.

Prof. Dr.-Ing. Dr. h.c. Karl Thomé-Kozmiensky möchte ich an dieser Stelle sehr herzlich für seine zahlreichen Anregungen, seine wertvolle konstruktive Kritik und seine fachliche Betreuung danken. Er hat damit maßgeblich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen.

Besonderer Dank gebührt zudem den Betreibern der Abfallaufbereitungsanlage, an der die Untersuchung zur Schadstoffverteilung bei der Aufbereitung durchgeführt wurde.

Barbara Zeschmar-Lahl

Abstract

Aufgrund des Deponierungsverbotes für organikhaltige Abfälle wird der Bedarf an zusätzlichen Kapazitäten für die thermische Behandlung/energetische Verwertung von Restabfall, gemischten Gewerbeabfällen und Ersatzbrennstoffen sich im Jahr 2005 – je nach Szenario – auf 4 bis 8 Mio. t belaufen. Zukünftig werden Ersatzbrennstoffe aus Restabfall und Gewerbeabfällen vermehrt in Feuerungsanlagen und Zementwerken mitverbrannt werden.

Hausmüllähnlicher Gewerbeabfall und Restabfall stellen eine Senke für viele Schadstoffe, vor allem Schwermetalle dar. Regelbrennstoffe von Feuerungsanlagen und Zementwerken weisen zumeist eine deutlich niedrigere Belastung mit Schwermetallen auf als die genannten Abfälle und daraus erzeugten Ersatzbrennstoffe. Die mit dem Ersatzbrennstoff eingebrachte erhöhte Schadstofffracht wird in diesen Anlagen überwiegend in das Produkt Klinker/Zement oder in Abgasreinigungsrückstände wie Kraftwerksflugaschen gelangen. Letztere werden u.a. als hydraulischer Zuschlagstoff bei Spezialzementen verwertet.

Ein Grundsatz der deutschen Abfallpolitik besagt, dass die Verwertung von Abfällen Vorrang hat vor deren Beseitigung. Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz legt in § 5 Abs. 5 Pkt. 4 einen Rahmen für die Prüfung der Vorrangigkeit fest, der auch die Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen, Abfällen zur Verwertung oder daraus gewonnenen Erzeugnissen beinhaltet.

Die im Vergleich zu Regelbrennstoffen erhöhten Schwermetalleinträge durch Ersatzbrennstoffe führen bei Produkten wie Klinker zu einer erhöhten Schadstoffbelastung des Produktes und damit zu einer Anreicherung im Erzeugnis. Zu fragen ist, ob die angereicherten Schadstoffe wieder verfügbar werden und bei umweltoffener Anwendung in den Stoffkreislauf zurückkehren können. Untersuchungen zur Verfügbarkeit von Schadstoffen aus Baustoffen zeigen, dass je nach angewandter Methode durchaus eine erneute Verfügbarkeit von Schwermetallen gegeben ist. Die derzeitigen Qualitätsanforderungen an Ersatzbrennstoffe in Deutschland berücksichtigen diesen Aspekt nicht, im Unterschied zu Regelungen z.B. in der Schweiz.

Aus der festgestellten erneuten Verfügbarkeit von Schwermetallen aus Baustoffen in der Nachnutzungsphase ergibt sich der Bedarf, den Eintrag von Schwermetallen in Restabfall und Gewerbeabfall und – da hier Grenzen gesetzt sind – in den Ersatzbrennstoff durch Aufbereitungstechniken zu verringern.

Zu fragen ist, ob durch Aufbereitungstechniken für Restabfall oder Ersatzbrennstoffe eine Steuerung der Verteilung der Schadstoffe in Sinne einer Konzentrierung in den verbleibenden Abfällen zur Beseitigung und einer Entfrachtung der Abfälle zur Verwertung möglich ist. Hierfür werden die Ergebnisse einer im

Rahmen dieser Untersuchung durchgeführten Stoffflussanalyse der Restabfallbehandlung in einer mechanischen Aufbereitungsanlage mit Ersatzbrennstoff-erzeugung herangezogen. Weiter werden vergleichbare Untersuchungen zur Schadstoffanreicherung aus der Literatur dargestellt. Fazit dieser Untersuchungen ist, dass die Möglichkeiten der Schadstoffentfrachtung durch mechanische Aufbereitung von Restabfällen eher gering sind. Es bestehen aber technische Entwicklungspotenziale.

Anforderungen an Ersatzbrennstoffe sind kein neues Thema. Bisher in Europa vorliegende Vorschläge werden dokumentiert und analysiert. Auf dieser Basis und weiterführender Berechnungen wird die Beibehaltung und Weiterentwicklung des von der LAGA vorgeschlagenen Regelungsansatzes mit einem Grenzwerte-Katalog begründet. Aufgrund des verwendeten Berechnungsansatzes zur Vermeidung der Schadstoffanreicherung im Erzeugnis – hier Klinker/Zement – werden Modifikationen für einzelne Parameter für erforderlich erachtet. Für die Abfallmitverbrennung in Kraftwerken kann der LAGA-Ansatz bei verschiedenen Anwendungsfällen ebenfalls sinnvoll sein. In einer Reihe anderer Anwendungsfälle der Nutzung von Ersatzbrennstoffen kann aber weiterhin eine Einzelfallprüfung angezeigt sein.

Es erscheint insgesamt erforderlich, dass ein detaillierter Anforderungskatalog an Ersatzbrennstoffe als rechtsverbindlich eingeführt wird, damit sich der Behördenvollzug – Prüfung der Schadlosigkeit der Verwertung / § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG – sowie der Markt und der Anlagenbau hierauf einstellen können. Die hier durchgeführten Berechnungen und Betrachtungen können für einen derartigen Diskussions- und Entscheidungsprozess einen hilfreichen Beitrag leisten.

Abstract

As from June 2005 disposal of carbon-containing wastes is no longer permitted, household wastes, similar mixed business wastes and solid recovered fuels prepared of both waste types will cause an additional demand of thermal treatment and energy recovery plants of about 4 to 8 million tons per year. In consequence, co-combustion of solid recovered fuels (SRF) in industrial firing plants and cement kilns will increase.

Household wastes and similar mixed business wastes are well-known sinks for many pollutants, especially heavy metals. Regular fuels for firing plants (e.g. power plants) and cement kilns mainly show a distinctly lower burden with heavy metals compared to these wastes and their SRF. The increased heavy metal input following use of SRF will mainly be transferred into products like clinker and cement or into solid residues of flue gas cleaning like power plant fly ashes. Fly ashes, especially hard coal fly ashes, are often used as hydraulic additives to special cement types.

One principle of German waste policy is the recycling priority. Due to the German waste law, this priority is invalid if disposal proves to be the more ecological solution. § 5 (4) no. 4 KrW-/AbfG gives a set of four criteria having to be examined in order to decide about the better solution. One criterion is the question of accumulation of harmful substances in products, wastes determined for recycling and recycling products using these wastes.

The increased heavy metal burden of solid recovered fuels compared to regular fuels leads to a rise in heavy metal burden in products like clinker, resulting in accumulation. The question is, whether these substances can become available again and return to the material cycle or not. Availability tests on building materials show that – depending on the test method used – heavy metals can be leached and can re-enter the material cycle. In Germany, present quality requirements on solid recovered fuels do not consider this aspect, in contrast to regulations in e.g. Switzerland.

The potential availability of heavy metals from building materials in secondary life leads to the demand for reducing the input of heavy metals in household and business waste and, as this is only possible to a limited extent, in solid recovered fuels by treatment techniques.

Are treatment techniques for household and business wastes or solid recovered fuels able to manage heavy metal distribution in the different output materials? Can heavy metals be concentrated in wastes going to disposal (= sink), while the output going to co-combustion (or recycling) shows a decreased burden in heavy metals? These questions were examined by a material flux analysis at a mecha-

nical treatment plant for household waste, which produces a solid recovered fuel for a fluidized bed combustion plant. Furthermore, other studies about pollutant reduction tests by treatment techniques are reported. The overall result is that the capability of pollutant reduction by mechanical treatment of household and similar business waste is very limited. But there are some development potentials.

Quality requirements for solid recovered fuels are a matter of interest for some years. Different proposals and regulations all over Europe are recorded and discussed. Based on this analysis and advanced calculations, maintaining and further development of the German LAGA regulation approach with its catalogue of limit values is founded and recommended. With regard to the used calculation approach, that serves to prevent heavy metal accumulation in products like clinker/cement, modifications for selected parameters are required. For co-combustion in power plants, the LAGA approach can make sense in different sectors of application. For some other fields of application of SRF use it can be necessary to scrutinize isolated cases.

In sum, it seems to be essential to introduce a legally binding catalogue of detailed quality requirements to SRF, so that authorities' official enforcement – innocuous recycling as demanded by § 5 (5) no. 4 KrW-/AbfG – as well as the market and engineering industries can adapt to these requirements.

Calculations and considerations presented here can make a helpful contribution to such a discussion and decision making process.

Inhaltsverzeichnis

Verzeichnis der Formeln	13
Verzeichnis der verwendeten Abkürzungen	13
Verzeichnis der Bilder	15
Verzeichnis der Tabellen	16
1. Ausgangssituation.....	23
2. Anreicherung von Schadstoffen im Erzeugnis – Interpretationsmöglichkeiten des § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW- /AbfG.....	24
2.1 Schadstoff.....	25
2.2 Erzeugnis.....	25
2.3 Anreicherung	26
3. Abfallwirtschaftliche Relevanz der Schadstoffanreicherung in Erzeugnissen	28
3.1 Abfallmengen für die thermische Behandlung und energetische Verwertung	29
3.1.1 Abfälle aus Industrie und Gewerbe	29
3.1.2 Behandlungsbedarf aus dem Bereich Haus- und Sperrmüll	32
3.1.2.1 Müllverbrennungsanlagen/Müllheizkraftwerke.....	33
3.1.2.2 Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung.....	33
3.1.3 Gesamtbedarf an thermischer Kapazität	35
3.2 Theoretisches Verwertung-/Behandlungspotenzial	36
3.2.1 Müllverbrennungsanlagen (MVAs)	37
3.2.2 Zementwerke	38
3.2.3 Eisen- und Stahlindustrie	41
3.2.4 Energieerzeugung	41
3.2.5 Sonstige Industrieanlagen.....	42
3.2.6 Theoretisches Marktpotenzial Europa	43
3.2.7 Zukünftige Entwicklung	43
4. Technische Anforderungen und Entwicklungspotenzial der Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen aus Restabfall in Zement- und Kraftwerken.....	44
4.1 Zementwerke	45
4.1.1 Verfahrensüberblick und technischer Standard	45
4.1.2 Anforderungen an Ersatzbrennstoffe im Zementwerk	47
4.2 Kraftwerke	49
4.3 Technische Möglichkeiten der Ersatzbrennstoffaufbereitung	52
4.4 Schlußfolgerungen zu Anforderungen an und Entwicklungspotenzial der Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen.....	54
5. Die Stoffflussanalyse – eine wissenschaftliche Methode zur Anwendung der Rechtsnorm des § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW- /AbfG – Anreicherung von Schadstoffen im Erzeugnis	55

5.1	Grundlagen der Stoffflussanalyse (SFA).....	55
5.2	Anwendung der Stoffflussanalyse für die Anreicherung ins Erzeugnis.....	58
5.3	Transfer von Schadstoffen in Erzeugnisse und Abfälle zur Verwertung in Zementwerken und Kraftwerken.....	59
5.3.1	Abfälle zur Verwertung.....	59
5.3.1.1	Rückstände aus Kraftwerken	59
5.3.1.2	Rückstände der Klinkererzeugung	61
5.3.2	Erzeugnisse	62
5.3.3	Transferfaktoren für Zementwerke	64
5.3.3.1	Berechnung von Transferfaktoren für Zementwerke	64
5.3.3.2	Transferfaktoren für das Trockenverfahren	65
5.3.3.3	Transferfaktoren für das Halbtrockenverfahren	67
5.3.3.4	Transferfaktoren für das Nassverfahren.....	68
5.3.3.5	Transferfaktoren für Filterstaub und Klinker	69
5.3.4	Transferfaktoren für Kraftwerke	70
5.3.4.1	Kohlekraftwerk.....	70
5.3.4.2	Mit Holzabfällen betriebenes Kraftwerk (Holzverbrennungsanlage).....	71
5.3.5	Fazit Schadstofftransfer in Erzeugnisse und Abfälle zur Verwertung in Zement- und Kraftwerken.....	72
5.4	Anwendungsbeispiele für die Stoffflussanalyse.....	73
5.4.1	Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen im Zementwerk	73
5.4.2	Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen in einem mit Holzabfällen betriebenen Kraftwerk	76
5.4.3	Untersuchungen der Montanuniversität Leoben an mechanisch- biologischen Restabfallbehandlungsanlagen	81
5.5	Defizite und Anwendungsgrenzen der Stoffflussanalyse.....	83
5.6	Schlußfolgerungen zur Methode der Stoffflussanalyse	83
6.	Verfügbarkeit von Schadstoffen aus Baustoffen.....	84
6.1	Elutionsverfahren für Baustoffe.....	85
6.2	Eluierbarkeit von Stäuben und Aschen aus Kraftwerken.....	91
6.3	Eluierbarkeit von Gips aus Kraftwerken	93
6.4	Eluierbarkeit von Klinker, Zement, Beton und Mörtel.....	94
6.4.1	Elution von Mörtel mit und ohne Flugaschen nach DEV S4 – RILEM-Workshop, 1992.....	94
6.4.2	Elution von zementverfestigten Sekundärstoffen nach DEV S4 und FIZ – Sprung und Rechenberg, 1988 und 1994	95
6.4.3	Weitere Untersuchungen zur Elution von Beton nach DEV S4, 1994/1995.....	98
6.4.4	Elution von Zement und Mörtel mittels Leitungs- und Mineralwasser – Association Technique de l’Industrie des Liantes Hydraulique (ATILH), 1993	99
6.4.5	Elution von Mörtel nach ANSI/NSF 61, 1993	101

6.4.6	Elution von Zement und Zementofenfilterstaub nach TCLP – Portland Cement Association (PCA), 1992	102
6.4.7	Elution von Mörtel nach TCLP – Hansen und Miller, 1993	104
6.4.8	Elution von Beton nach modifiziertem TCLP – Kanare und West, 1993	104
6.4.9	Elution von Zement nach NEN 7341, NEN 7343, DEV S4 und CEN TC 292 – INTRON, 1996	105
6.4.10	Elution von Zement und Mörtel nach NEN 7341 und anderen Verfahren – ECN Soil & Waste Research (NL), 1997.....	106
6.4.11	Elution von Beton nach Trogttest und Verfügbarkeitstest – CEN/TC 51 und CEN/TC 104, 1999.....	109
6.4.11.1	Interlaboratory Study 1 – ILS#1	110
6.4.11.2	Interlaboratory Study 2 – ILS#2	113
6.4.11.3	Schlußfolgerungen der Autoren des CEN-Reports.....	114
6.4.12	Bewertung der Erkenntnislage zur Eluierbarkeit von Klinker, Zement, Mörtel, Beton	115
6.5	Schlußfolgerungen zur Verfügbarkeit von Schadstoffen aus Baustoffen	119
6.6	Heutiger und zukünftiger Stellenwert des Baustoff- und Bauschuttrecyclings	120
7.	Güteanforderungen an sekundäre und andere Baustoffe	125
7.1	Baustoffbezogene Regelungen der Europäischen Union	125
7.1.1	Bauproduktenrichtlinie (BPRL).....	125
7.1.2	Konkretisierung der rechtlichen Anforderungen durch das Europäische Komitee für Normung (CEN)	126
7.1.3	EU: Schadstoffbegrenzung in Baustoffen aus Sicht des Arbeitsschutzes	127
7.2	Baustoffbezogene Regelungen in den Niederlanden - der niederländische Baustoffe rlass	127
7.3	Baustoffbezogene Regelungen und Güteanforderungen in Deutschland.....	129
7.3.1	TRGS 613 Technische Regeln für Gefahrstoffe	129
7.3.2	Bauproduktengesetz (BauPG)	130
7.3.3	Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) und Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV).....	130
7.3.4	Ländererlasse Recyclingbaustoffe im Straßenbau	131
7.3.5	LAGA: Zuordnungswerte für Recyclingbaustoffe.....	132
7.3.6	Weitere Normen und technische Vorschriften Sekundärbaustoffe betreffend	133
7.3.7	DVGW – Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches	135
7.3.8	Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV)	136
7.3.9	RAL-Gütezeichen	137

7.4	Baustoffbezogene Regelungen und Güteanforderungen in Österreich	138
7.5	Diskussion der baustoffbezogenen Regelungen und Güteanforderungen.....	138
8.	Güteanforderungen an Ersatzbrennstoffe aus Restabfall	139
8.1	Anforderungen an Ersatzbrennstoffe in der Schweiz.....	139
8.1.1	Grundsätze	140
8.1.2	Positivlisten.....	141
8.1.3	Richtwerte.....	141
8.1.4	Weitere Anforderungen.....	144
8.1.5	Revision der Richtlinie	144
8.1.5.1	Eluierung von Quecksilber aus dem Zement.....	144
8.1.5.2	Antimon: Richtwert der Schadstoffbelastung in Abfällen und Umwelttoleranzwert im Klinker.....	144
8.1.6	Bewertung der BUWAL-Richtlinie	145
8.2	Regelungsvorschläge in Deutschland	146
8.2.1	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) / Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA NRW)	146
8.2.2	Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe (BGS).....	147
8.2.2.1	Das RAL-Gütezeichen 724	149
8.2.2.2	Bewertung der Regelungen des RAL-GZ 724	152
8.3	Regelungen in Italien	153
8.4	Regelungsvorschläge in Finnland	155
8.5	Grundsätzliche Überlegungen und Vorschläge für Österreich.....	155
8.5.1	PRIZMA - Positivlisten für Reststoffe in der Zementindustrie	156
8.5.2	Verband der Österreichischen Zementindustrie VÖZ.....	159
8.5.3	ÖNORM Brennstoff aus Abfall	161
8.6	Arbeiten auf europäischer Ebene.....	162
8.7	Schlußfolgerungen zu Güteanforderungen an Ersatzbrennstoffe aus Restabfall	162
9.	Brennstoffherzeugung in einer Mechanischen Restabfallaufbereitungsanlage – Stoffflussanalyse (SFA) für Chlor, Metalle und Schwermetalle	165
9.1	Modellierung der Aufbereitungsanlage.....	165
9.1.1	Inputmaterialien	167
9.1.2	Aufbereitung	167
9.1.3	Erzeugte Materialströme	168
9.1.4	Materialbilanz.....	169
9.2	Datenbasis für die Stoffflussanalyse an der Abfallaufbereitungsanlage	171
9.2.1	Ermittlung der Inputdaten.....	171
9.2.1.1	Systemmüll – Sortieranalysen.....	171
9.2.1.2	Schwermetalleintrag über Produkte	173
9.2.1.3	Systemmüll – Bilanzmessungen an der MVA Spittelau	179

9.2.1.4	Sperrmüll	183
9.2.1.5	Weitere Inputmaterialien: Straßenkehricht von Mistplätzen und Restmüll aus der Kompostaufbereitung	184
9.2.1.6	Festlegung der verwendeten Inputmaterialien und Inputdaten	184
9.2.2	Ermittlung und Festlegung der Outputdaten.....	185
9.2.2.1	Grobfraktion (größer 250 mm)	185
9.2.2.1.1	Stoffliche und chemische Zusammensetzung der Grobfraktion.....	185
9.2.2.1.2	Ermittlung des Anteils chlorhaltiger Kunststoffe (PVC) in der Grobfraktion	186
9.2.2.1.3	Modellierung der Grobfraktion.....	187
9.2.2.2	Heizwertreiche Fraktion (Brennstofffraktion)	188
9.2.2.2.1	Technisches Büro für Umweltschutz GmbH TBU, Innsbruck – Abfalltechnische Analyse der Leichtfraktion	188
9.2.2.2.2	EWS Consulting Wruss, Wien – Elementaranalyse der Leichtfraktion aus Hausmüll	191
9.2.2.2.3	Modellierung der Leichtfraktion	192
9.2.2.3	Feuchte Feinfraktion (Schwerfraktion)	192
9.2.2.3.1	TBU, Innsbruck: Abfalltechnische Analysen der Schwerfraktion.....	192
9.2.2.3.2	NUA, Maria Enzersdorf: Analyse einer Mischprobe der Schwerfraktion	197
9.2.2.3.3	Modellierung der Schwerfraktion.....	199
9.2.2.4	Abgeschiedene Metallschrottfractionen (Eisen und Nichteisenmetall)	200
9.2.2.4.1	Schwermetallgehalt von aus Restmüll abgeschiedenen Metallfraktionen	200
9.2.2.4.2	Analytik unter Ein- oder Ausschluß der Metallfraktion	201
9.2.2.4.3	INFA: Untersuchung von Metallfraktionen auf Schwermetallgehalt	201
9.2.2.4.4	Bilanzierung der in der Abfallaufbereitungsanlage ausgeschleusten Metalle	202
9.2.2.4.5	Ausschleusung von Schwermetallen mit der Eisenschrottfraction ..	203
9.2.2.4.6	Ausschleusung von Schwermetallen mit der Nichteisenmetallschrottfraction	206
9.2.2.4.7	Modellierung der ausgeschleusten Eisen- und Nichteisenmetallschrottfraction	207
9.2.2.5	Abluft / Staub	209
9.2.3	Abschätzung des Stoffflusses und der Transferfaktoren	212
9.2.4	Fehlerbetrachtung.....	217
9.2.5	Plausibilitätsbetrachtung	219
9.2.6	Sensitivitätsbetrachtung	221
9.2.6.1	Streubreite der Ergebnisse des Inputmaterials.....	221
9.2.6.2	Variation der Annahmen für die Metallfraktionen.....	222
9.3	Ergebnisse und Schlußfolgerungen der Stoffflussanalyse an einer mechanischen Abfallaufbereitungsanlage	224

10.	Möglichkeiten der Reduzierung der Schadstoffgehalte in Ersatzbrennstoffen	226
10.1	Untersuchungen der TU Dresden zur Optimierung der Ersatzbrennstoffaufbereitung	226
10.2	Untersuchungen der INFA GmbH, Ahlen, zur Schwermetallentfrachtung von Ersatzbrennstoffen	228
10.3	Schlußfolgerungen zu den Möglichkeiten der Reduzierung der Schadstoffgehalte in Ersatzbrennstoffen.....	233
11.	Ableitung eines Regelungsbedarfes	234
12.	Schlußfolgerungen und Empfehlungen	235
12.1	Vergleich der vorhandenen Richt- und Grenzwertvorschläge für Ersatzbrennstoffe.....	235
12.2	Grenzwerte für Ersatzbrennstoffe zum Einsatz in Kraftwerken.....	240
12.3	Empfehlungen für die Normenkonkretisierung des § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG	241
12.4	Überprüfung der Empfehlungen an ausgewählten Beispielen	242
13.	Zusammenfassung und Ausblick	244
14.	Literaturverzeichnis.....	247
15.	Liste weiterer Veröffentlichungen	269
16.	Lebenslauf.....	270

Verzeichnis der Formeln

[Formel 1]	57
[Formel 2]	57
[Formel 3]	57
[Formel 4]	57
[Formel 5]	64
[Formel 6]	64
[Formel 7]	64
[Formel 8]	65
[Formel 9]	74
[Formel 10]	74
[Formel 11]	197

Verzeichnis der verwendeten Abkürzungen

17. BImSchV	Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes- Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe – 17. BImSchV)
30. BImSchV	Dreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes- Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Anlagen zur biologi- schen Behandlung von Abfällen – 30. BImSchV)
a	Jahr (lat. annum)
AbfAbIV	Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungs- abfällen (Abfallablagerungsverordnung – AbfAbIV)
ANSI	American National Standards Institute
ASTM	American Society of Testing and Materials
ATILH	Association Technique de l'Industrie des Liantes Hydraulique
BauPG	Bauproduktengesetz – Gesetz über das Inverkehrbringen von und den freien Warenverkehr mit Bauprodukten (Bauproduktengesetz – BauPG)
BBodSchG	Bundes- Bodenschutzgesetz - Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung
BBodSchV	Bundes- Bodenschutz-Verordnung
BfR	Bundesinstitut für Risikobewertung
BGS	Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe
BImSchG	Bundes-Immissionsschutzgesetz
BPR	Bauproduktenrichtlinie – Richtlinie des Rates zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedstaaten über Bau- produkte (89/106/EWG)
BRAM	Brennstoff aus Müll

BUWAL	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schweiz
CEN	Comité Européen de Normalisation, Europäisches Komitee für Normung
DAfStb	Deutscher Ausschuss für Stahlbeton
DEV	Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung
DIBt	Deutsches Institut für Bautechnik
DIN	Deutsches Institut für Normung
DVGW	Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V.
EBS	Ersatzbrennstoff; synonym: Sekundärbrennstoff
EN	Europäische Norm
EPA	US-amerikanische Umweltbehörde
EU	Europäische Union
EuGH	Europäischer Gerichtshof
FGSV	Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen
FIZ	Forschungsinstitut der Zementindustrie
FS	Frischsubstanz
H _o	oberer Heizwert (in MJ/t)
H _u	unterer Heizwert (in MJ/t)
KrW-/AbfG	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
L/S	Flüssigkeits-/Feststoff-Verhältnis (liquid/solid)
LUA NRW	Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen
MBA	Mechanisch-biologische Abfallbehandlung(sanlage)
mg/m ³	Milligramm pro Kubikmeter
MJ/t	Megajoule pro Tonne
MVA	Müllverbrennungsanlage oder Müllheizkraftwerk
NABU	Naturschutzbund Deutschland
NEN	Niederlands Normalisatie-Instituut, Niederländischen Institut für Normung
NIR	Nah-Infrarot
NMP	Normenausschuss Materialprüfung beim DIN
NWG	Nachweisgrenze
ÖNORM	Österreichische Norm
PET	Polyethylenterphthalat
prEN	europäische Vor-Norm
PVC	Polyvinylchlorid
RAL-GZ	RAL-Gütezeichen
REA	Rauchgasentschwefelungsanlage
SAV	Sprüh-Absorptions-Verfahren
SBS	Sekundärbrennstoff; synonym: Ersatzbrennstoff
SFA	Stoffflussanalyse
SN	Schlüsselnummer
SVA	Sonderabfallverbrennungsanlage

SVZ	Sekundärrohstoffverwertungszentrum Schwarze Pumpe
t	Megagramm, früher: Tonne (t)
t/a	Megagramm pro Jahr (Megagramm per annum, früher: Jahrestonnen)
TASi	Technische Anleitung (TA) Siedlungsabfall
TC	Technical Committee
TCLP	US EPA Toxicity Characteristic Leaching Procedure
TS	Trockensubstanz
TOC	gesamter organischer Kohlenstoff (total organic carbon)
VDZ	Verein Deutscher Zementwerke
VÖZ	Verband der Österreichischen Zementindustrie
WG	Working Group

Verzeichnis der Bilder

Bild 1:	Grundmodell der Stoffflussanalyse	56
Bild 2:	Schematisches Beispiel für die Durchführung einer Stoffflussanalyse für ein Kohlekraftwerk.....	57
Bild 3:	Verfahrensfließbild der Mechanischen Abfallaufbereitungsanlage [188].....	166
Bild 4:	Modellierung der Mechanischen Abfallaufbereitungsanlage.....	167
Bild 5:	Sensitivität des Gehaltes von Batterien, Metallen, Elektronikschrott und sonstigen Verbundgegenständen auf die Schwermetallkonzentration im Restabfall [192].....	178
Bild 6:	Vergleich der errechneten Schwermetallkonzentrationen (mg/kgTS) der Leichtfraktion (Symbol Raute) mit Daten anderer Autoren	221
Bild 7:	Vergleich (I/II) der in der Diskussion befindlichen Regelungsvorschläge mit den in dieser Untersuchung abgeleiteten produktseitigen Obergrenzen für Ersatzbrennstoffe (in mg/MJ); Obergrenze $\Omega = 100\%$	238
Bild 8:	Vergleich (II/II) der in der Diskussion befindlichen Regelungsvorschläge mit den in dieser Untersuchung abgeleiteten produktseitigen Obergrenzen für Ersatzbrennstoffe (in mg/MJ); Obergrenze = 100 %	239

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1:	Aufkommen an Restabfall aus Haushalten 1998 – 2010 [11, S. XXXI]	32
Tab. 2:	Übersicht über Stoffflüsse von Outputfraktionen deutscher mechanisch-biologischer Splitting-Anlagen, in kg/t Inputmaterial Restabfall (FS) [20]	34
Tab. 3:	Voraussichtlich fehlende Kapazität für die thermische Behandlung	35
Tab. 4:	Brennstoffenergieeinsatz nach Energieträgern in der deutschen Zementwirtschaft [28], in Mio. GJ/a	38
Tab. 5:	Einsatz von Sekundärbrennstoffen in der deutschen Zementwirtschaft 2001 [30, Tafel 3-3]	39
Tab. 6:	Emissionsgrenzwerte für Zementwerke bei Einsatz von nicht gefährlichen Abfällen und daraus erzeugten Ersatzbrennstoffen – hier Quecksilber – in mg/Nm ³ (tr., 10 % O ₂)	48
Tab. 7:	Vergleich der Genehmigungswerte für Ersatzbrennstoffe im Zementwerk Rüdersdorf mit Schwermetallgehalten in Restabfällen	49
Tab. 8:	Hauptqualitäten von Sekundärbrennstoffen und Verwertungswege [59, S. 554]	53
Tab. 9:	Verwertung von Rückständen aus Braunkohlekraftwerken [73, ergänzt]	60
Tab. 10:	Verwertung von Rückständen aus Steinkohlekraftwerken [73, ergänzt]	61
Tab. 11:	Massenbilanz der Klinker- und Zementerzeugung; Daten bezogen auf 1.000 kg Klinker	63
Tab. 12:	Transferfaktoren Reingas in % für die Klinkererzeugung nach dem Trockenverfahren	66
Tab. 13:	Prozentuale Systemrückhaltung für ausgewählte Schwermetalle im Halbtrockenverfahren [85]	68
Tab. 14:	Transferfaktoren für das Zementwerk Ciments d'Obourg – Nassverfahren [86, Appendix 2]	68
Tab. 15:	Einbindegrade von Spurenelementen in Drehrohrofenanlagen der Zementindustrie [87] – ohne Angabe der Verfahren	69
Tab. 16:	Transferfaktoren ins Reingas und in die festen Verbrennungsrückstände für moderne Kraftwerke in Österreich, den Niederlanden und Deutschland [81]	71
Tab. 17:	Transferfaktoren einer Holzverbrennungsanlage [72]	72
Tab. 18:	Schwermetallbelastung von Rohmehl und Steinkohle	74

Tab. 19:	Produktbezogene Obergrenzen (Ω) für Ersatzbrennstoffe, die eine Anreicherung im Erzeugnis ausschließen, in mg/MJ, berechnet nach [Formel 10] mit Transferfaktoren nach black box-Methode.....	75
Tab. 20:	Verschiebung der Belastung des Staubes und der Aschen/Schlacken einer Holzverbrennungsanlage mit steigendem Einsatz von Ersatzbrennstoffen – aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen, nach IBA [91], $H_u = 12.800$ MJ/t – Minimumwerte des Datenkollektivs ($n = 22$), in mg/kg.....	77
Tab. 21:	Verschiebung der Belastung des Staubes und der Aschen/Schlacken einer Holzverbrennungsanlage mit steigendem Einsatz von Ersatzbrennstoffen – aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen, nach IBA [91], $H_u = 12.800$ MJ/t – Medianwerte des Datenkollektivs ($n = 22$), in mg/kg.....	78
Tab. 22:	Verschiebung der Belastung des Staubes und der Aschen/Schlacken einer Holzverbrennungsanlage mit steigendem Einsatz von Ersatzbrennstoffen – aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen, nach IBA [91], $H_u = 12.800$ MJ/t – 90-Perzentilwerte des Datenkollektivs ($n = 22$), in mg/kg.....	79
Tab. 23:	Verschiebung der Belastung des Staubes und der Aschen/Schlacken einer Holzverbrennungsanlage mit steigendem Einsatz von Ersatzbrennstoffen – aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen, nach IBA [91], $H_u = 12.800$ MJ/t – Maximalwerte des Datenkollektivs ($n = 22$), in mg/kg.....	80
Tab. 24:	VDZ: Spannweiten für Schwermetalle in Steinkohleflugaschen und Höchstwerte zur Betonerzeugung [92]	81
Tab. 25:	Schwermetallbilanz der Mechanisch-Biologischen Restabfallbehandlungsanlage Allerheiligen (Österreich) [93, 94]	82
Tab. 26:	Standardisierte Elutionsverfahren, nach AlfaWeb [99], ergänzt...	87
Tab. 27:	Einflüsse auf die Auslaugraten von Schwermetallen und Salzen aus mineralischen Baustoffen/Baustoffkomponenten in Elutionsversuchen [100].....	90
Tab. 28:	Schwermetallgehalte (mg/kg) von Steinkohleflugaschen und Schmelzkammergranulaten sowie von deren Eluaten nach DEV S4 (mg/l) (Feststoff zu Eluent = 1 : 10); Minimum- und Maximumwerte	92
Tab. 29:	31315 REA-Produkt, Eluatuntersuchung nach ÖNORM S 2072 (Eluatklassen, Gefährdungspotenzial von Abfällen) [103]	93

Tab. 30:	Auslaugbarkeit von Schwermetallen aus Mörteln mit und ohne Flugaschen, RILEM-Workshop 1992 [104], Elution nach DEV S4 [97].....	94
Tab. 31:	FIZ: Auslaugbarkeit von Schwermetallen (Prozent der dotierten Schwermetallmenge) aus Prüfkörpern nach unterschiedlichen Elutionsverfahren (Zahlenwerte aus Bild 7 und 8 in [90] abgeschätzt)	97
Tab. 32:	FIZ: Gesamtmenge ausgelaugter Schwermetalle im Alter von 400 Tagen aus Betonen mit und ohne künstliche Anreicherung von Schwermetallen [107, 108].....	98
Tab. 33:	ATILH: Eluierter Anteil der im Zement enthaltenen Schwermetalle entsprechend den beschriebenen Testbedingungen innerhalb der ersten Elution mit Deionat [112, 113]	100
Tab. 34:	Portland Cement Association [121, S. 4]: Gesamtgehalt (säurelöslich) an Schwermetallen im Zement und Zementofenfilterstaub – ohne die Ergebnisse unterhalb der Nachweisgrenze (Gesamtanzahl = 99)	102
Tab. 35:	Portland Cement Association [121, S. 5]: Ergebnisse der Auslaugtest (EPA-TCLP [118]) von Zement und Zementofenfilterstaub – ohne Ergebnisse unterhalb der Nachweisgrenze (Gesamtanzahl = 99)	103
Tab. 36:	Hansen und Miller: Resultate des TCLP-Auslaugtests [118] an Probenkörpern aus Mörtel [122].....	104
Tab. 37:	Kanare und West: Ergebnisse des Auslaugtests EPA-TCLP [118] mit pH 5 und modifiziert mit pH 7 von Probenkörpern aus Beton [123]	105
Tab. 38:	INTRON: Ergebnisse von Auslaugtests mit einem unter Abfalleinsatz – verbrauchte Katalysatoren – hergestellten Zement [125]	106
Tab. 39:	ECN Soil & Waste Research: Freisetzung von Elementen während des service life von Zementerzeugnissen [129] und Grenzwerte des Baustofflerasses [131].....	107
Tab. 40:	Vergleich der Freisetzung von Schwermetallen aus end of life-Beton [129] mit Nutzungskriterien [131]; Fettdruck: Grenzwertüberschreitung.....	108
Tab. 41:	ECN Soil & Waste Research: Gesamtgehalte und Verfügbarkeit bzw. Auslaugbarkeit von Chrom unter spezifischen Versuchsbedingungen [129, Table 2 und Fig. 9]	109
Tab. 42:	CEN ILS#1: Auslaugung von Beton im Trogttest; Mittelwerte der ersten Messkampagne [133, Table 2a];	111
Tab. 43:	CEN ILS#1: Auslaugung von Schwermetallen aus Beton im Trogttest in %, bezogen auf die verfügbare Menge und den Gesamtgehalt [133, Table 2b].....	112

Tab. 44:	CEN ILS#2: Auslaugungsraten für Arsen, Chrom und Kupfer bezogen auf den Gesamtgehalt bzw. den verfügbaren Anteil im Zement	113
Tab. 45:	Jahresbilanz einer nass arbeitenden Bauschuttzubereitungsanlage für vorsortierte Baurestmassen [141, Abb. 4-2]	122
Tab. 46:	Spezifische Massenflüsse und Stoffkonzentrationen in Input und Outputgütern einer trockenen Baurestmassensortieranlage [143]	123
Tab. 47:	Spezifische Massenflüsse und Stoffkonzentrationen in Input und Outputgütern einer nassen Baurestmassensortieranlage [141];	124
Tab. 48:	Regelungen des niederländischen Baustoffgesetzes [131] für Schwermetalle, Kategorie 1	128
Tab. 49:	Prüfwerte zur Beurteilung des Wirkungspfad Boden – Grundwasser nach Bundes-Bodenschutzgesetz sowie zulässige zusätzliche jährliche Frachten an Schadstoffen über alle Wirkungspfade	131
Tab. 50:	Richt- und Orientierungswerte für Schwermetalle in mineralischen Baustoffen zur Wiederverwendung im Straßenbau;	132
Tab. 51:	Schwermetall-Zuordnungswerte für Recyclingbaustoffe/nicht aufbereiteten Bauschutt und Boden nach LAGA, bestimmt im Eluat in Anlehnung an das Verfahren DEV S4	133
Tab. 52:	Art und maximale Menge an Ersatzbrennstoff für zur Betonverwertung geeignete Flugasche [58]	134
Tab. 53:	Anforderungen an RC-Baustoffe hinsichtlich wasserwirtschaftlicher Merkmale nach TL RC-ToB- StB, hier: Schwermetalle, bezogen auf den ausgelaugten Feststoff [165] ..	137
Tab. 54:	BUWAL: Richtwerte für anorganische Schadstoffgehalte in Abfällen, die nicht auf der Positivliste aufgeführt sind [172, S. 9].	142
Tab. 55:	BUWAL: Richtwerte für die im Klinker und im Zement enthaltenen Schadstoffe [172, S. 11]	143
Tab. 56:	Richtwertvorschläge für Ersatzbrennstoffe, die im Zementprozess eingesetzt werden sollen	147
Tab. 57:	Massenbezogene Grenzwerte der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe für Schwermetalle in gütegesicherten Sekundärbrennstoffen nach RAL-GZ 724, Mai 2001 [180]	150
Tab. 58:	Heizwertbezogene Grenzwerte der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe für Schwermetalle in gütegesicherten Sekundärbrennstoffen nach RAL-GZ 724, Mai 2001 [180]	151
Tab. 59:	Vergleich der Schwermetallgehalte von nicht aufbereitetem deutschen Siedlungsabfall mit den Grenzwerten des BGS	153

Tab. 60:	Grenzwerte (Maximalwerte) für hochkalorische Fraktionen zur Mitverbrennung in Italien [181].....	154
Tab. 61:	Finnische Qualitätsklassen für hochkalorische Fraktionen, 2000 [182]	155
Tab. 62:	PRIZMA-Studie: Maximal zulässige Stoffkonzentration in hochkalorischen Fraktionen nach Ansatz A – Lufthygiene, in mg/kg [79, Tabelle 32 bis 35]	158
Tab. 63:	PRIZMA-Studie: Maximal zulässige Masse an Alternativbrennstoffen pro t Klinker bei durchschnittlichen Stoffkonzentrationen und einem durchschnittlichem Heizwert von 21 MJ/kg dieser Brennstoffe,	158
Tab. 64:	Maximal zulässige Schadstoffgehalte in Abfällen für die Zementindu.....	161
Tab. 65:	Vergleich der Obergrenzen verschiedener Vorschläge zur Begrenzung des Schadstoffgehaltes in Ersatzbrennstoffen; alle Werte einheitlich berechnet für einen H_u von 16.000 MJ/t	164
Tab. 66:	Materialbilanz der Mechanischen Abfallaufbereitungsanlage im Untersuchungszeitraum (02/02 bis 06/02) und hochgerechnet auf ein Jahr [[188], Anteile Eisen- und Nichteisenmetallschrott nach Betreiberangaben [187].....	170
Tab. 67:	Materialbilanz der Abfallaufbereitungsanlage ab 2003 [187]	171
Tab. 68:	Massen- und Volumenprozent der einzelnen Fraktionen am Hausmüll des Einzugsgebietes der Abfallaufbereitungsanlage 1997/98.....	172
Tab. 69:	Eintrag von Schwermetallen über Produkte in den Systemmüll... 173	
Tab. 70:	Ergebnisse der Literaturlauswertung zur Schwermetallbelastung von Abfallkomponenten, in mg/kg TS [192].....	175
Tab. 71:	Ergebnisse stichprobenartiger Analyse von ausgewählten Schwermetallträgern im Restabfall auf ihren Gehalt an Schwermetallen, in mg/kg TS (Analysen je Fraktion: etwa 5 Proben mit 0,5 bis 5 g) [192].....	176
Tab. 72:	Anteile der im Hausmüll enthaltenen Schwermetalle in der Metallfraktion [Giegrich [193], zitiert bei Rotter [192]]	179
Tab. 73:	Untersuchung zur Schadstoffbelastung von Systemmüll [52].....	180
Tab. 74:	Vergleich der Systemmüllzusammensetzung (g/kg bzw. mg/kg Müll (FS)) auf der untersuchten MVA [52]	181
Tab. 75:	Vergleich der für Systemmüll ermittelten Schwermetallbelastung [52] mit Messungen an der MVA Wels und an deutschen Anlagen; alle Angaben sind Mittelwerte und angegeben in mg/kg FS	182
Tab. 76:	Wichtige Rezepturbestandteile von PVC-Produkten	186
Tab. 77:	Ergebnisse der Bestimmung chlorhaltiger Kunststoffe [202]	186

Tab. 78:	Modellierung der Grobfraktion (% bzw. mg/kg FS); Daten nach Heyde und Kremer [1999] sowie ETH [1996] (für PVC); n.b. = nicht bestimmt.....	187
Tab. 79:	Abfalltechnische Analyse der Leichtfraktion aus dem Restmüllsplitting, 1999 [189].....	188
Tab. 80:	Vergleich wesentlicher Parameter der fiktiven Leichtfraktion [189]	190
Tab. 81:	EWS Consulting Wruss, Wien [203]: Leichtfraktion aus Hausmüll.....	191
Tab. 82:	Ergebnisse der Untersuchungen durch ESW Consulting Wruss, Leichtfraktion aus Hausmüll, 27.3.02 [203]	192
Tab. 83:	TBU, Innsbruck: Abfalltechnische Analysen von Schwerfraktion (kleiner 50 mm) aus Restmüllsplitting [204].....	193
Tab. 84:	Schwermetallgehalte der Schwerfraktion nach TBU [204].....	195
Tab. 85:	Analyse einer Mischprobe der Schwerfraktion (nur SFA-relevante Parameter) [206], verglichen mit Systemmüll 2001.....	198
Tab. 86:	Modellierung der Schwerfraktion anhand der verfügbaren Analysendaten	199
Tab. 87:	Konzentration an Schwermetallen in den von einer nach grober Aufbereitung aus Siedlungsabfällen erzeugten hochkalorischen Fraktion abgetrennten Metallfraktionen; Mittelwert von 2 Tagen [18] bei kleiner NWG wurde die halbe NWG angesetzt	202
Tab. 88:	Berechnung der in der Abfallaufbereitungsanlage mit der Eisenschrottfraction abgeschiedenen Masse an Schwermetallen (26 kg Fe/t Input), ohne Berücksichtigung der Batterien	204
Tab. 89:	Quecksilberhaltige Konsumbatterien in der Eisenschrottfraction (6,98 von 612 kg) nach dem Magnetscheider in der Abfallaufbereitungsanlage [213].....	205
Tab. 90:	Nickel- und Nickel/Cadmium-haltige Konsumbatterien in der Eisenschrottfraction (6,98 von 612 kg) nach dem Magnetscheider in der Abfallaufbereitungsanlage [213]; Nickel- und Cadmiumgehalte nach Bräutigam und Fellmuth [216].....	205
Tab. 91:	Konzentration von Schwermetallen in der abgeschiedenen Eisenschrottfraction und Schwermetallaustrag über diesen Aufbereitungsschritt	206
Tab. 92:	Modellierung der Schwermetallausträge über den Outputpfad Eisenschrottfraction (ohne Störstoffanteil) an der Mechanischen Abfallaufbereitungsanlage, in mg/kg (in Fall der Metalle wird angenommen, dass gilt: TS = FS).....	208
Tab. 93:	Modellierung der Schwermetallausträge über den Outputpfad Nichteisenmetallschrottfraction an der Abfallaufbereitungsanlage, in mg/kg (in diesem Fall TS = FS)	209

Tab. 94:	Untersuchte Staubproben aus der Mechanischen Abfallaufbereitungsanlage; Angaben im Probenahmeprotokoll [217]	210
Tab. 95:	Ergebnisse der Staubuntersuchungen [217]	210
Tab. 96:	Abschätzung der über den Staub (1 kg TS/t Input) emittierten maximalen Schwermetallmassen	211
Tab. 97:	Stofffluss der Abfallaufbereitungsanlage – Abschätzung der Bilanz; Leichtfraktion aus Bilanzlücke zum Input errechnet	213
Tab. 98:	Geschätzte Transferfaktoren an der Abfallaufbereitungsanlage ..	215
Tab. 99:	Geschätzte Massenströme der Elemente an der Mechanischen Abfallaufbereitungsanlage, bezogen auf 1 t Input (FS).....	215
Tab. 100:	Massenbezogene An-/Abreicherungs-faktoren in % an der Mechanischen Abfallaufbereitungsanlage	217
Tab. 101:	Variationsbreite der Analysenunsicherheit und vereinfachtes Analysenschema für die Elementanalytik [18]	218
Tab. 102:	Sensitivitätsbetrachtung: Veränderung der Belastung der Leichtfraktion mit Schwermetallen bei Annahme einer höheren Belastung des Systemmülls	222
Tab. 103:	Sensitivitätsbetrachtung: Veränderung der Belastung der Leichtfraktion mit Schwermetallen bei Annahme eines niedrigeren Austrags mit der Eisenschrottfraction	223
Tab. 104:	Verteilung von Chlor und Schwermetallen auf mechanisch aufbereiteten, nicht zerkleinerten Restabfall – Ergebnisse der acht Aufbereitungsversuche von Restabfall	227
Tab. 105:	Vergleich der untersuchten Trennprinzipien hinsichtlich der Aufbereitungsziele Ausbeute, Heizwertanreicherung und Schadstoffabtrennung [192]	228
Tab. 106:	Vergleich der grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktion aus Siedlungsabfällen mit verschiedenen Sortieranalysen von Siedlungsabfällen	230
Tab. 107:	Transferfaktoren (Mittelwerte) für Schwermetalle bei der Aufbereitung einer grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktion aus Siedlungsabfall zu Ersatzbrennstoff; [18].....	231
Tab. 108:	Massenbezogene An-/Abreicherungs-faktoren in Prozent aus dem Aufbereitungsversuch mit grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen [18].....	232
Tab. 109:	Vergleich der in der Diskussion befindlichen Regelungsvorschläge mit den in dieser Untersuchung abgeleiteten produktseitigen Obergrenzen für Ersatzbrennstoffe (in mg/MJ), k.A. = keine Angaben	236
Tab. 110:	Anteil Überschreitungen des LAGA-Wertes bei heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen und ausgewählten Gewerbeabfällen, unter Anwendung der 4 von 5-Regelung, Anwendung auf unterschiedliche Datenkollektive;	243

1. Ausgangssituation

Mit dem Kreislaufwirtschaft- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG), der entscheidenden Rechtsnorm für die Entsorgung von Abfällen, wurde den Abfallbesitzern und den zuständigen Behörden eine Pflicht zur Verwertung auferlegt. Nur wenn sich die Verwertung als unzumutbar darstellt (§ 5 Abs. 3 Satz 3 KrW-/AbfG), kann von ihr Abstand genommen werden. In diesem Fall ist es dem Abfallbesitzer zugebilligt, den Abfall in Beseitigungsanlagen zu verbringen.

Von verschiedenen Autoren [1, S. 208], [2, S. 21], [3, S. 1] wird kritisiert, dass die Abfallbeseitigung einem vergleichsweise hohen untergesetzlichen Anforderungsniveau unterliegt, während die Abfallverwertung eher weniger ehrgeizig geregelt ist. Zwar kann auf die Anforderungen verwiesen werden, dass die Verwertung ordnungsgemäß und schadlos zu erfolgen habe (§ 5 Abs. 3 Satz 1 KrW-/AbfG). Die ordnungsgemäße Verwertung schliesst die Einhaltung aller existierenden Rechtsnormen ein. Sollte es Defizite auf dem Feld der Rechtsnormen geben, so könnte die Anforderung der Schadlosigkeit, sofern ihr neben der Ordnungsgemäßheit ein eigener Regelungsinhalt zugesprochen wird, dieses Defizit auffangen. Schadlosigkeit würde in diesem Fall einen Beurteilungsraum für wissenschaftliche Analysen und behördliche Entscheidungen eröffnen.

Eine derartige Entscheidung kann nicht im rechtlich völlig freien Raum stattfinden. Dies ist aber auch nicht erforderlich, da das KrW-/AbfG die Randbedingungen markiert. So besagt § 5 Abs. 5 KrW-/AbfG, dass der Vorrang der Verwertung dann entfällt, wenn die Beseitigung die umweltverträglichere Lösung darstellt. Dabei sind insbesondere zu berücksichtigen:

- die zu erwartenden Emissionen,
- das Ziel der Schonung der natürlichen Ressourcen,
- die einzusetzende oder zu gewinnende Energie,
- die Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen, Abfällen zur Verwertung oder daraus gewonnenen Erzeugnissen.

Die Verwertung muss bei einem ökologischen Folgenvergleich also mindestens eine gleichwertige Lösung darstellen [4]. Eine beabsichtigte Verwertung von Abfällen, die im Hinblick auf die in § 5 Abs. 5 Satz 2 KrW-/AbfG genannten Kriterien weniger umweltverträglich ist als deren Beseitigung, führt hingegen zu einer zu erwartenden Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit, ist nicht schadlos und daher unzulässig [5, S. 32], so die Rechtsauffassung des nordrhein-westfälischen Umweltministeriums [6]. Die Rechtsauffassung des Umweltministeriums NRW ist nicht unumstritten, markiert aber eine profilierte und nicht unbedeutende Meinung, die dem dortigen rechtlichen Landesvollzug zugrunde gelegt wurde.

Aber unter Heranziehung einer anderen Rechtsauffassung ist für konkrete Vollzugsfragen entscheidend, wie die Kriterien des Gesetzgebers methodisch auf der materiellen Ebene – naturwissenschaftlich – umgesetzt werden. Daher wurden verschiedene Versuche unternommen, die Vorgaben des Gesetzgebers so methodisch zu implementieren, dass sie für praktische Entscheidungen an der Schnittstelle von Verwertung und Beseitigung vollziehbar werden [7, 8].

Eine Analyse dieser Versuche zeigt, dass die vom Gesetzgeber ohne erkennbare Gewichtung genannten Anforderungen von der Wissenschaft mit unterschiedlicher Intensität aufgegriffen werden. Die größte Zurückhaltung in Theorie und Praxis besteht bei der Einbeziehung und Umsetzung der Anforderung Anreicherung im Erzeugnis.

Mit dieser Untersuchung sollen weiterführende Vorschläge und methodische Entwicklungen vorgeschlagen und eine Lücke geschlossen werden.

2. Anreicherung von Schadstoffen im Erzeugnis – Interpretationsmöglichkeiten des § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG

Zunächst wird untersucht, wie die rechtliche Anforderung Anreicherung im Erzeugnis ausgelegt wird bzw. ausgelegt werden kann. § 5 Abs. 5 KrW-/AbfG Pkt. 4 definiert das Prüfungserfordernis für den Vorrang der Verwertung wie folgt: „die Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen, Abfällen zur Verwertung oder daraus gewonnenen Erzeugnissen“.

Eine Schadstoffanreicherung im Erzeugnis tritt ein, wenn

- es sich um einen Schadstoff handelt,
- von einem Erzeugnis zu sprechen ist,
- die Schadstoffkonzentration im Erzeugnis durch die Abfallverwertung signifikant ansteigt.

Die folgende Auslegung beschränkt sich auf das Abfall- und Immissionschutzrecht, da die Genehmigung des Einsatzes von Ersatzbrennstoffen (EBS) nach Abfallrecht (KrW-/AbfG) und Immissionsschutzrecht (17. BImSchV) erfolgt. So wird im Bund-Länder-Konsenspapier zum Abfallbegriff klargestellt: „Bei einer energetischen Verwertung ist die Abfalleigenschaft nicht schon mit der Herstellung oder Entstehung eines Ersatzbrennstoffes beendet, sondern dauert während des Einsatzes der Sache als Ersatzbrennstoff fort, da § 6 Abs. 2 KrW-/AbfG bestimmte Voraussetzungen an den energetischen Verwertungsprozess nennt.“ [9, S. 11]. Die unterschiedlichen Definitionen im Stoffrecht (ChemG, GefStoffV) werden nicht einbezogen, auch wenn diese – insbesondere das Bauproduktrecht – als hierfür besser geeignet angesehen werden [10, S. 96].

2.1 Schadstoff

Der Begriff Schadstoff wird wissenschaftlich zumeist vom potenziell eintretenden Schaden an einem Zielort durch beispielsweise eine Schadstoffexposition – also wirkungsbezogen – definiert. Eine Wirkung, auch eine potenzielle Wirkung, hängt vom potenziellen Erreichen des jeweiligen Zielortes und in vielen Fällen auch von dem Überschreiten einer definierten Wirkungs-dosis oder Wirkungsschwelle ab. Diese Definition ist, da sie eine sehr hohe Abhängigkeit von den Einzelfallkonstellationen aufweist, wenig praxisgerecht.

In der abfallrechtlichen Praxis hat sich eine Definition anhand der intrinsischen Eigenschaft von Stoffen etabliert. Daher sind beispielsweise für die hier diskutierte Rechtsnorm des § 5 Abs. 5 Pkt. 4 des KrW-/AbfG die toxischen Schwermetalle von Bedeutung. Als Wirkung ist, neben gegebener Persistenz, die jeweilige öko- und humantoxikologische Eigenschaft zu nennen. Die in der Diskussion befindlichen Stoffe sind Antimon, Arsen, Beryllium, Blei, Cadmium, Chrom, Kobalt, Kupfer, Mangan, Nickel, Quecksilber, Selen, Thallium, Vanadium, Zink, Zinn.

2.2 Erzeugnis

Ein Erzeugnis entsteht in der hier zu beurteilenden Fragestellung im Rahmen eines Stoffumwandlungsprozesses. Hierunter fällt beispielsweise die Erzeugung von Klinker in einem Zementwerk. Ein Erzeugnis ist zu unterscheiden von einem Rohstoff. Der Rohstoff ist die Ausgangsbasis für die Stoffumwandlung. Ein Erzeugnis ist auch zu unterscheiden von einem Stoff, da letzterer nicht zwangsläufig einer Stoffumwandlung unterlegen hat. Ein Erzeugnis kann zudem aus mehreren Stoffen stehen.

Zu unterscheiden ist weiterhin zwischen Erzeugnis und Produkt. Das KrW-/AbfG enthält keine eigene Definition des Produktbegriffes. Dieser erschließt sich vielmehr als Gegenbegriff zum Abfall, indem er sich auf Sachen bezieht, die – anders als Abfall – zweckgerichtet hergestellt werden. Maßgeblich für die Einstufung als Produkt ist, ob unter Berücksichtigung der Verkehrsanschauung zumindestens ein untergeordneter Produktionszweck erkennbar ist [9, S. 6].

In § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG spricht der Gesetzgeber dagegen von Erzeugnissen. Ein Erzeugnis kann ein Produkt sein, muss es aber nicht, z.B. wenn der nach abfallrechtlicher Produktdefinition erforderliche Produktionszweck fehlt. Der Begriff Erzeugnis, auf den sich die Prüfungserfordernisse des § 5 Abs. 5 KrW-/AbfG Pkt. 4 bezieht, beinhaltet daher auch Erzeugnisse, die keinem Produktionszweck

unterliegen. Im Bund-Länder-Konsenspapier zum Abfallbegriff [9] werden die Begriffe Produkt und Erzeugnis synonym verwendet.

Pragmatisch wird für diese Ausarbeitung angenommen, dass mit der genannten Rechtsnorm u.a. die folgenden Erzeugnisse erfasst werden:

- Klinker aus dem Zementprozess und daraus hergestellte Produkte,
- Gips,
- Feinstäube aus Kraftwerken.

2.3 Anreicherung

Eine Anreicherung im Erzeugnis ist eine Frage nach Konzentrationen und Frachten. Wird beispielsweise die Schadstofffracht eines Brennstoffes aus Abfällen in ein Erzeugnis eingebracht, so kann zweifelsohne von einer Verlagerung oder dem Transfer ins Erzeugnis gesprochen werden. Es ist auch zutreffend, diesen Fall als Konzentrierung des Schadstoffes im jeweiligen Erzeugnis zu bezeichnen. Aber selbst in einem derartigen Fall kann nicht zwangsläufig von einer Anreicherung gesprochen werden.

Eine Anreicherung tritt dann ein, wenn zusätzlich zum Transfer ins Erzeugnis auch eine Erhöhung der Konzentration oder Fracht eintritt. Der klassische Fall für eine Anreicherung, die Eingang in die rechtlichen Normen gefunden hat, ist die Konzentrationserhöhung von Pestiziden, die in der Nahrungskette eintreten kann. Nach dieser eingeführten Definition würde aufgrund eines hohen Schadstofftransfers, der hohen Persistenz eines Schadstoffes und einer Konzentrationserhöhung gegenüber der Nichtverwendung eines Abfalls – gegenüber eines Nicht-Abfalls – ein Erzeugnis mit Schadstoffen angereichert. Allerdings verbleibt das Problem, dass die hohen Umweltrisiken erst im Rahmen einer Verwertungskette z.B. der Nahrungskette – auftreten würden.

Eine Verwertungskette im konkreten Anwendungsfall tritt beispielsweise ein, wenn aus abfallbürtigen Brennstoffen Baustoffe wie Klinker/Zement erzeugt werden, die zu späteren Zeiten dann wieder zu Abfällen werden. Wird aus diesen Abfällen dann mit Hilfe beispielsweise weiterer Rohstoffe, Abfälle und Brennstoffe aus Abfällen ein neues Erzeugnis, steigen die Schadstoffkonzentrationen weiter an.

Der Transfer und die Konzentrationserhöhung von Pestiziden in der Nahrungskette wurde erst als Anreicherung erkannt und anerkannt, als Schadstoffe in hohen Konzentrationen in den höheren Gliedern der Nahrungskette angekommen waren und dort zu negativen Effekten führten. Daher hat dieser Anerkennungsprozess auch viele Jahre gedauert. Dies hängt damit zusammen, dass sich die

Anreicherung in der Nahrungskette erst innerhalb teilweise mehrjähriger „Fresszyklen“ – vergleichbar den Recyclingzyklen – von Stufe zu Stufe vollzogen hat.

Im Fall der hier zu betrachtenden Anreicherungsketten in Erzeugnisse können die Recyclingzyklen über Jahrzehnte gehen. Daher ist offensichtlich, dass die Themenstellung heute nicht im vollen Umfang erkannt und anerkannt ist.

Zudem ist die exakte Definition von Anreicherung auch deshalb schwierig, weil sie heute erst für den ersten Produktionszyklus, ggf. für den ersten Recyclingzyklus zu entscheiden ist. Bei diesen Zyklen stellt sich dann die Frage, ob eine durch Abfallverwertung eingetretene signifikante Konzentrationserhöhung im Erzeugnis – gegenüber einem Erzeugnis, das ohne Abfalleinsatz hergestellt wurde –, eine Anreicherung darstellt. Würde die Antwort sich am Vorbild der Schadstoffanreicherung in der Nahrungskette anlehnen, so wäre die Frage mit relativ einfachen Rechenoperationen vom Grundsatz her zu entscheiden.

Diese Definition ist auch aus einem anderen Grund schlüssig. Unterstellt, dass der Gesetzgeber bei der Festlegung seiner Schutznorm im § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG eine konkrete Festlegung treffen wollte, die auch in der Praxis relevant werden kann, so ist zu fragen, wann sie relevant werden kann. In Stoffumwandlungsprozessen ist kein Fall denkbar, der zu höheren Schadstoffbelastungen im Erzeugnis führt als der Fall, in dem die Schadstoffe vollständig oder beinahe vollständig ins Erzeugnis verlagert werden. Sollte dieser Fall nicht als Fall einer Anreicherung ins Erzeugnis verstanden werden, so ist kein anderer Fall denkbar, bei dem die genannte Rechtsnorm einschlägig wäre.

Nun stellt die genannte Rechtsnorm, auch bei der hier gewählten Auslegung, keine Ja- oder Nein-Entscheidung dar. Diese Auslegung zeigt lediglich, dass die Anreicherung im Erzeugnis einen rechtlich relevanten Prüfungsbereich im Bereich der Beurteilung von Verwertungsmaßnahmen darstellt, der auch an anderer Stelle des Gesetzes Erwähnung findet (u.a. § 5 Abs. 3 Satz 1 und § 5 Abs. 3 Satz 3 KrW-/AbfG).

Zur Konkretisierung der Prüfung einer Anreicherung von Schadstoffen im Erzeugnis hat die Bund-Länder-AG die Notwendigkeit und die Verfügbarkeit der eingebundenen Schadstoffe eingeführt [9, S. 26]:

„Kommt es bei der stofflichen oder energetischen Verwertung zur Einbindung eines Schadstoffes in das unter Nutzung von Abfall erzeugte Produkt, so ist die Maßnahme nur zulässig, soweit der Schadstoff notwendiger Bestandteil des Produktes ist (z.B. Schwermetalle als Kunststoffstabilisatoren) oder der Schadstoff in die Matrix des Produktes so eingebunden ist, dass bei seiner Nutzung oder späteren Entsorgung keine signifikante Freisetzung des Schadstoffes zu befürchten ist.“

Führt die Prüfung nach § 5 Abs. 5 KrW-/AbfG zu dem Ergebnis, dass die Verwertungsmaßnahme nicht die umweltverträglichere Maßnahme darstellt, ist der Abfall zu beseitigen. Hierdurch werden dann definierte Verwertungswege nicht mehr zugänglich oder müssen aufgegeben werden.

Im Folgenden soll untersucht werden, in welchem Umfang und welcher abfallwirtschaftlichen Relevanz die skizzierte rechtliche Beurteilungsfrage sich zukünftig stellen wird und wie mit Hilfe naturwissenschaftlicher Methoden und Konzepte die beschriebene Rechtsnorm für relevante Praxisprobleme sinnvoll umgesetzt werden kann.

3. Abfallwirtschaftliche Relevanz der Schadstoffanreicherung in Erzeugnissen

In diesem Kapitel wird untersucht, mit welcher abfallwirtschaftlichen Relevanz sich die skizzierte rechtliche Beurteilungsfrage heute und insbesondere zukünftig für Deutschland stellen könnte und stellen wird.

Gegenwärtig befindet sich die Abfallwirtschaft in Deutschland in einer Umbruchphase. Die am 1. März 2001 in Kraft getretene Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen wird die Siedlungsabfallpolitik der nächsten Jahre nachhaltig prägen. Die Artikelverordnung besteht aus drei getrennten Verordnungen, von denen die Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen – Abfall-Ablagerungsverordnung (AbfAbIV). Die AbfAbIV regelt Teilbereiche, die bisher von der TA Siedlungsabfall (TASi), einer Verwaltungsvorschrift, geregelt waren. Die AbfAbIV regelt diese Anforderungen nunmehr auf einem rechtlich höherem Niveau. So führt die Rechtsform der Verordnung dazu, dass die Norm ohne behördliche Umsetzung unmittelbar auch für Betreiber von Deponien und entsorgungspflichtigen Gebietskörperschaften gilt.

Durch TASi und AbfAbIV ist festgelegt, dass spätestens ab dem 1.6.2005 die derzeit noch praktizierte Deponierung von unvorbehandelten Abfällen aus privaten Haushaltungen und Gewerbe nicht mehr zulässig ist. Diese Abfälle sind daher zukünftig mechanisch, mechanisch-biologisch oder thermisch vorzubehandeln. Wegen der Schließung nicht TASi-gerechter Deponien sowie der notwendigen Vorbehandlung der Abfälle wird die in Deutschland existierende Abfallbehandlungskapazität nicht ausreichen, um das zukünftig anfallende Abfallaufkommen gemäß den gesetzlichen Anforderungen zu behandeln.

Nach gegenwärtiger Datenlage ist für die Zeit nach dem 1.6.2005 ein Defizit an Kapazität an Behandlungsanlagen zu erwarten. Dies gilt für die thermische Abfallbehandlung (MVA) – vgl. Kap. 3.1.3. Da die nicht-thermische Abfallvorbe-

handlung bei der gegebenen Rechtslage ebenfalls für Teilfraktionen eine thermische Behandlung erfordert, ist der Problemschwerpunkt klar definiert. Im Folgenden wird zunächst kurz analysiert, wie hoch sich dieses Defizit darstellt. Der Gesamtbedarf an thermischer Behandlungskapazität errechnet sich aus dem Bedarf für die Behandlung von Restabfall bzw. heizwertreichen Fraktionen aus der nicht-thermische Abfallvorbehandlung sowie für hausmüllähnliche Gewerbeabfälle einschließlich der Sortierreste.

3.1 Abfallmengen für die thermische Behandlung und energetische Verwertung

Die zukünftig für die thermische Behandlung und energetische Verwertung anstehenden Abfallmengen werden sich im Wesentlichen aus dem Bereich der Abfälle aus Industrie und Gewerbe sowie der noch vorhandenen Entsorgungslücke für Restabfall ergeben.

3.1.1 Abfälle aus Industrie und Gewerbe

Von den Abfällen aus Industrie und Gewerbe ist eine relevante Zunahme der Mengen, die in die thermische Behandlung oder energetische Verwertung gebracht werden, vor allem bei den hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen und Sortierresten zu erwarten.

Das Aufkommen an hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen plus Sortierresten – ohne produktionsspezifische Abfälle und Baustellenabfälle – belief sich im Jahr 1998 auf etwa 6,3 Mio. t [11, S. XXXI] und soll bis 2005 auf etwa 5,8 Mio. t zurückgehen. Eine beachtliche Menge an Gewerbeabfall, die in dieser Menge nicht enthalten ist, gelangt derzeit noch in eine sogenannte Scheinverwertung [12]. In der Begründung zur Gewerbeabfallverordnung heißt es dazu [13]:

„Abfälle aus der Sortieranlage werden zum Teil nur zu einem geringen Prozentsatz in den Wirtschaftskreislauf zurückgeführt, während ein größerer Prozentsatz – zumeist weit entfernt vom Anfallort – einer Beseitigung auf kostengünstigen Deponien zugeführt wird (sogenannte Scheinverwertung), wodurch ökologisch anspruchsvolle Verwertungswege benachteiligt werden.“

Die Gewerbeabfallmengen, die bundesweit zwecks Scheinverwertung auf Deponien gelangen, sind nicht statistisch erfasst. Hierbei dürfte es sich um etwa 3 bis 5 Mio. t/a [14, S. 5 f.] gehandelt haben. Eine Lenkung der Stoffströme weg von der Schein- hin zur echten Verwertung oder Beseitigung verspricht sich der Gesetzgeber auch von der Gewerbeabfallverordnung vom 19. Juni 2002, die am 1.1.2003 in Kraft getreten ist. Danach haben Besitzer von gewerblichen Abfällen

mindestens Papier und Pappe, Glas, Kunststoffe, Metalle und biologisch abbaubare Küchen- und Kantinenabfälle, biologisch abbaubare Garten- und Marktabfälle jeweils getrennt zu halten, zu lagern, einzusammeln, zu befördern und einer Verwertung zuzuführen. Davon abweichend haben die Erzeuger von Gewerbeabfällen folgende Möglichkeiten:

- Gemeinsame Erfassung von Papier und Pappe, Glas, Kunststoffen und Metalle sowie anschließende Sortierung und stoffliche oder energetische Verwertung von mindestens 85 Masseprozent des eingebrachten Materialstroms, erfasst als Mittelwert im Kalenderjahr.
- Gemeinsame Erfassung von gewerblichen Siedlungsabfällen ohne Glas, Metalle, mineralische und biologisch abbaubare Abfälle und energetische Verwertung dieses Gemisches ohne vorherige Vorbehandlung.

Da die vorgesehene Getrennthaltung in vielen Betrieben auf Probleme mit dem Platz und dem Handling stoßen wird und die Sortierung der gemischten Abfälle aufwendig und kostenintensiv ist, dürften Gewerbeabfälle zukünftig in großen Mengen als Gemisch – unter Ausschluß von Glas, Metallen, mineralischen und biologisch abbaubaren Abfällen – erfasst und ohne vorherige Vorbehandlung in die energetische Verwertung verbracht werden. Hierfür kommen insbesondere MVAs in Betracht, denn es stehen derzeit, so der Bund Deutscher Entsorger (BDE) [15], neben Müllverbrennungsanlagen nur in sehr begrenztem Maße Verbrennungsanlagen zur Verfügung, die gemischte Gewerbeabfälle aufnehmen könnten, so dass diese Mengen auf die Sortieranlagen zur stofflichen Verwertung zukämen oder den Kommunen zur Beseitigung anzudienen wären.

Die Gewerbeabfallverordnung ist nach Meinung des Bundesumweltministeriums nur umsetzbar, wenn in MVAs eine energetische Verwertung stattfinden kann. In seiner Entscheidung im Verfahren um die Verbringung von Haushaltsabfällen aus Luxemburg in die Straßburger Müllverbrennungsanlage – Rechtssache C-458/00 – hat der EuGH festgestellt, dass Müllverbrennungsanlagen nur beseitigen und nicht verwerten können. Die vom EuGH allgemein benannten Kriterien für eine energetische Verwertung lassen jedoch in einer Einzelfallprüfung eine gegenteilige Einstufung zu [16]:

„41. Der Hauptzweck der Verbringung von Abfällen zwecks Verbrennung in einer Abfallbeseitigungsanlage besteht nämlich nicht in der Verwertung der Abfälle, selbst wenn die Wärme, die bei der Verbrennung erzeugt wird, ganz oder teilweise zurückgewonnen wird.

42. Eine solche Energierückgewinnung entspricht zwar dem mit der Richtlinie verfolgten Ziel, die natürlichen Rohstoffquellen zu erhalten.

43. Wenn die Rückgewinnung der durch die Verbrennung erzeugten Wärme jedoch nur einen Nebeneffekt einer Maßnahme darstellt, deren Hauptzweck die Abfallbeseitigung ist, steht sie der Einstufung dieser Maßnahme als Beseitigungsmaßnahme nicht entgegen.

44. Die Kommission hat in ihrer Klage weder dargetan, dass der Hauptzweck des fraglichen Vorgangs entgegen der von den zuständigen luxemburgischen Behörden in den streitigen Entscheidungen vertretenen Ansicht in der Verwertung der Abfälle bestanden hätte, noch einen Anhaltspunkt hierfür geliefert. Ein solcher hätte etwa darin bestehen können, dass die fraglichen Abfälle für eine Anlage bestimmt gewesen wären, deren Betrieb ohne die Versorgung mit Abfällen unter Verwendung einer Primärenergiequelle hätte fortgesetzt werden müssen, oder darin, dass der Anlagenbetreiber den Erzeuger oder Besitzer dieser Abfälle für deren Lieferung hätte bezahlen müssen.“

Viele deutsche MVAs, die Prozessdampf für Industriekunden erzeugen oder Fernwärme auskoppeln, erfüllen nach Ansicht des Verbandes der Elektrizitätswirtschaft VDEW die vom EuGH formulierten Anforderungen an eine Verwertung [17]. An dieser Stelle muss darauf hingewiesen werden, dass es nach KrW-/AbfG und EuGH-Urteil letztlich nicht um Anlagen, sondern um die dort ablaufenden Prozesse geht. Bei einer pauschalen Einstufung von MVAs als Beseitigungsanlagen – unabhängig von den dort stattfindenden Prozessen – würde die Option entfallen, die abgetrennte Ersatzbrennstofffraktion aus mechanisch-biologischer Restabfallbehandlung in diesen Anlagen gegen ein günstigeres Entgelt zu verwerten als thermisch behandeln zu lassen, und es wären ggf. andere energetische Verwerter zu suchen. Parallel würden die gewerblichen Abfallerzeuger ihre gemischten Gewerbeabfälle voraussichtlich in die Sortierung/Ersatzbrennstoffaufbereitung lenken und sich ebenfalls andere energetische Verwerter suchen.

Bei einem Potenzial von 5,6 Mio. t Gewerbeabfällen mit einem heizwertreichen Anteil von 50 bis 60 % (hausmüllähnliche Gewerbeabfälle) resp. 70 bis 85 % (Sortierreste) geht Flamme [18, S. 41] von einer theoretischen Sekundärbrennstoffmenge von 1,8 bis 2,8 Mio. t/a aus diesem Bereich aus, die für die energetische Verwertung in Feuerungsanlagen und Zementwerken zu Verfügung stehen können. Für die verbleibenden 2,8 bis 3,8 Mio. t heizwertabgereicherter Gewerbeabfälle dürfte eine thermische Behandlung zwecks Einhaltung der Ablagerungskriterien der AbfAbIV erforderlich sein. Auch diese Mengen werden zumindestens anteilig Kapazitäten von Müllverbrennungsanlagen beanspruchen.

Neben den hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen sind die produktionsspezifischen Abfälle mengenrelevant. Deren Aufkommen lag im Jahr 1998 bei 2,6 Mio. t und wird nach Einschätzung von Prognos über etwa 1,8 Mio. t im Jahr 2005 bis auf 1,3 Mio. t im Jahr 2010 sinken [11, S. XXXI]. Von diesen Abfällen wird derzeit schon ein erheblicher Teil stofflich oder energetisch verwertet.

In welchem Umfang auch diese Abfälle zukünftig verstärkt in die energetische Verwertung eingebracht werden, ist nicht absehbar. Aufgrund der Biomasseverordnung ist mit einer deutlichen Zunahme der energetischen Verwertung beim Alt- und Industrierestholz in Biomassekraftwerken zu rechnen. Für andere pro-

duktionsspezifische Gewerbeabfälle ist das Interesse an einer Marktetablierung festzustellen. Ein Beispiel hierfür ist das Konzept des BPG® (**B**rennstoff aus **P**roduktionsspezifischen **G**ewerbeabfällen) von RWE (vormals Trienekens) [19], der als schadstoffarmes und qualitätsgesichertes Produkt in Absatzkonkurrenz zu Ersatzbrennstoffen aus z.B. Restabfall stehen wird.

Insgesamt ist für das Jahr 2005 für Abfälle aus Industrie und Gewerbe von einer erforderlichen Kapazität zur Verwertung als Ersatzbrennstoff oder zur thermischen Behandlung vor Deponierung in der Größenordnung von 6 bis 8 Mio. t/a auszugehen.

3.1.2 Behandlungsbedarf aus dem Bereich Haus- und Sperrmüll

Das in Deutschland anfallende Abfallaufkommen aus Haushalten teilt sich auf in die Mengen, die in die Verwertung gehen – Bioabfall und Grüngut sowie getrennt erfasste Wertstoffe wie Glas, Papier/Pappe/Kartonagen, Leichtverpackungen/DSD-Material –, und in die verbleibenden Mengen, die in die Beseitigung gelangen. Im Jahr 1998 betrug das Aufkommen an Restabfall aus Haushalten nach Angaben von Prognos etwa 18,7 Mio. t [11, S. XXXI], wie Tab. 1 zeigt.

Tab. 1: Aufkommen an Restabfall aus Haushalten 1998 – 2010 [11, S. XXXI]

		Restabfall gesamt	Resthausmüll	Sperrmüll
		1	2	3
Basis 1998	1	18,7 Mio. t/a	15,7 Mio. t/a	3,0 Mio. t/a
Prognose 2000	2	17,3 Mio. t/a	14,6 Mio. t/a	2,7 Mio. t/a
Prognose 2005	3	14,7 Mio. t/a	12,8 Mio. t/a	1,9 Mio. t/a
Prognose 2010	4	13,3 Mio. t/a	11,8 Mio. t/a	1,5 Mio. t/a
Basis 1998	5	227 kg/E·a	190 kg/E·a	37 kg/E·a
Prognose 2000	6	210 kg/E·a	177 kg/E·a	33 kg/E·a
Prognose 2005	7	178 kg/E·a	155 kg/E·a	24 kg/E·a
Prognose 2010	8	162 kg/E·a	143 kg/E·a	19 kg/E·a

Das einwohnerspezifische Restabfallaufkommen (Resthausmüll + Sperrmüll) lag im Mittel bei 227 kg/E·a. Für 2005 erwartet Prognos einen Rückgang dieser Mengen auf 14,7 Mio. t und entsprechend 178 kg/ E·a, für 2010 sogar noch einen weiteren Rückgang auf 13,3 Mio. t.

Unter Zugrundelegung eines zu realisierenden einwohnerspezifischen Restabfallaufkommens von 150 bis 175 kg/E·a dürfte die zu behandelnde Menge an Restabfall aus Haushalten im Jahr 2005 sich im Bereich von 12 bis 14 Mio. t/a bewegen.

3.1.2.1 Müllverbrennungsanlagen/Müllheizkraftwerke

Viele öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger haben in den vergangenen Jahren bereits die technischen Voraussetzungen geschaffen, um die Anforderungen der TA Siedlungsabfall und neuerdings der AbfAbIV einhalten zu können. Hierfür ist die Realisierung einer Müllverbrennungsanlage (MVA) oder eines Müllheizkraftwerkes (MHKW) – im Folgenden MVA für beide Anlagentypen – eine geeignete technische Maßnahme. Im Jahr 2000 waren in Deutschland 61 MVAs mit einer Behandlungskapazität von etwa 14 Mio. t/a in Betrieb. Die Kapazitäten bestehender und geplanter MVAs belaufen sich nach Prognos auf etwa 16,3 Mio. t/a [11].

3.1.2.2 Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung

Gegenwärtig sind in Deutschland gut über 30 Anlagen zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung – im Folgenden MBA für alle Anlagentypen – in Betrieb [20]. Die Behandlungskapazität der 1999 in Deutschland in Betrieb bzw. in Bau befindlichen MBAs lag nach eigenen Untersuchungen [20] bei größer 1 Mio. t und deckte damit weniger als 5 % des Aufkommens an zu behandelnden Restabfällen ab. Nach Prognos [11] lagen die bestehenden MBA-Kapazitäten 1999 bei etwa 2,0 Mio. t/a, weitere 0,6 Mio. t/a sind bisher geplant.

Durch die mit der AbfAbIV und 30. BImSchV eingeführten höheren Anforderungen an die MBA werden eine Reihe der derzeit in Betrieb befindlichen Anlagen – insbesondere die mit offener Rotte – ab dem 1.6.2005 nicht weiterbetrieben werden können. Daher ist unklar, in welchem Umfang diese MBA-Behandlungskapazitäten nach 2005 noch eine Bedeutung haben werden.

Mit dem Anhang 2 der neuen AbfAbIV wurde die Möglichkeit einräumt, Deponiegut aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) weiterhin abzulagern, auch wenn die Vorgaben der TAsi nicht eingehalten werden. Um dies zu ermöglichen, wurde ein Anforderungsprofil u.a. mit Grenzwerten für die Stabilität der Abfälle – AT_4 oder GB_{21} – oder die Entfrachtung von Energieträgern (TOC bzw. maximal zulässiger Heizwert) eingeführt.

Aus dem Betrieb der technischen MBAs, deren Behandlungsziel ein Splitting des Restabfalls in mehrere Fraktionen, darunter auch mindestens eine Deponiefraktion, ist, liegen Erfahrungen vor, wie sich Stoffströme qualitativ und quantitativ ergeben könnten. Allerdings sind diese Erfahrungen zu modifizieren, weil seit dem 1.3.2001 Anforderungen in Kraft sind, die den Mengen- und Stoffstrom aus der MBA verändern werden, insbesondere die Anforderungen an die Ablagerung von mechanisch-biologisch behandelten Abfällen, wie die Begrenzung des Organikgehaltes im Deponiegut.

Nach österreichischen Erfahrungen [21] ist bei Splitting-MBAs, die den Grenzwert der österreichischen Deponieverordnung für den oberen Heizwert (H_o) von 6.000 MJ/t für die Deponiefraktion einhalten, mit einem Anteil von größer 50 % hochkalorischer Fraktion bezogen auf den Input Restabfall zu rechnen.

Der Begrenzung des Organikgehaltes in der Deponiefraktion nach AbfAbIV ist weniger streng als die der österreichischen Deponieverordnung. Zum Einen besteht in Deutschland Wahlfreiheit zwischen einzuhaltendem H_o von 6.000 MJ/t oder alternativ TOC von 18 %. Zum Anderen sind die Überschreitensregelungen für Deklarations- und Kontrollanalysen der AbfAbIV großzügig bemessen. Es gibt Spielräume des zulässigen Überschreitens von 17 % (TOC und H_o) bis 100 % (AT_4). Nach Fricke et al. [22] hat sich der $TOC_{E_{luat}}$ -Grenzwert von ≤ 250 mg/l als schärfster Grenzwert herauskristallisiert, gefolgt vom AT_4 -Wert von ≤ 5 mg/g TS. Der Grenzwert für GB_{21} von ≤ 20 NI/kg TS gilt als der weichste Parameter der AbfAbIV. Insgesamt erscheint, verglichen mit dem Materialsplit österreichischer Anlagen [21], ein bis zu 10 % höherer Anteil an Deponiefraktion möglich.

Tab. 2 zeigt Stoffflussanalysen an deutschen MBAs (Splittinganlagen) aus dem Zeitraum 1999/2000, also vor Inkrafttreten der AbfAbIV. Danach reichte der Anteil der erzeugten Deponiefraktion von 29 bis 41 % und lag im Mittel bei 34 % des Inputs. Die heizwertreiche Fraktion lag bei im Mittel 47 % mit einer Spannweite von 32 bis 48 %.

Tab. 2: Übersicht über Stoffflüsse von Outputfraktionen deutscher mechanisch-biologischer Splitting-Anlagen, in kg/t Inputmaterial Restabfall (FS) [20]

Splittinganlage		Bassum	Biberach/Reinstetten	Düren (Horn), geplant	Lüneburg	Quarzbichl	Wetterau	Mittelwert
		1	2	3	4	5	6	7
Heizwertreiche Fraktion(en), davon	1	410	334	461	330	480	316	389
• hochkalorisch	2	410	171	355	330	280	316	-
• mittelkalorisch	3	-	163	106	-	200	-	-
Deponiefraktion	4	340	371	302	410	290	310	337
Fe-Metalle	5	10	14	12	20	30	19	18
Rotte-/Wasserverlust	6	210	229	225	210	200	305	230
Störstoffe	7	-	51	-	30	-	50	44
Biogas	8	30	-	-	-	-	-	-

Aufgrund der verschärften gesetzlichen Vorgaben wird die MBA in Zukunft auch in Deutschland eine Anlage sein, deren hauptsächlichlicher Outputstrom eine hochkalorische Fraktion sein wird, für die eine Verwertungslösung vorhanden sein muss.

3.1.3 Gesamtbedarf an thermischer Kapazität

Der Gesamtbedarf an Kapazitäten zur thermischer Behandlung und energetischen Verwertung setzt sich aus dem Bedarf für die Behandlung von Restabfall aus Haushalten, für hausmüllähnliche Gewerbeabfälle einschließlich der Sortierreste und für die aus diesen Abfällen erzeugten Ersatzbrennstoffe zusammen. Für Ersatzbrennstoffe aus produktionsspezifischen Abfällen lässt sich der Bedarf derzeit nicht abschätzen.

Das Aufkommen an hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen plus Sortierresten belief sich 1998 auf etwa 6,3 Mio. t und soll auf 5,8 Mio. t in 2005 sinken. Spätestens ab 2003 werden gemischte hausmüllähnliche Gewerbeabfälle aber wieder verstärkt in die energetische Verwertung – insbesondere in MVAs – eingebracht werden. Die zu erwartenden Mehrmengen liegen bei 3 bis 5 Mio. t/a (vgl. Abschnitt 3.1.1).

Für 2005 wird das Aufkommen an Restabfällen aus Haushalten plus Sperrmüll mit 12 bis 14 Mio. t abgeschätzt (vgl. Abschnitt 3.1.2). Die dann verfügbare Kapazität an mechanisch-biologischer Behandlung von ~2 Mio. t wird – unter der Annahme, dass sich die derzeit geplanten Kapazitäten und die erforderlichen Anlagenschließungen in etwa die Waage halten – einen Bedarf an energetischer Verwertung oder thermischer Behandlung für die hochkalorische Fraktion von ~1 Mio. t/a nach sich ziehen.

Vorausgesetzt, die Scheinverwertung von hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen wird ab 2003 beendet und setzt sich nicht auf den Billigdeponien mit vorgehaltener Sortieranlage in grenznahen EU-Beitrittsländern fort, wird eine Entsorgungslücke für Restabfall und hausmüllähnlichen Gewerbeabfall – je nach Szenario – von insgesamt 4 bis 8 Mio. t/a entstehen, vgl. Tab. 3.

Um die zu erwartende Entsorgungslücke von geschätzten 4 bis 8 Mio. t/a zu schließen, könnten weitere MVAs gebaut werden. Probleme mit der technischen Verfügbarkeit sind nicht erkennbar, einmal abstrahiert von Fragen einer erforderlichen ausreichenden Kapazität des Anlagenbaus und insbesondere der Verfügbarkeit ausreichender Standorte, was primär eine politische Frage darstellt.

Tab. 3: Voraussichtlich fehlende Kapazität für die thermische Behandlung und energetische Verwertung von Restabfall, hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen und Sortierresten sowie daraus erzeugten Ersatzbrennstoffen im Jahr 2005

		Minimal- szenario	Maximal- szenario
		1	2
Gewerbeabfall ^①	1	5,8 Mio. t/a	5,8 Mio. t/a
Gewerbeabfall aus Scheinverwertung ^①	2	3,0 Mio. t/a	5,0 Mio. t/a
Restabfall aus Haushalten	3	12,0 Mio. t/a	14,0 Mio. t/a
Summe Aufkommen	4	20,8 Mio. t/a	24,8 Mio. t/a
MVA-Kapazität, vorhanden	5	16,0 Mio. t/a	16,0 Mio. t/a
MBA-Kapazität, vorhanden	6	2,0 Mio. t/a	2,6 Mio. t/a
50 % thermischer Nachfolgebedarf MBA	7	-1,0 Mio. t/a	-1,3 Mio. t/a
Summe Behandlungskapazität	8	17,0 Mio. t/a	17,3 Mio. t/a
Fehlende Kapazität	9	3,8 Mio. t/a	7,5 Mio. t/a

① zur thermischen Behandlung oder als Gemisch zur energetischen Verwertung

Die Anzahl an alternativ oder ergänzend zu errichtenden mechanisch-biologischen Splitting- oder Stabilisierungsanlagen – Prognos [11, S. XXXII] geht für den Bereich Siedlungsabfall allein von 20 und mehr MBAs aus – ist bis 2005 nur noch schwer realisierbar angesichts der erforderlichen Zeiträume für Ausschreibung, Planung, Genehmigungs- und UVP-Verfahren sowie Bau und Inbetriebnahme. Abstrahiert von diesen Fragen bedeutet dies, dass in einem reinen MBA-Szenario (kein Bau weiterer MVAs, sondern nur noch MBAs) zwischen 2 bis 4 Mio. t/a an hochkalorischen Fraktionen (bei einem Split von 50 %) anfallen würden. Offen ist die Frage, wie die erzeugten Ersatzbrennstoffe verwertet werden können. Hierfür besteht die Möglichkeit, Monoverbrennungsanlagen (energetische Verwertungsanlagen) neu zu bauen oder Kapazitäten im Bereich der Abfallmitverbrennung zu nutzen.

Im Folgenden wird das theoretisch verfügbare Behandlungspotenzial der in Frage kommenden Anlagen zur thermischen Behandlung und energetischen Verwertung untersucht.

3.2 Theoretisches Verwertung-/Behandlungspotenzial

Für die thermische Behandlung von Abfall kommen nur Abfallverbrennungsanlagen in Betracht. Unter bestimmten Bedingungen, auf die weiter unten eingegangen wird, können sie aber auch Abfälle bzw. Ersatzbrennstoffe energetisch verwerten. Weitere Absatzmöglichkeiten für Ersatzbrennstoffe bestehen in folgenden Anlagen zur Abfallmitverbrennung:

- Zementwerke,
- Kraftwerke,
- Eisen- und Stahlindustrie,
- sonstige industrielle Anlagen.

3.2.1 Müllverbrennungsanlagen (MVAs)

Müllverbrennungsanlagen können Abfälle je nach Art und Eigenschaft sowohl thermisch behandeln als auch energetisch verwerten.

Nach § 4 Abs. 4 KrW-/AbfG sind Müllverbrennungsanlagen und Müllheizkraftwerke, auch wenn sie Energie in Form von Strom und Wärme auskoppeln, Anlagen zur thermischen Behandlung von insbesondere Hausmüll oder Restabfall sowie anderen Abfällen zur Beseitigung. Die energetische Verwertung beinhaltet den Einsatz von Abfällen als Ersatzbrennstoff; „vom Vorrang der energetischen Verwertung unberührt bleibt die thermische Behandlung von Abfällen zur Beseitigung, insbesondere von Hausmüll.“

Aufgrund des Deponierungsverbotes für unbehandelten Restabfall durch die AbfAbIV ist spätestens ab 1.6.2005 unbehandelte Restabfall zwingend in MVAs zu verbrennen, es sei denn, er kann verwertet werden. Dafür steht derzeit nur eine Anlage zur Verfügung: das SVZ - Sekundärrohstoff-Verwertungs-Zentrum Schwarze Pumpe. Das Sächsische Ministerium für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL) hat im Jahr 1999 die stoffliche Verwertung von Hausmüll im SVZ rechtlich beurteilt. Diese ist danach gerechtfertigt und rechtlich zulässig, wenn das Material einen Mindestheizwert (H_u) oberhalb von 9.000 MJ/t aufweist [23]. Der Wert von 9.000 MJ/t wurde über das theoretische Methanolbildungspotenzial errechnet [24]. Weitere Anlagen zur stofflichen Verwertung von unbehandeltem Hausmüll sind nicht bekannt.

Nach § 5 Abs. 4 KrW-/AbfG ist die Verwertung von Abfällen ist auch dann technisch möglich, wenn hierzu eine Vorbehandlung erforderlich ist. Durch eine Vorbehandlung kann aus einem Abfall zur Beseitigung demnach ein Abfall zur Verwertung erzeugt werden. So hat z.B. das Hessische Umweltministerium [25] schon 1997 dem heizwertreichen Output der Stabilisierungsanlage der Firma Herhof – dem Trockenstabilat® – den Status Abfall zur Verwertung zuerkannt.

Dem gleichen Zweck dient auch die Aufbereitung von Restabfall in anderen MBAs. Durch die Vorbehandlung sollen Teilströme des Restabfalls aus dem Zwang zur thermischen Behandlung befreit werden. Die abgetrennte heizwertreiche Fraktion kann, sofern ein Abnehmer, z.B. eine Feuerungsanlage, gefunden wird, die die Anforderungen nach § 6 KrW-/AbfG Abs. 2 erfüllt, energetisch verwertet werden. Als Abnehmer – d.h. energetischer Verwerter – kann aber derzeit

auch noch eine MVA fungieren. Entscheidend für den Ersatzbrennstoffhersteller sind letztlich die Kosten. Auf die Veränderung der Rechtslage durch die Entscheidung des EuGH zur Frage, ob MVAs energetisch verwerten können, und die daraus resultierenden Konsequenzen wurde bereits hingewiesen [16].

Im Folgenden wird untersucht, ob die potenziellen Abnehmer von Ersatzbrennstoffen aus MBAs über die entsprechenden Abnahmekapazitäten verfügen und diese Ersatzbrennstoffe auch technisch in ihrem Prozess schadlos verwerten können. Ob dies wirtschaftlich ist, wird an dieser Stelle nicht betrachtet. Die erzielbaren Erlöse oder aufzubringenden Zuzahlungen für Ersatzbrennstoffe aus MBAs sind marktabhängig. Hier stehen Ersatzbrennstoffe aus Restabfall in Absatzkonkurrenz zu den heizwertreichen und schadstoffärmeren produktionsspezifischen Abfällen aus Industrie und Gewerbe (s.o. und [26]) und nach der Entscheidung des EuGH zur Verwertung in Müllverbrennungsanlagen [16] auch den Ersatzbrennstoffen aus hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen.

3.2.2 Zementwerke

Bundesweit sind derzeit 66 Zementöfen in Betrieb, 44 Anlagen verfügen auch über eine Klinkererzeugung. Von diesen 44 Anlagen können 31 Ersatzbrennstoffe (EBS) einsetzen. Der Anteil der Feuerungswärmeleistung, der über den Einsatz von Ersatzbrennstoffen abgedeckt werden darf, reicht von 10 – 90 % (Median: 60 %) [27].

Der Einsatz von Ersatzbrennstoffen in der deutschen Zementwirtschaft hat in den letzten Jahren deutlich zugenommen, wie der VDZ Verein Deutscher Zementwerke e.V. [28, hier Tafel 3-2] ermittelt hat, vgl. Tab. 4. Der nach Einschätzung des Forschungsinstituts der Zementindustrie [29, S, 441] im Jahr 2000 für möglich gehaltene weitere Anstieg des Abfalleinsatzes in der deutschen Zementindustrie auf ~30 % der Brennstoffenergie innerhalb der nächsten Jahre wurde bereits im Jahr 2001 erreicht.

Tab. 4: Brennstoffenergieeinsatz nach Energieträgern in der deutschen Zementwirtschaft [28], in Mio. GJ/a

Brennstoffenergieeinsatz in Mio. GJ/a		1999	2000	2001
		1	2	3
Thermischer Energieeinsatz gesamt	1	102,3	99,3	89,8
davon Sekundärbrennstoffe	2	23,4	25,5	27,2
	3	23%	26%	30%

Die Fraktionen aus Industrie-/Gewerbeabfällen stellen nach VDZ [30, Tafel 3-3] mittlerweile den größten Anteil an Ersatzbrennstoffen, vgl. Tab. 5.

Tab. 5: Einsatz von Sekundärbrennstoffen in der deutschen Zementwirtschaft 2001 [30, Tafel 3-3]

Sekundärbrennstoff		1.000 t/a	Anteil
		1	2
Fractionen aus Industrie-/Gewerbeabfällen, davon	1	418	33%
• Zellstoff, Papier und Pappe	2	84	6,6%
• Kunststoff	3	67	5,3%
• Verpackungen	4	12	0,9%
• Abfälle aus der Textilindustrie	5	5	0,4%
• Sonstige	6	250	19,7%
Tiermehle und -fette	7	245	19,3%
Reifen	8	237	18,6%
Altöl	9	128	10,1%
Aufbereitete Fractionen aus Siedlungsabfällen	10	102	8,0%
Altholz	11	72	5,7%
Lösungsmittel	12	33	2,6%
Bleicherde	13	29	2,3%
Sonstige, wie	14	8	0,6%
• Ölschlamm	15		
• Organische Destillationsrückstände	16		
Gesamt	17	1.272	

Die bis 2001 genehmigte Gesamtkapazität zur Abfallmitverbrennung in deutschen Zementwerken beläuft sich auf 2.673.600 t/a [27]. Nach Abzug der bereits ausgeschöpften Mengen verbleiben rein rechnerisch 1,4 Mio. t/a. Braungart, Gallenkemper et al. [31, S. Seite T 5] setzen 1997 ebenfalls 1,4 Mio. t/a an. Insgesamt dürften die inländischen Absatzmöglichkeiten für Ersatzbrennstoffe aus MBAs in der Zementindustrie eher bei etwa 1 Mio. t/a liegen. So machte der Anteil der Ersatzbrennstoffe aus Siedlungsabfällen bei der Brennstoffzufuhr im Jahr 2001 lediglich 8 % aus. Glorius von RWE Umwelt kommt unter Berufung auf VDZ-Angaben auf einen Anteil von 12,9 % des Energieverbrauchs der Zementindustrie im Jahr 2001, die durch 520.000 t Ersatzbrennstoffe (solid recovered fuels) gedeckt worden sind [32, Folie 6].

An dieser Stelle sind die besonders überwachungsbedürftigen Abfälle anzusprechen, die, soweit brennbar, in Sonderabfallverbrennungsanlagen beseitigt werden. Da diese Anlagen hohe Behandlungskosten verursachen, ist zu beobachten, dass ein drastischer Mengenschwund eintritt. Derartige Abfälle werden zunehmend verwertet, häufig auch im europäischen Ausland. Zwar sind die deutschen Betreiber von Zementwerken beim Einstieg in diesen Markt gegenwärtig noch zögerlich, was sich angesichts der hohen Wertschöpfungsraten für derartige Brennstoffe von mehreren 100 €/t ändern kann. Hinzu kommt, dass andere

europäische Nachbarländer (Südeuropa, Belgien) in Ermangelung eigener Entsorgungsinfrastruktur verstärkt Zementwerke als Entsorgungsanlagen nutzen.

In der Vergangenheit hat es verschiedene Rechtsstreitigkeiten gegeben, in denen Erzeuger von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen zur Beseitigung versucht haben, den von den Behörden nicht genehmigten Export ins europäische Ausland auf juristischem Weg durchzusetzen. So hat der Europäische Gerichtshof (EuGH) am 13.12.2001 in einer Frage, die das Bundesverwaltungsgericht im Zusammenhang mit der Verbringung von Abfällen aus Deutschland in belgische Zementwerke zur Vorabentscheidung vorgelegt hat, entschieden, dass Mitgliedsstaaten dem Notifizierungsverfahren für den Export kein eigenes Verfahren zur Andienung und Zuweisung dieser Abfälle vorschalten und die Verbringung von Abfällen zur Beseitigung nicht davon abhängig machen dürfen, dass die beabsichtigte Beseitigung den Anforderungen seines eigenen Umweltschutzrechts entspricht [33].

In einem weiteren Fall wurde die Bundesrepublik Deutschland von der EU-Kommission vor dem EuGH verklagt, ebenfalls wegen der versuchten Untersagung der Verbrennung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen in einem belgischen Zementwerk. Im konkreten Fall vertrat die EU-Kommission die Auffassung, die Verbrennung der besonders überwachungsbedürftigen Abfälle in den Zementöfen in Belgien stelle eine Verwertung nach dem Verfahren R 1, Hauptverwendung als Brennstoff ..., oder eine Verwertung nach dem Verfahren R 13, Ansammlung von Abfällen, um sie einem der unter R 1 bis R 12 aufgeführten Verfahren zu unterziehen, in Verbindung mit dem Verfahren R 1 des Anhangs II B der Abfallrichtlinie dar. Da Deutschland seinen Standpunkt beibehielt und nicht einlenkte, und da die Kommission ihren Standpunkt ebenfalls weiter aufrecht erhielt, erhob letztere Klage gegen Deutschland wegen Vertragsverletzung, da es gegen seine Verpflichtungen aus Artikel 7 Absätze 2 und 4 der Verordnung (EWG) Nr. 259/93 des Rates vom 1. Februar 1993 zur Überwachung und Kontrolle der Verbringung von Abfällen verstoßen habe [34]. Das EuGH hat in diesem Fall entschieden [35]:

„47. Erfüllt die Verwendung von Abfällen als Brennstoff die in den Randnummern 41 bis 43 des vorliegenden Urteils genannten Voraussetzungen, fällt sie somit unter das in R 1 des Anhangs II B der Richtlinie genannte Verwertungsverfahren, ohne dass andere Kriterien wie der Heizwert der Abfälle, der Schadstoffgehalt der verbrannten Abfälle oder die Frage der Vermischung der Abfälle herangezogen werden dürften. ...

54. Wie sich aus Randnummer 47 des vorliegenden Urteils ergibt, sind diese Kriterien für die Entscheidung, ob die Verwendung von Abfällen als Brennstoff in einem Zementofen eine Beseitigungs- oder eine Verwertungsmaßnahme im Sinne der Richtlinie und der Verordnung darstellt, nicht relevant.

55. Es ist daher festzustellen, dass die Bundesrepublik Deutschland dadurch gegen ihre Verpflichtungen aus Artikel 7 Absätze 2 und 4 der Verordnung ver-

stoßen hat, dass sie unberechtigte Einwände gegen bestimmte Verbringungen von Abfällen in andere Mitgliedstaaten zur Hauptverwendung als Brennstoff erhoben hat.“

Insgesamt ist zu erwarten, dass sich die besonders überwachungsbedürftigen Abfälle in Konkurrenz zu der Verwertung von Ersatzbrennstoffen aus Gewerbe- und Haushaltsabfällen insbesondere bei Zementwerke entwickeln werden.

3.2.3 Eisen- und Stahlindustrie

In diesem Industriezweig liegt der Absatzmarkt für Ersatzbrennstoffe im Wesentlichen im Bereich der Eisenerzreduktion (Hochofen). In Deutschland werden etwa 40 Mio. t/a Roheisen erzeugt. Unterstellt, dass je t Roheisen 1.000 MJ an Ersatzbrennstoffen als Reduktionsmittel eingesetzt werden können, ergibt sich ein theoretisches Absatzpotenzial von 2,5 Mio. t /a. Gegenwärtig werden etwa 0,15 Mio. t DSD-Kunststoffe in drei Hochöfen Deutschlands eingesetzt; dies schmälert die genannte Absatzmöglichkeit aber nur unmerklich.

Die Prüfungen für die technische Realisierbarkeit der energetischen Verwertung von Ersatzbrennstoffen aus MBAs in Hochöfen haben an einzelnen Standorten begonnen. Insgesamt wird aber nicht erwartet, dass größere Mengen in diesen Anlagen abgesetzt werden können.

3.2.4 Energieerzeugung

Die gesamte Brennstoffleistung der öffentlichen Kraftwerke und der Industriekraftwerke liegt im Bereich von 100.000 MW. Würden im Mittel 5 % des Brennstoffbedarfs durch Ersatzbrennstoffe gedeckt, ergäbe sich eine Absatzmöglichkeit von etwa 7,5 Mio. t/a (16.000 MJ/t). Braungart, Gallenkemper et al. [31, S. Seite T 5] geben 6,9 Mio. t/a an. Faulstich [36, S. 411] dagegen sieht die Abfallmitverbrennung in Kohlekraftwerken bis zu einem Leistungsanteil von 10 % als in der Regel unproblematisch an und hält ein jährliches Mitverbrennungspotenzial von 15 Mio. t bei einem Heizwert von 15.000 MJ/t für realistisch, verweist jedoch auf die notwendige konkrete Prüfung und Entscheidung im Einzelfall. Der Einsatz von Ersatzbrennstoffen in der Kraftwerkswirtschaft war im Jahr 2001 gering. Glorius von RWE Umwelt kommt lediglich auf einen Anteil von weniger als 0,1 % des Energieträgereinsatzes der Kraftwerkswirtschaft (etwa 1 GJ/a) im Jahr 2001, die durch 50.000 bis 100.000 t Ersatzbrennstoffe (solid recovered fuels) gedeckt worden sind [32, Folie 6].

Im Kraftwerk Westfalen der RWE Power AG sollen künftig im Block C bezogen auf die jeweils gefahrene Feuerungswärmeleistung insgesamt maximal 25 % der

Regelbrennstoffe ersetzt werden. Bezogen auf die Feuerungswärmeleistung wird innerhalb dieser Obergrenze von 25 % der Anteil der beantragten Ersatzbrennstoffe auf maximal 15 %, der Produkte der ConTherm Anlage auf maximal 10 % und des Faserreststoffes auf maximal 10 % begrenzt [37, S. 2].

Die genehmigte Kapazität für Abfallmitverbrennung beläuft sich bundesweit auf etwa 2,67 Mio. t/a – realistisch eher 2,3 Mio. t –, die aber derzeit nur zu gut einem Drittel (0,94 Mio. t/a) ausgeschöpft werden [27]. Allerdings ist die Mitverbrennung von Abfällen – der Einsatz von Ersatzbrennstoffen – für viele Anlagen nur realistisch, wenn die Abfälle nicht direkt, sondern über Applikationsformen wie z.B. Pyrolysetrommeln im Kraftwerk Hamm [18, S. 33] o.ä. eingebracht werden. Neuerdings kommen auch reine Ersatzbrennstoff-Verbrennungsanlagen auf der Basis von Rostfeuerungen zum Einsatz, so die Energieverwertungsanlage (EVA) der Fa. Herhof am Standort Aßlar [20, S. 33] oder die Heizkraftwerke der ENERGOS Deutschland GmbH [38, 39].

Insgesamt verfügen die Kraftwerke in Deutschland über ein hohes theoretisches Potenzial von 7 [31] bis 15 Mio. t/a [36], derartige Ersatzbrennstoffe einzusetzen.

3.2.5 Sonstige Industrieanlagen

Unter Sonstige Industrieanlagen fallen Absatzmöglichkeiten wie Gießereien, Asphaltmischanlagen, Kalksteinindustrie, Ziegeleien.

Rein rechnerisch sind die Absatzmöglichkeiten für diese Branchen insgesamt nur gering. So beträgt z.B. die Brennstoffleistung für Asphaltmischanlagen etwa 600 MW. Hieraus würden sich bundesweite Absatzmöglichkeiten von 0,2 Mio. t/a Ersatzbrennstoffe ergeben. Allerdings ist nach Faulstich [36, S. 413] die Rauchgasreinigung dieser Anlagen für die meisten Ersatzbrennstoffe unzureichend, so dass mindestens Aktivkohlefilter nachgerüstet werden müssten. Insgesamt spielt die Mitverbrennung in Asphaltwerken in der aktuellen Diskussion keine Rolle. Für Einzellösungen ist diese Einsatzmöglichkeit aber durchaus regional interessant.

Für die Kalkindustrie kommt Glorius von RWE Umwelt lediglich auf einen Anteil von weniger als 2 % des Energieverbrauchs (deutlich weniger als 1 GJ/a) im Jahr 2001, die durch weniger als 30.000 t Ersatzbrennstoffe (solid recovered fuels) gedeckt worden sind [32, Folie 6].

3.2.6 Theoretisches Marktpotenzial Europa

Die Absatzmöglichkeiten in Europa sind in großem Umfang gegeben – zumindestens in der Theorie. So kommt die TNO [40] im Rahmen einer für die DG XVII der EU-Kommission erstellten Studie zu einem möglichen Marktvolumen an Ersatzbrennstoffen für die Europäische Union von 80 Mio. t/a. Dabei ist aber zu beachten, dass sich Sonderabfälle in Konkurrenz zu der Verwertung von Ersatzbrennstoffen aus Gewerbe- und Haushaltsabfällen insbesondere bei Zementwerken entwickeln werden.

Als Verwertungsmöglichkeiten kommen insbesondere auch Stoffumwandlungsprozesse zur Anwendung, bei denen sich die Frage der Anreicherung im Erzeugnis stellt.

3.2.7 Zukünftige Entwicklung

Derzeit ist absehbar, dass es in den nächsten Jahren ein wachsendes Angebot an Ersatzbrennstoffen bzw. Abfällen zur thermischen Verwertung geben wird. Die Entwicklung prägende Daten sind die neue Gewerbeabfallverordnung, die Entscheidung des EuGH in der Rechtssache C-458/00 [16] und die AbfAbIV.

- Die zum 1.1.2003 in Kraft getretene Gewerbeabfallverordnung soll dafür Sorge tragen, dass die etwa 3 bis 5 Mio. t/a an hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen, die bislang in die Scheinverwertung gelangten, nunmehr ordnungsgemäß und schadlos verwertet oder beseitigt werden. In beiden Fällen besteht Bedarf an thermischen Anlagen: zur energetischen Verwertung und zur thermischen Behandlung vor Deponierung.
- Gemischte Gewerbeabfälle können derzeit zur Erfüllung der Verwertungsquoten noch auf MVAs als energetische Verwertungsanlagen zurückgreifen. Die Entscheidung des EuGH in der Rechtssache C-458/00 [16] könnte dazu führen, dass dies zukünftig nicht mehr zulässig ist.
- Die AbfAbIV beendet spätestens zum 1.6.2005 die Ablagerung von unbehandelten Restabfällen und auch hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen auf Deponien. Die Abtrennung von Heizwertträgern ist zwingend vorgeschrieben. Für diese sind entsprechende Verwertungs- oder Behandlungsmöglichkeiten zu finden.

Derzeit ist nicht absehbar, wie der Markt auf dieses sich entwickelnde Überangebot an Ersatzbrennstoffen reagieren wird. Als große Imponderabilie erweist sich dabei die EU-Erweiterung zum 1.5.2004. Mit dem EU-Beitritt werden die Binnengrenzen zu den neuen EU-Staaten fallen. Nach Keinhorst [41] könnte eine Sogwirkung für Abfallströme aus Deutschland und anderen Mitgliedsstaaten mit hohen Standards in der Abfallwirtschaft ausgelöst werden, wenn parallel zu et-

waigen Übergangsregelungen, die zeitweise die Beibehaltung niedrigerer Umweltstandards in den Beitrittsländern zulassen würden, keine Ausgleichsregelungen getroffen würden. „Die Folgen wären in den Beitrittsländern die Verschlechterung der Umweltsituation und in den Mitgliedsstaaten eine nachteilige Wettbewerbsverzerrung für die Abfallwirtschaft durch Entzug von Abfällen aus mit dem Gemeinschaftsrecht in Einklang stehenden Anlagen.“

Für die nahe Zukunft sind Entwicklungen wahrscheinlich, bei denen ein großer Anteil der zu entsorgenden Abfälle – Hausmüll, Gewerbeabfall, ggf. auch besonders überwachungsbedürftige Abfälle – oder aus ihnen gewonnene Ersatzbrennstoffe in Industrieanlagen und Kraftwerken energetisch verwertet werden wird.

Würden sich derartige Entwicklungen durchsetzen, wären sie mit hoher Wahrscheinlichkeit auch längerfristig von Bestand. In diesen Entwicklungsszenarien ist daher die eingangs problematisierte Frage – Verfügbarkeit der in Erzeugnissen, Abfällen zur Verwertung oder daraus gewonnenen Erzeugnissen angereicherten Schadstoffe von großer Relevanz.

In welchem Umfang diese theoretische Einschätzung insbesondere für die Mitverbrennung in Industrieanlagen technisch realistisch ist, soll im folgenden Kapitel 4 untersucht werden. Mit Blick auf die Fragestellung der Anreicherung im Erzeugnis sollen hier die Industrieanlagen vertieft betrachtet werden, deren Erzeugnis oder Rückstand in eine umweltoffene Anwendung gelangt:

- Zementwerke
- Kraftwerke.

4. Technische Anforderungen und Entwicklungspotenzial der Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen aus Restabfall in Zement- und Kraftwerken

Die Mengenabschätzungen über Abfallmengen für die thermische Behandlung und energetische Verwertung in Kapitel 3.1 stellen theoretische Berechnungen dar. Ob diese Zahlen auch unter praktischen Bedingungen eintreten werden, hängt insbesondere von vielen wirtschaftlichen Randbedingungen wie Angebot und Nachfrage, Marktpreisen für langfristige Vertragsbindungen und Preise auf dem Spotmarkt ab. Auf die Auswirkungen der EuGH-Entscheidung bezüglich eines Verwerterstatus von MVAs wurde bereits in den Abschnitten 3.1.1 und 3.2.1 hingewiesen. Aber auch technische Probleme wie z.B. Chlorkorrosion und Anforderungen wie z.B. maximaler Störstoffgehalt sind zu lösen.

So stellen die verschiedenen potenziellen Einsatzbereiche auch unterschiedliche, zum Teil recht hohe Anforderungen an die Beschaffenheit der Ersatzbrennstoffe.

Im Folgenden werden zunächst die Anforderungen beschrieben, die sich für die jeweiligen Einsatzbereiche der Abfallmitverbrennung ergeben.

Es ist zu unterscheiden zwischen den Anforderungen an Ersatzbrennstoffe, die sich aus der Betriebstechnik ergeben, und denen, die sich aus dem Immissionschutz ableiten.

Zu den betriebstechnischen Anforderungen gehören insbesondere Fragen der Applikation des Brennstoffes. Je nach Einsatzbereich ist es nicht ganz einfach, den Ersatzbrennstoff in den Feuerraum so einzubringen, dass keine betrieblichen Probleme auftreten. Weiter stellt häufig der Prozess selbst betriebstechnischen Anforderungen. So sind Korrosionsprobleme zu vermeiden, die Reisezeiten der Aggregate dürfen nicht verkürzt und die Abgasreinigungseinrichtungen dürfen in ihrer Leistungsfähigkeit nicht beeinträchtigt werden.

Anforderungen aus immissionsschutzrechtlichen Gründen berühren insbesondere Fragen der in den Betriebsgenehmigungen festgelegten Reingasgrenzwerte. Aber auch Anforderungen an die erzeugten Reststoffe können betroffen sein.

In diesem Kapitel wird der heutige Stand der Diskussion in konzentrierter Form zusammengefasst. Nicht eingeflossen sind die zusätzlichen Anforderungen, die sich aus einer Anwendung der in Kapitel 2 beschriebenen Rechtsnorm des § 5 Abs. 5 Pkt. 4 des KrW-/AbfG ergeben würde. Die Frage der Schadstoffanreicherung im Erzeugnis wird in den Kapiteln 5.3 bis 5.4.3 diskutiert.

4.1 Zementwerke

4.1.1 Verfahrensüberblick und technischer Standard

Weltweit stehen zur Zementklinkerproduktion drei Verfahren zur Verfügung. Je nach Aufbereitung des Rohmehls wird zwischen dem Nass-, dem Halbtrocken- und dem Trockenverfahren unterschieden.

Das Nassverfahren ist das älteste Verfahren zur Herstellung von Zementklinker. Das Rohmehl wird in Schlammform entweder direkt einem langen Drehrohröfen mit integriertem Trockner/Vorwärmer (traditionelles Verfahren) oder nach einer Schlammrocknung einem Zyklonvorwärmerofen (modernes Nassverfahren) zugeführt. [42]. Da der Wasseranteil der Schlämme – etwa 28 – 43 % – verdampft werden muss, benötigt das traditionelle Nassverfahren gegenüber dem Trockenverfahren deutlich mehr an thermischer Energie. In Deutschland wird es nicht mehr eingesetzt. In Europa hat es nach CEMBUREAU [43, S. 13] nur noch 6 % Anteil an der Klinkerproduktion.

In Deutschland werden ~85 % des Zementklinkers nach dem Trockenverfahren in Drehrohröfen mit Zyklonvorwärmern erzeugt. Moderne Zyklonvorwärmer sind neben der Primärfeuerung zusätzlich mit einer Sekundärfeuerung mit besonderem Brennraum – dem Calcinator – ausgestattet. Die Klinkerkapazität deutscher Zementwerke mit Zyklonvorwärmeröfen mit ($n = 32$) oder ohne Calcinator ($n = 13$) beträgt 71.300 und 34.800 t/d und ihr Anteil an der Gesamtklinkerkapazität in Deutschland damit etwa 85 % [42]. An zweiter Stelle ($n = 18$) folgen die Drehrohröfen mit Rostvormwärmern, die Lepol-Öfen, mit einer Klinkerkapazität von 18.610 t/d (14,7 %).

Beim Trockenverfahren werden die Rohmaterialien – Kalk (CaCO_3), Sand (SiO_2), Ton (Al_2O_3) und Eisen (Fe_2O_3) – zunächst in einer Mahltrocknung getrocknet und staubfein aufgemahlen. Das so entstandene Rohmehl wird im Zyklonvorwärmer oben aufgegeben und im Gegenstrom unter Nutzung der Energie der Abgase des Drehrohrofens auf etwa 850 bis 1.000°C aufgeheizt, dabei getrocknet, entwässert und das CO_2 aus dem Kalkstein (CaCO_3) ausgetrieben. Der Vorgang der Entsäuerung des Calciumcarbonats wird auch als Calcinierung und eine als Brennraum ausgelegte Gasleitung zwischen Drehrohrofens und die untere Stufe des Zyklonvorwärmers als Calcinator bezeichnet.

Zur Unterstützung der Vorwärmung und insbesondere der Calcinierung, die überwiegend in den unteren Zyklonstufen abläuft, können zusätzliche Brennstoffe über die Sekundärfeuerung zugeführt werden.

Im Anschluß daran wird das aufgeheizte Rohmehl (Heißmehl) bei 1.000°C dem Drehrohrofen aufgegeben und durch dessen Rotation durch den Ofen transportiert. Dabei wird es innig vermischt, und über einen mehrstufigen Reaktionsprozess entsteht der Zementklinker. Am Ofenauslauf befindet sich die Primärfeuerung. Durch deren über 2.000°C heiße Verbrennungsgase wird der Klinker bei 1.450°C fertiggebrannt, wobei verschiedene Klinkermineralphasen entstehen. Diese befinden sich noch in einem instabilen hochreaktiven Zustand und müssen schnell abgekühlt werden. Dies passiert in der Vorkühlzone am Ende des Drehrohrofens sowie im Klinkerkühler. Anschließend wird der Zementklinker unter Zusatz von u.a. Calciumsulfat (Gips/Anhydrit) und/oder REA-Gips zu Zement gemahlen.

Die Abgasreinigung besteht bei Zementwerken in der Regel nur aus einer Staubabscheidung. Ein Großteil der persistenten Schadstoffe der Ofenabgase wie Schwermetalle lagert sich im Vorwärmer und in der Mahltrocknung an das kalkhaltige Rohmehl an, das somit wie eine trockensorptive Rauchgasreinigung fungiert. Der mit dem Ofenabgas ausgetragene Rohmehlstaub wird über Staubfilter abgeschieden und zur Rohmehlmahlanlage zurückgeführt und anteilig auch zur Zementmühle geführt. Im Verbundbetrieb wird das Abgas nach dem Vorwärmer zum Trocknen des Mahlgutes verwendet und anschließend entstaubt. Im Direkt-

betrieb ist die Rohmühle außer Funktion, das Abgas wird im Verdampfungskühler mit Wasser gekühlt und direkt der Entstaubungsanlage zugeführt.

Die Herstellung von Zementklinker ist ein energieintensiver Prozess. Elektrische Energie wird vor allem für die Rohmaterialaufbereitung (~ 35 %), für das Brennen und Kühlen des Klinkers (~ 22 %) und für die Zementmahlung (~38%) verwendet. Brennstoffenergie wird im Wesentlichen für das Brennen des Klinkers und für die Sekundärfeuerung für die Vorwärmung und Calcinierung benötigt. Zur Herstellung einer Tonne Zement wurden in deutschen Zementwerken im Jahr 2001 durchschnittlich 2.790 MJ Brennstoffenergie und 99,8 kWh elektrische Energie eingesetzt [44, S. 12].

4.1.2 Anforderungen an Ersatzbrennstoffe im Zementwerk

Bei der Mitverbrennung in Zementwerken ist zwischen Primär- und Sekundärfeuerung zu unterscheiden. Für die Primärfeuerung sind aufgrund der hohen Temperaturen, die erreicht werden müssen, Brennstoffe mit hohen Heizwerten erforderlich. Die Zementwirtschaft nennt hier Mindestheizwerte im Bereich größer 18.000 oder gar größer 20.000 MJ/t Ersatzbrennstoff, Härdtle [45, S. 39] gibt größer 15.000 MJ/t an. Unterhalb dieses Heizwertbandes verringert sich das Energieaustauschverhältnis deutlich unter 1, wodurch der Bedarf an Regelbrennstoff – zumeist Braunkohle oder Steinkohle – steigt [46]. Außerdem muss der Ersatzbrennstoff blasfähig sein, das bedeutet Korngrößen im Bereich von 10 bis 30 mm. Bei festen Abfällen oder Ersatzbrennstoffen ist daher eine aufwendige Zerkleinerung und Mahlung erforderlich.

Im Zementwerk Rüdersdorf wurde bei der neuen Ofenlinie 5 – Trockenverfahren mit fünfstufigem Zyklonvorwärmer und Calcinator –, die Ende August 1995 in Betrieb ging, erstmals in einem Zementwerk eine zirkulierende Wirbelschicht integriert [47, 48]. In dieser werden Reststoffe mit vergleichsweise niedrigem Heizwert und hohen Mineralanteilen wie beispielsweise Nass-Aschen und organisch belastete mineralische Reststoffe gemeinsam mit Ersatzbrennstoffen, wie z.B. Leichtfraktionen aus Produktionsabfällen, Sortierresten oder Abfällen aus Sammlungen, deren wesentliche Bestandteile Papier, Pappe, Kunststoffe, Folien oder Holz sind, unterstöchiometrisch verbrannt. Das entstehende Schwachgas wird dem Calcinator als Brennstoff zugeführt, die ausgebrannte Asche wird zur Rohmühle transportiert und dort dem Rohmehl zudosiert [49].

Für den Einsatz in der Sekundärfeuerung sind keine Anforderungen an einen Mindestheizwert bekannt, Härdtle [45, S. 39] gibt größer 8.000 bis 11.000 MJ/t an. Außerdem kann das Material deutlich gröber sein als für die Primärfeuerung. Beim Einsatz von Ersatzbrennstoffen in der Sekundärfeuerung ist auf die Vollständigkeit der Verbrennungsführung kritisch hinzuweisen (CO, Unverbranntes).

Da Störstoffe, beispielsweise Metallteile, zu Störungen des gesamten Prozesses bis hin zur Abschaltung der Anlage führen können, ist der Ersatzbrennstoff von Störstoffen zu befreien. Daher hat diese Anforderung eine hohe Priorität.

Weiter stellt der Prozess auch Anforderungen an die Belastung des Ersatzbrennstoffes mit Schadstoffen, insbesondere Quecksilber, Chrom und Chlor/Chlorid. Chrom bzw. Chromat führt zu Arbeitsschutzproblemen beim Umgang mit Zement [50]. Chlorid kann im Klinkerbrennprozess zu betrieblichen Problemen führen. Quecksilber als flüchtiges Schwermetall kann zu Problemen bei der Einhaltung der zulässigen Emissionsgrenzwerte im Reingas führen. Bei Einsatz von Regelbrennstoff sind die Regelungen der TA Luft maßgeblich. Bei Einsatz von Ersatzbrennstoffen gelten zusätzlich die Bestimmungen der 17. BImSchV, vgl. Tab. 6.

Tab. 6: Emissionsgrenzwerte für Zementwerke bei Einsatz von nicht gefährlichen Abfällen und daraus erzeugten Ersatzbrennstoffen – hier Quecksilber – in mg/Nm³ (tr., 10 % O₂)

Anteil Ersatzbrennstoff an der Feuerungswärmeleistung		Grenzwert nach	Tagesmittelwert	Halbstundenmittelwert
		1	2	3
< 25 %	1	TA Luft	0,05	0,1
25 – 50 %	2	17. BImSchV Anhang II.1	auf Antrag ^① : 0,05	auf Antrag ^① : 0,1
> 50 %	3	17. BImSchV § 5 Abs. 1	0,03	0,05
50 – 60 % ^② :	4	17. BImSchV Anhang II.1	auf Antrag ^① : 0,05	auf Antrag ^① : 0,1

① Genehmigungsfähig, wenn eine Überschreitung des Tagesmittelwertes von 0,03 oder des Halbstundenmittelwertes von 0,05 mg/m³ auf den Quecksilbergehalt der Rohstoffe zurückzuführen ist.

② Sonderregelung 50 – 60 %, wenn die Abfälle oder Ersatzbrennstoffe, die zu einem zusätzlichen Anteil an der Feuerungswärmeleistung größer 50 % beitragen, einen H_u des brennbaren Abfalls von mindestens 20.000 MJ/t aufweisen.

Faulstich [51] nennt als stoffliche Voraussetzung für den Einsatz von Ersatzbrennstoffen im Zementprozess einen Chlorgehalt kleiner 1 %, einen Quecksilbergehalt von kleiner 0,02 mg/MJ und einen Chromgehalt kleiner 3,7 mg/MJ. Unter ökologischen Gesichtspunkten hält er zudem eine Anpassung der technischen Voraussetzungen an den geänderten Anlageninput wie Erweiterung der Rauchgasreinigung mit Katalysator (SCR), Gewebe- oder Aktivkohlefilter für erforderlich [51].

Tab. 7 gibt die Genehmigungswerte für Schwermetalle für die energetische Verwertung von Ersatzbrennstoffen im Zementwerk Rüdersdorf wieder. Der Genehmigungswert für Chlor beträgt das Anderthalbfache der von Faulstich empfohlenen Konzentration. Nur Ersatzbrennstoffe, die einen H_u TS größer 27.000 MJ/t aufweisen, halten den empfohlenen Chromwert ein. Den empfohlenen Quecksilberwert halten nur Ersatzbrennstoffe mit einem H_u TS größer 75.000 MJ/t ein; diesen Heizwert erreicht nicht einmal Erdöl.

Die für das Zementwerk Rüdersdorf genehmigten Schadstoffgehalte in Ersatzbrennstoffen können auch, wie Tab. 7 zeigt, von unbehandeltem Restabfall eingehalten werden.

Tab. 7. Vergleich der Genehmigungswerte für Ersatzbrennstoffe im Zementwerk Rüdersdorf mit Schwermetallgehalten in Restabfällen

			Genehmigungswerte [49, S. 26]	Systemmüll 2001, Morf et al. [52]	Restmüll, angeliefert an 4 deutschen MVAs und 1 MBA, 1995/96, El Dawi et al. [53]		
					Min	Max.	Mittel
		1	2	3	4	5	6
Chlor	1	% TS	1,5	0,49	-	-	-
Arsen	2	mg/kg TS	20	-	8	13	10
Blei	3	mg/kg TS	250	443	38	54	45
Cadmium	4	mg/kg TS	10	9,6	3	7	5
Chrom	5	mg/kg TS	100	-	28	40	35
Kupfer	6	mg/kg TS	1.000	400	79	146	107
Quecksilber	7	mg/kg TS	1,5	1,3	0,26	0,32	0,28
Thallium	8	mg/kg TS	5	-	-	-	-

Beim Einsatz unaufbereiteter gemischter Siedlungsabfälle würden aber unabhängig von deren Anteil an der Feuerungswärmeleistung im Zementwerk die Emissionsgrenzwerte der 17. BImSchV für Verbrennungsanlagen gelten. Dies dürfte insbesondere bei Staub und NO_x ein Problem darstellen. Die Tagesmittelwerte der 17. BImSchV für Verbrennungsanlagen betragen 10 mg Staub/m³ und 200 mg NO_x/m³, in Rüdersdorf wurden bei Einsatz von Sekundärroh- und -brennstoffen im Mittel 16 mg Staub/m³ und 470 mg NO_x/m³ gemessen [49, S. 20].

4.2 Kraftwerke

Die Anforderung an den Heizwert von Ersatzbrennstoff, der im Kraftwerksprozess eingesetzt werden soll, ist eher geringer als bei Zementwerken – Braunkohle z.B.

hat einen H_u roh von 8.650 bis 10.000 MJ/t – und resultiert aus § 6 Abs. 2 Zif. 1 KrW-/AbfG, d.h. er muss mindestens 11.000 MJ/t betragen.

Da die Kraftwerke auf chlorarme Regelbrennstoffe (kleiner 0,1 %) ausgelegt sind, muss das Problem der Chlorkorrosion berücksichtigt werden. Der Weg des Chlors wird ganz wesentlich vom Anteil der Alkaliverbindungen bestimmt, die mit dem Ersatzbrennstoff in den Prozess eingebracht werden. Hierüber sind nur wenig Informationen verfügbar. Bei der Abkühlung der Verbrennungsgase kondensieren Alkalichloride auf den Heizflächen des Dampferzeugers und erhöhen die Korrosionspotenziale der Regelbrennstoffe erheblich [54]. So scheinen aus feuerungstechnischer Sicht Konzentrationen von deutlich unter 1 % Chlor im Ersatzbrennstoff erforderlich.

- Für Wirbelschichtfeuerungen wird ein maximaler Chlorgehalt kleiner 1,0 % genannt [51].
- Nach Untersuchungen am österreichischen Wärmekraftwerk St. Andrä, das über eine Kohlestaub-Tangentialfeuerung mit integriertem Biomasserost verfügt und als Regelbrennstoff Steinkohle einsetzt, darf, um eine Korrosion zu verhindern, die am Rost aufgegebene Brennstoffmischung nicht mehr als 0,15 Gew.-%_{wasserfrei} Chlor enthalten, und die Einzelfraktion darf maximal 0,2 Gew.-%_{wasserfrei} Chlor aufweisen [55].

Hinsichtlich Quecksilber stellen sich die Randbedingungen und Reingasproblematik ähnlich wie für den Zementprozess.

Zusätzlich können die Schwermetalle Arsen oder Thallium ein Problem für die Abgasreinigung darstellen. Bei der Verbrennung von Kohle entstehen Stickoxide (NO_x), die bei der selektiven katalytischen Reduktion (SCR) unter Zuführung von Ammoniak (NH₃) am Katalysator zu Stickstoff (N₂) reduziert werden. Arsen und Thallium sind Katalysatorgifte: Sie lagern sich direkt an die aktiven Zentren, wodurch diese unwirksam werden.

Für den Einsatz in Kraftwerken hängen die physikalischen Anforderungen an den Ersatzbrennstoff von der Art der Feuerungsanlage ab. Da in Kraftwerken nur homogene Brennstoffe eingesetzt werden können, müssen feste Ersatzbrennstoffe zerkleinert und ausreichend mit den Regelbrennstoffen vermischt werden.

- **Staubfeuerung**

Die Staubfeuerung stellt die höchsten Anforderungen an die stoffliche Beschaffenheit der Ersatzbrennstoffe. Staubfeuerungsanlagen (Trockenfeuerung und Schmelzkammer) verbrennen eine auf 0,03 bis 0,05 mm aufgemahlene Kohle. Die Anforderung an die Aufbereitung und direkte Dosierung von Siedlungsabfällen liegt daher im Bereich von mindestens 5 mm oder darunter, je nach Anlagentechnik und Brennverhalten. Diese Vorgabe ist im Allgemeinen relativ schwer umsetzbar, weil sie erhebliche Anforderungen an die Mühlentechnik stellt, z.B. ist

eine ausreichende Kühlung erforderlich, damit die Kunststoffanteile nicht aufschmelzen [56, S. 85]. In Braunkohle-Staubfeuerungen werden die Ersatzbrennstoffe der Kohlemühle zugegeben, bei Steinkohle-Staubfeuerungen sind nach Härdtke umfangreiche Vorbehandlungen, z.B. in Form einer Pyrolyse erforderlich [45, S. 40].

Beim Einsatz von Ersatzbrennstoffen in Staubfeuerung ist die Vollständigkeit der Verbrennung kritisch zu sehen. Für die Staubfeuerung (trocken) stellt die Flugasche mit 85 % den mit Abstand mengenmäßig wichtigsten Outputpfad dar. Einer der wichtigsten Verwertungswege für Flugaschen aus dem Kraftwerksbereich ist die Verwendung im Bereich der Bauindustrie. Dieses Material wird bei der Herstellung von Zement als Zuschlagstoff (künstliche Puzzolane) eingesetzt. Der Aschezusatz kann je nach Zementart und Qualität 10 bis 20 % betragen [56].

Die Anforderungen an Flugaschen aus Kohlekraftwerken, die für die Betonherstellung eingesetzt werden dürfen, sind im Detail in der DIN EN 450 [57, 58] sowie Richtlinie des Ausschusses für Stahlbeton: Verwendung von Flugaschen nach DIN EN 450 sowie Entwurf der DIN EN 197-1 geregelt. Hiernach werden Flugaschen als aus der Verbrennung von Anthrazit oder gemahlener Steinkohle stammender feinkörniger Staub bezeichnet. Nach dieser Definition wären Flugstäube aus der Abfallmitverbrennung für die Verwertung in Zementwerken ausgeschlossen.

Flugaschen aus der Staubfeuerung werden heute als hydraulischer Zuschlagstoff für Spezialzemente eingesetzt, wodurch die Kraftwerksbetreiber Einnahmen erzielen. Ist die Mitverbrennung der Ersatzbrennstoffe nicht vollständig erfolgt, können Reste an Unverbranntem in der Flugasche auftreten. Die „Unschädlichkeit“ von Flugaschen nach EN 450 ist u.a. bei einem Glühverlust kleiner oder gleich 5 Massenprozent und einem Chlorgehalt kleiner oder gleich 0,1 Massenprozent gegeben. Reste an Unverbranntem können daher zur Folge haben, dass diese Verwertungsmöglichkeit nicht mehr zugänglich ist. Aus dem gleichen Grund ist auch der Eintrag von Chlor in den Kraftwerksprozess zu begrenzen.

- Schmelzkammerfeuerung

Die Schmelzkammerfeuerung stellt zwar nicht ganz so hohe Anforderungen an die Stückigkeit und Störstofffreiheit des Ersatzbrennstoffes; die Anforderungen begründen sich schwerpunktmäßig aus der verwendeten Applikationstechnik. Daher ist also auch in diesem Fall von einem feinkörnigen, störstoffbefreiten und homogenen Material auszugehen.

- Wirbelschichtfeuerung

Bei der Wirbelschichtfeuerung können je nach Technik Ersatzbrennstoffe eingesetzt werden, die eine Stückigkeit von bis zu 100 mm aufweisen. Als Anlagenbei-

spiel kann die Wirbelschichtfeuerung in Lenzing (A) genannt werden, die vollständig mit Ersatzbrennstoffen betrieben werden kann.

4.3 Technische Möglichkeiten der Ersatzbrennstoffaufbereitung

Ob die in Kapitel 3.2 abgeschätzten theoretischen Verwertungspotenziale auch praktisch realisiert werden können, stellt eine entscheidende Frage dar. Die Antwort hängt insbesondere auch davon ab, ob es gelingt, mittels Aufbereitungstechnik die Anforderungen der abnehmenden Verwerteranlage an den Input mit einem wirtschaftlich – Kosten – und ökologisch vertretbaren Aufwand – z.B. Energie- und Stoffaufwand – zu erfüllen.

Die Abschnitte 4.1 und 4.2 haben gezeigt, dass die Anforderungen an Ersatzbrennstoffe sehr unterschiedlich ausfallen. Sie sind schwerpunktmäßig nach den Randbedingungen ausgelegt, die der Verwertungsprozess selbst vorgibt.

Anforderungen, die sich aus Umweltsicht (immissionsschutzrechtlich) ableiten, sind nur für das Element Quecksilber, ggf. Chlor und Schwefel, relevant. Anforderungen aus der beschriebenen Rechtsnorm Anreicherung im Erzeugnis spielen bis dato keine Rolle.

Dennoch führt das beschriebene Anforderungsprofil an Ersatzbrennstoffe dazu, dass nur aufbereitete Abfälle für den Einsatz in Zementwerken und Kraftwerken geeignet sind. Heizwertreiche Abfälle oder MBA-Fraktionen können in der Regel nicht ohne weitere Aufbereitung energetisch verwertet werden. Tab. 8 gibt einen Überblick über die Anforderungen, die die verschiedenen Verwertungswege an Sekundärbrennstoffe stellen, und die für die Einhaltung dieser Qualitäten durchzuführenden Aufbereitungsschritte [59, S. 554].

Keine dieser Qualitäten erfordert die Einhaltung von Schadstoffobergrenzen oder eine gezielte Schadstoffabreicherung.

In den vergangenen Jahren hat auf dem Sektor der Aufbereitungstechnik ein deutlicher Entwicklungsschub stattgefunden. Die heute verfügbaren Aggregate sind deutlich leistungsfähiger und trennschärfer als ihre Vorläufer vor wenigen Jahren. Für sehr viele der beschriebenen Anforderungen sind technische Lösungen vorhanden oder zeichnen sich ab [60]. Die Aufbereitung z.B. der hochkalorischen MBA-Fraktion(en) zu Ersatzbrennstoffen gemäß den Spezifikationen des Abnehmers ist heute ohne weiteres möglich.

Die Wirtschaftlichkeit wird entscheiden, ob sich der eine oder andere Weg zukünftig stärker durchsetzen wird, um die genannte Entsorgungslücke zu schließen. Es wird nicht die Technik sein, so das Fazit dieses Kapitels, die dazu führen

wird, dass sich die heute gegebenen Alternativen auf eine der beiden grundsätzlichen Möglichkeiten verengen.

Tab. 8: Hauptqualitäten von Sekundärbrennstoffen und Verwertungswege [59, S. 554]

		Anforderung	Aufbereitungsschritte	Verwertungsweg
		1	2	3
Qualität 1 Durch Siebung abgetrennte Fraktion aus Haus- und Gewerbeabfällen (heizwertreiche MBA-Fraktion)	1	Heizwert > 11.000	ggf. Ausschluss ungeeigneter Inputströme	Müllverbrennungsanlagen mit Verwerterstatus, Pyrolyseanlagen u.a.m.
	2	ggf. Korngröße, z.B. < 300 mm	Nachzerkleinerung, Siebung	
Qualität 2	3	Schwerstoffentfrachtet	Sichter (Windsichter, Setzherd etc.)	Wirbelschichtanlagen (Verbrennungsanlagen, Zementwerk Rüdersdorf), Hochofen
	4	Metallfreiheit	Fe-/NE-Scheider	
	5	Größtkorn 20 bis 50 mm	Feinzerkleinerung (Schneidmühle, Granulatoren)	
Qualität 3	6	Definierte, geringe Korngröße (z.B. < 20 mm) zur Verbesserung des Transportverhaltens (rieselfähig, flugfähig); realisierbar durch Anpelletierung	Pelletierung	Zementwerke, Braunkohlekraftwerke
Qualität 4	7	Definierter (hoher) Heizwert	Trocknung (Trommel-, Band-, Etagentrockner, ggf. biologische Trocknung vor der Aufbereitung)	Zementwerke
Qualität 5	8	Brennstoff in kompakter Form mit definierten Anforderungen	Pelletierung, ggf. Brikettierung	SVZ Schwarze Pumpe

Eine genauere Analyse der Ökonomie der energetischen Verwertung von MBA-Ersatzbrennstoffen kann an dieser Stelle nicht geleistet werden, dafür wird auf eigene detaillierte Untersuchungen verwiesen [61, 62, 63, 64].

Die Abfallmitverbrennung wird angesichts der zu erwartenden Entsorgungslücke für die heizwertreichen Abfälle und daraus gewonnenen Fraktionen zukünftig ein umfassendes Thema für die abfallrechtliche Praxis in Deutschland darstellen. In diesem Rahmen wird auch von Bedeutung sein, wie die analysierte Rechtsnorm des § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG – Anreicherung im Erzeugnis – ausgelegt und ausgestaltet wird.

4.4 Schlußfolgerungen zu Anforderungen an und Entwicklungspotenzial der Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen

Heute gibt es grundsätzlich umfängliche technologische Möglichkeiten, aus Restabfall und heizwertreichen MBA-Fraktionen Ersatzbrennstoffe entsprechend den jeweils gegebenen Anforderungen herzustellen. Daher kann die Entwicklungsoption MBA (Splitting-, Stabilisierungs- und rein mechanische Aufbereitungsanlagen) und Abfallmitverbrennung für die Schließung der Entsorgungslücke von 4 bis 8 Mio. t/a ganz oder zumindestens weitgehend eintreten bzw. genutzt werden. Somit ist das Gegenargument in der kritischen Diskussion um die Beachtung der Schutznorm des § 5 Abs. 5 Pkt. 4 des KrW-/AbfG, die Abfallmitverbrennung spiele mengenmäßig nur eine geringe Rolle, zu hinterfragen. Es sind Szenarien bzw. Prognosen denkbar und technisch sowie politisch nicht unwahrscheinlich, in denen die Abfallmitverbrennung der MBA-Ersatzbrennstoffe eine hohe Bedeutung hat. Weiter sind Szenarien denkbar, in denen die Abfallmitverbrennung für die genannten Prozesse, insbesondere Zementwirtschaft, die wesentliche energetische Versorgung darstellen. Daher ist die Ausgestaltung der Rechts- bzw. Schutznorm des § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG zukünftig von größerer Bedeutung, wenn sich aus ihr zusätzliche Anforderungen an Ersatzbrennstoffe ergeben würden – über das hinaus, was sich aus betrieblicher Sicht und aus der Sicht des Immissionsschutzes heraus stellt.

Daher soll im Folgenden untersucht werden, mit welchen Methoden die Frage der Schadstoffanreicherung in Erzeugnissen geprüft und reglementiert werden kann. In einem zweiten Schritt ist zu untersuchen, welche praktischen Ergebnisse aus einer Anwendung dieser Methode zur Ausgestaltung der Rechtsnorm resultieren.

5. Die Stoffflussanalyse – eine wissenschaftliche Methode zur Anwendung der Rechtsnorm des § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG – Anreicherung von Schadstoffen im Erzeugnis

Es stellt sich die Frage, wie die in Kapitel 2 abgeleitete Auslegung des § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG wissenschaftlich und methodisch geprüft werden kann. Im Unterschied zu den für ökologische Analysen ansonsten heranzuziehenden Methoden wie die Ökobilanz [65] stellen sich für diese Problematik die Frage der Bilanzierung der Frachten. Es ist zu prüfen, ob sich beispielsweise durch eine Abfallmitverbrennung in einem Stoffumwandlungsprozess eine Erhöhung an Fracht oder Konzentration an Schadstoffen in Erzeugnissen ergibt oder ergeben wird. Daher sind Bilanzuntersuchungen über Messprogramme ebenso ein möglicher Prüfungsweg wie Prognoseberechnungen über die Modellierung eines Prozesses. Für die im Folgenden durchzuführenden Verfahrensbilanzierungen existiert eine erprobte Methode – die Stoffflussanalyse –, die 1991 von Baccini und Brunner [66] eingeführt und von Fehring et al. [67] sowie Rechberger [68] weiterentwickelt wurde.

Die Stoffflussanalyse wurde von der Autorin bereits mehrfach erfolgreich für abfallwirtschaftliche Fragestellungen angewandt [38, 69, 70, 71, 72].

5.1 Grundlagen der Stoffflussanalyse (SFA)

Die Methode der Stoffflussanalyse wird kurzgefasst dargestellt. Für weitergehende Fragen wird auf die Literatur [66, 67, 68] verwiesen. Die Stoffflussanalyse beschreibt die Massenflüsse, wie sie in ein System ein- und austreten. Es gilt folgende Nomenklatur:

- Unter einem **Prozess** wird eine konkrete verfahrenstechnische Anlage verstanden. Das kann eine Abfallbehandlungsanlage sein, aber auch eine technische Produktionsanlage, in der Abfälle verwertet werden sollen, wie z.B. ein Zementwerk oder ein Kraftwerk.
- Ein **System** besteht aus einer Kombination technischer Verfahrensprozesse einschließlich der räumlichen und zeitlichen Systemgrenzen (siehe Bild 1 und Bild 2). Ein System ist beispielsweise eine mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlage mit anschließender energetischer Verwertung von aus den Abfällen erzeugten Brennstoffen in einem Kraftwerk oder Zementwerk.
- Die **Inputgüter** von Prozessen und Systemen sind Abfälle, eventuell mineralische Güter wie Kalkstein, ggf. Regelbrennstoffe, eventuell sonstige Betriebsmittel und Verbrennungsluft.
- Die **Outputgüter** des Systems sind Produkte/Erzeugnisse, Emissionen und ggf. Abfälle.

- **Stoffe** im Sinne der vorgestellten Methode sind Elemente wie z.B. Cadmium, Thallium, Quecksilber oder Verbindungen wie HCl oder HF. Nichtstoffliche Ströme wie z.B. elektrische Energie oder Wärme sind nicht berücksichtigt, da sie nicht im Rahmen einer SFA, sondern einer Energiebilanz betrachtet werden.
- Der **Transferfaktor** (synonym: Transferkoeffizient) eines Stoffes in ein Umweltmedium – Luft, Wasser, Boden – oder in das beabsichtigte Produkt ist der Quotient aus dem Stofffluss im betreffenden Outputgut und jenem im Abfallinput.
 - Der Transferfaktor Reingas gibt den relativen Anteil des in einen Prozess eingetragenen Stoffes an, der in die Atmosphäre abgegeben wird.
 - Der Transferfaktor Produkt/Erzeugnis gibt den relativen Anteil des in einen Prozess eingetragenen Stoffes an, der in das Produkt/Erzeugnis gelangt.
 - Der Transferfaktor Abwasser gibt den relativen Anteil des in einen Prozess eingetragenen Stoffes an, der in das Abwasser gelangt.
- Der Transferfaktor Schlacke/Asche gibt den relativen Anteil des in einen Prozess eingetragenen Stoffes an, der in die Schlacke/Asche gelangt.

Die Transferfaktoren sind prozessspezifische Kenngrößen und zudem von der Betriebsweise der jeweiligen Anlage abhängig.

Bei der Durchführung der Stoffflussanalyse wird das untersuchte System in der Regel als black box betrachtet. Ein mehr oder weniger definierter Input wird in einen Prozess eingebracht und auf einen oder mehrere Outputströme verteilt. Der Eintrag in ein zu betrachtendes System und dessen Austräge werden quantitativ erfasst, beispielsweise als Fracht eines Stoffes X in Menge je Zeiteinheit [kg/h] oder je Volumeneinheit [mg/m³]. Im Beispiel von Bild 1 finden sowohl der Eintrag als auch der Austrag nur über einen Pfad statt. In der Praxis sind die Fälle in der Regel komplexer, wie Bild 2 schematisch am Beispiel eines Kohlekraftwerkes zeigt.

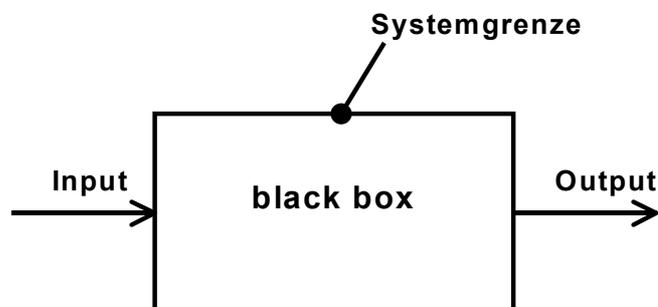


Bild 1: Grundmodell der Stoffflussanalyse

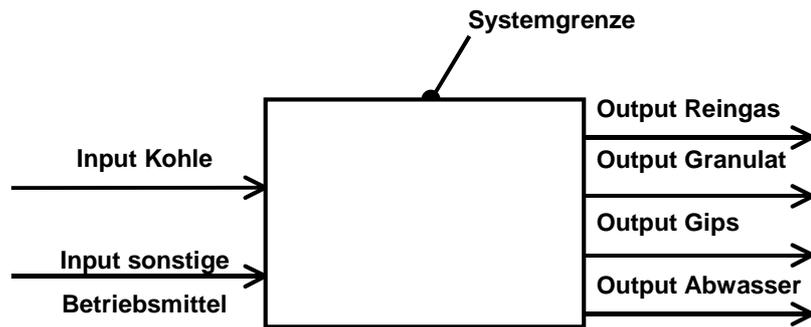


Bild 2: Schematisches Beispiel für die Durchführung einer Stoffflussanalyse für ein Kohlekraftwerk

Input und Output jedes Stoffes müssen theoretisch identische Werte ergeben (Schließung der Bilanz, Formel 1):

$$F_{In} = \sum F_{Out} \quad \text{[Formel 1]}$$

F = Fracht
In = Input
Out = Output

Transferfaktoren (synonym Transferkoeffizienten) dienen der Beschreibung der Stoffflüsse im System. Der Input verteilt sich gemäß den element- oder substanz-spezifischen Transferfaktoren auf die einzelnen Outputpfade gemäß Formel 2:

$$F_{In} = TF_a \cdot F_{In} + TF_b \cdot F_{In} + \dots TF_x \cdot F_{In} \quad \text{[Formel 2]}$$

Der **Transferfaktor** eines Stoffes in ein Umweltmedium – Luft, Wasser, Boden – oder in das beabsichtigte Produkt ist der Quotient aus dem Stofffluss im betreffenden Outputgut und jenem im Abfallinput (Formel 3). Er ist dimensionslos und kann als Dezimalzahl zwischen 0 und 1 oder als Prozentwert zwischen 0 und 100 % angegeben werden:

$$TF_x = F_{In} / F_{Out} \quad \text{[Formel 3]}$$

TF = Transferfaktor
x = Index für Outputpfad

Wenn die Schließung der Bilanz gelingen soll, muss die Summe der Transferfaktoren 1 ergeben (Formel 4). In der Praxis gelingt die Schließung der Bilanz nur mit gewisser Näherung und gelegentlich auch nur unbefriedigend:

$$TF_a + TF_b + \dots TF_x = 1 \quad \text{[Formel 4]}$$

TF = Transferfaktoren
a, b ... x = Index für Outputpfade

Die Stoffflussanalyse ist nur anwendbar, wenn eine Reihe von prozessbezogenen Randbedingungen erfüllt sind. Die wichtigste Bedingung ist, dass innerhalb des betrachteten Prozesses die Transferfaktoren konstant sind und gehalten werden müssen. Sie sind also unabhängig von dem Gut und der jeweiligen Fracht, die in den Prozess eingebracht wird. Dies setzt demnach eine Konstanz (Stabilität) des jeweiligen Prozesses als gegeben voraus. Daher eignet sich die Stoffflussanalyse in den oben gefassten Formeln nicht für Prozesse, die instabil verlaufen. Daneben ist auch zu beachten, dass die Konstanz der Transferfaktoren auch bei einer gegebenen Prozessstabilität nicht für alle möglichen Fracht- bzw. Konzentrationsbereiche gegeben sein wird. Genauer ist die Konstanz nur für ein definiertes Frachtfenster anzunehmen.

Die SFA wird in dieser Untersuchung nur auf statische Prozesse angewendet. In der Regel gelten die Transferfaktoren für statische Prozesse in einem gegebenen Fenster (Druck, Temperatur, Konzentration, sonstige Betriebsbedingungen) als konstant.

Für den Prozess der Zementerzeugung gilt eine Besonderheit. Die Emissionen eines Zementwerkes setzen sich aus den Stoffflüssen des Rohmaterials sowie – in unterschiedlichem Ausmaß – aus den Stoffflüssen der Brennstoffe zusammen. Eine Unterscheidung der beiden Stoffflüsse ist derzeit nicht möglich. Eine Methode, die es ermöglicht, die Transferfaktoren für brennstoffbürtige Stoffe im Prozess der Klinkererzeugung zu berechnen, wird in Kapitel 5.3.3.1 vorgestellt.

Der Vorteil der Stoffflussanalyse für die Praxis ist die Möglichkeit, den Verfahrensprozess eindeutig beschreiben zu können. Dies gelingt mittels eines definierten Satzes mathematischer Gleichungen, auf deren Grundlage der Anwender der Stoffflussanalyse die einzusetzende Anlage bilanzieren muss (s.o.). Wenn die Datenlage belastbar ist, führt die SFA zu eindeutigen Zahlenwerten und nachvollziehbaren Stoffbilanzen.

5.2 Anwendung der Stoffflussanalyse für die Anreicherung ins Erzeugnis

Großtechnische Verfahren bestehen aus vielen Einzelprozessen. Die Belastung eines Erzeugnisses aus einem Stoffumwandlungsprozess wird durch alle Inputstoffe und ggf. durch prozessspezifische Einflüsse – beispielsweise interne Kreisläufe – hervorgerufen. Daher ist es in der Praxis häufig kaum möglich, den Beitrag einer einzelnen Abfallart oder eines Ersatzbrennstoffes auf die Belastung des jeweiligen Erzeugnisses in seiner großtechnischen Durchführung mit Messungen festzustellen.

Die Stoffflussanalyse ermöglicht aber durch Modellrechnungen, die vielen Einzelprozesse zu isolieren und zu beurteilen. Dies kann als Teilstrombetrachtung für die Emissionen, aber auch für die festen Outputstoffströme durchgeführt werden. An dieser Stelle soll die insbesondere rechtliche Beurteilungsfrage nicht vertieft werden, ob eine derartige modellmäßige Aufdifferenzierung eines Gesamtprozesses in Teilströme zulässig ist, um die genannte Rechtsnorm zur Anwendung zu bringen. Auf immissionsschutzrechtlicher Ebene wurde diese Frage bejaht, auch weil in der Anwendung der Anteilsregelung des § 5 Abs. 3 der 17. BImSchV für diese Modellierung eine Grundlage gegeben ist.

Für die Bewertung von Erzeugnissen ist diese modellhafte Betrachtungsweise bisher nicht angewendet worden. Es sei aber darauf hingewiesen, dass ohne einen derartigen Ansatz keine Methode verfügbar ist, die transparent macht, wie Belastungsspitzen bzw. Ersatzbrennstoffe mit hohen Belastungen durch Vermischung in ihren Auswirkungen auf Erzeugnisse erkannt und erfasst werden können.

Nur über den hier vorgestellten modellhaften Ansatz gelingt es, die Auswirkungen des jeweils einzelnen Abfalls auf ein Erzeugnis abzubilden.

5.3 Transfer von Schadstoffen in Erzeugnisse und Abfälle zur Verwertung in Zementwerken und Kraftwerken

Für die Anwendung der beschriebenen Methode auf die Fragestellung Anreicherung im Erzeugnis werden Daten über die Massenflüsse in diesen Anlagen benötigt. Es sollen exemplarisch die Anlagen, die für die Situation in Deutschland und für die Frage der Anreicherung im Erzeugnis besonders relevant sind – Zementwerke und Kraftwerke –, betrachtet werden.

In diesem Kapitel werden die für die Anwendung der Stoffflussanalyse vorhandenen umfangreichen Daten und Erkenntnisse auszugsweise dargestellt. Für eine breite Anwendung der Methode in den analysierten abfallwirtschaftlichen Szenarien muss die Datenlage verbessert werden. Insbesondere die Anwendung im Einzelfall bedarf auch der Durchführung von Messprogrammen. Bereits heute gibt es viele Daten, die zeigen, dass der Anwender nicht Neuland betreten muss.

5.3.1 Abfälle zur Verwertung

5.3.1.1 Rückstände aus Kraftwerken

Die mengenmäßig bedeutendsten Rückstände aus Kraftwerken sind die Rückstände der Abgasreinigung wie Flugasche (Flugstäube), Wirbelschichtasche,

Gips aus der Rauchgasentschwefelung (REA-Gips) sowie Mischprodukte, die bei der Rauchgasentschwefelung nach dem Sprüh-Absorptions-Verfahren (SAV) anfallen (SAV-Produkte). Als feste Rückstände im Kessel fallen Kesselasche, Wirbelschichtasche und Schmelzkammergranulat an. Andere Rückstände sind mengenmäßig unbedeutend. Tab. 9 und Tab. 10 geben das Aufkommen dieser Rückstände für das Jahr 2000 für Braun- und Steinkohlekraftwerke wieder.

Tab. 9: Verwertung von Rückständen aus Braunkohlekraftwerken [73, ergänzt]

Rückstand		Aufkommen in 2000, Mio. t	Verwertung im Tagebau, %	Sonstige Verwertung, %
		1	2	3
Flugasche	1	7,9	90 %	10 %
REA-Gips	2	4,95	9 %	91 % ^①
Kesselasche	3	1,83	91 %	9 %
Wirbelschichtasche	4	0,19	62 %	38 %
andere Nebenprodukte	5	0,1	0 %	100 %
Summe, etwa	6	15,0	62 %	38 %

① davon 29 % auf Rohstoffdepots

Kraftwerke bringen ihre festen Rückstände traditionell in großem Umfang nicht in Umweltsenken, sondern offen in die Umwelt, ggf. über Zwischenstufen wie die Nutzung als Baustoff oder als Zuschlag bei der Produktion von Baustoffen, ein.

Die Verwertungsquote von Kraftwerksrückständen liegt nach Angaben des VGB PowerTech e.V. [73] in Deutschland bei nahezu 100 %. Von den im Jahr 2000 angefallenen etwa 15 Mio. t Rückständen aus Braunkohlekraftwerken wurden 62 % im Tagebau und die restlichen 38 % anderweitig verwertet (vgl. Tab. 9). Unter den Rückständen von Steinkohlekraftwerken (vgl. Tab. 10) dominierte im Jahr 2000 die Flugasche mit einem Aufkommen von 4,12 Mio. t. Davon wurden etwa 99 % verwertet, vor allem im Bereich Betonerzeugung. Nach Angaben des VDZ Vereins Deutscher Zementwerke e.V. [74, S. 20] wird als Betonzusatzstoff fast ausschließlich Steinkohleflugasche verwendet. Weitere Möglichkeiten zur stofflichen Verwertung bestehen in der Herstellung von Porensteinen aus gelöschter Kraftwerksasche [75].

In Deutschland fallen aus der Rauchgasreinigung von Kraftwerken etwa 7 Mio. t/a an Gips an (Summe aus Tab. 9 und Tab. 10). Nach Angaben des Bundesverbandes Kraftwerksnebenprodukte e.V. [73] haben im Jahr 2000 seine Verbandsmitglieder über 2,8 Mio. t REA-Gips und SAV-Produkte fast ausschließlich in der Bau- und Baustoffindustrie vermarktet. Dort werden die Gipse und SAV-Produkte zu Gipskartonplatten, Gipswandbauplatten, Putzgips (alles Produkte für

den Trockenbaubereich und hier daher nicht weiter betrachtet) sowie in der Zementherstellung als Zuschlagstoff eingesetzt. Anteilig wird Gips auch im Landschaftsbau im Rahmen der Rekultivierung beispielsweise von ausgekohnten Tagebauen verwendet.

Tab. 10: Verwertung von Rückständen aus Steinkohlekraftwerken [73, ergänzt]

Rückstand		Aufkommen in 2000 in Mio. t	Verwertung	
			2	3
		1		
Flugasche aus Staubfeuerung	1	4,12	99 %	vor allem als Betonzuschlagstoff, daneben bei Herstellung von Ziegeln, Kalksandsteinen und Porenbeton [76, S. 27]
Schmelzkammergranulat	2	2,35	100 %	vorwiegend im Erd- und Straßenbau; zusätzlich: als silikosefreies Strahlmittel und in Produktion von Mauersteinen, Beton(erzeugnissen) sowie Mauermörtel [76, S. 37]
REA-Gips	3	2,13	100 %	vorwiegend in der Gipsindustrie
Kesselasche	4	0,53	97 %	k.A.
Wirbelschichtasche	5	0,42	100 %	Hauptsächlich als Komponente in Untertagebaustoffen
SAV-Produkte ^①	6	0,36	100 %	Vorwiegend im Erd- und Straßenbau
andere Rückstände	7	< 0,1	100 %	k.A.
Summe, etwa	8	10,0		

① SAV-Produkte: Mischprodukte, die bei der Rauchgasentschwefelung nach dem Sprüh-Absorptions-Verfahren (SAV) anfallen

5.3.1.2 Rückstände der Klinkererzeugung

Als produktionsbedingter Rückstand bei der Klinkererzeugung fällt Staub an. Der mit dem Ofenabgas ausgetragene Rohmehlstaub wird über Staubfilter abgetrennt und zur Rohmehlmahlanlage zurück- sowie anteilig zur Zementmühle geführt, wo er direkt ins Produkt, den Zement, gelangt.

5.3.2 Erzeugnisse

Die weitere Betrachtung befasst sich mit den Erzeugnissen von Zementwerken und Kraftwerken, bei deren Produktion Ersatzbrennstoffe eingesetzt oder in die die in Abschnitt 5.3.1 genannten Abfälle zur Verwertung eingebracht werden:

- Klinker: das direkte Erzeugnis des Brennprozesses im Zementwerk.
- Zement: gemahlener Klinker plus Zuschlagstoffe, darunter Rohmehlstaub, Flugasche, Hochofenschlacke (Hüttensand), Kalk und Gips, auch REA-Gips.
- Beton: kann prinzipiell mit verschiedenen Bindemitteln hergestellt werden: mit Zement (+ Ansatzwasser) als Zementbeton, mit Bitumen als Asphaltbeton oder mit Kunststoffen als Polymerbeton. Im Allgemeinen wird der Begriff Beton gleichgesetzt mit Zementbeton. Dieser besteht aus Zement, Wasser, Zuschlagstoffen wie Steinkohleflugasche und Gesteinskörnungen wie Kies und Sand oder Beton aus dem Recycling, sowie eventuell Zusätzen zur Beeinflussung bestimmter Eigenschaften, z.B. Frostschutzmittel.
- Mörtel: besteht aus Zuschlagstoff – meist Sand –, Bindemittel (Zement, Gips oder Kunststoff) und Ansatzwasser. Je nach Einsatzbereich sind Zusatzmittel wie Luftporenbildner, Methylcellulose oder Hydrophobierungsmittel enthalten. Mörtel wird für die Herstellung von Mauerwerk, Putz und Estrichen verwendet.

Diese Aufstellung zeigt, dass die Schwermetalle in Ersatzbrennstoffen über verschiedene Wege in Baustoffe gelangen können:

- im Zementwerk über die Feuerung, die Staubrückführung in die Rohmehlmühle in den Klinker und weiter in den Zement,
- im Zementwerk über den Staub-Bypass zur Zementmühle in den Zement
- im Zementwerk über die Zuschlagstoffe Flugasche und REA-Gipse aus Kraftwerken, die Ersatzbrennstoffe eingesetzt haben, in den Zement,
- im Zementwerk über den Zuschlagstoff Hüttensand, der von einem mit Ersatzbrennstoff befeuerten Hochofen stammt,
- bei der Vermischung von Zement mit Zuschlagstoffen und Ansatzwasser zur Produktion von Beton oder Mörtel.

Diese Baustoffe, insbesondere Beton, werden beim Abbruch von Bauwerken zerkleinert und zwecks Recycling als Gesteinskörnung dem neuen Baustoff beigemischt [77]. Dabei findet eine Rückführung der im Klinker/Zement/Beton/ Mörtel des ersten Anreicherungszyklus enthaltenen Schwermetalle in den Baustoff Beton oder Mörtel statt.

Tab. 11 zeigt die Massenbilanz der Klinker- bzw. Zementherstellung. Danach machen die Zuschlagstoffe etwa 20 bis 25 % am Erzeugnis Zement aus.

Tab. 11: Massenbilanz der Klinker- und Zementherzeugung; Daten bezogen auf 1.000 kg Klinker

		Massenbilanz Klinker- und Zementherstellung		
		BRef ^① Zementindustrie, Trockenverfahren [78, S. 22 f.]	Achternbosch et al., ohne Verfahrensangabe [42, Abb. 15]	Fehring et al. für Zyklonvorwärmer [79, S. 11, ber.]
		1	2	3
Input				
Rohmaterial	1	1.533 kg	1.550 kg	1.469 kg
Brennstoff	2	84 kg ^②	120 kg	113 kg
Zuluft Klinkerherzeugung	3	2.034 kg	-	2.235 kg
Zuluft Zementmahlung und -herzeugung	4	-	-	4.235 kg
elektrische Energie	5	90 - 130 kWh/t Zement	90 - 130 kWh/t Zement	-
Output				
Klinker	6	1.000 kg	1.000 kg	1.000 kg
REA-Gips, Schlacke, Flugasche	7	333 kg	250 kg	176 kg
Zement	8	1.333 kg	1.250 kg	1.176 kg
Abluft Klinkerherzeugung	9	-	-	2.824 kg
Abluft Zementmahlung und -herzeugung	10	-	-	4.235 kg

① BRef = BAT Reference Documents, BVT-Merkblätter für alle wesentlichen Anlagenarten des Anhangs I der IVU-RL; BAT = Best Available Techniques = beste verfügbare Techniken (BVT)

② Schweröl, 40.000 kJ/kg

5.3.3 Transferfaktoren für Zementwerke

5.3.3.1 Berechnung von Transferfaktoren für Zementwerke

Für die Bestimmung der Transferfaktoren in die Reinluft und in das Erzeugnis wird bei Zementwerken neben der black box-Methode auch die Methode Einbinde- mal Abscheidegrad herangezogen.

- black box-Methode

Bei der black box-Methode werden ausschließlich die Stoffflüsse in das und aus dem System Klinkererzeugung untersucht (Input-Output-Bilanz). Die system- oder prozessinternen Vorgänge werden nicht betrachtet. Der Transferfaktor Reinluft für Schwermetalle wird wie folgt berechnet:

$$TF_{\text{Rein}} = \frac{\text{Stofffracht}_{\text{Emission Reinluft}}}{\text{Stofffracht}_{(\text{Brennstoffe} + \text{Rohstoffe})}} \quad [\text{Formel 5}]$$

In der Regel wird der Elektrofilterstaub dem Klinker in der Klinkermühle zugeschlagen; dann gilt:

$$TF_{\text{Klinker}} = 1 - TF_{\text{Rein}} \quad [\text{Formel 6}]$$

Wird der Elektrofilterstaub nicht dem Klinker zugeschlagen, sondern separat entsorgt, gilt:

$$TF_{\text{Klinker}} = 1 - (TF_{\text{Rein}} + TF_{\text{Filterstaub}}) \quad [\text{Formel 7}]$$

- Methode Einbindegrad mal Abscheidegrad

Ziel der Methode Einbinde- mal Abscheidegrad ist es, die Transferfaktoren für brennstoffbürtige Stoffe im System der Klinkererzeugung zu ermitteln. Sie basiert auf Arbeiten von Gerger und Kritzinger [80]. Für die zu betrachtenden Stoffe werden die abgasreinigungsrelevanten Vorgänge eruiert – im Zyklonvorwärmerverfahren sind dies die Einbindung der Stoffe in den Klinker im System Wärmetauscher-Drehrohrofen – und die Abscheidung der Stoffe im Rohgasstaub an der Staubabscheidung.

Der Transferfaktor für brennstoffbürtige Stoffe in die Reinluft ist gleich dem Einbindegrad für brennstoffbürtige Stoffe im Vorwärmer-Drehrohrofen-System mal dem Abscheidegrad für brennstoffbürtige Stoffe an der Staubabscheidung (vgl. Formel 8). Mehr zur Ableitung dieser Formel in Rechberger et al. [79, S. 24 ff.]:

$$TF_{\text{Rein}} = \frac{100 - E_{\text{VWDS}}}{100} \cdot \frac{100 - A_{\text{S}}}{100} \cdot \frac{C_{\text{Re}}}{C_{\text{Ro}}} \quad [\text{Formel 8}]$$

E_{VWDS} = Einbindegrad für brennstoffbürtige Stoffe im Vorwärmer-Drehrohrofen-System

A_{S} = Abscheidegrad der Staubabscheidung für Feinstaub

C_{Re} = Konzentration eines Stoffes im Reingasfeinstaub

C_{Ro} = Konzentration eines Stoffes im Rohgasfeinstaub

Rechberger et al. halten die beiden dargestellten Methoden für gleichwertig [79, S. 31], sehen aber den Vorteil der exakteren Möglichkeit der Berechnung der Transferkoeffizienten für brennstoffbürtige Stoffe mit der Methode Einbindegrad mal Abscheidegrad dadurch eingeschränkt, dass derzeit noch wenig stoffspezifische Daten vorhanden sind.

Für die Betrachtung der Stoffflüsse und Transferfaktoren der Zementerzeugung sind für beide Methoden die zusätzlichen Stoffeinträge über die Zumahlstoffe und die zusätzlichen Austräge über die Abluft aus der Zementmahlung und -bereitstellung zu berücksichtigen.

5.3.3.2 Transferfaktoren für das Trockenverfahren

Welche Anteile der Schwermetalle beim Trockenverfahren ins Reingas und ins Erzeugnis verlagert werden, zeigt Tab. 12. Für Quecksilber hängt der Transfer ins Reingas in hohem Maße von der Temperatur des oberen Wärmetauschers und des Elektrofilters ab. Das Hauptproblem der Nutzung des Zementprozesses für die energetische Abfallverwertung besteht – einmal abstrahiert vom Quecksilber für das Reingas – in der Schwermetallverlagerung ins Erzeugnis.

Für die Bestimmung des Transferfaktors Erzeugnis in Tab. 12 wurden die Transferfaktoren Reingas nach black box-Methode und nach Einbinde- mal Abscheidegrad separat berechnet. Die Transferfaktoren nach Einbinde- mal Abscheidegrad beschreiben das Verhalten der mit den Brennstoffen eingetragenen Schwermetalle. Mit Ausnahme von Quecksilber gelangen in der Regel deutlich weniger als 1 % des mit dem Brennstoff eingebrachten Schwermetalls in die Abluft. Dies gilt auch für Thallium mit dem nach der Methode Einbinde- mal Abscheidegrad ermittelten Transferfaktor.

Aus Tab. 12 folgt, dass die mit dem Brennstoff eingebrachten Schwermetalle beinahe vollständig ins Erzeugnis verlagert werden. Für die mit den Brennstoffen ins System eingetragenen Schwermetalle liegen die Transferfaktoren ins Erzeugnis nach der Methode Einbinde- mal Abscheidegrad bis auf Quecksilber um Faktor 24 für Zink bis Faktor 150 für Vanadium über den Transferfaktoren nach black box-Methode.

Tab. 12: Transferfaktoren Reingas in % für die Klinkererzeugung nach dem Trockenverfahren

Stoff		VDZ (D) (black box)① Reingas	Braungart et al. (D)② Reingas	Lahl et al. (D) (black box)③ Reingas	GCI (USA) ④ Reingas	Dr. Graf AG (CH) ⑤ Reingas	PRIZMA- Studie (A) (black box)⑥ Reingas
		1	2	3	4	5	6
Antimon	1	0,03%	0,02%	0,03%	0,16%	0,03%	-
Arsen	2	0,02%	0,02%	0,01%	0,06%	0,05%	-
Blei	3	0,05%	0,02%	0,36%	0,64%	0,03%	0,04%
Cadmium	4	0,17%	0,05%	0,28%	0,44%	0,06%	0,02%
Chrom	5	0,01%	0,00%	0,01%	0,05%	0,02%	-
Kobalt	6	0,02%	0,03%	0,02%	-	0,02%	-
Kupfer	7	0,01%	0,02%	0,01%	-	0,01%	-
Mangan	8	0,02%	-	0,01%	-	-	-
Nickel	9	0,03%	0,01%	0,02%	-	0,02%	-
Quecksilber	10	40,0%	93,0%	75,0%	-	68,0%	40,0%
Thallium	11	1,3%	1,1%	2,7%	0,05%	0,80%	-
Vanadium	12	0,05%	-	0,10%	-	-	-
Zink	13	0,03%	0,01%	0,01%	-	0,03%	0,01%
Zinn	14	0,07%	0,00%	0,10%	-	-	-

① Mittelwerte für Deutschland nach Verein Deutscher Zementwerke aus [81] nach black box-Methode: $TF_{\text{Rein}} = F_{\text{Rein}}/F_{\text{In}}$ (F = Fracht)

② TF_{Rein} nach Braungart, Gallenkemper et al. [31]

③ Lahl et al. [81]: Mittelwert für Zementwerke in NRW, berechnet nach black box-Methode: $TF_{\text{Rein}} = F_{\text{Rein}}/F_{\text{In}}$, Datenbasis nach Winkler [82]

④ Mittelwert aus Bilanzmessungen an 34 Zementöfen (= kiln) [83]

⑤ Theoretische TF_{Rein} ermittelt aus den im Stoff-Modell von Dr. Graf AG [84] verwendeten TF_{Rein} ohne Koksfilter (90 % Verbundbetrieb, 10 % Direktbetrieb), siehe dort: (A40 bis L63)

⑥ Fehringer et al.: Transferfaktoren Zyklonvorwärmer, mittel, nach black box-Methode: $TF_{\text{Rein}} = F_{\text{Rein}}/F_{\text{In}}$ [79, Tabelle 24]

Tab. 12: Transferfaktoren Reingas in % für die Klinkererzeugung nach dem Trockenverfahren – Fortsetzung

Stoff		VDZ (D) (E·A) ⑦ Reingas	PRIZMA- Studie (A) (E·A)⑧ Reingas	Mittelwert Reingas (black box)	Mittelwert Reingas (E·A)	Mittelwert Erzeug- nis (black box)	Mittelwert Erzeugnis (E·A)
		7	8	9	11	10	12
Antimon	1	0,0005%	-	0,05%	0,0005%	99,946%	99,9995%
Arsen	2	0,0005%	-	0,03%	0,0005%	99,968%	99,9995%
Blei	3	0,0020%	0,0008%	0,19%	0,0014%	99,810%	99,9986%
Cadmium	4	0,0030%	0,001%	0,17%	0,0020%	99,830%	99,9980%
Chrom	5	0,0005%	-	0,02%	0,0005%	99,982%	99,9995%
Kobalt	6	0,0005%	-	0,02%	0,0005%	99,978%	99,9995%
Kupfer	7	0,0005%	-	0,01%	0,0005%	99,988%	99,9995%
Mangan	8	0,0005%	-	0,02%	0,0005%	99,985%	99,9995%
Nickel	9	0,0005%	-	0,02%	0,0005%	99,980%	99,9995%
Quecksilber	10	30,0%	4,1%	63,2%	17,1%	36,800%	82,95%
Thallium	11	0,02%	-	1,19%	0,0200%	98,810%	99,9800%
Vanadium	12	0,0005%	-	0,08%	0,0005%	99,925%	99,9995%
Zink	13	0,0005%	0,001%	0,02%	0,0008%	99,982%	99,9993%
Zinn	14	0,0005%	-	0,06%	0,0005%	99,943%	99,9995%

⑦ Mittelwerte für Deutschland nach Verein Deutscher Zementwerke aus [81] nach Methode Einbinde- mal Abscheidegrad

⑧ Fehringer et al.: Transferfaktoren Zyklonvorwärmer, mittel, nach Methode Einbinde- mal Abscheidegrad [79, Tabelle 24]

5.3.3.3 Transferfaktoren für das Halbtrockenverfahren

Aktuelle Bilanzmessungen für Halbtrockenverfahren sind in der Literatur nur vereinzelt anzutreffen. Tab. 13 zeigt Messergebnisse an einem polnischen Zementwerk [85]. Die Differenz zu 100 % in Tab. 13 stellt den Transfer ins Reingas (gefasst + diffus) dar. Dieser erweist sich für das Halbtrockenverfahren als höher als für das Trockenverfahren. Die Autoren verweisen auf die vergleichsweise geringen Abscheideleistungen für Blei und Cadmium und in diesem Zusammenhang auch auf die höhere Flüchtigkeit der Oxide und/oder Chloride dieser Elemente. Sie halten die beiden Metalle (neben Quecksilber) für das Halbtrockenverfahren als Problempunkt, der bei der Abfallverbrennung genau überwacht werden sollte. Trotz vergleichsweise geringerer Abscheideleistung findet auch beim Halbtrockenverfahren eine weitgehende Verlagerung der eingebrachten Schwermetalle ins Erzeugnis statt.

Tab. 13: Prozentuale Systemrückhaltung für ausgewählte Schwermetalle im Halbtrockenverfahren [85]

Element		Chrom	Nickel	Kupfer	Zink	Blei	Cadmium
		1	2	3	4	5	6
Rückhaltung	1	>99 %	>99 %	98 %	97 %	93 %	86 %

5.3.3.4 Transferfaktoren für das Nassverfahren

In der EU sind nur noch wenige Zementwerke nach dem Nassverfahren in Betrieb. Das bekannteste ist das Werk von Ciments d'Obourg in Belgien. Für dieses geben Zeevalkink, Eggels und Hesseling [86, Appendix 2] die Transferfaktoren der Tab. 14 an.

Tab. 14: Transferfaktoren für das Zementwerk Ciments d'Obourg – Nassverfahren [86, Appendix 2]

Element		Luft	Klinker	Staub ^①	Elektrofilterstaub
		1	2	3	4
Antimon	1	0,1%	38,8%	37,9%	23,2%
Arsen	2	0,01%	88,2%	8,9%	2,9%
Beryllium	3	0,03%	87,5%	3,7%	8,8%
Blei	4	0,2%	35,7%	39,7%	24,4%
Cadmium	5	0,5%	41,4%	48,8%	39,7%
Chrom	6	0,01%	77,0%	16,4%	6,6%
Kobalt	7	0,01%	90,6%	6,6%	2,8%
Kupfer	8	0,02%	92,9%	4,7%	2,4%
Nickel	9	0,05%	90,8%	6,1%	3,1%
Quecksilber	10	0,3%	41,4% ^②	29,5%	28,8%
Selen	11	0,07%	84,9%	9,4%	5,6%
Thallium	12	0,4%	52,6%	22,2%	24,8%
Vanadium	13	0,01%	89,4%	7,0%	3,6%
Zink	14	0,04%	71,8%	17,9%	10,3%
Chlor	15	1,3%	3,8%	0,00%	95,0%
Schwefel	16	4,8%	39,0%	0,00%	56,2%

① „Sch-dust“: keine Erklärung im Text, vermutlich Rohmehlstaub

② Wert ist inplausibel hoch; wird von den Autoren nicht näher erläutert

Auch hier gelangen weniger als ein Prozent der Schwermetalle sowie 1,3 % des Chlors und etwa 5 % des Schwefels aus dem Inputmaterial in die Abluft. Der für Quecksilber angegebene Wert von 0,3 % ist ausgesprochen niedrig und wird nicht weiter erklärt. Insgesamt gelangen von allen Metallen mehr als 99 % des

Inputs in den Feststoffpfad, in diesem Fall Klinker plus Stäube, die dem Klinker bei der Zementerzeugung zugesetzt werden [86, S. 18].

5.3.3.5 Transferfaktoren für Filterstaub und Klinker

Im Zementwerk werden alle mit den Rohmaterialien und Brennstoffen eingebrachten Metalle bis auf Quecksilber überwiegend im Klinker eingebunden oder gelangen in den Filterstaub, der aber ebenfalls dem Produkt zugeschlagen wird. Tab. 15 zeigt die von Winkler [87] vom Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen publizierte Transferfaktoren für Drehrohrofenanlagen der Zementindustrie.

Tab. 15: Einbindegrade von Spurenelementen in Drehrohrofenanlagen der Zementindustrie [87] – ohne Angabe der Verfahren

Element		Einbindung in Klinker	Einbindung Filterstaub	Emission
		1	2	3
Antimon	1	83 - 91 %	5 - 17 %	0,01 - 0,03%
Arsen	2	83 - 91 %	5 - 10 %	0,01 - 0,03%
Beryllium	3	~99 %	~1 %	0,001 - 0,01 %
Blei	4	82 - 96 %	2 - 25 %	0,00 - 0,05%
Cadmium	5	74 - 88 %	5 - 20 %	0,01 - 0,1%
Chrom	6	91 - 97 %	3 - 9 %	0,001 - 0,01%
Kobalt	7	~93 %	~7 %	~0,05 %
Kupfer	8	~88 %	~12 %	~0,02 %
Nickel	9	83 - 97 %	3 - 13 %	0,002 - 0,01%
Quecksilber	10	0 %	40 - 60 %	40 - 60 %
Selen	11	~0 %	~95 %	~5 %
Tellur	12	~80 %	~20 %	~0,1 %
Thallium	13	0 %	99,9 %	0,01 - 0,03 %
Vanadium	14	90 - 95 %	- 9 %	0,00 - 0,01%
Zink	15	80 - 99 %	- 9 %	0,004 - 0,05%
Zinn	16	~80 %	~20 %	0,03 %
Chlor	17	14 - 33 %	6 - 32 %	< 0,1 %
Fluor	18	88 - 95 %	6 - 10 %	< 0,01 %

Tab. 15 zeigt, dass neben der bekannten Freisetzung von Quecksilber über den Abluftpfad auch Selen in deutlich größerem Umfang als die übrigen Schwermetalle in die Abluft gelangt. Thallium gelangt danach beinahe ausschließlich und Selen zu etwa 95 % in den Filterstaub. Für Thallium wird dagegen nach anderer Quelle ein Transfer in den Reinluftpfad im Bereich weniger Prozent berichtet [Tab. 12, Spalte 1 bis 3].

Die übrigen Schwermetalle werden überwiegend im Klinker eingebunden. Wird der Filterstaub dem Klinker in der Zementmühle zugegeben, gelangen auch diese Mengen in das Erzeugnis. Ob sie dort genauso fest eingebunden sind wie die Schwermetalle im gebrannten Klinker, ist nicht geklärt.

5.3.4 Transferfaktoren für Kraftwerke

Kraftwerke weisen ebenso wie Zementwerke in der Regel keine befriedigende Lösung für die Rückhaltung der in den Abfällen enthaltenen Quecksilberfrachten auf. Auch hier liegen die Transferfaktoren Reingas im Bereich von 40 bis über 90 %. Für die restlichen Schadstoffe weisen Kraftwerke, je nach Anlagenstandard, eine gegenüber der Beseitigung in einer Abfallverbrennungsanlage höhere Durchbruchrate ins Reingas auf, was auf die weniger effektive Abgasreinigung zurückzuführen ist.

5.3.4.1 Kohlekraftwerk

Tab. 16 zeigt exemplarisch die gesamte Bandbreite des Transfers von Halogenen und Schwermetallen ins Reingas **moderner** Kohlekraftwerke.

Hiernach wird auch im Falle der energetischen Abfallverwertung im Kraftwerk, unabhängig von den Kraftwerkstechniken – Wirbelschicht, Staubfeuerung, Schmelzkammerfeuerung, Rostfeuerung – der weitaus größte Teil der Schadstoffe, von Quecksilber einmal abstrahiert, in die festen Rückstände verlagert.

Tab. 16: Transferfaktoren ins Reingas und in die festen Verbrennungsrückstände für moderne Kraftwerke in Österreich, den Niederlanden und Deutschland [81]

Parameter	Transferfaktor Reingas							Transferfaktor feste Rückstände, rechnerischer Mittelwert
		Staubfeuerung, Steinkohle	Staubfeuerung, Braunkohle	Schmelzkammerfeuerung	Schmelzkammerfeuerung	Staub- und Rostfeuerung, Steinkohle	rechnerischer Mittelwert	
	1	2	3	4	5	6	7	
Chlor	1	0,5%	0,2%	-	-	0,21%	0,30%	99,70%
Fluor	2	0,4%	0,01%	-	-	0,22%	0,20%	99,80%
Antimon	3	0,3%	0,5%	-	-	0,28%	0,40%	99,60%
Arsen	4	4,0%	0,2%	0,0001%	0,0003%	0,20%	0,90%	99,10%
Blei	5	0,03%	0,3%	0,00002%	0,0004%	0,02%	0,07%	99,93%
Cadmium	6	0,3%	0,02%	0,001%	0,0004%	0,36%	0,14%	99,86%
Chrom	7	0,01%	0,02%	0,00004%	0,0001%	0,06%	0,02%	99,98%
Kobalt	8	0,03%	0,07%	-	-	0,11%	0,07%	99,93%
Kupfer	9	0,05%	0,4%	-	-	0,06%	0,20%	99,80%
Mangan	10	0,01%	0,08%	-	-	-	0,05%	99,96%
Nickel	11	0,04%	2,0%	0,00002%	0,0001%	0,16%	0,40%	99,60%
Quecksilber	12	83,0%	62,0%	-	50,0%	20,0%	54,0%	46,00%
Thallium	13	0,4%	2,0%	0,0004%	0,0003%	-	0,60%	99,40%
Vanadium	14	0,1%	0,02%	0,00002%	0,0001%	0,05%	0,03%	99,97%
Zinn	15	0,06%	0,3%	-	-	0,79%	0,40%	99,60%

5.3.4.2 Mit Holzabfällen betriebenes Kraftwerk (Holzverbrennungsanlage)

Tab. 17 zeigt Daten für eine in der Branche typische Holzverbrennungsanlage in Nordrhein-Westfalen [72]. Auch hier findet der wesentliche Schadstofftransfer in den Staub, in die Rauchgasreinigungsrückstände und in die Rostasche statt.

Tab. 17: Transferfaktoren einer Holzverbrennungsanlage [72]

Parameter		Transferfaktor Reingas	Transferfaktor Staub aus RGR	Transferfaktor Rostasche
		1	2	3
Chlor	1	8,00 %	93 %	0,7 %
Fluor	2	0,80 %	8 %	0,9 %
Arsen	3	0,08 %	67 %	10 %
Blei	4	0,003 %	43 %	19 %
Cadmium	5	0,48 %	74 %	20 %
Chrom	6	0,08 %	82 %	24 %
Kupfer	7	0,16 %	63 %	45 %
Mangan	8	0,02 %	139 % ^①	36 %
Nickel	9	1,45 %	48 %	172 % ^①
Quecksilber	10	0,38 %	142 %	1,5 %
Zinn	11	0,16 %	58 %	89 %

① rein rechnerisch; Ursache für zu hohe Werte konnte anhand der vorliegenden Daten nicht ermittelt werden

5.3.5 Fazit Schadstofftransfer in Erzeugnisse und Abfälle zur Verwertung in Zement- und Kraftwerken

Die Analyse zeigt für die Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen bei aller Differenziertheit im Detail ein einheitliches Bild:

- Die erhöhten Schadstoffgehalte in den Ersatzbrennstoffen wirken sich auf die Verbrennungsprozesse aus.
- Quecksilber stellt in jedem betrachteten Fall ein Problem für die Reingasbelastung dar.
- Chlor und Schwefel können bei hohen Gehalten im Ersatzbrennstoff – beispielsweise bei einem hohen PVC-Anteil – ein Problem für die Reingasbelastung darstellen.
- Die restlichen Schadstoffe – insbesondere Schwermetalle – stellen für den Reingaspfad kaum ein Problem dar.
- Schwermetalle führen beim Einsatz von Ersatzbrennstoffen zur Erhöhung der Belastung der Erzeugnisse (Klinker/Zement) oder der Abfälle zur Verwertung oder Beseitigung aus dem Prozess (Stäube, Gips, Aschen).

Insgesamt zeigen die Daten dieses Kapitels, dass bereits heute ein umfangreiches Datenpotenzial vorhanden ist, auf dem fußend die beschriebene Methode – Stoffflussanalyse – zur Anwendung der Rechtsnorm des § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG eingesetzt werden kann. Weiter zeigen diese Daten, dass die Rechtsnorm eine wichtige Funktion für Umwelt- und Verbraucherschutz erfüllen kann. Sie

kann dazu führen, dass Begrenzungen bzw. Qualitätsanforderungen an Ersatzbrennstoffe zur Reduzierung des Schadstoffpotenzials – über die oben beschriebenen Anforderungen aus betrieblicher und immissionsschutzrechtlicher Sicht hinaus – erforderlich werden. Dies ist ggf. erneut abzugleichen mit dem Leistungsvermögen der vorhandenen (s.o.) oder zu optimierenden Aufbereitungstechnologie (siehe Kapitel 10).

In Kapitel 5.4 wird an zwei Anwendungsbeispielen unter Verwendung der Daten des Kapitels 5.3 untersucht, welche Anreicherungen im Erzeugnis eintreten könnten, wenn in einem abfallwirtschaftlichen Mitverbrennungsszenario keine Reglementierung – sprich Nicht-Anwendung der Rechtsnorm des § 5 Abs. 5 Pkt. 4 des KrW-/AbfG – vorgenommen werden würde.

5.4 Anwendungsbeispiele für die Stoffflussanalyse

Im Folgenden werden zwei theoretische Anwendungsbeispiele näher betrachtet, die sich aus der im Kapitel 3 dargestellten Relevanzanalyse ergeben. Diese Beispielrechnungen spiegeln die wichtigsten Fälle der Abfallmitverbrennung von Ersatzbrennstoffen wider. An diesen Modellrechnungen soll untersucht werden, ob die beschriebene rechtliche Auslegung der Rechtsnorm des § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG mit der Stoffflussanalyse (siehe Kap. 5) bearbeitet werden kann und ob sie zu sinnvollen und praxismgerechten Ergebnissen führt.

5.4.1 Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen im Zementwerk

Zur Veranschaulichung der Methode SFA wird ein Anwendungsfall exemplarisch dargestellt [70]. Gesucht wird nach den Obergrenzen für Schwermetalle, die ein Ersatzbrennstoff nicht überschreiten sollte, um die geforderte Rechtsnorm – keine Anreicherung von Schadstoffen im Erzeugnis – nicht zu verletzen.

Für diesen Anwendungsfall wird die Anreicherung im Erzeugnis wie folgt definiert: Eine Anreicherung im Erzeugnis findet statt, wenn die Grundbelastung des mit originären Rohstoffen erzeugten Klinkers durch den Einsatz von Ersatzbrennstoffen erhöht wird (vgl. Kap. 2). Unter Grundbelastung wird die Schadstoffbelastung verstanden, die auftritt, wenn der Klinker insgesamt ohne Abfallstoffe oder aus Abfällen erzeugten Ersatzbrennstoffen, d.h. im Wesentlichen aus Ton und Kalkstein als Rohmaterial und Steinkohle als Brennstoff, erzeugt wird. Fehring et al. [79] definieren diesen als geogenen Klinker.

Da die Grundbelastung des Klinkers mit Schwermetallen auch beim ausschließlichen Einsatz von Primärroh- und -brennstoffen einen definierten Schwankungsbereich aufweist – im Folgenden Δ –, tritt eine Anreicherung im Erzeugnis

erst ein, wenn dieser Schwankungsbereich überschritten wird. Delta wird für jeden Parameter (Schwermetall) anhand folgender Formeln berechnet:

$$\Delta = \frac{[FR_{Max} + FS_{Max}] \cdot (1 - TF_{Rein/Min}) - [FR_{Min} + FS_{Min}] \cdot (1 - TF_{Rein/Max})}{TF_{Rein/Min} - TF_{Rein/Max}} \quad \text{[Formel 9]}$$

wobei gilt

Δ = Streubreite der Grundbelastung des Klinkers in mg/MJ Brennstoffeinsatz (Schwankungsbereich)

FR = Schwermetallfracht Rohmehl in mg/MJ Brennstoffeinsatz

FS = Schwermetallfracht Steinkohle in mg/MJ Brennstoffeinsatz

TF_{Rein} = Transferfaktor ins Reingas, $1 - TF_{Rein}$ = Transferfaktor ins Erzeugnis

Die Anreicherung im Erzeugnis ist dann ausgeschlossen, wenn der Ersatzbrennstoff eine definierte produktseitige Obergrenze – im Folgenden Omega = Ω – dauerhaft nicht überschreitet. Diese Obergrenze wird hier wie folgt angesetzt:

$$\Omega = 0,5 \cdot \Delta + FS_{Mittel} \quad \text{[Formel 10]}$$

wobei gilt

FS_{Mittel} = mittlere Schwermetallfracht Steinkohle [88] in mg/MJ Brennstoff

Tab. 18: Schwermetallbelastung von Rohmehl und Steinkohle

Parameter		Rohmehl [87, 89, 90, 31] mg/kg			Steinkohle [88] mg/kg		
		Mittel	Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.
		1	2	3	4	5	6
Antimon	1	1	0,6	2,3	1,04	0,05	7,8
Arsen	2	15	3	20	10,4	0,52	70
Blei	3	15	4	26	41,6	2,34	70
Cadmium	4	0,15	0,04	0,2	0,52	0,13	2,6
Chrom	5	39	23	59	20,8	0,52	52
Kobalt	6	5	3	9	5,2	0,52	26
Kupfer	7	11	6,5	19	15,6	0,52	44
Mangan	8	230 ^①	100 ^①	360 ^①	72,8	5,2	263
Nickel	9	23	18	38	20,8	0,52	44
Quecksilber	10	0,05	0,01	0,4	0,1	0,03	0,8
Thallium	11	0,78	0,21	12	0,52 ^②	0,26 ^②	1,0 ^②
Vanadium	12	103	32	138	41,6	2,34	88
Zink	13	47	31	71	52	5,2	263
Zinn	14	2	1	36	2,1	1,3	7,8

① Anhaltswert nach VDZ; Mittelwert aus Anhaltswerten berechnet

② Maximum = NWG; Mittelwert = halbe NWG; Minimum = halber Mittelwert

Die für die Berechnung verwendeten Daten sind in Tab. 18 zusammengestellt. Tab. 19 gibt die nach [Formel 10] berechneten produktbezogenen Obergrenzen Ω für Ersatzbrennstoffe wieder, die eine Anreicherung im Erzeugnis ausschließen. Die Daten für die Schwermetallfracht des Rohmehls wurde einer Veröffentlichung von Sprung und Rechenberg [89] sowie Winkler [87] entnommen und durch Angaben des VDZ für Mangan [89] sowie Braungart et al. [31] für Zinn ergänzt. Für den Regelbrennstoff Steinkohle wurden Angaben der VEBA von 1997 [88] verwendet. Als Transferfaktoren wurden jeweils die Minimum- oder Maximumwerte der Tab. 12 für Transferfaktoren nach der black box-Methode gewählt. Die Einsatzmengen von Rohmehl und Steinkohle werden nach Fehring et al. [79] in Tab. 11 mit 1.469 und 113 kg/t Klinker angesetzt.

Tab. 19 zeigt die Ergebnisse für eine mittlere über den Steinkohleeinsatz eingebrachte Schwermetallfracht.

Tab. 19: Produktbezogene Obergrenzen (Ω) für Ersatzbrennstoffe, die eine Anreicherung im Erzeugnis ausschließen, in mg/MJ, berechnet nach [Formel 10] mit Transferfaktoren nach black box-Methode

Schwermetall		Δ = Streubreite der Grundbelastung des Klinkers [mg/MJ Brennstoffeinsatz]	FS _{Mittel} : Über Steinkohleeinsatz eingebrachte Schwermetallfracht in [mg/MJ Brennstoffeinsatz]	Produktbezogene Obergrenze Ω für Ersatzbrennstoffe [mg/MJ Brennstoffeinsatz]
		1	2	3
Antimon	1	1,1	0,04	0,6
Arsen	2	11,2	0,4	6,0
Blei	3	13,5	1,6	8,4
Cadmium	4	0,2	0,02	0,11
Chrom	5	20,0	0,8	10,8
Kobalt	6	4,0	0,2	2,2
Kupfer	7	7,9	0,6	4,6
Mangan	8	140	2,8	72,7
Nickel	9	11,7	0,8	6,6
Quecksilber	10	0,0	0,001	0,008
Thallium	11	5,8	0,02	2,9
Vanadium	12	56,2	1,6	29,7
Zink	13	29,9	2,0	16,9
Zinn	14	17,7	0,08	8,9

Die Ergebnisse in Tab. 19 erfassen die rechnerische Grenzsituation der geogenen Schwermetallbelastung von Klinker. Die getroffenen Annahmen stellen konservative Randbedingungen dar, weil sie mit Transferfaktoren nach der black box-Methode errechnet wurden. Die Transferfaktoren für brennstoffbürtige Schwermetalle nach der Methode Einbinde- mal Abscheidegrad liegen zwar um Faktor 24 bis 150 über den black box-Transferfaktoren (vgl. Tab. 12), ihre Anwendung würde dennoch zu nur unwesentlich höheren als den hier berechneten Obergrenzen im Ersatzbrennstoff führen.

Da Ersatzbrennstoffe im Vergleich zu Steinkohle einen höheren Aschegehalt aufweisen, wird bei ihrem Einsatz die Klinkermasse zunehmen. Diese Massenzunahme fällt nach Fehring et al. [79] mit rund 1 % nicht ins Gewicht und kann daher vernachlässigt werden.

Die ermittelten Obergrenzen für Schwermetalle stellen keine Richt-, sondern Grenzwerte dar. Werden diese Obergrenzen in diesem Anwendungsbeispiel von einem definierten Ersatzbrennstoff überschritten, muss nach der hier vorgestellten Methode und der Auslegung der genannten Rechtsnorm beim Einsatz dieses Ersatzbrennstoffes in dem zugrundegelegten Prozess von einer Verletzung der Rechtsnorm des § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG ausgegangen werden.

5.4.2 Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen in einem mit Holzabfällen betriebenen Kraftwerk

Aus dem Bereich der Feuerungsanlagen soll beispielhaft der Fall einer Holzverbrennungsanlage berechnet werden. Wie bei anderen Kraftwerkstypen findet eine Anreicherung der Schwermetalle im Wesentlichen im Staub, in der Asche und der Schlacke statt. Diese festen Abfälle sind prinzipiell für die Verwertung geeignet. Die Stäube sowie Aschen und Schlacken von Kraftwerken gelangen – wie bereits ausgeführt – entweder in den Tagebau zur Rekultivierung oder werden für die Erzeugung von Spezialzementen als Zuschlagstoff eingesetzt.

Tab. 20 bis Tab. 23 zeigen in Form einer Modellrechnung die Verschiebung der Belastung des Staubes und der Aschen/Schlacken einer Holzverbrennungsanlage mit steigendem Einsatz von Ersatzbrennstoffen, in Abhängigkeit von deren Schadstoffbelastung. Für die Modellrechnung wurden folgende Randbedingungen angesetzt:

- energiespezifisches Abgasvolumen = 0,345 m³/MJ
- Transferfaktoren nach Tab. 17
- feste Rückstände im Regelbetrieb: 45,32 kg/t, davon 55 % Flugstaub und 45 % Asche; keine Änderung bei Einsatz von Ersatzbrennstoff, da bereits der Regelbrennstoff einen hohen Ascheanteil aufweist
- Energieaustauschverhältnis von Regelbrennstoff zu Ersatzbrennstoff gleich 1

- Regelbrennstoff: Analysedaten von etwa 170 Brennstoffproben der betrachteten Holzverbrennungsanlage, Brennstoffe nach Qualitätskontrolle; Heizwert: 15.000 MJ/t, hier nur Medianwerte
- Ersatzbrennstoff: Heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen, hier: Daten aus niedersächsischen MBAs [91], sowohl Minimum-, als auch Maximum-, Median- und 90-Perzentilwerte; Heizwert jeweils 12.800 MJ/t.

Tab. 20: Verschiebung der Belastung des Staubes und der Aschen/Schlacken einer Holzverbrennungsanlage mit steigendem Einsatz von Ersatzbrennstoffen – aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen, nach IBA [91], $H_u = 12.800 \text{ MJ/t}$ – Minimumwerte des Datenkollektivs ($n = 22$), in mg/kg

Minimum mg/kg	Anteil Regelbrennstoff / Anteil Ersatzbrennstoff an Feuerungswärmeleistung									
	100 / 0	90 / 10	80 / 20	70 / 30	60 / 40	50 / 50	40 / 60	30 / 70	20 / 80	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Staub										
Antimon	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Arsen	2	21	21	21	21	21	21	21	21	20
Blei	3	809	778	747	716	686	655	624	593	562
Cadmium	4	11	12	14	16	18	20	22	24	26
Chrom	5	523	605	688	770	852	935	1.017	1.099	1.182
Kobalt	6	0	4	9	13	17	21	26	30	34
Kupfer	7	267	317	366	416	466	515	565	615	665
Mangan	8	4.953	4.756	4.560	4.363	4.166	3.970	3.773	3.576	3.380
Nickel	9	58	73	87	102	116	131	145	160	175
Quecksilber	10	5	5	5	5	6	6	6	6	7
Vanadium	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zinn	12	33	131	228	326	423	521	618	716	814
Asche/Schlacke										
Antimon	13	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Arsen	14	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Blei	15	421	405	389	373	356	340	324	308	292
Cadmium	16	4	4	5	5	6	7	7	8	9
Chrom	17	188	218	247	277	307	336	366	396	425
Kobalt	18	0	5	10	16	21	26	31	37	42
Kupfer	19	233	277	320	364	407	451	494	538	581
Mangan	20	1.530	1.469	1.409	1.348	1.287	1.226	1.166	1.105	1.044
Nickel	21	250	313	376	439	502	564	627	690	753
Quecksilber	22	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Vanadium	23	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zinn	24	63	247	431	615	799	983	1.168	1.352	1.536

Tab. 21: Verschiebung der Belastung des Staubes und der Aschen/Schlacken einer Holzverbrennungsanlage mit steigendem Einsatz von Ersatzbrennstoffen – aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen, nach IBA [91], Hu = 12.800 MJ/t – Medianwerte des Datenkollektivs (n = 22), in mg/kg

Median mg/kg	Anteil Regelbrennstoff / Anteil Ersatzbrennstoff an Feuerungswärmeleistung									
	100 / 0	90 / 10	80 / 20	70 / 30	60 / 40	50 / 50	40 / 60	30 / 70	20 / 80	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Staub										
Antimon	1	0	19	38	58	77	96	115	135	154
Arsen	2	21	21	21	21	21	21	21	21	20
Blei	3	809	884	958	1.033	1.107	1.182	1.256	1.331	1.405
Cadmium	4	11	14	17	20	23	27	30	33	36
Chrom	5	523	927	1.332	1.736	2.141	2.545	2.949	3.354	3.758
Kobalt	6	0	6	12	19	25	31	37	43	49
Kupfer	7	267	2.048	3.829	5.610	7.390	9.171	10.952	12.733	14.514
Mangan	8	4.953	4.724	4.494	4.265	4.036	3.807	3.578	3.349	3.120
Nickel	9	58	126	194	261	329	397	465	533	601
Quecksilber	10	5	5	5	5	5	6	6	6	6
Vanadium	11	0	7	14	22	29	36	43	50	57
Zinn	12	33	81	128	176	223	271	318	366	414
Asche/Schlacke										
Antimon	13	0	23	47	70	93	117	140	163	187
Arsen	14	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Blei	15	421	459	498	537	576	614	653	692	731
Cadmium	16	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Chrom	17	188	334	479	625	770	916	1.061	1.207	1.352
Kobalt	18	0	8	15	23	30	38	45	53	60
Kupfer	19	233	1.791	3.348	4.905	6.462	8.019	9.576	11.133	12.691
Mangan	20	1.530	1.459	1.389	1.318	1.247	1.176	1.105	1.035	964
Nickel	21	250	543	835	1.128	1.420	1.713	2.005	2.298	2.591
Quecksilber	22	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Vanadium	23	0	9	17	26	35	44	52	61	70
Zinn	24	63	152	242	332	422	511	601	691	781

Selbst bei Verwendung der Minimumwerte an Schwermetallen in aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen (Tab. 20) steigen die Konzentrationen der Elemente Cadmium, Chrom, Kobalt, Kupfer, Quecksilber oder Zinn im Staub und in der Asche/Schlacke im Vergleich zum Einsatz von 100 % Regelbrennstoff deutlich an. Besonders deutlich ist die Zunahme für Kobalt, dessen Konzentration im Regelbrennstoff unterhalb der Nachweisgrenze liegt.

Tab. 22: Verschiebung der Belastung des Staubes und der Aschen/Schlacken einer Holzverbrennungsanlage mit steigendem Einsatz von Ersatzbrennstoffen – aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen, nach IBA [91], Hu = 12.800 MJ/t – 90-Perzentilwerte des Datenkollektivs (n = 22), in mg/kg

90-Perzent. mg/kg	Anteil Regelbrennstoff / Anteil Ersatzbrennstoff an Feuerungswärmeleistung									
	100 / 0	90 / 10	80 / 20	70 / 30	60 / 40	50 / 50	40 / 60	30 / 70	20 / 80	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Staub										
Antimon	1	0	21	42	62	83	104	125	145	166
Arsen	2	21	24	27	29	32	35	37	40	43
Blei	3	809	983	1.157	1.331	1.505	1.679	1.853	2.027	2.200
Cadmium	4	11	19	27	35	43	51	59	67	75
Chrom	5	523	1.451	2.378	3.306	4.234	5.162	6.090	7.018	7.945
Kobalt	6	0	13	25	38	50	63	75	88	100
Kupfer	7	267	2.403	4.540	6.677	8.813	10.950	13.087	15.223	17.360
Mangan	8	4.953	5.228	5.504	5.779	6.055	6.330	6.606	6.881	7.157
Nickel	9	58	236	413	591	769	947	1.124	1.302	1.480
Quecksilber	10	5	5	5	5	6	6	6	6	7
Vanadium	11	0	14	28	43	57	71	85	99	114
Zinn	12	33	200	366	533	700	867	1.033	1.200	1.367
Asche/Schlacke										
Antimon	13	0	25	50	76	101	126	151	176	202
Arsen	14	4	4	5	5	6	6	7	7	8
Blei	15	421	511	602	692	782	873	963	1.054	1.144
Cadmium	16	4	6	9	12	14	17	20	22	25
Chrom	17	188	522	856	1.190	1.524	1.858	2.191	2.525	2.859
Kobalt	18	0	15	30	46	61	76	91	106	121
Kupfer	19	233	2.102	3.970	5.838	7.706	9.574	11.442	13.311	15.179
Mangan	20	1.530	1.615	1.700	1.786	1.871	1.956	2.041	2.126	2.211
Nickel	21	250	1.017	1.784	2.550	3.317	4.084	4.850	5.617	6.384
Quecksilber	22	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Vanadium	23	0	17	34	52	69	86	103	121	138
Zinn	24	63	377	692	1.007	1.321	1.636	1.951	2.265	2.580

Bei Verwendung der Medianwerte der Schwermetallgehalte im Ersatzbrennstoff (Tab. 21) nimmt die Zahl der Elemente, für die ein Anstieg der Konzentration im festen Rückstand festzustellen ist, weiter zu, um Antimon, Blei, Nickel, Vanadium. Besonders deutlich ist die Zunahme für die Elemente Antimon und Vanadium, deren Konzentration im Regelbrennstoff unterhalb der Nachweisgrenze liegt. Ein Anteil von 10 % des Ersatzbrennstoffes an der Feuerungswärmeleistung genügt, damit sich die Konzentrationen an Nickel und Zinn im Rückstand mehr als verdoppeln und für Kupfer verachtfachen.

Tab. 23: Verschiebung der Belastung des Staubes und der Aschen/Schlacken einer Holzverbrennungsanlage mit steigendem Einsatz von Ersatzbrennstoffen – aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen, nach IBA [91], Hu = 12.800 MJ/t – Maximalwerte des Datenkollektivs (n = 22), in mg/kg

Maximum mg/kg	Anteil Regelbrennstoff / Anteil Ersatzbrennstoff an Feuerungswärmeleistung									
	100 / 0	90 / 10	80 / 20	70 / 30	60 / 40	50 / 50	40 / 60	30 / 70	20 / 80	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Staub										
Antimon	1	0	21	42	62	83	104	125	145	166
Arsen	2	21	24	27	29	32	35	37	40	43
Blei	3	809	983	1.157	1.331	1.505	1.679	1.853	2.027	2.200
Cadmium	4	11	19	27	35	43	51	59	67	75
Chrom	5	523	1.451	2.378	3.306	4.234	5.162	6.090	7.018	7.945
Kobalt	6	0	13	25	38	50	63	75	88	100
Kupfer	7	267	2.403	4.540	6.677	8.813	10.950	13.087	15.223	17.360
Mangan	8	4.953	5.228	5.504	5.779	6.055	6.330	6.606	6.881	7.157
Nickel	9	58	236	413	591	769	947	1.124	1.302	1.480
Quecksilber	10	5	5	5	5	6	6	6	6	7
Vanadium	11	0	14	28	43	57	71	85	99	114
Zinn	12	33	200	366	533	700	867	1.033	1.200	1.367
Asche/Schlacke										
Antimon	13	0	25	50	76	101	126	151	176	202
Arsen	14	4	4	5	5	6	6	7	7	8
Blei	15	421	511	602	692	782	873	963	1.054	1.144
Cadmium	16	4	6	9	12	14	17	20	22	25
Chrom	17	188	522	856	1.190	1.524	1.858	2.191	2.525	2.859
Kobalt	18	0	15	30	46	61	76	91	106	121
Kupfer	19	233	2.102	3.970	5.838	7.706	9.574	11.442	13.311	15.179
Mangan	20	1.530	1.615	1.700	1.786	1.871	1.956	2.041	2.126	2.211
Nickel	21	250	1.017	1.784	2.550	3.317	4.084	4.850	5.617	6.384
Quecksilber	22	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Vanadium	23	0	17	34	52	69	86	103	121	138
Zinn	24	63	377	692	1.007	1.321	1.636	1.951	2.265	2.580

Schon für die 90-Perzentilwerte (Tab. 22) ist für alle der hier betrachteten Schwermetalle eine Konzentrationserhöhung in den festen Rückständen festzustellen.

Bei den Maximalgehalten in der hochkalorischen Fraktion (Tab. 23) genügt ein Anteil von 10 % des Ersatzbrennstoffes an der Feuerungswärmeleistung, damit sich die Konzentrationen an Nickel vervier-, an Zinn versechs- und an Kupfer verneunfachen.

Kraftwerksstäube (Flugaschen, insbesondere von Steinkohlekraftwerken) werden als Zuschlagstoff in der Betonerzeugung eingesetzt. Der VDZ gibt Spannweiten für Schwermetalle in Steinkohleflugaschen und Höchstwerte zur Betonerzeugung an [92, Tafel 5 und 7]. Es fehlen Aussagen, ob die Daten zu Steinkohleflugaschen auch solche aus der Abfallmitverbrennung beinhalten. Da die Kraftwerkswirtschaft bislang zurückhaltend beim Abfalleinsatz agiert, ist davon auszugehen, dass diese Flugaschen ohne Abfalleinsatz erzeugt wurden. Tab. 28 auf Seite 92 gibt vergleichbare Schwermetallkonzentrationen in Steinkohleflugaschen an. Weiter fehlen Angaben zur Ableitung der Höchstwerte im Betonzusatzstoff Steinkohleflugasche.

Tab. 24: VDZ: Spannweiten für Schwermetalle in Steinkohleflugaschen und Höchstwerte zur Betonerzeugung [92]

		Spannweite Schwermetalle in Steinkohleflugasche mg/kg	Höchstwert im Zusatzstoff bei Betonzuschlag mg/kg	Beton mg/kg
		1	2	3
Blei	1	58 - 800	800	100
Cadmium	2	0,2 - 4	4	3
Chrom	3	71 - 330	330	100
Nickel	4	92 - 250	300	50
Quecksilber	5	0,04 - 2,4	1	0,2
Thallium	6	0,7 - 5,1	4	2
Zink	7	67 - 910	910	200

Ein Vergleich der Höchstwerte im Betonzuschlag in Tab. 24 mit den Gehalten im Staub bei Einsatz des Regelbrennstoffes (Median, 170 Brennstoffproben, vgl. Tab. 20, Spalte 1) ergibt, dass der Regelbrennstoff in dieser Holzverbrennungsanlage bereits zu Schwermetallgehalten in der Flugasche führt, die oberhalb der Höchstgrenze des VDZ für die Betonerzeugung liegen. Der Einsatz von Ersatzbrennstoffen aus MBAs würde bis auf Blei die Belastung des Staubes noch erhöhen und damit die Vewertbarkeit noch verschlechtern.

5.4.3 Untersuchungen der Montanuniversität Leoben an mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen

1999 erstellte eine Arbeitsgruppe des Instituts für Entsorgungs- und Deponietechnik an der Montanuniversität Leoben Stoffbilanzen für drei mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlagen [93, 94]. Das Aufbereitungsziel der bilanzierten MBAs bestand in allen Fällen in der Erzeugung eines Deponiegutes

durch Rotte und nicht in der Erzeugung eines Ersatzbrennstoffes. Als Basis der Betrachtung dienen die gesetzlichen Rahmenbedingungen der zukünftig einzuhaltenden Deponieverordnung (Begrenzung des oberen Heizwertes (H_o) im Rotteendprodukt ab 1.1.2004). Daneben wurde auch Herkunft und Verbleib von Schadstoffen – der Schwermetalle Blei, Cadmium und Zink sowie der organischen Summenparameter Kohlenwasserstoffe und Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) – im Inputmaterial und den Outputgütern an der MBA Allerheiligen untersucht.

Aus den Analysenergebnissen für das Einsatzmaterial, den Ausgangsmaterialien der einzelnen Behandlungsstufen und den Rotteendprodukten wurden Aussagen bezüglich der Eintragswege, des Ab- und Umbaus sowie der Austragswege der untersuchten Parameter getroffen, die für die Planung und Optimierung von Behandlungsanlagen zukünftig von Bedeutung sein können.

Die Schwermetallbilanzen der MBA Allerheiligen (Tab. 25) ergaben, dass nur ein geringer Teil der untersuchten Schwermetalle mit der Eisenmetallschrottfraction ausgetragen wird. Für Cadmium wurde ein Austrag von einem, für Blei von vier und für Zink von neun Prozent der im Input enthaltenen Schwermetallmenge ermittelt. Die höchsten Austräge von 36 bis 38 % erfolgten für alle drei Metalle über das abgesiebte Rottegut mit der Korngröße 24 bis 80 mm, gefolgt von der Rottegutfraktion 12 bis 23 mm.

Allerdings wurde die Eisenmetallschrottfraction nicht analysiert. Vielmehr wurden die Werte anhand von Literaturangaben geschätzt. Die Verluste in der Intensiv-, Extensiv- und Nachrotte wurden mit Null angesetzt.

Tab. 25: Schwermetallbilanz der Mechanisch-Biologischen Restabfallbehandlungsanlage Allerheiligen (Österreich) [93, 94]

		Cadmium	Blei	Zink
		1	2	3
Inputmenge gesamt (Gramm)		926	47.900	206.000
• Eintrag über Restabfall	1	96 %	95 %	90 %
• Eintrag über Klärschlamm	2	4 %	5 %	10 %
Output über/in				
• Magnetscheidung/Eisenmetallschrott	3	1 %	4 %	9 %
• Absiebung/Restabfall größer 80 mm	4	24 %	12 %	13%
• Rottegut, abgesiebt, 24 bis 80 mm	5	<u>37 %</u>	<u>38 %</u>	<u>36 %</u>
• Rottegut, abgesiebt, 12 bis 23 mm	6	26 %	28 %	26 %
• Rottegut, abgesiebt, 0 bis 12 mm	7	12 %	18 %	16 %

5.5 Defizite und Anwendungsgrenzen der Stoffflussanalyse

Bei der Anwendung einer Methode in der Praxis ist es wichtig, deren Anwendungsgrenzen zu kennen. So berücksichtigt die Stoffflussanalyse nur Gesamtgehalte (z.B. Chrom), aber keine Bindungsformen oder Verbindungen und damit auch nicht die unterschiedliche Toxizität von Stoffen (z.B. Chrom gesamt, Chrom-III und Chrom-VI). Hier sind weitergehende Betrachtungen anhand anderer Methoden erforderlich.

Weiter ist die Methode beim Einsatz für übergeordnete Entscheidungen zur beschriebenen Rechtsnorm sehr stark in Abhängigkeit der Validität der verwendeten Daten zu sehen. Für die Analyse von Einzelproblemen ist, sofern die Prozessdaten belastbar sind, mit zuverlässigen Ergebnissen zu rechnen.

Für den Zementprozess ist weiterhin das Auftreten von Kreislaufprozessen zu beachten. Die Stoffflussanalyse versetzt den Anwender zwar auch in die Lage, dynamische Prozesse zu rechnen. Die hier eingesetzten mathematischen Zusammenhänge sind aber nur von Gültigkeit, wenn sich der Prozess im Gleichgewicht befindet.

Für den Fall von Mitverbrennungsprozessen in Dampfkesselanlagen besteht eine weitere Einschränkung. Für einzelne Elemente hängen die Transferfaktoren auch davon ab, wie das chemische Umfeld eines Verbrennungsprozesses beschaffen ist. So kann ein sehr hoher Chloridgehalt im Ersatzbrennstoff für einzelne Schwermetalle die Transferfaktoren in den Dampfraum erhöhen [95].

5.6 Schlußfolgerungen zur Methode der Stoffflussanalyse

Die Stoffflussanalyse (SFA) führt, wie die Modellrechnungen in den Abschnitten 5.4.1 und 5.4.2 belegen, auch für die Frage der Schadstoffverlagerung ins Erzeugnis zu sinnvollen Ergebnissen. Es wäre daher für Einzelfallentscheidungen durchaus möglich, die beschriebene Rechtsnorm nach § 5 Abs. 5 KrW-/AbfG Pkt. 4 zu vollziehen. Für die Anwendung dieser Norm ist zu untersuchen – unabhängig von rechtlichen Erwägungen –, ob die ermittelten Konzentrationsveränderungen in Erzeugnissen umweltbezogen tatsächlich eine ökologische Bedeutung haben. Dies wird von der beteiligten Wirtschaft bestritten [74].

Einmal abstrahiert von rechtlichen Fragen der Relevanz einer festgelegten Rechtsnorm muss diskutiert werden, ob eine strikte Beachtung der beschriebenen Rechtsnorm aus ökologischen Gründen angezeigt ist. Hierfür stellt sich die Frage, ob es zumindestens im ersten Anreicherungszyklus von Relevanz ist, wenn das Erzeugnis, das direkt oder für die Herstellung umweltoffen angewand-

ter Produkte eingesetzt wird (Klinker, Zement, Beton, Mörtel), durch den verstärkten Einsatz von Ersatzbrennstoffen aus Abfällen höher mit Schwermetallen belastet wird als bei ausschließlicher Verwendung von Regelbrennstoffen. Da Beton beim Abbruch von Bauwerken zerkleinert und zwecks Recycling als Gesteinskörnung dem neuen Baustoff beigemischt wird [77], sind hier weitere Anreicherungszyklen zu berücksichtigen. Vor diesem Hintergrund ist die EN 450 [57], nach der Flugaschen aus Kraftwerken bei der Betonherstellung nur verwertet werden dürfen, wenn die Energieerzeugung ohne Abfalleinsatz erfolgt ist, sehr aktuell.

Mit der Stoffflussanalyse ist eine Methode vorhanden, mit deren Hilfe Schadstoffanreicherungen im Erzeugnis erkannt und quantifiziert werden können. Die Methode ist praxisbewährt. Sie hat aber Anwendungsgrenzen, die bekannt sein müssen und die zu beachten sind.

6. Verfügbarkeit von Schadstoffen aus Baustoffen

Die Frage der Verfügbarkeit von Schadstoffen aus Baustoffen zielt im Kern auf die tatsächliche Relevanz der Rechtsnorm selbst ab. Von Seiten der Zementindustrie wird die Auffassung vertreten, dass die natürlich und ggf. zusätzlich über Ersatzbrennstoffe eingebrachten Schwermetalle fest in der Klinker- und Betonmatrix eingeschlossen sind [74, S. 22]. In diesem Fall würde eine Anreicherung im Erzeugnis zwar rechtlich problematisch sein, tatsächlich wäre sie aber nicht relevant. Ähnliche Argumente werden für die mengenmäßig relevanten Einsatzbereiche von Kraftwerksstäuben und Kraftwerksgipsen aus der Rauchgasentschwefelung vorgetragen. Wäre diese Sichtweise zutreffend, hätte dies Auswirkungen auf den Vollzug der Rechtsnorm. Es wäre in diesem Fall auch zu diskutieren, ob die Anforderung des § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG aufgehoben oder zumindestens präzisiert werden müsste. Diese Aufgabe würde sich dann an den Gesetzgeber richten. Daher wird zunächst die Frage untersucht, ob die genannten Erzeugnisse unter den in der Praxis gegebenen Randbedingungen ihres Einsatzes Schwermetalle hinreichend fest einbinden [96].

In Abschnitt 6.1 werden die wichtigsten Elutionsverfahren für Baustoffe kurz dargestellt. In den Abschnitten 6.2, 6.3 und 6.4 werden aus der Literatur entnommene Studien und Untersuchungsprogramme zur Elution von Stäuben und Aschen aus Kraftwerken, REA-Gipsen sowie insbesondere den Baustoffen Klinker, Zement, Mörtel, Beton beschrieben und analysiert. Der Fokus wird dabei auf die Baustoffe gelegt, da diese nicht nur umweltoffen und zum Teil in direktem Kontakt zu einem Elutionsmittel eingesetzt, sondern auch teilweise mehrfach recycelt werden. Die verfügbaren Resultate zur Auslaugbarkeit werden anhand der hier formulierten Einsatzbedingungen diskutiert.

6.1 Elutionsverfahren für Baustoffe

Für die Beurteilung des Umweltverhaltens von Baustoffen reicht die Betrachtung des Gesamtgehaltes an Schwermetallen nicht aus. Vielmehr ist die Frage zu klären, in welchem Umfang diese Schwermetalle wieder in die Umwelt freigesetzt werden können. Hierzu werden verschiedene Elutionsverfahren herangezogen. Diese sind nach ihrer Zielsetzung zu unterscheiden:

- Verfügbarkeitstest dienen der Bestimmung der maximal auslaugbaren – mobilisierbaren – Schwermetallmenge. Bei der Elution werden dafür worst case-Bedingungen wie Aufmahlung auf eine sehr feine Korngröße, Auslaugung über ein breites pH-Spektrum zur Ermittlung des Maximums und ggf. schrittweise Extraktion mit Eluenten verschiedener pH-Werte (sequentielle Elution) eingesetzt.
- Auslaugbarkeitstest sind praxisorientiert und dienen der Bestimmung und Beschreibung der Auslaugbarkeit von Stoffen in einem bestimmten Milieu, über eine definierte Zeitdauer und unter definierten Nutzungsbedingungen, z.B. Freisetzung von Schwermetallen aus gehärtetem Beton ins Trinkwasser über eine Nutzungsdauer von 100 Jahren (z.B. Standtest, Trogverfahren). Ziel ist die Ermittlung von Freisetzungsraten, um eine Beurteilung des Langzeitverhaltens vornehmen zu können.

Die zu erwartenden analytisch bestimmten Mengen sind in absteigender Reihenfolge:

Gesamtgehalt

> verfügbarer/mobilisierbarer (available) Gehalt

> auslaugbarer/ausgelaugter (leachable/leached) Gehalt.

Für die Wahl des Elutionsverfahrens ist zu klären, welcher Auslaugmechanismus – Anfangsauswaschung, Diffusion oder kontinuierliche Auflösung – vorherrscht, wobei sich die Mechanismen in der Praxis auch überlagern können.

Elutionstests können in statische und dynamische Verfahren eingeteilt werden. Bei statischen Tests wird die Elution des Probenmaterials in einer definierten Menge Flüssigkeit über einen bestimmten Zeitraum ohne Austausch der Elutionsflüssigkeit durchgeführt, bei den dynamischen Tests wird die Elutionsflüssigkeit kontinuierlich oder in Intervallen erneuert. Damit kann z.B. das Verhalten gegenüber fließendem Wasser simuliert werden.

Für die Untersuchung von Baustoffen werden in der Literatur insbesondere folgende Tests beschrieben:

- Schütteltests (batch-Tests)
- Standtests
- Säulen- und Lysimetertests.

- Schütteltests

Bei den Schütteltests wird das zu untersuchende Material zerkleinert, mit dem Eluenten versetzt und über einen definierten Zeitraum gerührt oder geschüttelt. Je nach Fragestellung werden dabei u.a. das Flüssigkeits-/Feststoff-Verhältnis (liquid/solid = L/S), das Elutionsmittel (destilliertes Wasser, angereichertes Wasser), die Korngröße des zu eluierenden Materials und die Dauer der Elution variiert. Da sich der Eingangs-pH-Wert durch die Elution verschieben kann, wird er bei Verfahren wie z.B. dem pH_{stat} -Verfahren ein bestimmter konstanter pH-Wert eingestellt.

Der gängigste Schütteltest in Deutschland ist das Deutsche Einheitsverfahren DEV S4 [97] mit einem L/S von 10 und ohne pH-Wert-Einstellung.

- Standtests

Bei Standtests wird der unzerkleinerte Probenkörper so in einen mit Elutionsmittel gefüllten Behälter eingebracht, dass er von allen Seiten von diesem umgeben ist. Die Probe wird nicht bewegt, aber ggf. der Eluent. Die Elution kann je nach Fragestellung über wenige Stunden bis hin zu mehreren Wochen dauern und das Elutionsmittel gar nicht ausgetauscht, in festgelegten Zeitabständen komplett erneuert oder im Kreislauf über den Probenkörper geführt werden.

Bei stehendem Wasser stellt sich relativ schnell der Sättigungszustand in der unmittelbaren Umgebung ein, so dass die Auslaugung rasch zum Stillstand kommt. Wird ständig neues Wasser zugeführt, kann theoretisch das Gesamtpotenzial an wasserlöslichen Stoffen ausgelaugt werden.

Zu den Standtests zählt auch das Trogverfahren, das von der Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen [98] 1984 für die Untersuchung der Umweltverträglichkeit ungebundener, unverdichteter Mineralstoffe sowie gebundener oder verfestigter Probekörper im Straßenbau festgelegt wurde. Hier befindet sich das Probenmaterial in einem Siebeinsatz in einem Trog und wird analog dem DEV S4-Verfahren bei einem L/S von 10 über 24 Stunden eluiert.

- Säulen- und Lysimetertests

Bei Säulen- und Lysimetertests wird das zu untersuchende Material, das meist stückig oder feinkörnig ist, in eine Säule gebracht und von oben nach unten (Percolation), von unten nach oben mit Druck (inverse Säulenelution) oder statisch (Einfüllen und erst zum Ende der Elution ablassen) mit dem Elutionsmittel ausgewaschen. Vereinzelt werden diese Tests auch für Feststoffe angewandt (z.B. FIZ-Durchflussverfahren, vgl. Kapitel 6.4.2).

Tab. 26 zeigt eine Übersicht nach AlfaWeb [99] über international standardisierte Elutionsverfahren.

Tab. 26: Standardisierte Elutionsverfahren, nach AlfaWeb [99], ergänzt

Einflußgrößen/ Testmethode	Anwendungsbereich	Probenvorbereitung	Art des Tests/ Bewegung	Elutionsmittel	Feststoff: Flüssigkeits- verhältnis	pH-Wert	Zahl der Extrak- tionen	Zeit	Filtration
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
DIN 38414 Teil 4 (DEV S4)	feste, pastöse, schlammige Mate- rialien	Originalstruktur Grobzer- kleinerung	Schütteltest bzw. Überkopf test	dest. Wasser, ggf. auch an- dere Elutions- flüssigkeiten	1:10 bezogen auf Trocken- gewicht	unkon- trolliert	1 oder mehrere	24 h	0,45 µm Membran- filter oder Druckfil- tration
Modifikation nach TA Abfall, Teil 1, Anhang B	Sonderabfall	Originalstruktur	in Weithals- flasche ein- mal/min über Kopf	wie bei DEV S4	01:10	unkon- trolliert	1	24h	über Filterspritze mit 0,45 µm Filter
Modifikation nach VwV Stra- ßenaufbruch vom 15.11.1991	Straßenaufbruch, Bauschutt zur Verwendung im Straßenbau	Kornfraktion 0,063 / 2 mm + Kornfraktion 2 / 10 mm	Schütteltest wie DEV S4	dest. Wasser	01:10	unkon- trolliert	1	24 h, 20°C	0,45 µm Membran- filter für anorg. Para- meter, Zentrifugation für org. Parameter
DIN V 19730	Boden	< 2 mm nach Trocknung	Schütteltest 20 U/min über Kopf	1 mol/l Ammoni- umnitrat-Lösung	01:02,5	unkon- trolliert	1	2 h	Filtration über säure- gewaschene Filter zur Bodenunter- suchung

Tab. 26: Standardisierte Elutionsverfahren, nach AlfaWeb [99], Fortsetzung 1

Einflußgrößen/ Testmethode	Anwendungsbereich	Probenvorbereitung	Art des Tests/ Bewegung	Elutionsmittel	Feststoff: Flüssigkeitsverhältnis	pH-Wert	Zahl der Extraktionen	Zeit	Filtration
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
pH _{stat} (Nordrhein-Westfalen)	Abfälle, belastete Böden (anorganische Schadstoffe)	möglichst Originalstruktur, Grobzerkleinerung in Partikel < 6 mm	Schütteltest	dest. Wasser	01:10	pH 4, pH 11	1	24h	Druckfiltration über 0,8 µm Cellulosenitrat-Membranfilter Ø 50mm
Schweizer Eluat-Test	Reststoffe, Inertstoffe	Originalstruktur zylindrische Körper	Standtest; Umspülung der Probe durch Begasung	deionisiertes Wasser, kont. Begasung durch CO ₂	1 : 10 bez. auf Probengewicht	pH 4 - 4,5	2	48h, Wechsel nach 24h	0,45 µm Membranfilter
TCLP (US EPA) Methode 1311	Abfälle (flüssig, fest, mehrphasig) anorg., organ. Stoffe	Zerkleinerung < 9,5 mm	Schütteltest 30 U/min über Kopf	1) Essigsäurelsg. pH = 4,93 2) Essigsäurelsg. pH = 2,88	1:20	pH = 4,93 pH = 2,88	1	18 h	0,6-0,8 µm Glasfasfilter
Methode 1312 (nicht in Regelwerk eingeführt)	Kontaminierte Böden zur Überprüfung der Ergebnisse von Bodensanierung	Zerkleinerung < 9,5 mm	Schütteltest 30 U/min über Kopf	wässrige Lösung aus Salpeter- und Schwefelsäure pH 4,2 – 5	1:20	pH 4,2 - 5	1	18h	0,6–0,8 µm Glasfasfilter

Tab. 26: Standardisierte Elutionsverfahren, nach AlfaWeb [99], Fortsetzung 2

Einflußgrößen/ Testmethode	Anwendungsbereich	Probenvorbereitung	Art des Tests/ Bewegung	Elutionsmittel	Feststoff: Flüssigkeits- verhältnis	pH-Wert	Zahl der Ex- trak- tionen	Zeit	Filtration
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Niederländische Testverfahren: Maximale Aus- laugbarkeit (NEN 7341)	Verbrennungs- rückstände, Abfälle	< 125 µm	Rühren	deionisiertes Wasser, wird mit HNO ₃ auf einen konstanten pH eingestellt	1 : 100	pH 7 / 4	2	2 * 3 h	0,45 µm Membran- filter
Säulentest (NEN 7343)	Verbrennungs- rückstände, Abfälle	< 3mm	Säulentest	deionisiertes Wasser mit Sal- petersäure an- gesäuert	0,1; 0,5; 1; 2; 3; 5; 10	pH = 4	7 Frak- tionen		0,45 µm Membran- filter
Kaskadentest (NEN 7343)	Verbrennungs- rückstände, Abfälle	< 3 mm	Schütteltest, Mehrfach- extraktion	deionisiertes Wasser mit Sal- petersäure an- gesäuert	1:20	pH = 4	5 Eluate	23h	0,45 µm Membran- filter
Diffusionstest (NEN 7345)	Verbrennungs- rückstände, Ab- fälle	mind. 40 mm	Standtest	deionisiertes Wasser mit Sal- petersäure an- gesäuert	1:10	pH = 4	8 Eluate	0,5,1 2, 4, 8, 16, 32, 64 Tage	Filtration

Maßgebende Faktoren für die Elution von Baustoffen wie Beton sind das Prüfmaterial, das Elutionsmittel und die Elutionsbedingungen. Beim Prüfmaterial sind Art und Menge an auslaugbaren Stoffen und deren Löslichkeit, die Dichtigkeit und das Alter des Materials zum Zeitpunkt der Einwirkung des Elutionsmittels sowie die Größe der Einwirkungsfläche (Korngröße des Prüfgutes oder die Prüfkörpergröße) ergebnisbestimmend. Beim Elutionsmittel sind das Flüssigkeits-/Feststoff-Verhältnis (= L/S), der pH-Wert und die Zusammensetzung des Eluenten sowie die Temperatur entscheidend. Tab. 27 erläutert die verschiedenen Einflussgrößen [100].

Tab. 27: Einflüsse auf die Auslaugraten von Schwermetallen und Salzen aus mineralischen Baustoffen/Baustoffkomponenten in Elutionsversuchen [100]

Einflussgröße		Erklärung
		1
Art des angewandten Prüfverfahrens	1	Je nach Fragestellung kann der Einsatz unterschiedlicher Verfahren sinnvoll sein. Auslaugtests an zerkleinertem Probenmaterial sind nur dann sinnvoll, wenn die Stoffe chemisch charakterisiert werden sollen (z.B. Überprüfung der Löslichkeit), nicht aber zur Beurteilung des Langzeitauslaugverhaltens unter praxisgerechten Bedingungen. Hierzu müssen praxisorientierte Auslaugtests ans Prüfkörpern durchgeführt werden.
Korngröße des Prüfgutes / Prüfkörpergröße	2	Die Korngröße des zu prüfenden Materials bzw. die Prüfkörpergröße, hier insbesondere das Oberflächen/Volumenverhältnis, beeinflusst die Auslaugrate. Je größer die für den Eluenten verfügbare Oberfläche ist, desto größer wird auch die Konzentration der umweltrelevanten Stoffe im Eluat sein. Neben dem Zerkleinerungsgrad (s.o.) spielt auch die unterschiedliche Verteilung der Spurenelemente auf verschiedenen Korngrößen eine wesentliche Rolle.
Flüssigkeits-/Feststoff-Verhältnis (= L/S)	3	Bei Schütteltests mit zerkleinertem Probenmaterial ist die Auslaugrate direkt proportional zum Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis (= L/S). Unter der Annahme, dass in der Praxis im Laufe der Zeit L/S stets größer wird, kann durch die Variation des L/S-Verhältnisses eine Zeitachse dargestellt werden.
pH-Wert des Eluenten	4	Die pH-Wert-Abhängigkeit der Auslaugrate kommt durch die unterschiedliche Löslichkeit der Schwermetallionen bei verschiedenen pH-Werten zustande. Jedoch beeinflusst nicht nur der pH-Wert der Auslaugflüssigkeit, sondern auch die Pufferkapazität des Feststoffes (z. B. Zementstein) selber die Auslaugrate, indem sie den pH-Wert des Eluenten

		verändert, d. h. auch die chemische Zusammensetzung des auszulaugenden Stoffes ist von Bedeutung.
Zusammensetzung des Eluenten	5	Die Zusammensetzung des Eluenten hat vor allem dann eine Bedeutung, wenn andere Elutionsflüssigkeiten als entmineralisiertes Wasser bzw. künstlicher saurer Regen eingesetzt wird. Hier sind vor allem Pufferlösungen und Eluenten mit unterschiedlichen Redoxpotenzialen zu nennen.
Temperatur	6	Die Temperatur, bei der die Untersuchungen durchgeführt werden, hat einen sehr starken Einfluss auf die Auslaugrate, da die Reaktionsgeschwindigkeit exponentiell mit der Temperatur zunimmt. Ob dies als „Zeitraffereffekt“ ausgenutzt werden kann, um die Versuchszeit zu verkürzen, muss überprüft werden.

6.2 Eluierbarkeit von Stäuben und Aschen aus Kraftwerken

Steinkohleflugaschen und Schmelzkammergranulat weisen eine in der Größenordnung vergleichbare Belastung mit Schwermetallen auf, wobei die Maximalwerte der Steinkohleflugasche in der Regel höher liegen als beim Schmelzkammergranulat, vgl. Tab. 28, Spalte 1 und 3. Ein Vergleich der Eluate nach DEV S4 weist darauf hin, dass die Schwermetalle in Schmelzkammergranulaten wesentlich fester eingebunden sind als in Steinkohleflugaschen (Spalte 2 und 4). Die maximal mittels DEV S4 eluierbaren Mengen liegen für alle untersuchten Elemente bei Steinkohleflugaschen unter 1 %, bei Schmelzkammergranulaten sogar unter 0,1 % der in der Feststoffmatrix enthaltenen Schwermetallmengen.

Tab. 28: Schwermetallgehalte (mg/kg) von Steinkohleflugaschen und Schmelzkammergranulaten sowie von deren Eliuaten nach DEV S4 (mg/l) (Feststoff zu Eluent = 1 : 10); Minimum- und Maximumwerte

	Steinkohleflugaschen [101, 102]		Schmelzkammergranulate [102]	
	Feststoff (mg/kg)	Eliuat (mg/l)	Feststoff (mg/kg)	Eliuat (mg/l)
	1	2	3	4
Antimon	< 0,5 - 37	0,003 - 0,07	5 - 9,8	-
Arsen	0,6 - 321	0,002 - 0,26	7 - 41	< 0,0001 - 0,005
Blei	23 - 817	< 0,05	82 - 156	< 0,0001 - 0,003
Cadmium	0,2 - 7	< 0,01	< 0,5 - 1,9	< 0,0001 - < 0,01
Chrom	29 - 360	< 0,01 - 0,47	134 - 159	0,002 - 0,04
Chrom-VI	-	< 0,01 - 0,29	-	< 0,01
Kobalt	36 - 125	< 0,01	-	-
Kupfer	38 - 613	< 0,02	135 - 160	0,005 - < 0,01
Mangan	-	< 0,05	-	< 0,05 - 0,05
Nickel	46 - 301	< 0,01 - 0,05	104 - 117	< 0,005 - 0,011
Quecksilber	< 0,5 - 0,7	< 0,0005	< 0,1	< 0,0001 - 0,0006
Selen	-	< 0,1	< 0,1	< 0,0001 - < 0,002
Thallium	0,7 - 4	< 0,01	-	< 0,01
Vanadium	-	0,05 - 0,53	229 - 278	< 0,01
Zink	47 - 1.483	< 0,15	148 - 447	0,002 - 0,03
Zinn	-	< 0,10	-	-

6.3 Eluierbarkeit von Gips aus Kraftwerken

Untersuchungen aus Österreich [103] zeigen eine niedrige, aber nicht unbedeutende Elution von Schwermetallen aus REA-Gips aus Kohlekraftwerken, sogar unter Versuchsbedingungen im neutralen pH-Bereich (pH 7), vgl. Tab. 29. REA-Gipse werden in der Bauindustrie überwiegend im Trockenbau eingesetzt, daher werden sie hier nicht vertieft betrachtet.

Tab. 29: 31315 REA-Produkt, Eluatuntersuchung nach ÖNORM S 2072 (Eluatklassen, Gefährdungspotenzial von Abfällen) [103]

Schwermetall		REA - Produkt SN 31315		Grenzwerte ÖNORM S 2072		Grenzwerte DeponieVO Reststoff- Deponie
		[mg/l]	[mg/kg TS]	III a [mg/l]	III b [mg/l]	[mg/kg TS]
		1	2	3	4	5
Antimon	1	< 0,01	< 0,1	1	5	-
Arsen	2	< 0,01	< 0,1	1	5	1
Beryllium	3	< 0,01	< 0,1	0,05	0,5	-
Blei	4	0,01	0,1	2	10	10
Cadmium	5	< 0,002	< 0,02	0,5	0,5	1
Chrom	6	0,01	0,1	10	50	20
Chrom VI	7	< 0,004	< 0,04	-	-	1
Kobalt	8	< 0,01	< 0,1	2	10	5
Kupfer	9	< 0,009	< 0,09	10	10	10
Mangan	10	< 0,01	< 0,1	²⁾	²⁾	
Nickel	11	< 0,01	< 0,1	10	50	10
Quecksilber	12	0,0051	0,051	0,05	0,05	0,1
Thallium	13	< 0,005	< 0,05	2	2	
Vanadium	14	< 0,01	< 0,1	2	20	
Zink	15	0,16	1,6	10	100	100
Zinn	16	< 0,02	< 0,2	10	100	20

6.4 Eluierbarkeit von Klinker, Zement, Beton und Mörtel

Für Baustoffe, die überwiegend oder auch im Außenbereich eingesetzt werden, ist die Abgabe von Schadstoffen bei dauerhaftem oder wiederholtem Kontakt mit einem Eluenten von ökologischer und auch gesundheitlicher Bedeutung. Daher wird diese Frage im Folgenden anhand der verfügbaren Literatur vertieft betrachtet.

6.4.1 Elution von Mörtel mit und ohne Flugaschen nach DEV S4 – RILEM-Workshop, 1992

RILEM – die Réunion International des Laboratoires d'Essais et de Recherches sur les Matériaux et les Constructions, die Internationale Vereinigung der Forschungs- und Prüflabore für Materialien und Bauten mit Sitz in Bagneux, Frankreich, hat 1992 einen Workshop zum Auslaugverhalten von Beton und zementgebundene Materialien durchgeführt, den das Forschungsinstitut der Vereinigung der Österreichischen Zementindustrie [104] ausrichtete. Tab. 30 zeigt das Ergebnis eines Auslaugtest nach Rankers und Hoberg [105]. Hierbei werden 4x4x16 cm³-Mörtelprismen gebrochen, auf 10 mm abgesiebt und im DEV S4-Test [97] eluiert.

Tab. 30: Auslaugbarkeit von Schwermetallen aus Mörteln mit und ohne Flugaschen, RILEM-Workshop 1992 [104], Elution nach DEV S4 [97]

Zusammensetzung des Mörtels		Chrom		Cadmium		Kupfer	
		mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%
		1	2	3	4	5	6
100 % Portlandzement	1	22	44 %	<2	<1 %	28	64 %
80 % Portlandzement + 20 % Kraftwerksflugasche	2	12	30 %	<2	<1 %	12	12 %
80 % Portlandzement + 20 % MVA-Flugasche	3	8	20 %	24	82 %	46	62 %

Danach wies Mörtel ohne Flugaschen die höchsten Chromgehalte auf und auch die höchste Auslaugbarkeit für dieses Element (44 %). Der Zusatz von MVA-Flugasche führte zu einem Anstieg der Gesamtgehalte an Cadmium (mehr als Faktor 10) und Kupfer (Faktor etwa 1,6) sowie einer deutlichen Erhöhung der Auslaugbarkeit von Cadmium (von <1 % auf 82 %). Der Zusatz der Kraftwerksflugasche führte demhingegen zu einer Verringerung der Konzentration an Kupfer um über 60 % und der Auslaugbarkeit um über 80 %.

Die Ergebnisse zur Auslaugbarkeit erwiesen sich als sehr stark abhängig von der Materialaufbereitung. Bei Tests an intakten Prüfkörpern und ebenfalls neutralem pH-Wert konnten gegenüber den Ergebnissen in Tab. 30 nur sehr geringe bis nicht nachweisbare Auslaugungen festgestellt werden.

6.4.2 Elution von zementverfestigten Sekundärstoffen nach DEV S4 und FIZ – Sprung und Rechenberg, 1988 und 1994

Im Zusammenhang mit einer stärkeren Verwertung von Abfallstoffen in der deutschen Zementindustrie haben Sprung und Rechenberg [90] vom Forschungsinstitut der Zementindustrie (FIZ), Düsseldorf, das Lösungsverhalten von Schwermetallen in Wasser in Abhängigkeit vom pH-Wert und deren Einbindung in Sekundärstoffen durch Verfestigung mit Zement untersucht.

Für die Bestimmung der Löslichkeit von Schwermetallen in Abhängigkeit vom pH-Wert wurden calciumfreie wässrige Lösungen von Schwermetallsalzen (10 g/l) auf unterschiedliche pH-Werte im Bereich von 2 bis 14 eingestellt. Weitere Versuchsansätze wurden mit calciumhaltigen Lösungen - Zusatz von Ca(OH)_2 - und in zementhaltigen Suspensionen – Zusatz von 70 g Portlandzement PZ 35 F in 1 l Wasser - durchgeführt. Anschließend wurden die Feststoffe bzw. Niederschläge abfiltriert und die Lösung auf ihre Schwermetallkonzentration analysiert.

Die untersuchten Schwermetalle blieben bei calciumfreien Lösungen mit Ausnahme von Cadmium bei pH-Werten unter 7 und über 12 weitgehend in Lösung. In calciumhaltigen Lösungen betrug der lösliche Anteil an Blei, Cadmium und Zink weniger als 1 % der zugesetzten Menge. Chrom und Thallium blieben dagegen weitgehend in Lösung. In zementhaltigen Suspensionen wurden die Blei, Cadmium und Zink praktisch vollständig in unlösliche Salze überführt und ausgefällt. Der lösliche Anteil des Thalliums betrug hier nur 0,1 % der dotierten Menge, während Chrom zunächst weiter eine sehr hohe Löslichkeit aufwies.

Diese Arbeiten zeigen den großen Einfluss, den die pH-Wert-Bedingungen auf das Lösungsverhalten von wasserlöslichen Schwermetallsalzen und damit auf das Ergebnis von Elutionstest haben. pH-Werte bis 7 führen durchweg zu einer hohen Löslichkeit der dotierten Schwermetalle. Die Autoren dieser Untersuchung halten Testergebnisse, die bei niedrigen pH-Werten gewonnen wurden, für wenig praxisgerecht [90].

Die beschriebenen Untersuchungen lassen nur Rückschlüsse auf das Lösungsverhalten von wasserlöslichen Schwermetallsalzen zu. In der Praxis können diese im Anmachwasser oder gebunden oder sorptiv an ausschwemmbar Feinst- und Feinstoffe angelagert im Frischbeton vorliegen. Sie sind nicht auf in schwer-

löslicher Form im ausgehärteten Beton vorliegende Schwermetallverbindungen übertragbar.

Für die Bestimmung der Einbindung von Schwermetallen in Sekundärstoffen durch Verfestigung mit Zement wurden in einem Modellversuch Probenkörper aus Zementmörtel mit einem Zementgehalt von sechseinhalb oder elf Prozent hergestellt. Das Ansatzwasser wurde mit unterschiedlichen Konzentrationen wasserlöslicher Verbindungen von Blei, Cadmium, Chrom, Thallium und Zink dotiert. Die Mörtel wurden optimal verdichtet und bis zur Prüfung über 7 oder 28 Tage bei 20°C und nahezu 100 % relativer Luftfeuchtigkeit gelagert.

Die ausgehärteten Probenkörper wurden drei verschiedenen Auslaugtests unterzogen, wobei der pH-Wert von eingangs 7 nicht kontrolliert oder auf einen definierten Wert eingestellt wurde:

- DEV S4 nach Aufmahlen auf 0–2 mm, Verhältnis Probenmaterial zu Elutionsmittel = 100 g/l, Elutionsdauer = 24 h
- DEV S4 nach Aufmahlen auf 5–10 mm, Verhältnis Probenmaterial zu Elutionsmittel = 100 g/l, Elutionsdauer = 24 h
- FIZ-Durchflussverfahren (FIZ = Forschungsinstitut der Zementindustrie) [106], Proctorzylinder, Länge = 120 mm, Durchmesser = 96 mm. Hierbei wird der Eluent Wasser durch den unbeschädigten Probenkörper gedrückt und analysiert.

Tab. 31 zeigt die Ergebnisse für die Schwermetalle Chrom und Thallium. Der Einfluss des Zerkleinerungsgrades ist deutlich erkennbar. Die Elution am intakten Prüfkörper ergibt Werte, die um mehrere Größenordnungen unter den Werten von identischen Prüfkörpern liegen, die vor der Elution zerkleinert wurden. Die Autoren führen dies auf die geringe Wasserdurchlässigkeit der Mörtelmatrix zurück: „Beim Durchflussverfahren wird offenbar nur die Schwermetallmenge ausgelaugt, die in der Porenlösung der durchströmbaren Poren gelöst oder an deren Oberflächen adsorbiert ist.“ [90, S. 196]

Weiter zeigen die Werte der Tab. 31, dass die Auslaugbarkeit von Chrom und Thallium bei allen Proben mit steigendem Zementanteil an der Mörtelmischung sinkt. Beim FIZ-Durchflusstest führt die Erhöhung des Bindemittelanteils von 6,5 auf 11 % zu einer Verringerung der Auslaugbarkeit (und damit einer Erhöhung der Einbindung) um Faktor 10. Für die aufgemahlene Proben beträgt die Verringerung der Auslaugbarkeit maximal Faktor 3,4 (Chrom, 5 -10 mm).

Tab. 31: FIZ: Auslaugbarkeit von Schwermetallen (Prozent der dotierten Schwermetallmenge) aus Prüfkörpern nach unterschiedlichen Elutionsverfahren (Zahlenwerte aus Bild 7 und 8 in [90] abgeschätzt)

		Auslaugbarkeit von Schwermetallen (Prozent der dotierten Schwermetallmenge) nach Partikelgröße und Zementgehalt im					
		DEV S4-Elutionstest				FIZ-Durchflusstest	
		1	2	3	4	5	6
Partikelgröße	1	0-2mm	0-2mm	5-10mm	5-10mm	-	-
Zementgehalt	2	6,5 %	11 %	6,5 %	11 %	6,5 %	11 %
Chrom	3	1,1 %	0,7 %	0,5 %	0,15 %	0,01 %	0,0008 %
Thallium	4	0,6 %	0,3 %	0,1 %	0,04 %	0,005 %	0,0005 %

Die Untersuchungen umfassen nur Schwermetalle, die der Beton- oder Mörtelmischung vor dem Erhärten zugesetzt wurden (Dotierung). Somit können diese Erkenntnisse auch nur für die Schwermetallgehalte im Zement herangezogen werden, die dem Klinker nach dem Brennprozess zugefügt werden (z.B. über Rohmehlstaub aus dem Bypass).

Dotierte Schwermetalle werden nach dieser Untersuchung sehr stark über Grenzflächenreaktionen eluiert. Daher ist die Frage der Körnung/Aufmahlung der Probenkörper ergebnisbestimmend. Hier ist zu diskutieren, welche Versuchsbedingungen praxisgerecht sind. Auch diese Untersuchung dokumentiert daher den herausragenden Einfluss der Probenaufbereitung auf das Resultat der Elution.

In einer weiteren Untersuchung haben Sprung, Rechenberg und Bachmann [107, 108] Elutionsversuche mit 4x4x16 cm³-Prüfkörpern aus Portlandzement (PZ 35 F), Portlandflugaschezement (CE II/B-V) und Portlandpuzzolanzement (CE II/A-Q) mit unterschiedlicher Gefügedichtigkeit (Wassorzementwerte w/z zwischen 0,5 und 0,7) durchgeführt. Die Prüfkörper wurden bei der Herstellung mit Schwermetallen dotiert (jeweils 100 mg Cr, Tl, Hg pro Liter Anmachwasser) und in einem schwach durchströmten Lagerbecken ausgelaugt.

Die Eluatanalysen zeigten, dass die Abgabe von Schwermetallen aus Beton an den Eluenten den Diffusionsgesetzen folgte. Die ausgelaugten Mengen hingen deutlich von der Gefügedichtigkeit des Betons ab. Für alle untersuchten Elemente wurde festgestellt, dass sich die eluierten Schwermetallkonzentrationen mit abnehmendem w/z-Wert verringerten. Das heißt, aus dichtem Beton wurden wesentlich weniger Schwermetalle ausgelaugt als aus Beton mit erhöhtem Kapillarporenvolumen. Die eluierten Schwermetallmengen nahmen außerdem zu, wenn weniger dichter Beton mit aggressivem – in diesem Fall mit CO₂ versetzten

– Wasser statt mit Düsseldorfer Trinkwasser ausgelaugt wurde. Die sich dabei im Gesamteluat einstellenden Konzentrationen bewegten sich im Bereich Mikro- bis Nanogramm pro Liter Wasser.

Tab. 32 zeigt die Gesamtmenge ausgelaugter Schwermetalle im Alter von 400 Tagen aus Betonen mit und ohne künstliche Anreicherung von Schwermetallen.

Tab. 32: FIZ: Gesamtmenge ausgelaugter Schwermetalle im Alter von 400 Tagen aus Betonen mit und ohne künstliche Anreicherung von Schwermetallen [107, 108]

Dotierung: jeweils 100 mg Cr, Tl, Hg pro l Anmachwasser

		Elutionsmittel Trinkwasser			Elutionsmittel mit kalklösen- der Kohlensäure		
		Cr (mg)	Tl (mg)	Hg (mg)	Cr (mg)	Tl (mg)	Hg (mg)
		1	2	3	4	5	6
Nullbetone	1	0,1	< 0,01	0,002	0,13	< 0,01	0,002
Dotierte Betone	2	0,13	0,02	0,002	0,55	0,4	0,007

6.4.3 Weitere Untersuchungen zur Elution von Beton nach DEV S4, 1994/1995

Schmidt und Vogel [109] von der Firma Heidelberger Zement führten Versuche zum Elutionsverhalten von Beton durch. Es wurden Prüfkörper (Prismen) aus Normmörtel (FAHZ 35 F), der bis zu 15 % Flugasche aus Steinkohlefeuerung enthielt, hergestellt und über 28 Tage erhärtet. Die Prismen wurden in einem Trogversuch über 24 h von anfangs neutralem Wasser umspült. Im Eluat konnten Schwermetalle nur unterhalb der Grenzwerte der Trinkwasserverordnung im Bereich der Nachweisgrenze festgestellt werden.

Die Autoren stellen im Zusammenhang mit ihrer Untersuchung auch Testergebnisse anderer Autoren über die Elution von Beton in der Wiederverwertungsphase dar. In der Untersuchung von Junker und Damm [110] wurden Eluattests von gebrochenem Beton einer Autobahn nach DEV S4 durchgeführt. Auch hier lagen die Ergebnisse unterhalb der Grenzwerte der Trinkwasserverordnung und im Bereich der Nachweisgrenze.

Guo et al. [111] konnten zeigen, dass in Trinkwasserrohren unter wechselnden Durchflussbedingungen – abwechselndes Stagnieren und Fließen von Wasser – signifikante Erhöhungen von Cadmium, Chrom und Barium im durchfließenden Wasser auftreten können.

Die Untersuchungen unterstreichen die Ergebnisabhängigkeit der Elution von Beton/Mörtel von den gewählten Versuchsbedingungen. In diesen Fällen wurden nur sehr sanfte Testbedingungen angewandt, was zu einer kaum nachweisbaren Elution der untersuchten Elemente führte.

Zum DEV S4-Test stellen Schießl und Hohberg [101, S. 49 f.] fest, dass es weder Informationen über die zeitabhängige Freisetzungsrates liefert, noch die Anforderungen an einen Verfügbarkeitstest erfüllen kann.

6.4.4 Elution von Zement und Mörtel mittels Leitungs- und Mineralwasser – Association Technique de l'Industrie des Liantes Hydraulique (ATILH), 1993

Vor dem Hintergrund steigender Abfalleinsatzmengen bei der Zementherzeugung haben Germaneau, Balotte und Defosse vom Forschungsinstitut der Französischen Zementindustrie, Association Technique de l'Industrie des Liantes Hydraulique (ATILH), eine Untersuchung durchgeführt, ob sich diese Entwicklung negativ auf die Trinkwasserqualität und die Umwelt auswirken kann [112]. Hierfür wurden Mörtelbarren aus Sand und neun unterschiedlichen Industriezementarten (OPZ, HPR, Mischzement mit 20 % Kalkstein und Zemente und Mischzemente mit Schlacken- und Flugaschezusatz) hergestellt.

Weiter wurden vier synthetische Zementsorten (SYN) erzeugt. Rohmehl aus einem Zementwerk wurde mit unterschiedlichen Mengen von Schwermetallsalzen von Chrom, Blei und Cadmium versetzt und die derart dotierten Rohmehle im Labor in Analogie zum realen Brennprozess thermisch behandelt und aus ihnen Klinker erzeugt. Aus diesen Zementarten wurden Mörtelbarren (4x4x16cm) hergestellt und einen Monat ausgehärtet. Alle Prüfkörper wurden unter statischen Bedingungen in 1,44 l Elutionsmittel gelegt und einer sequentiellen Elution unterzogen. Der Eluent wurde nach 1 Stunde, 1 Tag, 1 Woche, 1,5 bis 9 Monaten ausgetauscht und durch frisches Elutionsmittel ersetzt. Als Eluent diente deionisiertes Wasser oder das kommerzielle Mineralwasser Evian.

In den Mineralwasser-Eluaten wurden Schwermetallkonzentrationen im Bereich der Nachweisgrenze von wenigen µg/kg festgestellt. Auf diesem niedrigem Niveau zeigte sich, dass in der Regel die erste Elution die höchsten Werte lieferte. Die Elution mit deionisiertem Wasser lieferte auf diesem niedrigem Niveau um etwa eine Größenordnung höhere Werte. Tab. 33 zeigt, welcher Anteil der im Zement enthaltenen Schwermetalle unter den beschriebenen Testbedingungen bei zwölf der untersuchten Zemente innerhalb der ersten Elutionen auslaugbar war.

Tab. 33: ATILH: Eluierter Anteil der im Zement enthaltenen Schwermetalle entsprechend den beschriebenen Testbedingungen innerhalb der ersten Elution mit Deionat [112, 113]

Zementart		Eluierter Anteil der im Zement enthaltenen Schwermetalle entsprechend den beschriebenen Testbedingungen innerhalb der ersten Elution mit Deionat für	
		Chrom	Blei
		1	2
Synthetische Zemente			
SYN 70	1	0,28 %	0,40 %
SYN 530	2	0,51 %	0,02 %
SYN 975	3	0,55 %	0,07 %
SYN 1800	4	0,61 %	0,03 %
Industrielle Zemente			
OPC 2	5	0,32 %	0,00 %
SC 1	6	0,15 %	0,00 %
OPC 1	7	0,28 %	0,00 %
OPC 5	8	0,47 %	6,80 %
SC 3	9	0,27 %	1,01 %
SC 2	10	0,15 %	3,84 %
PFA OPC [113]	11	0,19 %	0,11 %
Silicate O [113]	12	0,19 %	0,42 %

Die Elution erwies sich als abhängig von der Zementart. Unter den beschriebenen Testbedingungen verlief die Elution diffusionsgesteuert. Daher stellten sich in der Regel sehr niedrige Auslaugraten ein. Für einzelne Zementarten wurden aber auch höhere Auslaugraten beobachtet.

Die hohen Blei-Elutionsraten bei den industriellen Zementen OPC5, SC2 und SC3 werden Unterschieden in der Natur der Blei-bindenden Phasen zugeschrieben, wie dies auch schon von anderen Autoren beobachtet worden ist [114].

Das Element Chrom wies Besonderheiten im Elutionsverhalten auf. Für die Industriezemente (Tab. 33, Zeile 5 bis 12) wurden sehr niedrige Elutionskonzentrationen im Bereich von 0 bis 30 µg/kg in mit den Elutionen abnehmenden Konzentrationen festgestellt. Höhere Konzentrationen ergaben sich für die synthetischen Zemente (Tab. 33, Zeile 1 bis 4). Die Chromkonzentration nahm mit der Anzahl der Elutionen ab, unabhängig von der Dauer der Elution. In den ersten Stunden der Elution stieg die Konzentration an, erreichte nach etwa einer Woche ein Maximum und nahm dann wieder ab.

Über alle Messungen zeigte sich, dass die eluierte Fracht proportional der Chromkonzentration im Prüfkörper verlief. Die Autoren weisen darauf hin, dass die Konzentrationen im Bereich des Löslichkeitsprodukts für Cr^{3+} -Hydroxide verlaufen. Bei höheren pH-Werten von 10 bis 12 können die Konzentrationen durch Umwandlung von $\text{Cr}(\text{OH})_3$ zu $\text{Cr}(\text{OH})_4^+$ in den Bereich von 500 bis 5.000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ steigen.

6.4.5 Elution von Mörtel nach ANSI/NSF 61, 1993

Colucci, Epstein und Bartley [115] von NSF International sowie Seebach und Tseng [116] untersuchten Oberflächeneffekte und Auslaugung von Zementproben, um die Auswirkung von Betonprodukten auf die Trinkwasserqualität zu ermitteln. Die Untersuchungen wurden anhand von Mörtelprüfkörpern (Würfel) durchgeführt, die gemäss ASTM (American Society of Testing and Materials)-Norm C-109 hergestellt und gelagert wurden. Weiterhin wurden Mörtelproben aus Klinker, der mittels Regelbrennstoffen und mittels Brennstoffen aus Sonderabfällen erzeugt worden war, getestet. Die intakten Prüfkörper wurden nach ANSI (American National Standards Institute)/NSF 61 [117] über 72 Stunden in wässriger Lösung bei pH-Wert 5 oder 10 gelagert und das Eluat anschließend auf Schwermetalle analysiert.

Für die Mehrzahl der Proben waren Schwermetalle im Eluat nicht nachweisbar. Unterschiede im Eluatverhalten zwischen den Mörtelproben, die mit Sonderabfall- oder Regelbrennstoffen hergestellt worden waren, konnten nicht festgestellt werden.

Von allen analysierten Schwermetallen konnten nur Antimon, Cadmium und Chrom in einigen Eluaten der pH 5-Serie sowie Chrom und Nickel in denen der pH 10-Serie festgestellt werden, am häufigsten das Element Chrom. Ein Unterschied des Eluatverhaltens von Chrom in Abhängigkeit vom verwendeten Brennstoff konnte nicht festgestellt werden. Die Auslaugraten waren insgesamt niedrig, Unterschiede zwischen den untersuchten Zementarten bzw. Arten der verwendeten Brennstoffe waren nicht erkennbar. Negative Effekte auf die Trinkwasserqualität, wenn Trinkwasser durch Betonrohre aus den untersuchten Zementqualitäten geleitet werden würde, wurden nicht errechnet.

Diese Untersuchung stellt einen weiteren Beleg dar, dass aus intakten Prüfkörpern aus Mörtel oder Beton über die Oberfläche diffusionsgesteuert nur eine sehr geringe Eluierbarkeit von Schwermetallen feststellbar ist. Allenfalls das Element Chrom führt unter diesen Testbedingungen zu messbaren Auslaugraten.

6.4.6 Elution von Zement und Zementofenfilterstaub nach TCLP – Portland Cement Association (PCA), 1992

Die Toxicity Characteristic Leaching Procedure der US-amerikanischen Umweltbehörde EPA [118, 119, 120], kurz TCLP-Test, vgl. Tab. 26, ist seit 1990 der offizielle Auslaugtest (leaching test) in den USA zur Bewertung von Abfällen.

Im Rahmen der Aktualisierung einer Untersuchung des US-Bureau of Mines hat die Portland Cement Association Zement und Zementofenfilterstaubproben von 97 nordamerikanischen Werken untersucht und die Ergebnisse 1992 veröffentlicht [121]. Die Gesamtgehalte an Schwermetallen wurden bestimmt – vgl. Tab. 34 – und deren Auslaugbarkeit mittels TCLP getestet, vgl. Tab. 35.

Tab. 34: Portland Cement Association [121, S. 4]: Gesamtgehalt (säurelöslich) an Schwermetallen im Zement und Zementofenfilterstaub – ohne die Ergebnisse unterhalb der Nachweisgrenze (Gesamtanzahl = 99)

Element		Zement (mg/kg)				Zementofenfilterstaub (mg/kg)			
		Min.	Mittel	Max.	n =	Min.	Mittel	Max.	n =
		1	2	3	4	5	6	7	8
Quecksilber	1	<0,001	0,014	0,04	21	0,004	0,66	25,5	68
Selen	2	0,62	①	2,23	6	2,68	28,14	307	54
Thallium	3	0,01	1,08	2,68	32	1,4	43,24	776	89
Cadmium	4	0,03	0,34	1,12	42	0,1	10,3	59,6	81
Blei	5	1	12	75	82	34	434	7.390	95
Antimon	6	0,7	①	4	2	0,3	①	3,4	9
Arsen	7	5	19	71	54	2	18	159	50
Nickel	8	10	31	129	85	1	22	60	65
Beryllium	9	91	280	1.402	94	0,13	0,65	3,54	94
Chrom	10	25	76	422	94	8	41	293	95

① nicht sinnvoll, da große Anzahl der Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze

Die Ergebnisse in Tab. 34 und Tab. 35 sind nach abnehmender Flüchtigkeit der Metalle geordnet. In beiden Tabellen ist die Anzahl der Ergebnisse unterhalb der Nachweisgrenze (Differenz der Probenzahl n zu 99) insbesondere bei den flüchtigen Metallen beim Zement deutlich größer als beim Zementofenfilterstaub.

Diese Versuche ergaben eine signifikante Auslaugung der in der jeweiligen Probenmatrix enthaltenen Schwermetalle. Dies ist auf die aggressiveren Auslaugbedingungen des TCLP-Test gegenüber den in Deutschland verwendeten Verfahren zurückzuführen, vgl. z.B. pH-Werte in Tab. 26.

Tab. 35: Portland Cement Association [121, S. 5]: Ergebnisse der Auslaugtest (EPA-TCLP [118]) von Zement und Zementofenfilterstaub – ohne Ergebnisse unterhalb der Nachweisgrenze (Gesamtanzahl = 99)

Element		Zement (µg/l)				Zementofenfilterstaub (µg/l)			
		Min.	Mittel	Max.	n =	Min.	Mittel	Max.	n =
		1	2	3	4	5	6	7	8
Quecksilber	1	0,1	0,6	5	32	0,2	1,8	22,3	61
Selen	2	1	11	25	17	6	152	1.711	38
Thallium	3	2	10	28	16	10	380	4.500	84
Cadmium	4	0,3	1,9	12,5	29	0,1	28,8	220	24
Blei	5	2	9	29	41	2	349	9.718	70
Antimon	6	3	①	63	7	3	12	31	25
Arsen	7	5	27	84	19	3	66	636	26
Nickel	8	60	①	170	8	60	130	320	19
Beryllium	9	0,1	0,5	3	61	0,1	0,4	2,9	42
Chrom	10	70	540	1.540	92	10	100	1.290	78

① nicht sinnvoll, da große Anzahl der Meßwerte unterhalb der Nachweisgrenze

Weiter zeigt Tab. 34, dass sich die flüchtigen Metalle Quecksilber, Selen, Thallium, Cadmium und Blei mehr im Filterstaub anreichern, während die weniger flüchtigen Metalle Chrom, Beryllium, Nickel und Arsen sich überwiegend im Zement konzentrieren. Allerdings sind die Massenströme zu beachten: PCA [121, S. 50] gibt ein Verhältnis von Zementofenstaub zu Klinker von 1 : 12 an, was einem Verhältnis von Zementofenstaub zu Zement von etwa 1 : 15 entspricht. D.h. nur bei Schwermetallkonzentrationen im Zementofenstaub, die deutlich mehr als Faktor 15 über den jeweiligen Konzentrationen im Zement liegen, kann von einer Anreicherung im Zementofenstaub gesprochen werden. Dies trifft auf die flüchtigen Metalle Quecksilber, Selen, Thallium, Cadmium und Blei zu.

Von den Frachten unabhängig ist die Frage der Eluierbarkeit der eingebundenen Schwermetalle. Neben der überwiegend höheren Anzahl an Zementofenfilterstaubproben mit nachweisbarem Metallgehalt im Eluat ist auch eine höhere Auslaugbarkeit für die meisten Metalle verglichen mit Zement festzustellen. Die deutlich bessere Schwermetalleinbindung in Klinker und Zement gegenüber Filterstäuben ist relevant für die Beurteilung von Zement, bei dessen Produktion die Filterstäube dem Klinker in der Zementmühle zugeschlagen werden.

6.4.7 Elution von Mörtel nach TCLP – Hansen und Miller, 1993

1993 veröffentlichten Hansen und Miller [122] umfangreiche Versuche mit dem TCLP-Test der US-EPA an ausgehärteten Probenkörper (ASTM C109 cubes) aus Mörtel. Die 32 Probenkörper stammten von unterschiedlichen Zementwerken. Nach 28-tägiger Aushärtung wurden die Probenkörper entsprechend TCLP-Test [118] aufgemahlen und eluiert. Tab. 36 zeigt die Ergebnisse der Elutionsversuche der Probenkörper in aggregierter Form.

Tab. 36: Hansen und Miller: Resultate des TCLP-Auslaugtests [118] an Probenkörpern aus Mörtel [122]

Element		Einheit	Probenkörper aus Mörtel (n = 32)		
			Min.	Mittel	Max.
		1	2	3	4
Arsen	1	µg/l	< 33	41	69
Blei	2	µg/l	< 16	58	97
Cadmium	3	µg/l	< 1	1,6	3
Chrom	4	µg/l	< 2	138	622
Selen	5	µg/l	< 43	46	57

Auch nach Fertigung eines Probenkörpers aus Zement und Sand sind die fünf untersuchten Schwermetalle im TCLP-Auslaugtests anteilig verfügbar. Dies dürfte auf die Probenzerkleinerung und den niedrigen pH-Wert zurückzuführen sein.

6.4.8 Elution von Beton nach modifiziertem TCLP – Kanare und West, 1993

Kanare und West [123] untersuchten 1993 u.a. vier Beton-Probenkörper mittels TCLP-Test [118] auf ihre Auslaugbarkeit von Schwermetallen. Um den Einfluss des pH-Wertes zu ermitteln, wurde die TCLP-Testvorschrift modifiziert und zusätzlich die Elution mit neutralem deionisiertem Wasser durchgeführt. Tab. 37 zeigt die im Eluat gemessenen Schwermetallgehalte. Selbst moderate Änderungen des pH-Wertes des Elutionsmittels von pH 5 zu pH 7 haben einen großen Einfluss auf die Auslaugbarkeit der Schwermetalle. So nimmt die Eluierbarkeit in der Regel mit der Erhöhung des pH-Wertes von 5 auf 7 ab (ausgenommen Nickel bei Probe TD 82).

Tab. 37: Kanare und West: Ergebnisse des Auslaugtests EPA-TCLP [118] mit pH 5 und modifiziert mit pH 7 von Probenkörpern aus Beton [123]

Element		Einheit	Probe TD 82		Probe EC 82		Probe TD 84		Probe EC 84	
			pH 5	pH 7	pH 5	pH 7	pH 5	pH 7	pH 5	pH 7
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Antimon	1	µg/l	-	-	-	-	20	< 9	-	-
Cadmium	2	µg/l	5,4	< 0,1	-	-	-	-	-	-
Chrom	3	µg/l	120	< 85	190	60	220	< 110	300	208
Nickel	4	µg/l	21	29	170	< 7	300	44	290	< 7
Thallium	5	µg/l	-	-	-	-	-	-	6	< 1

6.4.9 Elution von Zement nach NEN 7341, NEN 7343, DEV S4 und CEN TC 292 – INTRON, 1996

Das niederländische Institut INTRON, ein privatwirtschaftlich geführtes Labor, hat im Auftrag der Ciments d'Obourg [124] vier verschiedene Auslaugtests mit einem unter Abfalleinsatz (hier: verbrauchte Katalysatoren) hergestellten Zement durchgeführt [125] (vgl. auch Tab. 26):

- NEN 7341 (Maximale Auslaugbarkeit) [126]
- NEN 7343 (Kaskaden-Schütteltest/Säulenelutionstest) [127]
- DEV S4 (Schüttel- oder Überkopftest) [97]
- CEN TC 292 (Auslaugtest für körnige Abfälle und Schlämme), mittlerweile als europäische Vornorm prEN 12457-1/4 [128] verabschiedet.

Tab. 38 zeigt die Resultate unterschiedlicher Auslaugtests, die mit unter Abfalleinsatz – verbrauchte Katalysatormassen – hergestellten Zementproben durchgeführt wurden.

Bei den Untersuchungsverfahren, die intakte Probenkörper aus Zement eluieren, ist nur eine sehr geringe Auslaugung feststellbar, auch bei einem niedrigen pH-Wert (pH 4 bei NEN 7343). Dagegen kommt es bei der aufgemahlene Probe nach NEN 7341 und einem niedrigen pH-Wert zu hohen Verfügbarkeiten. Die Anwendung der NEN 7343 auf einen monolithischen Probenkörper entspricht nicht den Vorgaben; diese sehen eine Zerkleinerung der Probenmatrix auf < 3 mm vor, siehe Seite 89.

Tab. 38: INTRON: Ergebnisse von Auslaugtests mit einem unter Abfalleinsatz – verbrauchte Katalysatoren – hergestellten Zement [125]

Element		Gesamt- gehalt in Zement- probe	Verfüg- barkeit nach NEN 7341 [126]	Auslaugbarkeit nach		
				NEN 7343 [127]	DEV S4 [97]	CEN TC 292 [128]
Probe			Material gemahlen	Monolith	Monolith	Monolith
pH-Wert			4 / 7	4	unkontroll.	unkontroll.
Einheit		mg/kg	%	mg/m ²	µg/l	µg/l
		1	2	3	4	5
Antimon	1	6,1	< 3	< NWG	< 10	25
Arsen	2	6,5	2	< NWG	< 1	< 1
Blei	3	8,5	20	< NWG	7,6	3,7
Cadmium	4	0,31	100	< NWG	< 0,06	< 0,2
Chrom	5	48	20	< NWG	34	60
Kobalt	6	15	5	< NWG	7,6	< 2
Kupfer	7	26	40	< NWG	48	6,9
Nickel	8	46	20	< NWG	< 2	< 2
Quecksilber	9	0,03	< 15	< NWG	-	-
Selen	10	<0,5	-	< NWG	< 3,5	5,1
Vanadium	11	118	2	< NWG	< 10	25
Zink	12	59	50	< NWG	39	< 5

6.4.10 Elution von Zement und Mörtel nach NEN 7341 und anderen Verfahren – ECN Soil & Waste Research (NL), 1997

Van der Sloot [129] sowie van der Sloot und Höde [130] vom niederländischem ECN Soil & Waste Research veröffentlichten umfangreiche Untersuchungen zum Auslaugverhalten von Zementmörteln. Geprüft wurden insgesamt zwölf Zementqualitäten, die alle von Ciments d'Obourg, einem belgischen Zementwerk, zur Verfügung gestellt wurden. Einige dieser Proben wurden nur mit natürlichen Ausgangsstoffen und Regelbrennstoffen, andere unter Verwendung von Abfällen hergestellt. Als Auslaugtests wurden unterschiedliche Verfahren, die in Deutschland, den Niederlanden und Frankreich entwickelt wurden, eingesetzt.

Untersucht wurde die Auslaugung intakter Prüfkörper und aufgemahlener Proben, jeweils den Vorschriften der eingesetzten Auslaugverfahren entsprechend. Die Untersuchung intakter Prüfkörper dient der Modellierung des Umweltverhal-

tens von Zementerzeugnissen wie Pfeiler, Fundamente, Wände u.ä. während der Nutzungsphase – dem service life. Die Tests mit aufgemahlene Proben sollen das Umweltverhalten in der Nachnutzungsphase – dem secondary life – des Werkstoffs, beispielsweise als Bauschutt, simulieren.

Tab. 39 zeigt die während des service life von einem 1 m³ Zementblock bei 100-jährigem Wasserkontakt freigesetzten Stoffe sowie die Grenzwerte des niederländischen Baustoffelasses [131].

Tab. 39: ECN Soil & Waste Research: Freisetzung von Elementen während des service life von Zementerzeugnissen [129] und Grenzwerte des Baustoffelasses [131]

Element		Freisetzung in 100 Jahren, errechnet nach Untersuchungsbefund (mg/m ² in 100 Jahren)	Grenzwert Baustoffelass Kategorie 1 für 100 Jahre Wasserkontakt (mg/m ²)
		1	2
Barium	1	2.004	6.300
Blei	2	138	1.275
Chrom	3	209	1.500
Molybdän	4	72	150
Vanadium	5	92	2.400
Zink	6	29	2.100

Die Elution während der Nutzungsphase ist gering. Die Auslaugreaktion verläuft diffusionsgesteuert. Der Transport innerhalb des Prüfkörpers läuft aufgrund der gegebenen sehr geringen Wasserdurchlässigkeit sehr langsam ab.

Für die Simulation der Nachnutzungsphase von Zement wurden die Proben auf eine Korngröße kleiner 2 mm aufgemahlen und bei pH-Wert 7–11 eluiert. Die gemessene Freisetzung von Schwermetallen aus der Grenzfläche von 1 m² des Baustoffes (hochgerechnet auf 100 Jahre) fällt vergleichsweise hoch aus; bei sieben der vierzehn bestimmten Elemente überschreiten die berechneten Maximalwerte die niederländischen Grenzwerte für Baustoffe [131]. Tab. 40 zeigt Abschätzungen auf der Basis von Elutionsuntersuchungen.

Insgesamt zeigten diese Untersuchungen eine hohe Abhängigkeit der Elution von den folgenden Faktoren:

- Korngröße des Probenkörpers,
- pH-Wert des eluierenden Wassers,
- Zementart.

Tab. 40: Vergleich der Freisetzung von Schwermetallen aus end of life-Beton [129] mit Nutzungskriterien [131]; Fettdruck: Grenzwertüberschreitung

Parameter		berechnete Freisetzung [129] (mg/m ² in 100 Jahren) ^①		Baustoffeinsatz [131] (mg/m ² in 100 Jahren) ^① , Kategorie 1
		Minimum	Maximum	
		1	2	3
Antimon	1	108	705	39
Arsen	2	54	1.034	435
Blei	3	54	370	1.275
Cadmium	4	5,4	11,9	12
Chrom	5	116	143.660 (28.000)^②	1.500
Kobalt	6	11	11.600	300
Kupfer	7	54	2.080	540
Molybdän	8	55	20.500	150
Nickel	9	54	3.900	525
Quecksilber	10	2,7	2,7 ^③	4,5
Selen	11	54	54 ^③	15
Vanadium	12	620	28.600	2.400
Zink	13	54	1.200	2.100
Zinn	14	54	3.226	300

① Einheit gibt die Freisetzung von Schwermetallen über 100 Jahre aus der Grenzfläche von 1 m² des Baustoffes an.

② Wert in Klammern: Maximalwert bei Nichtberücksichtigung eines Extremwertes

③ ungenügende Analysenempfindlichkeit

Eine Abhängigkeit der Elutionsergebnisse von den Gesamtgehalten des Probenkörpers an Schwermetallen konnte nur für Vanadium festgestellt werden.

Tab. 41 zeigt für das Element Chrom die Abhängigkeit der Verfügbarkeit und der Auslaugbarkeit von pH-Wert und Zementart für einen aufgemahlene Prüfkörper. Die CEM I-Zemente sind Portlandzemente, CEM II bis CEM V sind Schlackenzemente, SPCEM sind mit 100 % künstlicher Schlacke erstellt.

Die Extraktion nach NEN 7341 erfolgte sequentiell mit pH 7 gefolgt von pH 4. Die Eluate werden vereinigt. Der pH static leach test [132] wird mit einem Flüssig/Fest-Verhältnis von 10 : 1 über 24 Stunden mit verschiedenen pH-Werten durchgeführt, um die maximale Auslaugbarkeit zu bestimmen. Dieser Test wurde von der Arbeitsgruppe 6 des CEN TC 292 weiter standardisiert (vgl. Abschnitt 6.4.9).

Tab. 41: ECN Soil & Waste Research: Gesamtgehalte und Verfügbarkeit bzw. Auslaugbarkeit von Chrom unter spezifischen Versuchsbedingungen [129, Table 2 und Fig. 9]

Probe		Original-Mörtel	aufgemahlener Zementmörtel			
		Cr-Gehalt (mg/kg)	Verfügbarkeit NEN 7341 [126] (pH 7 + pH 4) (mg/kg)	Auslaugbarkeit im pH static leach test [132]		
				Max. (mg/kg)	bei pH	bei pH 12,5 (mg/kg)
		1	2	3	4	5
CEM I – 1	1	27	10,94	10,7	10	2,26
CEM I – 2	2	181	131	142	6	34
CEM I – 3	3	21	1,1	1,41	10	0,6
CEM I – 4	4	47	31,8	25,8	8	7,3
CEM I – 5	5	31	20	31	7	5
CEM II/B – 6	6	14	2,04	2,07	10	0,49
CEM II/B – 7	7	29	10,1	7,52	9	3,3
CEM II/B – 9	8	18	1,81	2,12	8	0,67
CEM III/B – 10	9	22	0,52	1,30	10	1,32
CEM V/A – 8	10	25	15,9	15,75	10	3,05
SPCEM – 11	11	89	1,98	2,5	4	0,18
SPCEM – 12	12	67	0,68	2,69	10	0,72

6.4.11 Elution von Beton nach Trogttest und Verfügbarkeittest – CEN/TC 51 und CEN/TC 104, 1999

Das Europäische Komitee für Normung (CEN) ist die europäische Normungsinstitution. Die Vorarbeiten der Normung werden von Ausschüssen, den Technical Committees (TC), und deren Working Groups (WG) durchgeführt.

Auf Initiative des CEN/TC 51 Cement and building lime und CEN/TC 104 Concrete wurde eine technische Arbeitsgruppe gegründet, die Forschungen zum Umweltverhalten von Beton und dessen Auswirkungen auf das Trinkwasser im Rahmen eines EU-Forschungsprogramms begleitet hat. Es wurden analytische Untersuchungsserien unter mehreren europäischen Laboratorien (Interlaboratory Studies) für jeweils unterschiedliche Betonarten durchgeführt. Im Folgenden werden die wesentlichen Erkenntnisse des CEN-Reports [133] dieser Studien sowie die Schlußfolgerungen der Autoren über das Auslaugverhalten von ausgehärtetem Beton auf die Umwelt dargestellt.

6.4.11.1 Interlaboratory Study 1 – ILS#1

Ausgangspunkt von ILS#1 war das Ergebnis einer Literaturlauswertung, wonach der hauptsächliche Austragspfad von unzerkleinerten Betonkörpern diffusionsgesteuert ist. Daher wurde ein Diffusionstest (Trogtest) zusammen mit einem Test auf maximale Auslaugbarkeit (Verfügbarkeitstest) für erforderlich erachtet, um die effektiven Diffusionskoeffizienten zu ermitteln. Diese sollen es ermöglichen, das Langzeit-Auslaugverhalten von Beton im Außenbereich vorherzusagen. Die detaillierten Testbedingungen sind im zweiten Teil des CEN-Berichtes enthalten und sollen hier nur in den wesentlichen Eckdaten wiedergegeben werden [134].

Beim Trogtest wird ein aus dem Probenmaterial erzeugter intakter Betonwürfel (monolithischer Prüfkörper) mit Kantenlänge 100 mm in einem Trog mit destilliertem Wasser über 7 Tage oder 14 Tage gelagert. Das Wasser hat zu Beginn einen neutralen pH-Wert, der sich aber durch die Auslaugung des Prüfkörpers ins Alkalische verschiebt. Nach Beendigung der Lagerzeit kann die Elution mit frischem Wasser fortgesetzt werden.

Für den Verfügbarkeitstest wird der ausgehärtete Beton zermahlen und gesiebt: 90 % der Masse müssen eine Körnung kleiner 125 µm aufweisen. Das fein gemahlene Testmaterial wird einer sequentiellen Elution unterzogen (bei pH 7 und anschließend bei pH 4).

Der Mischung für den Prüfbeton bestand aus 12,9 % Portlandzement (Klasse 42,5), 2,6 % Kohlekraftwerksflugasche, 7,7 % Wasser sowie knapp 77 % aus Grobkies (8 – 16 mm), Feinkies (2 – 8 mm) und Sand (< 2 mm).

Tab. gibt für diesen Beton ermittelten Gesamtgehalte und die verfügbaren sowie die eluierten Mengen der fünfzehn untersuchten Schwermetalle wieder.

Die nach einer Woche eluierten Schwermetallmengen lagen für sieben der fünfzehn Schwermetalle (Antimon, Molybdän, Nickel, Quecksilber, Selen, Vanadium, Zinn) im Bereich der Nachweisgrenze oder darunter. Für die anderen acht Metalle wurden Emissionsraten (E 7d) im Bereich kleiner 0,1 (Cadmium) bis knapp 10 mg/m² (Blei) festgestellt. Aus diesen Werten wurden Emissionsraten für eine Elutionsdauer von 64 Tagen hochgerechnet. Diese lagen für die acht Metalle im Bereich von kleiner 0,3 bis knapp 32 mg/m².

Tab. 42: CEN ILS#1: Auslaugung von Beton im Trogttest; Mittelwerte der ersten Messkampagne [133, Table 2a];

L = eluierte Menge; E = emittierte Menge pro Fläche (der Umrechnungsfaktor für einen 100 mm Würfel ist 39,3); NWG = Messwert unterhalb oder im Bereich der Nachweisgrenze

		Gesamtgehalt (mg/kg)		Verfügbarkeit		Eluierte Menge nach 7 Tagen (E 7d gemessen)		Eluierte Menge nach 64 Tagen (berechnet nach Daten für 7 d)	
		gemessen	berechnet	L max. (mg/kg)	E max (mg/m ²)	L 7d (mg/kg ²)	E 7d (mg/m ²)	L 64d (mg/kg ²)	E 64d (mg/m ²)
		1	2	3	4	5	6	7	8
Antimon	1	< 1,96	-	0,2	-	-	NWG	-	-
Arsen	2	5,15	202	0,15	5,9	< 0,1	< 1,67	0,13	< 5,1
Blei	3	13,6	535	0,65	25,5	0,25	9,85	0,81	31,7
Cadmium	4	0,16	6,3	0,44	17,3	< 0,01	< 0,1	< 0,01	< 0,3
Chrom	5	483,2	18.990	2,51	98,6	0,15	< 5,8	0,5	< 17,7
Kobalt	6	4,89	192	1,17	46	< 0,01	< 0,8	< 0,1	< 2,5
Kupfer	7	10,6	417	3,56	139,9	< 0,01	1,2	< 0,1	< 3,36
Molybdän	8	6,2	-	0,55	-	-	NWG	-	-
Nickel	9	121,3	-	11,5	-	-	NWG	-	-
Quecksilber	10	n.n.	-	< 0,022	-	-	NWG	-	-
Selen	11	0,36	-	0,094	-	-	NWG	-	-
Thallium	12	< 1,22	48	0,085	3,3	< 0,1	< 1,67	0,13	< 5,1
Vanadium	13	18	-	0,16	-	-	NWG	-	-
Zink	14	80,9	3.179	55	2.162	0,21	< 8,3	0,64	25,3
Zinn	15	n.n.	-	3	-	-	NWG	-	-

Die absoluten Zahlenwerte (mg/kg oder mg/m²) sind im Verhältnis zum Schwermetallgehalt des Betons zu sehen. Tab. 43 zeigt die prozentuale Auslaugung (gemessen oder berechnet) bezogen auf den gesamten bzw. verfügbaren Gehalt des Prüfbetons. Danach sind, bezogen auf die verfügbaren Schwermetallgehalte, Freisetzungsraten bis zu 100 % möglich. So sind nach sieben Tagen bereits 50 % des verfügbaren Thalliums ausgelaugt, nach 64 Tagen sind es 100 %. Für Blei und Arsen sind die Freisetzungsraten nach sieben Tagen (39 und 28 %) und 64 Tagen (100 und kleiner 86 %) ähnlich hoch. Auch Chrom ist nach 64 Tagen zu immerhin 18 %, bezogen auf den verfügbaren Anteil, aus dem Beton eluiert worden. Die Autoren ziehen hieraus den Schluß, dass für die Elemente Arsen, Blei und Thallium die Bestimmung der verfügbaren Menge einen guten Indikator für die Auslaugbarkeit darstellt, nicht aber für andere Schwermetalle, insbesondere für Cadmium, Kupfer und Zink.

Tab. 43: CEN ILS#1: Auslaugung von Schwermetallen aus Beton im Trogttest in %, bezogen auf die verfügbare Menge und den Gesamtgehalt [133, Table 2b]

Trogttest		7 Tage, gemessen:		64 Tage, extrapoliert von 7 Tage-Daten;		Verfügbarkeit vs. Gesamtgehalt (Tab. , Spalte 3 vs. Spalte 1)
		Anteil ausgelaugter Schwermetalle bezogen auf verfügbare Menge	Gesamtgehalt	verfügbare Menge	Gesamtgehalt	
		1	2	3	4	5
Antimon	1	-	-	-	-	10,2 %
Arsen	2	28,3 %	1,9 %	< 86 %	2,5 %	2,9 %
Blei	3	38,6 %	1,8 %	100 %	6 %	4,8 %
Cadmium	4	0,5 %	1,6 %	1,6 %	4,8 %	100 % ^①
Chrom	5	5,9 %	< 0,1 %	< 18 %	0,1 %	0,5 %
Kobalt	6	1,8 %	< 0,2 %	< 5,5 %	2 %	23,9 %
Kupfer	7	0,9 %	< 0,1 %	< 2,4 %	< 1 %	33,6 %
Molybdän	8	-	-	-	-	8,9 %
Nickel	9	-	-	-	-	9,5 %
Quecksilber	10	-	-	-	-	-
Selen	11	-	-	-	-	26,1 %
Thallium	12	49,9 %	< 8 %	100 %	10,7 %	7 %
Vanadium	13	-	-	-	-	0,9 %
Zink	14	0,4 %	0,3 %	1,2 %	0,8 %	68 %
Zinn	15	-	-	-	-	-

① rechnerisch 275 %

Weiterhin gibt es keine einfache und allgemeingültige Beziehung zwischen dem als verfügbar bestimmten Gehalt an Schwermetallen und deren Gesamtgehalten im Beton. So variiert der Anteil des verfügbaren Schwermetallgehaltes im Beton bezogen auf den Gesamtgehalt von 0,5 % beim Chrom über 68 % beim Zink bis zu 100 % beim Cadmium (vgl. Tab. 43, Spalte 5).

Die Freisetzung von Schwermetallen bezogen auf deren Gesamtgehalt im Beton fällt deutlich niedriger aus. Nennenswerte Freisetzungen im Prozentbereich sind im Trogttest erst nach 64 Tagen für die Metalle Blei (6 %), Cadmium (4,8 %) Arsen (2,5 %) und Kobalt (2 %) festzustellen. Eine Ausnahme bildet Thallium mit einer Freisetzung von unter 8 % schon nach sieben und 10,7 % nach 64 Tagen Elution im Trogttest (vgl. Tab. 43, Spalte 4). Die Gesamtgehalte dieser Metalle im Beton liegen jedoch im ppm-Bereich (vgl. Tab. , Spalte 1), so dass die binnen 64 Tagen emittierten Mengen jeweils weniger als 1 g Metall pro t Beton betragen.

6.4.11.2 Interlaboratory Study 2 – ILS#2

Da die in ILS#1 ermittelten Schwermetallemissionen zu niedrig waren, um zu klären, ob ihre Freisetzung diffusionsgesteuert erfolgte oder nicht, und um zudem die Testbedingungen und Ergebnisse von ILS#1 zu validieren, wurde eine zweite Testserie ILS#2 mit einem aus stärker belasteter Flugasche – „heavy metal content at the higher end of the compositional range“ – hergestellten Beton durchgeführt. Die Mischung bestand aus 8,7 % Portlandzement Klasse 42,5, 4,3 % Flugasche, 7,8 % Wasser sowie 79 % Grobkies 8–16 mm, Feinkies 2–8 mm und Sand < 2 mm. Zudem wurde, um worst case-Bedingungen zu simulieren, durch ein hohes Verhältnis von Wasser zu Zement von 1 : 1,1 anstelle von 1 : 1,7 bei ILS#1 ein Material von hoher Permeabilität erzeugt. Tab. 44 zeigt die Auslaugungsraten für Arsen, Chrom und Kupfer bezogen auf den Gesamtgehalt bzw. den verfügbaren Anteil im Zement.

Tab. 44: CEN ILS#2: Auslaugungsraten für Arsen, Chrom und Kupfer bezogen auf den Gesamtgehalt bzw. den verfügbaren Anteil im Zement

		Gesamtgehalt (gemessen) (mg/kg)	14 Tage (Trogtest), ausgelaugte Schadstoffmenge (gemessen)			64 Tage (Trogtest), ausgelaugte Schadstoffmenge (berechnet)			Verfügbarer vs. Gesamtgehalt
			L14d (mg/kg)	vs. verfügbare Menge	vs. Gesamtgehalt	L64d (mg/kg)	vs. verfügbare Menge	vs. Gesamtgehalt	
		1	2	3	4	5	6	7	8
Arsen	1	22,0	<0,1	3,4	0,1	-	-	-	4
Chrom	2	46,0	<0,1	1,7	<0,1	<0,1	2,8	<0,1	2,5
Kupfer	3	11,0	<0,1	0,6	0,2	<0,1	0,8	0,3	33

Die Autoren des CEN-Reports kommen zu dem Ergebnis, dass das Verhältnis von verfügbarer Menge zu Gesamtgehalt oder von eluierter zu verfügbarer Menge an Schwermetallen für ausgehärteten Beton stoffspezifisch ist. Die Mobilität der drei in ILS#2 untersuchten Metalle wird als sehr ähnlich – „very similar“ – der in einem Beton anderer Zusammensetzung in ILS#1 ermittelten Mobilität betrachtet. Zudem habe die ILS#2 eine nützliche und akkurate Bestätigung von ILS#1 ergeben.

Diese Aussage trifft bei genauerer Prüfung nur auf Kupfer zu. Die gemessenen und eluierten Mengen liegen hier eng beieinander. Der Chromgehalt im Beton von ILS#2 ist dagegen ungefähr um Faktor 10 höher als im Beton von ILS#1. Die verfügbaren Mengen sind jedoch nur etwa doppelt so groß. Die Arsenkonzentration im Beton von ILS#2 ist rund vierfach höher als die im Beton von ILS#1, die

ausgelaugten Mengen in mg/kg nach 7 bei ILS#1 oder 14 Tagen bei ILS#2 und nach 64 Tagen sind aber vergleichbar. Nach Ansicht der Autoren waren auch im ILS#2 die ausgelaugten Mengen zu gering, um die Frage der Diffusionsgesteuertheit der Elution der untersuchten Schwermetalle zu klären.

6.4.11.3 Schlußfolgerungen der Autoren des CEN-Reports

Da die Eluatkonzentrationen in ILS#1 und ILS#2 für die Klärung der Diffusionsgesteuertheit zu gering waren, wurde eine dritte Interlaboratory Study (ILS#3) mit künstlich Schwermetall-angereichertem Beton – das Ansatzwasser wurde hier mit wässriger Lösung von Oxyanionen von Arsen, Chrom, Cadmium und Vanadium versetzt – unter Einbeziehung von 18 Labors durchgeführt. Die Ergebnisse streuten sowohl für den Verfügbarkeits- als auch für die Auslaugtests so stark, dass die Methodik in der derzeitigen Form als nicht standardisierbar angesehen wurde.

Die Autoren des CEN-Berichts ziehen den Schluß, dass mit den durchgeführten Tests die Diffusionsgesteuertheit der Elution für die meisten der umweltrelevanten Metalle wie z.B. Arsen, Cadmium, Kobalt und Kupfer sogar für einen relativ schwachen und porösen Beton nicht nachgewiesen werden konnte, da die gemessenen Konzentrationen im Bereich der Nachweisgrenze oder darunter lagen. Die gemessenen Auslaugraten von Schwermetallen aus monolithischem Beton liegen um Größenordnungen unter den Gesamtgehalten im Beton, können jedoch in keiner Weise mit diesen in Relation gesetzt werden.

Die aus monolithischen Prüfkörpern ausgelaugten Schwermetallmengen können auch in keiner Weise mit den aus Auslaugtests an aufgemahlten Betonkörpern ermittelten verfügbaren Schwermetallmengen in Relation gesetzt werden. Die Charakterisierung des Auslaugverhaltens von ausgehärteten Betonkörpern ist daher Gegenstand einer fortgesetzten Diskussion.

Die Konzentrationen an Schwermetallen im Eluat liegen in beinahe allen durchgeführten Tests sehr niedrig und oft nahe an der Nachweisgrenze. Dies gilt auch für den porösen und stärker belasteten Beton unter Verwendung von stärker belasteter Flugasche (bituminous coal fly ash). Das Spiken des Ansatzwassers mit Oxyanionen-Lösung von Arsen, Chrom, Cadmium und Vanadium hat sich im Gegensatz zur Annahme der Forschungsgruppe als nicht repräsentativ für reale Betonarten erwiesen.

Die Ergebnisse von ILS#1 und ILS#2 mit Betonarten, die Konstruktionsbetonen ähneln, legen nahe, so die CEN-Autoren, dass die entsprechend dem Entwurf der Vornorm prEN 206 – 1 [135] zusammengesetzten Betonarten unter den Be-

dingungen einer natürlichen Exposition keine signifikante Auswirkungen auf die natürliche Umwelt haben werden.

6.4.12 Bewertung der Erkenntnislage zur Eluierbarkeit von Klinker, Zement, Mörtel, Beton

Die Auslaugbarkeit von Schwermetallen aus Zement/Beton/Mörtel ist, wenn intakte Probenkörper untersucht werden, als minimal anzusehen. So weisen derartige Probenkörper Diffusionskoeffizienten von 10^{-06} bis 10^{-09} m/s auf. Gerade bei den niedrigeren Diffusionskoeffizienten ist von einer kaum noch gegebenen Wasserdurchlässigkeit auszugehen. Gestützt wird dies durch die Feststellung in vielen Untersuchungen, dass die Auslaugung aus Prüfkörpern im Wesentlichen diffusionsgesteuert verläuft [136], auch wenn einzelne Untersuchungen wie die der CEN/TCs 51 und 104 – Elution von Beton nach Trogtest und Verfügbarkeits-test – (vgl. Kapitel 6.4.11) den Nachweis der Diffusionsgesteuertheit nicht erbringen konnte.

Zu ähnlichen Resultaten gelangen auch Schießl und Hohberg [101, S. 49] von der RWTH Aachen in ihrem Forschungsbericht zur Umweltverträglichkeit von zementgebundenen Baustoffen – Untersuchungen zum Auslaugverhalten von 1995. Ihre Untersuchungsergebnisse belegen, dass die Auslaugung von Schwermetallen aus zementgebundenen Baustoffen weitgehend unabhängig von der vorhandenen Menge dieser Bestandteile im Baustoff ist. Maßgebend für die Auslaugung sind die Mobilisierbarkeit (Löslichkeit) der betrachteten Stoffe und der Diffusionswiderstand der Matrix.

- Mobilisierbarkeit (Löslichkeit)

Die unterschiedlichen Testbedingungen (Zerkleinerungsgrad) haben im Wesentlichen Einfluss auf die Mobilisierbarkeit und die Transportzeit aus dem Prüfkörper (Diffusion). Da die Auslaugung von Schwermetallen aus den beschriebenen Materialien im Wesentlichen diffusionsgesteuert verläuft, legen diese Ergebnis (insbesondere Abhängigkeit vom Zerkleinerungsgrad) nahe, dass die Einbindung der Schwermetalle in die Klinkermatrix (Klinkerphasen) nicht vollständig ist.

In der Regel wird Wasser als Elutionsmedium verwendet. Ergebnisrelevant sind die Parameter pH-Wert, Zusammensetzung, Fließgeschwindigkeit, Temperatur und Druck sowie die Dauer der Einwirkung.

Stark saures Wasser erhöht die Auslaugbarkeit vieler Schwermetalle und kann sogar das feste Betongefüge lösen. Bei Untersuchungen von Sprung, Rechenberg und Bachmann (Kapitel 6.4.2) nahmen die eluierten Schwermetallmengen zu, wenn weniger dichter Beton mit aggressivem – in diesem Fall mit CO₂ ver-

setzten – Wasser statt mit Düsseldorfer Trinkwasser ausgelaugt wurde. Untersuchungen zur Auslaugbarkeit von Schwermetallen aus Baustoffen mittels TCLP-Test ergaben eine signifikante Auslaugung der in der jeweiligen Probenmatrix enthaltenen Schwermetalle, so bei Untersuchungen der Portland Cement Association zur Elution von Zement und Zementofenfilterstaub, hier Chrom, Nickel, Arsen und Antimon (Kapitel 6.4.6), von Hansen und Miller zur Elution von Mörtel, hier Chrom, Blei und Arsen (Kapitel 6.4.7) und von Kanare und West zur Elution von Beton nach modifiziertem TCLP, hier Chrom und Nickel (Kapitel 6.4.8). Bei Untersuchungen der ECN Soil & Waste Research zur Elution von Zement und Mörtel nach NEN 7341 und anderen Verfahren (Kapitel 6.4.10) erwies sich der pH-Bereich von 3 bis 6 für Zink als kritisch für die Einhaltung des Grenzwerts des niederländischen Baustoffverlasses [131]. Diese Ergebnisse sind auf die aggressiveren Auslaugbedingungen z.B. des TCLP mit pH-Werten von 4,93 bzw. 2,88 bzw. NEN 7341 (pH 7 / pH 4) gegenüber den in Deutschland verwendeten Verfahren zurückzuführen mit pH 7 zurückzuführen.

Andererseits können auch hohe pH-Werte die Auslaugbarkeit vieler Schwermetalle erhöhen. So hat bei Untersuchungen der ECN Soil & Waste Research zur Elution von Zement und Mörtel nach NEN 7341 und anderen Verfahren (Kapitel 6.4.10) der pH static leach test für neun der zwölf Zementarten Maximalwerte für Chrom im pH-Bereich oberhalb von 7 ergeben. Auch für Vanadium wurden für alle zwölf Zementarten die höchsten Auslaugbarkeiten im pH-Wertbereich von 9 bis 10 gemessen [129, Fig. 8]. Ursache ist nach Ansicht der Autoren die Auslaugung der Schwermetalle in Form von Oxyanionen.

Destilliertes Wasser nimmt mehr lösliche Bestandteile auf als Wasser, das schon gelöste Stoffe enthält. Dies zeigen z.B. die Ergebnisse von Sprung und Rechenberg zur Elution von zementverfestigten Sekundärstoffen nach DEV S4 und FIZ (Kapitel 6.4.2). Dort blieben die untersuchten Schwermetalle bei calciumfreien Lösungen mit Ausnahme von Cadmium bei pH-Werten unter 7 und über 12 weitgehend in Lösung. In calciumhaltigen Lösungen betrug der lösliche Anteil an Blei, Cadmium und Zink weniger als 1 % der zugesetzten Menge. Chrom und Thallium blieben dagegen aber weitgehend in Lösung. In zementhaltigen Suspensionen wurden die Blei, Cadmium und Zink sogar praktisch vollständig in unlösliche Salze überführt und ausgefällt.

Das Löslichkeitsprodukt der im Zement und damit erzeugten Baustoffen eingebundenen Oxyanionen hängt vom pH-Wert ab. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass das Poreninnere des Zementkörpers stark alkalisch ist und einen pH-Wert von 12 bis 13 aufweist. Die niedrigen Elutionsergebnisse, dies zeigt die ausgewertete ausgewählte Literatur, verändern sich grundlegend, wenn die beiden Randbedingungen für die Elution – diffusionsgesteuerte Reaktion, hoher pH-Wert – nicht mehr gegeben sind.

Neben der Frage diffusionsgesteuerter Elution ist auch die Elution durch Lösung [79] bzw. Alterung der Betonmatrix zu betrachten. Diese Elution ist sehr stark abhängig von beispielsweise Betonaggressivität des Elutionsmittels bzw. der jeweiligen Umweltbedingungen. Daher wird dieser Lösungsvorgang nur in Einzelfällen relevant sein und insgesamt auch eher eine untergeordnete Bedeutung einnehmen.

- Diffusionswiderstand der Matrix

Das Alter des Materials wirkt sich zum Zeitpunkt der ersten Wassereinwirkung erheblich auf die Eluierbarkeit aus. Je älter beispielsweise Beton beim ersten Kontakt mit Wasser ist, um so dichter ist sein Gefüge und damit um so höher sein Eluierwiderstand. Die Eluierbarkeit nimmt durch Reduzierung des Anteils an Portlandzementklinker bei gleichzeitiger Zugabe von puzzolanischen Stoffen wie Hüttensand, Flugasche oder Silicastaub ab, wie z.B. die Ergebnisse zur Elution von Mörtel mit und ohne Flugaschen auf dem RILEM-Workshop (Kapitel 6.4.1) zeigen. Danach wies Mörtel ohne Flugaschen die höchsten Chromgehalte und auch die höchste Auslaugbarkeit für dieses Element auf. Der Zusatz der Kraftwerksflugasche führte demgegenüber zu einer Verringerung der Konzentration an Kupfer um über 60 % und der Auslaugbarkeit um über 80 %.

Insgesamt ist jedoch nach Reinhold [137] der Einfluss des Bindemittels gegenüber anderen Faktoren, wie Wasserzusammensetzung, Wasserfließgeschwindigkeit und Betonalter relativ gering.

Die in Kapitel 6.4 vorgenommene Auswertung von Elutionstests an Baustoffen führt zu der Schlussfolgerung, die auch Schießl und Hohberg bereits 1995 zogen [101, S. 49 f.], dass die Entwicklung eines für zementgebundene Baustoffe relevanten Verfügbarkeitstest sinnvoll und erforderlich ist.

Die wenigsten bislang durchgeführten Studien können den Anforderungen an einen praxisorientierten Auslaugtest genügen. Insbesondere für die Frage der Abschätzung des Umweltverhaltens von Baustoffen in der Nachnutzungsphase liegen nur wenige belastbare Untersuchungen vor, so die Untersuchung des ECN Soil & Waste Research zur Elution von Zement und Mörtel nach NEN 7341 und anderen Verfahren (Kapitel 6.4.10).

In dieser Studie ergab die Simulation der Nachnutzungsphase von Zement eine Freisetzung von Schwermetallen, die vergleichsweise hoch ausfällt und für einzelne Elemente wie (in abnehmender Reihenfolge) Chrom, Molybdän, Kobalt, Antimon, Vanadium, Zinn, Nickel und Kupfer die niederländischen Grenzwerte für Baustoffe [131] überschreitet.

Die festgestellten hohen Verfügbarkeiten nach NEN 7341 und Auslaugbarkeiten im pH static leach test sind mit Blick auf die Testbedingungen zu bewerten. Hier ist einerseits die Aufmahlung in einen Korngrößenbereich von kleiner 2 mm als aggressive Testbedingung zu betrachten. Andererseits ist es für definierte Teilmengen des verwerteten Bauschutts nicht ungewöhnlich, dass derartige feine Körnungen erzeugt und verwertet werden.

Allerdings können die für die Langzeitabschätzung eingestellten pH-Wert-Bedingungen von 7 und 4 wie im NEN 7341 nicht als ausreichend angesehen werden. So hat der pH static leach test für neun der zwölf Zementarten Maximalwerte für Chrom im pH-Bereich oberhalb von 7 ergeben. Auch für Vanadium wurden für alle zwölf Zementarten die höchsten Auslaugbarkeiten im pH-Bereich von 9 bis 10 gemessen [129, Fig. 8]. Ursache ist nach Ansicht der Autoren die Auslaugung der Schwermetalle in Form von Oxyanionen. Für Zink dagegen erweist sich der pH-Bereich von 3 bis 6 [129, Fig. 11] als kritisch für die Einhaltung des Grenzwerts des niederländischen Baustofferrlasses [131].

Van der Sloot [129, S. 1094] kommt zu dem Schluß, dass Beton während der Nutzungsphase, dem service life, im Allgemeinen kein Problem hinsichtlich regulatorischer Begrenzungen der Schadstofffreisetzung aufweisen dürfte, weist aber darauf hin, dass die Auslaugbarkeit von Oxyanionen unter neutralen pH-Wert-Bedingungen und die Frage, ob dies zu einer Überschreitung der Grenzwerte führen kann, bislang nicht hinreichend untersucht ist. Für die Lebenszyklusphasen second life – Wiederverwendung/Verwertung – sowie end of life – Beseitigung – fordert van der Sloot [129, S. 1095] für die Zukunft, den Fokus auf Auslaugtests von Schwermetallen anstelle von Gesamtgehaltsbestimmungen zu richten.

Komplexer ist die Situation für zerkleinerte zementgebundene Materialien im Bauschutt, da Elemente wie Antimon, Arsen, Chrom, Kupfer, Molybdän, Nickel, Vanadium und Zinn sich nach van der Sloot [129, S. 1094] als kritisch erweisen können. So können die Oxyanionen von Molybdän, Chrom und Vanadium eher als die von Blei, Zink und Cadmium ein Problem für die Langzeitauswirkung auf die Umwelt darstellen. Für die Lebenszyklusphasen second life – Wiederverwendung/Verwertung – sowie end of life – Beseitigung – fordert van der Sloot [129, S. 1095] für die Zukunft, den Fokus auf Auslaugtests von Schwermetallen anstelle von Gesamtgehaltsbestimmungen zu richten.

Insgesamt bleibt festzuhalten, dass die bisher unterstellte feste Einbindung von Schwermetallen in die Zementmatrix in dieser pauschalen Form für die Nachnutzungsphase von Beton- bzw. Zementbruch (Bauschuttrecycling) nicht zutreffend ist.

6.5 Schlußfolgerungen zur Verfügbarkeit von Schadstoffen aus Baustoffen

Die Schadstoffauslaugung aus Erzeugnissen und Abfällen wie Zement/Beton/Mörtel und Gips sowie Stäube/Aschen und den hieraus bestehenden Baurestmassen hängen in erster Linie von der angewandten Methodik und den hiermit verbundenen Testbedingungen wie z.B. Art des angewandten Prüfverfahrens, Korngröße des Prüfgutes oder die Prüfkörpergröße, Flüssigkeits-/Feststoff-Verhältnis (= L/S), pH-Wert und Zusammensetzung des Eluenten sowie Temperatur ab.

Aus der insbesondere in Kapitel 6.4 ausgewerteten Literatur lässt sich somit **nicht** ableiten, dass die ins Erzeugnis verlagerten Schwermetalle generell nicht verfügbar oder nur gering auslaugbar sind und die Rechtsnorm des § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG dadurch keine tatsächliche Relevanz hat.

Die Antwort fällt vielmehr deutlich differenzierter aus. So ist die Verfügbarkeit von Schwermetallen

- ... abhängig vom jeweils betrachteten Abfall (Gips, Stäube, Aschen) oder daraus hergestellten Erzeugnis (Klinker, Zement, Mörtel, Beton).
- ... sehr abhängig vom betrachteten Element (Schadstoff). Chrom ist beispielsweise in der Regel deutlich höher verfügbar als andere Elemente.
- ... abhängig vom Einsatzort der betrachteten Erzeugnisses bzw. Abfalls (Verbrennungsrückstand). Für Erzeugnisse wie Gips oder Klinker ist von einem prinzipiell ubiquitären Einsatz auszugehen, während Abfälle wie Kraftwerksaschen nur an definierten Orten abgelagert werden (Verwertung, Deponierung).
- ... aus Zement/Klinker, dies zeigen alle Literaturquellen, auch abhängig von der Klinker- bzw. Zementart. Weiter ist eine Abhängigkeit vom erzeugten Bauprodukt zu sehen (Porenbeton oder wasserundurchlässiger Beton). Ähnliche Varianzen sind auch für die anderen betrachteten Erzeugnisse zu erwarten.
- ... aus Klinker/Zement davon abhängig, ob die Schwermetalle über den Brennprozess in die Klinkermatrix eingelagert und damit chemisch gebunden worden sind oder nachträglich mittels Zuschlagsstoffen oder im Rahmen betriebsinterner Kreisläufe dem gebrannten Klinker zugemischt werden. In letzterem Fall ergeben sich deutlich höhere Verfügbarkeiten. Zu den Zuschlagstoffen gehören auch Kraftwerksstäube und Gips aus Kraftwerken.
- ... aus Erzeugnissen abhängig von der Korngröße des Prüfkörpers. Feinkörniges Material, wie es im Bereich des Bauschuttrecyclings erzeugt wird (s.o.), weist deutlich höhere Verfügbarkeiten auf als monolithische Prüfkörper.
- ... aus Erzeugnissen abhängig von den chemischen Eigenschaften des Elutionsmittels Wasser. Niedrige oder hohe pH-Werte erhöhen oder erniedrigen die Auslaugbarkeit, je nach Element zum Teil um Größenordnungen. Hohe oder insbesondere niedrige pH-Werte sind aber, je nach Geologie und

Grundwasserchemie, durchaus praxisrelevant. Hinzu kommt der niedrige pH-Wert des Niederschlagswassers.

Nach dem derzeitigen Kenntnisstand ist davon auszugehen, dass von gefügedichtem Beton, der aus genormten oder bauaufsichtlich zugelassenen Betonausgangsstoffen hergestellt wird, keine Gefahr für die Schutzgüter Boden, Wasser und Luft ausgeht [138].

Bei aller Differenzierung im Detail zeigen die verfügbaren Literaturdaten, dass in der Regel die Auslaugung von Schwermetallen aus Zement bzw. Mörtel/Beton bei sanften Testbedingungen vergleichsweise niedrig verläuft. Dies ändert sich, wenn die Testbedingungen aggressiver gewählt werden. Zwar halten Hohberg, Müller et al. [100] Auslaugtests an zerkleinertem Probenmaterial nur dann für sinnvoll, wenn die Stoffe chemisch charakterisiert werden sollen, z.B. Überprüfung der Löslichkeit, nicht aber zur Beurteilung des Langzeitauslaugverhaltens unter praxismgerechten Bedingungen. „Hierzu müssen praxisorientierte Auslaugtests an Prüfkörpern durchgeführt werden.“

Die Notwendigkeit für praxistaugliche Auslaugtests wird in den nächsten Jahren zunehmen. So ist zu erwarten, dass der Verwertungsdruck auf verschiedene Abfälle weiter zunehmen wird. Daher besteht Handlungsbedarf hinsichtlich der Entwicklung eines stoff- und einsatzklassenbezogenen Bewertungsschemas für Baustoffe, die unter Einsatz derartiger Abfälle erzeugt wurden und umweltoffen eingesetzt werden. Ein solches Schema könnte sich an den Freisetzungsraten herkömmlicher Baustoffe, z.B. Beton, orientieren [139]. Damit könnten Reststoffe bzw. aufbereitete Reststofffraktionen wie Ersatzbrennstoffe hinsichtlich einer Verwendung als Bauprodukt-Ausgangsstoffe beurteilt und gegebenenfalls ausgeschlossen werden.

6.6 Heutiger und zukünftiger Stellenwert des Baustoff- und Bauschuttrecyclings

Für eine Gesamtbewertung der Schadstoffverlagerung aus Abfällen in Baustoffe sind die langen Betrachtungszeiträume und die zukünftig zunehmenden Recyclingzyklen zu berücksichtigen. Die Schadstoffverlagerung ins Erzeugnis stellt einen irreversiblen Prozess dar. Diese Erzeugnisse enden in der Regel im Bauschuttkreislauf, wo sie über Recyclingkreisläufe und mechanische Beanspruchung einer Zerkleinerung unterliegen und über Jahrzehnte und Jahrhunderte auch aggressiveren Umweltbedingungen (Erosion durch saure Niederschläge, Wind und Frost, UV-Einstrahlung, dabei auch wechselnde Eluenten) ausgesetzt sein können.

Bauschutt besteht zu über 90% aus mineralischen Materialien. Der brennbare oder organische Anteil liegt in der Regel um mehr als eine Größenordnung niedriger (unter einem oder bei wenigen Prozent).

Eine Analyse des mineralischen Anteils des heute anfallenden Bauschutts ergibt eine Dominanz von Beton (50 bis 90 % des mineralischen Anteils) [140, 141]. Beton ist, sofern er während seiner Nutzungsphase keine außergewöhnliche Verunreinigung erfahren hat, grundsätzlich recyclingfähig [100, S. 42]. Am Ende seiner Nutzungsphase ist Altbeton nach entsprechender Aufbereitung grundsätzlich geeignet, als Betonzuschlag wiederverwendet zu werden. Unter Altbeton fallen u.a. Bauwerksbeton aus dem Hoch- und Tiefbau, Straßenbeton wie Betondecken, und Betonwaren wie Pflaster- und Dachsteine.

Mit Ausnahme des Straßenbaus ist die Verwendung von Altbeton als Zuschlagmittel für Neubeton in Deutschland derzeit noch nicht üblich. In den Niederlanden dagegen kann z.B. bis zu 20 % des Zuschlags aus Altbeton bestehen, wobei die Beschränkung aus bautechnischen Überlegungen erfolgt [100, S. 42].

Die Aufbereitung von Altbeton und Bauschutt wird in der Regel trocken durchgeführt. Das Nassverfahren ist wenig gebräuchlich. In beiden Fällen besteht die Aufbereitung in einer Vorsortierung, Sichtung, Zerkleinerung, magnetischen Eisenschrottabtrennung und Klassierung oder Siebung. Ergebnis der Aufbereitung sind zumeist zwei oder mehrere mineralische Fraktionen, die nach Körnung (Siebschnitte) unterschieden werden. Üblicherweise wird Altbeton zu Betonsplitt (kleiner 4 mm) und Betonbrechsand (größer 4 mm) aufbereitet. Je nach Abnehmer wird die grobkörnige Fraktion auch noch weiter aufgetrennt (Mittelkorn: 4-16 mm, Grobfraction: 16-32 mm, oder 4-20 und 20-60 mm). Vom Massenfluss her fallen die feinkörnigen und fein- bis mittelkörnigen Fraktionen in etwas höheren Mengen als die Grobfraction an [141]. Diese Aussage gilt nicht für mobile Anlagen. Dort ist der Zerkleinerungsaufwand in der Regel geringer.

Tab. 45 zeigt die Massenflüsse für eine nass arbeitende stationären Aufbereitungsanlage für vorsortierte Baurestmassen. Das Material wurde unter Einhaltung der österreichischen Trennverordnung [142] am Ort des Abbruchs gewonnen. Auf der Sortieranlage werden große Holz- und Metallteile vor der Aufbereitung aussortiert. Die gewonnenen drei mineralischen Fraktionen werden für die Herstellung neuer Baumaterialien verwendet, die übrigen Fraktionen werden beseitigt.

Tab. 45: Jahresbilanz einer nass arbeitenden Bauschutttaufbereitungsanlage für vorsortierte Baurestmassen [141, Abb. 4-2]

Fraktion		von	bis	von	bis
		1	2	3	4
Input					
Vorsortierte Baurestmassen	1	64.000 t	68.000 t		
Wasser	2	64.000 t	140.000 t		
Output					
Holz und Kunststoffe	3	320 t	340 t	0,3%	0,2%
Eisenschrott	4	640 t	680 t	0,5%	0,3%
Mineralische Fraktion 16 - 32 mm	5	16.000 t	17.000 t	12,5%	8,2%
Mineralische Fraktion 4 - 16 mm	6	16.000 t	17.000 t	12,5%	8,2%
Mineralische Fraktion 0 - 4 mm	7	22.000 t	24.000 t	17,2%	11,5%
Leichtgut	8	640 t	680 t	0,5%	0,3%
Abwasser	9	64.000 t	140.000 t	50,2%	67,3%
Abwassersediment	10	8.000 t	8.400 t	6,3%	4,0%
Summe Output	11	127.600 t	208.100 t	100,0%	100,0%

Die bisher an Baurestmassenaufbereitungsanlagen durchgeführten Stoffflussanalysen [143] zeigen, dass es im Rahmen des Trockenverfahrens zu keiner wesentlichen Schadstoffanreicherung kommt.

Tab. 46 zeigt Spezifische Massenflüsse und Stoffkonzentrationen in Input und Outputgütern einer trockenen Baurestmassensortieranlage. Danach weist zwar die Metallfraktion die höchsten Konzentrationen für die untersuchten Schwermetalle auf (außer Cadmium und Quecksilber, die in dieser Fraktion nicht bestimmt wurden). Doch ist die abgeschiedene Metallmasse mit 3 % zu gering, um mit Ausnahme des Eisens und Kupfers Schwermetalle in relevanter Menge auszutragen. Vielmehr verteilen sich die Schadstoffe auf alle Fraktionen gleichmäßig mit gewisser leichter Anreicherung in der Feinfraktion (Fraktion 1) und der hausmüllähnlichen Leichtfraktion (Fraktion 2).

Tab. 46: Spezifische Massenflüsse und Stoffkonzentrationen in Input und Outputgütern einer trockenen Baurestmassensortieranlage [143]
 Fraktion 1: vorwiegend mineralische Siebfraction < 80 mm
 Fraktion 2: Leichtfraktion + sperrige Teile; hausmüllähnlich und brennbar
 Fraktion 3: Beton, Steine, mineralische Schwerfraktion

	Einheit		Baustellen- abfälle	Fraktion 1	Fraktion 2	Fraktion 3	Metalle
Masse	kg/t		1.000	450	250	270	30
			1	2	3	4	5
Cd	mg/kg	1	1	0,7	2,3	0,5	n.b.
Cr	mg/kg	2	150	160	90	130	760
Cu	mg/kg	3	670 ^①	47	420	330	11.500
Hg	mg/kg	4	0,2	0,2	0,3	0,1	n.b.
Pb	mg/kg	5	630	200	940	930	1.800
Zn	mg/kg	6	790	540	1.400	170	4.900
Fe	mg/kg	7	40	12	16	20	800
Al	mg/kg	8	9,5	9	8	12	8
Cd	g	9	1,0	0,32	0,58	0,14	n.b.
Cr	g	10	150	72	22,5	35	22,8
Cu	g	11	670 ^①	21,2	105	89	345
Hg	g	12	0,2	0,09	0,08	0,03	n.b.
Pb	g	13	630	90	235	251	54
Zn	g	14	790	243	350	46	147
Fe	g	15	40	5,4	4,0	5,4	24
Al	g	16	9,5	4,1	2,0	3,2	0,24

① Rechnerisch nur 560; Ursache der Abweichung unklar

Im Falle der Nassaufbereitung gelangen die Schadstoffe anteilig über den Wasserpfad und in das Sediment. Die im Wasser verbleibenden Mengen liegen im Bereich weniger oder kleiner 1 mg. Tab. 47 zeigt Spezifische Massenflüsse und Stoffkonzentrationen in Input und Outputgütern einer nassen Baurestmassensortieranlage.

Baurestmassen und die aufbereiteten mineralischen Fraktionen können beseitigt werden. Hierfür stehen unterschiedlich ausgestattete Deponien zur Verfügung. Diese Entsorgungsmöglichkeit wird aber zunehmend verringert, weil von der Recyclingindustrie eine weitgehende Verwertung angestrebt wird [144].

Tab. 47: Spezifische Massenflüsse und Stoffkonzentrationen in Input und Outputgütern einer nassen Baurestmassensortieranlage [141];
 Bauschutt ist bereits von Störstoffen wie Metalle, Kunststoffe, Holz befreit (Metallgehalt 3 kg/t, davon 2,4 kg Fe)
 Fraktion 1: 16-32 mm, vorwiegend mineralisch
 Fraktion 2: 4-16 mm, vorwiegend mineralisch
 Fraktion 3: kleiner 4 mm, vorwiegend mineralisch

	Einheit		Baustellenabfälle	Fraktion 1 (16-32)	Fraktion 2 (4-16)	Fraktion 3 (<4)	Leichtgut brennbar	Sediment
Masse	kg/t		1.000	245	358	302	13	79
			1	2	3	4	5	6
Cd	mg/kg	1	0,2	0,14	0,20	0,20	0,60	0,62
Cr	mg/kg	2	20	19	23	19	66	36
Cu	mg/kg	3	12	10	11	13	15	40
Hg	mg/kg	4	0,09	0,04	0,04	0,09	0,19	0,60
Pb	mg/kg	5	38	62	36	21	25	85
Zn	mg/kg	6	35	30	29	34	73	132
Fe	mg/kg	7	10	8	7,8	7,6	8,6	13
Al	mg/kg	8	9	9	8,6	7,6	13	20
Cd	g	9	0,2	0,03	0,07	0,06	0,01	0,05
Cr	g	10	20	4,7	8,2	5,7	0,9	2,8
Cu	g	11	12	2,5	3,9	3,9	0,2	3,2
Hg	g	12	0,09	0,01	0,01	0,03	0,00	0,05
Pb	g	13	38	15,2	12,9	6,3	0,3	6,7
Zn	g	14	35	7,4	10,4	10,3	0,9	10,4
Fe	g	15	10	2,0	2,8	2,3	0,1	1,0
Al	g	16	9	2,2	3,1	2,3	0,2	1,6

Nach Karnuth [145] wurden schon im Jahre 1996 bereits etwa 70 % der anfallenden mineralischen Baurestmassen recycelt. Bis 2010 ließe sich bei einer gleichbleibenden Recyclingquote die Recyclingbaustoffproduktion auf etwa 90 Mio. t/a steigern.

Die mineralischen Fraktionen aus der Baustellenabfall- und Bauschutttaufbereitung nehmen unterschiedliche Wege. Eine zunehmende Verwendung als Zuschlagstoff für die Betonerzeugung wird zu den beschriebenen Anreicherungszyklen führen.

7. Güteanforderungen an sekundäre und andere Baustoffe

7.1 Baustoffbezogene Regelungen der Europäischen Union

Ziel der Europäischen Union ist die Schaffung eines gemeinsamen Binnenmarktes und die Gewährleistung eines freien Warenverkehrs, um die Wettbewerbsfähigkeit der europäischen Industrie zu erhöhen. Dafür hat die EU drei Instrumente entwickelt:

- die gegenseitige Anerkennung von technischen Vorschriften der Mitgliedstaaten,
- die Vermeidung neuer Handelshemmnisse durch die Verpflichtung der Mitgliedstaaten, Entwürfe neuer technischer Vorschriften der Kommission zu melden,
- die Harmonisierung technischer Vorschriften für Produkte.

7.1.1 Bauproduktenrichtlinie (BPRL)

Im Baubereich wurde die Harmonisierung technischer Produkte mittels der Bauproduktenrichtlinie von 1988 [146], geändert durch die Richtlinie 93/68/EWG des Rates vom 22.07.1993 [147] umgesetzt. In Deutschland ist die Bauproduktenrichtlinie (BPRL) in Form des Bauproduktengesetzes (BauPG) in der derzeit gültigen Fassung vom 28.04.1998 in nationales Recht überführt.

Nach der Bauproduktenrichtlinie dürfen Bauprodukte nur in den Verkehr gebracht werden, wenn sie brauchbar sind. Die Brauchbarkeit von Produkten ist gegeben, wenn die Bauwerke, für die sie verwendet werden, bei ordnungsgemäßer Planung und Bauausführung den wesentlichen Anforderungen nach Artikel 3 BPRL entsprechen, wie mechanische Festigkeit und Standsicherheit, Brandschutz, Hygiene, Gesundheit und Umweltschutz, Nutzungssicherheit, Schallschutz, Energieeinsparung und Wärmeschutz. So heißt es in Anhang I Wesentliche Anforderungen unter Punkt 3. Hygiene, Gesundheit und Umweltschutz: Das Bauwerk muß derart entworfen und ausgeführt sein, dass die Hygiene und die Gesundheit der Bewohner und der Anwohner insbesondere durch folgende Einwirkungen nicht gefährdet werden: ... Wasser- oder Bodenverunreinigung oder -vergiftung ...

Aufgrund der Artikel 3 und 12 BPRL wurde von der EG das Grundlagendokument Nr. 3 Hygiene, Gesundheit und Umweltschutz [148] erstellt. Nach Punkt 3a Umwelt im Inneren von Gebäuden gilt für zementgebundene Baustoffe, folgende Schadstoffe zu berücksichtigen: flüchtige organische Verbindungen, z.B. Formaldehyd, anorganische Teilchen, z.B. atembare und nicht atembare Schwebstoffe und Radon und radioaktive Stoffe, die Gammastrahlung aussenden. Für Bau-

stoffe für Gründungen, Pfähle, Außenwände, Decken gegen Grund und Dächer, damit auch für zementgebundene Baustoffe wie Beton, sind nach Punkt 3e Äußere Umwelt, für folgende Eigenschaften technische Spezifikationen zu erstellen: Freisetzung von Schadstoffen in Außenluft, Boden und Wasser, wobei erforderlichenfalls die Schadstoffkonzentration im Produkt mit zu berücksichtigen ist.

7.1.2 Konkretisierung der rechtlichen Anforderungen durch das Europäische Komitee für Normung (CEN)

Zur Konkretisierung der rechtlichen Anforderungen an u.a. Bauprodukte stellt die BPRL auf technische Spezifikationen, d.h. auf harmonisierte europäische Normen (EN) und auf europäische technische Zulassungen (European Technical Approvals - ETA) ab. Harmonisierte Normen sind solche, die aufgrund eines Normungsauftrages (Mandat) der Europäischen Kommission vom Europäischen Komitee für Normung (CEN) erarbeitet worden sind. Die Konformität eines Produktes mit harmonisierten Normen oder den Zulassungen wird durch das CE-Kennzeichnung belegt.

Am 4. Juli 2000 hat das Europäische Normungskomitee (CEN) der Europäischen Kommission die erste harmonisierte Europäische Norm auf Grundlage der Bauproduktenrichtlinie übergeben, – die Norm EN 197-1 für Zement [149]. Seit dem 1. April 2001 müssen EU-weit Zemente gemäß EN 197-1 und mit CE Kennzeichnung in Verkehr gebracht werden. Die Norm enthält keine Regelungen hinsichtlich der Auslaugbarkeit von Schwermetallen.

Das CEN erarbeitet u.a. auch die Normen für die Untersuchung der Eluierbarkeit von Zement und Beton und von Abfällen, die von den entsprechenden Technischen Komitee des CEN, TC 51 Cement and building limes/TC 104 Concrete (vgl. Kapitel 6.4.11) oder TC 292 Characterization of waste, bearbeitet werden. Das Sekretariat des TC 292 wird beim niederländischen Institut für Normung - Nederlands Normalisatie-Instituut NEN in Delft geführt. Zu den in Bearbeitung befindlichen Normen gehört die europäische Vornorm prEN 12457, Teil 1 bis 4 [128] oder weitere Normen, die sich mit der Auslaugbarkeit von Abfällen befassen, die aber noch im Entwicklungsstadium sind [150]. Die prEN 12457 befindet sich im nationalen Abstimmungsverfahren und ist z.B. auch beim Deutschen DIN erhältlich [128]. Auch die anderen EU-Mitgliedsländer arbeiten derzeit an einer Prüfung der genannten Vornormen.

7.1.3 EU: Schadstoffbegrenzung in Baustoffen aus Sicht des Arbeitsschutzes

Im Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates betreffend die Marktbeschränkungen von u.a. Zement [151] wird aus Gründen des Arbeitsschutzes vorgeschlagen, den Gehalt an Chrom-VI auf 0,0002 % TS (2 mg/kg) lösliches Cr-VI im Zement für solche Zementarten zu beschränken, bei denen aufgrund manueller Verarbeitung Hautkontakt bestehen kann.

7.2 Baustoffbezogene Regelungen in den Niederlanden - der niederländische Baustoffeinsatz

Der niederländische Baustoffeinsatz [Bouwstoffenbesluit bodem, 131] wurde für den Schutz der Umwelt vor aus Baumaterialien austretenden (auslaugbaren) Schadstoffen entwickelt. Daher sind Baumaterialien auf Umweltverträglichkeit zu untersuchen. Das genannte Gesetz befasst sich mit den Auswirkungen von Baustoffen, gleich ob aus Primär-, Sekundär- oder aus Abfallmaterial stammend, auf Boden, Sedimente und Wasser (Grundwasser), betrifft jedoch nicht den Einsatz von Baustoffen in Innenräumen. Es soll die Verwendung von sekundären Baustoffen stimulieren [152, S. 9].

Basierend auf der allgemeinen Bodenschutzpolitik der Niederlande, soll die nicht vermeidbare Belastung des Bodens so gering wie vernünftigerweise erreichbar (ALARA = 'As Low As Reasonable Achievable') ausfallen [153]. Nach diesem Prinzip wurden Maximalwerte für die zulässige Freisetzung von anorganischen Stoffen aus Baumaterialien festgelegt, um bestimmte Immissionswerte nicht zu überschreiten. Ausgenommen ist eine marginale Belastung. Für Boden darf diese nicht höher sein als 1 % der Konzentration des Zielwertes eines anorganischen Stoffes in einer 1 m dicken Bodenschicht innerhalb eines Zeitraums von 100 Jahren. Für Wasser gilt, dass die zusätzliche Belastung in diesem Zeitraum nicht mehr als 10 % des geltenden Grenzwertes für Oberflächenwasser ausmachen darf. Mit diesem Ansatz sollen Sedimente und Grundwasser ausreichend vor Schadstoffeinträgen geschützt sein.

Unterschieden wird zwischen Materialien der Kategorie 1 und der Kategorie 2.

Baumaterialien der Kategorie 1 führen im Rahmen ihres Einsatzes zu keinen (nicht mehr als marginalen, also vernachlässigbar geringen) Belastungen der Umweltmedien Boden und Wasser. Sie können daher ohne Auflagen und ohne spezielle Schutzvorkehrungen auch in direktem Kontakt mit Wasser eingesetzt werden. Was nach der niederländischen Regelung vernachlässigbar gering konkret bedeutet, ist in Tab. 48 auszugsweise wiedergegeben.

Tab. 48: Regelungen des niederländischen Baustoffelasses [131] für Schwermetalle, Kategorie 1

Parameter		Immissionsstandard (mg/m ² in 100 Jahren), Kategorie 1 [131]	Zusammensetzung mg/kg TS
		1	2
Antimon	1	39	-
Arsen	2	435	-
Blei	3	1.275	-
Cadmium	4	12	-
Chrom	5	1.500	-
Kobalt	6	300	-
Kupfer	7	540	-
Molybdän	8	150	-
Nickel	9	525	-
Quecksilber	10	4,5	-
Selen	11	15	-
Vanadium	12	2.400	-
Zink	13	2.100	-
Zinn	14	300	-

Von Baumaterialien der Kategorie 2 werden diese Anforderungen nicht – nicht für jeden Parameter – eingehalten. Sie sind daher nur mit Auflagen einsetzbar. Eine wichtige Auflage stellt die Isolation dieser Materialien vom jeweiligen Umweltmedium dar.

Tab. 48 zeigt, dass für die hier relevante Fragestellung (Schwermetalle) lediglich Immissionswerte festgesetzt sind. Die Berechnung der Immissionswerte erfolgt nach einer festgelegten Formel auf der Basis von Elutionstests. Diese Testergebnisse werden mit Faktoren entsprechend der praktischen Einsatzbedingungen korrigiert und auf 100 Jahre hochgerechnet. Die Faktoren sind ebenfalls im Erläuterungstext des Ministeriums vorgeben.

Welche Elutionstests durchzuführen sind, hängt von der Form des Baustoffs (formgegeben oder nicht formgegeben) sowie vom Auslaugmechanismus selbst ab. Für nicht formgegebene Baustoffe ist der Säulentest nach NEN 7343 vorgeschrieben [127]. Für formgegebene Baumaterialien ist der Verfügbarkeitstest durchzuführen (NEN 7341) [126], da diese in der Regel diffusionsgesteuert auslaugen, d.h. die Diffusion den geschwindigkeitsbestimmenden Schritt darstellt. Im Rahmen des Verfügbarkeitstest wird die Struktur des Materials durch Aufmahlen zerstört und das Material bei unterschiedlichen pH-Werten ausgelaugt.

Umfangreiche Untersuchungen u.a. des niederländischen Umweltministeriums zeigen, dass die vorgegebenen Werte von konventionellen Baustoffen problemlos einhalten werden können [152]. Es ist bislang nicht sicher, ob die niederländische Regelung eine hinreichende Trennschärfe für ökologisch geeignete und ökologisch problematische Baustoffe entwickeln wird. Da es sich um einen sehr interessanten Regelungsansatz handelt, sollte die weitere Anwendung in der Praxis abgewartet werden.

Mit dem niederländischen Ansatz wird das Problem der Verdünnung von Schadstoffen über das Erzeugnis nicht adäquat erfasst. So werden nur Anforderungen an die Eluierbarkeit von Erzeugnissen festgesetzt. Hierdurch ergeben sich ggf. indirekte Anforderungen an die einzusetzenden hochkalorische Fraktionen (und die Auslaugresistenz der Erzeugnisse).

7.3 Baustoffbezogene Regelungen und Güteanforderungen in Deutschland

In Deutschland sind der Einsatz und die Qualität von Baustoffen in verschiedenen Rechtsnormen und technischen Normen geregelt. Spezielle Anforderungen an Recyclingbaustoffe oder an unter Abfalleinsatz erzeugte Baustoffe sind bislang nur vereinzelt festgelegt.

7.3.1 TRGS 613 Technische Regeln für Gefahrstoffe

Aus Gründen des Arbeitsschutzes – Vermeidung von Maurerkrätze – ist der Gehalt an Chromat in Zement zu minimieren. So forderte die bereits TRGS 613 in der Fassung vom April 1993 den Einsatz chromatarmer Zemente und zementhaltiger Zubereitungen. Als chromatarm gilt ein Produkt, dessen wasserlöslicher Chrom-VI-Gehalt weniger als 2 mg pro kg (ppm), bezogen auf die Trockenmasse des Produktes beträgt [50].

Chromatarne zementhaltige Zubereitungen wie Fliesenkleber oder Spachtelmassen wurden bereits kurz nach der Veröffentlichung der TRGS 613 angeboten. Im Bereich der Zemente und Mörtel hingegen war die Bereitschaft der Hersteller zur Umstellung auf chromatarne Produkte praktisch nicht vorhanden. Dies änderte sich erst mit der Verabschiedung einer Branchenregelung, einer Vereinbarung auf freiwilliger Basis aller an der Zementherstellung und -verarbeitung beteiligten Verbände und Institutionen. Die Branchenregelung vom Dezember 1998 besagte, dass zu Beginn des Jahres 2000 auch Sackzement und Werkfrisch- sowie Werk trockenmörtel ausschließlich chromatarm nach Definition der TRGS 613 hergestellt werden müssen [154]. Eine Auswertung dieser Branchenvereinbarung

durch das Projekt SubChem von 2001 ergab, dass die Zementindustrie diese Vereinbarung nur sehr zögerlich und zum Teil überhaupt nicht umsetzte [155, S. 87]. „Die nächsten Monate werden zeigen, ob hier nicht doch staatliche Regelungen gefordert sind, und ob der Staat bereit ist, die damit verbundenen Diskussionen mit dem VDZ auf sich zu nehmen.“

7.3.2 Bauproduktengesetz (BauPG)

Die EU-Bauproduktenrichtlinie (siehe Abschnitt 7.1) wurde in Deutschland durch das Bauproduktengesetz (BauPG) vom 10. August 1992 [156], in Kraft getreten am 15.08.1992, in der derzeit gültigen Fassung vom 28.04.1998 [157], in nationales Recht umgesetzt. Für den Bereich Umweltschutz sind die Regelungen nach § 5 BauPG relevant. Danach ist ein Bauprodukt brauchbar, wenn es solche Merkmale aufweist, dass die bauliche Anlage, für die es verwendet werden soll, bei ordnungsgemäßer Instandhaltung dem Zweck entsprechend während einer angemessenen Zeitdauer und unter Berücksichtigung der Wirtschaftlichkeit gebrauchstauglich ist und die wesentlichen Anforderungen der mechanischen Festigkeit und der Standsicherheit, des Brandschutzes, der Hygiene, Gesundheit und des Umweltschutzes, der Nutzungssicherheit, des Schallschutzes sowie der Energieeinsparung und des Wärmeschutzes erfüllt. Dies entspricht im Wesentlichen den allgemeinen Anforderungen nach Artikel 3 BPR. Konkrete Regelungen hinsichtlich des Schadstoffgehaltes oder der Eluierbarkeit von Schadstoffen aus Baustoffen, die unter Einsatz von Ersatzbrennstoffen hergestellt worden sind, sind nicht enthalten.

7.3.3 Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) und Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)

Die auf dem 1998 verabschiedeten Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) basierende Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) von 1999 [158] gilt u.a. für die Festlegung von Prüf- und Maßnahmenwerten sowie von Vorsorgewerten einschließlich der zulässigen Zusatzbelastung nach § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 und 2 und Abs. 2 Nr. 1 und 2 des Bundes-Bodenschutzgesetzes.

Tab. 49 zeigt die Prüfwerte zur Beurteilung des Wirkungspfades Boden – Grundwasser nach § 8 Abs. 1 Satz 2 Nr. 1 des Bundes-Bodenschutzgesetzes – Werte, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der Bodennutzung eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen und festzustellen ist, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt – Prüfwerte –, sowie zulässige zusätzliche jährliche Frachten an Schadstoffen über alle Wirkungspfade nach § 8 Abs. 2 Nr. 2 des Bundes-Bodenschutzgesetzes.

Tab. 49: Prüfwerte zur Beurteilung des Wirkungspfad Boden – Grundwasser nach Bundes-Bodenschutzgesetz sowie zulässige zusätzliche jährliche Frachten an Schadstoffen über alle Wirkungspfade

		Prüfwerte zur Beurteilung des Wirkungspfad Boden – Grundwasser (µg/l)	zulässige zusätzliche jährliche Frachten an Schadstoffen über alle Wirkungspfade (g/ha x a)
		1	2
Antimon	1	10	-
Arsen	2	10	-
Blei	3	25	400
Cadmium	4	5	6
Chrom _{gesamt}	5	50	300
Chromat	6	8	-
Kobalt	7	50	-
Kupfer	8	50	360
Molybdän	9	50	-
Nickel	10	50	100
Quecksilber	11	1	2
Selen	12	10	-
Zink	13	500	1.200
Zinn	14	40	-

Ein Bezug zum Einsatz von Recyclingbaustoffen ist nicht enthalten, könnte aber, da explizit alle Wirkungspfade angesprochen sind, abgeleitet werden.

7.3.4 Ländererlasse Recyclingbaustoffe im Straßenbau

Die Länder Hessen [159], Baden-Württemberg [160] und Nordrhein-Westfalen [161] haben bereits 1898/1991 per Erlass Richt- und Orientierungswerte für potenziell toxische Spurenelemente in mineralischen Baustoffen zur Wiederverwendung im Straßenbau herausgegeben. Der nordrhein-westfälische Erlass wurde im Jahr 2001 aktualisiert [162]. Tab. 50 gibt die Richtwerte für Schwermetalle wieder.

Tab. 50: Richt- und Orientierungswerte für Schwermetalle in mineralischen Baustoffen zur Wiederverwendung im Straßenbau;
 Beurteilungsgrundlage ist je nach Vorschrift der Gehalt im Eluat oder im Feststoff

RCL I = Recyclingbaustoff besserer Qualität

RCL II = Recyclingbaustoff schlechterer Qualität

Parameter im Eluat		Baustoffrecycling	Baustoffrecycling	Baustoffrecycling VwV	
		VwV Hessen, 1989 [159], mg/l	VwV BaWü, 1991 [160], mg/l	NRW, 2001 [162], mg/l	RCL II
		1	2	3	4
Arsen	1	0,1 / 1,0	0,1	-	-
Blei	2	0,5 / 2,0	0,1	0,04	0,1
Cadmium	3	0,05 / 0,5	0,05	0,005	0,005
Chrom _{gesamt}	4	1,0 / 10,0	0,5	-	-
Chrom VI	5	-	-	0,03	0,05
Kupfer	6	1,0 / 10,0	0,1	0,1	0,2
Nickel	7	0,5 / 10,0	-	0,03	0,1
Quecksilber	8	0,005 / 0,05	0,001	-	-
Zink	9	5,0 / 10,0	0,5	0,2	0,4

7.3.5 LAGA: Zuordnungswerte für Recyclingbaustoffe

Die LAGA hat in ihrer TR LAGA 20 Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen – Technische Regeln – von 1996 Zuordnungswerte für Feststoffuntersuchungen (= Z-Werte) festgesetzt (Stand November 1997) [163]. Die Anforderungen bezüglich der Freisetzung und/oder Gehalte verschiedener Schwermetalle sind in Tab. 51 wiedergegeben. Die Zuordnungswerte (= Z-Werte) bedeuten:

- Z 0 uneingeschränkter Einbau
- Z 1 Grundsätzlich gelten die Z 1.1-Werte: Eingeschränkter offener Einbau ist möglich. Die Z 1.2-Werte gelten nur für Regionen mit mächtigen Deckschichten oberhalb des Grundwasserleiters.
- Z 2 eingeschränkter Einbau mit definierten technischen Sicherungsmaßnahmen
- Z 3 Deponieklasse I, TA Siedlungsabfall (Bodenaushubdeponie)
- Z 4 Deponieklasse II, TA Siedlungsabfall (Bauschuttdeponie/Massenabfalldeponie)
- Z 5 Sonderabfalldeponie, TA Abfall

Tab. 51: Schwermetall-Zuordnungswerte für Recyclingbaustoffe/nicht aufbereiteten Bauschutt und Boden nach LAGA, bestimmt im Eluat in Anlehnung an das Verfahren DEV S4

Parameter		FESTSTOFF: LAGA-Zuordnungswerte Recyclingbaustoffe [Boden, wenn abweichend], mg/kg TS				ELUAT: LAGA-Zuordnungswerte Recy- clingbaustoffe [Boden, wenn ab- weichend], mg/l			
		Z0	Z1.1	Z1.2	Z2	Z0	Z1.1	Z1.2	Z2
		1	2	3	4	5	6	7	8
Arsen	1	20	30	50	150	0,01	0,01	0,04	0,05 [0,06]
Blei	2	100	200	300	600	0,02	0,04	0,1	0,1 [0,2]
Cadmium	3	0,6	1	3	10	0,002	0,002	0,005	0,005 [0,01]
Chrom _{gesamt}	4	50	100	200	600	0,015	0,03	0,075	0,1
Kupfer	5	40	100	200	600	0,05	0,05	0,15	0,2 [0,3]
Nickel	6	40	100	200	600	0,04	0,05	0,1 [0,15]	0,1 [0,2]
Quecksilber	7	0,3	1	3	10	0,0002	0,0002	0,001	0,002
Thallium	8	- [0,5]	- [1]	- [3]	- [10]	-	-	-	-
Zink	9	120	300	500	1.500	0,1	0,1	0,3	0,4 [0,6]

Die LAGA-Mitteilung 20 wird derzeit Zeit überarbeitet. Auf der LAGA-Sitzung am 11./12.03.2002 hatte die Länderarbeitsgemeinschaft Abfall dem bereits im Vorfeld eigenständig überarbeiteten Allgemeinen Teil (Teil I) der novellierten LAGA-Mitteilung 20 zugestimmt. Die Teile II – Technische Regeln – und III – Probenahme und Analytik – sollten Ende 2002 in einem ersten Rohentwurf vorgelegt und auf einer Amtschefkonferenz im Herbst 2003 abgestimmt und anschließend veröffentlicht werden [164].

7.3.6 Weitere Normen und technische Vorschriften Sekundärbaustoffe betreffend

Eine Reihe deutscher Normen und technischer Vorschriften enthält Anforderungen an sekundäre Materialien, die in Baustoffen wiederverwendet oder verwertet werden dürfen.

- DIN EN 450, Ausgabe:1995-01 Flugasche für Beton [57]:

Flugasche nach DIN EN 450 muss folgende Anforderungen an die Unschädlichkeit erfüllen: Glühverlust $\leq 5,0\%$, Sulfatgehalt (SO_3) $\leq 4,0\%$, Chloridgehalt $\leq 0,1\%$, Freies Calciumoxid: $\leq 1,0\%$ ohne Prüfung auf Raumbeständigkeit oder $> 1,0\%$ und $\leq 2,5\%$ mit Prüfung auf Raumbeständigkeit. Flugaschen aus Kraftwerken dürfen bei der Betonherstellung nur verwertet werden, wenn die Energieerzeugung ohne Abfalleinsatz erfolgt ist. Zugelassen für die Mitverbrennung sind die in Tab. 52 wiedergegebenen schadstoffarmen Abfälle in dort angegebener maximaler Menge. Anforderungen hinsichtlich des Schadstoffgehaltes werden nicht gestellt.

Tab. 52: Art und maximale Menge an Ersatzbrennstoff für zur Betonverwertung geeignete Flugasche [58]

Material		Maximaler Anteil des Abfallstoffes (auf Trockenmasse bezogen) im Verhältnis zu Kohle
		1
Vegetables Material wie Holzchips, Stroh, Olivenschalen und andere pflanzliche Fasern	1	20 %
Holz (green wood) und angebaute Biomasse	2	8 %
Knochenmehl	3	2 %
Kommunaler Klärschlamm	4	3 %
Papierschlamm	5	5 %
Petrolkoks	6	10 %
Aschefreie flüssige und gasförmige Brennstoffe	7	20 % (auf Heizwert bezogen)

- DIN 4226-100 Gesteinskörnungen für Beton und Mörtel – Teil 100:

Recycelte Gesteinskörnungen müssen Anforderungen bezüglich der Freisetzung von u.a. Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink erfüllen.

- DIBt-Merkblatt Bewertung der Auswirkungen von Bauprodukten auf Boden und Grundwasser

Das Merkblatt des Deutschen Instituts für Bautechnik - Bewertung der Auswirkungen von Bauprodukten auf Boden und Grundwasser (Fassung November 2000, Schriften, Reihe M, Heft 1 – DIBt, Berlin) – ist u. a. Grundlage für die Bauproduktzulassungen des DIBt und enthält Anforderungen bezüglich der Freisetzung von u.a. Antimon, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Chromat, Kobalt, Kupfer, Molybdän, Nickel, Quecksilber, Selen, Zink und Zinn.

- DAfStb-Richtlinie Verwendung von Flugasche nach DIN EN 450 im Betonbau (Ausgabe September 1996)

Nach dieser Richtlinie des Deutscher Ausschuss für Stahlbeton – DAfStb im DIN Deutsches Institut für Normung e. V. – darf Flugasche nach DIN EN 450 als Betonzusatzstoff für Beton und Stahlbeton nach DIN 1045 1988, Spannbeton nach DIN 4227-1 oder DIN V ENV 1992-1-1, Beton nach DIN V ENV 206, Bohrpfählen nach DIN 4014 und DIN V 4026-500, Ortbetonschlitzwänden nach DIN 4126 sowie für Beton nach ZTV-K verwendet werden. Für Einpressmörtel nach DIN 4227-5 ist die Verwendung von Flugasche unzulässig.

- DAfStb-Richtlinie Beton mit recyceltem Zuschlag, Teil 2 - Betonzuschlag aus Betonsplitt und Betonbrechsand – (Ausgabe August 1998)

Diese DAfStb-Richtlinie enthält Anforderungen bezüglich der Freisetzung von u.a. Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink aus recyceltem Zuschlag. Die maximal zulässigen Werte für das Eluat des recycelten Zuschlags, welches in Anlehnung an das Verfahren DEV S4 (DIN 38414-S4) aus dem Material im Anlieferungszustand gewonnen wird, sind identisch mit den Z2-Werten der LAGA (Stand: 06.11.1997) für die Bewertung von schadstoffbelasteten Gebäuden, Bauteilen oder Bauschutt vor der Aufbereitung, vgl. Tab. 51 auf Seite 133.

7.3.7 DVGW – Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches

Nach § 3, Abs. 1 des Lebensmittel- und Bedarfsgegenständengesetzes (LMBG) dürfen Stoffe nur in solchen Mengen auf Lebensmittel übergehen, die eine gesundheitliche Gefährdung der Verbraucher ausschließen, die Lebensmittel sensorisch (geschmacklich und geruchlich) nicht beeinträchtigen und die bei Einhaltung der o.g. Kriterien technologisch nicht vermeidbar sind.

Den derzeitigen Stand von Wissenschaft und Technik für Materialien, die dauerhaften Kontakt mit Trinkwasser aufweisen, stellen die Unterlagen des DVGW – Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V. – dar. Der DVGW hat verschiedene Arbeitsblätter mit hygienischen Anforderungen an zement- und mörtelgebundene Baustoffe herausgegeben:

- DVGW-Arbeitsblatt W 347: Hygienische Anforderungen an zementgebundene Werkstoffe im Trinkwasserbereich. Prüfung und Bewertung
- DVGW-Arbeitsblatt W 311: Planung und Bau von Wasserbehältern. Grundlagen und Ausführungsbeispiele
- DVGW-Arbeitsblatt W 300 E: Technische Regel Wasserspeicherung. Planung, Bau, Betrieb und Instandhaltung von Wasserbehältern in der Trinkwasserversorgung. Entwurf, 2002
- DVGW-Merkblatt W 312: Wasserbehälter – Maßnahmen zur Instandhaltung (Neufassung in Arbeit).

In diesen Regelwerken sind u.a. Anforderungen an Baumaterialien, die in dauerhaften Kontakt mit Trinkwasser stehen, festgelegt. So ist der Einsatz von Betonzusatzmitteln und -stoffen zu beschränken. Für weitere Fragen wie die Freisetzung von Schadstoffen sollen Empfehlungen einer Expertenkommission beim Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) herangezogen werden. Entsprechende Empfehlungen gibt es bereits für Kunststoffe (KTW-Empfehlungen). Für zementgebundene Werkstoffe und Auskleidungen sind analog ZTW-Empfehlungen geplant [100, S. 61/62], bislang aber noch nicht veröffentlicht.

7.3.8 Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV)

Die Gremien der Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGSV) sind für die Aufstellung und Fortschreibung des Technischen Regelwerkes in den Bereichen Straßenbau, Straßenverkehrstechnik und Verkehrsplanung verantwortlich. Einige der Gremien fungieren in Zusammenarbeit mit dem Deutschen Institut für Normung (DIN) als Spiegelgremien zu den entsprechenden Gremien innerhalb des Comité Européen de Normalisation (CEN) und leisten somit einen Beitrag zum Entstehen der Europäischen Normen.

Anforderungen an die Umweltverträglichkeit von Baustoffen oder die Verwendung von Rückständen sind in einer Vielzahl von Technischen Lieferbedingungen enthalten, so z.B. Anforderungen an Recyclingbaustoffe (RC-Baustoffe) hinsichtlich wasserwirtschaftlicher Merkmale in den Technischen Lieferbedingungen für Recyclingbaustoffe.

- Technische Lieferbedingungen für Recyclingbaustoffe – TL RC-ToB-StB
Die TL RC-ToB-StB gelten für RC-Baustoffe und RC-Gemische, die in Trag-schichten ohne Bindemittel gemäß ZTVT-StB und ZTV-LW eingesetzt werden. Es werden zwei RC-Baustoffklassen unterschieden:
 - RC-Baustoffe 1: genügen erhöhten Anforderungen durch gezielte Auswahl der Altbaustoffe oder durch verbesserte Aufbereitung
 - RC-Baustoffe 2: genügen Regelanforderungen

Die Anforderungen an diese Klassen sind in Tab. 53 wiedergegeben [165].

- Richtlinien für die umweltverträgliche Anwendung von industriellen Nebenprodukten und Recyclingbaustoffen im Straßenbau RuA-StB 01
Die RuA-StB 01 (Ausgabe 2001) gelten sowohl für den Straßenoberbau als auch für den Erdbau im Hinblick auf die Grundwasserverhältnisse und die Durchlässigkeit der einzelnen Schicht [166]. Sie haben die Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) für die stoffliche Verwertung von Straßenbaustoffen in das Regelwerk des Straßenbaus eingearbeitet. In mehreren Tabellen werden die Einsatzmöglichkeiten von Recyclingbaustoffen unter Beachtung

bautechnischer und wasserwirtschaftlicher Gesichtspunkten beschrieben. Der Einsatz von Recyclingbaustoffen in den Wasserschutz-zonen I und II von Wasser- und Heilquellenschutzgebieten ist nicht zulässig. Weiterhin darf der Abstand zwischen höchstem Grundwasserstand und Planum einen Meter nicht unterschreiten. Eluat-Grenzwerte sind nicht enthalten.

Tab. 53: Anforderungen an RC-Baustoffe hinsichtlich wasserwirtschaftlicher Merkmale nach TL RC-ToB- StB, hier: Schwermetalle, bezogen auf den ausgelaugten Feststoff [165]

Parameter		Dimension (eluiert)	Grenzwert für RC-Baustoffe 1	Grenzwert für RC-Baustoffe 2
		1	2	3
Arsen	1	mg/kg	0,5	2
Blei	2	mg/kg	0,4	1
Cadmium	3	mg/kg	0,1	0,3
Chrom VI	4	mg/kg	0,3	0,5
Kupfer	5	mg/kg	1	5
Nickel	6	mg/kg	0,2	1
Zink	7	mg/kg	2	5

Weitere Anforderungen enthalten z.B.:

- Technische Lieferbedingungen für Steinkohleflugasche im Straßenbau. TL SFA-StB 93, FGSV 620, Ausgabe 1993
- Technische Lieferbedingungen für Schmelzkammergranulat im Straßenbau. TL SFA-StB 93, FGSV 619, Ausgabe 1993

7.3.9 RAL-Gütezeichen

Für den Bereich Recyclingbaustoffe für den Straßenbau, Aufbereitung von kontaminierten Böden und Bauteilen und Müllverbrennungsasche gibt es das RAL-Gütezeichen 501 in vier Teilen:

- RAL-RG 501/1, Recyclingbaustoffe für den Straßenbau
- RAL-RG 501/2, Aufbereitung zur Wiederverwendung von kontaminierten Böden, Bauteilen und Mineralstoffen
- RAL-RG 501/3, Müllverbrennungsasche
- RAL-RG 501/4, Aufbereitung zur Wiederverwendung bindiger, nicht kontaminierter Böden.

Nach RAL-RG 501/1 (Recyclingbaustoffe für den Straßenbau, Gütesicherung) werden wieder verwendbare Baustoffe in folgende Güteklassen geteilt:

- Klasse I: Baustoffe, für Oberbauschichten im Straßenbau, die den Anforderungen der TL Min-StB an Straßenbaustoffe entsprechen.
- Klasse II: Baustoffe für Oberbauschichten im Straßenbau, die nicht den Anforderungen der TL Min-StB an Straßenbaustoffe entsprechen, jedoch die Gütebedingungen der Tabelle 3 der RAL-RG 501/1 erfüllen.
- Klasse III: Baustoff für Lärmschutzwälle, Unterbau, Untergrundverbesserung, die die Gütebestimmungen der Tabelle 5 der RAL-RG 501/1 erfüllen.

Die Prüfungen und Prüfungsanforderungen für Recyclingbaustoffe zur Bestimmung der Güteklasse erstrecken sich u.a. auf wasserwirtschaftliche Merkmale.

7.4 Baustoffbezogene Regelungen und Güteanforderungen in Österreich

Der Österreichische Baustoff-Recycling-Verband hat eine Richtlinie für Recyclingbaustoffe herausgegeben [167]. Unter Punkt 4. Umweltverträglichkeit werden für Recyclingbaustoffe hinsichtlich der Auslaugbarkeit Vorschriften der ÖNORM S 2072 [168] übernommen. Danach haben Recyclingbaustoffe generell die Grenzwerte der Eluatklasse Ib der ÖNORM S 2072 einzuhalten (4.1.1). Ein Nachweis im Rahmen der Eigen- und Fremdüberwachung ist hinsichtlich Schwermetallen nur für Blei_{gesamt}, Chrom_{gesamt} und Kupfer_{gesamt} zu führen, aber nur für Recycliertes gebrochenes Asphaltgranulat (RA), Recycliertes gebrochenes Asphalt/Beton Mischgranulat (RAB) und Recycliertes Beton-Asphalt-Gestein Mischgranulat (RAM), nicht jedoch für Recycliertes gebrochenes Betongranulat (RB). Die Auslaugung des Recyclingbaustoffes wird gemäß ÖNORM S 2072 entsprechend der in der DIN 38 414, Teil 4 festgelegten Versuchsanordnung ermittelt.

7.5 Diskussion der baustoffbezogenen Regelungen und Güteanforderungen

In Deutschland sind für viele Einsatzbereiche Regelungen vorhanden, die den Gehalt und teilweise auch die Verfügbarkeit von Schadstoffen in Baustoffen und Recyclingbaustoffen begrenzen. Die vorhandenen Regelungen zur Bestimmung der Verfügbarkeit der enthaltenen Schadstoffe stellen ausnahmslos auf das DEV S4-Verfahren ab.

Mit Ausnahme des niederländischen Baustofferrlasses sind die dargestellten Regelungen nicht auf den hinsichtlich der Verfügbarkeit und dem Eintreten mehrerer Recyclingzyklen erforderlichen Betrachtungszeitraum von mehreren Jahrzehnten ausgelegt. Entsprechende Regelungen fehlen.

8. Güteanforderungen an Ersatzbrennstoffe aus Restabfall

In diesem Kapitel wird die Frage untersucht, wie die in den vorangegangenen Kapiteln erhaltenen Ergebnisse für die abfallwirtschaftliche und rechtliche Praxis nutzbar gemacht werden können. So würde eine rechtlich nicht zu kritisierende Anwendung der Rechtsnorm im Rahmen der erforderlichen behördlichen Einzelfallprüfungen (beispielsweise im Rahmen der BImSchG-Verfahren) eine zusätzliche hohe Nachweislast für den Antragsteller bedeuten. Dies ist auch ein Grund, warum der Vollzug des § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG in Deutschland eher zögerlich erfolgt.

Andererseits steht mit der beschriebenen Methode und der Datenlage ein Werkzeug zur Verfügung, um die Rechtsnorm auch im Einzelfall anwenden zu können. Und die abfallwirtschaftliche und ökologische Relevanz der Rechtsnorm ist gegeben.

Eine Lösung dieses Konfliktes könnte darin gesehen werden, dass für Ersatzbrennstoffe mit der Methode der Stoffflussanalyse allgemeine Anforderungen erarbeitet werden, die die Einzelfallprüfung ersetzen. Diese allgemeinen Anforderungen müssten dann jeweils nur noch daraufhin geprüft werden, ob ihre Anwendung im Einzelfall auch tatsächlich die relevanten Schutzziele und Rechtsnormen garantiert.

Um nicht in jedem Einzelfall aufwendige stoffflussanalytische Prüfungen durchführen zu müssen, kann es daher eine deutliche Vollzugserleichterung sein, wenn auf der Basis des § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG allgemeinverbindliche Güteanforderungen an Ersatzbrennstoffe festgelegt würden.

Bevor eigene Anforderungen erarbeitet werden, ist es sinnvoll, zunächst zu untersuchen, was auf diesem Feld bereits an Anforderungen vorgelegt wurde. Daher wird analysiert, welche Güteanforderungen an Ersatzbrennstoffe bisher aufgestellt wurden.

8.1 Anforderungen an Ersatzbrennstoffe in der Schweiz

In Europa sind insbesondere die Regelungen des Schweizer Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) zur Abfallmitverbrennung in Schweizer Zementwerken hervorzuheben.

Die Zementindustrie in der Schweiz hat, wie in vielen anderen europäischen Ländern, das Interesse, einen großen Teils ihres Bedarfs an thermischer Energie mit geeigneten brennbaren Abfällen zu decken. Bereits 1993 hatte das BUWAL

eine Arbeitsgruppe Abfälle in Zementwerken mit Vertretern der Kantone, der Zementindustrie, der Abfallwirtschaft, Umweltorganisationen und Eidgenössischen Forschungsanstalten eingesetzt. Diese Arbeitsgruppe legte 1994 einen ersten [169] und 1997 einen vollständigen Bericht vor, der als Thesenpapier bekannt geworden ist [170]. Aus den beiden Berichten und den Folgediskussionen wurde die BUWAL-Richtlinie Entsorgung von Abfällen in Zementwerken entwickelt, deren Entwurf im März 1996 [171] an interessierte Kreise zur Stellungnahme versandt und im April 1998 dann in der endgültigen Fassung veröffentlicht wurde [172]. Das BUWAL hat angekündigt, diese Richtlinie regelmäßig fortzuschreiben.

8.1.1 Grundsätze

Abfälle dürfen in Zementwerken entsorgt werden, wenn dies

- ökologisch vorteilhafter ist als irgend eine andere Art der Entsorgung und
- im Einklang mit der Abfallplanung der Kantone und des Bundes steht und
- eine ökologischere Ressourcenbewirtschaftung nicht konkurrenziert.

Weitere Randbedingungen sind:

- Die Entsorgung im Zementwerk muss einen Verwertungs-Sinn machen, d.h. tatsächlich benötigte Brenn-, Grund-, Zuzahl- oder Betriebshilfsstoffe substituieren.
- Die bei der Verwertung unumgängliche Verdünnung von systemfremden Stoffen ist zu minimieren.
- Die Verwertung soll für den entsprechenden Abfall eine Gesamtlösung bieten, d.h. keine Folge-Entsorgungsprobleme für die Allgemeinheit verursachen.

Nach der BUWAL-Richtlinie dürfen in Zementwerken grundsätzlich nur einheitlich zusammengesetzte, schadstoffarme Massenabfälle aus Industrie und Gewerbe entsorgt werden, die aufgrund ihrer stofflichen Zusammensetzung dazu geeignet sind. Sie sind nach Auffassung des Schweizer BUWAL insbesondere dann geeignet, wenn ihre Qualität mit den üblicherweise bei der Herstellung von Portlandzement eingesetzten Brennstoffen vergleichbar ist.

Die Richtlinie enthält drei zentrale Elemente:

- Positivlisten für den Einsatz von Abfällen in Zementwerken
- Richtwerte für maximale Schadstoffkonzentrationen in Abfällen
- Richtwerte für den Schadstoffgehalt in Klinker.

8.1.2 Positivlisten

Bei den Positivlisten handelt es sich um abschließende Listen von gut definierten Abfällen, bei denen nach Ansicht des BUWAL das Zementwerk aufgrund einer umfassenden Beurteilung der ökologischen und abfallpolitischen Aspekte als der geeignetste Entsorgungsweg anzusehen ist.

Die in den Positivlisten aufgeführten Abfälle sind für den Einsatz im Zementwerk als Abfallbrennstoffe, Rohmehl-Ersatzstoffe, Zumahlstoffe oder Hilfsstoffe zugelassen. Auf der Positivliste für Abfallbrennstoffe stehen elf Abfallarten: Hydrauliköle, Altöle, Altholz, Klärschlamm aus kommunaler Abwasserreinigung, Autoreifen und andere Abfälle aus Gummi, Papier und Karton, Petrolkoks, Papierschlamm auch aus der Altpapieraufbereitung, Kunststoffe (sortenrein und Mischungen), Polyester und PET, Polyurethan und PUR-Schaumstoffe. Die Positivliste für Zumahlstoffe umfasst drei Abfallarten: Aschen aus der Papierschlammverbrennung, REA-Gips und glasartige Schmelzprodukte aus der Hochtemperatur-Abfallbehandlung.

Auf der Positivliste für Abfallbrennstoffe sind auch Abfallarten enthalten, die die Richtwerte für einzelne der in Tab. 54 aufgeführten Parameter überschreiten können. In diesen Fällen, in denen dennoch die Sinnhaftigkeit der Nutzung der Abfallart im Zementwerk überwiegt (ökologische Gründe, Gründe der Entsorgungssicherheit, Entsorgungsengpässe), sind separate Obergrenzen für Schadstoffe – z.B. Vanadium und Nickel in Petrolkoks – oder abfallbezogene flankierende Regelungen in der Positivliste enthalten. Beispielsweise wird für Autoreifen eine Obergrenze für die Substitutionsrate im Zementwerk vorgegeben, um die Produktqualität nicht zu beeinträchtigen.

Nach 3.1b dürfen Siedlungsabfälle und nachträglich aussortierte Anteile von Siedlungsabfällen (z.B. BRAM, d.h. Brennstoff aus Müll) sowie andere Abfälle, die bezüglich Herkunft, Materialeigenschaften, chemisch-physikalischem Verhalten und chemischer Zusammensetzung mit Siedlungsabfällen vergleichbar sind, nicht in Zementwerken entsorgt werden, sofern sie nicht in der Positivliste aufgeführt sind [172, S. 8].

8.1.3 Richtwerte

Abfälle, die nicht auf der Positivliste aufgeführt sind, dürfen im Zementwerk als Brennstoffe entsorgt werden, falls ihr Gehalt an Schadstoffen die zulässigen Richtwerte in Tab. 54 einhält. Maßgeblich sind die heizwertbezogenen Richtwerte in mg/MJ. Die Werte in mg/kg sind beispielhaft für einen Heizwert von 25 MJ/kg angegeben. Weist der Abfall einen anderen Heizwert auf, verändern sich die zu-

lässigen Heizwerte proportional. Weiter sind die Richtwerte für Zumahlstoffe angegeben. Diese überschreiten für einzelne Parameter wie Barium und Kobalt die Richtwerte für brennbare Abfälle deutlich, insbesondere wenn deren Heizwert deutlich unter 25 MJ/kg liegt.

Tab. 54: BUWAL: Richtwerte für anorganische Schadstoffgehalte in Abfällen, die nicht auf der Positivliste aufgeführt sind [172, S. 9]

Element		Brennbare Abfälle		Zumahlstoffe
		Richtwert in mg/MJ	Richtwert in mg/kg (bei einem Hu von 25 MJ/kg)	Richtwert in mg/kg
		1	2	3
Antimon	1	0,2	5	5
Arsen	2	0,6	15	30
Barium	3	8	200	1.000
Beryllium	4	0,2	5	3
Blei	5	8	200	75
Cadmium	6	0,08	2	1
Chrom	7	4	100	200
Kobalt	8	0,8	20	100
Kupfer	9	4	100	200
Nickel	10	4	100	200
Quecksilber	11	0,02	0,5	0,5
Selen	12	0,2	5	5
Silber	13	0,2	5	-
Thallium	14	0,12	3	2
Vanadium	15	4	100	300
Zink	16	16	400	400
Zinn	17	0,4	10	30

Nötigenfalls ist der Mengendurchsatz von Abfällen zu reduzieren, wenn als Folge der Entsorgung von Abfällen die Schadstoffgehalte im Klinker oder Zement die Richtwerte in Tab. 55 überschreiten oder die Konzentration bestimmter Stoffe wesentlich erhöht wird. Die Richtwerte für die Schwermetallgehalte des Klinkers in Tab. 55 basieren auf Rohmaterialien aus Steinbrüchen, die zum Zeitpunkt der Ausarbeitung der Richtlinie in der Schweiz bewirtschaftet wurden.

Sofern ein Zementwerk Klinker erzeugt, der unterhalb der in Tab. 55 dargestellten Richtwerte belastet ist, ergibt sich ein begrenzter Auffüllspielraum durch die Mitverbrennung von Abfällen. Für Beryllium, Cadmium, Quecksilber, Thallium ist festgelegt, dass dieser Auffüllspielraum nicht genutzt werden darf. „Bei diesen Elementen darf der Einsatz von Abfällen zu keiner wesentlichen Erhöhung des

Gehaltes im Klinker beziehungsweise im Portlandzement führen (keine Auffüllen).“ [172, S. 11].

Tab. 55: BUWAL: Richtwerte für die im Klinker und im Zement enthaltenen Schadstoffe [172, S. 11]

Element		Richtwert für Klinker (mg/kg)	Richtwert für Portlandze- ment (mg/kg)
		1	2
Antimon	1	5 (20 seit 2001 [173, S. 2])	-
Arsen	2	40	-
Beryllium	3	5 ^①	-
Blei	4	100	-
Cadmium	5	1,5	1,5 ^①
Chrom	6	150	-
Kobalt	7	50	-
Kupfer	8	100	-
Nickel	9	100	-
Quecksilber	10	Kein Richtwert für Klinker (wird nicht eingebunden)	0,5 ^①
Selen	11	5	-
Thallium	12	2	2 ^①
Zink	13	500	-
Zinn	14	25	-
Chlor (anorg.)	15	-	1.000
Schwefel	16	-	3,5 % SO ₃
Barium	17	1.000 (seit 2001[174, S. 4])	-

① Der Einsatz von Abfällen darf zu keiner wesentlichen Erhöhung des Gehaltes im Klinker oder im Portlandzement führen (kein Auffüllen).

Auch für den Luftpfad gilt [172, S. 12]:

4.2b Zusätzliche Bedingung für die Quecksilberemission

Zementwerke, die Abfälle entsorgen, müssen beim Quecksilber den Emissionsgrenzwert von 0,1 mg Hg/m³ einhalten.

4.2c Kein „Auffüllen“ von bestehenden Grenzwertunterschreitungen im Abgas

Zementwerke, die Abfälle entsorgen, müssen kontrollieren und gegenüber den zuständigen Behörden belegen, dass die Entsorgung von Abfällen zu keiner wesentlichen Erhöhung der Emissionen im Abgas führt (kein „Auffüllen“ von bestehenden Grenzwertunterschreitungen im Abgas).

8.1.4 Weitere Anforderungen

Nach Punkt 5.1a der Richtlinie ist ein Vermischen von Abfällen nur gestattet, wenn die Schadstoffbelastung jeder Einzelcharge des Gemisches die in der Richtlinie festgelegten Richtwerte einhält.

Nach Punkt 5.1b müssen Zementwerke, die zugelassene Abfälle entsorgen, ...
(2) mit den nötigen Messungen und Stoffflussberechnungen sicherstellen, dass sowohl die Anforderungen an die Abluftqualität (...) als auch die Anforderungen an die Qualität des Klinkers und des Zementes bezüglich der Schadstoffgehalte (Richtwerte, Tab. 55) eingehalten werden.

8.1.5 Revision der Richtlinie

Bei der Veröffentlichung der Richtlinie im April 1998 hatte das BUWAL angekündigt, diese Richtlinie regelmäßig fortzuschreiben zu wollen. Zu diesem Zweck wurde eine Revisionskommission etabliert, die seither mehrfach getagt hat. Einige Ergebnisprotokolle der Sitzungen dieser Kommission sind (waren) im Internet auf der Homepage des BUWAL verfügbar.

8.1.5.1 Eluierung von Quecksilber aus dem Zement

Auf der 4. Sitzung der Revisionskommission wurde das Problem der Eluierbarkeit von Quecksilberverbindungen aus Zement erneut aufgegriffen [174, S. 4-5]:
„Aufgrund der Tatsache, dass Quecksilber mehrheitlich im Filterstaub abgeschieden und danach durch Entlastungszugabe des Filterstaubs zu den Zuschlagstoffen in den Zement transferiert wird, war die Frage schon lange aktuell, wie gut die Einbindekapazität von Zement gegenüber Hg eigentlich ist, besonders auch wenn verschiedene Hg-Verbindungen betrachtet werden. ...“

Es wird festgehalten, dass keine definitive Sicherheit für eine perfekte Quecksilber-Einbindung im Zement gegeben werden kann. ...“

8.1.5.2 Antimon: Richtwert der Schadstoffbelastung in Abfällen und Umwelttoleranzwert im Klinker

Auf der 4. Sitzung der Revisionskommission hat die Firma Cemsuisse beantragt, den Richtwert der Schadstoffbelastung von Antimon in Abfällen von 1 auf 5 mg/kg zu erhöhen [174, S. 2]. Begründet wurde dies damit, dass in verschiedenen heute verwendeten Rohmaterialien Werte von 2 mg/kg normal sind und dass

eine Grenze von 1 mg/kg für Abfälle daher wenig Sinn machte. Dem Antrag wird zugestimmt.

Weiter beantragte die Firma Cemsuisse eine Erhöhung des Umwelttoleranzwertes für Antimon im Klinker von 5 auf 20 mg/kg. Während Cemsuisse diesen Antrag mit internationalen Analysen an Klinkern begründet, die im Unterschied zu den früher publizierten Resultaten höhere Antimonkonzentrationen aufweisen, warnen die Vertreter der Kantone und des BUWAL davor, Verdünnungskapazitäten für Antimon zu öffnen und die Glaubwürdigkeit der Richtlinie dadurch zu gefährden, dass „die Grenzwerte den Abfällen angepasst werden anstatt umgekehrt“.

Auf der 5. Sitzung der Revisionskommission Ende 2001 votierte die eingesetzte Task Force mehrheitlich für eine Anhebung der zulässigen Antimonwerte. Die Zementindustrie präsentierte zudem eine Stoffflussrechnung, die zeigte, dass die Zementwerke eine Erhöhung des Umwelttoleranzwertes im Klinker benötigten, wenn sie PET-Fractionen in größerem Umfang verbrennen sollten. Der Antrag wurde mit Stimmenmehrheit (11 zu 3 Stimmen bei 4 Enthaltungen) angenommen [173, S. 2]).

8.1.6 Bewertung der BUWAL-Richtlinie

Die Schweizer Richtlinie wurde inhaltlich insbesondere unter Beachtung ökologischer Kriterien aufgestellt. Wichtig erscheint der Ansatz, neben der Abluftqualität bei der Abfallverwertung auch Anforderungen an die Qualität des erzeugten Produkts festzulegen und dafür alle systemfremden Eintragsmaterialien – Abfallbrennstoffe, Rohmehl-Ersatzstoffe, Zumahlstoffe oder Hilfsstoffe – zu berücksichtigen. Damit stellt die Richtlinie in ihrer Ausgestaltung die konsequente Umsetzung eines Vorsorgestandpunkts dar. Dieser Ansatz deckt sich mit den Erkenntnissen, die in dieser Untersuchung zusammengetragen hat.

Hervorzuheben ist die Festlegung in Punkt 5.1b der Richtlinie, dass die Anforderungen an die Qualität der Abluft, des Klinkers und des Zementes bezüglich der Schadstoffgehalte mit Messungen und Stoffflussberechnungen – der Stoffflussanalyse – sicherzustellen ist. Ein auf EXCEL basierendes Rechenmodell der Dr. Graf AG ist beim BUWAL verfügbar [84].

Positiv ist weiter hervorzuheben, dass die Richtlinie den Einsatz von aus Siedlungsabfällen erzeugten Brennstoffen im Zementwerk nicht zulässt.

Defizite sind bei der inhaltlichen Ableitung der Richtwertvorschläge anzumerken. So ist z.B. der Richtwert für Zink im Klinker von 350 mg/kg im Bericht des BUWAL von 1994 [169, S. 74] sowie im Entwurf der Richtlinie vom März 1996 [171,

S. 5] auf 500 mg/kg in der Endfassung der Richtlinie [172, S. 11] erhöht worden, ohne dass die Argumentation im Richtlinientext wesentlich verändert wurde. Gleiches gilt für die vorgenommenen Revisionen der Schwermetall-Richtwerte in Abfällen und Klinker, die auf Antrag der Zementwirtschaft erfolgten, wie Antimon. Hier dürfte eingetreten sein, was die Vertreter der Kantone und des BUWAL befürchtet haben, dass „die Grenzwerte den Abfällen angepasst werden anstatt umgekehrt“ [174, S. 2].

Die Festsetzung der Obergrenzen als Richtwerte und nicht als rechtsverbindliche Grenzwerte ist ebenfalls als Defizit anzusehen.

8.2 Regelungsvorschläge in Deutschland

In Deutschland gibt es unterschiedliche Vorschläge und Initiativen, um die Schadstoffbelastung von Ersatzbrennstoffen zu begrenzen.

8.2.1 Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) / Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA NRW)

Tab. 56 zeigt die vom Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen vorgeschlagenen und vom Umweltministerium für die Unterscheidung von Verwertung und Beseitigung herangezogenen Richtwerte für Abfälle und Ersatzbrennstoffe [175, Tafel V-1]. Die Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) [176] hat 1997 eine Übernahme und Verschärfung dieser Werte insbesondere für Quecksilber diskutiert, diese Richtwerte aber nie offiziell verabschiedet. Der VDZ hatte bereits die nordrhein-westfälischen Richtwerte kritisiert, weil die in deutschen Zementwerken eingesetzten Ersatzbrennstoffe diese zum Teil deutlich überschritten [175, S. 55], vgl. Tab. 56 Spalte 3.

Die LAGA-Werte wurden in Anlehnung an die Belastung des gängigen Regelbrennstoffes Steinkohle erarbeitet, die einen Heizwert von 25.000-28.000 MJ/t aufweist. Die Heizwerte von Brennstoffen und Ersatzbrennstoffen betragen dagegen in der Regel zwischen weniger als 10.000 und größer 20.000 MJ/t. Daher beschreibt ein energiebezogener Ansatz die Verhältnisse zutreffender. Für die energetische Verwertung wurde daher, wie in der Richtlinie des BUWAL (Kapitel 8.1), ein Bezug des Schadstoffgehalts auf den Energiegehalt des Ersatzbrennstoffes gewählt. Schwachpunkt dieser Regelung ist, dass die Obergrenzen nur als Richt- und nicht als Grenzwerte formuliert sind.

Tab. 56: Richtwertvorschläge für Ersatzbrennstoffe, die im Zementprozess eingesetzt werden sollen

Element		Richtwert LUA NRW, vor 1997 [176] mg/MJ	LAGA-Richtwert Entwurf 1997 mg/MJ [176]	Konzentrationen in Er- satzbrennstoffen der Zementindustrie [176]
		1	2	3
Antimon	1	0,07	0,07	0,03 - 0,05
Arsen	2	1,9	1,9	0,003 - 1
Beryllium	3	0,13	k.A.	< 0,01 - 0,1
Blei	4	10,0	10,0	0,09 - 25
Cadmium	5	0,3	0,3	0,01 - 0,7
Chrom	6	3,7	3,7	0,09 - 21
Kobalt	7	1,2	1,2	0,02 - 8
Kupfer	8	3,7	3,7	< 0,01 - 67
Nickel	9	3,5	3,5	0,1 - 25
Quecksilber	10	0,06	0,02	0,01 - 0,1
Thallium	11	0,15	0,15	< 0,01 - 0,1
Vanadium	12	6,7	k.A.	0,03 - 16
Zink	13	8	k.A.	0,5 - 625
Zinn	14	0,4	0,4	0,03 - 0,7

8.2.2 Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe (BGS)

In Deutschland wurde September 1999 die Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe – BGS, Köln, gegründet. Die BGS zählte mit Stand Dezember 2002 laut Webseite [177] jeweils 24 ordentliche und außerordentliche sowie fünf korporative und zwölf fördernde Mitglieder. Zu den ordentlichen Mitgliedern gehören Entsorger¹ sowie MBA-Planer oder Betreiber². Auch bei den außerordentlichen³ und den korporativen Mitgliedern⁴ dominieren die Entsorger bzw. potenzielle Abnehmer von Ersatzbrennstoffen.

¹ ALBA AG, Edelhoff Umwelt Service, Märkische Entsorgungsanlagen-Betriebsgesellschaft mbH (MEAB), Rethmann Entsorgungswirtschaft, Rethmann Sonderabfall, RWE Umwelt Baden-Württemberg GmbH, SITA Deutschland GmbH und Trienekens AG (jetzt auch RWE Umwelt AG)

² z.B. die Abfallwirtschaftsgesellschaft Bassum mbH, Herhof Umwelttechnik oder Saarberg-Oekotechnik GmbH (SOTEC)

³ Anneliese Zementwerke AG, Dyckerhoff Zement GmbH

⁴ Arbeitsgemeinschaft stoffspezifischer Abfallbehandlung e.V. (ASA), Bundesverband der Deutschen Entsorgungswirtschaft e.V. (BDE), bvse – Bundesverband Sekundärbrennstoffe und Entsorgung e.V. (bvse), Verband Kommunale Abfallwirtschaft (VKS), Verein Deutscher Zementwerke e.V. (VDZ)

Die BGS hat sich die Gütesicherung von Ersatzbrennstoffen zum Ziel gesetzt und ein eigenes Gütezeichen (RAL-Gütezeichen GZ 724) entwickelt. Damit will sie eine zunehmende Akzeptanz für Herstellung und Einsatz von gütegesicherten Sekundärbrennstoffen und eine weitere Dynamisierung dieses sich entwickelnden Marktes erreichen. Zu den Zielen zählen:

- Förderung der Herstellung und Anwendung von Sekundärbrennstoffen aus heizwertreichen Abfällen und aus heizwertreichen Fraktionen nicht getrennt erfasster Abfälle aus Industrie, Gewerbe und Haushaltungen,
- Kennzeichnung gütegesicherter Sekundärbrennstoffe mit dem RAL-Gütezeichen RAL-GZ 724,
- Überwachung der Einhaltung der Gütezeichen-Richtlinien,
- Verpflichtung der Gütezeichenbenutzer, nur solche Sekundärbrennstoffe mit dem Gütezeichen zu kennzeichnen, deren Güte gesichert ist,
- Förderung von Forschungsvorhaben in Bezug auf die Qualität und deren Sicherung von Sekundärbrennstoffen,
- Zertifizierung des Biomasseanteils in Sekundärbrennstoffen,
- Europaweite Standardisierung von Sekundärbrennstoffen.

Die BGS grenzt ihre Sekundärbrennstoffe (SBS) von den Ersatzbrennstoffen (EBS) ab, da SBS nach Einschätzung der Gütegemeinschaft nur eine Teilmenge der Ersatzbrennstoffe erfassen. Die BGS-Sekundärbrennstoffe werden „einerseits aus heizwertreichen Abfällen und andererseits aus heizwertreichen Fraktionen gemischt erfasster Abfälle aus Haushalten, Gewerbe und Industrie hergestellt. Bei den Ausgangsmaterialien handelt es sich also ausnahmslos um nicht besonders überwachungsbedürftige Abfälle“, so die BGS [178].

Die Gütesicherung und Kennzeichnung von Ersatzbrennstoffen aus nicht gefährlichen Abfällen wie SBS hat ebenso wie die mittlerweile begonnene internationale Standardisierung von Solid Recovered Fuels (SRF) mehrere Zielsetzungen:

- freie Handelbarkeit des Ersatzbrennstoffes (bis hin zur Entlassung aus dem Abfallregime),
- Erhöhung der Akzeptanz des Einsatzes von Ersatzbrennstoffes in Feuerungsanlagen und Zementwerken durch Qualitätssicherung,
- Verdrängung von fossilen Brennstoffen in Feuerungsanlagen und Zementwerken zur Erreichung der klimapolitischen Ziele (Reduktion der Emission von klimarelevantem CO₂),
- je nach nationaler Umsetzung der RES-E-Richtlinie [179]: Befreiung von Steuern/Abgaben oder Zugriff auf die Vergütung für Strom, der aus im Ersatzbrennstoff enthaltener Biomasse erzeugt wurde.

8.2.2.1 Das RAL-Gütezeichen 724

Der Güteausschuß der BGS hat einen Vorschlag für gütegesicherte Sekundärbrennstoffe veröffentlicht, der Grenzwerte u.a. für SBS aus hochkalorischen Fraktionen von Siedlungsabfällen enthält. Seit dem 1. Juli 2001 verfügt die BGS für ihre Gütesicherung über die Anerkennung des Deutschen Instituts für Gütesicherung und Kennzeichnung in St. Augustin mit dem RAL-Gütezeichen RAL-GZ 724.

Sekundärbrennstoffe, die dem RAL-GZ 724 entsprechen, werden in Zementwerken und Kraftwerken genutzt und ersetzen Stein- oder Braunkohle. Die eingesetzten Mengen belaufen sich auf 400.000 bis 500.000 t/Jahr (Stand 2001) mit steigender Tendenz [178].

Die Grenzwerte der Gütegemeinschaft [180] sind massenbezogen festgelegt worden, siehe Tab. 57. Sie gelten für heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen ab einem Heizwert $H_{u_{TS}}$ von ≥ 16 MJ/kg und für produktionsspezifische Abfälle ab einem Heizwert $H_{u_{TS}}$ von ≥ 20 MJ/kg. Bei Unterschreitung dieser Heizwerte sind die angegebenen Werte entsprechend linear abzusenken, eine Erhöhung ist nicht zugelassen. Tab. 58 gibt die energiebezogenen Grenzwerte (mg/MJ) wieder.

Die Prüfungen im Anerkennungs- und Überwachungsverfahren erfolgt zweistufig anhand der Median- und die 80-Perzentil-Grenzwerte.

Bei Anlagen mit einem Durchsatz von mehr als 20.000 t pro Jahr und einer oberen Korngröße kleiner 50 mm wird alle 20 t, bei einer oberen Korngröße größer 50 mm oder bei Anlagen mit kleinerem Durchsatz oder im Anerkennungsverfahren wird alle 10 t eine Einzelprobe von fünf Litern gezogen. Aus 25 Einzelproben wird eine Mischprobe erstellt (repräsentativ für 500 oder 250 t) und homogenisiert und daraus zwei Proben à 10 l gewonnen.

Im Rahmen der Eigenüberwachung werden jeweils drei 250 t- oder 500 t-Proben zusammengefasst und einer Vollanalyse auf Feuchte, Heizwert und Gehalt an Asche, Chlor und Schwermetallen der Tab. 57 unterzogen. Zusätzlich wird die erstellte 250 t- oder 500 t-Probe einer Kurzanalyse unterzogen; diese ist wie eine Vollanalyse, aber es werden nur mindestens zwei für den jeweiligen Verwertungsweg relevante Schwermetalle sowie sonstige Problemparameter in Abhängigkeit vom Verwertungsweg bestimmt.

Tab. 57: Massenbezogene Grenzwerte der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe für Schwermetalle in gütegesicherten Sekundärbrennstoffen nach RAL-GZ 724, Mai 2001 [180]

Element		SBS aus heizwertreicher Fraktion aus Siedlungsabfall (Hu _{TS} ≥ 16.000 MJ/t)		SBS aus produktionsspezifischen Abfällen (Hu _{TS} ≥ 20.000 MJ/t)	
		Medianwert mg/kg TS	80 Perzentilwert mg/kg TS	Medianwert mg/kg TS	80 Perzentilwert mg/kg TS
		1	2	3	4
Antimon	1	25	60	25	60
Arsen	2	5	13	5	13
Beryllium	3	0,5	2	0,5	2
Blei	4	190	-①	70	200
Cadmium	5	4	9	4	9
Chrom	6	125	-①	40	120
Kobalt	7	6	12	6	12
Kupfer	8	350	-①	120	-①
Mangan	9	250	500	50	100
Nickel	10	80	160	25	50
Quecksilber	11	0,6	1,2	0,6	1,2
Selen	12	3	5	3	5
Tellur	13	3	5	3	5
Thallium	14	1	2	1	2
Vanadium	15	10	25	10	25
Zinn	16	30	70	30	70

① Festlegung erst bei gesicherter Datenlage aus der Sekundärbrennstoffaufbereitung

Die Fremdüberwachung richtet sich nach der erzeugten Menge an Sekundärbrennstoff und steigt von zwei Fremdüberwachungen pro Jahr bei weniger als 30.000 t/a in Stufen auf sechs Fremdüberwachungen pro Jahr bei mehr als 60.000 t/a.

Tab. 58: Heizwertbezogene Grenzwerte der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe für Schwermetalle in gütegesicherten Sekundärbrennstoffen nach RAL-GZ 724, Mai 2001 [180]

Element		SBS aus heizwertreicher Fraktion aus Siedlungsabfall ($H_{u_{TS}} \geq 16.000$ MJ/t)		SBS aus produktionspezifischen Abfällen ($H_{u_{TS}} \geq 20.000$ MJ/t)	
		Medianwert mg/MJ	80 Perzentil- wert mg/MJ	Medianwert mg/MJ	80 Perzentil- wert mg/MJ
		1	2	3	4
Antimon	1	1,6	3,8	1,3	3,0
Arsen	2	0,3	0,8	0,3	0,7
Beryllium	3	0,03	0,13	0,03	0,10
Blei	4	11,9	-①	3,5	10,0
Cadmium	5	0,3	0,6	0,2	0,5
Chrom	6	7,8	-①	2,0	6,0
Kobalt	7	0,4	0,8	0,3	0,6
Kupfer	8	21,9	-①	6,0	-①
Mangan	9	15,6	31,3	2,5	5,0
Nickel	10	5,0	10,0	1,3	2,5
Quecksilber	11	0,04	0,08	0,03	0,06
Selen	12	0,2	0,3	0,2	0,3
Tellur	13	0,2	0,3	0,2	0,3
Thallium	14	0,06	0,13	0,05	0,10
Vanadium	15	0,6	1,6	0,5	1,3
Zinn	16	1,9	4,4	1,5	3,5

① Festlegung erst bei gesicherter Datenlage aus der Sekundärbrennstoffaufbereitung

Die Prüfungen im Anerkennungs- und Überwachungsverfahren bestehen aus zwei Stufen. In der ersten Stufe werden zehn Proben – drei, die der Fremdüberwacher gezogen hat, und sieben Rückstellproben aus der Eigenüberwachung – analysiert. Für die Schwermetallgehalte gilt:

- a) Die Medianwerte über die Analysenergebnisse der zehn Proben dürfen die in Tab. 57 angegebenen Medianwerte nicht überschreiten, und
- b) die 80-Perzentilwerte dürfen von acht der zehn Proben nicht überschritten werden (Anwendung der 4 von 5-Regelung).

Wird innerhalb der ersten Stufe der Median oder die 4 von 5-Regelung nicht eingehalten, werden weitere zehn Proben aus der Eigenüberwachung untersucht und die Ergebnisse mit denen der ersten Stufe zu einem neuen Kollektiv von 20 Proben vereinigt, welches analog zur ersten Stufe ausgewertet wird.

Werden im Rahmen der Fremdüberwachung vom Prüfer Mängel festgestellt, so kann der Güteausschuss der BGS eine Wiederholungsprüfung binnen einer Frist von vier Wochen festlegen. Wird die Wiederholungsprüfung nicht bestanden, gilt die Fremdüberwachung als insgesamt nicht bestanden.

8.2.2.2 Bewertung der Regelungen des RAL-GZ 724

Die Grenzwerte des RAL-GZ 724 fallen weniger streng aus als z.B. die BUWAL- oder LAGA-Werte – vgl. etwa die Werte für Antimon, Blei, Chrom, Kupfer, Nickel und Zinn in Tab. 109 auf Seite 236. Hinzu kommt, dass nach BUWAL-Richtlinie die Ersatzbrennstoffe aus heizwertreicher Fraktion aus Siedlungsabfall für eine energetische Verwertung im Zementwerk unabhängig von der Schadstoffbelastung nicht zulässig ist.

Das niedrigere Schutzniveau wird auch anhand der statistischen Zusammenhänge deutlich. Der Median stellt den mittleren Wert einer Zahlenreihe dar (Lageparameter), er ist nicht gleichbedeutend mit dem Mittelwert. Die Analyse von Datenkollektiven von Abfällen zeigt, dass es regelmäßig eine beachtliche Zahl von hohen und niedrigen Einzelwerten gibt. Diese Einzelwerte werden vom Mittelwert erfasst, vom Median aber nicht.

Der zusätzlich festgelegte 80-Perzentil-Grenzwert soll diesem Problem der hohen Einzelwerte Rechnung tragen. Jedoch schneidet er die oberen 20 Prozent des Datenkollektivs ab, d.h. es gibt hier keine wirklichen Obergrenzen. Dies ist bei einigen Parametern durchaus kritisch zu sehen, z.B. bei Quecksilber: In der Güterrichtlinie ist als 80 Perzentilwert 1,2 mg/kg angegeben. Ein Abfall ohne Quecksilberbelastung wie Siedlungsabfall liegt in der Regel unterhalb von 0,3 mg Hg/kg TS.

Der Vergleich der BGS-Grenzwerte für gütegesicherte Sekundärbrennstoffe aus heizwertreicher Fraktion aus Siedlungsabfall mit den Schwermetallgehalten von nicht aufbereitetem Siedlungsabfall (von 1994/1995) zeigt, dass die Grenzwerte für relevante Schwermetalle bis auf Arsen und ggf. Cadmium auch ohne Aufbereitung eingehalten werden können.

Tab. 59: Vergleich der Schwermetallgehalte von nicht aufbereitetem deutschen Siedlungsabfall mit den Grenzwerten des BGS

		BGS-Grenzwerte für Siedlungsabfall für Hu 9.000 MJ/t		Restmüll, angeliefert an 4 deutschen MVAs und 1 MBA, 1995/96 [53]		
		Median	80 Perzentil	Min.	Mittel	Max.
		mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
		1	2	3	4	5
Arsen	1	2,8	7,3	8,2	9,7	12,7
Blei	2	107	-	38,5	45,2	54,4
Cadmium	3	2,3	5,1	2,7	4,6	6,8
Chrom	4	70,3	-	27,9	35,2	39,7
Kupfer	5	197	-	78,8	107	146
Nickel	6	45	90	10,0	11,6	14,3
Quecksilber	7	0,3	0,7	0,26	0,28	0,31
Thallium	8	0,6	1,1	-	-	-

Des Weiteren wurde der Produktpfad (Erzeugnisse, Kraftwerksstäube, Gips) nicht einbezogen. So sind die Grenzwerte der BGS nicht nach umwelttoxikologischen oder vergleichbaren wissenschaftlichen Kriterien abgeleitet, sondern dienen insbesondere der Vereinfachung der Eingangskontrollen beim Verwerter:

„Diese Güte- und Prüfbestimmungen haben nicht den Zweck, abfallrechtliche oder genehmigungsrechtliche Anforderungen zu regeln oder zu ersetzen; sie sind als Vereinbarung zwischen den Marktbeteiligten über die im Rahmen dieser Bestimmungen definierten Sekundärbrennstoffe zu verstehen.

Damit ist sichergestellt, dass die Produzenten von Sekundärbrennstoffen nur geeignete und unbedenkliche Ausgangsstoffe verwenden und die Qualität des erzeugten Sekundärbrennstoffs durch Einsatz der erforderlichen Verfahrenstechnik gewährleistet wird. Dadurch kann die Eingangskontrolle der Sekundärbrennstoffe beim Verwerter vereinfacht werden.“ [178, Abschnitt 1.1].

8.3 Regelungen in Italien

In Italien hat das Umweltministerium per Verordnung vom Februar 1998 Anforderungen an hochkalorische Fraktionen festgelegt [181]. Die hochkalorische Fraktion aus Abfällen kann in hierauf spezialisierten Anlagen eingesetzt oder in Industrieanlagen mitverbrannt werden. Der Einsatz dieser Fraktion ist bei den jeweiligen Provinzregierungen zu notifizieren.

Hochkalorische Fraktionen können durch Aufbereitung aus Siedlungsabfällen, aber auch aus Industrie- und Gewerbeabfällen hergestellt werden. Sie müssen die in Tab. 60 wiedergegebenen Anforderungen erfüllen, wobei die Werte nach dem Verordnungstext einzuhaltende Maximalwerte darstellen.

Tab. 60: Grenzwerte (Maximalwerte) für hochkalorische Fraktionen zur Mitverbrennung in Italien [181]

Parameter		Grenzwerte (Maximalwerte)		umgerechnet auf H _u
				von 16.000 MJ/t
		1		2
Wassergehalt	1	25	%	
Heizwert	2	15.000	MJ/t	
Asche	3	20	% (FS)	
Chlor	4	0,9	% (FS)	
Schwefel	5	0,6	% (FS)	
Σ Cadmium + Quecksilber	6	7	mg/kg (TS)	0,4 mg/MJ
Arsen	7	9	mg/kg (TS)	0,6 mg/MJ
Blei	8	200	mg/kg (TS)	12,5 mg/MJ
Chrom	9	100	mg/kg (TS)	6,3 mg/MJ
Kupfer	10	300	mg/kg (TS)	18,8 mg/MJ
Mangan	11	400	mg/kg (TS)	25,0 mg/MJ
Nickel	12	40	mg/kg (TS)	2,5 mg/MJ
Zink	13	500	mg/kg (TS)	31,3 mg/MJ

Die italienischen Grenzwertvorschläge (Maximalwerte) fallen im Vergleich zu den 80 Perzentilwerten der BGS (vgl. Tab. 57) streng aus. So liegen die italienischen Maximalwerte für Nickel, Chrom und Kupfer unter den Medianwerten der BGS, bei Nickel sogar um 50 %. Für Blei liegt der italienische Maximalwert nur etwa 5 % über dem Medianwert der BGS. Kein italienischer Maximalwert überschreitet den korrespondierenden 80 Perzentilwert der BGS.

Die italienischen Maximalwerte liegen zahlenmäßig im Bereich der BUWAL- und LAGA-Werte. Sie sind aber als einzuhaltende Obergrenze festgelegt. Die Werte für Quecksilber (in Summe mit Cadmium) und Chlor sind als zu hoch (d.h. nicht streng genug) anzusehen. Für den Einsatz von Ersatzbrennstoffen in Kraftwerken wird, um eine Korrosion zu verhindern, eine Obergrenze von 0,15 bis maximal 0,2 Gew.-% Chlor empfohlen [55].

8.4 Regelungsvorschläge in Finnland

Tab. 61 zeigt die Grenzwerte, die in Finnland vom nationalen Normungsinstitut aus der Sicht des Luftpfads und des Schutzes der einsetzenden Industrieanlage für hochkalorische Fraktionen erarbeitet wurden [182]. Der finnische Standard aus dem Jahr 2000 definiert drei unterschiedliche Klassen an hochkalorischen Fraktionen entsprechend den vorgesehenen Verwertungszielpfaden. Die Grenzwerte sind massenbezogen festgelegt. Sie wurden in Tab. 61 jeweils für die Heizwerte 10.000 und 20.000 MJ/t umgerechnet.

Tab. 61: Finnische Qualitätsklassen für hochkalorische Fraktionen, 2000 [182]

		Einheit	Klasse 1		Klasse 2		Klasse 3	
			1	2	3	4	5	6
Heizwert	1	MJ/t	10.000	20.000	10.000	20.000	10.000	20.000
Chlor	2	g/MJ	< 0,15	< 0,075	< 0,5	< 0,25	1,5	0,75
Schwefel	3	g/MJ	< 0,20	< 0,10	< 0,30	< 0,15	< 0,5	< 0,25
Stickstoff	4	g/MJ	< 1,0	< 0,5	< 1,5	< 0,75	< 2,5	< 1,25
Natrium/Kalium	5	g/MJ	< 0,2	< 0,1	< 0,4	< 0,2	< 0,5	< 0,25
Aluminium	6	mg/MJ	< 19	< 5	< 10	< 5	< 210	< 5
Cadmium	7	mg/MJ	< 0,1	< 0,05	< 0,4	< 0,2	< 0,5	< 0,25
Quecksilber	8	µg/MJ	< 10	< 0,5	< 20	< 10	< 50	< 25

Die Grenzwerte der finnischen Norm sind als Obergrenze, die zu unterschreiten ist, zu verstehen. Diese Grenzwerte zeigen, welche Diskrepanzen in der gegenwärtigen Grenzwertdiskussion vorhanden sind. Die finnischen Werte fallen deutlich schärfer aus als z.B. die Werte der deutschen Gütegemeinschaft. Tab. 61 zeigt aber auch, wie wenig sinnvoll es ist, für hochkalorische Fraktionen massenbezogene Konzentrationsgrenzwerte festzulegen. Bei einem derartigen Vorgehen müssten hochwertige Brennstoffe (energiebezogen) schärfere Anforderungen einhalten als minderwertige Brennstoffe. Für eine ganze Reihe von Schadstoffen fehlen Grenzwertvorschläge.

8.5 Grundsätzliche Überlegungen und Vorschläge für Österreich

Verbindliche österreichische Regelungen für die Begrenzung von Schadstoffen in Ersatzbrennstoffen sind noch nicht vorhanden. In der Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie über die Verbrennung von gefährlichen Abfällen 1999 [183] ist die Erarbeitung von Positivlisten für spezifische Kategorien von Mitverbrennungsanlagen, hier Anlagen zur Zementerzeugung vorgesehen. Die in der Positivliste enthaltenen Ersatzbrennstoffe, hier als Alternativ-

brennstoffe bezeichnet, sollen unter den angegebenen Bedingungen bei der Zementherzeugung eingesetzt werden dürfen. Methodische Vorarbeiten für diese Positivliste wurden von Fehringer et al. in ihrer PRIZMA-Studie [79] geleistet (Kapitel 8.5.1). Die österreichische Zementindustrie hat im Jahr 2001 eine eigene Positivliste veröffentlicht (Kapitel 8.5.2). Eine ÖNORM für Ersatzbrennstoffe wurde im Jahr 2002 veröffentlicht (Kapitel 8.5.3).

8.5.1 PRIZMA - Positivlisten für Reststoffe in der Zementindustrie

In der PRIZMA-Studie [79] von 1999 werden Methoden und Ansätze zur Erstellung von Positivlisten für alternative Brennstoffe, nicht aber für Roh-, Zuschlag- oder Hilfsstoffe, dargestellt und diskutiert.

In der PRIZMA-Studie werden Methoden entwickelt, die auf der Stoffflussanalyse aufbauen. Anhand von Transferkoeffizienten (synonym für Transferfaktoren) wird untersucht, welcher Anteil eines brennstoffbürtigen Stoffes in die Emission und welcher Anteil in den Klinker gelangt. Für die Bestimmung der Transferfaktoren werden die black box-Methode und die Methode Einbindemal Abscheidegrad herangezogen. Mehr zu diesen Methoden in Kapitel 5.3.3.1 auf Seite 64. Die in der PRIZMA-Studie verwendeten Transferfaktoren nach beiden Methoden sind in Tab. 12 auf Seite 66 f. wiedergegeben. Trotz der großen Streuung der Transferfaktoren halten es die Autoren der PRIZMA-Studie für möglich, eine allgemeine Positivliste für die österreichische Zementindustrie zu entwickeln.

Es werden unterschiedliche Bewertungsansätze (A bis C) entwickelt und die jeweiligen Auswirkungen auf eine abzuleitende Positivliste an einsetzbaren Abfällen in der Zementindustrie diskutiert. Die Ansätze sind:

- Ansatz A – Lufthygiene [79, S. 60 f.]:

Sind die Transferkoeffizienten in die Atmosphäre für alle ausgewählten Stoffe bei einem Zementwerk kleiner (größer) als die Transferkoeffizienten in die Atmosphäre für die selben Stoffe bei einer Restmüllverbrennungsanlage, so dürfen die im Zementwerk eingesetzten Alternativbrennstoffe dementsprechend höhere (geringere) Schadstoffkonzentrationen als Restmüll aufweisen.

- Ansatz B – Produktqualität [79, S. 62 ff.]:

Im Ansatz B1 werden die Stoffkonzentrationen im Klinker und im Ansatz B2 im Beton untersucht. Es wird jeweils untersucht, wie hoch die Schadstoffbelastungen im Klinker bei Einsatz einer durchschnittlichen österreichischen Rohmaterialmischung mit den mittleren und mit den maximalen Stoffkonzentrationen ausfallen. Die Differenz zwischen diesen beiden Werten für jeden Schadstoff darf durch Ersatzbrennstoffe aufgefüllt werden.

Im Ansatz B2 werden die durchschnittlichen Konzentrationen im Beton mit den Stoffkonzentrationen eines durchschnittlichen Bodens verglichen. Es wird ein mittlerer Beton mit einer mittlerer Schadstoffbelastung in Rohmaterialien und dem mittleren Energieträgermix des Jahres 1996, aber ohne Einsatz von Ersatzbrennstoffen berechnet. Sofern die Stoffkonzentrationen im Boden höher als im Beton sind, wird aus der Differenz zurückgerechnet, welche maximalen Stofffrachten über Ersatzbrennstoffe in das Zementwerk eingebracht werden können, damit die Stoffkonzentrationen im Beton jenen des Bodens entsprechen.

Da aufgrund der Ausgangsmaterialien die Chlorkonzentrationen im Beton auch ohne Einsatz von Ersatzbrennstoffen höher sind als die Chlorkonzentration im Boden, wird im Ansatz B2 Chlor nicht berücksichtigt.

Das Ergebnis ist in beiden Fällen eine maximal zulässige Stofffracht, die je Masseneinheit produzierten Klinkers über Ersatzbrennstoffe in ein Zementwerk eingebracht werden darf.

- Ansatz C – Stofffracht [79, S. 67 ff.]:

In diesem Ansatz wird untersucht, welche Bedeutung die Ergebnisse der Ansätze A und B für das Stoffmanagement in der Abfallwirtschaft – Stichwort Abfallwirtschaft als Förderband für Schadstoffe – haben. Es wird berechnet, welche Auswirkungen auftreten, wenn die Zementindustrie einen Anteil von 10 oder 15 % der jeweiligen Stoffflüsse, die über die brennbaren Abfälle in die Abfallwirtschaft gelangt, übernehmen. Hierbei wird nur die produzierte Masse Klinkers berücksichtigt, eine Kenntnis der Transferfaktoren sind nicht erforderlich.

Lediglich Ansatz A – Lufthygiene – liefert als Ergebnis eine maximal zulässige Stoffkonzentration in hochkalorischen Fraktionen. Bei den anderen Ansätzen (B1 – Produktqualität Klinker, B2 – Produktqualität Klinker, C – Stofffluss) sind die Stoffkonzentrationen abhängig von der eingesetzten Masse an Ersatzbrennstoffen, deren Heizwert und von der produzierten Masse an Klinker.

In Tab. 62 sind die maximal zulässige Stoffkonzentration in hochkalorischen Fraktionen nach Ansatz A – Lufthygiene, in Tab. 63 die maximal zulässige Masse an Alternativbrennstoffen pro t Klinker bei durchschnittlichen Stoffkonzentrationen und einem durchschnittlichem Heizwert von 21 MJ/kg dieser Brennstoffe nach Ansatz B – Produktqualität wiedergegeben.

Tab. 62: PRIZMA-Studie: Maximal zulässige Stoffkonzentration in hochkalorischen Fraktionen nach Ansatz A – Lufthygiene, in mg/kg [79, Tabelle 32 bis 35]

Verfahren	Transferkoeffizienten nach		Cl	Cd	Hg	Pb	Zn	Einheit
			1	2	3	4	5	6
Zyklon-	black box	1	420	92	0,11	300	2.800	mg/kg
vorwärm-	Einbinde- mal	2	2.500	1.900	1,1	14.000	32.000	mg/kg
verfahren	Abscheidegrad							
Rostvor-	black box	3	1.100	27	0,40	130	750	mg/kg
wärmver-	Einbinde- mal	4	1.100	27	0,40	130	750	mg/kg
fahren ^①	Abscheidegrad							

① Beim Rostvorwärmverfahren unterscheiden sich die Transferkoeffizienten beider Berechnungsverfahren wenn überhaupt, dann erst in der vierten (Hg) bzw. sechsten (Cl, Cd) Dezimalen hinter dem Komma, so dass die Unterschiede zwischen den jeweils berechneten Stoffkonzentrationen aufgrund der vorgenommenen Rundung nicht erkennbar sind.

Tab. 63: PRIZMA-Studie: Maximal zulässige Masse an Alternativbrennstoffen pro t Klinker bei durchschnittlichen Stoffkonzentrationen und einem durchschnittlichem Heizwert von 21 MJ/kg dieser Brennstoffe, beim Zyklonvorwärmverfahren (ZV) und Rostvorwärmverfahren (RV), für Ansatz B – Produktqualität [79, Tabelle 36 bis 43]

	Transferkoeffizienten nach	für		Cl	Cd	Hg	Pb	Zn	Einheit
				1	2	3	4	5	6
	Ø Konz. im EBS-Mix 1996		1	2.900	3,6	0,20	142	4.300	mg/kg
B1	black box	ZV	2	180	190	4.000	340	27	kg/t _{Klinker}
B1	Einbinde- mal	ZV	3	180	190	2.600	340	27	kg/t _{Klinker}
	Abscheidegrad								
B2	black box	ZV	4	-	380	2.900	1.600	41	kg/t _{Klinker}
B2	Einbinde- mal	ZV	5	-	380	1.800	1.600	41	kg/t _{Klinker}
	Abscheidegrad								
B1	black box	RV ^①	6	180	190	2.900	340	27	kg/t _{Klinker}
B1	Einbinde- mal	RV ^①	7	180	190	2.900	340	27	kg/t _{Klinker}
	Abscheidegrad								
B2	black box	RV ^①	8	-	380	1.900	1.600	41	kg/t _{Klinker}
B2	Einbinde- mal	RV ^①	9	-	380	1.900	1.600	41	kg/t _{Klinker}
	Abscheidegrad								

① Beim Rostvorwärmverfahren unterscheiden sich die Transferkoeffizienten beider Berechnungsverfahren wenn überhaupt, dann erst in der vierten (Hg) bzw. sechsten (Cl, Cd) Dezimalen hinter dem Komma, so dass die Unterschiede zwischen den jeweils berechneten Stoffkonzentrationen aufgrund der vorgenommenen Rundung nicht erkennbar sind.

Die maximal zulässigen Stoffkonzentrationen sind abhängig von der eingesetzten Masse an Ersatzbrennstoffen und den Heizwerten. So kann z.B. eine große Masse an Ersatzbrennstoffen mit geringer Schwermetallbelastung oder eine kleine Masse mit hoher Belastung eingesetzt werden.

Nach Ansatz B – Produktqualität könnte bei einem durchschnittlichen – bezogen auf die Stoffkonzentration und den Heizwerte des Jahres 1996 – Alternativbrennstoffeinsatz von 165 kg je Tonne produziertem Klinker 100 % der benötigten Wärmeleistung bereitgestellt werden – unabhängig von der Frage, ob dies technisch möglich ist. Eine Ausnahme stellt Zink dar. Der Zinkgehalt der herangezogenen durchschnittlichen Alternativbrennstoffmischung stammt hauptsächlich aus Altreifen. Dieser Zinkgehalt würde den Brennstoffeinsatz auf 27 kg/t Klinker reduzieren. Bei vermehrtem Einsatz von Altreifen in einem Zementwerk stellen Rechberger et al. [79, S. 53] die Frage nach dem Zinkgehalt im Klinker und in weiterer Folge dessen langfristiges Verhalten im Beton:

„Inwieweit der Beton eine geeignete langfristige Senke für Zink darstellt, muss differenziert betrachtet werden. Dabei ist sowohl die Mobilisierbarkeit von Zink im Beton, als auch die Lebensdauer und die Entsorgungsschiene (Deponie, Recycling) der Betonprodukte zu berücksichtigen.“

Die Frage, ob der Zinkgehalt die Verwertung von Altreifen im Zementwerk, die sie derzeit für die beste Lösung halten, limitieren soll, wird nach Rechberger et al. [79, S. 53] basierend auf naturwissenschaftlichen Grundlagen aus abfallpolitischer Sicht abzuwägen sein.

Ein Defizit der PRIZMA-Studie ist in der Beschränkung der untersuchten Schwermetalle zu sehen. So ist zu fragen, wie die Ergebnisse ausfallen würden, wenn Parameter wie Antimon, Chrom, Kupfer oder Zinn, deren Gehalt in Ersatzbrennstoffen aus Restabfall strenge Anforderungen wie die BUWAL-Werte nur schwer einhält (siehe Kapitel 12.4), mit demselben Ansatz untersucht worden wären.

8.5.2 Verband der Österreichischen Zementindustrie VÖZ

Der Verband der Österreichischen Zementindustrie VÖZ hat im Jahr 2001 eine eigene Positivliste für die Verbrennung von Abfällen in Anlagen zur Zementherstellung veröffentlicht [184]. Ein Ziel der Positivliste ist es, in Verfolgung eines integrativen Ansatzes ein hohes Niveau des Umweltschutzes im Hinblick auf die Verbrennung von Abfällen in Anlagen zur Zementherstellung durch den Einsatz von ausgewählten Abfällen definierter Qualität sicherzustellen. Ein weiteres Ziel ist es, den Stand der Technik für die Verbrennung von Abfällen in Anlagen zur Zementherstellung zu beschreiben.

Es gelten Allgemeine Anforderungen wie

a) Bei der Verbrennung von Abfällen in Anlagen zur Zementerzeugung ist sicherzustellen, dass die vorgegebenen Emissionsgrenzwerte eingehalten werden und keine unzulässige Verlagerung von Schadstoffen in das Produkt eintritt.

b) In Anlagen zur Zementerzeugung dürfen grundsätzlich nur einheitlich zusammengesetzte, schadstoffarme Abfälle verbrannt werden, die in ihrer stofflichen Zusammensetzung dazu geeignet sind. Die eingesetzten Abfälle müssen einer definierten Anfallsstelle oder einem definierten Herstellungsprozess zugeordnet werden können.

...

d) Unaufbereiteter Hausmüll sowie unaufbereiteter Gewerbemüll, der auf Grund seiner Herkunft, Eigenschaften und chemischen Zusammensetzung mit Hausmüll vergleichbar ist, darf nicht in Anlagen zur Zementerzeugung verbrannt werden.

Durch die Abfallverbrennung darf es zu keiner signifikanten Verschlechterung der bestehenden Emissionssituation kommen. Dies ist durch einen Vergleich der Emissionsdaten mit der beantragten und ohne die beantragte Abfallverbrennung zu belegen. Ein Auffüllen bestehender Grenzwertunterschreitungen auf die in der jeweils geltenden Verordnung angeführten Emissionsgrenzwerte ist nicht zulässig.

Die Positivliste weist über 70 Abfallarten auf, die in Anlagen zur Zementerzeugung verbrannt werden dürfen. Sie müssen die festgelegten Obergrenzen für Schadstoffe einhalten. Abfälle dürfen grundsätzlich folgende, in Tab. 64 aufgeführte Schadstoffgehalte (mg/kg TS bezogen auf einen Heizwert H_u von 25 MJ/kg) im Monatsmittel nicht überschreiten. Für Abfälle mit niedrigeren Heizwerten sind die zulässigen Schadstoffgehalte linear umzurechnen. Für bestimmte Abfallarten wie Papier- und Klärschlamm, Altöle, Lösemittel und Altlacke, Kunststoffe und heizwertreiche Fraktionen, Altholz und Altreifen sind abweichende Begrenzungen der Monatswerte ohne Bezug auf einen Heizwert erlaubt. Für einzelne Parameter sind zusätzlich höhere Wochenwerte zulässig.

Bei den Obergrenzen für separat aufgeführte Abfallarten sind – unabhängig von der Einhaltung der festgelegten Grenzwerte – bezüglich der Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom und Thallium Abweichungen von den für Brennstoffe allgemein festgelegten Grenzwerten nur zulässig, wenn durch eine Mengenbegrenzung des Abfalleinsatzes gewährleistet ist, dass keine signifikante Verschlechterung der bestehenden Emissionssituation auftritt. Dies ist durch den Betriebsanlageninhaber nachvollziehbar zu belegen.

Das Vermischen zugelassener Abfallarten nur dann gestattet, wenn die Schadstoffbelastung jeder einzelnen Charge des Gemisches die angeführten maximalen Schadstoffgehalte nicht überschreitet.

Tab. 64: Maximal zulässige Schadstoffgehalte in Abfällen für die Zementindustrie [184]

			Maximale Gesamtgehalte für brennbare Abfälle (bei $H_u = 25 \text{ MJ/kg}$)	Kunststoffe und heizwertreiche Fraktionen	
				Wochenwert	Monatswert
			1	2	3
Antimon	mg/kg TS	1	5	-	20
Arsen	mg/kg TS	2	15	-	15 [800 ^①]
Blei	mg/kg TS	3	200	1.000	500
Cadmium	mg/kg TS	4	2	50	27
Chrom	mg/kg TS	5	100	500	300
Kobalt	mg/kg TS	6	20	-	100
Kupfer	mg/kg TS	7	100	-	500 ^②
Nickel	mg/kg TS	8	100	-	200
Quecksilber	mg/kg TS	9	0,5	4	10
Thallium	mg/kg TS	10	3	-	10
Vanadium	mg/kg TS	11	100	-	wie Spalte 1
Zink	mg/kg TS	12	400	-	0,1 M.-%
Zinn	mg/kg TS	13	10	-	70
Gesamt-Cl	%	14	1 %	2,5 %	2,0 %

① Gilt nur für SN 57130 PET

② Für die SN xxxxx Heizwertreiche Fraktion nach entsprechender Qualitätssicherung (auch aus getrennten Sammlungen und mechanischer Aufbereitung von Siedlungsabfällen) gilt dieser Wert als Zielwert. Nach Optimierung der Technologie zur Aufbereitung dieser Abfälle hat eine Festlegung im Einzelfall zu erfolgen.

8.5.3 ÖNORM Brennstoff aus Abfall

Seit 1. September 2002 liegt die zweiteilige ÖNORM S 2026 vor. Mit Hilfe dieser Normen sollen festzulegende Voraussetzungen für den Einsatz von Abfall als Brennstoff beschrieben werden.

- Teil 1 der ÖNORM S 2026 legt Begriffe fest, die für feste und flüssige/pastöse Brennstoffe aus Abfällen gelten.
- Teil 2 bestimmt Qualitätsmerkmale und legt Untersuchungsmethoden fest, die auf feste und flüssige bzw. pastöse Brennstoffe aus Abfällen anwendbar sind.

Behandelt werden chemische und physikalische Qualitätsmerkmale, Probe- nahme und Laboruntersuchungen, wie Bestimmung des Brennwertes und des Heizwertes, des Wassergehalts, des Aschegehaltes, der flüchtigen Bestandteile und des Dampfdrucks sowie Viskosität, Flammpunkt, Zündtemperatur und Explosionsgrenzen.

Des Weiteren hat der Verband Österreichischer Entsorgungsbetriebe VÖEB am Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik IED der Universität Leoben eine Österreichische Gütegemeinschaft für Sekundärenergieträger (ÖG-SET) gegründet. Die Österreichische Gütegemeinschaft für Sekundärenergieträger (ÖG-SET) hat sich folgende Ziele gesetzt [185]:

- Entwicklung von Qualitätskriterien für Sekundärenergieträger
- Prüfbestimmungen für Sekundärenergieträger
- Gütesicherung von Sekundärenergieträgern
- Ökologische und ökonomische Bewertung des Einsatzes von Sekundärenergieträgern.

Von Seiten der ÖG-SET sind keine Vorschläge zur Begrenzung des Schwermetallgehaltes in Ersatzbrennstoffen bekannt.

8.6 Arbeiten auf europäischer Ebene

Das Europäische Komitee für Normung (CEN) hat das Mandat erhalten, für den Einsatz von Ersatzbrennstoffen (Solid Recovered Fuels, SRF) zwecks Energierückgewinnung in Verbrennungs- und Mitverbrennungsanlagen einen Satz Technischer Spezifikationen zu erarbeiten und diese in einem zweiten Schritt in Europäische Standards zu überführen. Die Arbeiten werden vom Technical Committee (TC) 343 des CEN durchgeführt.

Beim DIN Deutschen Institut für Normung wurde im Mai 2002 das nationale Spiegelgremium des CEN/TC 343, der Normenausschuss Materialprüfung (NMP) 583 Sekundärbrennstoffe eingerichtet. Der NMP 583 entsendet in das TC 343 und in dessen fünf Arbeitsgruppen (Working Groups = WG) eigene Delegierte, die dort an der Arbeit teilnehmen und hierüber im NMP 583 berichten sollen. Im Rahmen der Zuarbeit dieses Spiegelgremiums an das CEN/TC 343 wurde die Verabschiedung von Anforderungen an Ersatzbrennstoffe, die auch die Auswirkungen auf die Produktqualität wie z.B. Zement berücksichtigen, von einzelnen Stakeholdern gefordert (z.B. dem NABU [186]). Derzeit ist aber nicht absehbar, ob und ggf. wie diese Forderung bei der Formulierung der Anforderungen an Solid Recovered Fuels berücksichtigt werden wird. Die Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe hat die Übernahme ihrer Güteanforderungen (vgl. Kapitel 8.2.2) vorgeschlagen.

8.7 Schlußfolgerungen zu Güteanforderungen an Ersatzbrennstoffe aus Restabfall

Die dargestellten Begrenzungen für den Schadstoffgehalt in Ersatzbrennstoffen in verschiedenen europäischen Ländern und Deutschland decken ein breites

Spektrum ab. Nicht für alle Regelungen konnte der Hintergrund für die Festlegung der Begrenzungen ermittelt werden.

Die Regelungen der BUWAL-Richtlinie und von LAGA/LUA NRW orientieren sich an der Schadstoffbelastung der Regelbrennstoffe in Zementwerken, der Steinkohle. Sie versuchen, den Eintrag von Schadstoffen ins Zementwerk über eine heizwertbezogene Begrenzung der Schadstoffbelastung der Ersatzbrennstoffe nicht zu erhöhen. Beide Regelungen sind jedoch nicht rechtsverbindlich. Die BUWAL-Richtlinie hat die Obergrenzen als Richtwerte und nicht als rechtsverbindliche Grenzwerte festgesetzt, die LAGA/LUA NRW-Werte, die insbesondere vom VDZ kritisiert worden waren, weil die in deutschen Zementwerken eingesetzten Ersatzbrennstoffe diese zum Teil deutlich überschritten, sind nie offiziell verabschiedet worden.

Einzig die BUWAL-Richtlinie berücksichtigt die Frage der Schadstoffanreicherung im Erzeugnis mit einer eigenen Richtwerteliste für Klinker und Zement. Sie schreibt explizit vor, dass der Mengendurchsatz von Abfällen nötigenfalls zu reduzieren ist, wenn als Folge der Entsorgung von Abfällen die Schadstoffgehalte im Klinker oder Zement die Richtwerte überschreiten oder die Konzentration bestimmter Stoffe wesentlich erhöht wird. Zudem müssen Zementwerke, die Abfälle entsorgen, kontrollieren und gegenüber den zuständigen Behörden belegen, dass die Entsorgung von Abfällen zu keiner wesentlichen Erhöhung der Emissionen im Abgas führt (kein „Auffüllen“ von bestehenden Grenzwertunterschreitungen im Abgas).

Diese Listen sind auch nicht für alle Arten von Ersatzbrennstoffen gleichermaßen anwendbar. So dürfen etwa nach der BUWAL-Richtlinie in Zementwerken Siedlungsabfälle und nachträglich aussortierte Anteile von Siedlungsabfällen (z.B. BRAM, d.h. Brennstoff aus Müll) grundsätzlich nicht in Zementwerken entsorgt werden, während die Positivliste der österreichischen Zementindustrie diese explizit vorsieht. Das RAL-Gütezeichen der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe wird dagegen explizit an derartige Fraktionen bei Einhaltung der Richtwerte ausgestellt.

Die vorgesehenen Schadstoffobergrenzen liegen teilweise um eine Größenordnung und mehr auseinander. So streuen die Werte für Antimon, Cadmium und Quecksilber weit. Jene Listen, die vorrangig unter dem Gesichtspunkt der Begrenzung des Schadstoffeintrages auf das Niveau der Anwendung von Regeleinsetzungstoffen erstellt wurden, wie z.B. BUWAL- oder LAGA-Liste, sind deutlich von denen zu unterscheiden, die von Seiten der potenziellen Vermarkter und Verwerter erstellt wurden, wie z.B. das RAL-GZ 724 oder die Positivliste der österreichischen Zementindustrie (VÖZ).

Tab. 65: Vergleich der Obergrenzen verschiedener Vorschläge zur Begrenzung des Schadstoffgehaltes in Ersatzbrennstoffen; alle Werte einheitlich berechnet für einen H_u von 16.000 MJ/t

		LAGA 1997	BUWAL	RAL GZ EBS aus Siedl.- abfall	RAL GZ Gewer- beabfall	Italien	VÖZ, EBS aus Siedl.- abfall	Abstand Min - Max (Faktor)
Grenze		Maximalwert		80 Perzentil		Maximalwert		
Element		mg/MJ	mg/MJ	mg/MJ	mg/MJ	mg/MJ	mg/MJ	
		1	2	3	4	5	6	7
Antimon	1	0,07	0,2	3,8	2,4	-	1,3	54
Arsen	2	1,9	0,6	0,8	0,56	0,6	0,9	3
Beryllium	3	-	0,20	0,13	0,08	-	-	3
Blei	4	10	8	-	8	12,5	31,3	8
Cadmium	5	0,3	0,08	0,6	0,4	0,4	1,7	21
Chrom	6	3,7	4	-	4,8	6,3	18,8	5
Kobalt	7	1,2	0,8	0,8	0,48	-	6,3	13
Kupfer	8	3,7	4	-	-	18,8	31,3	8
Mangan	9			31,3	4	25	-	8
Nickel	10	3,5	4	10	2	2,5	12,5	6
Quecksilber	11	0,02	0,02	0,08	0,048	0,4	0,6	31
Selen	12	-	0,2	0,3	0,24	-	-	2
Thallium	13	0,15	0,12	0,13	0,24	-	0,6	5
Vanadium	14	-	4	1,6	0,08	-	6,3	78
Zink	15	-	16	k.A.	1,04	31,3	63	60
Zinn	16	0,4	0,4	4,4	2,8	-	4,4	11

Insgesamt ist festzustellen, dass die Listen von BUWAL und LAGA/LUA dem Anspruch – keine Schadstoffanreicherung im Erzeugnis und im Abfall zur Verwertung – am ehesten gerecht werden. Sie würden, dies zeigt das Beispiel der BUWAL-Richtlinie, den Vollzug des § 5 Abs. 5 Pkt. 4 des KrW-/AbfG ermöglichen. Voraussetzung wäre allerdings eine Einführung der in diesen Listen aufgeführten Obergrenzen als rechtsverbindliche Grenzwerte.

9. Brennstoffherzeugung in einer Mechanischen Restabfallaufbereitungsanlage – Stoffflussanalyse (SFA) für Chlor, Metalle und Schwermetalle

In Deutschland oder Österreich ist nicht – wie etwa in der Schweiz – geplant, heizwertreiche Fraktionen aus Restabfall von der energetischen Verwertung im Zementwerk auszuschließen. Die Diskussion bewegt sich vielmehr in die Richtung Qualitätsstandards und Schadstoffbegrenzung, vgl. die Arbeiten des NMP 583 beim DIN (Kapitel 8.6). Die Aufbereitung von Restabfall zu Ersatzbrennstoff muss sich daher dem Problem der im Restabfall vorhandenen Belastung mit Chlor und Schwermetallen stellen. Bislang sind nur vereinzelt Stoffflussanalysen an mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen durchgeführt und die Ergebnisse publiziert worden. Das Aufbereitungsziel der bilanzierten MBAs bestand in allen Fällen in der Erzeugung eines Deponiegutes durch Rotte und nicht in der Erzeugung eines Ersatzbrennstoffes (vgl. Kapitel 5.4.3).

Im Sommer und Herbst 2002 hat die Autorin eine Stoffflussanalyse an einer Mechanischen Aufbereitungsanlage für Restabfall und Sperrmüll in Österreich im Auftrag des Betreibers durchgeführt [187]. Diese SFA zeigt die Verteilung der Schadstoffe auf die einzelnen Outputpfade und erlaubt Aussagen über Möglichkeiten zur Steuerung der Schadstoffflüsse durch Aufbereitungstechniken.

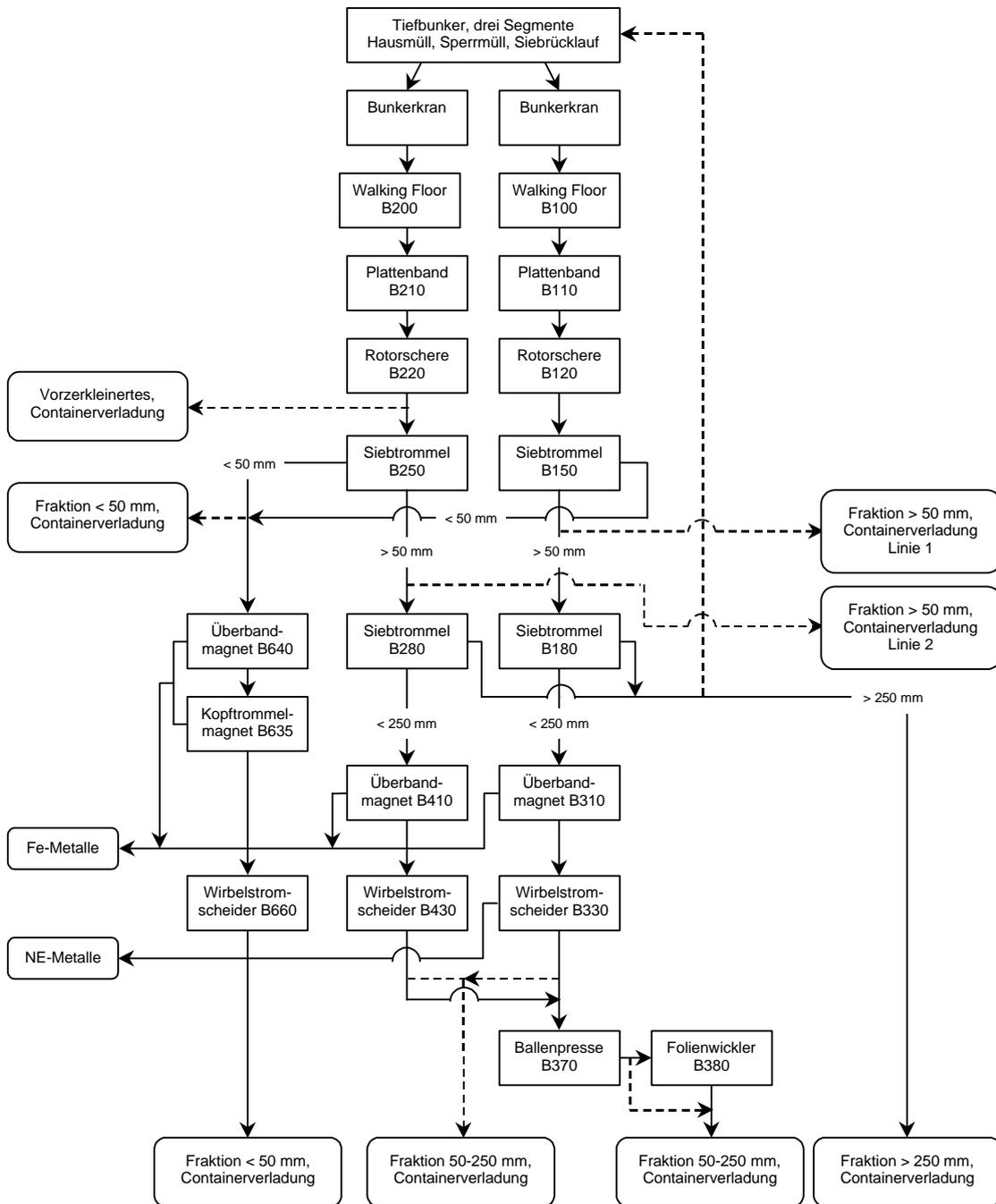
9.1 Modellierung der Aufbereitungsanlage

Die Sortier- und Aufbereitungsanlage für Haus- und Sperrmüll – Mechanische Abfallaufbereitungsanlage – ist mit Unterbrechungen seit Februar 2002 in Betrieb [188]. Ziel der Aufbereitung mit der derzeit installierten Technik ist die Erzeugung einer heizwertreichen Fraktion zur thermischen Verwertung in einem Wirbelschichtofen. Diese Anlage befindet sich derzeit im Bau und soll im Herbst 2003 ihren Betrieb aufnehmen. Um im Wirbelschichtofen eingesetzt werden zu können, muss die erzeugte heizwertreiche Fraktion folgende Anforderungen erfüllen:

- Stückgröße im Bereich von 50 bis 250 mm,
- weitgehende Freiheit von metallischen Bestandteilen,
- ein H_u von mindestens 11.000 MJ/t.

Die SFA wird im Rahmen dieser Untersuchung auf einen als statisch eingestuft Prozess angewendet. Für statische Prozesse gelten die Transferfaktoren in einem gegebenen Fenster (Druck, Temperatur, Konzentration im Input, sonstige Betriebsbedingungen) als konstant. Bild 3 zeigt das Verfahrensfließbild der Mechanischen Abfallaufbereitungsanlage aus der Untersuchung von Thomé-Kozmiensky [188].

Bild 3: Verfahrensfließbild der Mechanischen Abfallaufbereitungsanlage [188]



Als Outputpfade sind – vgl. Bild 4 – zu betrachten:

- die abgetrennte Grobfraction (größer 250 mm)
- die heizwertangereicherte(n) Fraktion(en) (Brennstofffraktion, ggf. auch mehrere),
- die heizwertabgereicherte feuchte Feinfraktion (Schwerfraktion), in verschiedenen Siebschnitten,
- die abgeschiedenen Metallschrottfractionen (Fe, NE),
- die Abluft (diffus, nicht gefasst und gereinigt) und der Staub aus der Abluftreinigung.

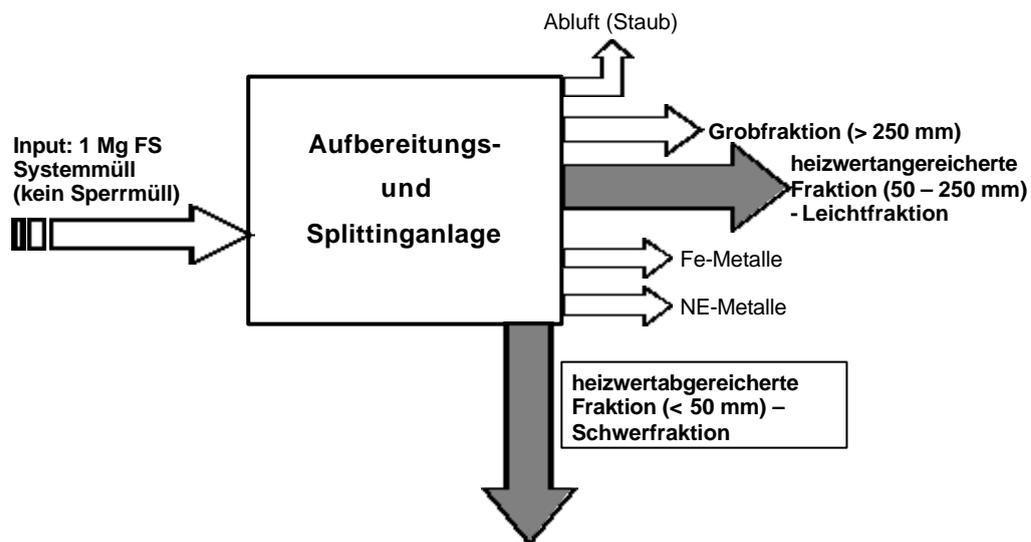


Bild 4: Modellierung der Mechanischen Abfallaufbereitungsanlage

9.1.1 Inputmaterialien

Folgende Abfallfraktionen wurden im Jahr 2002 in der Mechanischen Abfallaufbereitungsanlage verarbeitet:

- Hausmüll und hausmüllähnlicher Abfall (= Systemmüll), der vom öffentlichen Fuhrpark erfasst wird (~76 %); darüber hinaus geringe Mengen an,
- Sperrmüll (~21 %) und Straßenkehricht von Mistplätzen (~2 %),
- Restmüll aus der Kompostaufbereitung (~1 %).

Weitere potenzielle Inputmaterialien, die nicht thermisch behandelt werden und die nicht überwiegend inert sind, aber massenmäßig nicht ins Gewicht fallen, sind Sperrmüll aus der Sperrmüllabfuhr, Abfälle aus Muldendienst, gewerbliche Anlieferungen und Sortierreste.

9.1.2 Aufbereitung

Die Abfallaufbereitung besteht aus folgenden Schritten:

1. Annahme der Restabfälle und Beschickung der Schubbodenförderer (Walking Floor)
2. Dosierung des Abfallgemisches auf die Steigplattenbänder vor den Zerkleinerern
3. Vorzerkleinerung mittels Rotorschere
4. Klassierung I mit Trommelsieben mit 50 mm Rundlochung (2 Linien)
 - 4.1 Fraktion kleiner 50 mm (Siebdurchgang I, Schwerfraktion)
 - 4.1.1 Vereinigung der Fraktionen kleiner 50 mm aus beiden Linien zu einem Materialstrom
 - 4.1.2 Abscheidung der Eisenmetallschrotte aus der Kornklasse kleiner 50 mm mittels Überband- und nachgeschaltetem Kopftrommelmagnet
 - 4.1.3 Abscheidung der Nichteisenmetallschrotte aus der Kornklasse kleiner 50 mm mittels Wirbelstromscheider
 - 4.1.4 Abwurf der Schwerfraktion in einen Verladebunker
 - 4.2 Fraktion größer 50 mm (Siebüberlauf I, Schwerfraktion) zur Klassierung II
5. Klassierung II des Siebüberlaufs größer 50 mm mit Trommelsieben mit 250 mm Rundlochung (2 Linien)
 - 5.1 Fraktion 50 bis 250 mm (Siebdurchgang II, Leichtfraktion)
 - 5.1.1 je Linie: Abscheidung der Eisenmetallschrotte mittels Überbandmagneten
 - 5.1.2 je Linie: Abscheidung der Nichteisenmetallschrotte mittels Wirbelstromscheidern
 - 5.1.3 Verpressung der aufbereiteten Kornklasse 50 bis 250 mm aus beiden Linien durch eine Kanalballenpresse (optional: Umwicklung der Ballen mit Folie zur Verbesserung der Langzeitlagerfähigkeit)
 - 5.2 Abwurf der Kornklasse größer 250 mm in einen offenen Container und Transport zur MVA bzw. Rückführung in ein Segment des Tiefbunkers.

9.1.3 Erzeugte Materialströme

Mit der Anlage werden folgende Fraktionen erzeugt:

- eine Leichtfraktion 50 bis 250 mm,
- eine Schwerfraktion kleiner 50 mm,
- eine Grobfraktion größer 250 mm,
- eine Eisenhaltige Schrottfraction (Fe),
- eine Nichteisenmetallhaltige (NE) Schrottfraction.

Die Leichtfraktion wird derzeit in Ballen verpresst und anteilig in einer MVA Spittelau unter Gewinnung von Strom und Fernwärme verbrannt. Anteilig werden die Leichtfraktion-Ballen noch mit Kunststoffolie umwickelt und für die spätere energetische Verwertung im Wirbelschichtofen auf einer Deponie zwischengelagert. Zukünftig soll die Ballenpressung und Folierung entfallen. Stattdessen soll das Material in Presscontainer verladen und direkt an den Wirbelschichtofen geliefert werden.

Die Schwerfraktion wird in einen Verladebunker abgeworfen, zur Deponie verbracht und dort deponiert. Diese Fraktion weist optisch insbesondere in dem Korngrößenbereich von etwa 30 bis 50 mm erhebliche Anteile von heizwertreichen Bestandteilen wie flugfähige Kunststoffe (z.B. Überraschungseier) und Papier sowie einen hohen Anteil an regenerativer Organik (Zitrusfruchtschalen) auf.

Aufgrund der Anforderung des vorgesehenen Verwerfers an die heizwertreiche Fraktion – weitestgehende Metallfreiheit – sowie der österreichischen Deponieverordnung ist die Eisenmetallschrottabtrennung auf eine Maximierung der Entschrottung der beiden Kornklassen kleiner 50 und 50 bis 250 mm ausgelegt. Dies geht nur zu Lasten der Qualität, d.h. der Reinheit des abgetrennten Schrottes, der optisch einen hohen Grad an Störstoffen – insbesondere Kunststoffolien – aufweist. Nach Aussagen des Betreibers wird diese Fraktion an einen Metallschrottaufbereiter und -verwerter verkauft.

Der Nichteisenmetallschrott weist im Vergleich zur Eisenschrottfraktion optisch einen deutlich geringeren Störstoffanteil auf. Er wird ebenfalls an einen Verwerter verkauft.

Weitere Materialströme geringeren Umfangs sind

- die ausgeschleuste Grobfraktion (größer 250 mm): diese wird entweder in Container verladen und zur Müllverbrennung verbracht oder aber zwecks weiterer Zerkleinerung wieder dem Aufgabebereich der Zerkleinerungseinheit (Rotorscheren) zugeführt.
- der Staub aus der Absaugung der verschiedenen Anlagenteile: dieser wird entsorgt.

9.1.4 Materialbilanz

Nach Untersuchungen von Thomé-Kozmiensky [188] wies die Aufbereitungsanlage in den Monaten Februar bis Juni 2002 die in Tab. 66 wiedergegebene Materialbilanz auf.

Tab. 66: Materialbilanz der Mechanischen Abfallaufbereitungsanlage im Untersuchungszeitraum (02/02 bis 06/02) und hochgerechnet auf ein Jahr [[188], Anteile Eisen- und Nichteisenmetallschrott nach Betreiberangaben [187]

		Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Feb-Jun
Input [%]		1	2	3	4	5	6
Systemmüll	1	83,0%	56,2%	48,2%	89,1%	95,0%	73,3%
Straßenkehricht von Mistplätzen	2	15,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	4,4%
Restmüll Kompostaufbereitung	3	0,0%	2,9%	6,7%	3,2%	0,3%	2,3%
Sperrmüll von Mistplätzen	4	1,9%	41,0%	45,1%	7,7%	4,7%	19,9%
Outputanteil [%]							
Schwerfraktion 0 bis 50 mm	5	55,9%	45,5%	45,5%	52,4%	45,2%	49,5%
Leichtfraktion 50 bis 250 mm	6	38,3%	48,9%	46,8%	40,8%	49,2%	44,2%
Mischung 1 (< 50 und > 250 mm)①	7	2,5%	1,0%	3,5%	2,5%	3,1%	2,5%
Eisenmetallschrotte	8	3,0%	4,1%	3,9%	4,0%	2,4%	3,5%
Nichteisenmetallschrotte	9	0,3%	0,5%	0,3%	0,3%	0,1%	0,3%

① Schwerfraktion kleiner 50 mm wurde nur kurzzeitig zugegeben, der Anteil über mehrere Monate ist verschwindend gering und wird nicht betrachtet.

In dieser Bilanz fehlt noch der abgesaugte Staub, dessen Aufkommen nach Angaben des Betreibers [187] mit maximal 1 kg/t Materialinput angegeben wird.

Auf einem Workshop des Betreibers am 11.12.2002 hat dieser beschlossen, zukünftig keinen Sperrmüll mehr über die Abfallaufbereitungsanlage zu fahren, sondern diesen in den MVAs zu verbrennen. Weiterhin wird der Siebüberlauf der Abfallaufbereitungsanlage (Fraktion größer 250 mm) fortan nicht mehr in die Zerkleinerung zurückgeführt, sondern nunmehr ebenfalls in eine MVA verbracht werden. Diese Änderungen führen insgesamt zu der in Tab. 67 wiedergegebenen neuen Verteilung des Outputs der Abfallaufbereitungsanlage.

Tab. 67: Materialbilanz der Abfallaufbereitungsanlage ab 2003 [187]

		t/a	Anteil
		1	2
Input: Systemmüll	1	177.000	100,0 %
Output, davon:	2	177.000	100,0%
• Schwerfraktion	3	88.419	50,0%
• Leichtfraktion	4	75.774	42,8%
• Grobfraktion: Siebüberlauf >250 mm (keine Rückführung)	5	7.080	4,0%
• Eisenmetallschrotte	6	5.258	3,0%
• Nichteisenmetallschrotte	7	469	0,3%

9.2 Datenbasis für die Stoffflussanalyse an der Abfallaufbereitungsanlage

Für die Stoffflussanalyse sind für den Input und die Outputströme die Daten hinsichtlich der Konzentration an Chlor und Schwermetallen zu ermitteln.

9.2.1 Ermittlung der Inputdaten

Aus Tab. 66 ist ersichtlich, dass während des Untersuchungszeitraums nach der Inbetriebnahme im Jahr 2002 rund 76 % des Inputs aus Systemmüll bestand, gefolgt von Sperrmüll von Mistplätzen (~21 %). Sperrmüll wurde bislang überwiegend direkt deponiert, was aber ab dem 1.1.2004 in Österreich nicht mehr zulässig sein wird. Straßenkehricht von Mistplätzen (~2 %) und Restmüll aus Kompostaufbereitung (~1 %) spielen nur eine marginale Rolle.

Für die weitere Abschätzung wird die Materialbilanz der Tab. 67 verwendet, da auch die Untersuchungen der verschiedenen Fraktionen bei Betrieb der Anlage ausschließlich mit Systemmüll erfolgten.

9.2.1.1 Systemmüll – Sortieranalysen

Für den Anlageninput stehen Untersuchungsergebnisse zur Fraktionierung des Systemmülls zur Verfügung. So fand zum Einen während der Erstellung des Abfallwirtschaftskonzeptes 1998 die Müllanalyse 97/98 durch die iC (= interdisziplinäre Consulente Ziviltchniker Ges.m.b.H.) in Zusammenarbeit mit der MA 48 statt [230]. Über den gesamten Raum des Entsorgungsgebietes wurden in vier zeitlichen Abschnitten Proben gezogen. Dabei wurde auch die soziale Schichtung und die Bevölkerungsdichte in vier Kategorien unterteilt und gewichtet. Die

Ergebnisse der Analysen in Tab. 68 stellen somit den Mittelwert der gewichteten Werte der einzelnen Analysentermine dar. Wegen der im Entsorgungsgebiet aufgestellten großen Sammelgefäße können aber auch größere Störstoffe im Hausmüll vorkommen.

Zum Anderen wurde im Jahr 1999 eine repräsentative Systemmüllprobe (etwa 2,8 t) aus zwei Sammelfahrzeugen (Drehtrommelaufbau) eines Sammelbezirkes (gemischte Wohnbebauung) analysiert [189]. Tab. 68 zeigt die ermittelten Ergebnisse. Danach werden rund 4 bis 6 Masse-% des Systemmülls von Fraktionen gestellt, die überwiegend aus Metallträgern bestehen: Metalle, Problemstoffe (z.B. Batterien) und Elektro- und Elektronikschrott. Von den übrigen Fraktionen sind insbesondere Verbundstoffe, Leder, Kunststoffe und die mineralische respektive Restfeinfraktion weitere potenzielle Schwermetalleinträger.

Tab. 68: Massen- und Volumenprozent der einzelnen Fraktionen am Hausmüll des Einzugsgebietes der Abfallaufbereitungsanlage 1997/98

	Müllanalyse 97/98 [230]		Müllanalyse 1999 [189]
	Volumen-%	Massen-%	Massen-%
Systemmüll			
Biomaterial	18,32	37,56	33,4
Papier, Pappe	25,63	15,86	23,9
Mineralische Bestandteile + Restfeinfraktion	3,19	13,31	10,7 (Inertes)
Kunststoffe	30,45	8,53	11,1
• davon Polyolefine			10,1
• davon PVC			1,0
Verbundstoffe	10,23	7,59	2,4
Glas	1,52	4,86	siehe Sonstiges
Holz, Leder, Gummi	2,58	4,27	3,4
Textilien	3,24	3,01	2,8
Metalle	3,99	2,99	5,9
• davon Verpackungen		1,80	
• davon Nichtverpackungen		1,19	
• davon Eisenmetalle			4,3
• davon Nichteisenmetalle			1,6
Problemstoffe	0,53	1,16	siehe Sonstiges
Elektro-/Elektronikschrott	0,30	0,86	siehe Sonstiges
Windeln			2
Sonstiges			4,6
Summe	100,0	100,0	100,0

9.2.1.2 Schwermetalleintrag über Produkte

Schwermetalle gelangen über verschiedene Altprodukte in den Systemmüll. Der Metallanteil im Hausmüll und in ähnlichen Mischabfällen ist dabei ein wesentlicher, wenn auch nicht der einzige Verursacher.

Tab. 69: Eintrag von Schwermetallen über Produkte in den Systemmüll

Metall	Einsatzgebiet / Produkt
Antimon Sb	Flammschutzmittel (Antimontrioxid) in Kunststoffen und Elektronikgeräten, Additiv in PET-Kunststoffen [173] Halbleitertechnik: Legierungszusatz zur Härtung von Metallen (Bleibuchstaben in der Druckindustrie, auch Zink und Kupfer); Bleiakkumulatoren (Verbesserung von Fließverhalten, Kriechfestigkeit, Dauerfestigkeit und elektrochemischer Stabilität [190]); Oxide: Farbpigmente für Keramik, Gläser und Plastik
Arsen As	Legierungsbestandteil von Cu, Sn und Pb in Metallen; in elektronischen Bauteilen (Halbleiter) und als Altlast in behandeltem Holz (Arsensalze)
Blei Pb	Akkumulatoren, Blei metallisch und als Legierungsbestandteil in Flaschenkapseln, Tuben und Lametta (Stanniol = verzinnte Bleifolie), Loten, Zinnsoldaten, Bleibändern zum Beschweren von Gardinen; Blei in Glas (Bildschirmröhren, Bleikristall), als Stabilisator (PVC-Kabelummantelungen) sowie Bunt- und Korrosionsschutzpigmente
Cadmium Cd	Nickel-Cadmium- und Silber-Cadmium-Akkumulatoren, Pigmente und Stabilisatoren (Kunststoffe, insbesondere PVC), elektrolytischer Rostschutz, Elektrodenmaterial
Chrom Cr	Bestandteil von Legierungen; nichtrostender Stahl: mind. 10,5 % Chrom, sowie andere Schwermetalle wie Molybdän, Kupfer, Vanadium oder Kobalt; als galvanische Überzüge, in metallischen Kleinteilen (Modeschmuck, Jeansknöpfe, usw.); Chromhaltige Pigmente und Gerbsalze (Leder).
Kupfer Cu	Leitmaterial in Elektrotechnik (Wicklungen elektrischer Motoren, Spulen, Generatoren, Transformatoren, Kabel und Schaltgeräten; Leiterbahnen in Hoch-, Mittel- und Niederspannungsnetzen) und Elektronik (Verdrahtung bei Halbleiterchips); Baubereich: Dach-, Dachrinnen- und Fassadenmaterial; Rohre und Fittings für Trinkwasserversorgung und Heizungsinstallationen; Kleinteile wie Büroklammer, Heftbindungen; Kupfer-Zink-Legierung (= Messing): Griffe und Türklinken, Dekorationsmaterial; Kupfer-Zinn-Legierung (= Bronze): Dekorationsmaterial

Metall	Einsatzgebiet / Produkt
Nickel Ni	Einsatz vor allem in der Stahlveredlung; nichtrostender Stahl: $\geq 2,5$ % Nickel. Daher sind Edelstahlschrotte auch die ergiebigste Altmetallquelle [191]. Nickel dürfte im Hausmüll daher vorrangig in der Metallfraktion (evtl. nickelhaltige Akkus und Modeschmuck sowie Münzen) auftauchen, für die anderen Fraktionen dürfte es von eher geringerer Bedeutung sein.
Quecksilber Hg	Batterien: Alkali-Mangan-, Quecksilberoxid-Batterien; Materialien aus dem Medizinbereich (Silberamalgam aus Zahnarztpraxen); Messinstrumente (Baro-, Hygro-, Thermometer,) Leuchtstoffröhren (Quecksilberdampflampen), Farbpigmente (Zinnober)
Zink Zn	Verwendungsgebiete [191]: Verzinkung von Stahl zum Korrosionsschutz (31 %), Messingfabrikate (28 %), Halbzeug (26 %) in Form von Blechen (Titanzink für die Bereiche Dachdeckung, Fassade und Dachentwässerung), Drähten (thermische Spritzdrähte), Bändern (Schmelzsicherungen) und Anoden (Trockenbatterien) eingesetzt; Legierungen im Zinkguss (6 %); Zusatzstoffe in unterschiedlichsten industriellen Bereichen (Zinkoxid, Zinkpulver und Zinkstaub; 9 %): <ul style="list-style-type: none"> • Einsatz als Stabilisatoren für Kunststoffen • Einsatz von Zinksulfaten in der Textil- und Kunstfaserindustrie • Farben und Lacke: Aktivpigment zur Steuerung bestimmter Lackeigenschaften wie Durchrocknung, Pilzfestigkeit und Wetterbeständigkeit • Zinkoxide: Herstellung von Klebemitteln auf Natur- und Synthetikautschukbasis.

Eine Auswertung von im Mittel zehn Jahre alter Literatur von Rotter [192] zeigt, dass die höchsten Konzentrationen an bestimmten Schwermetallen überwiegend in den Fraktionen Elektronikschrott, Batterien, Metall und Kunststoffgegenstände auftreten. Tab. 70 gibt einen Überblick über die Ergebnisse dieser Auswertung. Besonders hohe Werte sind doppelt unterstrichen. Danach weisen insbesondere die Fraktionen Elektronikschrott, Batterien, Metalle und Kunststoffgegenstände sehr hohe Konzentrationen an Schwermetallen auf, ebenfalls auch die Fraktion Leder, Gummi, für deren hohe Chromgehalte die Chromgerbung von Leder ursächlich sein dürfte. Tab. 71 zeigt Rotters Ergebnisse stichprobenartiger Analysen von ausgewählten Schwermetallträgern im Restabfall auf ihren Gehalt an Schwermetallen [192].

Tab. 70: Ergebnisse der Literaturlauswertung zur Schwermetallbelastung von Abfallkomponenten, in mg/kg TS [192]

	Cadmium			Blei			Quecksilber			Chrom			Antimon		
	25-Quantil	75-Quantil	Median	25-Quantil	75-Quantil	Median	25-Quantil	75-Quantil	Median	25-Quantil	75-Quantil	Median	25-Quantil	75-Quantil	Median
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
PKK gemischt	0,2	1,3	0,4	14	66	27	0,1	0,2	0,1	4,4	24	11	0,8	7,9	3,0
Kunststoff, gemischt	5,0	36	12	57	296	128	0,1	0,4	0,2	8,8	54	31	13	100	19
Kunststoff, Verpack	1,7	11	7,6	23	135	73	0,1	0,6	0,1	7,0	51	27	13	29	17
Kunststoff, Gegenstände	49	185	114	231	430	343	0,2	0,2	0,2	24	47	35	157	271	214
Organik	0,5	1,6	1,2	34	219	89	0,1	0,9	0,4	11	45	17	2,0	47	2,6
Holz	0,3	0,4	0,3	16	134	33	0,0	0,1	0,1	6,3	22	12	1,0	2,4	1,6
Textilien, Bekleidung	0,5	2,2	0,9	17	120	42	0,1	0,7	0,2	50	116	93	8,9	19	14
Metall	1,0	11	3,0	68	3.889	520	0,5	1,0	0,7	180	950	331	8,8	59	18
Glas	0,1	0,9	0,5	9	104	12	0,0	0,0	0,0	190	298	253	5,9	15	11
Keramik, Mineralisches	0,5	2,7	1,0	12	1.174	240	0,0	0,0	0,0	116	275	190	1,0	11	4,7
Leder, Gummi	4,0	8,8	6,2	133	253	168	0,2	0,4	0,3	1.043	1.715	1.175	5,6	10	8,4
Windeln	0,4	0,4	0,5	113	113	129	0,1	0,1	0,1	29	29	30			
Batterien	48	370	70	370	550	498	86	657	370	66	71	69	5,3	554	7,5
Elektronikschrott	55	250	248	17.000	29.805	29.400	50	50	50	181	620	333	183	683	360
Feinfraktion <40mm	1,8	3,1	2,1	172	655	311	0,2	0,3	0,3	23	56	41			
Sonstiges ^①	11	39	24	99	628	223	0,1	0,1	0,1	165	302	211	32	60	46

① Annahme: 40 % Mineralisches, 30 % Windeln, 20 % Kunststoffgegenstände, 10 % Leder, Gummi, 10 % Holz

Tab. 71: Ergebnisse stichprobenartiger Analyse von ausgewählten Schwermetallträgern im Restabfall auf ihren Gehalt an Schwermetallen, in mg/kg TS (Analysen je Fraktion: etwa 5 Proben mit 0,5 bis 5 g) [192]

Werte in mg/kg TS	Anteil	Pb	±	Cd	±	Hg	±	Zn	±
Metalle		1	2	3	4	5	6	7	8
Eisenmetall		9	3	3	3			214	118
Nicht Eisenmetall		60	30	4	2			30.446	12.038
Batterien									
Zink-Kohle, Hg-frei		144	95	5	1	0,1	0,0	189.228	72.680
andere		60	25	23	13	2.866	2.238	63.628	26.337
Batteriemischung ^①	5	135	88	7	2	287	224	176.668	68.045
Elektronikschrott									
Kabel		27,1 %	5.354	1.108	9	11	0,3	930	993
Kunststoffgehäuse		17,6 %	1.755	1.304	189	65	0,02	5.601	2.277
Leiterplatten		6,0 %	53.031	13.356	4.852	5.137	0	21.877	5.701
Eisenmetalle		18,1 %	9	3	3			214	118
Nicht Eisenmetalle		1,6 %	60	30	4	2		30.446	12.038
sonst. el. Bauteile		28,6 %	34		4	3		15.330	6.078
Batterien		0,9 %	135	88	7	287	224	176.668	68.045
Summe Elektroschrott	13	100 %	4.949	1.332	328	323	3	9.113	3.601

① gewichteter Mittelwert: 90 % schadstoffarme + 10 % sonstige Batterien

Tab. 71: Ergebnisse stichprobenartiger Analyse von ausgewählten Schwermetallträgern im Restabfall auf ihren Gehalt an Schwermetallen, in mg/kg TS (Analysen je Fraktion: etwa 5 Proben mit 0,5 bis 5 g) [192] – Fortsetzung

Werte in mg/kg TS	Anteil	Pb	±	Cd	±	Hg	±	Zn	±
		1	2	3	4	5	6	7	8
Sonstiger Verbund									
Holz/Natur	14 16,5 %	105	126	1	1	0,03	0,02	4.202	5.829
Glas	15 4,2 %	2		1				50	
Kunststoff	16 42,8 %	1.109	193	171	141	0,02	0	5.746	3.458
Eisenmetalle	17 16,1 %	9	3	3	3			214	118
Nichteisenmetalle	18 8,2 %	60	30	4	2			30.446	12.038
Sonstiges	19 12,2 %	199	165	6	5	0,33	0,22	5.544	2.033
Summe Verbund	20 100 %	523	127	75	62	0,05	0,03	6.361	3.694

Rotter schränkt die Aussagekraft dieser Messungen ein [192]:

„Die so bestimmten Schwermetallgehalte können zwar nur bedingt als repräsentativ für den Restabfall aus Haushalten angesehen werden. Jedoch liefern die Werte einen Anhaltspunkt, welchen Einfluss die Metallfraktion auf die Schwermetallgehalte in Abfällen hat.“

Rotter rechnet vor, dass Batterien einen erheblichen Einfluß auf den Quecksilber- und Zinkgehalt von Abfällen aufweisen. Dagegen wirke sich Elektronikschrott vor allem auf den Cadmium- und Bleigehalt aus. Die reine Eisenmetallfraktion sei für den Schwermetallgehalt unerheblich (vgl. Bild 5).

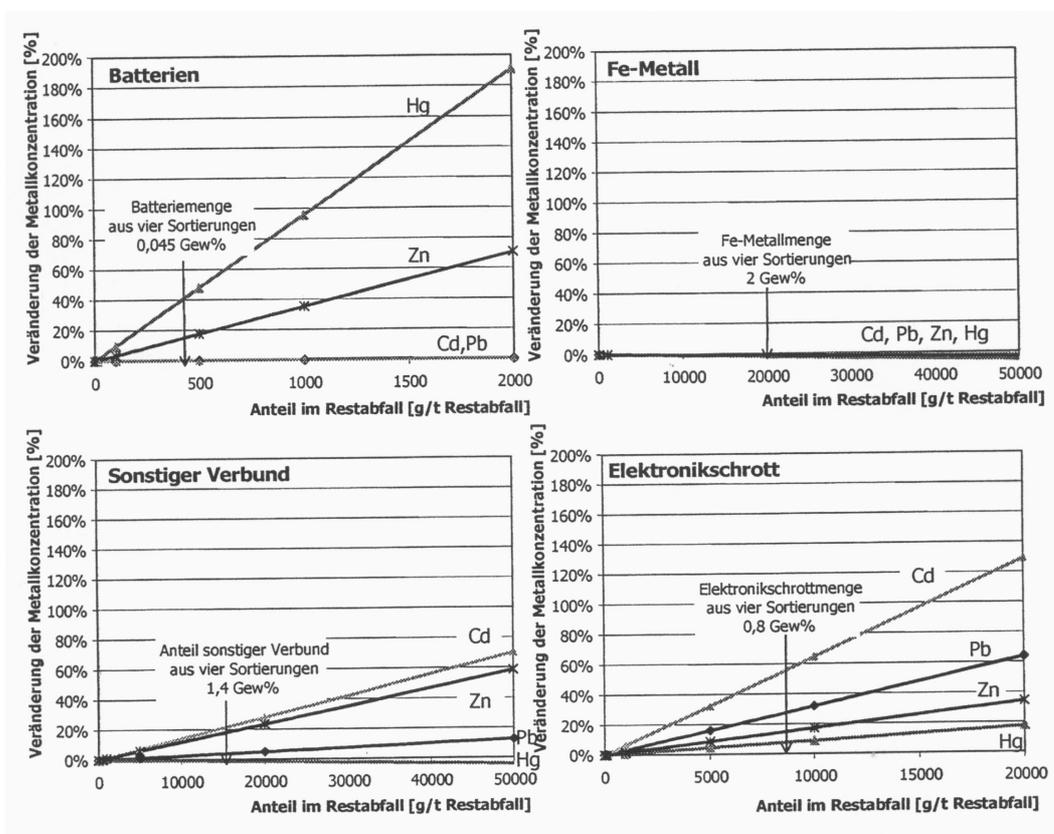


Bild 5: Sensitivität des Gehaltes von Batterien, Metallen, Elektronikschrott und sonstigen Verbundgegenständen auf die Schwermetallkonzentration im Restabfall [192]

Diese Ergebnisse insbesondere im Hinblick auf den Einfluss der Metallfraktion stehen im Widerspruch zu älteren Untersuchungen (Tab. 72, [193]), die der Metallfraktion einen teilweise dominierenden Einfluss auf die Schwermetallbelastung des Hausmülls zuschrieben. Neben dem Greifen chemiepolitischer Maßnahmen führt Rotter dies u.a. auch darauf zurück, dass in den damaligen Sortierfraktionen teilweise (z.B. [194]) auch schadstoffreiche Produkte wie Batterien und Elektronikschrott mit erfasst worden seien [192].

Tab. 72: Anteile der im Hausmüll enthaltenen Schwermetalle in der Metallfraktion [Giegrich [193], zitiert bei Rotter [192]]

Metalle Quelle		Nielsen, 1980	Bidlingmaier, 1985	Bilitweski, 1987
		1	2	3
Blei	1	85 %	72 %	87 %
Cadmium	2	60 %	75 %	71 %
Chrom	3	k.A.	83 %	24 %
Quecksilber	4	60 %	k.A.	50 %
Zink	5	68 %	53 %	57 %

Rotters aktuelle eigene Untersuchungen zeigen des Weiteren, dass mittlerweile eine deutliche Cadmiumreduktion sowohl in Verpackungskunststoffen als auch in anderen Kunststoffgegenständen zu beobachten ist [192]. Gleichwohl zieht sie folgenden Schluß:

„In der Mischfraktion wirkt sich diese Reduktion nicht aus, da durch die Abschöpfung von schadstoffarmen Verpackungsmaterialien mit der getrennten Sammlung die verbleibenden Mischkunststoffe durch die langlebigen schadstoffreichen Kunststoffgegenstände dominiert werden. In der Summe hat sich der Cadmiumgehalt der verbleibenden Mischkunststoffe im Restabfall kaum verändert.“

Die zunehmende Produktverantwortung hat sich auf den Bleigehalt in Kunststoffen nicht so stark ausgewirkt. Hier wird deutlich, dass die getrennte Wertstoffsammlung sogar zu einer Anreicherung schadstoffhaltiger Materialien im verbleibenden Rest und somit zu einer Erhöhung der Schwermetallkonzentrationen führt.“

Als Ursache für die hohen Cadmiumbelastungen der Kunststofffraktion hat z.B. Flamme [18] die chlorhaltigen Kunststoffe (z.B. PVC) ausgemacht.

9.2.1.3 Systemmüll – Bilanzmessungen an der MVA Spittelau

In einem gemeinsamen Forschungsprojekt der TU Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft und Stoffhaushalt (IWA), der Fernwärme Wien GmbH und den zuständigen Magistratsabteilungen wird auf einer österreichischen Müllverbrennungsanlage (MVA) während einer Dauer von fünf Jahren (Januar 2000 bis September 2004) der Gehalt ausgewählter Elemente im Müll anhand der Zusammensetzung einzelner Verbrennungsprodukte routinemäßig bestimmt [52]. Tab. 73 fasst die wesentlichen Eckpunkte dieses Vorhabens (Phase B) zusammen.

Tab. 73: Untersuchung zur Schadstoffbelastung von Systemmüll [52]

Vorhaben		Bilanzmessungen an der MVA Spittelau
		1
Durchführender	1	TU Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Prof. Brunner
Auftraggeber	2	Magistratsabteilungen
Berichtszeitraum	3	Daten 2001 im Vergleich mit 1993 und 2000, Bericht veröffentlicht in 12/2001
Untersuchungsgegenstand	4	Online-Messung der Stoffbilanz auf der MVA Phase B – Messjahr 2001
Mülldurchsatz	5	24.650 t/Monat
Fragestellung	6	<ul style="list-style-type: none"> • Wie verlaufen die Müllkonzentrationen der untersuchten Elemente mit der Zeit? Gibt es Korrelationen zwischen den einzelnen Elementen? • Über welche Zeiträume sind signifikante Schwankungen von Stoffflüssen (der Müllzusammensetzung) beobachtbar, und für welche Stoffe? • Wie verlaufen solche zeitliche Veränderungen während eines Jahres? Gibt es Jahresganglinien? • Sind Trends der Müllzusammensetzung festzustellen? Für welche Elemente?
Methode	7	Rückrechnung der Gehalte im Input (Systemmüll) anhand der bekannten Transferfaktoren für die einzelnen Outputpfade [195]
Parameter	8	C, Cl, Al, Cd, Cu, Fe, Hg, Pb und Zn
Anzahl Proben	9	mehrere 100
Besonderheit Eisenmetallschrott	10	Die Berechnung der Konzentrationen beruhen auf der Annahme, dass der Schrott zu 100 % aus Eisen besteht. Eine analytische Überprüfung wurde nicht vorgenommen.

Die Ergebnisse dieser Untersuchung sind in Tab. 74 zusammengestellt. Weitere Parameter, insbesondere Schwermetalle (Antimon, Arsen, Chrom, Kobalt, Mangan, Nickel, Thallium, Vanadium, Zinn) wurden nicht bestimmt. Für Eisen ist darauf hinzuweisen, dass die berechneten Werte auf der Annahme beruhen, dass der Schrott zu 100 % aus Eisen besteht [195, hier Fußnote 19], was allerdings nicht der Realität entspricht.

Tab. 74: Vergleich der Systemmüllzusammensetzung (g/kg bzw. mg/kg Müll (FS)) auf der untersuchten MVA [52]

Parameter		1993			2000			2001		
		Std.Abw. +/-			Std.Abw. +/-			Std.Abw. +/-		
(Bezug: FS)		g/kg FS		%	g/kg FS		%	g/kg FS		%
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Chlor	2	6,4			4,8	0,6	13%	4,9	0,8	16%
Eisen	5	40	0	2%	28	2	7%	28	2	7%
Aluminium	6	n.b.			10	1	11%	10	1	12%
		mg/kg FS		%	mg/kg FS		%	mg/kg FS		%
Cadmium	7	8,0	1,0	13%	7,1	0,8	11%	6,7	0,9	13%
Quecksilber	8	1,3	0,2	15%	1,0	0,2	20%	0,8	0,11	12%
Blei	9	600	100	17%	330	30	9%	310	50	16%
Kupfer	10	360	30	8%	280	30	11%	280	30	11%
Zink	11	830	70	8%	560	50	9%	500	70	14%

Die Ergebnisse dieser Untersuchung lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Die Monats- und Tagesschwankungen können je nach Element beachtlich sein (insbesondere Chlor, Quecksilber und Blei).
- Für Schwermetalle sind die Veränderungen gegenüber den Daten für das Vorjahr überwiegend gering [52]: Die Veränderungen zwischen den beiden aufeinander folgenden Jahren (mit einer Überlappung der Monate Okt.-Dez. 00) fallen für Kohlenstoff (-20%) recht groß, für Blei, Zink und Quecksilber (-10%) sowie Cadmium (-5%) mäßig aus. Für die Elemente Chlor, Aluminium, Eisen und Kupfer können in dieser Periode keine Veränderungen festgestellt werden.

Tab. 75 zeigt einen Vergleich der erhaltenen Ergebnisse mit den Untersuchungsergebnissen anderer Gebietskörperschaften hinsichtlich der Schwermetallbelastung von Restmüll.

Tab. 75: Vergleich der für Systemmüll ermittelten Schwermetallbelastung [52] mit Messungen an der MVA Wels und an deutschen Anlagen; alle Angaben sind Mittelwerte und angegeben in mg/kg FS
 AWISTA [196]: Hausmüll 1996/97 (Mittelwerte, n = 91)
 El Dawi et al. [53]: Restmüll, angeliefert an 4 deutschen MVAs und 1 MBA, 1995/96
 Morf et al. 1997 [197]: mittels SFA an der MVA Wels ermittelte Belastung von Restabfall

		AWI-STA	El Dawi et al.					Ø Messwerte D	Morf et al. 2001	Morf et al. 1997
			1	2	3	4	5			
Arsen	1	1,4	6,1	8,9	5,7	6,1	7,1	5,9		
Blei	2	56,3	30,8	38,1	26,9	30,8	31,7	35,8	310	398
Cadmium	3	0,5	4,8	1,9	3,0	3,5	2,9	2,8	6,7	10,7
Chrom	4	51,1	26,2	24,3	25,3	19,5	27,8	29,0		
Kupfer	5	641	70,9	102	55,2	75,8	70,5	169	280	588
Nickel	6	30,9	7,7	10,0	7,0	7,5	8,3	11,9		
Quecksilber	7	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,9	1,9
Zink	8	417	285	229	254	200	287	279	500	1.204

Es fällt auf, dass die von Morf et al. ermittelten Schwermetallgehalte an zwei MVAs teilweise deutlich über denen von Restabfällen in anderen Untersuchungen liegen. Die Ursache hierfür dürfte insbesondere in den unterschiedlichen Untersuchungsmethoden zu finden sein:

- An den österreichischen MVAs wird aus den verschiedenen Outputströmen auf den Gesamtinput zurückgerechnet. In diesem Gesamtinput sind z.B. auch alle Schwermetallträger wie Batterien, Leuchtstoffröhren, Stanniolkapseln usw. enthalten.
- Bei einer direkten Analyse des Restabfalls (vgl. Daten von AWISTA und El Dawi et al. in Tab. 75) sind – nach den einschlägigen Vorschriften [198, 199, 200] – Eisen- und Nichteisenmetalle von Hand oder mittels eines Handmagneten abzutrennen, bevor die Belastung des Materials z.B. mit Schwermetallen bestimmt wird. So wurde z.B. auch bei einer Untersuchung an der Sortieranlage während des Großversuches im März 1983 [194] verfahren, wo die erste Probe hinter dem Magnetscheider entnommen wurde. Hinzu kommen die Probleme einer repräsentativen Beprobung des Vielstoffgemisches Systemmüll, insbesondere die analysenfeine Zerkleinerung und Einengung des Probenvolumens (mehrere 100 kg auf wenige Gramm).

Allein aufgrund der vorgeschriebenen Abtrennung der Metallträger liegen die in Tab. 75 wiedergegebenen aus deutschem Rohmüll ermittelten Analysendaten systematisch zu niedrig, im Unterschied zu den Messungen an österreichischen Müllverbrennungsanlagen. Daher ist es auch nicht zulässig, für diese Untersuchung Daten für fehlende Parameter (Antimon, Arsen, Chrom, Kobalt, Mangan, Nickel, Thallium, Vanadium, Zinn) aus anderen Untersuchungen zu übernehmen.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Ermittlung der Schadstoff-, insbesondere Schwermetallbelastung des Systemmülls, wie er in die Mechanische Abfallaufbereitungsanlage eingebracht wird, mit der hier angewandten Methode (MVA als Analyseinstrument der Stoffflussanalyse) zu deutlich besser belastbaren Ergebnissen führt als eine Analyse aus dem Rohmüll selbst, sofern bei letzterer die eigentlichen Schwermetallträger aussortiert und nicht mit analysiert und in die Berechnung eingezogen werden.

Zwar dürften die in den achtziger Jahren des vergangenen Jahrhunderts ermittelten Beiträge der Metalle an der Schwermetallbelastung des Abfalls heute niedriger ausfallen – vgl. Bild 5 auf Seite 178 –, gleichwohl ist zu erwarten, dass die Abtrennung der Metalle auch heute noch zu einer nicht unbeträchtlichen Schwermetallentfrachtung des Restmülls führen kann. Die Frage des Schwermetallgehaltes der bei der Aufbereitung in der Mechanischen Abfallaufbereitungsanlage abgetrennten Eisen- und Nichteisenmetallschrottfraction wird in Kapitel 9.2.2.4 vertieft.

9.2.1.4 Sperrmüll

Im Zeitraum der Untersuchung von Thomé-Kozmiensky [188] stammten rund 20 % des Anlageninputs aus Sperrmüll von Mistplätzen. Eine Sortieranalyse von Sperrmüll von Mistplätzen aus dem Frühjahr 1999. [201] hat ergeben, dass 5 bis 6 % des Sperrmülls aus Metallen und Gegenständen mit hohem Metallanteil bestehen. Weitere 75 % der anfallenden Sperrmüllmengen bestehen aus Gegenständen, die nach Zerkleinerung verbrennbar sind. Hierunter befinden sich auch Produkte, die anteilig Metalle und Schwermetalle enthalten, wie Kfz-Zubehör, Polstermöbel und Matratzen (Metall im Federkern), Klaviere (Pedalen, Saiten), Badewannen (Email), Elektrogeräte ohne Motor (Stahl) oder Kanister (Eisen- oder Aluminiumblech).

Einige der genannten sperrigen Produkte (Badewannen, Matratzen) dürften gar nicht erst in die Zerkleinerung der Abfallaufbereitungsanlage gelangen, sondern, da sie das Zerkleinerungsaggregat beschädigen können, bereits vorher bei der Sichtkontrolle ausgesondert werden. Für die anderen sperrigen Produkte mit Metallanteilen ist nach Zerkleinerung die Abscheidung der Metallteile mittels

Magnetscheider zu erwarten. Aufgrund der Beschlussfassung vom 11.12.2002 wird zukünftig kein Sperrmüll mehr in die Abfallaufbereitungsanlage eingebracht.

9.2.1.5 Weitere Inputmaterialien: Straßenkehricht von Mistplätzen und Restmüll aus der Kompostaufbereitung

An der Abfallaufbereitungsanlage sind in 2002 auch geringe Mengen an Straßenkehricht von Mistplätzen (~2 %) sowie Restmüll aus der Kompostaufbereitung (~1 %) angenommen und aufbereitet worden. Aufgrund des hohen Inertstoffanteils und der vorauszusehenden Verschleißwirkung wurde seit März 2002 kein Straßenkehricht mehr verarbeitet [188].

Nach dem zukünftigen Beschickungskonzept (Tab. 67 auf Seite 171) sind weiterhin folgende Inputmaterialien vorgesehen:

- | | |
|-------------------------------------------------------|--------|
| • Gewerbliche Anlieferungen (wie Systemmüll) | 16,1 % |
| • Straßenreinigung (Papierkörbe usw.) | 9,4 % |
| • Abfälle aus Muldendienst (wie Systemmüll) | 2,5 % |
| • Sekundärinput: Restmüll aus der Kompostaufbereitung | 1,4 % |

Die drei erst genannten Abfallarten sind wie Systemmüll zu bewerten. Der echte Straßenkehricht – Streusplitt – wird getrennt recycelt, bei der Straßenreinigung anfallender Sperrmüll wird zu einer MVA verbracht. Die verbleibenden Abfälle stammen vornehmlich aus Papierkorbleerungen und sind daher ebenfalls mit Systemmüll vergleichbar.

Beim Sekundärinput, das ist Restmüll aus Kompostaufbereitung, handelt es sich um Fehlwürfe aus der Biotonne. Fehlwürfe sind Gegenstände, die fälschlich eingeworfen wurden und die eigentlich in die Restmülltonne gehören. Da es sich hierbei um Bestandteile des Systemmülls handelt, ist eine signifikant vom Systemmüll abweichende Schwermetallbelastung nicht anzunehmen.

9.2.1.6 Festlegung der verwendeten Inputmaterialien und Inputdaten

Für eine Untersuchung des Inputs liegen belastbare Daten nur für den Systemmüll vor. Laut Beschluss vom 11.12.2002 soll zukünftig kein Sperrmüll mehr über die Mechanische Abfallaufbereitungsanlage gefahren werden.

Im Folgenden soll daher für die Stoffflussanalyse lediglich mit den Daten des Restabfalls aus den Analysen an der MVA aus dem Jahr 2001 gerechnet werden (vgl. Tab. 74).

9.2.2 Ermittlung und Festlegung der Outputdaten

Für die Stoffflussanalyse sind die in den einzelnen Outputfraktionen enthaltenen Konzentrationen an Halogenen und Schwermetallen zu ermitteln.

9.2.2.1 Grobfraction (größer 250 mm)

In 2002 stellte die Grobfraction größer 250 mm rund 2,5 % des Materialoutputs – hochgerechnet auf ein Jahr, vgl. Mischung 1 in Tab. 66 auf Seite 170. Die Grobfraction wurde entweder in den Bunker zur erneuten Aufgabe zurückgeführt oder in Container abgeworfen und in eine Müllverbrennungsanlage verbracht.

Nach dem neuen Betriebskonzept vom 11.12.2002 wird die Grobfraction zukünftig auf jeden Fall in die Müllverbrennung verbracht werden. Zudem wird wegen des veränderten Anlageninputs – siehe Tab. 67 auf Seite 171 – der Anteil der Grobfraction am Output mit etwa 4 % des Inputs veranschlagt.

9.2.2.1.1 Stoffliche und chemische Zusammensetzung der Grobfraction

Analysen zur stofflichen und chemischen Zusammensetzung der Fraction größer 250 mm liegen nicht vor. Nach Aussagen des Betreibers besteht die Grobfraction bei Verarbeitung von Systemmüll optisch überwiegend aus großflächigen oder großstückigen Kunststoffteilen, insbesondere Kunststofffolien. Kunststoffabfälle weisen zumeist einen Heizwert auf, der deutlich oberhalb des für Restabfall ausgelegten Heizwertfensters von Müllverbrennungsanlagen liegt ($H_u \gg 25.000$ MJ/t gegenüber 9.000 bis 15.000 MJ/t). So wurde auch im Jahr 2002 auf Wunsch der Betreiber der abnehmenden Müllverbrennungsanlagen der Heizwert der Grobfraction abgesenkt, indem kurzzeitig Material kleiner 50 mm (4 m³ je 25 m³-Container) beigemischt wurde (Mischung 1). Derzeit und zukünftig wird die Grobfraction jedoch wieder ohne Beimischung zur Müllverbrennung geliefert werden.

Für die Stoffflussanalyse ist insbesondere die Frage nach dem Austrag von Chlor durch PVC-Produkte (Chloranteil im PVC rein: 57 %) von Interesse. Hinzu kommen die Additive, die je nach Material (Weich- oder Hart-PVC) in der Summe mehr als 50 % der Produktmasse ausmachen können und die ebenfalls Chlor (z.B. Chlorparaffine) oder auch Schwermetalle (insbesondere Cadmium, aber auch Kupfer) in den Abfall eintragen (vgl. Tab. 76).

Tab. 76: Wichtige Rezepturbestandteile von PVC-Produkten

Additiv		eingesetzte Chemikalien (Auswahl)
		1
Stabilisator	1	u.a. Bleiverbindungen, Ba/Cd-, Ba/Zn-, Ca-/Zn-Seifen, Schwefelhaltige und Schwefelfreie Zinnverbindungen
Farbmittel	2	anorganische Pigmente (Chromgelb, Nickeltitangelb)
Weichmacher	3	u.a. Chlorparaffine

9.2.2.1.2 Ermittlung des Anteils chlorhaltiger Kunststoffe (PVC) in der Grobfraction

Um die Frage zu klären, in welchem Umfang Träger von Chlor und Cadmium in höherem Umfang verglichen mit dem Input in der Grobfraction auftreten, wurden eine Mulde Grobfraction auf PVC-Träger untersucht [202].

Dabei wurden 418 kg Kunststoffe händisch sortiert und optisch nach PVC oder nicht eindeutig identifizierbaren Kunststoffen getrennt. Die aussortierten Kunststoffe wurden gewogen (26 kg) und im Labor der Abfallaufbereitungsanlage ihr Anteil chlorhaltiger Kunststoffe bestimmt. Der Gewichtsanteil chlorhaltiger Kunststoffe betrug 11,5 kg von 418 kg entsprechend 2,75 % Anteil an der Probe. Der Gewichtsanteil von PVC im Systemmüll wurde dagegen nur mit 1 % ermittelt (vgl. Tab. 68 auf Seite 172) [189].

Tab. 77: Ergebnisse der Bestimmung chlorhaltiger Kunststoffe [202]

Material		Masse	Anteil an Probe	Anteil an untersuchtem Material
		1	2	3
Grobfraction größer 250 mm	1	418 kg	100,0 %	
davon zur chemischen Analyse	2	26 kg	6,2 %	100,0 %
davon chlorhaltig	3	11,5 kg	2,75 %	44,0 %

Als chlorhaltige Kunststoffteile sind insbesondere identifiziert worden:

- Schwimmartikel (wie Schwimmreifen, Luftmatratzen, Schlauchboote)
- Gartenschläuche,
- Ummantelungen von Elektrokabeln, Kabelrohre,
- Profilleisten,
- Vliesbeschichtungen,
- Verpackungen: Blister von Werkzeugverpackungen, klarsichtige Folien.

Bei einigen der identifizierten PVC-haltigen Produkte wie Schwimmreifen, Luftmatratzen, Schlauchboote, ist anzunehmen, dass sie nur gelegentlich in den Systemmüll gelangen, andere wiederum – wie Profileisten und Blister – dürften regelmäßig vorkommen. Den größten Anteil, so die Mitteilung des Betreibers der Abfallaufbereitungsanlage und des Betreibers der Müllverbrennungsanlagen [zit. in [188]] machen aber Folien aus.

9.2.2.1.3 Modellierung der Grobfraktion

Mangels belastbarer Analysedaten wird für die Berechnung der Stoffflussanalyse angenommen, dass 80 % der Grobfraktion aus Folien bestehen, während sich die restlichen 20 % aus Blistern (2 %), PVC (8 %) und anderen Kunststoffen (Mischkunststoffe, 10 %), zusammensetzen. Kupferhaltige Kabel wurden nicht berücksichtigt.

Tab. 78: Modellierung der Grobfraktion (% bzw. mg/kg FS); Daten nach Heyde und Kremer [1999] sowie ETH [1996] (für PVC); n.b. = nicht bestimmt

		Folien	Blister (Flaschen)	Misch- kunststoffe	PVC	Grob- fraktion	System- müll (Tab. 74)
		1	2	3	4	5	6
Anteil	1	80%	2%	10%	8%	100%	
TS	2	85%	90%	87%	95%		
Chlor	3	8.500	6.700	17.100	465.000	4,58	9.270
Antimon	4	4,5	12,8	21,1	n.b.	5,1	n.b.
Arsen	5	0,8	0,5	1,3	n.b.	0,7	n.b.
Blei	6	43,3	14,4	389,0	15,7	64,7	310
Cadmium	7	2,6	1,3	72,6	2,7	8,3	6,7
Chrom _{gesamt}	8	27,1	7,1	48,3	n.b.	22,8	n.b.
Kobalt	9	1,7	1,9	14,7	n.b.	2,4	n.b.
Kupfer	10	134,0	63,5	218,0	27,6	113,3	280
Mangan	11	10,3	3,3	16,8	n.b.	8,5	n.b.
Nickel	12	3,8	1,7	10,2	n.b.	3,5	n.b.
Quecksilber	13	0,5	0,2	1,3	n.b.	0,4	0,89
Thallium	14	0,3	0,2	0,3	n.b.	0,2	n.b.
Vanadium	15	3,8	3,4	5,2	n.b.	3,1	n.b.
Zink	16	352	204	548	58,5	295	500
Zinn	17	4,1	2,6	4,0	383	32,3	n.b.

Nach der Modellierung in Tab. 78 weist die Grobfraction, wie zu erwarten, nicht nur gegenüber dem Systemmüll erhöhte Konzentrationen an Chlor (aufgrund von PVC), sondern auch an Cadmium auf. Dies stimmt mit den Untersuchungen von Rotter [192] und Flamme [18, 226] überein. Rotter [192] ermittelte je nach Aufbereitungsverfahren einen Austrag von Cadmium über das Grobgut bis zu 50 %. Flamme [18, 226] stellte fest, dass durch die Abtrennung von PVC – hier: aus der nachzerkleinerten heizwertreichen Fraktion – mittels NIR-Spektrometer eine Anreicherung des Parameters Cadmium erreicht werden kann.

9.2.2.2 Heizwertreiche Fraktion (Brennstofffraktion)

Umfassende und statistisch abgesicherte Analysen der in der Abfallaufbereitungsanlage erzeugten Brennstofffraktion liegen nicht vor. Es gibt lediglich einzelne Untersuchungen, deren Ergebnisse im Folgenden dargestellt werden.

9.2.2.2.1 Technisches Büro für Umweltschutz GmbH TBU, Innsbruck – Abfalltechnische Analyse der Leichtfraktion

Die TBU Technisches Büro für Umweltschutz GmbH, Innsbruck, hat im Juni 1999 eine Abfalltechnische Analyse von Leichtfraktion aus dem Restmüllsplitting durchgeführt [189]. Ziel war zu klären, ob aus dem Systemmüll eine Leichtfraktion erzeugt werden kann, die die Annahmekriterien des SVZ einhält. Tab. 79 gibt die wesentlichen Eckpunkte dieser Untersuchung wieder.

Tab. 79: Abfalltechnische Analyse der Leichtfraktion aus dem Restmüllsplitting, 1999 [189]

Vorhaben		Abfalltechnische Analyse der Leichtfraktion
		1
Durchführender	1	TBU, Innsbruck
Auftraggeber	2	Betreiber und SVZ
Berichtszeitraum	3	06/1999
Untersuchungsgegenstand	4	Abfalltechnische Analysen der Leichtfraktion aus dem Restmüllsplitting
Mülldurchsatz	5	Rohmüll (= Systemmüll), etwa 8 t Restmüll (Anlieferung von drei Müllfahrzeugen)
Fragestellung	6	Kann aus dem Systemmüll eine Leichtfraktion erzeugt werden, die die Annahmekriterien des SVZ einhält ?

Vorhaben		Abfalltechnische Analyse der Leichtfraktion
Methode	7	<ul style="list-style-type: none"> • Sortieranalyse von Systemmüll • Zerkleinerung und Ermittlung der stofflichen Zusammensetzung (Fraktionen) in den einzelnen Kornklassen • teils analytische Brennwertbestimmung, teils Literaturdaten • Ableitung von Kenngrößen
Parameter	8	<ul style="list-style-type: none"> • Korngrößenverteilung, Wasser, Asche in einzelnen Fraktionen • Ableitung von H_o und H_u roh
Anzahl Proben	9	<ul style="list-style-type: none"> • <u>eine</u> repräsentative Systemmüllprobe (etwa 2,8 t) aus zwei Sammelfahrzeugen (Drehtrommelaufbau) eines Sammelbezirkes (gemischte Wohnbebauung) für die Rohmüllanalyse • <u>eine</u> repräsentative Systemmüllprobe (etwa 8 t) aus drei Sammelfahrzeugen (Drehtrommelaufbau) eines Sammelbezirkes
Besonderheiten	10	<ul style="list-style-type: none"> • Ableitung einer fiktiven Leichtfraktion mit unterschiedlichem Siebschnitt. Für die abschließende Ermittlung der fiktiven Leichtfraktion wurden die erhaltenen Meßwerte entsprechend dem Siebschnitt (25, 40, 60, 80 und 100 mm) kumuliert. • Effizienz der Magnetscheidung angenommen mit: <ul style="list-style-type: none"> • 75 % in den Kornklassen kleiner 40 mm • 85 % in den Kornklassen 40 bis 100 mm • 90 % in den Kornklassen größer 100 mm.
Ergebnisse	11	<ul style="list-style-type: none"> • alle erzeugbaren Leichtfraktionen können die Anforderungen des SVZ einhalten • Metallgehalt des Rohmülls: <ul style="list-style-type: none"> • 4,3 % Eisenanteil • 1,6 % Nichteisenmetallanteil
Offene Fragen	12	<ul style="list-style-type: none"> • keine praktische Überprüfung der errechneten H_u-Werte
Fazit	13	<ul style="list-style-type: none"> • für SFA nur bedingt geeignet, da keine chemischen Analysen der interessierenden Parameter • hilfreich ggf. in Kombination mit den Daten aus den Messungen an der MVA

Es wurde untersucht, wie sich die Leichtfraktion je nach Sieblochung im Wesentlichen zusammensetzt. Tab. 80 zeigt, dass die Ausbeute an Leichtfraktion mit zunehmender Größe der Sieblochung abnimmt, dass aber der Heizwert und zu-

gleich auch der Anteil an PVC in der Leichtfraktion zunehmen. Demhingegen nehmen die Inertanteile ebenso wie der Gehalt an Wasser und Nichteisenmetallen ab. Für Eisenmetalle ist der Anteil in der Leichtfraktion bei der Sieblochung größer 60 mm am größten.

Tab. 80: Vergleich wesentlicher Parameter der fiktiven Leichtfraktion [189]

Siebschnitt		> 25 mm	> 40 mm	> 60 mm	> 80 mm	> 100 mm
		1	2	3	4	5
Ausbeute (%)	1	66,3	57,2	45,9	37,3	29,7
Anteil Wasser (%)	2	21,3	20,6	20,5	19,5	16,4
Anteil Inertes (%)	3	21,0	19,9	19,2	17,7	14,2
Anteil Fe (%)	4	0,7	0,8	0,9	0,8	0,6
Anteil NE (%)	5	0,9	0,6	0,6	0,5	0,3
Anteil PVC (%)	6	1,9	2,2	2,6	3,0	3,4
H _o (MJ/t)	7	16.577	17.064	17.536	18.113	19.237
H _u roh (MJ/t)	8	11.555	12.014	12.368	12.960	13.769

Nach den Daten aus der Untersuchung der stofflichen Zusammensetzung der Kornklassen [Abb. 7 bei TBU, [189]] sind PVC-Anteile lediglich in der Fraktion größer 200 mm zu erkennen: 8,5 von 140 kg dieser Fraktion bestehen aus PVC. Die restlichen 1,5 kg sind in den niedrigeren Kornklassen, überwiegend in der Fraktion 100 bis 200 mm zu finden.

Aus der Beschreibung des Versuchs von TBU ist nicht erkennbar, ob im Rahmen der Aufbereitung eine Grobfraktion größer 250 mm abgetrennt und wenn ja, ob diese ausgeschleust oder wieder in die Zerkleinerung gefahren wurde. Für letzteres spricht die Abschätzung des aus dem PVC-Anteil resultierenden Chlorgehaltes der Leichtfraktion.

Aus dem PVC-Anteil soll im Folgenden der Chlorgehalt der Grobfraktion abgeschätzt werden. Der Chlorgehalt von PVC-Produkten ist abhängig vom PVC-Gehalt. Reines PVC enthält 57 % Chlor. Weich-PVC besteht nur zu rund 40 % aus PVC, die restlichen 60 % sind insbesondere Weichmacher, aber auch andere Additive. Ein PCV-Anteil von 2,4 % (extrapoliert aus Tab. 80 für die Fraktion größer 50 mm), der nur aus Weich-PVC besteht, ergibt rechnerisch einen Gehalt von mindestens 5,5 kg Chlor pro t Leichtfraktion (FS) = 0,55 %. Bei 100 % Hart-PVC steigt der Chlorgehalt auf rechnerisch 13,7 kg Cl/t Leichtfraktion = 1,37 %. Die Analysen der Leichtfraktion durch Wruss (vgl. Tab. 82) ergaben hingegen Chlorgehalte von lediglich 0,18 bis 0,28 % und Heizwerte (H_u) von 10.400 bis 11.340 MJ/t.

Da die Frage der Aufbereitung – Abtrennung einer Grobfraktion? – unklar ist und die errechnete Zusammensetzung nicht mit gemessenen Werten wie Chlorgehalt und Heizwert übereinstimmt, kann die Zusammensetzung der fiktiven Leichtfraktion lediglich ergänzend für die Stoffflussanalyse herangezogen werden.

9.2.2.2.2 EWS Consulting Wruss, Wien – Elementaranalyse der Leichtfraktion aus Hausmüll

Die EWS Consulting Wruss, Wien, hat im März 2002 eine Elementaranalyse von Leichtfraktion aus Hausmüll erstellt [203]. Tab. 81 gibt die wesentlichen Eckpunkte dieser Untersuchung wieder.

Tab. 81: EWS Consulting Wruss, Wien [203]: Leichtfraktion aus Hausmüll

Vorhaben		Elementaranalyse von Leichtfraktion aus Hausmüll
		1
Durchführender	1	EWS Consulting Wruss, Wien
Auftraggeber	2	Betreiber MVA
Berichtszeitraum	3	27.3.2002
Untersuchungsgegenstand	4	Leichtfraktion aus Hausmüll
Mülldurchsatz	5	k.A.
Fragestellung	6	Elementaranalyse
Methode	7	Kernbohrung (100 mm) aus drei Ballen aufbereiteter Leichtfraktion (50 bis 250 mm)
Parameter	8	C, H, O, N, S, H ₂ O, Asche, Cl, H _o , H _u
Anzahl Proben	9	3 Proben à 2 kg, Probenvorbereitung nach DIN 51701/3, analysierte Mengen: 132 bis 169 g roh
Besonderheiten	10	Angaben als Mittelwerte (wasserfrei und roh), aber keine Angabe zu Anzahl der Einzelmessungen für Mittelwerte oder Standardabweichungen
Ergebnisse	11	vgl. Tab. 82
Offene Fragen	12	<ul style="list-style-type: none"> • keine Bestimmung von Schwermetallen • keine Angabe, ob die abgetrennte Grobfraktion ausgeschleust oder wieder in die Zerkleinerung gefahren wurde
Fazit	13	für SFA nur bedingt brauchbar

In Tab. 82 sind die Ergebnisse betreffend Heizwert sowie Gehalt an Wasser, Chlor und Schwefel für die drei untersuchten Proben wiedergegeben. Der Heizwert bewegt sich im Bereich von 10.400 bis 11.400 MJ/t und liegt damit unter den von TBU abgeschätzten Werten im Bereich oberhalb von 12.000 MJ/t, vgl. Tab.

80 auf Seite 190. Auch der Chlorgehalt liegt mit 0,2 bis 0,3 % unter den Chlorgehalten, die sich aus den PVC-Anteilen nach TBU ergeben und die sich im Bereich von 0,6 bis 1,5 % bewegen, siehe Seite 190.

Tab. 82: Ergebnisse der Untersuchungen durch ESW Consulting Wruss, Leichtfraktion aus Hausmüll, 27.3.02 [203]

Parameter (FS)			G 013/02/1	G 013/02/2	G 013/02/3
			1	2	3
Heizwert	MJ/t	1	10.750	10.400	11.340
Wassergehalt	%	2	26,8	31,8	30,9
Chlor	%	3	0,18	0,21	0,28
Schwefel	%	4	0,10	0,19	0,14

9.2.2.2.3 Modellierung der Leichtfraktion

Belastbare Daten zur Schadstoffbelastung der Leichtfraktion liegen derzeit nicht vor. Entsprechende Untersuchungen sind erst im Verlauf des Jahres 2003 geplant. Dann soll die erzeugte Leichtfraktion in Verbrennungsversuchen mit der Messung der Outputströme – analog der derzeitigen Bestimmung der Belastung des Systemmülls über Messungen an einer MVA – bilanziert werden. In dieser Untersuchung wird anhand der übrigen Outputströme abgeschätzt, welche Schadstoffbelastung für die Leichtfraktion zu erwarten ist. Für die Parameter Chlor und Aluminium werden folgende Daten herangezogen:

- Chlor: Mittelwert dreier Messungen: 0,22 % [203]
- Aluminium: Mittelwert aus Angaben für fiktive Leichtfraktion größer 40 mm und fiktive Leichtfraktion größer 60 mm für Nichteisenmetalle: 0,6 % [189].

9.2.2.3 Feuchte Feinfraktion (Schwerfraktion)

Es liegen mehrere Untersuchungen zur Schwermetallbelastung der feuchten Schwerfraktion aus unterschiedlichen Betriebszuständen der Anlage vor.

9.2.2.3.1 TBU, Innsbruck: Abfalltechnische Analysen der Schwerfraktion

Im Jahr 2001 wurde die TBU, Innsbruck, mit der Inventarisierung der Fraktion kleiner 50 mm aus der Abfallaufbereitungsanlage beauftragt. Ziel war, die Ergebnisse interessierten Anbietern von Aufbereitungstechnik in z.B. als Pflichtenheft zur Verfügung stellen zu können. Die Untersuchungen wurden in der zweiten Februarhälfte 2001 durchgeführt [204].

Tab. 83: TBU, Innsbruck: Abfalltechnische Analysen von Schwerfraktion (kleiner 50 mm) aus Restmüllsplitting [204]

Vorhaben		Abfalltechnische Analysen der Schwerfraktion
		1
Durchführender	1	TBU, Innsbruck
Auftraggeber	2	Betreiber Aufbereitungsanlage
Berichtszeitraum	3	07/2001
Untersuchungsgegenstand	4	Schwerfraktion aus Restmüllsplitting (kleiner 50 mm)
Mülldurchsatz	5	k.A. (vermutlich etwa 8 t; diese Annahme ergibt sich aus der Bemerkung im Bericht: „analog zu den Untersuchungen 1999 an Leichtfraktion“; vgl. Kapitel 9.2.2.2.1, Tab. 79)
Fragestellung	6	Inventarisierung der Schwerfraktion (kleiner 50 mm) mit dem Ziel, die Ergebnisse interessierten Anbietern von Aufbereitungstechnik in geeigneter Form (z.B. als Pflichtenheft) zur Verfügung zu stellen
Methode	7	<ul style="list-style-type: none"> • Zerkleinerung mit ähnlichen Zerkleinerungsaggregaten (Walzenzerkleinerer), aber unterschiedlicher Effektivität (gemessen am Verhältnis Siebüber- zu Siebunterlauf), • anschließend Siebung über 50 mm, Siebdurchgang zur weiteren Behandlung, 3 verschiedene Trocknstufen (a = wie angeliefert, b = lufttrocken, c = trocken (Trockenschrank)) • Siebung in 10 Kornklassen (kleiner 6, 6–10, 10–15, 15–20, 20–25, 25–30, 30–35, 35–40, 40–45, 45–56) • manuelle Sortierung der Kornklassen in 23 Einzelfraktionen • chemische Analytik der einzelnen Kornklassen (Feststoff und Eluat) für Probe 1
Parameter	8	Körnungslinien, Wasser, Asche, alle für SFA benötigten Daten wie Schwermetalle und Cl, aber kein F
Anzahl Proben	9	<p>2 Proben:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Probe 1 unterteilt in 3 Trocknungsstadien (a bis c), kompletter Kornbereich bei Probe 1a (wie angeliefert) und Kornbereich kleiner 25 mm für 1b und 1c; keine Angabe zur Probenmasse • Probe 2: nur Sortieranalyse der Kornklassen; keine Angabe zur Probenmasse

Vorhaben		Abfalltechnische Analysen der Schwerfraktion
Besonderheiten	10	<ul style="list-style-type: none"> • Effizienz der Magnetscheidung angenommen mit: 50 % in den Kornklassen größer 40 mm 25 % in den Kornklassen 10 bis 40 mm 0 % in den Kornklassen kleiner 10 mm
Ergebnisse	11	siehe Tab. 84
Offene Fragen	12	<ul style="list-style-type: none"> • Die Daten zum Schwefelgehalt in Probe 1 scheinen unrealistisch niedrig: Im Systemmüll und in der Leichtfraktion beträgt das Verhältnis S : Cl etwa 1 : 2; für die Schwerfraktion wird ein Verhältnis von 1 : 10.000 angegeben (S: kleiner 1 mg/kg; Cl: kleiner 1 %). • Warum wurde eine abweichende Effizienz der Magnetscheidung gegenüber der Leichtfraktion-Untersuchung (ebenfalls von TBU) gewählt? Dort: 75 % in den Kornklassen kleiner 40 mm (statt wie oben 25 %) 85 % in den Kornklassen 40 bis 100 mm (statt wie oben 50 %)
Fazit	13	<p>Daten sind im Prinzip verwendbar für SFA, aber</p> <ul style="list-style-type: none"> • Klärung Siebschnitt bis 56 statt 50 mm (Ursache, Auswirkungen ?) • Daten für Proben 1b und 1c liegen nur für den unteren Kornbereich (kleiner 25 mm) und nicht in kumulierter Form vor

Die Ergebnisse der Schwermetallanalysen sind in Tab. 84 zusammengefasst. Diese Daten sind nicht repräsentativ, da sie nur auf drei Proben aus einer Probenmasse von insgesamt 8 t basieren. Die Analysenergebnisse streuen für einzelne Elemente stark. Die Standardabweichung der Ergebnisse für Antimon beträgt 93 % und für Blei 52 %. Um die Auswirkungen unterschiedlicher Feuchtegehalte aufgrund verschiedener Trocknungsstadien auszuklammern, sind auch die auf Trockensubstanz bezogenen Konzentrationen angegeben. Allerdings nehmen die Standardabweichungen verglichen mit den Werten bezogen auf Frischsubstanz noch zu, für Antimon auf 111 % und Blei auf 60 %. Für Blei deutet sich eine Anreicherung in der Schwerfraktion gegenüber dem Systemmüll an.

Tab. 84: Schwermetallgehalte der Schwerfraktion nach TBU [204]

Probe 1: aus Stadtteil W.-D., nach Walzenzerkleinerer Doppstadt Typ Mammut; Siebüberlauf : Siebunterlauf = 52 : 48,
a = wie angeliefert b = lufttrocken: 3 Tage auf Trockenplatte c = trocken: im Trockenschrank auf 15 % Restfeuchte getrocknet

Parameter	Einheit	Probe 1a, 0 bis 56 mm	Probe 1a, 0 bis 25 mm	Probe 1b, 0 bis 25 mm	Probe 1c, 0 bis 25 mm	Mittelwert 0 bis 25 mm	Standardab- weichung	Systemmüll 2001 [Tab. 74]
		1	2	3	4	5	6	7
Wasser	%	33,7	34,7	27,5	15,2	-	-	~30 ①
Chlor	%	0,39	0,40	0,0	0,0	-	-	0,49 ± 0,1
Schwefel	%	0,39	0,45	~0,35	~0,40	-	-	n.b.
Antimon	mg/kg FS	3,6	2,7	11,62	4,15	4,2	93%	n.b.
Arsen	mg/kg FS	9,3	2,3	3	3	3,1	15%	n.b.
Blei	mg/kg FS	263	278	980	555	555	52%	310 ± 50
Cadmium	mg/kg FS	1,6	1,5	2,0	1,6	1,6	14%	6,7 ± 0,9
Chrom _{gesamt}	mg/kg FS	81	77	66	84	77	10%	n.b.
Kobalt	mg/kg FS	3,9	3,8	4	5	3,9	12%	n.b.
Kupfer	mg/kg FS	252	204	156	276	204	24%	280 ± 30
Mangan	mg/kg FS	289	311	343	394	343	10%	n.b.
Nickel	mg/kg FS	51	49	34	49	48,7	14%	n.b.
Quecksilber	mg/kg FS	0,2	0,2	0,33	0,27	0,3	16%	0,89 ± 0,1
Thallium	mg/kg FS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.b.	n.b.
Vanadium	mg/kg FS	11	12	14	16	14,0	13%	n.b.
Zink	mg/kg FS	346	372	310	525	372	24%	500 ± 70
Zinn	mg/kg FS	95	83	45	57	57,1	28%	n.b.

Tab. 84: Schwermetallgehalte der Schwerfraktion nach TBU [204] – Fortsetzung

Parameter	Einheit	Probe 1a, 0 bis 56 mm	Probe 1a, 0 bis 25 mm	Probe 1b, 0 bis 25 mm	Probe 1c, 0 bis 25 mm	Mittelwert 0 bis 25 mm	Standardab- weichung	Systemmüll 2001 [Tab. 74]
		1	2	3	4	5	6	7
Antimon	mg/kg TS	5,4	4,1	16,1	4,9	4,9	111%	n.b.
Arsen	mg/kg TS	14	3,6	4,7	3,7	3,7	13%	n.b.
Blei	mg/kg TS	397	426	1.354	653	653	60%	443 ± 71
Cadmium	mg/kg TS	2,4	2,3	2,7	1,9	2,4	14%	9,6 ± 1,3
Chrom _{gesamt}	mg/kg TS	122	118	91,3	100	100	10%	n.b.
Kobalt	mg/kg TS	5,9	5,8	5,4	5,6	5,6	3%	n.b.
Kupfer	mg/kg TS	380	312	216	322	304	15%	400 ± 43
Mangan	mg/kg TS	435	476	472	465	472	2%	n.b.
Nickel	mg/kg TS	77	75	46,9	57,5	57,5	18%	n.b.
Quecksilber	mg/kg TS	0,3	0,3	0,5	0,3	0,3	31%	1,3 ± 0,2
Thallium	mg/kg TS	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.b.	n.b.
Vanadium	mg/kg TS	17	18	19,3	19,0	19,0	2%	n.b.
Zink	mg/kg TS	522	569	428	614	577	14%	714 ± 100
Zinn	mg/kg TS	143	127	62,8	67,6	67,6	44%	n.b.

① geschätzt

9.2.2.3.2 NUA, Maria Enzersdorf: Analyse einer Mischprobe der Schwerfraktion

Am 16.10.2002 wurde von der NUA Niederösterreichischen Umweltschutzanstalt GmbH, Maria Enzersdorf, im Auftrag des Betreibers in der Abfallaufbereitungsanlage eine Mischprobe der Schwerfraktion (0 bis 50 mm) entnommen. Probenahme und Untersuchung des Abfalls wurden gemäß den gesetzlichen Vorgaben der DeponieVO, deren Zweck die Überprüfung der Einhaltung von Grenzwerten ohne Angabe von Streubreiten oder Messunsicherheiten ist, durchgeführt. Das Labor weist deshalb darauf hin, dass eine Anwendung dieser Untersuchung für andere Zwecke wie der Erstellung von Mengenbilanzen prinzipiell nicht geeignet ist [205].

Gemäß DeponieVO, Anlage 5 ist die Probenahme nach ÖNORM S 2111 durchzuführen. Die Mindestprobenmenge wurde entsprechend dem Vorschlag von CEN TC 292, WG1, Dokument N 96 Characterisation of Waste – Sampling – Part B: Selection and Application of Criteria for Sampling under various conditions nach [Formel 11] berechnet:

$$M_{\text{sam}} = 1/6 \times \pi \times (D95)^3 \times \rho \times g \times (1-p)/CV^2 \times p \quad [\text{Formel 11}]$$

wobei gilt:

M	=	Masse der Mindestprobenmenge in g
D95	= 5	Größtkorn (95-Perzentil) in cm
ρ	= 0,5	Schüttdichte des Materials in g/cm ³
g	= 0,125	Faktor für Korngrößenverteilung
p	= 0,02 m/m	Anteil der Partikel mit bestimmter Charakteristik
CV	= 0,1	angestrebter Variationskoeffizient

Ergebnis: $M_{\text{sam}} = 20.044 \text{ g}$ entsprechend 20 kg

Mit Hilfe eines Laders wurden zwei Schlitze in den zu untersuchenden Materialhaufen, der etwa 200 t umfasste, gegraben und mittels Handschaufel 60 Einzelproben von jeweils etwa 0,33 kg entnommen. Insgesamt wurden 4 Kübeln à 10 l gesammelt. Das entspricht einer Probenmenge von etwa 20 kg.

Nach der Vermischung der 60 Einzelproben und Teilung durch das Kegelfverfahren wurden 10 kg Probenmaterial gekühlt ins Labor gebracht und dort in eine Analysenprobe und eine Rückstellprobe, jede 5 kg schwer, geteilt. Diese 5 kg-Probe wurden für die weitere Probenaufbereitung eingesetzt. Die Proben wurden im Labor über einen Zeitraum von etwa drei Tagen getrocknet und mittels Kugelmühle mit Zirkonoxid-Mahlbechern auf eine Korngröße von max. 0,63 mm zerkleinert. Der Feststoff wurde nach Königswasseraufschluss mittels Mikrowelle gemäß einer NUA-Vorschrift – NUA_WR_A_AZ_1 – analysiert [206].

Tab. 85 zeigt die Ergebnisse dieser Untersuchung. Angaben zum Wassergehalt liegen nicht vor, die Gehalte an Chlor, Fluor und Schwefel wurden nicht erhoben. Für die Betrachtung der Frischsubstanz wurde nach Angaben des Betreibers [187] mit einem mittleren Wassergehalt von 45 % gerechnet.

Tab. 85: Analyse einer Mischprobe der Schwerfraktion (nur SFA-relevante Parameter) [206], verglichen mit Systemmüll 2001
n.b. = nicht bestimmt; b = liegt in diesem Abfall laut NUA nur in geringeren, für die Zulässigkeit der Ablagerung nicht relevanten Mengen vor, höhere Konzentrationen sind laut NUA nicht zu befürchten, wurde daher nicht bestimmt

Parameter	Einheit		Trockensubstanz mg/kg TS		Frischsubstanz mg/kg FS	
			Schwerfraktion①	Systemmüll②	Schwerfraktion①	Systemmüll②
			1	2	3	4
Antimon	mg/kg	1	b	n.b.	b	n.b.
Arsen	mg/kg	2	1,67	n.b.	0,9	n.b.
Blei	mg/kg	3	795	443 ± 71	437	310 ± 50
Cadmium	mg/kg	4	0,5	9,6 ± 1,3	0,3	6,7 ± 0,9
Chrom _{gesamt}	mg/kg	5	21,4	n.b.	11,8	n.b.
Kobalt	mg/kg	6	7,95	n.b.	4,4	n.b.
Kupfer	mg/kg	7	120	400 ± 43	66,0	280 ± 30
Mangan	mg/kg	8	241	n.b.	133	n.b.
Nickel	mg/kg	9	12,4	n.b.	6,8	n.b.
Quecksilber	mg/kg	10	0,304	1,3 ± 0,2	0,2	0,9 ± 0,1
Thallium	mg/kg	11	b	n.b.	b	n.b.
Vanadium	mg/kg	12	b	n.b.	b	n.b.
Zink	mg/kg	13	208	714 ± 100	114	500 ± 70
Zinn	mg/kg	14	b	n.b.	b	n.b.
Eisen	g/kg	15	7,47	40 ± 2,9	8,635	28 ± 2
Aluminium	g/kg	16	15,7	14 ± 1,7	4,109	10 ± 1

① geschätzter Wassergehalt der Frischsubstanz = 45 %

② geschätzter Wassergehalt der Frischsubstanz = 30 %

Aufgrund des Überschreitens des TOC-Grenzwertes im Feststoff (Grenzwert: 50 g/kg TS, Meßwert: 287 g/kg TS) ist die Ablagerung der untersuchten Schwerfraktion laut DeponieVO in einer Massenabfalldeponie nicht zulässig [206]. Die Grenzwerte der DeponieVO für Schwermetalle werden in keinem Fall überschritten.

9.2.2.3.3 Modellierung der Schwerfraktion

Für die Berechnung der Stoffflussanalyse wird die Schwerfraktion anhand der verfügbaren Daten modelliert. Die Analysendaten der NUA (Kapitel 9.2.2.3.2) sind für eine Beurteilungsmasse von rund 10.000 t Schwerfraktion repräsentativ. Die Analyse des Kornspektrums der Schwerfraktion durch TBU (Kapitel 9.2.2.3.1) bezieht sich auf eine Menge von etwa 8 t Systemmüll oder rund 4 t Schwerfraktion. Da die Beurteilungsmasse bei NUA deutlich über der von TBU liegt, werden die Analysendaten nicht arithmetisch gemittelt, sondern mit 95 : 5 gewichtet. Datenlücken werden durch Übernahme des Wertes der jeweils anderen Untersuchung geschlossen. Die Proben 1b und 1c der TBU-Untersuchung konnten nicht verwendet werden, da sie nur das untere Kornspektrum (0 bis 25 mm) abdeckten, in welchem sich insbesondere eine Anreicherung von Blei abzeichnete. Tab. 86 gibt die Daten der modellierten Schwerfraktion wieder.

Tab. 86: Modellierung der Schwerfraktion anhand der verfügbaren Analysendaten

Parameter			Beurteilungsmasse etwa	Probe 1a,	Modell:	Mittelwert,
			10.000 t [206]	0 bis 56 mm [204]	95% NUA + 5% TBU, 45% Wasser	ungewichtet (informativ)
			Trockensubstanz		Frischsubstanz	
			1	2	3	4
Antimon	mg/kg	1	b	3,61	1,98	1,98
Arsen	mg/kg	2	1,67	9,34	1,13	3,03
Blei	mg/kg	3	795	263	423	291
Cadmium	mg/kg	4	0,5	1,58	0,30	0,57
Chrom _{gesamt}	mg/kg	5	21,4	81	13,4	28,0
Kobalt	mg/kg	6	8,0	3,9	4,3	3,3
Kupfer	mg/kg	7	120,0	252	70	102
Mangan	mg/kg	8	241	289	134	146
Nickel	mg/kg	9	12,4	51	7,88	17,41
Quecksilber	mg/kg	10	0,30	0,17	0,16	0,13
Thallium	mg/kg	11	b	0,0	0,00	0,00
Vanadium	mg/kg	12	b	11,2	6,15	6,15
Zink	mg/kg	13	208	346	118	152
Zinn	mg/kg	14	b	95	52	52
Chlor	g/kg	15	-	3,9	3,9	3,9
Eisen	g/kg	16	7,47	-	3,9	4,109
Aluminium	g/kg	17	15,7	-	8,2	8,635

9.2.2.4 Abgeschiedene Metallschrottfractionen (Eisen und Nichteisenmetall)

Die beiden abgeschiedenen Schrottfractionen sind als potenzielle Schwermetall-senken zu betrachten, vgl. Tab. 69 auf Seite 173 und Tab. 70 auf Seite 175. Für die Berechnung der Stoffflussanalyse sind die Schwermetallgehalte dieser Fraktionen zu ermitteln.

9.2.2.4.1 Schwermetallgehalt von aus Restmüll abgeschiedenen Metallfraktionen

Bislang liegen nur wenige Informationen über den Austrag von Schwermetallen mit der von Restabfall abgeschiedenen Metallfraktionen vor.

- Cadmium

Nach Literaturangaben verursachen Metalle zwischen 60 % [207] und 73,5 % [208] der Cadmiumfracht im Restabfall. Nach einer Untersuchung von Bilitewski et al. [194] stammen rund 71 % des Cadmiums aus der Metallfraktion, davon aber nur 0,85 % (= 1,5 mg/kg TS) aus Eisenmetallen, der Rest aus Nichteisenmetallen. Alle Literaturangaben sind älteren Datums und haben nicht die seither durchgeführten Substitutionsmaßnahmen im Bereich der Schwermetalle wie etwa den Ersatz von Quecksilberbatterien durch wiederaufladbare Nickel-Cadmium-Akkus berücksichtigen können. Auf der anderen Seite hat Rotter [192] bei der stichprobenartigen Analyse von Metallteilen bei der Aufbereitung von Haushaltsabfällen (vgl. Tab. 71) einen Gehalt von 3 ± 3 mg Cd/kg Metall festgestellt. Dies liegt im Bereich des von Bilitewski et al. [194] ermittelten Cadmiumgehaltes der Eisenschrottfraction.

- Blei

Nach Bilitewski [194] stammen rund 84 % der Bleifracht des Restabfalls aus der Eisenschrottfraction. Nach einer Quelle von 1978 [209] wird der Bleigehalt des Schrotts auf kleiner 0,2 % geschätzt. Neuere Untersuchungen haben einen Bleigehalt von 380 mg/kg eingesetzten Abfallschrotts ergeben [213]. Bei der stichprobenartigen Analyse von Metallteilen bei der Aufbereitung von Haushaltsabfällen (vgl. Tab. 71) hat Rotter [192] lediglich einen Gehalt von 9 ± 3 mg Pb/kg Metall festgestellt.

- Zink

Der Zinkgehalt der aus Restabfall abgeschiedenen Eisenmetallfraktion wird nach neueren Untersuchungen [213] mit 3.600 mg/kg angegeben. Rotter [192] findet dagegen nur 214 ± 118 mg Zn/kg Metall.

Aus den genannten Daten (ohne [192]) errechnet Harant [93], dass die Eisenmetallscheidung in der mechanisch-biologischen Restabfallaufbereitung Schwermetalle im Bereich von 1 % (Cadmium) über 4 % (Blei) bis 9 % (Zink) des im Input befindlichen Inventars ausschleust. Auch Brunner und Rechberger [210] kommen zu dem Schluß, dass bei mechanisch-biologischer Vorbehandlung die Eisenmetallscheidung aufgrund des geringen Beitrags zu den Bilanzen der untersuchten Stoffe – hier Cadmium, Blei, Quecksilber, Zink – nicht mit zu berücksichtigen ist. Ob diese Aussage auch für die Abfallaufbereitungsanlage zutrifft, wird in Kapitel 9.2.2.4.5 untersucht.

9.2.2.4.2 Analytik unter Ein- oder Ausschluß der Metallfraktion

Ein Vergleich der Schwermetallgehalte von Restmüll aus Deutschland (ohne Berücksichtigung der Metallfraktion) und Systemmüll (Tab. 75 auf Seite 182) ergibt, dass der Systemmüll insbesondere für Blei (Faktor ~9) und Quecksilber (Faktor ~4), gefolgt von Cadmium (Faktor größer 2), Zink (~2) und Kupfer (~2) eine deutlich höhere Schwermetallbelastung aufweist. Dies wirft die Frage auf, ob diese Unterschiede nicht möglicherweise auch Resultat der unterschiedlichen Analytik sind, da sich die Angaben für deutschen Restabfall auf Material *nach* manueller Abtrennung der Metallträger beziehen. Diese Frage kann nur anhand der analytischen Bestimmung der Schwermetallgehalte in den Metallfraktionen (Eisenmetall und Nichteisenmetall) geklärt werden.

9.2.2.4.3 INFA: Untersuchung von Metallfraktionen auf Schwermetallgehalt

Im Rahmen der Untersuchung der Ersatzbrennstoffaufbereitung (vgl. Kapitel 10.1) hat Flamme [18] auch die Schwermetallgehalte der abgeschiedenen Metallfraktionen untersucht. Ausgangsmaterial war eine grob aufbereitete heizwertreiche Fraktion aus Siedlungsabfall, die bereits einer Metallabtrennung unterzogen worden war. So beträgt der Anteil der Nichteisenmetallfraktion am Output weniger als 0,1 Gew.-%.

Tab. 87 gibt die Ergebnisse von Flamme [18] wieder. Da vorher eine Metallabtrennung stattgefunden hat, sind die angegebenen Werte für die Eisenschrottfraktion zu niedrig. Ein Quecksilbergehalt von Null bzw. kleiner Nachweisgrenze ist theoretisch nur mittels einer vorherigen Abtrennung von Batterien aller Art zu erreichen. Dennoch kann die Schwermetallbelastung der abgetrennten Eisenmetallfraktionen (I + II) sowie Nichteisenmetallfraktion als Anhaltswert dienen.

Tab. 87: Konzentration an Schwermetallen in den von einer nach grober Aufbereitung aus Siedlungsabfällen erzeugten hochkalorischen Fraktion abgetrennten Metallfraktionen; Mittelwert von 2 Tagen [18] bei kleiner NWG wurde die halbe NWG angesetzt

Parameter	Einheit		Fe I + II	StAbw.	NE	StAbw.
			1	2	3	4
Antimon	mg/kg TS	1	29,1 ^②	58%	3,6	86%
Arsen	mg/kg TS	2	11,3	73%	6,6	18%
Blei	mg/kg TS	3	203	60%	22,8 ^②	98%
Cadmium	mg/kg TS	4	0,1 ^①	0%	0,1 ^①	0%
Chrom	mg/kg TS	5	313	40%	125	33%
Kobalt	mg/kg TS	6	23,1	12%	1,5	24%
Kupfer	mg/kg TS	7	1.483	52%	1.344	82%
Mangan	mg/kg TS	8	2.330	1%	1.353	3%
Nickel	mg/kg TS	9	324	4%	40,8	36%
Quecksilber	mg/kg TS	10	0,2 ^②	1%	0,2 ^②	35%
Thallium	mg/kg TS	11	0,2 ^①	0%	0,2 ^①	0%
Vanadium	mg/kg TS	12	5,3	1%	5,4	59%
Zinn	mg/kg TS	13	489	4%	6,8	25%

① halbe Nachweisgrenze

② teilweise unterhalb Nachweisgrenze, dann mit halber Nachweisgrenze gerechnet

9.2.2.4.4 Bilanzierung der in der Abfallaufbereitungsanlage ausgeschleusten Metalle

Ausweislich der Materialbilanz der Mechanischen Abfallaufbereitungsanlage in Tab. 66 [188] auf Seite 170 werden pro Jahr rund 3,5 % des Anlageninputs in Form von Eisenschrott (= 35 kg Fe/t Systemmüll) und weitere 0,3 % in Form von Nichteisenmetallschrott (= 3 kg NE/t Systemmüll) ausgeschleust. Während die Eisenmetallschrottfraktion optisch einen hohen Grad an Störstoffen (insbesondere Kunststofffolien) aufweist, sind im abgeschiedenen Nichteisenmetallschrott deutlich weniger Störstoffe feststellbar. Für die zukünftige Betriebsweise wird nach Tab. 67 eine Ausschleusung von 3,0 % Eisen- sowie 0,3 % Nichteisenmetallschrotte angesetzt.

Eisen, einige seiner Verbindungen und Legierungen sowie Kobalt und Nickel sind ferromagnetisch. Diese Stoffe können durch Schwachfeldscheidung erfasst werden. Für Verbunde muss je nach Magnetscheider der Massenanteil Eisen oberhalb eines Grenzwertes liegen. Für Überbandmagnetscheider müssen Eisen-Kunststoff-Verbunde mindestens 25 % Eisen aufweisen, je nach Korngröße des Verbundpartners ist auch ein höherer Anteil erforderlich.

Die Eisenschrottfraction wies jedoch optisch keine großen Anteile an Verbunden auf, sondern vornehmlich Verunreinigungen insbesondere mit Kunststofffolien. Im Folgenden soll konservativ davon ausgegangen werden, dass der Eisenschrott maximal 15 % (Masse) an Verunreinigungen (Kunststofffolien, schwermetallarm) aufweist. Diese Annahme stützt sich mangels eigener Daten der Abfallaufbereitungsanlage auf Untersuchungen an der MBA Oberpullendorf, in der Eisenmetallschrotte aus Restabfall ebenfalls mit Überbandmagneten abtrennt werden. Analysen der ARGEV zur Zusammensetzung des Eisenschrottes kleiner 150 mm ergaben Störstoffgehalte im Bereich von 12 bis 13 % [211].

Bei 3,0 oder 3,5 % Eisenschrott, der aus dem Anlageninput abgetrennt wird, und unter Annahme eines Störstoffgehaltes (Nichteisen-Material) im Eisenschrott von 15 % beträgt der Output ~26 bis 30 kg Eisenmetall/t Anlageninput. Diese Daten stimmen mit denen der Tab. 74 überein, nach der 1 t Systemmüll 2001 rund 28 ±2 kg Eisen enthielt.

9.2.2.4.5 Ausschleusung von Schwermetallen mit der Eisenschrottfraction

Als Begleitelemente im Metallschrott werden auch Schwermetalle ausgetragen. Nach Untersuchungen an der MVA Spittelau (Tab. 74 auf Seite 181) liegt der Schwermetallgehalt von Systemmüll im Bereich von knapp 1 Gramm (Quecksilber) bis einem halben Kilogramm (Zink) pro Tonne. Anhand der aus der Literatur bekannten Daten zur Schwermetallbelastung von Metallschrott, vgl. Kapitel 9.2.2.4.1, kann die mit dem Eisenschrott der Mechanischen Abfallaufbereitungsanlage ausgetragene Schwermetallfracht grob abgeschätzt werden (Tab. 88). Angaben zur Belastung des Eisenschrottes mit toxikologisch und mengenmäßig relevanten Schwermetallen wie Quecksilber (z.B. aus Batterien) sowie Chrom und Nickel (beide aus nichtrostenden Stählen, wenn magnetisch) liegen nicht vor.

Anhand der Daten in Tab. 88 kann abgeschätzt werden, dass die Eisenschrottabtrennung für einzelne Elemente wie Zink eine deutliche Schwermetallfracht des Anlageninputs bewirkt und daher nicht zu vernachlässigen ist. Diese Aussage steht allerdings in Widerspruch zu den Ausführungen von Harant [93] sowie Brunner und Rechberger [210].

Zur weiteren Absicherung der Schadstoffentfrachtung durch die Eisenschrottabtrennung wurde im Auftrag des Betreibers der Gehalt an Konsumbatterien in der Eisenschrottfraction nach dem Magnetscheider bestimmt [212]. Insgesamt wurden ~612 kg Metall sortiert, davon waren rund 1 % Konsumbatterien (6,984 kg). Dieser Wert ist laut Gutachter [212] als untere Grenze anzusehen, da bedingt durch die Struktur des Ausgangsmaterials nicht alle Batterien erkannt werden konnten. Insbesondere für Knopfzellen (n = 6) ist der ermittelte Wert sicher zu niedrig [212]. Es wurden außerdem keine Ni/Cd-haltigen Akku-Einheiten von Mo-

biltelefonen oder ähnlichen Geräten gefunden. Dies kann mehrere Ursachen haben. Entweder gelangen diese Akku-Einheiten größtenteils in die separate Sondermüllsammlung oder in die Batteriesammlung, so dass die vereinzelt in den Systemmüll eingebrachten Einheiten nicht entdeckt wurden oder während der Probenahme nicht auftraten. Möglich ist auch eine Trennung während der Zerkleinerung in der Rotorschere, so dass Akkus und Kunststoffummantelung nicht mehr verbunden waren und bei der Magnetscheidung nur noch die Akkus abgetrennt wurden. Der Anteil an Ni/Cd-Akkus an den aussortierten Batterien betrug 4 %.

Tab. 88: Berechnung der in der Abfallaufbereitungsanlage mit der Eisenschrottfraction abgeschiedenen Masse an Schwermetallen (26 kg Fe/t Input), ohne Berücksichtigung der Batterien

			Schwermetallkonzentration im Systemmüll (Tab. 74)		Konz. im Eisenschrott	Mit der Magnetscheidung abgetrennte Schwermetallmasse (ohne Batterien) bei einem Output von 26 kg Fe/t Systemmüll		Anteil vom Input
			1	2		4	5	
Cadmium	g/t	1	6,7	±0,9	3±3 ^①	0,08	±0,08	1,2 %
Blei	g/t	2	310	±50	380 ^②	9,8		3,2 %
Quecksilber	g/t	3	0,89	±0,11	k.A.			
Zink	g/t	4	500	±70	3.600 ^②	92,6		18,5 %

① nach Rotter [192], siehe Tab. 71, ohne Batterien!

② nach Stercken [213]

Tab. 89 und Tab. 90 zeigen die Ergebnisse der Sortieraktion für die nach ihrer Beschriftung, soweit erkennbar, gruppierten Konsumbatterien. Anhand der Sortierergebnisse und den aus der Literatur bekannten Daten zur Schwermetallbelastung der Batterien wurde die enthaltene Menge Schwermetall abgeschätzt. Die Batterien, die als quecksilberfrei (0 % Hg) gekennzeichnet sind, weisen garantiert einen Quecksilbergehalt von unter 5 mg/kg auf. Nach Europa importierte Batterien enthalten jedoch noch z.T. erheblich größere Quecksilbermengen. Dies belegt eine im Juli 2000 abgeschlossene Studie im Auftrag des Niederländischen Umweltministeriums über Gehalte an Cadmium, Quecksilber und Blei in aus Asien importierten Batterien. So wurden in 17 von 118 analysierten Batterien Quecksilbergehalte über 5 ppm gefunden, wodurch dieser seit 1.1.2000 in der EU geltende Grenzwert teilweise erheblich überschritten wurde [214]. Gleiches gilt für die aus früheren Jahren stammenden, aber erst jetzt von den Verbrauchern zurückgegebenen Batterien. Nach Angaben der EPBA, die auf Untersuchungen von

Altbatterien in den Niederlanden beruhen, liegt der Quecksilbergehalt eines typischen Gemisches der Batterietypen derzeit noch bei rund 130 ppm [215]. Rotter [192] ermittelt sogar einen gewichteten Mittelwert von 287 ppm Quecksilber.

Tab. 89: Quecksilberhaltige Konsumbatterien in der Eisenschrottfraction (6,98 von 612 kg) nach dem Magnetscheider in der Abfallaufbereitungsanlage [212]

Typ oder Beschriftung der Batterien		Masse in kg	Anteil	Hg-Gehalt	enthaltene Menge Hg (g)
		1	2	3	4
Knopfzellen	1	0,011	0,2%	2 %	2,2 (Untergrenze)
Alkaline	2	3,11	45%	130 mg/kg [Korfmacher, 2001]	0,404
Alkaline 0% Hg, 0% Cd	3	2,119	30%		0,275
Batterien ohne Hinweis	4	0,769	11%		0,100
0% Hg, 0% Cd	5	0,211	3%		0,027
Akku ohne Beschriftung	6	0,151	2%		0,020
no mercury added	7	0,118	2%		0,015
0% Hg	8	0,111	2%		0,014
Alkaline no mercury added	9	0,034	0%		0,004
Gesamt	10	6,634			

Tab. 90: Nickel- und Nickel/Cadmium-haltige Konsumbatterien in der Eisenschrottfraction (6,98 von 612 kg) nach dem Magnetscheider in der Abfallaufbereitungsanlage [212]; Nickel- und Cadmiumgehalte nach Bräutigam und Fellmuth [216]

Beschriftung		Masse in kg	Anteil	Cadmium-Gehalt [216]	enthaltene Menge Cd (g)	Nickel-Gehalt [216]	enthaltene Menge Ni (g)
		1	2	3	4	5	6
Ni/Cd	1	0,301	4%	15 %	45,2	20 %	60,2
Nickel-Metallhydrid	2	0,049	1%	-	-	38 %	18,6
Gesamt	3	0,350			45,2		78,8

Anhand der Daten in Tab. 89 und Tab. 90 kann die Konzentration der Schwermetallen Quecksilber, Cadmium und Nickel in der abgeschiedenen Eisenschrottfraction und deren Austrag über diesen Aufbereitungsschritt berechnet werden, vgl. Tab. 91.

Tab. 91: Konzentration von Schwermetallen in der abgeschiedenen Eisenschrottfraktion und Schwermetallaustrag über diesen Aufbereitungsschritt

			Quecksilber	Cadmium	Nickel
			1	2	3
Gesamtgehalt in sortierter Batteriefraktion	g	1	3,1	45,2	78,8
Konzentration in sortierter Batteriefraktion	g/t	2	444	6.476	11.289
Gesamtgehalt (g) in Eisenschrottfraktion	g/t	3	5	74	129
Austrag mit der Magnetscheidung in g/t Systemmüll	g/t	4	132	1.921	3.348
Gehalt im Systemmüll (Tab. 74)	g/t	5	890	6.700	-
Austrag über Eisenschrott in Prozent	%	6	15%	29%	-

Die Sortierung der Batterien aus der Eisenschrottfraktion stellt nur eine Stichprobenanalyse dar. Ihre Ergebnisse weisen darauf hin, dass insbesondere Cadmium über diesen Aufbereitungsschritt aus dem Systemmüll ausgeschleust werden kann. Nach dieser Analyse werden knapp 30 % des Cadmiumgehaltes des Systemmülls mit der Batterieerfassung in der Magnetscheidung in ausgeschleust. Für Quecksilber beträgt der Austrag nur 15 %. Er wird maßgeblich durch die Knopfzellen bestimmt, die zu gut 70 % zum Quecksilbergehalt der Batterien beitragen (Tab. 89). Da der Erfassungsgrad der Knopfzellen nach Hauer [212] eher als Untergrenze anzusehen ist, dürften die 15 % Ausschleusung der im Systemmüll enthaltenen Quecksilberfracht ebenfalls eher die Untergrenze darstellen.

9.2.2.4.6 Ausschleusung von Schwermetallen mit der Nichteisenmetallschrottfraktion

Um nichtmagnetische Metalle aus einem Stoffgemisch wie zerkleinerter Restabfall zu trennen, werden andere Techniken wie magnetische Wechselfelder eingesetzt. Nichteisenmetalle werden durch ein magnetisches Wechselfeld abgestoßen. Dieser Effekt wird dazu benutzt, die Wurfparabel von Nichteisenmetallen nach ihrem Abwurf von einem Förderband gezielt zu beeinflussen und sie dadurch von nichtmetallischen Bestandteilen zu trennen.

In der Abfallbehandlungsanlage ist auch bei der Nichteisenmetallabtrennung per Wirbelstromscheider das Ziel der Aufbereitung eine weitestgehende Abtrennung der Nichteisenmetallschrotte aus den beiden Kornklassen kleiner 50 mm und 50 bis 250 mm. Dies geht auch hier nur zu Lasten der Qualität (Reinheit) der ausge-

haltenen Nichteisenmetallschrotte. Optisch ist die Nichteisenmetallschrottfraktion aber weniger stark verunreinigt als die Eisenschrottfraktion. Es liegen aber keine Informationen zur stofflichen Zusammensetzung oder zur Schwermetallbelastung der in der Mechanischen Abfallaufbereitungsanlage abgetrennten Nichteisenmetallschrottfraktion vor.

9.2.2.4.7 Modellierung der ausgeschleusten Eisen- und Nichteisenmetallschrottfraktion

Für die Modellierung der mit der Eisen- und Nichteisenmetallschrottfraktion ausgeschleusten Schwermetallfrachten wird auf die Sortieranalyse der Eisenschrottfraktion auf Batterien an der Mechanischen Abfallaufbereitungsanlage sowie auf Literaturdaten zurückgegriffen. Bezüglich der Knopfzellen in der Eisenschrottfraktion wird angenommen, dass ihre Wiederfindungsrate hier nur rund 50 % betrug. Diese Annahme basiert auf der Einschätzung von Hauer [212], dass die bei der Sortieranalyse ermittelte Menge an Knopfzellen (vgl. Tab. 89) die Untergrenze darstellt.

Der angenommene Störstoffanteil von 15 % in der Eisenschrottfraktion wird mit der Zusammensetzung der Folien in Tab. 78 modelliert, da dieses auch dem optischen Eindruck entspricht. Elektro- und Elektronikschrott werden bei der Modellierung nicht berücksichtigt. Grund für diese Festlegung ist zum Einen, dass bei der Sortieranalyse der Eisenmetallschrottfraktion auf Batterien keine Elektronikakkus gefunden wurden. Zum Anderen gilt die Elektro- und Elektronikschrottfraktion als Träger erheblicher Schwermetallmengen. Selbst geringe Anteile in der Eisenschrottfraktion würden zu einer deutlichen Erhöhung der über diesen Aufbereitungsschritt ausgetragenen Schwermetallmengen führen.

Dies wäre für die Aufgabenstellung dieser Untersuchung eine zu optimistische Annahme. Mit der nun vorgenommenen Modellierung verbleiben diese potenziellen Schwermetallträger in der heizwertreichen Fraktion.

Tab. 92 zeigt die Modellierung der Schwermetallausträge über den Outputpfad Eisenschrottfraktion (ohne Störstoffanteil und ohne Elektro- und Elektronikschrott), Tab. 93 die Modellierung für den Outputpfad Nichteisenmetallschrottfraktion.

Tab. 92: Modellierung der Schwermetallausträge über den Outputpfad Eisen-schrottfraktion (ohne Störstoffanteil) an der Mechanischen Abfallauf-bereitungsanlage, in mg/kg (in Fall der Metalle wird angenommen, dass gilt: TS = FS)

Metall		mg/kg TS	Quelle / Bemerkung
		1	2
Antimon	1	29	Flamme [18]: Mittelwert Fe I + II Tag 1 + 2
Arsen	2	11	Flamme [18]: Mittelwert Fe I + II Tag 1 + 2
Blei	3	270	Rotter [192]: Messung Bleigehalte in Fe-Fraktion und Batterien
Cadmium	4	151	Bräutigam und Fellmuth [216]: Cd-Gehalt in NiCd-Akkus Hauer [212]: Anteil Ni/Cd-Akkus in Eisenmetall-schrottfraktion Rotter [192]: Cd-Gehalt in Eisenmetall
Chrom _{gesamt}	5	313	Flamme [18]: Mittelwert Fe I + II Tag 1 + 2
Kobalt	6	23	Flamme [18]: Mittelwert Fe I + II Tag 1 + 2
Kupfer	7	1.483	Flamme [18]: Mittelwert Fe I + II Tag 1 + 2
Mangan	8	2.330	Flamme [18]: Mittelwert Fe I + II Tag 1 + 2
Nickel	9	453	Ni-Gehalt in Ni/Cd-Akkus: Bräutigam und Fell-muth [216], Anteil Ni/Cd-Akkus in Eisenmetall-schrottfraktion: Hauer [212] Ni-Gehalt in Eisenmetall: Flamme [18]: Mittelwert Fe I + II
Quecksilber	10	8,6	Korfmacher [215]: Hg-Gehalt in Batteriemischung: Hauer [212]: Anteil an Batterien in Eisenmetall-schrottfraktion, aber: Anteil Knopfzellen verdoppelt
Thallium	11	0,2	Flamme [18]: halbe Nachweisgrenze
Vanadium	12	5,3	Flamme [18]: Mittelwert Fe I + II Tag 1 + 2
Zink	13	3.600	Stercken [213], zit. bei Harant [93]
Zinn	14	489	Flamme [18]: Mittelwert Fe I + II Tag 1 + 2
Summe	15	9.166	Addition der Einzelwerte, entspricht 1 % (~9,2 g/kg)
Eisen	16	99%	Differenz zur Summe der anderen Schwermetalle

Tab. 93: Modellierung der Schwermetallausträge über den Outputpfad Nichteisenmetallschrottfraction an der Abfallaufbereitungsanlage, in mg/kg (in diesem Fall TS = FS)

		mg/kg TS	Quelle / Bemerkung
	1		2
Aluminium	1	96,6%	Σ andere Schwermetalle ~ 33,4 g/kg
Antimon	2	3,6	Flamme [18] Mittelwert NE-Messungen Tag 1 + 2
Arsen	3	6,6	
Blei	4	23	
Cadmium	5	0,1	
Chrom _{gesamt}	6	125	
Kobalt	7	1,5	
Kupfer	8	1.344	
Mangan	9	1.353	
Nickel	10	41	
Quecksilber	11	0,2	
Thallium	12	0	
Vanadium	13	5,4	
Zinn	14	6,8	
Zink	15	30.446	Rotter [192]: Messung Zinkgehalte in Nichteisenmetallfraktion

9.2.2.5 Abluft / Staub

Die Freisetzung von Schwermetallen in die Abluft findet – abgesehen vom Quecksilber – überwiegend staubförmig statt. Daher besteht die Möglichkeit, den Austrag von Schwermetallen über Staubanalysen abzuschätzen. Nach Schätzungen des Betreibers liegt das spezifische Staubaufkommen bei unter 1 kg Staub pro t Input.

Im Auftrag des Betreibers wurden im Oktober 2002 vier Staubproben auf ihren Gehalt an Schwermetallen untersucht. Tab. 94 zeigt eine Beschreibung der vom untersuchenden Labor entnommenen Proben. Alle vier Proben rochen faulig [217]. Angaben zur jeweils untersuchten Probenmasse liegen nicht vor. Auf eine Analyse der Korngrößenverteilung wurde verzichtet, da die Daten für eine erste Grobabschätzung herangezogen werden sollten.

Tab. 94: Untersuchte Staubproben aus der Mechanischen Abfallaufbereitungsanlage; Angaben im Probenahmeprotokoll [217]

Probe	Entnahmeort	Art der Probe	verarbeitetes Material/Ort
	1	2	3
1	Staubfangbehälter	Stichprobe aus Behälter	Leichtfraktion
2	Förderbandaustrag links	Mischprobe aus mehreren Einzelstichproben	Schwerfraktion
3	Förderbandaustrag rechts	Mischprobe aus mehreren Einzelstichproben	Schwerfraktion
4	Förderbandaustrag links und rechts	Mischprobe aus mehreren Einzelstichproben	Haufwerk

Die Ergebnisse der Untersuchung sind in **Fehler! Ungültiger Eigenverweis auf Textmarke.** wiedergegeben. Es fällt auf, dass Probe 1 deutlich trockener ist als die übrigen drei Proben Dies dürfte am verarbeiteten Material – Leichtfraktion – liegen; dieses ist trockener als die an den anderen Probenahmestellen verarbeitete feuchte Schwerfraktion und hat auch eine weitere mechanische Bearbeitung – eine zweite Siebtrommel – erfahren. Probe 1 weist mit Ausnahme von Aluminium und Kupfer die höchsten Metallkonzentrationen auf. Um die maximalen Austräge über den Outputpfad Staub abzuschätzen, wird für die Berechnung die jeweils höchste gemessene Staubkonzentration für die Abschätzung herangezogen.

Tab. 95: Ergebnisse der Staubuntersuchungen [217]

Parameter		Einheit	Probe	Probe	Probe	Probe	Mittelwert	Std.Abw.	
			1	2	3	4		5	6
		1	2	3	4	5	6	7	8
Trockens.	1	%	83	52	56	57	62	±12	20 %
Eisen	2	g/kg TS	8,94	4,4	4,94	5,64	5,98	±1,7	30 %
Aluminium	3	g/kg TS	6,99	6,81	6,44	8,17	7,1	±0,6	9 %
Blei	4	mg/kg TS	146	84	63	135	107	±35	32 %
Cadmium	5	mg/kg TS	2,72	0,24	0,30	0,42	0,92	±1,0	113%
Kupfer	6	mg/kg TS	83	28	124	62	74	±35	47 %
Quecksilber	7	mg/kg TS	0,54	0,20	0,09	0,22	0,26	±0,2	65 %
Zink	8	mg/kg TS	465	91	95	147	200	±155	78 %

Tab. 96 zeigt die mit der Freisetzung von 1 kg Staub (TS) pro t Input verbundene Emission von Metallen, abgeschätzt anhand der Maximalwerte aus Tab. 95, für die angenommene maximale Freisetzung von 1 kg Staub (TS) pro t Inputmaterial.

Tab. 96: Abschätzung der über den Staub (1 kg TS/t Input) emittierten maximalen Schwermetallmassen

Metall		Maximaler Schwermetallgehalt im Staub (Tab. 95) mg/kg Staub	Aus Freisetzung von 1 kg Staub TS/t Input resultierende maximale Freisetzung in mg/t Input	Konzentration im Input Systemmüll nach Tab. 74 mg/t	Maximaler Transfer in das Outputgut Staub
		1	2	3	4
Eisen	1	8.940	8.940	28.000.000	0,03 %
Aluminium	2	8.170	8.170	9.700.000	0,08 %
Blei	3	146	146	310.000	0,05 %
Cadmium	4	2,72	2,72	6.700	0,04 %
Kupfer	5	124	124	280.000	0,04 %
Quecksilber	6	0,54	0,54	890	0,06 %
Zink	7	465	465	500.000	0,09 %

Aus Tab. 96 wird ersichtlich, dass die Freisetzung von Schwermetallen über den Luft- oder Staubpfad für alle Metalle unter 0,1 % des Inputs liegt und damit für die Bilanz zu vernachlässigen ist. Dies gilt auch für Quecksilber. Selbst unter der Annahme, dass das gasförmig emittierte Quecksilber ein Zehnfaches des partikelgebundenen beträgt, resultiert daraus eine Transfer von weniger als 1 % des im Input enthaltenen Quecksilbers in die Luft.

Dies deckt sich mit Ergebnissen von Flamme [18]. Bei ihrer Untersuchung der Aufbereitung von Spuckstoffen und gemischten Verpackungen kommt sie ebenfalls zu dem Schluß, dass das Outputgut Staub (Abluft) für die Betrachtung der Outputpfade einer Abfall- oder in diesem Fall Ersatzbrennstoffaufbereitungsanlage mengenmäßig nicht relevant ist.

Die Aussage zur Vernachlässigbarkeit des Staubpfades bezieht sich ausdrücklich nicht auf die Exposition der Beschäftigten gegen Staub oder daran sorbierte Schwermetalle oder biologische Arbeitsstoffe. Eine Beurteilung der Abfallbehandlungsanlage unter Arbeitsschutzgesichtspunkten ist nicht Aufgabe und Gegenstand dieser Stoffflussanalyse.

9.2.3 Abschätzung des Stoffflusses und der Transferfaktoren

Ausgehend von den in den vorherigen Kapiteln beschriebenen Messdaten, Kennwerten und Literaturdaten wurde für die Mechanische Abfallaufbereitungsanlage die in Tab. 97 wiedergegebene Abschätzung des Stoffflusses vorgenommen.

Da für den Input nicht für alle Parameter Daten vorlagen, verbleiben offene Felder. Die Werte der Leichtfraktion wurden mit der Schließung der Bilanzlücke zum berechneten Input ermittelt.

Die einzelnen Daten in Tab. 97 sind keine absoluten Werte, sondern sie können – ebenso wie beim Input – in der Realität erheblich streuen. Sie geben lediglich den erwarteten Wertekorridor an, in welchem sich bei einer detaillierten Überprüfung anhand einer statistisch abgesicherten Anzahl von Messungen die Ergebnisse vermutlich bewegen werden.

Anhand der verfügbaren Daten konnte die Bilanz rechnerisch für insgesamt acht Elemente geschlossen werden. Für diese konnten daher Transferfaktoren bestimmt werden, die in Tab. 98 wiedergegeben sind. Die Transferfaktoren für die Leichtfraktion (LF) sind dabei mit Ausnahme von Chlor aus der Bilanzierungslücke der Summe der übrigen Outputpfade zum Input errechnet und nicht anhand von Messungen der Leichtfraktion ermittelt.

Tab. 97: Stofffluss der Abfallaufbereitungsanlage – Abschätzung der Bilanz; Leichtfraktion aus Bilanzlücke zum Input errechnet

Parameter	INPUT			OUTPUT								SUMME Output
		System- müll 2001	+/-	Leichtfraktion > 50 mm	Grobfraktion	Schwerfraktion 2002 < 50 mm	Eisenmetall- schrottfraction	Störstoffe Eisenschrott: Folien	Nichteisen- metallschrott- fraktion	Staub		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
Massen- verteilung	1	1.000		428	40	498	26	4	3	1	1.000	
Wassergehalt	2	30,0		29,8		45						
Chlor	3	0,49	0,08	0,22	4,58	0,39		0,85		?	0,48	
Eisen	4	2,8	0,20	0,10	0	0,39	99	0		0,6	2,81	
Aluminium	5	1,0	0,12	0,60	0	0,82	0,5	0	96,6	0,7	0,97	

① Werte sind unvollständig, da wegen Datenmangel nicht alle Outputpfade berücksichtigt

Tab. 97: Stofffluss der Abfallaufbereitungsanlage – Abschätzung der Bilanz; Leichtfraktion aus Bilanzlücke zum Input errechnet – Fortsetzung

Parameter	INPUT				OUTPUT							SUMME Output
	Systemmüll 2001	+/-	Leichtfraktion > 50 mm	Grobfraction	Schwerfraktion 2002 < 50 mm	Eisenmetallschrottfraction	Störstoffe Eisenschrott: Folien	Nichteisenschrottfraction	Staub			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
Antimon	6 mg/kg FS	n.b.	n.b.	n.b.	5,1	1,98	29	4,51	3,6	n.b.	[2]⊕	
Arsen	7 mg/kg FS	n.b.	n.b.	n.b.	0,7	1,13	11	0,81	6,6	n.b.	[0,9]⊕	
Blei	8 mg/kg FS	310	50	200	64,7	423	270	43,3	23	107	306	
Cadmium	9 mg/kg FS	6,70	0,90	5,0	8,3	0,30	151	2,58	0,1	0,92	6,56	
Chrom gesamt	10 mg/kg FS	n.b.	n.b.	n.b.	22,8	13	313	27,1	125	n.b.	[16,2]⊕	
Kobalt	11 mg/kg FS	n.b.	n.b.	n.b.	2,4	4,3	23	1,66	1,5	n.b.	[2,8]⊕	
Kupfer	12 mg/kg FS	280	30	450	113,3	70	1.483	134	1.344	74	275	
Mangan	13 mg/kg FS	n.b.	n.b.	n.b.	8,5	134	2.330	10,3	1.353	n.b.	[132]⊕	
Nickel	14 mg/kg FS	n.b.	n.b.	n.b.	3,5	8	453	4	41	n.b.	[16]⊕	
Quecksilber	15 mg/kg FS	0,89	0,11	1,3	0,4	0,16	8,6	0,48	0,2	0,26	0,88	
Thallium	16 mg/kg FS	n.b.	n.b.	n.b.	0,2	0,00	0,2	0,29	0	n.b.	[0,02]⊕	
Vanadium	17 mg/kg FS	n.b.	n.b.	n.b.	3,1	6	5,3	3,79	5,4	n.b.	[3,4]⊕	
Zink	18 mg/kg FS	500	70	550	295,2	118	3.600	352	30.446	200	493	
Zinn	19 mg/kg FS	n.b.	n.b.	n.b.	32,3	52	489	4,06	6,8	n.b.	[40]⊕	

⊕ Werte sind unvollständig, da wegen Datenmangel nicht alle Outputfäde berücksichtigt

Tab. 98: Geschätzte Transferfaktoren an der Abfallaufbereitungsanlage

Fraktion → Transferfaktoren ↓		Leichtfraktion	Grobfraktion	Schwerfraktion	Eisenschrott		NE-Schrott	Staub	Summe
					Metallschrott	Störstoffe			
		1	2	3	4	5	6	7	8
Chlor	1	20%	37%	40%	0%	1%	0%	0% ^①	97%
Eisen	2	2%	0%	7%	92%	0%	0%	0,02%	100%
Aluminium	3	26%	0%	42%	1%	0%	30%	0,07%	100%
Blei	4	28%	1%	68%	2%	0,1%	0,0%	0,03%	99%
Cadmium	5	32%	5%	2%	59%	0,2%	0,0%	0,01%	98%
Kupfer	6	69%	2%	12%	14%	0,2%	1,4%	0,03%	98%
Quecksilber	7	63%	2%	9%	25%	0,2%	0,1%	0,03%	99%
Zink	8	47%	2%	12%	19%	0,3%	18,3%	0,04%	99%

① Wert fehlt, dürfte aber wegen des geringen Massenanteils des Staubes keine merkliche Veränderung bewirken.

Die Transferfaktoren zeigen die Verteilung der Stoffe auf die einzelnen Outputpfade. Für die Interpretation sind sie jedoch in Kombination mit den Massenströmen (Tab. 99) anzuwenden.

Tab. 99: Geschätzte Massenströme der Elemente an der Mechanischen Abfallaufbereitungsanlage, bezogen auf 1 t Input (FS)

Fraktion		Input	Leichtfraktion	Grobfraktion	Schwerfraktion	Eisenschrott		NE-Schrott	Staub
						Metallschrott	Störstoffe		
		1	2	3	4	5	6	7	8
Kilogramm pro t Input (FS)									
Chlor	1	4,90	0,96	1,83	1,94	0,00	0,03	0,00	0,00 ^①
Eisen	2	28,0	0,43	0,00	1,94	25,74	0,00	0,00	0,01
Aluminium	3	9,7	2,57	0,00	4,09	0,13	0,00	2,90	0,01
Gramm pro t Input (FS)									
Blei	4	310	85,6	2,6	210,5	7,0	0,2	0,1	0,1
Cadmium	5	6,70	2,1	0,3	0,2	3,9	0,0	0,0	0,0
Kupfer	6	280	192,6	4,5	34,7	38,5	0,5	4,0	0,1
Quecksilber	7	0,89	0,6	0,0	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0
Zink	8	500	235,4	11,8	58,9	93,6	1,4	91,3	0,2

① Wert fehlt, dürfte aber wegen des geringen Massenanteils des Staubes keine merkliche Veränderung bewirken.

Die Transferfaktoren und die Massenströme der bilanzierten Stoffe zeigen folgendes elementspezifisches Verhalten in der Abfallaufbereitungsanlage:

- Chlor

40 % des eingetragenen Chlors werden mit der Schwerfraktion ausgetragen, die knapp 50 % des Outputs ausmacht. Dem gegenüber werden rund 37 % des Chlors mit der abgetrennten Grobfraktion ausgeschleust, die aber nur 4 % des Outputs darstellt. D.h. in dieser Fraktion findet eine deutliche Schadstoffanreicherung statt, die vornehmlich auf die hohen PVC-Anteile zurückzuführen ist. Für die Schwerfraktion und die übrigen Outputpfade findet dagegen eine Schadstoffabreicherung statt.

- Eisen

Erwartungsgemäß werden über 90 % des Eisens mit der Magnetscheidung aus dem Inputmaterial abgetrennt. Die 7 %, die mit der Schwerfraktion ausgetragen werden, finden sich in einem Outputstrom wieder, der knapp 50 % des gesamten Outputs ausmacht.

- Aluminium

Mit der Nichteisenmetallabtrennung werden rein rechnerisch nur 30 % des im Input enthaltenen Aluminiums erfasst; dies, obwohl die abgetrennte Nichteisenmetallschrottfraction mit 100 % Aluminium angesetzt wurde. Ein Großteil des Aluminiums gelangt in die Outputpfade Schwer- und Leichtfraktion. In letzterer wird Aluminium überwiegend in Form von Folien und Verbunden vorliegen. Der Eintrag in die Schwerfraktion ist mengenmäßig aber am bedeutendsten. In welcher Form Aluminium hier vorliegt – ob als zerkleinerte Folien oder zerkleinerte Tuben, Dosen, Drähte, Bänder oder Gebrauchsgegenstände –, wurde bislang nicht untersucht.

- Cadmium

Cadmium wird in erheblichem Umfang mit der Eisenfraktion ausgeschleust. Diese Daten sind sehr unsicher, da sie auf einem relativ hohen Anteil an Ni/Cd-Akkus (5 % der Batterien) in der Sortieranalyse der Eisenschrottfraction basieren. Die Hochrechnung für die restliche Cadmiumfracht der Eisenschrottfraction fußt ebenfalls auf unsicheren Werten: Analysen des Cadmiumgehaltes von Metallen im Restabfall von Rotter [192] ergaben Werte von 3 ± 3 mg Cd/kg TS.

- Quecksilber

Der Austrag von Quecksilber mit der Metallfraktion ist deutlich geringer als der von Cadmium. Die klassischen Quecksilberträger Batterien und Knopfzellen sind aufgrund chemiepolitischer Maßnahmen rückläufig. Quecksilber verbleibt überwiegend in den massenmäßig dominierenden Materialströmen, hier insbesondere Leichtfraktion. Vergleichbares gilt auch für die Elemente Kupfer und Zink. Nach Tab. 98 gelangen diese drei Metalle zu knapp 50 bis 70 % in die Leichtfraktion.

- Blei

Blei zeigt ein von den anderen Metallen abweichendes Bild: Der Austrag von Blei mit der Metallfraktion ist praktisch zu vernachlässigen. Blei verbleibt überwiegend in den massenmäßig dominierenden Materialströmen, hier insbesondere in der Schwerfraktion. Dies deckt sich mit Untersuchungen z.B. von Bidlingmaier und Alt [218], die durch die Absiebung der Fraktion kleiner 40 mm für den Input eines Müllheizkraftwerkes (58 % Hausmüll, 25 % Gewerbeabfall, 17 % Klärschlamm) eine Reduktion des Bleieintrags von knapp 70 % errechneten.

Bezogen auf den Input ergeben sich die in Tab. 100 wiedergegebenen An- (positiver Wert) oder Abreicherungs-faktoren (negativer Wert).

Tab. 100: Massenbezogene An-/Abreicherungs-faktoren in % an der Mechanischen Abfallaufbereitungsanlage

An-/Abreicherungs-faktoren		Leicht-fraktion	Grob-fraktion	Schwer-fraktion	Eisenschrott		NE-Schrott	Staub
					Metall-schrott	Störstoffe		
		1	2	3	4	5	6	7
Chlor	1	-54 %	836 %	-20 %	-100 %	73 %	-100 %	-100 %
Eisen	2	-96 %	-100 %	-86 %	3.436 %	-100 %	-100 %	-79 %
Aluminium	3	-38 %	-100 %	-15 %	-48 %	-100 %	9.859 %	-27 %
Blei	4	-35 %	-79 %	36 %	-13 %	-86 %	-93 %	-65 %
Cadmium	5	-25 %	24 %	-95 %	2.153 %	-61 %	-99 %	-86 %
Kupfer	6	61 %	-60 %	-75 %	430 %	-52 %	380 %	-73 %
Quecksilber	7	46 %	-50 %	-82 %	866 %	-46 %	-83 %	-71 %
Zink	8	10 %	-41 %	-76 %	620 %	-30 %	5.989 %	-60 %

Ab-/Abreicherungs-faktoren hängen vom Input und von der Aufbereitungstechnik ab. Daher sind Vergleiche z.B. mit den Faktoren von Flamme [18] – siehe Tab. 108 – nicht zulässig, da dort sowohl ein anderer Input vorlag (aufbereitete heizwertreiche Fraktion aus Siedlungsabfall) als auch eine andere Art der Aufbereitung (z.B. Abtrennung Chlorhaltiger Kunststoffe).

9.2.4 Fehlerbetrachtung

Die in Kapitel 9.2.3 abgeleiteten Stoffflüsse, Transferfaktoren und An-/Abreicherungs-faktoren sind grobe Abschätzungen und basieren nur in wenigen Fällen auf exakten Messungen. So sind bislang keine Untersuchungen durchgeführt worden, die zeitgleich alle Outputströme repräsentativ erfassen und untersuchen. Daher sind, selbst wenn die einzelnen Outputströme für sich jeweils repräsentativ beprobt worden sind, die Kapitel 9.2.3 abgeleiteten Zahlen nur eine grobe Abschätzung und mit einer großen Fehlerspanne behaftet. So sind Fehler

während der Beprobung nicht auszuschließen. Diese können an dieser Stelle aber nicht weiter überprüft werden, da die Probenahme nicht einheitlich, sondern durch unterschiedliche Institute zu unterschiedlichen Zeiten erfolgte. Flamme [18] gibt die Variationsbreite der Analysenunsicherheit wie in Tab. 101 an.

Tab. 101: Variationsbreite der Analysenunsicherheit und vereinfachtes Analysenschema für die Elementanalytik [18]

Analysenteilschritt	Beschreibung	Analysenunsicherheit [% des Stoffwertes]
Probenahme	Gezogene Probe soll den Durchschnitt der am Probenahmeort vorliegenden Grundgesamtheit repräsentieren.	bis zu 1.000 % aus ruhendem Haufwerk [u.a. Rasemann [219]]
Probenaufbereitung	Herstellung der Analysenprobe durch Zerkleinerung, Homogenisierung, Teilung und Aufschluss	100 bis 300 % [Sansoni [220]]
Apparative Analyse	Festlegung einer Methode, Messung in der Nähe der Bestimmungsgrenze	2 bis 20 % [Rasemann [219]]
Datenauswertung	Datenauswertung z.B. durch Bildung des arithmetischen Mittelwertes bei wenigen Analysen und großer Streuung, Nichtbeachtung der Verteilung	bis zu 50 % [Sansoni [220]]

Flammes Fazit [18] lautet, dass ein speziell für heterogene und grobstückige Stoffsysteme entwickeltes methodisches und auch rechtsfähiges Vorgehen zur Stoffbewertung durch Probenahme, Probenaufbereitung, Analyse und Datenauswertung derzeit nicht zur Verfügung steht. Dem ist beizupflichten, auch wenn durch die großtechnischen Verbrennungsversuche an Müllverbrennungsanlagen [52] ein Verfahren zur Verfügung steht, das den Ansprüchen – für heterogene und grobstückige Stoffsysteme geeignetes Vorgehen zur Stoffbewertung durch Probenahme, Probenaufbereitung, Analyse und Datenauswertung – recht nahe kommt.

Skutan et al. [221] sehen ebenfalls die Probenahme als größte Fehlerquelle der Stoffflussanalyse mechanisch-biologischer Verfahren. Wenn ein großer Teil der Stofffracht in hoch konzentrierten Stücken oder Partikeln vorliegt, verursachen zu kleine Probenmassen und Probenzahlen oder zu grobe Körnungen (der Träger der gesuchten Stoffe), dass einzelne Proben völlig vom durchschnittlichen Gehalt abweichen, die Wahrscheinlichkeit, Proben mit zu niedrigen Gehalten zu ziehen, höher ist, als Proben mit überdurchschnittlichen Gehalten zu ziehen, oder dass die Messwerte nicht normal-, sondern unsymmetrisch linkssteil – viele kleine, wenige große Werte – verteilt sind.

Bei praxisüblichen Probenzahlen würden die durchschnittlichen Gehalte daher eher unter- als überschätzt, hohe Werte werden vielleicht fälschlich als Ausreißer eliminiert. Beim Ausscheiden von Ausreißern sei außerdem zu bedenken, dass praxisübliche Probenahme- und Aufbereitungstechniken zwangsläufig solche Werte erzeugen. Wenn eine Verteilung signifikant von einer symmetrischen Verteilung abweiche, sei der arithmetische Mittelwert dem Median als Beschreibung des Durchschnitts vorzuziehen, da mit dem Median bei Linkssteilheit der Durchschnitt systematisch unterschätzt würde.

Als Lösung für dieses Problem schlagen Skutan et al. [221] vor:

- Die Massen der Proben und Zerkleinerungsgrade in jedem Schritt sind so zu wählen, dass hochkonzentrierte Stoffträgerpartikel beherrschbare Fehler verursachen, d.h. durch vertretbaren Aufwand (Wiederholung und Mittelwertbildung) trotzdem richtige Werte entstehen.
- Stofflich identifizierbare, hochkonzentrierte Teile oder Partikel, die sich schlecht zerkleinern lassen, müssen bei jedem Schritt aussortiert und gewogen werden, um so den Beitrag zur durchschnittlichen Konzentration zu bestimmen.

Weiterhin ist bei der Versuchsplanung darauf zu achten, dass die Aggregate im Dauerbetrieb möglicherweise anders arbeiten als während eines Testlaufes. Dies hängt u.a. mit der Abnutzung der Aggregateteile zusammen. So zeigte die Untersuchung der TBU [189] an der Schwerfraktion, dass sich das Verhältnis von Siebüberlauf zu Siebunterlauf mit der Wahl des Zerkleinerers von 52 : 48 bei Probe 1 zu 34 : 66 bei Probe 2 änderte – d.h. die Zerkleinerung der Probe 2 war deutlich besser als die der Probe 1. TBU führt dies auf die weitgehend abgenutzten Zerkleinerungswerkzeuge zurück.

Daher sei zusammenfassend noch einmal darauf hingewiesen, dass es sich bei der vorgenommenen Betrachtung des Stoffflusses an der Mechanischen Abfallaufbereitungsanlage lediglich um eine erste grobe Abschätzung handelt.

9.2.5 Plausibilitätsbetrachtung

Auch wenn davon auszugehen ist, dass die Transferfaktoren und Schadstoffan-/abreicherungsfaktoren für jede Anlage je nach Input variieren, so kann doch eine Prüfung der erhaltenen Ergebnisse auf Plausibilität anhand des Vergleichs mit den Ergebnissen anderer Verfahren weiterhelfen.

Die Modellierung des Stoffflusses an der Abfallaufbereitungsanlage wurde in grober Abschätzung anhand verschiedener Datensätze vorgenommen. Es fand keine umfassende zeitgleiche Beprobung des Inputs und der verschiedenen Outputströme statt. Die wesentlichen Massenströme

- Input
- Output Schwerfraktion

sind von der Datenseite vergleichsweise gut (Input) oder befriedigend (Schwerfraktion) abgesichert. Gleiches gilt auch für den von der Masse her nicht ins Gewicht fallenden Outputpfad Abluft/Staub.

Unsicherheiten bzgl. der Daten verbleiben, nach Massenintensität gereiht, bei den Fraktionen Leichtfraktion, Eisenmetallschrotte, Grobfraktion und Nichteisenmetallschrotte.

Die Grobfraktion, die nach Aussagen des Betreibers optisch überwiegend aus großflächigen oder großstückigen Kunststoffteilen, insbesondere Kunststofffolien besteht, weist einen erheblichen Gehalt an PVC-Produkten auf. Diese verfügen in der Regel über hohe Gehalte an Chlor und Cadmium. Die Abtrennung der Grobfraktion und ihre Verbringung in die Müllverbrennungsanlage ist daher verbunden mit einer Ausschleusung von Chlor und Cadmium. Die Modellierung der Grobfraktion für die Stoffflussanalyse wurde auf der Basis der Bestimmung des PVC-Anteils in der Grobfraktion vorgenommen. Die Ergebnisse sind mit denen von Flamme [18, 226] konsistent, nach denen durch die Abtrennung von PVC – hier: aus der nachzerkleinerten heizwertreichen Fraktion – mittels NIR-Spektrometer eine Abreicherung des Parameters Cadmium erreicht werden kann. Nach Rotter et al. [225] ist eine wirkungsvolle Grobgutseparierung wichtiger Bestandteil eines Gesamtverfahrens zur Gewinnung qualitätsgesicherter Brennstoffe. Allerdings hat Rotter bei ihren Aufbereitungsversuchen lediglich 3 bis 20 % Chloraustrag des Inputs mit der Grobgutabscheidung festgestellt. Für Cadmium erreichte der Austrag aber durchaus bis zu 50 % des Inputs, wobei sich das Grobgut aber anders zusammengesetzt haben wird als die überwiegend nur aus Folien bestehende Grobgutfraktion an der Abfallaufbereitungsanlage.

Der Beitrag der Abtrennung von Eisen- und Nichteisenmetallschrotten zur Schadstoffentfrachtung wird je nach Untersuchung kontrovers beurteilt, von zu vernachlässigen bis erheblich. Die Frage kann an dieser Stelle nur indirekt geklärt werden, indem untersucht wird, ob die rechnerisch ermittelte Belastung der Leichtfraktion mit Chlor und Metallen plausibel ist.

Bild 6 zeigt, dass die errechneten Werte für die Leichtfraktion im für Brennstoffe aus deutschem [192] und österreichischen Restabfall [222] berichteten Wertebereich liegen. Sie sind daher nicht inplausibel.

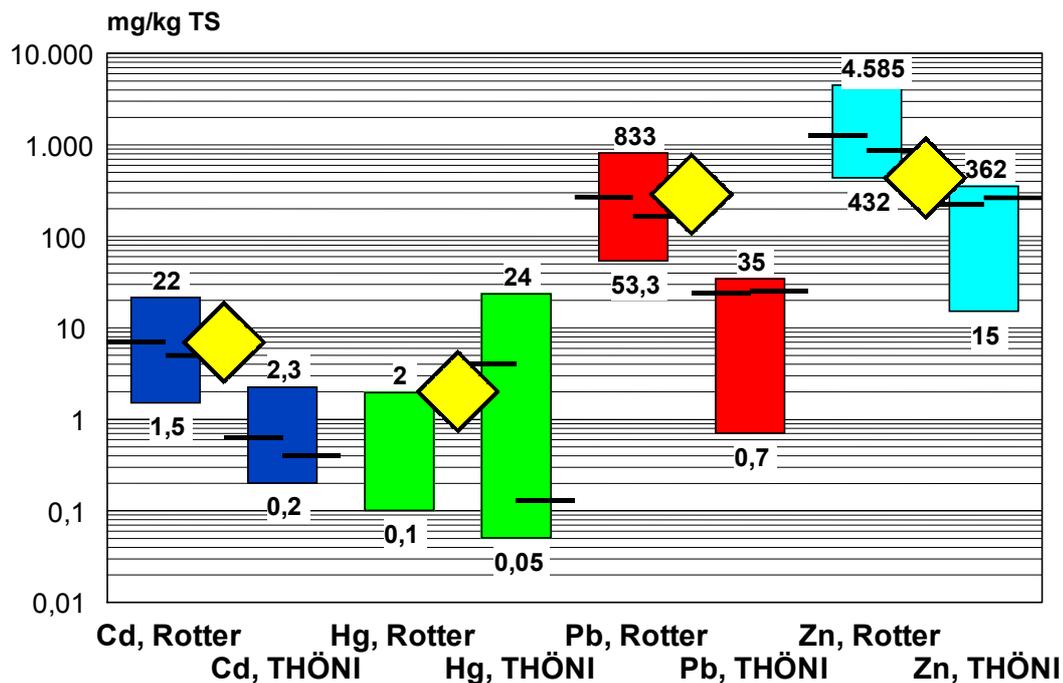


Bild 6: Vergleich der errechneten Schwermetallkonzentrationen (mg/kgTS) der Leichtfraktion (Symbol Raute) mit Daten anderer Autoren
Hier: zwölf Brennstoffen aus Restabfall nach Rotter [192] und sieben Analysen einer hochkalorischen Fraktion nach Absiebung von Restabfall über 50 mm und biologischer Trocknung über sieben Tage, THÖNI [222]

9.2.6 Sensitivitätsbetrachtung

Aufgabe der Sensitivitätsbetrachtung ist die Klärung der Frage, wie sich die entscheidenden Aussagen einer Bilanz ändern, wenn an den Stellschrauben der Bilanz gedreht wird. Die Stellschrauben sind in diesem Fall

- die Streubreite der Ergebnisse des Inputmaterials (Standardabweichung der Systemmüllzusammensetzung)
- die Variation der Annahmen bei mengenmäßig relevanten Outputströmen
- Variation der Annahmen für Metallfraktion (geringe Masse, aber hohe Konzentration an Metallen).

9.2.6.1 Streubreite der Ergebnisse des Inputmaterials

Für den Input Systemmüll 2001 sind mittels Stoffflussanalyse an einer MVA mittlere Schadstoffbelastungen errechnet worden, für die auch eine Streubreite (Standardabweichung) angegeben ist. Diese bewegt sich laut Tab. 74 je nach Element im Bereich 7 % (Eisen) bis maximal 16 % (Blei).

Unter Verwendung der Obergrenzen der Belastung des Systemmülls mit Schwermetallen für die Berechnung des Stoffflusses wird beim Schließen der Bilanz dieser zusätzliche Metalleintrag allein der heizwertreichen Leichtfraktion zugeschlagen. Die Ergebnisse zeigt Tab. 102.

Tab. 102: Sensitivitätsbetrachtung: Veränderung der Belastung der Leichtfraktion mit Schwermetallen bei Annahme einer höheren Belastung des Systemmülls

Parameter	Einheit		Belastung der Leichtfraktion bei Verwendung der		Konzentrationszunahme gegenüber Mittelwerten in %
			Mittelwerte der Belastung des Systemmülls	Maximalwerte der Belastung des Systemmülls	
			1	2	3
Blei	mg/kg FS	1	200	330	+ 65 %
Cadmium	mg/kg FS	2	5,0	7,5	+ 50 %
Kupfer	mg/kg FS	3	450	530	+ 18 %
Quecksilber	mg/kg FS	4	1,3	1,6	+ 23 %
Zink	mg/kg FS	5	550	730	+ 33 %

Auch die unter Verwendung der maximalen Schwermetallkonzentrationen im Systemmüll errechnete Belastung der heizwertreichen Leichtfraktion liegt im Bereich, der in der Literatur für Ersatzbrennstoffe aus Hausmüll oder Restabfall berichtet wird.

9.2.6.2 Variation der Annahmen für die Metallfraktionen

Als wesentliche Schadstoffsenke außer für Blei gilt in der vorgenommenen Modellierung der Abfallaufbereitungsanlage die Eisenschrottfraction.

Beispielsweise wird **Cadmium** in erheblichem Umfang mit der Eisenschrottfraction ausgeschleust. Diese Daten sind sehr unsicher. So ergab die Sortieranalyse der Eisenschrottfraction einen hohen Gehalt an Ni/Cd-Akkus (5 % der Batterien), die mit ihrem hohen Gehalt an Cadmium beinahe die Hälfte der Cadmium-Fracht des Eisenschrottfraction ausmachen. Die Hochrechnung für die restliche Cadmiumfracht basiert auf Messungen des Cadmiumgehaltes von Metallen im Restabfall von Rotter [192], die bei 3 ± 3 mg/kg TS liegen.

Im Folgenden wird abgeschätzt, wie sich die Ergebnisse verändern, wenn diese Senkenfunktion der Eisenschrottfraction für Schwermetalle deutlich niedriger ausfällt. Es wird modelliert, dass die für die Eisenschrottfraction angenommenen

Schwermetallgehalte nur 1 % derselben ausmachen. Die Auswirkungen dieser Annahme für die Leichtfraktion zeigt Tab. 103.

Tab. 103: Sensitivitätsbetrachtung: Veränderung der Belastung der Leichtfraktion mit Schwermetallen bei Annahme eines niedrigeren Austrags mit der Eisenschrottfraction

Parameter	Einheit		Belastung der Leichtfraktion bei Annahme einer Schwermetallbelastung der Eisenschrottfraction		Konzentrationszunahme gegenüber Mittelwerten in %
			Werte nach Tab. 92	1 % der Werte nach Tab. 92	
			1	2	3
Blei	mg/kg FS	1	200	225	+ 13 %
Cadmium	mg/kg FS	2	5,0	14,4	+ 188 %
Kupfer	mg/kg FS	3	450	550	+ 22 %
Quecksilber	mg/kg FS	4	1,3	1,8	+ 41 %
Zink	mg/kg FS	5	550	780	+ 42 %

Es zeigt sich, dass die Auswirkungen bei den Schwermetallen besonders hoch sind, bei denen die Eisenschrottfraction zuvor als Senke diente, hier insbesondere beim Cadmium. Für Blei hingegen sind die Auswirkungen auf die Leichtfraktion eher gering, da diese auch schon vorher eine der beiden Senken (die zweitgrößte nach der Schwerfraktion) für Blei darstellte.

Auch unter Annahme einer deutlich reduzierten Ausschleusung von Schwermetallen mit der Eisenschrottfraction – 1 % der für die Stoffflussanalyse verwendeten Werte – liegen die Konzentrationen für die Leichtfraktion noch immer im Bereich anderer in der Literatur wiedergegebenen Belastungswerte von hochkalorischen Fraktionen/Brennstoffen aus Restabfall. Für den Vergleich der Daten in den Tab. 102 und Tab. 103 mit denen in Bild 6 ist noch auf Trockensubstanz (70 % TS) umzurechnen, d.h. die Werte in diesen Tabellen sind mit 1,4 zu multiplizieren.

Auf der anderen Seite führt die Berücksichtigung von Elektronikschrott in der Metallschrottfraction dazu, dass der Schwermetallaustrag über diesen Outputpfad deutlich höher ausfällt. Dadurch wird die durch die Leichtfraktion zu schließende Bilanzlücke noch geringer. Das hat zur Folge, dass die Leichtfraktion deutlich niedrigere Konzentrationen an insbesondere Cadmium, Blei, Kupfer und Zink – vgl. Bild 5 – aufweisen wird als hier modelliert.

9.3 Ergebnisse und Schlußfolgerungen der Stoffflussanalyse an einer mechanischen Abfallaufbereitungsanlage

Aufgrund der verfügbaren Datenbasis konnte eine Input-/Output-Bilanz der Abfallaufbereitungsanlage nur für acht Elemente – Chlor, Eisen, Aluminium, Cadmium, Quecksilber, Blei, Kupfer, Zink – erstellt werden. Für die übrigen Stoffe standen keine Inputdaten zur Verfügung. Diese konnten auch nicht durch Summenbildung der Outputpfade ermittelt werden, da für einen mengenmäßig relevanten Outputpfad – die Leichtfraktion – derzeit ebenfalls keine Daten verfügbar sind.

Die für die Abfallaufbereitungsanlage abgeschätzten Transferfaktoren zeigen, dass sich die mit dem Systemmüll eingetragenen Elemente unterschiedlich auf die Outputpfade verteilen.

- Chlor aus dem Systemmüll gelangt überwiegend in die Schwerfraktion und über PVC in die Grobfraktion.
- Eisen wird größtenteils im Metallschrott aus der Abfallbehandlungsanlage ausgetragen.
- Die Nichteisenmetallschrottabtrennung erfasst weniger als 30 % des im Systemmüll enthaltenen Aluminiums. Mehr als 40 % und damit der größte Teil des Aluminiums gelangt in die Schwerfraktion.
- Rund 60 % des Cadmiums werden mit dem Eisenmetallschrott ausgetragen, ein weiteres knappes Drittel ist in der Leichtfraktion zu finden.
- In die Leichtfraktion gelangen 50 bis 70 % des im Systemmülls enthaltenen Quecksilbers, Kupfers und Zinks.
- Blei dagegen gelangt zu knapp 70 % in die Schwerfraktion.

Die Stoffflussanalyse hat gezeigt, dass einfache mechanische Techniken zur Abfallaufbereitung wie Zerkleinern, Sieben, Magnetscheidung und Wirbelstromabscheidung nicht im Stande sind, die im Hausmüll oder Restabfall enthaltenen relevanten Schadstoffe selektiv abzutrennen und in einem Stoffstrom zu konzentrieren. Diese einfachen Techniken diskriminieren nach mechanisch-physikalischen und nicht nach chemischen Eigenschaften. Nur in Einzelfällen wie der Batterieausschleusung durch die Metallabscheidung findet eine Überschneidung dieser Eigenschaften statt, so dass damit ein gezielter Schadstoffaustrag vorgenommen werden kann. Aber auch dieser ist, wie das Beispiel Cadmium zeigt, nicht vollständig.

Zwar kann die Eisenmetallschrottabtrennung über die Abscheidung von Batterien relevante Cadmiummengen ausschleusen, doch verbleiben immer noch beachtliche Mengen dieses Schwermetalls in den anderen Outputmaterialien.

Die Ergebnisse der Stoffflussanalyse an der mechanischen Aufbereitungsanlage bestätigen die Aussage des Umweltbundesamtes zur ökologischen Vertretbarkeit

der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung [223, S. 45], die sich auf Schwermetalle übertragen lässt:

„Hinsichtlich der aktiven Gefährdungsminderung sind die Verfahrenswege

- „MBA mit anschließender Abfallablagerung“ und
- „MVA mit anschließender Abfallablagerung“

grundsätzlich nicht gleichwertig, weil persistente organische Stoffe (z.B. POP) in biologischen Behandlungsanlagen prinzipiell nicht abgebaut werden können.“

Das Fehlen einer biologischen Behandlungsstufe in der untersuchten Anlage ist dabei nicht erheblich, da die betrachteten Stoffe, die Schwermetalle, einem biologischen Abbau nicht zugänglich sind.

Als Bestandteil einer nachhaltigen Abfallwirtschaft fordert der Sachverständigenrat für Umwelt, „dass andererseits das umweltschädigende Potenzial des nicht sinnvoll nutzbaren Abfalls einer vom Naturkreislauf möglichst abgeschotteten Senke zugeführt („beseitigt“) wird.“ [224].

Die SFA an der Abfallaufbereitungsanlage hat gezeigt, dass die Schwermetalle auf verschiedene Güter wie PVC (Chlor, Cadmium) und Outputströme wie heizwertreiche Leichtfraktion (Cadmium, Quecksilber, Kupfer und Zink) oder Schwerfraktion (Blei) verteilt werden. Mit mechanischen Teilschritten ist es nicht möglich, diese Stoffe in Senken zu überführen.

Daher stellt sich die Frage, ob es mit weitergehenden Aufbereitungstechniken möglich ist, einzelne Outputströme, die verwertet werden sollen, wie etwa die Leichtfraktion (Brennstofffraktion), durch eine Optimierung in der Aufbereitung weiter von Schadstoffen zu entfrachten.

10. Möglichkeiten der Reduzierung der Schadstoffgehalte in Ersatzbrennstoffen

10.1 Untersuchungen der TU Dresden zur Optimierung der Ersatzbrennstoffaufbereitung

An der TU Dresden wurden die Stoffflüsse verschiedener Verfahren der Abfallaufbereitung zur Ersatzbrennstoffherzeugung mittels SFA von Rotter [192] und Rotter et al. [225] untersucht. Ziel war die Ermittlung von Aufbereitungstechniken, mit denen aus Restabfall (überwiegend städtischer Herkunft) nach üblicher Aufbereitung – aber **ohne** die sonst übliche **Zerkleinerung** – durch rein mechanische Aufbereitung ein Ersatzbrennstoff erzeugt werden kann, bei dem für Chlor, Cadmium, Blei und Zink eine größtmögliche Abreicherung bei optimaler Ausbeute an Menge und Heizwert zu erzielen war. Untersucht wurden die folgenden Verfahren:

- A Grobgutauslese, Abtrennung des Feinanteils (kleiner 30 mm) durch Siebung, Magnetscheidung der Fraktion kleiner 30 mm (Brennstofffraktion)
- C wie A, hinter Magnetscheidung: Siebung bei 100 mm und anschließend 200 mm; Querstrom-Windsichtung der Fraktionen 30 bis 100 sowie 100 bis 200 mm, Abtrennung der Schwergutfraktion, Vereinigung der Leichtfraktionen mit Überkorn größer 200 mm zur Brennstofffraktion
- D wie A, hinter Magnetscheidung: automatische DSD-Sortierstrecke mit Folienabsaugung, kombiniert mit Infrarot-Kunststofferkennung
- E wie A, hinter Magnetscheidung: mehrstufige Siebung und Prallsichtung, mit Ausschleusung von Schwerfraktion, Vereinigung der Leichtfraktionen mit Überkorn größer 250 mm (Handauslese) zur Brennstofffraktion
- F wie A, hinter Magnetscheidung: Siebung bei 150 mm, Siebdurchgang zum ballistischen Separator mit Trennung in Feinfraktion (kleiner 40mm), Schwerfraktion und Leichtfraktion; Vereinigung letzterer mit Siebüberlauf größer 150 mm zur Brennstofffraktion
- G Grobgutauslese, Magnetscheidung der Gesamtfraktion, ohne Siebung bei 150 mm.

Jeder Versuch wurde mit einer Abfallmenge von etwa 5 bis 8 t aus einem Pressfahrzeug durchgeführt. Neben Chlor und den Schwermetallen Cadmium, Blei und Zink wurde auch Quecksilber untersucht, aber nicht bilanziert. Tab. 104 zeigt die Ergebnisse in aggregierter Form.

Tab. 104: Verteilung von Chlor und Schwermetallen auf mechanisch aufbereiteten, nicht zerkleinerten Restabfall – Ergebnisse der acht Aufbereitungsversuche von Restabfall

MW = Mittelwert; SD = Standardabweichung, absolut (eigene Berechnung anhand der Daten in [192, Anhang, Tabelle D-3])

		Ausbeute feucht		Chlor		Blei		Cadmium		Zink	
		MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Konz. Input (mg/kg FS)	1			6.000	1.000	174	18	7	1	1.339	130
Grobgut	2	3%	3%	9%	7%	15%	10%	24%	14%	9%	6%
Feinfraktion kleiner 30 mm	3	40%	11%	16%	7%	<u>34%</u>	10%	5%	2%	24%	9%
Eisenfraktion größer 30 mm	4	6%	1%	8%	3%	8%	4%	21%	11%	14%	3%
Brennstoff- fraktion ^①	5	34%	14%	<u>42%</u>	18%	<u>27%</u>	11%	<u>31%</u>	15%	<u>30%</u>	13%
Schwerfrak- tion/Rest	6	23%	6%	<u>34%</u>	6%	22%	6%	<u>27%</u>	8%	<u>29%</u>	4%

① einschließlich 30 bis 100 mm + Getränkeverpackungen + Nichteisenmetalle größer 100 bei Aufbereitung D

Für Chlor war die Entfrachtung aufgrund der breiteren Frachtverteilung in den einzelnen Restabfallfraktionen weniger effektiv als für die Schwermetalle. Zu beobachten war ein Austrag von Cadmium und Blei mit der Eisenmetallschrottfraction, insbesondere über Batterien, Elektronikschrott und sonstige Verbundgegenstände. Die Feinfraktion stellte eine Bleisenke dar, wegen des geringen Massenanteils erwies sich die Stoffkonzentrierungseffizienz aber gering.

Bei allen Verfahren, so Rotter [192], wird die begrenzte Möglichkeit der gezielten Steuerung von Schwermetallströmen und Separierung von Schadstoffen deutlich. Zwar sind einige Verfahren in der Lage, Schwermetalle im Brennstoffprodukt selektiv anzureichern. Jedoch wurden die theoretisch berechneten Schwermetallkonzentrationen bei optimaler Aufbereitung von keinem Verfahren erreicht.

Der ballistische Separator entsprach – wie Tab. 105 zeigt – den Anforderungen am ehesten, da insbesondere mit der Schwerfraktion erhebliche Mengen an Blei und Cadmium ausgetragen werden konnten. Weiter wurde die Grobgutabscheidung generell als wesentliche Möglichkeit zur Schadstoffentfrachtung angesehen.

Tab. 105: Vergleich der untersuchten Trennprinzipien hinsichtlich der Aufbereitungsziele Ausbeute, Heizwertanreicherung und Schadstoffabtrennung [192]

Trennprinzip		Ausbeute	Heizwertanreicherung	Schadstoffabtrennung
		1	2	3
Klassierung	1	gut	Heizwert 11.000 kJ/kg nicht sicher erreichbar	schlecht, da kein selektiver Trennschritt
Windsichtung	2	schlecht (z.T. < 20 %)	starke Heizwerterhöhung durch hohe Kunststoffausbeute	Kunststoffanreicherung bedingt Chloreintrag, Brennstoffqualität empfindlich gegenüber Fehlsichtungen
Ballistische Trennung	3	gut	gut, jedoch hoher Wassergehalt im Brennstoffprodukt, weitere Trocknung erforderlich	gut, Verbesserung der Brennstoffqualität durch gute Papierausbeute

Rotter kommt zu dem Schluß, dass auch mit optimierten Aufbereitungsverfahren die Konzentrationsleistung mechanischer Prozesse begrenzt ist. „Die wesentliche Steuerung von Schwermetallflüssen wird durch die nachfolgende Verwertung von Ersatzbrennstoffen geleistet. Aufgrund des Einflusses der Abfallwirtschaft auf die Schwermetallflüsse in der Umwelt sollten hochkalorische Abfälle daher nur in Prozessen verwertet werden, die in einer definierten Stoffsenke Schwermetalle aufkonzentrieren und so die Verteilung in die Umwelt verhindern.“ [192, S. 103].

10.2 Untersuchungen der INFA GmbH, Ahlen, zur Schwermetallentfrachtung von Ersatzbrennstoffen

Das Institut für Abfall, Abwasser und Infrastruktur-Management GmbH INFA, Ahlen, hat eine Untersuchung zur Ersatzbrennstoffaufbereitung mit gezielter Abreicherung der Schwermetalle in dieser Fraktion durchgeführt. Zur Ermittlung der An- und Abreicherungs-faktoren wurde die Stoffflussanalyse eingesetzt [18, 226].

Für diese Untersuchung wurden in einer Ersatzbrennstoffproduktionsanlage drei getrennte Bilanzierungen mit Spuckstoffen, Gemischten Verpackungen sowie einer grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktion aus Siedlungsabfällen durchgeführt. Die Aufbereitungsschritte umfassten:

- Aufgabe
- Vorzerkleinerung
- Windsichtung und Abtrennung einer Schwerfraktion
- Nachzerkleinerung
- optional NIR-Abtrennung Chlorhaltiger Kunststoffe
- Eisenmetallabscheidung I (Fe I)
- Eisenmetallabscheidung II (Fe II)
- Nichteisenmetallabscheidung (NE)
- Pelletierung und Verladung.

Die Zusammensetzung der von Flamme [18] untersuchten Fraktion weicht deutlich von üblichem Restabfall bzw. Siedlungsabfall ab, wie Tab. 106 zeigt.

Die Ursache für diese Abweichung ist vermutlich, dass es sich bei dem Inputmaterial von Flamme um vorab aufbereitetes Material gehandelt hat. Frau Dr. Flamme teilte auf Nachfrage mit, dass sie die Vorschaltanlage nicht genau kenne, aber davon ausgehe, dass eine Metallabscheidung vorhanden gewesen sei [227].

Die Inputgüter und die einzelnen Outputgüter wurden bilanziert, analysiert und daraus die Transferfaktoren ermittelt, vgl. Tab. 107.

Des Weiteren wurden massenbezogene An- und Abreicherungs-faktoren für die erzeugten Outputströme ermittelt, vgl. Tab. 108.

Die Ergebnisse können wie folgt zusammengefasst werden:

- In der Chlorhaltigen Kunststofffraktion (PVC) reichert sich **Cadmium** an. Als Ursache kommen Cd-haltige Stabilisatoren in Frage. Eine Abtrennung dieser Fraktion führt zur Cadmium**ab**reicherung im Ersatzbrennstoff. Gleiches gilt, wenn auch nicht in diesem Umfang, für Kupfer, welches u.a. aus den PVC-ummantelten Kabeln stammen dürfte.
- **Quecksilber** reichert sich überwiegend in den Schwerstoffen, gefolgt von Kunststoffen und Fe-Metallen II an. Es ist darauf hinzuweisen, dass zur groben Vorbehandlung auch eine Metallabtrennung zählte, bei der ein Quecksilberträger wie Batterien bereits ausgeschleust worden sein dürfte.
- Lediglich **Antimon** reichert sich nach dieser Untersuchung im Ersatzbrennstoff an. Es wird u.a. als Katalysator und Glanzmittel bei der Kunststoffherzeugung (z.B. PET) sowie als Flamm-schutzmittel für Kunststoffe (Antimontrioxid) eingesetzt.

Tab. 106: Vergleich der grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktion aus Siedlungsabfällen mit verschiedenen Sortieranalysen von Siedlungsabfällen
(keine Vorher-Nachher-Betrachtung!), Angaben in Massen-%

		Input heizwertreiche Fraktion aus Siedlungsmüll [18]	Restmüll Stadt, Sachsen [228]	Prognose Restabfall Hessen [229]	Systemmüll 97/98 [230]
		1	2	3	4
Biomaterial	1		12,3	31,8	37,56
Papier, Pappe	2		13,8	10,7	15,86
Holz, Leder, Gummi	3		2,1	1,4	4,27
Textilien	4		5,9	4,1	3,01
Verbundstoffe	5		6,8	5,4	7,59
Windeln	6		4	5,7	
Kunststoffe	7		8,3	3,5	8,53
EBS	8	93,3	53,2	62,6	76,82
PVC separiert	9	0,8	0,0	0,0	0,0
Fraktion 10 bis 40 mm	10	4,45 (Schwerstoffe)	15,0	7,3 ^①	0,0
Mineral. Bestandteile + Restfeinfraktion	11		14,4	21,1 ^②	13,31
Metalle	12	1,4	5,5	1,8	2,99
• davon Fe-Metalle	13	1,35	4,7		
• davon NE-Metalle	14	0,05	0,8		
Sonstiges	15	0	1,0 ^③		0
Glas	16	0	8,8	6,5	4,86
Problemstoffe	17	0	0,5	0,8	1,16
Elektro- und Elektronikschrott	18	0	1,7		0,86
Summe	19	100,0	100,1	100,1	100,0

① Mittelmüll

② Feinmüll: 15,3 % + Inertes: 5,8 %

③ Stoffe, die anderswo nicht genannt worden sind

Tab. 107: Transferfaktoren (Mittelwerte) für Schwermetalle bei der Aufbereitung einer grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktion aus Siedlungsabfall zu Ersatzbrennstoff [18]

MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung (absolut); ohne TI, da immer n.n.

	Schwerstoffe		Fe-Metalle I		Fe-Metalle II		NE-Metalle		Kunststoffe ^①		Ersatzbrennstoff	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD	MW	SD
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Antimon	1,3%	1,0%	0,1%	0,0%	0,8%	0,6%	0,0%	0,0%	0,4%	0,1%	97,4%	1,5%
Arsen	9,1%	2,3%	32,5%	0,5%	4,0%	0,2%	0,3%	0,3%	0,5%	0,0%	53,6%	2,8%
Blei	5,3%	1,8%	0,4%	0,1%	2,1%	1,7%	0,0%	0,0%	1,0%	0,6%	91,2%	0,6%
Cadmium	1,9%	1,3%	0,5%	0,4%	0,3%	0,2%	0,1%	0,0%	11,3%	6,6%	86,0%	8,6%
Chrom	16,0%	11,5%	4,5%	2,3%	5,0%	4,2%	0,2%	0,0%	0,4%	0,1%	73,9%	4,9%
Kobalt	11,9%	5,6%	7,8%	0,9%	3,7%	1,0%	0,1%	0,0%	0,6%	0,0%	75,9%	3,6%
Kupfer	7,1%	6,3%	3,2%	1,9%	4,0%	2,6%	0,4%	0,2%	7,8%	7,8%	77,6%	13,2%
Mangan	7,7%	1,0%	22,7%	3,4%	4,5%	0,6%	1,1%	0,1%	0,5%	0,0%	63,6%	1,7%
Nickel	27,2%	26,2%	5,7%	3,8%	2,3%	0,6%	0,1%	0,1%	0,2%	0,1%	64,4%	30,8%
Quecksilber	4,4%	0,0%	0,5%	0,1%	0,6%	0,3%	0,1%	0,0%	0,9%	0,1%	93,7%	0,2%
Vanadium	6,2%	0,3%	0,7%	0,1%	0,6%	0,2%	0,1%	0,1%	0,7%	0,0%	91,6%	0,3%
Zinn	3,7%	1,0%	26,0%	4,5%	8,2%	6,1%	0,0%	0,0%	0,7%	0,0%	61,3%	11,6%

^① Chlorhaltige Kunststoffe (z.B. PVC); noch nicht optimierter Betrieb mit NIR-Spektrometer

Tab. 108: Massenbezogene An-/Abreicherungsfaktoren in Prozent aus dem Aufbereitungsversuch mit grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen [18]

	Ersatzbrennstoff (EBS)			Schwerstoffe	Kunststoffe, Cl-haltig ^①	Fe-Metalle I	Fe-Metalle II	NE-Metalle
	Ø	von	bis					
	1	2	3	4	5	6	7	8
Antimon	1	2,5%	6,6%	-67,4%	-57,5%	-90,9%	24,6%	-57,2%
Arsen	2	-50,9%	-38,9%	104,9%	-47,4%	3.459,4%	607,3%	179,0%
Blei	3	-2,1%	-2,4%	-1,9%	19,6%	4,7%	238,5%	-82,9%
Cadmium	4	-7,8%	-18,0%	2,3%	-53,3%	1.175,3%	-53,3%	5,1%
Chrom	5	-20,8%	-25,6%	-16,0%	247,9%	-57,6%	328,1%	77,0%
Kobalt	6	-18,6%	-22,2%	-15,0%	165,0%	-34,8%	668,9%	-55,5%
Kupfer	7	-16,3%	-29,2%	-3,2%	53,0%	738,2%	554,4%	223,2%
Mangan	8	-31,3%	-33,5%	-29,2%	77,7%	-48,8%	742,6%	904,7%
Nickel	9	-30,9%	-63,8%	1,9%	476,6%	-78,8%	338,3%	-19,3%
Quecksilber	10	-0,4%	-0,9%	0,1%	18,3%	16,9%	6,0%	-43,4%
Vanadium	11	-1,6%	-2,3%	-1,0%	46,9%	-19,4%	13,2%	-10,9%
Zinn	12	-34,3%	-46,9%	-21,7%	-15,2%	-25,7%	1.555,0%	-71,7%

① Chlorhaltige Kunststoffe (z.B. PVC); noch nicht optimierter Betrieb mit NIR-Spektrometer

Da ein Großteil potenzieller Schwermetallträger (Metalle, Feinfraktion, Elektro- und Elektronikschrott) vermutlich bereits vor dem dargestellten Aufbereitungsversuch abgetrennt worden ist, können die von Flamme [18] berechneten Transferfaktoren und Ab-/Anreicherungsfaktoren für Schwermetalle nicht für die Betrachtung der Aufbereitung und Schadstoffentfrachtung von unaufbereiteten Restabfall herangezogen werden.

Flammes Untersuchungen zeigen aber die Potenziale, die bei einer weitergehenden aufwendigen Aufbereitung der aus Siedlungsabfällen abgetrennten heizwertreichen Fraktion und ausgewählter heizwertreicher Gewerbeabfälle (Spuckstoffe, Gemischte Verpackungen) bestehen [18, S. 166]:

„Für den überwiegenden Anteil der Schwermetalle ist ein hohes Abreicherungs-potenzial im Sekundärbrennstoff festzustellen. Es lassen sich durch die Aufbereitung überwiegend Stoffe reduzieren, die in Metallen, Elektroschrott und langlebigen Kunststoffen enthalten sind. Die Höhe der An-/Abreicherungs-faktoren ist abhängig von der Zusammensetzung des Inputmaterials, seiner Schadstoffbelastung sowie der eingesetzten Aufbereitungstechnik.“

10.3 Schlußfolgerungen zu den Möglichkeiten der Reduzierung der Schadstoffgehalte in Ersatzbrennstoffen

Die Untersuchungen von Rotter 192, [225] und Flamme [18, 226] zeigen, dass eine übliche Aufbereitung von Restabfall mit rein mechanischen Verfahren nicht ausreicht, um gezielt Schadstoffe in der daraus erzeugten hochkalorischen Fraktion abzureichern. Hier bestehen jedoch insbesondere nach Flamme weitere Optimierungspotenziale, die einen teilweise erheblichen technischen Aufwand wie Nah-Infrarot-Detektion (NIR) erfordern.

11. Ableitung eines Regelungsbedarfes

Die wesentliche Steuerung von Schwermetallflüssen wird, wie Rotter [225], anmerkt, derzeit noch durch die nachfolgende Verwertung von Ersatzbrennstoffen geleistet.

„Die Erfahrungen mit der Herstellung von BRAM (Brennstoff aus Müll) in den siebziger und achtziger Jahren zeugen von der Schwierigkeit, Ersatzbrennstoffe befriedigender Qualität kostengünstig aus Restabfällen herzustellen. Erforderlich erscheinen daher an dieser Stelle qualitative Vorgaben für die Leichtfraktion, um bei der Verwendung als Ersatzbrennstoff außerhalb von Abfallverbrennungsanlagen die Umweltverträglichkeit der Maßnahme sicherzustellen“, so das Umweltbundesamt in seinem Bericht zur ökologischen Vertretbarkeit der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung [223, S. 16].

Die Betrachtung der Umweltverträglichkeit darf dabei nicht auf die Emissionen der verwertenden Anlage beschränkt werden, sondern muss, wie es der Gesetzgeber in § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG explizit gefordert hat, auch die Frage der Anreicherung von Schadstoffen im Erzeugnis berücksichtigen. So führt, im Unterschied zur Müllverbrennung, die für Schwermetalle und andere persistente Stoffe auf eine Stoffkonzentrierung und Ausschleusung in Senken ausgerichtet ist, die energetische Verwertung von Ersatzbrennstoffen zu Stoffkonzentraten, die für Herstellung neuer, umweltoffen eingesetzter Erzeugnisse verwendet werden und die einen oder mehrere Recyclingkreisläufe durchlaufen können.

Die verfügbare Datenlage zur Einbindung von Schwermetallen aus Rückständen in Baustoffen zeigt kein eindeutiges Bild. Die Auslaugbarkeit variiert mit dem Material, der Aufbereitung und den Versuchsbedingungen. Echte Langzeituntersuchungen über die gesamte Nutzungsphase von Bauwerken fehlen, hier stehen nur Rechenmodelle für eine Abschätzung zur Verfügung. Untersuchungen über das Elutionsverhalten von Baustoffen, die einen oder mehrere Recyclingzyklen durchlaufen haben, sind bislang nicht verfügbar.

Aus Vorsorgegesichtspunkten – um eine irreversible Schadstoffdissipation in der Umwelt über Baustoffe zu vermeiden und langfristig die Recyclierbarkeit von Baustoffen nicht zu gefährden –, ist die Begrenzung des Eintrags von Schwermetallen in Bauprodukte erforderlich.

Hier sind insbesondere Sekundärstoffe anzusprechen, die als Ersatz für Regelroh- und Brennstoffe dienen und die eine höhere Schwermetallfracht als diese in den Prozess einbringen.

12. Schlußfolgerungen und Empfehlungen

Bei der Abfallmitverbrennung in Kraftwerken werden die mit den Einsatzstoffen eingetragenen Schwermetalle anteilig mit den luftseitigen Anlagenemissionen (Quecksilber) und insbesondere mit den Reststoffen ausgetragen. Ähnliches gilt für Zementwerke. Bei der Zementherstellung werden bei den in Mitteleuropa vorherrschenden technischen Verfahren die mit den Einsatzstoffen eingetragenen Schwermetalle – insbesondere Quecksilber – anteilig in die Luft emittiert, der weitaus größte Teil gelangt jedoch in das Erzeugnis (Klinker).

Die Anforderungen der novellierten 17. BImSchV an die von Zementwerken einzuhaltenden Emissionsstandards bei Einsatz von Ersatzbrennstoffen werden dazu führen, dass zukünftig mehr noch als bisher die mit dem Ersatzbrennstoff eingetragenen Schwermetalle in das Erzeugnis verlagert werden, sofern keine verschärften Anforderungen an das Produkt Klinker oder Zement/Beton (REA-Gipse aus dem Ersatzbrennstoffeinsatz in Kraftwerken) gestellt werden.

Für den Feststoffpfad – das Erzeugnis, entweder Kraftwerksnebenprodukte oder Zement – sind die Schwermetalle Antimon, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kobalt, Kupfer, Mangan, Nickel, Quecksilber, Thallium, Vanadium, Zink und Zinn von Bedeutung. Beryllium und Selen sind zwar ebenfalls toxikologisch relevant, für diese Metalle stehen nicht genügend Daten zur Verfügung.

Im Folgenden werden die anhand der Stoffflussanalyse abgeleiteten produktspezifischen Obergrenzen von Schwermetallen in Ersatzbrennstoffen, die für Klinkererzeugung eingesetzt werden, mit den vorhandenen Richt- und Grenzwertvorschlägen verglichen und daraus Empfehlungen für einen Regelungsvorschlag abgeleitet.

12.1 Vergleich der vorhandenen Richt- und Grenzwertvorschläge für Ersatzbrennstoffe

Tab. 109 zeigt einen Vergleich der in Tab. 19 mittels Stoffflussanalyse errechneten produktbezogenen Obergrenzen (Ω) von Schwermetallen in Ersatzbrennstoffen, die für Klinkererzeugung eingesetzt werden, mit verschiedenen in der Diskussion befindlichen Regelungsvorschlägen.

Tab. 109: Vergleich der in der Diskussion befindlichen Regelungsvorschläge mit den in dieser Untersuchung abgeleiteten produktseitigen Obergrenzen für Ersatzbrennstoffe (in mg/MJ), k.A. = keine Angaben

A = heizwertreiche Fraktion aus Siedlungsabfall ($Hu_{TS} \geq 16.000$ MJ/t), **Median**

B = produktionsspezifische Abfälle ($Hu_{TS} \geq 20.000$ MJ/t), **Median**

Parameter		Produkt- seitige Ober- grenze Ω für EBS [Tab. 19] mg/MJ	LAGA- Richtwert 1997 (Tab. 56) [176] mg/MJ	BUWAL- Richtwert (Tab. 54) [172] mg/MJ	Medianwert Bundes- gütegemeinschaft Se- kundärbrennstoffe (Tab. 58) [180] mg/MJ	
					A	B
		1	2	3	4	5
Antimon	1	0,6	0,07	0,2	1,6	1,3
Arsen	2	6,0	1,9	0,6	0,3	0,3
Blei	3	8,4	10,0	8,0	11,9	3,5
Cadmium	4	0,11	0,3	0,08	0,3	0,2
Chrom	5	10,8	3,7	4,0	7,8	2,0
Kobalt	6	2,2	1,2	0,8	0,4	0,3
Kupfer	7	4,6	3,7	4,0	21,9	6,0
Mangan	8	73	k.A.	k.A.	15,6	2,5
Nickel	9	6,6	3,5	4,0	5,0	1,3
Quecksilber	10	0,008	0,02	0,02	0,04	0,03
Thallium	11	2,9	0,15	0,12	0,06	0,05
Vanadium	12	29,7	k.A.	k.A.	0,6	0,5
Zink	13	16,9	k.A.	16	k.A.	k.A.
Zinn	14	8,9	0,4	0,4	1,9	1,5

Die Regelungsvorschläge von LAGA und BUWAL und die hier berechneten produktseitigen Obergrenzen Ω für Ersatzbrennstoffe stimmen für viele Elemente zahlenmäßig gut überein. Für Quecksilber wird auf das Problem des überwiegenden Transfers in den Luftpfad, der hier nicht betrachtet wird, hingewiesen. Für Arsen, Mangan und Vanadium fallen alle Regelungsvorschläge niedriger aus, als dies nach der hier jeweils abgeleiteten Obergrenze möglich wäre. Hier ergeben sich, wenn in der Praxis erforderlich, Spielräume, die Grenzwerte anzupassen (siehe auch Tab. 110).

Für Quecksilber, Antimon, Chrom, Kupfer und Zinn liegen die Medianwerte der Bundesgütegemeinschaft für Brennstoffe aus den heizwertreichen Fraktionen

von Siedlungsabfällen über der hier berechneten Obergrenze und den LAGA- sowie BUWAL-Richtwerten.

Hierbei muss jedoch berücksichtigt werden, dass die Werte unterschiedlich definiert sind. Entscheidend für die Regelung ist, wie die Spitzenwertproblematik abgedeckt ist.

Die Bundesgütegemeinschaft löst die Spitzenwertproblematik mit den 80 Perzentilwerten. Der 80 Perzentilwert gibt den Wert an, den 80 % aller Proben unter bzw. den 20 % aller Proben überschreiten. Die 80 Perzentilwerte im Vergleich mit den anderen Grenzwerten zeigt Bild 8. Da die BGS für die Elemente Blei, Chrom, Kupfer bei SBS aus der heizwertreichen Fraktion aus Siedlungsabfall und für Kupfer für SBS aus produktionsspezifischen Abfällen 80 Perzentilwerte erst bei gesicherter Datenlage aus der Sekundärbrennstoffaufbereitung festlegen will, wurde im Folgenden der 80 Perzentilwert ersatzweise mit dem Doppelten des Medianwertes angenommen.

Die Analyse der Grenzwerte (vgl. Tab. 57 und Tab. 109 sowie Bild 7 und Bild 8) zeigt, dass die Gütegemeinschaft ihre Werte nicht allein von Umweltqualitätszielen her definiert haben kann, sondern möglicherweise auch wirtschaftliche Aspekte mit in ihre Qualitätsanforderungen einbezogen hat. Bei aufbereiteten Siedlungsabfällen, insbesondere wenn die Eisen- und Nichteisenmetallabscheidung nicht optimal durchgeführt wird, werden Schwermetalle wie Cadmium, Nickel, Kupfer und Quecksilber häufiger in Form sehr hoher Belastungen auftreten. Antimon als Kunststoffadditiv (für PET-Kunststoffe) stellt ein weiteres Spitzenwertthema dar. Die Verdrängung konventioneller Verpackungen wie Glas und Aluminium durch PET dürfte auch ihre Auswirkungen auf die Antimonbelastung der hochkalorischen Fraktion haben. Die Anforderungen der Gütegemeinschaft an Sekundärbrennstoffe aus Siedlungsabfällen liegen schon mit dem Median weit über den am Vorsorgegrundsatz orientierten Obergrenzen von LAGA und BUWAL.

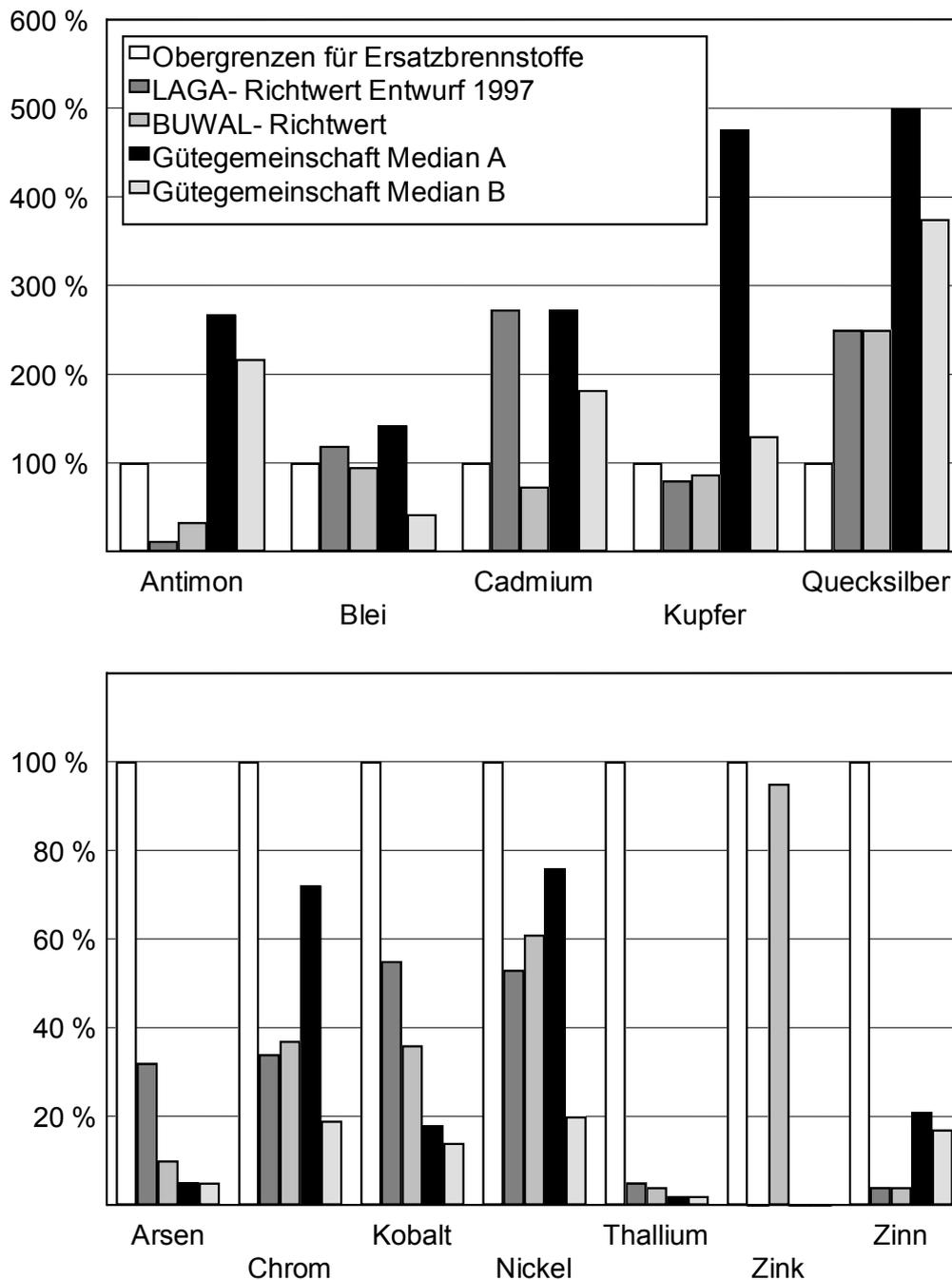


Bild 7: Vergleich (I/II) der in der Diskussion befindlichen Regelungsvorschläge mit den in dieser Untersuchung abgeleiteten produktseitigen Obergrenzen für Ersatzbrennstoffe (in mg/MJ); Obergrenze $\Omega = 100\%$
 Gütegemeinschaft A = heizwertreiche Fraktion aus Siedlungsabfall ($H_u \geq 16.000$ MJ/t), **Median**
 Gütegemeinschaft B = produktionsspezifische Abfälle ($H_u \geq 20.000$ MJ/t), **Median**

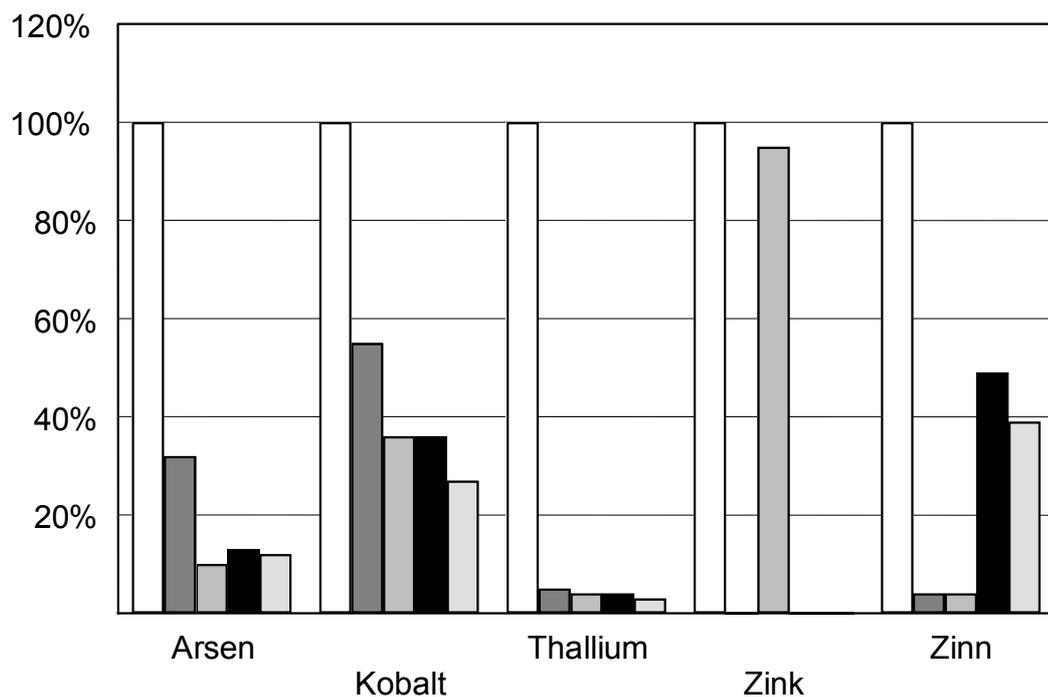
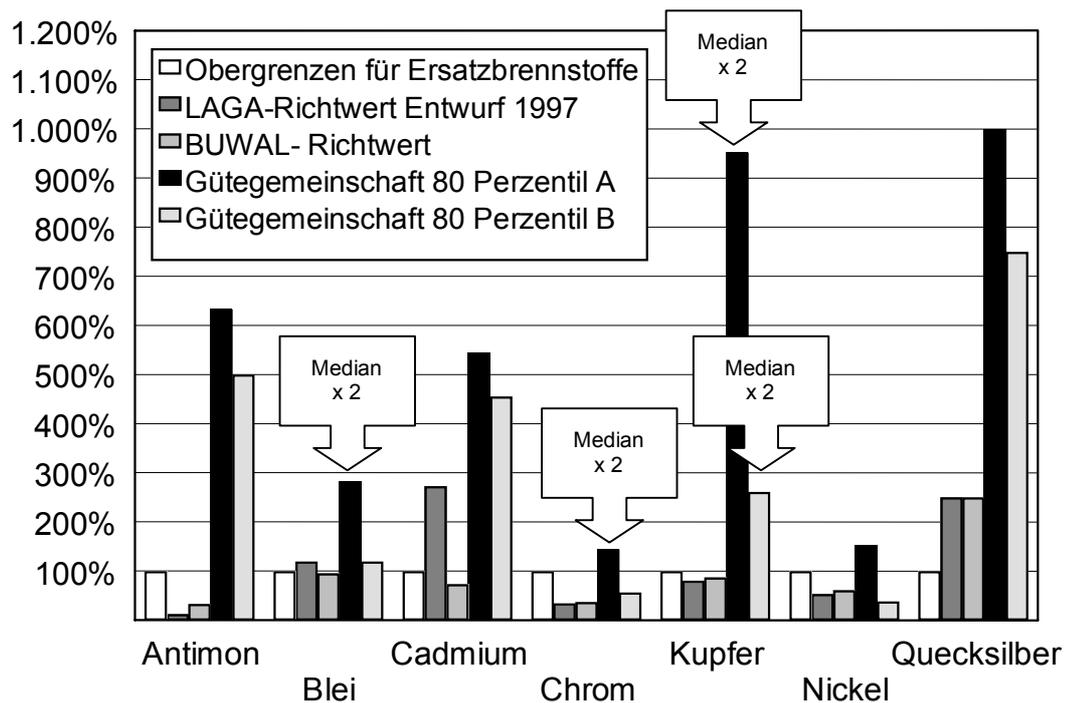


Bild 8: Vergleich (II/II) der in der Diskussion befindlichen Regelungsvorschläge mit den in dieser Untersuchung abgeleiteten produktseitigen Obergrenzen für Ersatzbrennstoffe (in mg/MJ); Obergrenze = 100 % Gütegemeinschaft A = heizwertreiche Fraktion aus Siedlungsabfall ($H_u \geq 16.000$ MJ/t), **80 Perzentil**
 Gütegemeinschaft B = produktionsspezifische Abfälle ($H_u \geq 20.000$ MJ/t), **80 Perzentil**

12.2 Grenzwerte für Ersatzbrennstoffe zum Einsatz in Kraftwerken

Während für Zementwerke – und sonstige Stoff- bzw. Baustoffherstellungsprozesse wie der Kalkstein- oder Ziegelindustrie – die Produktqualität und damit die Anreicherung von Schadstoffen im Erzeugnis offensichtlich regelungsbedürftig ist, ist dies bei der Abfallmitverbrennung in Kraftwerken nicht unmittelbar einsichtig. Allerdings ist darauf hinzuweisen, dass die im Kraftwerk anfallenden Erzeugnisse – genauer Abfälle zur Verwertung – wie Gips, Aschen, Granulate und insbesondere Stäube auch in Bauprodukte eingebracht werden oder in den Landschafts- und Straßenbau gelangen.

Einerseits ist das Problem der Verlagerung ins Erzeugnis für die Abfallverwertung in Kraftwerken weniger drängend, wenn die erzeugten Abfälle nicht verwertet werden oder wenn sie in Anwendungsbereiche gelangen, bei denen das Risiko des Auftretens von mehreren Recyclingzyklen nicht gegeben ist.

Auf der anderen Seite werden die Schadstoffe bei hohem Transfer in die erzeugten Stäube und Aschen nicht durch Zusatzstoffe verdünnt. Bislang liegen keine Analysen zu Kraftwerksflugaschen vor, die bei einem hohen Anteil von Ersatzbrennstoffen am Brennstoffinput angefallen sind. Im Zementprozess oder in sonstigen Stoffumwandlungsprozessen werden Schadstoffe aus dem Ersatzbrennstoff über das häufig weniger schadstoffhaltige Rohmehl oder über sonstige schadstoffarme Zusatzstoffe verdünnt.

Des Weiteren ist noch in Betracht zu ziehen, dass die Fixierung bzw. Einbindung in den bei der Abfallmitverbrennung in Kraftwerken erzeugten Abfälle in der Regel deutlich schlechter ausfällt als für Schadstoffe, die über den Brennprozeß der Klinkererzeugung in Zementwerken gegangen sind (s.o.). Daher ist hier auch eine höhere Eluierbarkeit zu unterstellen, insbesondere wenn die realen Umweltbedingungen in Langzeitszenarien betrachtet werden. Diese Einschätzung gilt nicht für die Granulate aus der Schmelzkammerfeuerung, da die Schadstoffe in dieser Matrix deutlich fester eingebunden sind, wie der Vergleich der Eluatanalysen von Steinkohleflugaschen und Schmelzkammergranulaten in Tab. 28 auf Seite 92 zeigt.

Daher ist insgesamt auch für die Abfallverbrennung in Kraftwerken die Notwendigkeit von Vollzugshilfen in Form von Schadstoffobergrenzen für Ersatzbrennstoffe zu sehen. Jedoch ist im Fall der Abfallverbrennung in Kraftwerken stärker auf den jeweiligen Einzelfall beispielsweise im Hinblick auf die unterschiedlichen Feuerungsarten abzustellen. Aber auch die Verwertung der erzeugten Abfälle kann auf sehr unterschiedlichem Wege stattfinden, u.a. auch in der Zementindustrie. Und letztlich ist auch eine Beseitigung der erzeugten Abfälle auf Monodeponien eine praktizierte Entsorgungsvariante.

Ob die LAGA-Werte in einer modifizierten Form auch für die Abfallverbrennung in Kraftwerken eingesetzt werden sollten, wurde hier nicht näher geprüft. Für den Fall der Verwertung der erzeugten Kraftwerksstäube im Zementprozess und für die Gipsverwertung in der Bauindustrie könnte in einem Analogieschluss die Frage bejaht werden. Rechtlich gesehen ist für diese Fallkonstellationen der § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG ebenfalls einschlägig. Für andere Fallkonstellationen sind Einzelfallprüfungen angezeigt.

12.3 Empfehlungen für die Normenkonkretisierung des § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG

Um die Einhaltung des eingangs formulierten Umweltqualitätsziels Keine Schadstoffanreicherung im Erzeugnis sicherzustellen, wird empfohlen, die LAGA-Werte in den Vollzug einzuführen. Sie sollten als rechtsverbindliche Grenzwerte definiert und mit einer 4 von 5-Regelung zur Berücksichtigung von echten Ausreißerwerten verknüpft werden. Auf europäischer Ebene sind die BUWAL-Werte in der Diskussion. Die Unterschiede zwischen BUWAL-Werten und LAGA-Werten sind unter den hier untersuchten Randbedingungen und Datenschwankungen eher gering.

Eine zusätzliche Grenzwertliste für Schwermetalle in Ersatzbrennstoffen erscheint derzeit insbesondere für den Abfalleinsatz in Zementwerken entbehrlich. Die LAGA-Werte werden bundesweit diskutiert. Sie sind ggf. für einzelne Parameter geringfügig nach oben oder unten anzupassen. Die Anpassungen ergeben sich aus dem für den Klinkererzeugungsprozess gewählten neuen Berechnungs- und Bewertungsansatzes, der die Obergrenze auf den Beginn einer Anreicherung im Erzeugnis legt:

- So liegen die LAGA-Werte für Antimon und Zinn deutlich unter der berechneten produktseitigen Obergrenze Ω für Ersatzbrennstoff, die eine Anreicherung im Produkt ausschließt, so dass eine Anhebung des LAGA-Wertes vertretbar erscheint.
- Entsprechende Spielräume bestehen rechnerisch auch für Arsen und Chrom; wegen der krebserzeugenden Eigenschaft von Arsen und Chrom-VI sollte dem Minimierungsgebot folgend keine Auffülmöglichkeit eröffnet werden.
- Die LAGA-Richtwerte für Blei, Cadmium und Quecksilber sollten dagegen gesenkt werden, da diese die produktseitige Obergrenze Ω für Ersatzbrennstoff, die eine Anreicherung im Produkt ausschließt, überschreiten.

Die LAGA-Werte haben danach im Grundsatz weiterhin Bestand.

Für die Abfallmitverbrennung in Kraftwerken können die LAGA-Werte, je nach Fallkonstellation, ebenfalls für den Vollzug des § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG hilfreich sein.

Eine Schwäche der LAGA-Werte war ihre Festlegung als Richtwerte. Dies lässt offen, ob Richtwerte einzuhalten (zu unterschreiten) sind, oder ob sie mehr einen orientierenden Charakter haben. Es empfiehlt sich, die Definition der LAGA-Werte präziser zu fassen und als rechtsverbindliche Obergrenze festzulegen. Diese Obergrenze sollte durch eine Spitzenwertregelung ergänzt werden. Es empfiehlt sich eine 4 von 5-Regelung. Hiernach hat der von der Regelung Betroffene die Möglichkeit, maximal jeden fünften Messwert, sofern dieser einen Ausreißer darstellt, zu verwerfen. Ausreißer können auch durch Probenahmeprobleme oder Laborfehler zustande kommen. Daher ist die 4 von 5-Regelung auch inhaltlich gerechtfertigt. Zudem ist sie bereits in dieser Form in den Vollzug umweltrechtlicher Vorschriften eingeführt (u.a. WHG). Alle verbliebenen Werte müssen die definierte Obergrenze unterschreiten.

Die Obergrenze (inkl. Ausreißerregelung) ist ausschließlich als Inputgrenzwert in die Verwertungsanlage (z.B. Zementwerk) zu definieren. Eine Aufbereitungsstrategie, die das Ziel hat, die genannten Obergrenzen durch Vermischen von belasteten mit unbelasteten Abfällen zu unterschreiten, ist abfallwirtschaftlich unerwünscht und zu untersagen.

12.4 Überprüfung der Empfehlungen an ausgewählten Beispielen

Im Folgenden wird untersucht, ob die Belastungswerte von Abfällen eine energetische Verwertung nach LAGA-Werten erlauben würden und welche Anforderungen an eine Aufbereitung zu stellen wären.

Die folgende Tab. 110 zeigt den Anteil Überschreitungen des LAGA-Wertes bei heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen und ausgewählten Gewerbeabfällen, unter Anwendung der 4 von 5-Regelung.

Tab. 110: Anteil Überschreitungen des LAGA-Wertes bei heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen und ausgewählten Gewerbeabfällen, unter Anwendung der 4 von 5-Regelung, Anwendung auf unterschiedliche Datenkollektive
SN = Abfallschlüsselnummer

Parameter		Heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen		Gewerbliche Abfälle		
		aus MBA, keine optimierte Aufbereitung [231]	MBA-Siebschnitt (50–150mm), keine Aufbereitung [91]	Sonstige ausgehärtete Kunststoffabfälle (LAGA SN 571) [232]	Holzabfälle ohne schädliche Verunrein. (SN 170201) [233]	Textilabfälle [71]
		1	2	3	4	5
Antimon	1	41 %	70 %	38 %	-	> 50 %
Arsen	2	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Blei	3	1%	30 %	18 %	0 %	0 %
Cadmium	4	0 %	0 %	0 %	-	0 %
Chrom	5	63 %	80 %	0 %	0 %	< 50 %
Kobalt	6	0 %	0 %	0 %	-	0 %
Kupfer	7	55 %	75 %	12 %	0 %	0 %
Nickel	8	20 %	45 %	0 %	-	0 %
Quecksilber	9	24 %	0 %	0 %	0 %	-
Thallium	10	0 %	-	0 %	-	0 %
Zinn	11	68 %	80 %	38 %	-	< 50 %

Es zeigt sich, dass die hier betrachteten hochkalorischen MBA-Fractionen ohne weitergehende Aufbereitung die empfohlene LAGA-Regelung nicht werden einhalten können. Einzelne unbelastete Gewerbeabfälle erscheint es dagegen möglich, dass zumindestens Einzelfractionen die LAGA-Werte einhalten, wobei natürlich auch hier stark auf Herkunft und Qualität zu achten ist.

13. Zusammenfassung und Ausblick

In Deutschland besteht für die nächsten Jahre die Aufgabe, für etwa 4 bis 8 Mio. t Restabfall/hausmüllähnliche Gewerbeabfälle und daraus erzeugte heizwertreiche Fraktionen thermische Entsorgungskapazität zu schaffen. Für diese Aufgabe sind unterschiedliche technische Entwicklungsszenarien denkbar. In einigen dieser Szenarien, deren Eintreten nicht unwahrscheinlich ist, spielt die Abfallmitverbrennung in vorhandenen Industrieanlagen wie Zement- und Kraftwerke eine mengenmäßig bedeutende Rolle.

Die hier durchgeführte rechtliche und ökologische Analyse hat gezeigt, dass für diesen Fall die Anwendung des § 5 Abs. 5 Pkt. 4 des KrW-/AbfG – keine Schadstoffanreicherung im Erzeugnis und im Abfall zur Verwertung – eine zentrale Bedeutung erhält. Einmal abstrahiert vom Schadstoff Quecksilber (und mit Abstrichen Chlor), ergeben sich selbst bei höher belasteten Ersatzbrennstoffen im Falle der Abfallmitverbrennung keine ökologisch relevanten Auswirkungen auf die Emissionen (Wasser, Luft). Die in den jeweiligen Prozess eingebrachten Schadstoffe werden, wie auf Basis der vorhandenen Datenlage dargestellt, weitgehend in die anorganischen Reststoffe/Erzeugnisse der jeweiligen Prozesse und Verfahren verlagert. Die zentrale Problematik ist daher die Bewertung und Bewältigung der Rechtsnorm, die eine Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen untersagt. Sofern die Prüfung der Abfallmitverbrennung ergibt, dass eine Anreicherung im Erzeugnis oder dabei anfallenden Abfällen zur Verwertung nach § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG erfolgt, wäre die Abfallmitverbrennung nicht mehr schadlos und daher zu untersagen.

Die geforderte Rechtsnorm benötigt Methoden und Konzepte, damit sie in der Praxis angewendet werden kann. Hierfür wird die Methode der Stoffflussanalyse vorgestellt. Es werden Fallbeispiele zur Verdeutlichung und Erläuterung der Leistungsfähigkeit der Methode und ihrer Anwendungsgrenzen berechnet und diskutiert.

Weiter werden Modellrechnungen durchgeführt, um zu prüfen, welche praktischen Auswirkungen die hier vertretende Rechtsauffassung, die der von den nordrhein-westfälischen Behörden vertretenen Rechtsauslegung entspricht, und ihre methodische Umsetzung hätte. Der Vergleich der LAGA-Richtwerte, die für die meisten der betrachteten Schwermetalle eine Anreicherung im Erzeugnis, in diesem Fall Klinker, ausschließen, mit den von der Anwenderseite, wie der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe, sich selbst gegebenen Gütekriterien zeigt, dass erhebliche Einschnitte in den Markt von Mitverbrennungsmöglichkeiten eintreten würden.

Die heutigen einfachen technischen Möglichkeiten der Abfallaufbereitung reichen nicht aus, die Anforderungen an schadstoffarme Ersatzbrennstoffe aus Restabfall zu erfüllen. Die Stoffflussanalyse an einer mechanischen Abfallaufbereitungsanlage hat gezeigt, dass Schwermetalle auf verschiedene Güter wie PVC (Chlor, Cadmium) und Outputströme wie heizwertreiche Leichtfraktion (Cadmium, Quecksilber, Kupfer und Zink) oder Schwerfraktion (Blei) verteilt werden. Mit einfachen mechanischen Techniken der Abfallaufbereitung wie Zerkleinern, Sieben, Magnetscheidung und Wirbelstromabscheidung ist es nicht möglich, diese Stoffe selektiv abzutrennen und in einzelnen Stoffströmen zu konzentrieren. Diese einfachen Techniken diskriminieren nach mechanisch-physikalischen und nicht nach chemischen Eigenschaften. Nur in Einzelfällen wie der Batterieausschleusung durch die Metallabscheidung findet eine Überschneidung dieser Eigenschaften statt, so dass damit ein gezielter Schadstoffaustrag vorgenommen werden kann. Aber auch dieser ist, wie das Beispiel Cadmium zeigt, nicht vollständig.

Allerdings bestehen hier noch Entwicklungspotenziale, so dass auch im Fall des Vollzugs der genannten Rechtsnorm keine K.O.-Bedingungen für abfallwirtschaftliche Entwicklungsszenarien mit hohem Anteil an Abfallmitverbrennung eintreten müssen.

Dennoch war vor diesem Hintergrund die Frage zu untersuchen, ob die mit der hier vertretenden Auffassung verbundenen Eingriffe und Auswirkungen auf Technik und Ökonomie in Relation zu den Gefahren und Risiken eines unregulierten Marktes – d.h. ohne Vollzug von § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG – im Verhältnis stehen. So wäre es unverhältnismäßig, die genannte Rechtsnorm konsequent anzuwenden, wenn negative Auswirkungen der Schadstoffanreicherung in Erzeugnissen und Abfällen zur Verwertung nur theoretischer Natur wären. Hierfür entscheidend ist die Frage nach der Verfügbarkeit von Schadstoffen, die in Abfällen zur Verwertung oder in Erzeugnisse eingebracht werden. Die in dieser Untersuchung für wichtige Abfälle zur Verwertung und Erzeugnisse durchgeführte Literaturrecherche ergab ein sehr differenziertes Bild. Unter Berücksichtigung der erforderlichen langen Betrachtungszeiträume, den in der Umwelt gegebenen Reaktionsbedingungen und mehrerer Recyclingzyklen kann eine zumindestens anteilige Verfügbarkeit der Schwermetalle selbst aus einer Zement- oder Betonmatrix nicht ausgeschlossen werden.

Daher ist die Beachtung der Rechtsnorm nach § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG – keine Schadstoffanreicherung im Erzeugnis – nicht nur erforderlich, sondern rechtfertigt auch den Eingriff in ein sich entwickelndes Marktgeschehen.

Um den Vollzug der Rechtsnorm nicht an rein praktischen Problemen des Prüfungsaufwands im Einzelfall scheitern zu lassen, wird abschließend untersucht, ob nicht mit einem allgemeinen Anforderungskatalog an Ersatzbrennstoffe ziel-

führend gearbeitet werden kann. Dies ist dann gerechtfertigt, wenn die Anwendung der allgemeinen Anforderungen so flexibel erfolgt, dass die jeweiligen Besonderheiten des einzelnen Abfalls und des jeweiligen Verwertungsprozesses einbezogen werden können.

Anforderungen an Ersatzbrennstoffe sind kein neues Thema. Bislang in Europa vorliegende Vorschläge werden dokumentiert und analysiert. Auf dieser Basis und weiterführender Berechnungen wird die Beibehaltung und Weiterentwicklung des von der LAGA vorgeschlagenen Regelungsansatzes mit einem Grenzwerte-Katalog begründet. Aufgrund des verwendeten Berechnungsansatzes zur Vermeidung der Schadstoffanreicherung im Erzeugnis – hier Klinker/Zement – werden Modifikationen für einzelne Parameter für erforderlich erachtet. Für die Abfallmitverbrennung in Kraftwerken kann der LAGA-Ansatz bei verschiedenen Anwendungsfällen ebenfalls sinnvoll sein. In einer Reihe andere Anwendungsfälle der Nutzung von Ersatzbrennstoffen kann aber weiterhin eine Einzelfallprüfung angezeigt sein.

Es erscheint insgesamt erforderlich, dass ein detaillierter Anforderungskatalog an Ersatzbrennstoffe als rechtsverbindlich eingeführt wird, damit sich der Behördenvollzug – Prüfung der Schadlosigkeit der Verwertung / § 5 Abs. 5 Pkt. 4 KrW-/AbfG – sowie der Markt und der Anlagenbau hierauf einstellen können. Die hier durchgeführten Berechnungen und Betrachtungen können für einen derartigen Diskussions- und Entscheidungsprozess einen hilfreichen Beitrag leisten.

14. Literaturverzeichnis

- [1] **Lübbe-Wolff G.:** Die Mischungsregel der 17. BImSchV. In: Lübbe-Wolff G. (Hrsg.): Umweltverträgliche Abfallverwertung. Umweltrechtliche Studien 27, Nomos Verlagsgesellschaft Baden-Baden, 207 – 220, 2001
- [2] **Friedrich H.:** Konkrete Umsetzung des KrW-/AbfG im Bundesland Nordrhein-Westfalen. Ökologische Bilanzierung in der Abfallwirtschaft. In: Lübbe-Wolff G. (Hrsg.): Umweltverträgliche Abfallverwertung. Umweltrechtliche Studien 27, Nomos Verlagsgesellschaft Baden-Baden, 13 – 36, 2001
- [3] **Lahl U., Zeschmar-Lahl B:** Ecodumping by Recovery. A Report on Distortions of Environmental Standards between Disposal and Recovery and approaches to overcome them. BZL GmbH, prepared for European Environmental Bureau (EEB), October 2000; online: <<http://www.eeb.org/publication/eco-dumping-english.pdf>> (eingesehen am 05.12.2002)
- [4] so Verwaltungsgerichtshof München, NVwZ 1999, 1248, 1249
- [5] so das Oberverwaltungsgericht Münster, Urteil vom 10.12.1999 a.a.O., S. 32 des Entscheidungsumdrucks
- [6] **N.N.,** Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein-Westfalen (MURL): Arbeitshilfe Hochwertige und schadlose Verwertung für gewerbliche und industrielle Abfälle. Düsseldorf, März 2000, und darauf aufbauend: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV), Düsseldorf: Arbeitshilfe Stoffflussanalyse für abfallrechtliche Beurteilungsfragen bei Genehmigungsanträgen zur Mitverbrennung von Abfällen in Industrieanlagen. Juli 2000
- [7] **N.N.,** IFEU GmbH, Heidelberg: Ökologische Bilanzen der Abfallwirtschaft - Vergleichende Bewertung von Strategien, Verfahren und Maßnahmen der Vermeidung, Verwertung und Entsorgung von Abfällen aus Verbrauchs- und Gebrauchsgütern. Vorstudie Schadstoffaspekte der Verwertung und Behandlung/Ablagerung von Abfällen (Toxizitätsparameter). Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin, 1993
- [8] So der Versuch der Bundesländer, über ein Abgrenzungspapier und entsprechende Fallbeispiele (u.a. Bund-Länder-AG: Abfallbegriff, Abfallverwertung und Abfallbeseitigung nach dem KrW-/AbfG. Entwurf, Stand 25.8.1997) vorzugehen.
- [9] **N.N.,** Bund-Länder-AG: Abfallbegriff, Abfallverwertung und Abfallbeseitigung nach dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG). Stand 6.11.1997, Müllhandbuch, MuA-Lfg. 8/98, Kz. 0471, 1 – 31, 1998
- [10] **Koch H.-J., Reese M.:** Abfallverwertung – die umweltschädlichere Alternative? In: Lübbe-Wolff G. (Hrsg.): Umweltverträgliche Abfallverwertung. Umweltrechtliche Studien 27, Nomos Verlagsgesellschaft Baden-Baden, 87 – 113, 2001

- [11] **N.N.**, Prognos: Branchen-Report Entsorgungswirtschaft. Der Markt der Entsorgungsleistungen bis zum Jahr 2010. Teilreport A: Siedlungsabfälle. Köln, Basel, Berlin, Mai 2000
- [12] **Lahl U., Zeschmar-Lahl B., Weiler C.**: Gewerbeabfälle in Baden-Württemberg - Wege und Verbleib. Studie im Auftrag von Bündnis 90/DIE GRÜNEN im Landtag von Baden-Württemberg, November 1997
- [13] **N.N.**: Begründung für die Verordnung über die Entsorgung von gewerblichen Siedlungsabfällen und von bestimmten Bau- und Abbruchabfällen (Gewerbeabfallverordnung), Stand 14.11.2001; online: <http://www.bmu.de/download/dateien/gewerbeabf_begruend.pdf> (eingesehen am 03.12.2001)
- [14] **Zeschmar-Lahl B.**: Die Auswirkungen der Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV) auf die Entwicklung der bundesdeutschen Abfallwirtschaft im Allgemeinen und den Markt für Ersatzbrennstoffe im Besonderen – Versuch einer Prognose für das Jahr 2005. 4. Wetzlarer Abfalltag, Wetzlar, 27.09.2001; online: <http://www.bzl.info/publikationen/22files/pdf/Wetzlar-27.09.01_end.pdf> (eingesehen am 10.10.2001)
- [15] **Billigmann**, Frank-Rainer, BDE-Hauptgeschäftsführer, zitiert in: Erwartete Luxemburg-Entscheidung bedroht Gewerbeabfallverordnung. EUWID Re. Nr. 48, 26.11.2002, S. 24
- [16] **N.N.**: Urteil des Gerichtshofes (Fünfte Kammer), 13. Februar 2003 – Vertragsverletzung eines Mitgliedstaats - Artikel 7 Absätze 2 und 4 der Verordnung (EWG) Nr. 259/93 - Zuordnung des Zwecks einer Abfallverbringung (Verwertung oder Beseitigung) - Verbrennung von Abfällen - R 1 des Anhangs II B der Richtlinie 75/442/EWG - Hauptverwendung als Brennstoff oder andere Mittel der Energieerzeugung, Rechtssache C-458/00.
- [17] **N.N.**: VDEW Verband der Elektrizitätswirtschaft, Stellungnahme, zitiert in EUWID Re Nr. 9, S., 5, 25.2.2003
- [18] **Flamme S.**: Energetische Verwertung von Sekundärbrennstoffen in industriellen Anlagen – Ableitung von Maßnahmen zur umweltverträglichen Verwertung. Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft, Bd. 5, 2002
- [19] **Terhorst W., Glorius T.**: Stand der Gütesicherung von Sekundärbrennstoffen und Bedeutung für die klassische MVA. Bio- und Restabfallbehandlung VI, 291 – 315, 2001
- [20] **Zeschmar-Lahl B., Jager J., Ketelsen K., Lahl U., Scheidl K., Steiner M., Heckmann A.**: Mechanisch-biologische Abfallbehandlung in Europa. Hrsg.: VKS e.V., A.S.A. e.V., Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, 1999
- [21] **Lahl U., Zeschmar-Lahl B., Angerer T.**: Entwicklungspotenziale der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung – Eine ökologische Analyse. Umweltbundesamt: Monographien Bd. 125, Wien, Juni 2000
- [22] **Fricke K., Münnich K., Ziehmann G., Turk T., Wallmann R.**: Auswirkungen der Artikelverordnung auf die MBA- und Deponietechnik. In: Wiemer K., Kern M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung V, 559 – 590, 2001

- [23] **Buttke** B., SVZ, pers. Mitt. vom 22.1.2002
- [24] **Buttke** B., SVZ, pers. Mitt. vom 23. 1. 2002
- [25] **N.N.:** Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit: Mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlage der Firma Herhof Umwelttechnik GmbH in Aßlar, Lahn-Dill-Kreis; hier: Einstufung von Trockenstabilat als Abfall zur Verwertung. Az. IVA1-100g 12.03-2416/97, 25.7.1997
- [26] **Glorius** T., **Roos** H.-J. (Trienekens AG): Umsetzung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes. Produktbezogene Beispiele – Qualitätsgesicherte Sekundärbrennstoffe. Münsteraner Abfalltage, 1999
- [27] **Alwast** G., **Both** G.: Energetische Verwertung von Abfällen in Kraft- und Zementwerken in den Bundesländern. In: Thomé-Kozmiensky K.J. (Hrsg.): Reformbedarf in der Abfallwirtschaft. TK-Verlag, Neuruppin, S. 485 – 505, 2001
- [28] **N.N.:** Verein Deutscher Zementwerke e. V., Düsseldorf: Verminderung der CO₂-Emission. Umfrage zum Monitoring-Bericht 2000/2001. In: Umweltdaten der Deutschen Zementindustrie 2001, hier Lit. [4]
- [29] **Schneider** M., **Oerter** M.: Erfahrungen mit dem Einsatz von Sekundärbrennstoffen in der Zementindustrie. In: Wiemer K., Kern M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung IV, 441 – 445, 2000
- [30] **N.N.:** Verein Deutscher Zementwerke e. V., Düsseldorf: Umfrage des Forschungsinstituts der Zementindustrie 2002. In: Umweltdaten der Deutschen Zementindustrie 2001, hier Lit. [3]
- [31] **Braungart**, M., **Eickhoff** U., **Ketelhut** R. (alle EPA GmbH, Hamburg), **Gallenkemper**, B., **Flamme** S., **Walter** G. (alle INFA, Ahlen): Vermeiden durch Verwerten. Untersuchung zur Umwelt- und Gesundheitsverträglichkeit von Substitut-Brennstoffen. Hrsg.: Rethmann Entsorgungswirtschaft GmbH & Co. KG, Region West, Dieselstr. 3, 44805 Bochum-Gerthe, März 1999
- [32] **Glorius** T. (RWE Umwelt): Present situation of SRF (-standardization) in Germany. First Meeting of CEN/TC 343/WG 2 in Stockholm, 18/19th November 2002
- [33] **N.N.:** Bei Abfallexporten gelten die Empfängerland-Bestimmungen. EUWID Re. Nr. 51/52, 1 – 2, 18.12.2001, hier Az. C-324/99
- [34] Schlußanträge des Generalanwalts Francis G. **Jacobs** vom 26.09.2002, Rechtssache C-228/00, Kommission der Europäischen Gemeinschaften gegen Bundesrepublik Deutschland.
- [35] **N.N.:** Urteil des Gerichtshofes (Fünfte Kammer), 13.02.2003, Vertragsverletzung eines Mitgliedstaats - Artikel 7 Absätze 2 und 4 der Verordnung (EWG) Nr. 259/93 - Zuordnung des Zwecks einer Abfallverbringung (Verwertung oder Beseitigung) - Verbrennung von Abfällen - R 1 des Anhangs II B der Richtlinie 75/442/EWG - Hauptverwendung als Brennstoff oder andere Mittel der Energieerzeugung, Rechtssache C-228/00.

- [36] **Faulstich M.:** Potenziale des Sekundärbrennstoffeinsatzes im Bereich der Mono- und Co-Verbrennung. In: Wiemer K., Kern M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung V, 401 – 418, 2000
- [37] **N.N.:** RWE Power AG: Kraftwerk Westfalen. Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen. Kurzbeschreibung; online: http://www.rwepower.com/global/downloads/kraftwerk_westfalen.pdf (eingesehen am 22.01.2003)
- [38] **Lahl, U., Zeschmar-Lahl, B.:** Emissionsprognose für den Einsatz von Sekundärbrennstoffen im geplanten Heizwerk Mindener Industriehafen. Studie erstellt im Auftrag von ENERGOS ASA, 13.3.2000
- [39] **Elfers M.:** Energies-Heizwerke für die energetische Verwertung von aufbereiteten Abfällen. In: Wiemer K., Kern M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung VI, 262 – 278, 2002
- [40] **Krajenbrink G.W. et al:** Fuel and energy recovery. Report DG XVII, TNO-MEP-R98/220, Brüssel 1998
- [41] **Keinhorst J.:** Konkretisierung der EU-Osterweiterung aus umweltpolitischer Sicht. In: Wiemer K., Kern M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung V, 439 – 442, 2001
- [42] **Achternbosch, M.; Bräutigam, K.R.:** Herstellung von Zementklinker. Verfahrensbeschreibung und Analysen zum Einsatz von Sekundärbrennstoffen. Wissenschaftliche Berichte, FZKA-6508 (Dezember 2000); online <http://bibliothek.fzk.de/zb/berichte/FZKA6508.pdf> (eingesehen am 30.10.2001)
- [43] **N.N.:** CEMBUREAU – The European Cement Association, Brüssel: Alternative Fuels in Cement Manufacture - Technical and Environmental Review, Verbandsschrift D/1997/5457/April, April 1997
- [44] **N.N.:** Verein Deutscher Zementwerke e. V., Düsseldorf: Umweltdaten der Deutschen Zementindustrie 2001
- [45] **Härdtle G.:** Ersatzbrennstoffe 1 – Herstellung, Lagerung und Verwertung. TK-Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin, 2001
- [46] **Schulenburg F., Scholz R.:** Energetische Bilanzierung von Verfahrenslinien aus mechanisch-biologischer und nachgeschalteter thermischer Abfallbehandlung. In: Veröffentlichungen des Zentrums für Abfallforschung der Technischen Universität Braunschweig, Heft 13: Stoffstromspezifische Abfallbehandlung im Hinblick auf thermische Verfahren. Braunschweig, September 1998
- [47] **Kehl P., Scharf K.-F., Scur P., Wirthwein R.:** Die Betriebsergebnisse aus den ersten 30 Monaten mit der neuen Ofenlinie 5 im Zementwerk Rüdersdorf. ZKG Zement – Kalk – Gips International Vol. 51Nr. 8, 410 – 426, 1998
- [48] **Scur P.:** Erweiterte Verwertungsmöglichkeiten für Sekundärstoffe in der Zementindustrie durch Integration einer Zirkulierenden Wirbelschicht. 4. Weimarer Fachtagung über Abfall- und Sekundärrohstoffwirtschaft: „Kreislauf im Baugewerbe“, SchrR 04, 10-1 – 10-11, 1996

- [49] **N.N.:** Readymix Zement: Umwelterklärung 2000 Standort Rüdersdorf, S. 26; online: <http://www.readymix-zement.de/pdf/Erkl_d.pdf> (eingesehen am 17.01.2003)
- [50] **N.N.:** TRGS 613 – Ersatzstoffe, Ersatzverfahren und Verwendungsbeschränkungen für chromathaltige Zemente und chromathaltige zementhaltige Zubereitungen. Ausgabe: Oktober 2002, BArbBl. 10/2002 S. 72
- [51] **Faulstich M., Rabus J.:** Thermische Verwertung heizwertreicher Fraktionen aus der mechanisch-biologischen Restmüllbehandlung (MBR). Hengerer D., Lorber K.-E., Nelles M., Wöber G.L.F. (Hrsg.): DepoTech 1998, 65 – 71, 1998
- [52] **Morf L., Ritter E., Brunner P.H.,** TU Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft: Online-Messung der Stoffbilanz auf der MVA Spittelau. Phase B – Messjahr 2001, im Auftrag der MA 22 und 48 der Stadt Wien und der Fernwärme Wien GmbH; Werte Frischsubstanz auf Trockensubstanz umgerechnet mit 30 % Feuchte
- [53] **El Dawi K.I., Stegmann R., Mast P.-G.:** Vergleich der Müllzusammensetzung von Abfallbehandlungsanlagen. Bestimmung der Schadstoffe (Schwermetalle) in Hausmüll und hausmüllähnlichen Abfällen. TU Hamburg-Harburg, Mai 1997; Werte für Frischmüll ohne Problemabfälle; umgerechnet mit 30 % Feuchte; Analysenwerte berücksichtigen nicht die Metallfraktion
- [54] **Born M.:** Verfahren und Kostenstrukturen bei der Behandlung von Restabfall. SIDAF-Schriftenreihe 7, 1 – 28, 2000
- [55] **Bachhiesl M., Tauschitz J., Zefferer H., Zellinger G.:** Untersuchungen zur thermischen Verwertung von Biomasse und heizwertreichen Abfallfraktionen als Sekundärbrennstoffe in Wärmekraftwerken. Schriftenreihe der Forschung im Verbund, Bd. 73, Oktober 2001
- [56] **Hein, K.R.G., Spliethoff H., Scheurer W.:** Untersuchungen zum Stand der Mitverbrennung von Klärschlamm, Hausmüll und Biomasse in Kohlekraftwerken. Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen, Universität Stuttgart, Projekt-Nr. 0326864, März 2000
- [57] **N.N.:** EN 450:1995. Fly Ash for Concrete. Definitions, requirements and quality control. Deutsche Ausgabe: DIN EN 450, Ausgabe:1995-01 Fluga-sche für Beton - Definitionen, Anforderungen und Güteüberwachung; Deutsche Fassung EN 450
- [58] **N.N.:** Draft prEN 450-1, Entwurf 2001; online: <http://www.interverband.com/u-img/774/prEN450-1_12_2001.pdf> (eingesehen am 21.04.2003)
- [59] **Müller W., Wallmann R., Hake J., Turk T.:** Stand der Technik und Entwicklungspotenziale der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. In: Wiemer K., Kern M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung V, 542 – 558, 2001

- [60] **Heering M., Zeschmar-Lahl B.:** Der Branchenführer MBA-Technik – Systemanbieter und Lieferanten der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Hrsg: Fachverband Thermoprozess- und Abfalltechnik im VDMA Verband Deutscher Maschinen- und Anlagenbau. Rhombos-Verlag, Berlin, 2001
- [61] **Ketelsen K., Fehre E., Heckenkamp G.** (alle IBA GmbH, Hannover), **Lahl U., Zeschmar-Lahl B.** (beide BZL GmbH, Oyten), **Beckmann M., Weineck S., Maselli J., Lemser B.** (alle CUTEC GmbH, Clausthal-Zellerfeld): Möglichkeiten der Kombination von mechanisch-biologischer und thermischer Behandlung von Restabfällen. F + E- Vorhaben Nr. 1471 114 im Auftrag des BMBF/UBA, 1998
- [62] **Lahl U., Zeschmar-Lahl B.** (BZL GmbH): Ersatzbrennstoffe aus Restabfall – eine europaweite Marktrecherche. Studie im Auftrag der ARGE Abfallwirtschaft Mittelthüringen. Oyten, den 7. November 1999
- [63] **Lahl U., Zeschmar-Lahl B.** (beide BZL GmbH, Oyten), **Bauer V.** (S.I.G. Dr.-Ing. Steffen GmbH, Bad Berka): Wirtschaftliches Gesamtkonzept Restabfallentsorgung Mittelthüringen. Erstellt im Auftrag der ARGE Abfallwirtschaft Mittelthüringen, vom 29.6.2000, sowie Ergänzung vom 7.2.2001
- [64] **Lahl U., Zeschmar-Lahl B.:** MBA: Die energetische Verwertung bestimmt den Preis. Risikoanalyse erforderlich. Müllmagazin 2, 22 – 25, 2001
- [65] **N.N.:** DIN EN ISO 14040: Produkt-Ökobilanzen. Prinzipien und allgemeine Anforderungen. August 1997
- [66] **Baccini P., Brunner P.H.:** Metabolism of the Anthroposphere. Springer-Verlag, Heidelberg, 1991
- [67] **Fehringer R., Rechberger H., Pesonen H.-L., Brunner P.H.:** Auswirkungen unterschiedlicher Szenarien der thermischen Verwertung von Abfällen in Österreich (ASTRA), Endbericht im Auftrag der ARGE Thermik, Wien, November 1997
- [68] **Rechberger H.:** Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Stoffbilanzen in der Abfallwirtschaft. Wiener Mitteilungen Wasser * Abwasser * Gewässer Band 158, Wien 1999
- [69] **Friedrich H., Lahl U., Zeschmar-Lahl B.:** Die Stoffflussanalyse (SFA) als neues Instrument der abfallrechtlichen Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Entsorgungsmaßnahmen in immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftigen Anlagen. Müll und Abfall 2, 83 – 94, 2001
- [70] **Lahl U., Zeschmar-Lahl, B., Weiler, C.:** Anforderungen an Ersatzbrennstoffe aus Abfällen für die Zementindustrie. Studie im Auftrag des Umwelt- und Verkehrsministeriums Baden-Württemberg, 2000
- [71] **Flamme S., Walter G.** (beide INFA GmbH, Ahlen), **Zeschmar-Lahl B., Lahl U.** (beide BZL GmbH, Oyten): Wissenschaftliche Beratung bei der Genehmigung der ConTherm-Anlage der VEW AG, im Auftrag des MURL NRW und der VEW Energie AG/Edelhoff Umweltservice GmbH & Co. KG, März, 2000

- [72] **Lahl U., Zeschmar-Lahl B.** (beide BZL GmbH, Oyten): Abschlußbericht Stoffflussanalyse für einen Antrag nach BImSchG – BE 80-1 – Ausbaustufe II, neues Kraftwerk. Auftraggeber: PFLEIDERER Holzwerkstoffe GmbH & Co. KG. Oyten, den 30. März 2001
- [73] **N.N.:** Kraftwerksnebenprodukte werden fast vollständig verwertet. EUWID Recycling und Entsorgung Nr. 32, 1-2, 7.8.2001, darin: Daten nach VGB PowerTech e.V.
- [74] **N.N.:** VDZ Verein Deutscher Zementwerken e.V.: Beton – Hart im Nehmen, Stark in der Leistung, Fair zur Umwelt. Zusammenfassung des Tätigkeitsberichtes des Forschungsinstituts der Zementindustrie '93 - '96, April 1996, sowie der Sachstandsberichte (z.T. nicht veröffentlicht) der VDZ/BDZ - Kommission „Umweltverträgliche Verwertung von Sekundärstoffen“, des Arbeitskreises „Umweltverträglichkeit zementgebundener Baustoffe“ und des Arbeitskreises „Recyclingstoffe“; online: <http://www.vdz-online.de/downloads/beton/beton.pdf> (eingesehen am 25.06.2002)
- [75] **N.N.:** Angebote der TECHNOSTART GmbH im IPW Wuhlheide; online: <http://www.technostart.de/produkte/asche.htm> (eingesehen am 19.04.2003)
- [76] **N.N.:** VGB Technische Vereinigung der Großkraftwerksbetreiber e.V.: Kreislauf- und Abfallwirtschaft in den deutschen Kohlekraftwerken. Technisch-wissenschaftliche Berichte VGB-TW 707, 1998
- [77] **N.N.:** VÖZ Vereinigung der Österreichischen Zementindustrie, Wien: Bewertung durch Ökobilanz - Fokus Zement; online: http://www.zement.at/templates/txtpic50.htm?id_inhalt=177 (eingesehen am 19.04.2003)
- [78] **N.N.:** EIPPCB: IPPC, Best Available Techniques Reference Document in the Cement and Lime Manufacturing Industries. February 2000; online: ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/clp_bref_0300.pdf (eingesehen am 14.02.2002)
- [79] **Fehring R., Rechberger H., Brunner H.P.:** Positivlisten für Reststoffe in der Zementindustrie: Methoden und Ansätze (PRIZMA). Endbericht, im Auftrag der Vereinigung der österreichischen Zementindustrie. Wien, Dezember 1999
- [80] **Gerger W., Kritzinger F.:** Berechnung der Transferkoeffizienten für Stoffe aus Brennstoffen für die Klinkererzeugung der Gmundner Zementwerke. Technischer Bericht, Dion Nr. 1/99 der TU Wien, zit. in Fehring R., Rechberger H., Brunner H.P., 1999
- [81] **Lahl U., Zeschmar-Lahl B.** (beide BZL GmbH, Oyten), **Weiler M.** (DPU GmbH, Essen): Beurteilung der Umweltverträglichkeit von thermischen Entsorgungsmaßnahmen. Studie im Auftrag des MURL NRW, 1999; und darauf aufbauend: Ministerium für Umwelt, und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen: Arbeitshilfe „Stoffflussanalyse bei abfallrechtlichen Beurteilungsfragen“, Oktober 2000

- [82] **Winkler H.-D.**, Landesumweltamt NRW, diverse Publikationen, u.a. **Winkler H.-D.**: Praxis der energetischen Verwertung von Abfällen in Nordrhein-Westfalen. In: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.): Zementwerke – NOx-Minderung – Abfallverwertung. Fachtagung am 2.7.1998 in Wackersdorf, Dokumentation, S. 65–98, 1998
- [83] **Goosman, D., Constans, D., Woodford, J. et. al.**: Metal Equilibration and Process Capture Efficiencies in Cement Kilns. AWMA International Specialty Conference on Waste Combustion in Boilers and Industrial Furnaces, March 1993
- [84] **N.N.**: Modell Dr. Graf AG, Gerlafingen (CH)/BUWAL (CH): Beschreibung zum Stoffflussmodell des Zementwerks DR. GRAF AG (BESCHREI.DOC), und Stoffmodell in EXCEL (STOFLMOD.XLS), 20.1.2000
- [85] **Gierzatowicz R.**: The environmental influence of heavy metals introduced to the clinkering process with waste. In Pawlowski L. (Hrsg.): Thermal solid waste utilisation in regular and industrial facilities. Environmental Science Research, 58; Kluwer Academic Plenum Publisher, 2000
- [86] **Zeevalkink J.A., Eggels P.G., Hesseling W.F.M.**: Waste processing in a wet-cement kiln and a specialized combustion plant. TNO-Report TNO-MEP-R 96/082, Juni 1996
- [87] **Winkler H.D.**: Emissionsverhalten von Drehrohröfen zur Herstellung von Zementklinker beim Einsatz von Abfällen – Einflusskriterien und Prognosemodelle. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, Dezember 1997
- [88] **Knobloch W., Uckermann B.** (VEBA): Energetische Verwertung in Kraftwerken. VDI - 29.1.1997
- [89] Dr. Martin **Schneider**, VDZ: persönliche Mitteilung und Mail im Rahmen des Projektes Beurteilung der Umweltverträglichkeit von thermischen Entsorgungsmaßnahmen. BZL GmbH, Oyten/DPU GmbH, Essen: Studie im Auftrag des MURL NRW, 1999
- [90] **Sprung S., Rechenberg W.**: Einbindung von Schwermetallen in Sekundärstoffen durch Verfestigung mit Zement. Beton 38, Heft 5, S. 193 –198, 1988
- [91] Untersuchungen von **Ketelsen K. et al.** (IBA Hannover): 22 Proben von 3 niedersächsischen Splitting-MBAs (RABA Bassum, MBA Wiefels/Friesland, MBA Lüneburg), unveröffentlicht, März, 2000
- [92] **N.N.**: VDZ: Beton. Umweltverträglichkeit von Zement und Beton. Informationsschrift, 1996
- [93] **Harant M.**: Stoffflussanalyse bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung vor der Deponierung. Dissertation am Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik, Montanuniversität Leoben, Februar 1999
- [94] **Harant M., Nelles M., Hofer M., Lorber K.E., Raninger B.**: Stoffflussanalyse bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. Schriftenreihe Abfall-Umwelt, Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik, Montanuniversität Leoben, 1999

- [95] **Rentz O., Martel Ch.:** Analyse der Schwermetallstoffströme in Steinkohlefeuerungen unter besonderer Berücksichtigung des Betriebszustandes der Anlage. FZKA-BWPLUS-Bericht Nr. 6, 8/98
- [96] **Onz S.** (für ASA-INERTA, Wien), **Lahl U., Zeschmar-Lahl B.** (beide BZL GmbH, Oyten): Mitverbrennung von hochkalorischen Fraktionen aus der MBA in Industrieanlagen. Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes, Wien, Interner Bericht (IB) 649, Mai 2001
- [97] **N.N.:** DIN 38414, Teil 1; Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S), Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S 4); 1984.
- [98] **N.N.:** Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen: FGSV-Arbeitspapier 28/1: Umweltverträglichkeit von Mineralstoffen, Teil 1: Wasserwirtschaftliche Verträglichkeit. Köln, 1994
- [99] **N.N.:** Altlasten - Fachinformationen im World-Wide Web – AlfaWeb, ein Projekt des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (UVM) und der Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) ausgeführt von Forschungszentrum Karlsruhe, IUT und AHK, hier 3. Übersicht über bestehende Elutionstests; online: <http://www.uvm.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/berichte/tba11-94/eluatdv-3.html> (eingesehen am 13.03.2003)
- [100] **Hohberg I., Müller Ch., Schießl P., Volland G.:** Umweltverträglichkeit zementgebundener Baustoffe – Sachstandsbericht. SchrR des DASTB Nr. 458, 1996.
- [101] **Schießl P., Hohberg I.:** Umweltverträglichkeit von zementgebundenen Baustoffen – Untersuchungen zum Auslaugverhalten. Abschlußbericht. Forschungsbericht – Institut für Bauforschung – ibac – der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen, F 414, 1995, IRB-Verlag, T 2695
- [102] **N.N.:** Zusammenstellung nach Informationen der Technischen Vereinigung der Großkraftwerksbetreiber e.V. (VGB), unveröffentlicht, 09.94; Lit. 165 in: Hohberg I., Müller Ch., Schießl P., Volland G.: Umweltverträglichkeit zementgebundener Baustoffe – Sachstandsbericht. SchrR des DASTB Nr. 458, 1996
- [103] DI Kurt **Scheidl**, Scheidl Umweltanalytik, Wien/Eisenstadt: pers. Mitt.
- [104] **N.N.:** RILEM-Workshop Auslaugverhalten von Beton und zementgebundenem Material. Mitteilungen aus dem Forschungsinstitut der Vereinigung der Österreichischen Zementindustrie Heft 42, Wien 1992
- [105] **Rankers R., Hoberg I.:** Leaching tests for concrete containing fly ash. Evaluation and mechanism. In: Proc. Int. Conf. Environmental Implications of Construction with Waste Materials. Amsterdam, Niederlande 1991, o.S.

- [106] **Rechenberg W., Sprung S.:** Ein neues Verfahren zur Prüfung der Auslaugbarkeit umweltrelevanter Spurenelemente bei der Verwertung zementgebundener Abfallstoffe. 4. Colloquium Atomspektrometrische Spurenanalytik, Konstanz, 6. bis 9.4.1987, in: B. Welz (Hrsg.): 4. Colloquium Atomspektrometrische Spurenanalytik. Bodenseewerk Perkin-Elmer & Co. GmbH, Überlingen 1987, zit. in Sprung S., Rechenberg W., 1988, s.o.
- [107] **Sprung, S., Rechenberg, W., Bachmann, G.:** Umweltverträglichkeit von Zement. Zement – Kalk – Gips 47, Heft 8, 456 – 461, 1994
- [108] **Sprung, S., Rechenberg, W., Bachmann, G.:** Environmental compatibility of cement and concrete. Amsterdam: Elsevier, 1984. In: Goumans J.J.J.M. et al. (Eds.): Environmental aspects of construction with waste materials. Proc., Maastricht, Netherlands, June 1-3, 1994, s. 369 – 386, 1984
- [109] **Schmidt, M., Vogel, P.:** Ökologische Eigenschaften von Beton – von den Ausgangsstoffen bis zur Wiederverwertung. Zement + Beton 11, 1994
- [110] **Junker, W., Damm, K.W.:** Ausbau der Bundesautobahn A 2 Berlin-Helmstedt. Straße und Autobahn 44, Nr. 10, S. 589 – 603, 1993, zit. bei Schmidt und Vogel, 1994
- [111] **Guo Q., Toomuluri P.J., Eckert J.O.:** Leachability of regulated metals from cement-mortar linings. Journal AWWA 90 (3), 62 – 73, 1998
- [112] **Germaneau, B., Balotte, B., Defosse, C.:** Leaching of Heavy Metals by Mortar Bars in Contact with Drinking and Deionized Water. In: Portland Cement Association (Hrsg.): Cement and Concrete in the Global Environment. Proceedings of PCA's Emerging Technologies Symposium on Cement and Concrete in the Global Environment held in Chicago, March 1993.
- [113] **Cote P.L., Constable Th. W., Moreira A.:** Nuclear and Chemical Waste Management 7, 129 – 139, 1987
- [114] **Zhao E., Daugherty K.E., Zhang L., Ingram K.D., Hill R.:** Cement Industry Solutions to Waste Management. Calgary, 359-772, October 1992; Lit. [19] in Germaneau, Balotte und Defosse, 1993:
- [115] **Colucci M., Epstein P, Bartley B.:** A comparison of metal and organic concentrations in cement and clinker made with fossil fuels to cement and clinker made with waste derived fuels. In: Portland Cement Association (Hrsg.): Cement and Concrete in the Global Environment. Proceedings of PCA's Emerging Technologies Symposium on Cement and Concrete in the Global Environment held in Chicago, March 1993.
- [116] **Seebach, H.M., Tseng, H.:** Herstellung von Zementen unter Verwendung von Sondermüll sowie fossilen Brennstoffen und ihre Eignung bei Anwendung im Trinkwasserbereich. The suitability of cements manufactured with hazardous waste derived fuels and with fossil fuels for drinking water applications. Southdown Knoxville, USA. VDZ-Kongress, Düsseldorf: Verfahrenstechnik der Zementerstellung, 1993; Bauverlag, Wiesbaden und Berlin, S. 101 – 111, 1993

- [117] **N.N.**: NSF/ANSI Standard 61: Testing of Drinking Water Products issued by NSF International, Ann Arbor, MI, 48105; jetzt: System Components - Health effects. NSF/ANSI 61.
- [118] **N.N.**: Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP): Federal Register, Vol. 51, No. 261, U.S. EPA, Washington D.C., 1990
- [119] **N.N.**: US-EPA: Technical Assistance Document for Complying with the Rule and Implementing the Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP), EPA-902-B-94-001;
- [120] **N.N.**: Chemistry Division of the North Dakota Department of Health: Standard Operating Procedure for Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP); online: <<http://www.health.state.nd.us/lab/METHODS/I-1-15.pdf>> (eingesehen am 22.01.2003)
- [121] **N.N.**: Portland Cement Association: An Analysis of Selected Trace Metals in Cement and Kiln Dust, Skokie, Illinois, 1992, SP109
- [122] **Hansen E. R., Miller F. M.**: Leaching Study of Portland Cement Using the TCLP Procedure. In: Emerging Technologies in Resource Recovery and Emission Reduction in the Cement Industry. Portland Cement Association, Skokie Illinois (Proceedings of a Conference in Dallas, Texas), 1993
- [123] **Kanare H.M., West P. W.**: Leachability of Selected Chemical Elements from Concrete. In: Portland Cement Association (Hrsg.): Cement and Concrete in the Global Environment. Proceedings of PCA's Emerging Technologies Symposium on Cement and Concrete in the Global Environment held in Chicago, March 1993.
- [124] **Degré J. P.**: Ciments de Obourg SA. Waste Co-processing in Industry. Sept. 1996
- [125] **N.N.**: Intron BV, Dr Nolens In 126, NL-6136 GV Sittard (Adviesbureau bouwkunde), zitiert bei Degré, 1996
- [126] **N.N.**: NEN 7341: Leaching characteristics of building and solid waste materials - Leaching tests - Determination of the availability of inorganic components for leaching, 1995. Nederlands Normalisatie-Instituut (NNI), P. O. Box 5059, NL – 2600 GB Delft
- [127] **N.N.**: NEN 7343: Leaching characteristics of solid earthy and stony buildings and waste materials. Leaching tests. Determination of the leaching of inorganic components from granular materials with the column test, 1995. Nederlands Normalisatie-Instituut (NNI), P. O. Box 5059, NL – 2600 GB Delft
- [128] **N.N.**: DIN EN 12457: Charakterisierung von Abfällen durch Auslaugung – Eluierung – Deklarationstest für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen. Deutsche Fassung prEN 12457, Entwurf 1996-10, sowie Entwürfe 2000-02:
 Teil 1: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits/Feststoffverhältnis von 2 l/kg und einer Korngröße unter 4 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung) – Deutsche Fassung prEN 12457-1: 1999

- Teil 2: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits/Feststoffverhältnis von 10 l/kg und einer Korngröße unter 4 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung) – Deutsche Fassung prEN 12457-2: 1999
- Teil 3: Zweistufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits/Feststoffverhältnis von 2 l/kg und 8 l/kg und einer Korngröße unter 4 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung) – Deutsche Fassung prEN 12457-3: 1999
- Teil 4: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits/Feststoffverhältnis von 10 l/kg und einer Korngröße unter 10 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung) – Deutsche Fassung prEN 12457-4: 1999
- [129] **Van der Sloot** H.A.: Comparison of the characteristic leaching behavior of cements using standard (EN 196-1) cement mortar and an assessment of their long-term environmental behavior in construction products during service life and recycling. Cement and Concrete Research Vol. 30, Issue 7, 1079-1096, 2000
- [130] **Van der Sloot** H.A., **Höde** D.: Long term leaching behaviour of cement mortars. ECN report number ACN-C-97-042, 1997; online: <<http://www.ecn.nl/library/reports/1997e/c97042.html>> (eingesehen am 13.03.2003)
- [131] **N.N.**: Bouwstoffenbesluit bodem – en oppervlaktewaterenbescherming. Staatsblad 567 Hague 1995, Übersetzung: Building Materials Decree. Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden, 1995, 567. Inkl: Ministerial Decision on the Building Materials Decree (Building materials decree ex-ecutional instructions), 1999
- [132] **Comans** R.N.J., **van der Sloot** H.A., **Bonouvrie** P.: Geochemical reactions controlling the solubility of major and trace elements during leaching of municipal solid waste incinerators residues. Proceedings Municipal Waste combustion (VIP), Air and Waste Management Association, Pittsburgh, PA, 667 – 679, 1993
- [133] **N.N.**: CEN-Report: A study of the characteristic leaching behavior of hardened concrete for use in the natural environment. Brüssel, Final draft, April 1999
- [134] **N.N.**: CEN-Report: A study of the characteristic leaching behavior of hardened concrete for use in the natural environment. Brüssel, Final draft, hier Part II: Test method used in the study for characterisation of leaching. April 1999
- [135] **N.N.**: European Committee for Standardization: prEN 206 – 1, (version 23) February 1999, Concrete – Part 1: Specification, performance, production and conformity, Ref. No. prEN 206 E

- [136] u.a.: **Thielen G., Spanka G., Rechenberg W.**: Leaching Characteristics of Cement Bound Materials Containing Organic Substances and Inorganic Trace Elements. In: Emerging Technologies. Symposium on Cement and Concrete in the Global Environment. Proceedings, Chicago/Illinois, 1993
- [137] **Reinhold M.**: Umwelttechnische Parameter von Recyclingbaustoffen. Elutionsverfahren. Universität Weimar, Fakultät Bauingenieurwesen, Professur Aufbereitung von Baustoffen und Wiederverwertung, Mai 2000, 2000; online: http://www.uni-weimar.de/Bauing/aufber/Praktikum/ABW_6_Elution.pdf (eingesehen am 23.01.2003)
- [138] **Hohberg I., Müller Ch., Schießl P.**: Umweltverträglichkeit zementgebundener Baustoffe: Zusammenfassung eines Sachstandsberichts des DAfStb. In: Beton 46, Nr. 3, S. 156-160, 1996
- [139] **Müller Ch.**, Insitut für Bauforschung, RWTH Aachen: Anforderungen an Werkstoffe für kreislaufgerechtes Bauen. Vortrag gehalten auf dem 20. Aachener Baustofftag, 3. März 1998; online: http://www.b-i-m.de/Public/ibac/BTAachenanforder_Kap3.htm (eingesehen am 19.01.2003)
- [140] **Lechner, P., Dreier, P.**: Baurestmassen – Vermeiden, Verwerten, Behandeln. Report UBA – 95 – 110. Klagenfurt/Wien, August 1995
- [141] **Schachermayer E., Lahner T., Brunner P.H.**: Stoffflussanalyse und Vergleich zweier Aufbereitungstechniken für Baurestmassen. UBA-Wien, Monographien Band 99, Wien 1998
- [142] **N.N.**, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie: Verordnung über die Trennung von bei Bautätigkeiten anfallenden Materialien. BGBl. 259, 1991
- [143] **Brunner P.H., Stämpfli D.M.**: Material Balance on a Construction Waste Sorting Plant. Waste Management & Research 11, 27 - 48, 1993, zit. in Rechberger H., Wiener Mitteilungen Wasser * Abwasser * Gewässer Band 158, Wien 1999, S. 163
- [144] **N.N.**, Bundesvereinigung Recycling Bau e.V.: Arbeitshilfe pro-Recycling. Einsatz güteüberwachter Recycling-Baustoffe. Argumentationskriterien unter legislativer, exekutiver und juristischer Betrachtung. Berlin, 30. Juni 2001
- [145] **Karnuth M.**: Elution von Stoffen aus Recyclingmaterialien im Bauwesen. Dissertation in Vorbereitung, Juli 2002. online: <http://www.angewandte.geo.uni-mainz.de/karnuth.html> (eingesehen am 19.01.2003)
- [146] **N.N.**: Richtlinie des Rates vom 21.12.1988 zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedstaaten über Bauprodukte 89/106/EWG (Bauproduktenrichtlinie), ABl. EG Nr. L 40 vom 11.02.1989, S. 12
- [147] ABl. EG Nr. L 220 vom 30.08.1993, S. 1
- [148] ABl. EG Nr. 94/062/01 vom 28. Februar 1994

- [149] **N.N.:** DIN EN 197-1: Zement Teil 1. Zusammensetzung, Anforderungen und Konformitätskriterien von Normalzement. Deutsche Fassung EN 197-1:2000, Februar 2001
- [150] **N.N.:** Characterization of waste - Leaching behaviour test - Part 1: ANC-test (Under Development); Characterization of waste - Leaching behaviour test - Part 2: pH static test (Under Development); Characterization of waste - Leaching behaviour of a waste material under standardized percolation conditions - Up-flow percolation test (Under Development); Characterization of waste - Simulation of the leaching behaviour of a waste material under specific conditions - Down-flow percolation test (Under Development); zit. nach: CEN/TC 292 Work Programme; online: <http://www.cenorm.be/standardization/tech_bodies/cen_bp/workpro/tc292.htm> (eingesehen am 09.08.2001)
- [151] **N.N.:** Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council relating to restrictions on the marketing and use of nonylphenol, nonylphenol ethoxylate and cement. 26th amendment of Council Directive 76/769/EEC; online: <http://europa.eu.int/eur-lex/en/com/pdf/2002/com2002_0459en01.pdf> (eingesehen am 09.08.2002)
- [152] **Aalbers Th.G., Zevenbergen C., de Wilde P.G.M., Keijzer J., Kroes P.J., Eikelboom R.T.:** Bouwstoffen nader bekeken. Milieuhygiënische kwaliteit en toepasbaarheid van bouwstoffen in relatie tot het Bouwstoffenbesluit. Eburon, Amssterdam, 1998
- [153] **Eikelboom R.T., Ruwiel E., Goumans J.J.J.M.:** The Building materials decree: an example of a Dutch regulation based on the potential impact of materials on the environment. Paper VROM Leeds 2000 rev., Bezug vom Autor: Eikelboom R.T., Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment (= VROM)
- [154] **Vahlbruch M.,** Bau-BG Hannover: Das chromatbedingte Kontaktexzema als Berufskrankheit. Kritische Würdigung der Technischen Regel für Gefahrstoffe – TRGS 613 –, sowie deren Auswirkungen auf das Berufskrankheitengeschehen, verdeutlicht anhand einer Praxisstudie mit Werkfrischmörtel; online: <<http://www.gisbau.de/aktuelles/Maurer.pdf>> (eingesehen am 21.04.2003)
- [155] **Rühl R.:** Technische Regeln für Gefahrstoffe (TRGS) zu Ersatzstoffen. In: Effinger A., von Gleich A., Ahrens A., Heitmann K., Braun A., Lißner L.: Gefahrstoffsubstitution und Innovationsfähigkeit. Projekt SubChem – sustainable substitution of hazardous chemicals. Gefördert vom BMBF im RIW-Förderschwerpunkt „Rahmenbedingungen für Innovationen zum nachhaltigen Wirtschaften, Förderkennzeichen 07RIW4, S. 80 – 92, 2001

- [156] **N.N.**: Gesetz über das Inverkehrbringen von und den freien Warenverkehr mit Bauprodukten zur Umsetzung der Richtlinie 89/106/EWG des Rates vom 21. Dezember 1988 zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedsstaaten über Bauprodukte (Bauproduktengesetz – BauPG) vom 10. August 1992
- [157] BGBl. S. 813 – 819, 8.5.1998
- [158] **N.N.**: Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. BGBl. I 1999, 1575 - 1579
- [159] **N.N.**: Rundverfügung Straßenbau des hessischen Landesamtes für Straßenbau 11/1989: Vorläufige Lieferbedingungen für im Straßenbau wiederzuverwendende Baustoffe, zit. in Hohberg, Müller et al., 1996, Tabelle B4
- [160] **N.N.**: Verwaltungsvorschrift des Verkehrsministeriums und des Umweltministeriums über vorläufige Lieferbedingungen für aufbereiteten Straßenaufbruch und Bauschutt zur Verwendung im Straßenbau Baden-Württemberg, 1991, zit. in Hohberg, Müller et al., 1996, Tabelle B4
- [161] **N.N.**: Anforderungen an die Verwendung von aufbereiteten Altbaustoffen (Recyclingbaustoffen) und Industriellen Nebenprodukten im Erd- und Straßenbau aus wasserwirtschaftlicher Sicht. Ministerialblatt für das Land Nordrhein-Westfalen, Nr. 45, S. 906 – 919, 18.7.1991
- [162] **N.N.**: Anforderungen an den Einsatz von mineralischen Stoffen aus Bautätigkeiten (Recycling-Baustoffe) im Straßen- und Erdbau. Gem. Rd. Erl. MUNLV / MWMEV IV-3-953-26308 / IV-8-1573-30052 IV A3-32-40/45, 9.10.2001, online: <http://www.munlv.nrw.de/sites/arbeitsbereiche/boden/mineralabfall/recycling.htm> (eingesehen am 21.04.2003); Eluatwerte zit. in BBA Hamm: Wiederverwendung von Baustoffen RC-Baustoff-Brechkorngemisch 0/45 Güteklasse RAL-RG 501/1 Klasse 1, Prüfbericht Nr. 13026 Seite 9 von 10; online: <http://www.bba-hamm.de/bericht.htm> (eingesehen am 21.04.2003)
- [163] **N.N.**, LAGA: Stoffliche Verwertung von Abfällen in und auf Böden. Stand 6. November 1997. Müllhandbuch, Kz. 6541, Lfg. 2/99; identisch mit TR LAGA 20 Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen – Technische Regeln – LAGA – Länderarbeitsgemeinschaft Abfall, Stand: 6. November 1997. Erich Schmidt Verlag Berlin, 1998,
- [164] **N.N.**: Die Überarbeitung der LAGA-Mitteilung 20.RC-News Ausgabe II, 2002, S. 8 - 9
- [165] **N.N.**: Technische Lieferbedingungen für Recycling-Baustoffe. TL RC-ToB-StB, 1995
- [166] **N.N.**: Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen: Richtlinien für die umweltverträgliche Anwendung von industriellen Nebenprodukten und Recycling-Baustoffen im Straßenbau RuA-StB 01, Köln 2001
- [167] **N.N.**, Österreichischer Baustoff-Recycling Verband, Österreichischer Güteschutzverband Recycling-Baustoffe: Richtlinie für Recycling-Baustoffe. 3. Auflage, Dezember 1999

- [168] **N.N.**: ÖNORM S 2027: Eluatklassen (Gefährdungspotential) von Abfällen. – Österreichisches Normungsinstitut, Wien, 1990; hier: 2. Auflage, Juli 1993
- [169] **Raffel G., Sedlak R., Xeller H., Struwe W., Tellenbach M., Zahrer L., Wurst F., Kuhlmann K.**: Zement und Umwelt. Beiträge zur Enquete der österreichischen Zementindustrie, Wien, August 1995, S. 39 – 80; Hrsg.: Zement + Beton Handels- und Werbeges. m. b. H., Wien, im Auftrag der österreichischen Zementindustrie, dort zitiert: BUWAL: Regelungen über die Abfallentsorgung in Zementwerken. Thesenpapier der Arbeitsgruppe zuhanden der Kantone. Teilbericht 1: Brennstoffe. Verfasser: Dr. Graf AG, Bericht 93.91.2018, März 1994
- [170] **N.N.**: „Abfallentsorgung in Zementwerken, Thesenpapier“, Umweltmaterialien Nr. 70, BUWAL, Dokumentationsdienst, CH-3003 Bern, 1997
- [171] **N.N.**, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft: Richtlinie Entsorgung von Abfällen in Zementwerken. Entwurf Stand 10. März 1996, versandt mit Einladung zur Stellungnahme am 28. März 1996
- [172] **N.N.**, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft: Richtlinie Entsorgung von Abfällen in Zementwerken. April 1998
- [173] **N.N.**, Dr. Graf AG: Revisionskommission Abfallentsorgung in Zementwerken. Zusammenfassung der Ergebnisse der 5. Sitzung vom Mittwoch, 28. November 2001, im BUWAL, Ittingen; online: <http://www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/abfall/revkomm_nov01.pdf> (eingesehen am 11.07.2002)
- [174] **N.N.**: Dr. Graf AG: Revisionskommission Abfallentsorgung in Zementwerken. Zusammenfassung der Ergebnisse der 4. Sitzung vom Mittwoch, 23. Mai 2001, im BUWAL, Ittingen; online: <http://www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/abfall/revkomm_mai01.pdf> (eingesehen am 11.07.2002)
- [175] **N.N.**, VDZ Verein Deutscher Zementwerken e.V.: VDZ-Report '96
- [176] **N.N.**, LAGA – Länderarbeitsgemeinschaft Abfall 1997: Maßstäbe und Kriterien für die energetische Verwertung von Abfällen in Zementwerken. Entwurf 31.10.1997
- [177] **N.N.**, Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe – BGS, Köln; online: <<http://www.bgs-ev.de>> (eingesehen am 20.02.2003)
- [178] **N.N.**, Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe e.V., BGS-Sprecher Wilhelm Terhorst, zitiert in: RAL-Gütezeichen 724 für Sekundärbrennstoffe. Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe e.V. schließt Anerkennungsverfahren erfolgreich ab. Pressemitteilung, Köln, 5. Juli 2001.
- [179] **N.N.**: Directive of the European Parliament and of the Council on the promotion of electricity from renewable energy sources in the internal electricity market. 2000/0116 (COD), LEX 300, Brüssel, 27.9.2001
- [180] **N.N.**, Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe e.V.: RAL-Gütezeichen Sekundärbrennstoffe, Schlußfassung Mai 2001, Schreiben des RAL vom 31.05.2001

- [181] **N.N.**: Gazzetta Ufficiale Della Repubblica Italiana: Ministero dell'Ambiente: Decreto Ministeriale 5 febbraio 1998. Individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero ai sensi degli articoli 31 e 33 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22. Supplemento ordinario alle Gazzetta Ufficiale. Serie generale n. 83, 16.04.1998
- [182] **N.N.**, Suomen Standardisoimislitto: Solid Recovered Fuel. Quality Control System, SFS 5875: E, Helsinki, 24.01.2000
- [183] **N.N.**, BMfUJF: Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie über die Verbrennung von gefährlichen Abfällen. BGBl. II Nr. 22/1999
- [184] **N.N.**, Verband der Österreichischen Zementindustrie VÖZ: Positivliste für die Verbrennung von Abfällen in Anlagen zur Zementerzeugung. 23.7.2001; online: <<http://www.zement.at/downloads/positivliste3.pdf>> (eingesehen am 22.01.2003)
- [185] **Schelch M., Ragoßnig A.**: Qualitätssicherung beim Einsatz von Abfällen in industriellen Anlagen. Österreichische Gütegemeinschaft für Sekundär-energeträger (ÖG-SET); online: <<http://www.unileoben.ac.at/~stdekan/zeitung/zeitung10-fertig.htm>> (eingesehen am 21.01.2003)
- [186] **Schmidt M.**, DIN, NMP 583: Schreiben an Mrs. Susanna Virkajärvi, Secretary CEN/TC 343, Finnish Standards Association SFS, Helsinki/Finnland, Further German comments on the Draft Business Plan, 5.9.2002; Dokument NMP 583 N 0034
- [187] **Zeschmar-Lahl B.**: Integration der Abfallaufbereitungsanlage der MA 48 in das Wiener Abfallwirtschaftskonzept. Leistungsteil 2: Stoffflussanalyse für die Wiener Abfallaufbereitungsanlage. Auftraggeber: Magistrat der Stadt Wien, Magistratsabteilung 48. Oytten, 31.01.2003
- [188] **Thomé-Kozmiensky K.J.**: Überprüfung der technischen Parameter der Sortier- und Aufbereitungsanlage für Haus- und Sperrmüll der Stadt Wien, für den Magistrat der Stadt Wien, Magistratsabteilung 48. Berlin, 12. August 2002
- [189] **N.N.**, TBU: Abfalltechnische Analysen von „Leichtfraktion“ aus dem Restmüllsplitting, durchgeführt im Auftrag der Gemeinde Wien (Magistratsabteilung 48) und des SVZ (Sekundärrohstoffverwertungszentrum Schwarze Pumpe), Innsbruck, Juni 1999
- [190] **Wachter P.**: Antimon. online: <http://www.uni-regensburg.de/Fakultaeten/nat_Fak_IV/Anorganische_Chemie/Pfitzner/stud_vor_ws01/antimon.pdf> (eingesehen 20.02.2003)
- [191] **N.N.**, Wirtschaftsvereinigung Metalle (WMV); online: <http://www.wvm.de/welcome.asp?page_id=185&sessionid=> (eingesehen am 10.03.2003)

- [192] **Rotter S.:** Potenzial und Verteilung von Schwermetallen in Haushaltsabfällen und Steuerungsmöglichkeiten durch Aufbereitung. TU Dresden, Schriftenreihe "Beiträge zu Abfallwirtschaft/Altlasten", Bd. 27, 2002
- [193] **Giegrich J. et al.:** Systeme und Anlagen zur stofflichen Verwertung und Schadstoffentfrachtung. UFO-Plan 103 03 315/02, Heidelberg, 1991, zitiert bei Rotter, 2002
- [194] **Bilitewski B., Kümmler G., Lorber K.E.:** Bilanz eines Aufbereitungsprozesses. Müll und Abfall 11, 369 – 376, 1985
- [195] **Schachermayer E., Bauer G., Ritter E., Brunner P.H.:** Messung der Güter- und Stoffbilanz einer Müllverbrennungsanlage. Bundesministerium für Umwelt, Wien: Monographien, Bd. 56, 1995
- [196] **N.N., AWISTA:** Landeshauptstadt Düsseldorf, Düsseldorfer Abfallwirtschafts- und Stadtreinigungsbetrieb AWISTA: Tabellarische Auswertung der Meßwerte (1996/97) hinsichtlich der Schadstoffbelastung von Hausmüll / Restmüll (und hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen). Faxmitteilung vom 26.01.1998
- [197] **Morf L., Ritter E., Brunner P.H.:** Güter- und Stoffbilanz der MVA Wels, ÖWAV-Bericht, 1997, hier: Tab. 4-41; (Projekt Mappe III). TU-Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, A-1040 Wien
- [198] **N.N., VKF/AkA:** Müllanalysen. Merkblatt M4 des Verbandes kommunaler Fuhrpark- und Stadtreinigungsbetriebe (VKF) und der Arbeitsgemeinschaft für kommunale Abfallwirtschaft (AkA) vom Oktober 1963. TVAB/1. Lfg. X.72, Kz. 11 026
- [199] **N.N., VKF/AkA:** Gewinnung und Aufbereitung von Müllproben für Laboratoriums-Untersuchungen. Merkblatt M5 des Verbandes kommunaler Fuhrpark- und Stadtreinigungsbetriebe (VKF) und der Arbeitsgemeinschaft für kommunale Abfallwirtschaft (AkA) vom Oktober 1964. TVAB/1. Lfg. X.72, Kz. 11 028
- [200] **N.N., Thüringer Ministerium für Umwelt und Landesplanung:** Merkblatt zur Durchführung von Hausmüllanalysen. StAnz. Nr. 20/1993, S. 767-769
- [201] **N.N.:** Leistungsverzeichnis Vorzerkleinerungsanlagen Fa. PeroTech, hier: Wiener Sperrmüllanalyse Frühjahr 1999, zit in Thomé-Kozmiensky, 2002
- [202] **N.N., Technisches Büro Hauer Umweltwirtschaft, Korneuburg:** Kunststoffanalyse – PVC-Anteil im Sortierrest. Korneuburg, 28. Oktober 2002
- [203] **N.N., ESW Consulting Wruss Ziviltechnikergesellschaft mbH:** Analysenbericht, Betreff: Leichtfraktionen aus Hausmüll, Wien, 27.03.02, w/a020241.1
- [204] **N.N., TBU:** Abfalltechnische Analysen von „Schwerfraktion“ aus Restmüllsplitting, durchgeführt im Auftrag der Gemeinde Wien (Magistratsabteilung 48). Ergebnisbericht, Innsbruck, Juli 2001

- [205] DI Monika I. **Kisser**, NUA: Erläuterungen zur Probenahme der Restmüllschwerfraktion 0/50 nach der Abfallaufbereitungsanlage der MA 48 vom 16.10.2002. Mail an Frau Dr. Franziska Plahl-Wabnegg, MA 48, vom 18.12.2002
- [206] **N.N.**, NUA Niederösterreichische Umweltschutzanstalt GmbH, Maria Enzersdorf: Gesamtbeurteilung über die Restmüllschwerfraktion 0/50 nach der Abfallaufbereitungsanlage der MA 48, Percostr. 2, 1220 Wien. Auftraggeber: MA 48, Auftrag-Nr. AB-548-1/3-2002, 29.11.2002
- [207] **Nielsen R.**: Report on Cadmium Swedish Environmental Board. Zitat in ENV/178/79-En: Energy from Municipal Waste 1980/81, Summary Report; zit. von Harant, 1999
- [208] **Bidlingmaier W.**: Schwermetalle im Hausmüll – Herkunft, Schadwirkung, Analyse. Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd. 42, 1990
- [209] **Krüger J.**: Verwertungsmöglichkeiten der Schrottfraktion aus der mechanisierten Sortierung von Haushaltsabfällen. in Jäger B., Thomé-Kozmiensky K.J. (Hrsg.): Materialrecycling aus Haushaltsabfall. Berlin, 1978, zit bei Harant, 1999
- [210] **Brunner H.P.**, **Rechberger H.**: Verfahrensbewertung durch Stoffbilanzen. Müllhandbuch, Kz. 8506, Lfg. 11/00, 2000
- [211] **N.N.**, ARGEV: Technischer Versuch zur Sortierung und Verwertung von ARGEV-Verpackungen aus MBA. Projekt 125/99, Vortrag und Folien von Erwin Janda (ARGEV), Oberpullendorf, 25.2.2000
- [212] **N.N.**, Technisches Büro Hauer Umweltwirtschaft, Korneuburg: Feststellung des Gehaltes an Konsumbatterien in der Metallfraktion nach dem Magnetscheider der Abfallaufbereitungsanlage. Analyseergebnisse. Korneuburg, 23. Oktober 2002
- [213] **Stercken**: Mündliche Mitteilung von Ergebnissen zum Einsatz von Müllschrott aus dem Abschlußbericht „Recycling of Scrap for high Quality Products“. Veröffentlichung in Vorbereitung, zit von Harant, 1999
- [214] **N.N.**, Umweltministerium Niederlande: Ministere van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM): Cadmium, kwik en lood in uit Azie geïmporteerde batterijen. Distributiecentrum VROM, Nr.: 17254/184, Juli 2000, zit von Rentz et al., 2001
- [215] **Korfmacher H.** (EPBA, Duracell): Persönliche Information 3/2001, zit. von Rentz et al., 2001
- [216] **Bräutigam A.**, **Fellmuth P.**: Aufkommen, Umweltrelevanz, Sammlung und Sortierung zur Verwertung von Altbatterien. Müllhandbuch, Kz. 8528.1, Lfg. 9/99, 1999
- [217] **N.N.**, MAPAG Materialprüfung G.m.b.H.: Prüfbericht: Untersuchung von 4 Bodenproben der Müllbehandlungsanlage Wien. Gumpoldskirchen, 28.10.2002

- [218] **Bidlingmaier W., Alt M.:** Die Beeinflussung von Schwermetallemissionen aus Müllheizkraftwerken durch Vorsortierung des Inputmaterials; in: Thomé-Kozmiensky K.J. (Hrsg.): Müllverbrennung und Umwelt, EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin, 535 – 569, 1985
- [219] **Rasemann W.:** Qualitätssicherung von Stoffsystemen durch Probenahme und Datenanalyse – Probleme, Erfahrungen, Tendenzen; in: Rasemann (Hrsg.): Qualitätssicherung von Stoffsystemen im Abfall- und Umweltbereich, Probenahme und Datenanalyse, S. 9 – 21, Trans Tech Publications, Verlag für technisch- wissenschaftliche Literatur, Clausthal-Zellerfeld, 1999; zit. bei Flamme, Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft, Bd. 5, 2002
- [220] **Sansoni B.:** Fortgeschrittener chemischer Analysendienst für Elemente, Radionuklide und Phasen, das Jülicher Baukastensystem für Analysenschritte, in: Fresenius Zeitschrift für Analytische Chemie 323, 573 – 600, 1986, zit. bei Flamme, Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft, Bd. 5, 2002
- [221] **Skutan S., Cencic O., Brunner H.P.:** Stoffflussanalyse von mechanisch-biologischen Verfahren. SIDAF: Abfallkolloquium 2001, SchrR 11, 301 – 317, 2001
- [222] **N.N.,** Montan-Universität Leoben, Technische Universität München, Abfallwirtschaft & Umwelttechnik, Augsburg: Endbericht zum Pilotprojekt „Möglichkeiten und Grenzen des Restmüllsplittings am Beispiel der Abfallbehandlungsanlage Kufstein., im Auftrag von THÖNI Industriebetriebe G.m.b.H., Telfs, unter Patronanz des Landes Tirol, Dezember 1998
- [223] **N.N.,** Umweltbundesamt: Bericht zur „Ökologischen Vertretbarkeit“ der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen (MBA) einschließlich deren Ablagerung. Berlin, Juli 1999
- [224] **N.N.,** Unterrichtung durch die Bundesregierung: Umweltgutachten 2002 des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. Für eine neue Vorreiterrolle. Deutscher Bundestag, 14. Wahlperiode, Drucksache 14/8792, 15.04.2002, Ziffer 837, S. 367
- [225] **Rotter S., Kost T., Bilitewski B.:** Verteilung und Steuerung von Stoffflüssen durch mechanische Aufbereitung von Haushaltsabfällen am Beispiel von Chlor und Schwermetallen. Müll und Abfall 9, 512 – 518, 2001
- [226] **Flamme S.,** INFA Institut für Abfall, Abwasser und Infrastruktur-Management GmbH, Ahlen (D): Schwermetallentfrachtung für Sekundär-brennstoffe. VDI-Wissensforum, Seminar 431801: Quecksilber – Emissionen, Meß- und Minderungstechniken. Düsseldorf, 26.-27.09.2002
- [227] **Flamme S.:** Mail vom 3.2.2003 an B. **Zeschmar-Lahl**
- [228] **Kost T.:** Brennstofftechnische Charakterisierung von Haushaltsabfällen. TU Dresden, Beiträge zu Abfallwirtschaft / Altlasten, Bd. 16, 2001

- [229] **N.N.**, Arbeitsgemeinschaft Systemvergleich Restabfallbehandlung Hessen: ITU GmbH, Öko-Institut, TH Darmstadt: Systemvergleich Restabfallbehandlung. Vergleichende Untersuchung zu den Umweltauswirkungen unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung. Dieburg/Darmstadt, 1994 ARGE Systemvergleich Hessen, 1994
- [230] **N.N.**, MA 48: Das Wiener Abfallwirtschaftskonzept 2002
- [231] **Flamme S.**, INFA GmbH, Ahlen: Daten aus dem Projekt beim MUNLV: Leitfaden Sekundärbrennstoffe, pers. Mitteilung
- [232] **Anon.:** Daten von Entsorgern, pers. Mitt. im Rahmen des Projektes Arbeitshilfe Stoffflussanalyse für abfallrechtliche Beurteilungsfragen bei Genehmigungsanträgen zur Mitverbrennung von Abfällen in Industrieanlagen beim MUNLV
- [233] **N.N.:** Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (Hrsg.): Untersuchungsbericht zum Gemeinschaftsprojekt Altholzverwertung in Baden-Württemberg. Reihe Abfall, Heft 59, 1999

15. Liste weiterer Veröffentlichungen

Zeschmar-Lahl B.:

Stoffflussanalyse (SFA) als Instrument in immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren. In.: Thomé-Kozmiensky K.-J. (Hrsg.): Reformbedarf in der Abfallwirtschaft. TK-Verlag, Neuruppin, 205 – 223, 2001

Friedrich H., Lahl U., **Zeschmar-Lahl B.:**

Die Stoffflussanalyse (SFA) als Instrument der abfallrechtlichen Beurteilung der Schadlosigkeit von Entsorgungsmaßnahmen in immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftigen Anlagen in Nordrhein-Westfalen. Müll-Handbuch, Kz. 7964, 1 – 22, Lfg. 1/03, Februar 2003

16. Lebenslauf

Name: **Barbara Zeschmar-Lahl**, geb. Zeschmar
geboren: 11.12.1957 in Lübeck
Eltern: Hilde Zeschmar, geb. Sommer, Hausfrau, und Walter Zeschmar, Musiker
Nationalität: deutsch
Familienstand: verheiratet mit Dr. Uwe Lahl, Beamter
Kinder: Sarah (1979), Rebecca (1988), Aaron (1992)

Schul- und Berufsausbildung

1976 Abitur am Carl-Jacob-Burkhardt-Gymnasium in Lübeck
1976 - 1983 Studium der Biologie an der Universität Bremen
1984 Diplom im Studiengang Biologie, „sehr gut“

Berufliche Tätigkeit

1983 Aufbau des Bremer Umweltinstituts für die Analyse und Bewertung von Schadstoffen
7/1983-6/1986 wissenschaftliche Mitarbeiterin der Fraktion DIE GRÜNEN im Bundestag, Bonn
7/1986 - 12/1989 freiberufliche Tätigkeit als Autorin und Umweltexpertin sowie Entwicklung von Ausbildungsmaterial für und Schulung von Umwelt- und VerbraucherberaterInnen
WS 1986/87 / SS 1987 Universität Bielefeld, Lehrbeauftragte in der Fakultät für Soziologie / Fakultät für Pädagogik
WS 1989/90 Universität Bielefeld, Lehrbeauftragte in der Fakultät für Pädagogik
1/1990 - 3/1992 Prokuristin der ITU-Forschung GmbH Berlin
4/1992 - 6/1994 Niederlassungsleiterin der Mess- und Prüfstelle Technischer Umweltschutz (MPU) GmbH in Oyten
SS 1994 Universität Oldenburg, Lehrbeauftragte im FB 3, Haushalts- und Ernährungswissenschaften
seit 7/1994 geschäftsführende Gesellschafterin der BZL Kommunikation und Projektsteuerung GmbH