

**Energetische Verwertung von Sekundärbrennstoffen in
industriellen Anlagen - Ableitung von Maßnahmen zur
umweltverträglichen Verwertung**

**von
Dipl.-Ing. Sabine Flamme**

vom Fachbereich Bauingenieurwesen der
Bergischen Universität – Gesamthochschule Wuppertal

genehmigte Dissertation zur Erlangung des
akademischen Grades Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.)

Promotionskommission

Vorsitzender:	Prof. Dr. rer. nat. habil. Ernst-Peter Beisel
Gutachter:	Prof. Dr.-Ing. Hans-Jürgen Ehrig
	Prof. Dr.-Ing. habil. Bernd Bilitewski
	Prof. Dr.-Ing. Bernhard Gallenkemper

Tag der mündlichen Prüfung: 17. Juli 2002

Wuppertal 2002

Die Idee zur vorliegenden Arbeit entstand bei der Entwicklung des Gütezeichens Sekundärbrennstoffe (RAL-GZ 724), die ich als Mitarbeiterin des Instituts für Abfall, Abwasser und Infrastrukturmanagement GmbH fachlich begleiten konnte.

Ich danke besonders Herrn Prof. Dr.-Ing. Bernhard Gallenkemper für seine weitreichende Unterstützung und zahlreichen Anregungen sowie intensiven Diskussionen, die maßgeblich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

Herrn Prof. Dr.-Ing. Hans-Jürgen Ehrig danke ich für das Referat und für seine engagierte Betreuung vor allem bei allen organisatorischen Dingen an der Bergischen Universität - Gesamthochschule Wuppertal. Herrn Prof. Dr.-Ing. habil. Bernd Bilitewski gilt mein Dank für die Übernahme des Korreferates.

Weiterhin danke ich allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des LASU sowie des INFA, die mich auf vielfältige Weise unterstützt haben. Besonderer Dank gilt hier Michael Balhar, Sabine Holtfester und Holger Mutz, die für mich ständig ansprechbar waren und zur Entstehung der Arbeit beigetragen haben.

Mein Dank gilt den Anlagenbetreibern, die mir die Untersuchungen ermöglicht haben.

Nicht zuletzt möchte ich mich an dieser Stelle besonders bei meinen Eltern, meinem Bruder und meinen Freunden bedanken, die mich immer unterstützt haben und so maßgeblich zur Fertigstellung der Arbeit beigetragen haben.

DANKE

	<u>Seite</u>
1	Einleitung und Ziele 1
2	Rahmenbedingungen und Bedeutung der energetischen Verwertung von Sekundärbrennstoffen 4
2.1	Rechtliche Rahmenbedingungen 4
2.1.1	Abfallrecht 4
2.1.1.1	Europäisches Abfallrecht 4
2.1.1.2	Nationales Abfallrecht 5
2.1.2	Immissionsschutzrecht 12
2.1.2.1	Europäisches Immissionsschutzrecht 12
2.1.2.2	Nationales Immissionsschutzrecht 13
2.1.3	Zusammenfassende Betrachtung der rechtlichen Rahmen- bedingungen..... 16
2.2	Richtlinien zur Aufbereitung bzw. zum Einsatz von Sekundär- brennstoffen in Europa..... 16
2.3	Energetische Verwertung von Sekundärbrennstoffen in industriellen Anlagen..... 19
2.3.1	Sekundärbrennstoffeinsatz in der Zementindustrie..... 19
2.3.1.1	Überblick über die Zementherstellung..... 19
2.3.1.2	Emissionen und Emissionsminderungsmaßnahmen bei der Zementherstellung 24
2.3.1.3	Theoretische Einsatzpotenziale und derzeit in der Zementindustrie eingesetzte Sekundärbrennstoff- mengen..... 25
2.3.1.4	Weitere Anforderungen an Sekundärbrennstoffe für die Zementindustrie 28
2.3.2	Sekundärbrennstoffeinsatz in Kraftwerken 29
2.3.2.1	Überblick über die eingesetzten Feuerungssysteme 29
2.3.2.2	Staubfeuerung 30
2.3.2.3	Vorschaltanlagen vor Großkraftwerken 33
2.3.2.4	Rostfeuerung 34
2.3.2.5	Abfälle aus Kraftwerken 35
2.3.2.6	Theoretische Einsatzpotenziale und derzeit in Kraftwerken eingesetzte Sekundärbrennstoff- mengen..... 37
2.3.2.7	Weitere Anforderungen an Sekundärbrennstoffe zur energetischen Verwertung in Kraftwerken..... 38

2.4	Abfallwirtschaftliche Bedeutung des Einsatzes von Sekundär- brennstoffen.....	40
2.4.1	Prognose des Mengenpotenzials an Sekundärbrennstoffen.....	40
2.4.2	Bedeutung der energetischen Verwertung von Sekundär- brennstoffen	42
2.5	Im Rahmen der Arbeit näher betrachtete Abfallarten und Inhaltsstoffe	46
2.5.1	Mechanisch abgetrennte Abfälle aus der Auflösung von Papier- und Pappabfällen	46
2.5.2	Gemischte Verpackungen	47
2.5.3	Grob aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus gemischten Siedlungsabfällen	48
2.5.4	Betrachtete Schwermetalle sowie mögliche Eintragsquellen in Abfälle.....	49
3	Bestimmung, Auswertung und Bewertung von Schwer- metallen in Abfällen	53
3.1	Bestimmung von Schwermetallen in Abfällen.....	53
3.2	Probenahme bei festen Abfällen	54
3.3	Aufbereitung zur Analysenprobe und Aufschlussverfahren	57
3.3.1	Aufbereitung über die Laborprobe zur Analysenprobe.....	57
3.3.2	Aufschlussverfahren für Schwermetalle	59
3.3.3	Ergebnisse vergleichender Laboranalytik für Schwermetalle in festen Abfällen	59
3.3.3.1	Vergleich von ermittelten Schwermetall- konzentrationen bei Anwendung unterschiedlicher Aufschlussmethoden.....	61
3.3.3.2	Streuungen der Schwermetallkonzentrationen innerhalb von Teilproben.....	64
3.3.4	Erfahrungen aus einem qualifizierenden Ringtest mit Sekundärbrennstoffen	66
3.4	Auswertung und Bewertung von Messwertserien und Analysen- datensammlungen von festen Abfällen	70
3.4.1	Verteilung der Analysendaten.....	71
3.4.1.1	Überprüfung der Verteilungen mit Anpassungstests	72
3.4.1.2	Bestimmung von Schiefe und Exzess	74
3.4.2	Bestimmung der mittleren Konzentration aus Analysen bei Abfalldatenkollektiven	75
3.4.3	Bestimmung der oberen Konzentration aus den Datenkollektiven	79
3.4.4	Anzahl von Analysendaten zur Ermittlung einer Abfallqualität.....	80

3.5	Ableitungen für die Qualitätssicherung von Sekundärbrennstoffen	81
3.5.1	Probenahme	82
3.5.2	Probenaufbereitung und Analytik	83
3.5.3	Bewertung der Analysenergebnisse	84
3.5.4	Bestimmung von Richtwerten	86
4	Einfluss der Aufbereitungstechnik auf die Inhaltsstoffe in Sekundärbrennstoffen aus ausgewählten Abfällen	89
4.1	Sekundärbrennstoffproduktion	89
4.2	Stoffstrombilanzierung in einer Aufbereitungsanlage	90
4.2.1	Methode der Stoffflussanalyse allgemein	90
4.2.2	Methodisches Vorgehen in einer Aufbereitungsanlage	92
4.2.3	Durchführung von Versuchen in einer Aufbereitungsanlage	94
4.2.3.1	Beschreibung der Aufbereitungstechnik	95
4.2.3.2	Probenahme, Probenaufbereitung und Analytik	95
4.3	Darstellung des Einflusses der Aufbereitungstechnik am Beispiel der untersuchten Abfälle	99
4.3.1	Einfluss der Aufbereitungstechnik bei Spuckstoffen	100
4.3.1.1	Massenbilanzierung bei den Aufbereitungs- versuchen mit Spuckstoffen	100
4.3.1.2	Stoffbilanz für die betrachteten Schwermetalle beim Input Spuckstoffe	101
4.3.2	Einfluss der Aufbereitungstechnik bei Gemischten Verpackungen	105
4.3.2.1	Massenbilanzierung bei den Aufbereitungs- versuchen mit Gemischten Verpackungen	105
4.3.2.2	Stoffbilanz für die betrachteten Schwermetalle beim Input Gemischte Verpackungen	106
4.3.3	Einfluss der Aufbereitungstechnik bei grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen	111
4.3.3.1	Massenbilanzierung bei den Aufbereitungs- versuchen mit grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen	111
4.3.3.2	Stoffbilanz für die betrachteten Schwermetalle beim Input grob aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen	112
4.3.4	Diskussion der Ergebnisse	116
4.4	Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Abfälle sowie Aufbereitungsanlagen	119

5	Bewertung der Umweltverträglichkeit des Sekundärbrennstoffeinsatzes in industriellen Anlagen	121
5.1	Stoffflussanalysenmodell zur Bewertung der Umweltverträglichkeit	121
5.1.1	„Stoffflussanalysenmodell NRW“	121
5.1.2	„Erweitertes Stoffflussanalysenmodell“	122
5.1.3	Eingangsdaten, Bewertungsmethodik und Sensitivitäten bei Anwendung des „erweiterten Stoffflussanalysenmodells“ zur Emissionsabschätzung	124
5.1.3.1	Umfang und Qualität der Analysendaten der Inputgüter.....	124
5.1.3.2	Umfang und Qualität der Prozessdaten	125
5.1.3.3	Bewertungsmethodik zur Abschätzung der Emissionen	130
5.1.3.4	Ergebnisse und Sensitivität bei der Emissions- abschätzung.....	131
5.1.4	Betrachtung von weiteren Outputgütern aus Verwertungs- anlagen.....	136
5.1.4.1	Bewertungsmaßstab für die weiteren Outputgüter aus Verwertungsanlagen	137
5.1.4.2	Umfang und Qualität der Eingangsdaten	138
5.1.4.3	Verlagerung von Schwermetallen in Outputgüter	140
5.2	Darstellung weiterer Instrumente zur Bewertung der Umweltverträglichkeit des Sekundärbrennstoffeinsatzes	145
5.2.1	Bilanzierung mit der Ökobilanz	145
5.2.2	Weitere Bilanzierungsmodelle zur Bewertung der energetischen Verwertung von Sekundärbrennstoffen	149
5.2.2.1	„Cost-Benefit Analyse“	149
5.2.2.2	Vergleich von Kombinationsverfahren zur Restabfallbehandlung	151
5.2.2.3	Betrachtung von Koppelprozessen zur Bewertung des Einsatzes von Sekundärbrennstoffen in energetischen Prozessen.....	152
6	Gesamteinordnung der energetischen Verwertung in die Abfallentsorgung und Maßnahmen zur Qualitätssicherung	154
6.1	Gesamteinordnung der energetischen Verwertung	154
6.2	Maßnahmen zur Sicherung der energetischen Verwertung von Sekundärbrennstoffen.....	160
7	Zusammenfassung	164
8	Literaturverzeichnis	168

Abbildungsverzeichnis

	<u>Seite</u>
Abb. 2.2-1: Gegenüberstellung von Richtwerten verschiedener Richtlinien für Sekundärbrennstoffe (normiert auf mg/kg)	18
Abb. 2.3-1: Verfahrensfließbild der Zementherstellung [VDZ, 1996].....	20
Abb. 2.3-2: Drehrohrofen mit Zyklonvorwärmer und Calcinator [VDZ, 1996]	22
Abb. 2.3-3: Einfluss des Heizwertes auf das Sekundärbrennstoffpotenzial zur Mitverbrennung in der Zementindustrie basierend auf dem Brennstoffenergieverbrauch von 1998.....	27
Abb. 2.3-4: Verteilung der Kraftwerksleistung der öffentlichen Stromversorger auf die eingesetzten Feuerungsarten (feste Brennstoffe 1996, nach [Scheurer et al., 2000])	30
Abb. 2.3-5: Grundfließbild des Feuerungs- und Rauchgasreinigungssystems eines Kraftwerkes mit Schmelzkammerfeuerung [Betreiberangaben, 2000].....	32
Abb. 2.3-6: Grundfließbild des Con Therm-Verfahrens (nach [Berghoff, 2000; Schulz et al., 1998; Scheurer et al., 2000])	33
Abb. 2.3-7: Grundfließbild des Feuerungs- und Rauchgasreinigungssystems eines Heizkraftwerkes der ENERGOS Deutschland GmbH (nach [Elfers, 2001])	35
Abb. 2.3-8: Einfluss des Heizwertes auf das Sekundärbrennstoffpotenzial zur Mitverbrennung in Kohlekraftwerken basierend auf dem Verbrauch an Primärenergie von 1998.....	38
Abb. 2.4-1: Szenario einer zukünftigen Abfallentsorgung in Deutschland.....	44
Abb. 2.5-1: Zusammensetzung einer Fraktion Gemischter Verpackungen.....	48
Abb. 2.5-2: Zusammensetzung einer grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktion aus gemischten Siedlungsabfällen nach Siebung	49
Abb. 2.5-3: Entwicklung der Quecksilberkonzentrationen in Sekundärbrennstoffen aus produktionsspezifischen Abfällen (nach [Terhorst et al., 2002])	50

Abb. 3.3-1: Probenaufbereitung [LASU, 2001]	58
Abb. 3.3-2: Vergleich der Mittelwerte für Cadmium von unterschiedlichen Aufschlussverfahren einer vergleichenden Laboranalytik (Vergleichsindex: Mittelwert nach Königswasseraufschluss (DIN EN 13346) = 0 %)	62
Abb. 3.3-3: Vergleich der Mittelwerte für Antimon von unterschiedlichen Auf- schlussverfahren einer vergleichenden Laboranalytik (Vergleichsindex: Mittelwert nach Königswasseraufschluss (DIN EN 13346) = 0 %)	63
Abb. 3.3-4: Streubreiten bei der Schwermetallanalytik mit dem Königswasser- aufschluss (nach DIN EN 13346) in einer Probe Sekundärbrennstoff zweier unterschiedlicher Körnungen für Cadmium und Antimon	65
Abb. 3.3-5: Streubreiten bei der Schwermetallanalytik mit dem Königswasser- aufschluss (nach DIN EN 13346) in einer Probe Sekundärbrennstoff zweier unterschiedlicher Körnungen für Blei und Kupfer	66
Abb. 3.3-6: Ausschlussgrenzen (äußere Kurve) und relative Standardab- weichung (innere Kurven) der Analysenwerte für Cadmium in Ab- hängigkeit vom Konzentrationsniveau (Normierkoeffizient $b = 0,853$) [Ruck et al., 2001]	68
Abb. 3.3-7: Ausschlussgrenzen (äußere Kurven) und relative Standard- abweichung (innere Kurven) der Analysenwerte für Antimon in Ab- hängigkeit vom Konzentrationsniveau (Normierkoeffizient $b = -0,397$) [Ruck et al., 2001]	69
Abb. 3.4-1: Verteilung der Quecksilbergehalte in grob aufbereiteten heizwert- reichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen	71
Abb. 3.4-2: Verteilung der transformierten Quecksilbergehalte in grob auf- bereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen	72
Abb. 3.4-3: Zweiseitiges 95 % - Konfidenzintervall für die Mediane der Schwer- metalle bei grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen – Teil I	78
Abb. 3.4-4: Zweiseitiges 95 % - Konfidenzintervall für die Mediane der Schwer- metalle bei grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen – Teil II	78

Abb. 3.4-5: Darstellung der Perzentilwerte ausgewählter Schwermetalle der grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen relativ zum Maximalwert	79
Abb. 3.5-1: Darstellung der minimalen und maximalen empirisch bestimmten Medianwerte sowie des zugehörigen 95 % - Konfidenzintervalls für Quecksilber über unterschiedliche Probenanzahlen für Sekundärbrennstoffe aus heizwertreichen Fraktionen der Siedlungsabfälle.....	87
Abb. 4.2-1: Abstrahiertes Modell einer Stoffflussanalyse.....	91
Abb. 4.2-2: Für die Stoffstrombilanz festgelegtes Probenahmeschema	97
Abb. 4.3-1: Transferfaktoren für ausgewählte Schwermetallparameter ermittelt an zwei Untersuchungstagen (UT) mit Spuckstoffen.....	101
Abb. 4.3-2: Gemittelte Transferfaktoren für alle relevanten Parameter ermittelt aus den Aufbereitungsversuchen mit Spuckstoffen	102
Abb. 4.3-3: Gegenüberstellung der masse- und energiebezogenen An- / Abreicherung im Sekundärbrennstoff aus Spuckstoffen (gemittelt über zwei Untersuchungstage).....	104
Abb. 4.3-4: Transferfaktoren für ausgewählte Schwermetallparameter ermittelt an drei Untersuchungstagen (UT) mit Gemischten Verpackungen	106
Abb. 4.3-5: Gemittelte Transferfaktoren für alle relevanten Parameter ermittelt aus den Aufbereitungsversuchen mit Gemischten Verpackungen	107
Abb. 4.3-6: Gegenüberstellung der massen- und energiebezogenen An- / Abreicherung im Sekundärbrennstoff aus Gemischten Verpackungen (gemittelt über drei Untersuchungstage)	110
Abb. 4.3-7: Massenströme bestimmt in den Aufbereitungsversuchen mit grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen.....	111
Abb. 4.3-8: Transferfaktoren für ausgewählte Schwermetallparameter ermittelt an zwei Untersuchungstagen (UT) mit grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen.....	112
Abb. 4.3-9: Gemittelte Transferfaktoren für alle relevanten Parameter ermittelt aus den Aufbereitungsversuchen mit grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen.....	113

Abb. 4.3-10: Gegenüberstellung der massen- und energiebezogenen An- / Abreicherung im Sekundärbrennstoff aus grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen der Siedlungsabfälle (gemittelt über zwei Untersuchungstage)	116
Abb. 4.3-11: Gegenüberstellung der mittleren energiebezogenen An- / Abreicherung in der Fraktion Sekundärbrennstoffe aus den durchgeführten Aufbereitungsversuchen	117
Abb. 4.4-1: Modellhafte Darstellung der generellen Vorgehensweise bei der Analyse und Bilanzierung eines Aufbereitungsaggregates im Hinblick auf eine Modellierung [Beyer et al., 2001].....	120
Abb. 5.1-1: Erweitertes Modell zur Untersuchung von Stoffströmen bei der energetischen Verwertung von Abfällen.....	123
Abb. 5.1-2: Variation von Quecksilbergehalten im Abfall sowie der Heizwerte im Sekundärbrennstoff im erweiterten Stoffflussanalysenmodell	135
Abb. 5.1-3: Variation der Quecksilbergehalte im Abfall, der An- / Abreicherungsfaktoren bei der Sekundärbrennstoffproduktion sowie der Transferfaktoren für die energetische Verwertung im erweiterten Stoffflussanalysenmodell	135
Abb. 5.1-4: Einflussfaktoren auf das Ergebnis der Stoffflussanalyse.....	136
Abb. 5.2-1: Vereinfachte Darstellung eines Koppelprozesses: Substitution von Primärbrennstoff durch Sekundärbrennstoff aus mechanisch-biologischer Vorbehandlung [Beckmann et al., 1999].....	152
Abb. 6.1-1: Spezifische Behandlungskosten [AWG, 2001]	159
Abb. 6.2-1: Qualitätssicherung bei der energetischen Verwertung von Sekundärbrennstoffen.....	161

Tabellenverzeichnis

	Seite
Tab. 2.1-1: Prüfkriterien § 5 (5) KrW-/AbfG	10
Tab. 2.1-2: Schwermetallgesamtemissionsgrenzwerte (Tagesmittelwerte) für die Mitverbrennung und die Verbrennung von Abfällen nach der Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen [Anonymus, 2000a]	12
Tab. 2.1-3: Schwermetallemissionsgrenzwerte der 17. BImSchV [Anonymus, 2001f].....	14
Tab. 2.3-1: Daten zur Struktur der Ofentechnik in der Zementindustrie in Deutschland im Jahr 2000 [VDZ, 2000a].....	21
Tab. 2.3-2: Zementarten nach DIN EN 197-1	23
Tab. 2.3-3: Beispiel für eine Betonrezeptur (nach [Baier, 2001])	24
Tab. 2.3-4: Aufnahmekapazität von Sekundärbrennstoffen in der Zementindustrie	26
Tab. 2.3-5: Einsatzmengen und durchschnittliche Heizwerte von Sekundärbrennstoffen in der Zementindustrie [VDZ, 2000b].....	27
Tab. 2.3-6: Typisches Brennstoffband von Steinkohle- und Braunkohlefeuerungen [Scheurer et al., 2000].....	31
Tab. 2.3-7: Beispiele für Einsatzbereiche von Abfällen aus Kraftwerken (nach [Gallenkemper et al., 1996]).....	36
Tab. 2.3-8: Aufnahmekapazität von Sekundärbrennstoffen in Kraftwerken	37
Tab. 2.3-9: Spezielle Anforderungen an Sekundärbrennstoffe zur energetischen Verwertung in Kraftwerken.....	39
Tab. 2.4-1: Ausgewählte Mengen fester Siedlungsabfälle oder siedlungsabfallähnlicher Abfälle und deren heizwertreiche Anteile hochgerechnet für Deutschland (in Mio. Mg/a)	41
Tab. 2.4-2: Mengenpotenziale ausgewählter heizwertreicher produktionspezifischer Abfälle (in Mio. Mg/a)	42
Tab. 2.4-3: Möglichkeiten der Vorbehandlung von Siedlungsabfällen und Zielkonzepte.....	43

Tab. 2.5-1: Im Rahmen der vorliegenden Arbeit untersuchte Abfallarten	46
Tab. 2.5-2: Schwermetalle und ihre möglichen Eintragsquellen in Abfälle (aus [Braungart, 1999; Balzer, 1996; Rauhut, 1996])	52
Tab. 3.1-1: Vereinfachtes Analysenschema für die Elementanalytik von Abfallproben.....	54
Tab. 3.3-1: Aufschlüsse zur Bestimmung von Schwermetallen in Sekundärbrennstoffen im Rahmen der vergleichenden Laboranalytik.....	60
Tab. 3.3-2: Vergleich der Mittelwerte von Analysenergebnissen unterschiedlicher Aufschlüsse aus einer vergleichenden Laboranalytik (Vergleichsindex: Mittelwert nach Königswasseraufschluss DIN EN 13346).....	64
Tab. 3.3-3: Anteil der Analysenwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze im Rahmen der Auswertung des Ringtestes (nach [Ruck et al., 2001])	67
Tab. 3.4-1: Prüfung der Verteilungen der Analysenwerte für Schwermetalle bei grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen für die Originaldaten sowie für die transformierten (logarithmierten) Daten	73
Tab. 3.4-2: Bestimmung der Schiefe und des Exzess bei Schwermetallen der Abfälle Spuckstoffe, Gemischte Verpackungen und grob aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen.....	75
Tab. 3.4-3: Auswertung der arithmetischen Mittelwerte, geometrischen Mittelwerte und Mediane sowie der Erwartungswerte der Lognormalverteilung für die Schwermetalle bei grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen.....	76
Tab. 3.4-4: Auswertung der Mediane sowie 80. und 90. Perzentile für Schwermetalle der grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen.....	80
Tab. 3.5-1: Intervalle für die Fremdüberwachung [BGS, 2001a].....	85
Tab. 4.2-1: Nomenklatur zu Bilanzierungsmodellen [nach Rechberger, 1999]	91
Tab. 4.2-2: Beschreibung der Anlagentechnik der Sekundärbrennstoffproduktion	95
Tab. 4.2-3: Ablauf der Probenahme während der Aufbereitungsversuche	98

Tab. 4.3-1: Massenströme bestimmt in den Aufbereitungsversuchen mit Spuckstoffen	100
Tab. 4.3-2: Gemittelte massenbezogene An- / Abreicherungs-faktoren in % aus den Aufbereitungsversuchen mit Spuckstoffen	103
Tab. 4.3-3: Massenströme bestimmt in den Aufbereitungsversuchen mit Gemischten Verpackungen.....	105
Tab. 4.3-4: Gemittelte massenbezogene An- / Abreicherungs-faktoren in % aus den Aufbereitungsversuchen mit Gemischten Verpackungen.....	108
Tab. 4.3-5: Gemittelte massenbezogene An- / Abreicherungs-faktoren in % aus den Aufbereitungsversuchen mit grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen	114
Tab. 5.1-1: Formeln für die Frachtberechnung beim Einsatz von Sekundär-brennstoffen in Zement- oder Kraftwerken.....	123
Tab. 5.1-2: Auswahl von Transferfaktoren verschiedener Steinkohlekraftwerke mit Schmelzkammerfeuerung für die Emission	126
Tab. 5.1-3: Bandbreite von Transferfaktoren für Zementwerke mit Zyklon-vorwärmer.....	129
Tab. 5.1-4: Abschätzung von Emissionen nach dem Modell der erweiterten Stoffflussanalyse beim Einsatz von Spuckstoffen in einem Kraftwerk mit Schmelzkammerfeuerung	132
Tab. 5.1-5: Abschätzung von Emissionen nach dem Modell der erweiterten Stoffflussanalyse beim Einsatz von Gemischten Verpackungen in einem Kraftwerk mit Schmelzkammerfeuerung.....	133
Tab. 5.1-6: Abschätzung von Emissionen nach dem Modell der erweiterten Stoffflussanalyse beim Einsatz von grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen in einem Kraftwerk mit Schmelzkammerfeuerung	134
Tab. 5.1-7: Beispiele für Schwermetallgehalte in Steinkohlen	139
Tab. 5.1-8: Beispiele für Schwermetallgehalte im Rohmehl	139
Tab. 5.1-9: Abschätzung der Schwermetallgehalte im Zementklinker beim Einsatz von Sekundärbrennstoffen aus Spuckstoffen (50 % der FWL) mit Hilfe des erweiterten Stoffflussanalysenmodells.....	141

Tab. 5.1-10: Abschätzung der Schwermetallgehalte im Zementklinker beim Einsatz von Sekundärbrennstoffen aus Gemischten Verpackungen (50 % der FWL) mit Hilfe des erweiterten Stoffflussanalysenmodells.....	142
Tab. 5.1-11: Abschätzung der Schwermetallgehalte im Zementklinker beim Einsatz von Sekundärbrennstoffen aus grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen (50 % der FWL) mit Hilfe des erweiterten Stoffflussanalysenmodells.....	143
Tab. 5.1-12: Eluatuntersuchungen an gebrochenem Beton	144
Tab. 5.2-1: Verlaufsmodell eines Bewertungsverfahrens zur Ermittlung der besser umweltverträglichen Entsorgungsart nach KrW-/AbfG [Giegrich et al., 2001b].....	146
Tab. 5.2-2: Bewertungsvorschlag des Umweltbundesamtes zur ökologischen Gefährdung und Abstand zum Umweltziel [Umweltbundesamt, 1999]	147
Tab. 6.1-1: Mengenszenarien und Kostenansätze für die Gesamtkostenberechnung nach [AWG, 2001].....	159

Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
Abb.	Abbildung
Abs.	Absatz
AG	Aktiengesellschaft
BG	Bestimmungsgrenze
bzgl.	bezüglich
bzw.	beziehungsweise
ca.	circa
d. h.	das heißt
EAK	Europäischer Abfallkatalog
etc.	et cetera
EUR	Euro
gem.	gemäß
FWL	Feuerungswärmeleistung
GV	Glühverlust
HMW	Halbstundenmittelwert
Hrsg.	Herausgeber
inkl.	inklusive
i. d. R.	in der Regel
MA	Mechanische Aufbereitung
Max.	Maximum
MBA	Mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage
Min.	Minimum
Mio.	Millionen
MPZ	Mittelwert über den Probenahmezeitraum
MVA	Müllverbrennungsanlage
Nm ³	Normkubikmeter
NRW	Nordrhein-Westfalen
o. d.	oben dargestellten
s.	siehe
s. g.	so genannte
sonst.	sonstiges
Tab.	Tabelle
TMW	Tagesmittelwert
u.	und
u. a.	und andere
usw.	und so weiter
vgl.	vergleiche
z. B.	zum Beispiel
z. T.	zum Teil

1 Einleitung und Ziele

Die Gewinnung von Sekundärbrennstoffen¹ aus heizwertreichen Abfällen hat durch die veränderten abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen in den letzten Jahren erneut Aktualität erlangt. Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG [Anonymus, 2001a]) bestimmt in § 4, dass Abfälle in erster Linie zu vermeiden und in zweiter zu verwerten sind. In § 5 (2) KrW-/AbfG wird festgestellt, dass die Verwertung von Abfällen Vorrang vor deren Beseitigung hat, soweit das Gesetz keine anderen Ausführungen trifft. Insbesondere die Vorgaben des KrW-/AbfG hinsichtlich der Gleichstellung der stofflichen und energetischen Verwertung sowie die Regelungen zur Ablagerung von mechanisch-biologisch behandelten Abfällen (Abfallablagerungsverordnung - AbfAbIV [Anonymus, 2001b]) fördern die Verwertung von Abfällen in thermischen Prozessen. Zudem ist durch die Etablierung des Einsatzes von Sekundärbrennstoffen in der Zementindustrie und durch die Öffnung des Energiemarktes bei den Kraftwerksbetreibern eine zunehmende Nachfrage nach heizwertreichen Abfällen zu beobachten, die außerhalb der öffentlichen Abfallentsorgung verwertet werden sollen. Der verstärkte Kostendruck in den energieintensiven Industriebereichen bewirkt, dass Kosteneinsparungen durch die Substitution von primären Energieträgern durch energetisch verwertbare Abfälle geprüft werden. Aber auch im Hinblick auf die Klimaschutzdiskussion in Bezug auf CO₂-Einsparungen bekommt die Nutzung des energetischen Potenzials in Abfällen eine besondere Bedeutung.

Zurzeit ist die Diskussion um die energetische Verwertung vor allem von heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen von den jeweils zu vertretenen Interessen geprägt. Sie wird abgelehnt, wo Müllverbrennungsanlagen (MVA) derzeit nicht ausgelastet sind. Andererseits stellt sie eine Grundvoraussetzung für Abfallbehandlungskonzepte mit mechanisch-biologischen Anlagen (MBA) dar. Die Verwertung von produkionspezifischen Abfällen vor allem in Zementwerken ist bereits weit eingeführt und akzeptiert.

Die energetische Verwertung von Abfällen ist dann rechtlich zulässig, wenn sie den Anforderungen des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes entspricht. Das heißt, sie muss vor allem umweltverträglich erfolgen. Als potenzielle ökologische Vorteile werden der Mitverbrennung von Abfällen z. B. die Ausnutzung der besseren Energiewirkungsgrade der industriellen Feuerungsanlagen im Vergleich zu Müllverbrennungsanlagen sowie der durch die Substitution von primären Energieträgern erzielte Beitrag zum

¹ Im Rahmen der Arbeit werden keine Brennstoffe aus besonders überwachungsbedürftigen Abfällen betrachtet, daher wird im Gegensatz zu der umfassenden Definition des „Ersatzbrennstoffs“ nach dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz im Weiteren der Begriff Sekundärbrennstoff verwendet.

Ressourcen- und Klimaschutz zugesprochen. Als Nachteile werden der Wegfall der MVA als Schadstoffsenke, die Gefahr erhöhter luftseitiger Emissionen und der mögliche erhöhte Eintrag von Schadstoffen in Produkte oder Abfälle zur Verwertung gesehen.

Die Zielsetzung dieser Arbeit ist die Bewertung der Umweltverträglichkeit der energetischen Verwertung von Sekundärbrennstoffen aus nicht überwachungsbedürftigen Abfällen in industriellen Feuerungsanlagen auf der Grundlage des derzeitigen Kenntnisstandes sowie der derzeit verfügbaren Bewertungsinstrumente. Folgende Gesichtspunkte werden dazu betrachtet:

- Bestimmung der maßgeblichen Schwermetallparameter und deren Bewertung
- Darstellung des Einflusses der Abfallaufbereitung auf die Qualität der Sekundärbrennstoffe
- Darstellung der Möglichkeiten und Grenzen der vorliegenden Instrumente zur Bewertung der Umweltverträglichkeit
- Ableitung von Maßnahmen zur Sicherung einer umweltverträglichen Nutzung von Sekundärbrennstoffen.

Zunächst werden die abfallwirtschaftliche Bedeutung der energetischen Verwertung von Abfällen sowie ihre Rahmenbedingungen aufgezeigt. Dazu werden die rechtlichen Rahmenbedingungen, die Einsatzbereiche für Sekundärbrennstoffe sowie die Bedeutung der energetischen Verwertung für die zukünftige Entsorgung von Abfällen dargestellt.

Zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit der energetischen Verwertung von Abfällen sind u. a. Informationen zu den Inhaltsstoffen der Abfälle notwendig. Daher wird deren Bestimmung, Aus- und Bewertung thematisiert. Es erfolgt dafür eine Einschränkung auf die in der Verordnung über Abfallverbrennungsanlagen (17. BImSchV [Anonymus, 2001c]) aufgeführten Schwermetalle, da diese im Rahmen der Verbrennung von Abfällen für die Emissionsbetrachtung Anwendung findet.

Um die Anforderungen der energetischen Verwertung z. B. in Zementwerken, Kraftwerken oder separaten Verbrennungsanlagen erfüllen zu können, bedürfen die entsprechenden Abfälle z. T. einer aufwändigen mechanischen Aufbereitung. Im Rahmen der Arbeit wird der Einfluss der Aufbereitung auf die Inhaltsstoffe in Sekundärbrennstoffen aus mechanisch abgetrennten Abfällen aus der Auflösung von Papier- und Pappabfällen, Gemischten Verpackungen und grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen dargestellt.

Im Anschluss daran werden Instrumente zur Bewertung der Umweltverträglichkeit der energetischen Verwertung in industriellen Anlagen, wie sie derzeit eingesetzt werden (z. B. Stoffflussanalysenmodell in Nordrhein-Westfalen, Ökobilanzen), diskutiert und ihre Einsatzmöglichkeit sowie Grenzen aufgezeigt. Das Modell der Stoffflussanalyse wird um das Modul „Aufbereitung des Abfalls“ erweitert.

Basierend auf den in den Untersuchungen erzielten Ergebnissen werden Randbedingungen, die bei einer umweltverträglichen energetischen Verwertung zu beachten sind sowie Möglichkeiten, diese in der abfallwirtschaftlichen Praxis durch ein Qualitätssicherungssystem umzusetzen, aufgezeigt.

2 Rahmenbedingungen und Bedeutung der energetischen Verwertung von Sekundärbrennstoffen

Grundsätzlich können Sekundärbrennstoffe aus heizwertreichen Abfällen oder dem heizwertreichen Anteil von Abfällen hergestellt werden. Dabei wird überwiegend unterschieden in heizwertreiche Fraktionen (angelehnt an § 2 Nr. 1 und 2 AbfAbIV) aus:

- Siedlungsabfällen, wie Haumüll, Sperrmüll, hausmüllähnlicher Gewerbeabfall,
 - Abfällen, die wie Siedlungsabfälle entsorgt werden können, z. B. Bauabfälle, Sortierreste,
- und darunter speziell den heizwertreichen produktionsspezifischen Abfällen, vor allem: Holz, Spuckstoffe, Verpackungen, Teppichreste, Textilien aus dem Automobilbereich.

2.1 Rechtliche Rahmenbedingungen

Der Aufbau und die Ausgestaltung einer Sekundärbrennstoffwirtschaft wird erheblich durch den Rechtsrahmen bestimmt. In diesem Zusammenhang ist die Bereitstellung geeigneter Abfallarten abhängig von den Definitionen des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes sowie den immissionsschutzrechtlichen Regelungen. Zudem wirken sich Vorgaben des europäischen Parlaments und des Rates, die von den Mitgliedsstaaten umgesetzt werden müssen, auf die Sekundärbrennstoffnutzung aus.

Neben diesen übergreifenden rechtlichen Rahmenbedingungen gibt es länderspezifische Regelungen bzw. genehmigungsrechtliche Festlegungen, die Einfluss auf die Sekundärbrennstoffwirtschaft haben. Im Folgenden werden ausgewählte rechtliche Bestimmungen aus den Bereichen Abfallwirtschaft und Immissionsschutz, die für die energetische Verwertung von Abfällen Randbedingungen definieren, dargelegt.

2.1.1 Abfallrecht

2.1.1.1 Europäisches Abfallrecht

Mit der Richtlinie des Rates über Abfälle (Abfallrahmenrichtlinie) [Anonymus, 1996a] wurde eine europäische Gesetzgebung zur Abfallwirtschaft festgelegt. Es wurde darin u. a. der Vorrang - Vermeidung vor Verwertung vor Beseitigung - verankert (Artikel 3).

Im Anhang II A dieser Richtlinie sind Beseitigungs- und im Anhang II B Verwertungsverfahren aufgeführt. Als thermische Beseitigungsverfahren werden die Verbrennung von Abfällen an Land und auf See (D 10, D 11) genannt. Die Hauptverwendung als

Brennstoff oder andere Mittel der Energieerzeugung (R1) ist als Verwertungsverfahren eingestuft. Wie unterschiedlich einzelne Mitgliedsstaaten diese Regelung für sich definiert haben, zeigen die Abgrenzungen der Verwertung und Beseitigung, die sie als Anforderungen an den Heizwert festgelegt haben. Während in Frankreich und Belgien die Verbrennung von Abfällen bei einem Heizwert (hier nicht genau definiert ob Brenn- oder Heizwert) von > 5.000 kJ/kg als Verwertungsverfahren einstuft wird, wurde diese Abgrenzung in Schweden und Österreich bei 6.000 kJ/kg, in Deutschland bei 11.000 kJ/kg und in den Niederlanden bei 15.000 kJ/kg getroffen [Krämer, 2001]. Dieses Beispiel verdeutlicht, dass eine Unterscheidung zwischen Verwertung und Beseitigung in den europäischen Mitgliedsstaaten, auch bei einer einheitlichen Bestimmung über das Verbringen von Abfällen (Abfallverbringungsverordnung) [Anonymus, 1996b], allein bei der Betrachtung der Heizwerte unmöglich wird.

2.1.1.2 Nationales Abfallrecht

▪ Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz

Die rechtlichen Randbedingungen der energetischen Verwertung in Deutschland ergeben sich zum Teil aus dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz. Nach den Grundsätzen der Kreislaufwirtschaft (§ 4 KrW-/AbfG) sind Abfälle, die nicht vermieden werden können, zu verwerten. Soweit sich aus dem KrW-/AbfG nichts anderes ergibt, hat die Verwertung von Abfällen Vorrang vor deren Beseitigung. „Eine der Art und Beschaffenheit des Abfalls entsprechende hochwertige Verwertung ist anzustreben. Soweit dies zur Erfüllung der Anforderungen nach §§ 4 und 5 KrW-/AbfG erforderlich ist, sind Abfälle zur Verwertung getrennt zu halten und zu behandeln.“ Bei mehreren Verwertungsoptionen soll die umweltverträglichere Verwertungsart Vorrang haben (§ 6 (1) S. 1 KrW-/AbfG), wobei § 5 (4) KrW-/AbfG (technisch möglich, wirtschaftlich zumutbar) zu berücksichtigen ist. Durch Rechtsverordnung kann der Vorrang einer Verwertungsart festgelegt werden.

Derzeit ist bei vielen Abfällen umstritten, ob es sich um Abfälle zur Verwertung oder Beseitigung handelt. Nach § 3 (1) S. 2 KrW-/AbfG sind Abfälle zur Verwertung solche, die verwertet werden. Abfälle, die nicht verwertet werden, sind Abfälle zur Beseitigung. Die Einstufung hängt demnach davon ab, was mit ihnen geschieht [Bayerischer VGH, 2000]. Die Beantwortung der Frage, ob ein Abfall zur Verwertung oder Beseitigung vorliegt, hat maßgebliche Auswirkungen für den Eintritt unterschiedlichster Rechtsfolgen. Während Abfälle zur Verwertung weitgehend der Warenverkehrsfreiheit unterliegen, müssen gem. § 13 (1) KrW-/AbfG Abfälle zur Beseitigung, soweit sie nicht in eigenen Anlagen beseitigt werden können, den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträ-

gern überlassen werden. Abfälle zur Beseitigung sind darüber hinaus grundsätzlich im Inland zu beseitigen (§ 10 (3) KrW-/AbfG), dabei sind die Anforderungen nach § 12 KrW-/AbfG einzuhalten.

Die Abgrenzung zwischen Verwertung und Beseitigung wird nachfolgend anhand der energetischen Verwertung und der thermischen Behandlung betrachtet. Gemäß § 4 (4) S. 1 KrW-/AbfG „beinhaltet die energetische Verwertung den Einsatz von Abfällen als Ersatzbrennstoff; vom Vorrang der energetischen Verwertung unberührt bleibt die thermische Behandlung von Abfällen zur Beseitigung, insbesondere von Hausmüll.“ Diese Regelung kann jedoch nicht für Teilfraktionen, z. B. der heizwertreichen Fraktion aus Siedlungsabfällen, gelten, da diese der energetischen Verwertung zugeführt werden können (vgl. § 4 (1) Nr. 4 AbfAbIV).

„Für die Abgrenzung ist auf den Hauptzweck der Maßnahme abzustellen. Ausgehend vom einzelnen Abfall, ohne Vermischung mit anderen Stoffen, bestimmen Art und Ausmaß seiner Verunreinigung sowie die durch seine weitere Behandlung anfallenden Abfälle und entstehenden Emissionen, ob der Hauptzweck auf die Verwertung oder Behandlung gerichtet ist“ (§ 4 (4) S. 2 KrW-/AbfG).

Eine energetische Verwertung liegt dann vor, wenn Abfälle so eingesetzt werden, dass primäre Regelbrennstoffe ersetzt werden [Bund-/Länder-AG, 1997]. Zudem werden gemäß § 6 (2) KrW-/AbfG i. V. m. § 4 (4) KrW-/AbfG folgende Mindestanforderungen an die energetische Verwertung gestellt. Sie ist nur zulässig wenn

- „der Heizwert des einzelnen Abfalls, ohne Vermischung mit anderen Stoffen, mindestens 11.000 kJ/kg beträgt
- ein Feuerungswirkungsgrad von mindestens 75 % erzielt wird
- die entstehende Wärme selbst genutzt oder an Dritte abgegeben wird und
- die im Rahmen der Verwertung anfallenden weiteren Abfälle möglichst ohne weitere Behandlung abgelagert werden können.“

Es ist bei der Abgrenzung der Verwertung und Beseitigung auf den Hauptzweck der Maßnahme abzustellen. Dabei ist zu prüfen, ob die Behandlung des Abfalls auf die energetische Nutzung oder hauptsächlich auf die Verminderung von Menge und Schädlichkeit der Abfälle gerichtet ist (§ 10 (2) S. 2 KrW-/AbfG).

Sowohl in § 4 als auch in § 6 KrW-/AbfG wird auf die Betrachtung des einzelnen Abfalls abgestellt. Eine Getrennthaltung kann nach dem Urteil des BVerwG [2000] nur verlangt werden, „wenn das Vermischen von Abfällen nach den konkreten Umständen gegen

die Grundpflicht des Erzeugers oder Besitzers zur gemeinwohlverträglichen Entsorgung“ verstößt. Im vorgenannten Urteil wurde damit festgestellt, dass kein generelles Vermischungsverbot im KrW-/AbfG verankert ist. Somit ist davon auszugehen, dass Abfälle gemeinsam zu Sekundärbrennstoff aufbereitet werden können, wenn sie als solche zur energetischen Verwertung eingestuft wurden (so auch [Bund-/Länder-AG, 1997]). Dagegen wird ein Vermischen nicht verwertbarer Abfälle mit hochkalorischen Abfallfraktionen zur Herstellung eines energetisch verwertbaren Gesamtgemisches von der Rechtsprechung als unzulässig betrachtet (z. B. [OVG Lüneburg, 1998]).

Gem. § 5 (4) KrW-/AbfG ist eine Verwertung auch dann technisch möglich, wenn hierzu eine Vorbehandlung erforderlich ist. Abfall muss demnach nicht so anfallen, dass er ohne Vorbehandlung energetisch verwertet werden kann. Nach Frenz [2000] kommt es für die Beurteilung des Abfalls nicht auf den Zeitpunkt des Anfalls sondern den Zeitpunkt der Verwertung an.

Im Hinblick auf „Art und Ausmaß der Verunreinigung“ des Abfalls ist zu prüfen, inwieweit Inhaltsstoffe die energetische Verwertung behindern. Es geht dabei nicht um Stoffe, die allgemein als umweltbeeinträchtigend eingestuft werden, vielmehr werden Verunreinigungen im Zusammenhang mit dem Verwertungsverfahren betrachtet. Je größer der Schadstoffgehalt im Abfall ist, desto mehr spricht dafür, dass der Hauptzweck der Entsorgungsmaßnahme auf die Beseitigung des Schadstoffpotenzials gerichtet ist [Bund-/Länder-AG, 1997]. Im „Konsens-Papier“ der 49. Umweltministerkonferenz wird der Begriff „Schadstoffpotenzial“ definiert als „Verunreinigungen, die das Wohl der Allgemeinheit im Sinne des § 10 (4) KrW-/AbfG beeinträchtigen“ [Bund-/Länder-AG, 1997]. Der Schadstoffgehalt eines Abfalls schließt eine Verwertung nicht generell aus, denn überwachungsbedürftige oder auch besonders überwachungsbedürftige Abfälle können einer Verwertung zugeführt werden. Dazu sind die Vorschriften gem. §§ 41 ff. KrW-/AbfG zu beachten.

Der Schadstoffgehalt der Abfälle bekommt nach Fluck [2000] erst Relevanz für die Prüfung gemäß § 5 (3) KrW-/AbfG. Denn „die Verwertung von Abfällen, insbesondere durch ihre Einbindung in Erzeugnisse, hat ordnungsgemäß und schadlos zu erfolgen. Die Verwertung erfolgt ordnungsgemäß, wenn sie im Einklang mit den Vorschriften dieses Gesetzes und anderen öffentlich-rechtlichen Vorschriften steht. Sie erfolgt schadlos, wenn nach der Beschaffenheit der Abfälle, dem Ausmaß der Verunreinigungen und der Art der Verwertung Beeinträchtigungen des Wohls der Allgemeinheit nicht zu erwarten sind, insbesondere keine Schadstoffanreicherung im Wertstoffkreislauf erfolgt.“ Bei der Abgrenzung zur Beseitigung ist auch § 5 (5) KrW-/AbfG zu beachten:

„Der in Absatz 2 festgelegte Vorrang der Verwertung von Abfällen entfällt, wenn deren 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 und
- die Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen, Abfällen zur Verwertung oder daraus gewonnenen Erzeugnissen.“

Unter ordnungsgemäßer Verwertung wird allgemein die Übereinstimmung mit anderen Rechtsvorschriften verstanden [Frenz, 2000]. Die Verwertung muss z. B. im Einklang mit anlagenbezogenen Vorschriften des Bundesimmissionsschutzgesetzes (BImSchG), sowie wasser- aber auch baurechtlichen Vorschriften stehen. Die Auslegung des Begriffs „schadlos“ sowie die sich daraus ergebenden Konsequenzen für die Zulässigkeit der Verwertung gegenüber der Beseitigung sind umstritten. Im „Konsens-Papier“ [Bund-/Länder-AG, 1997] gehen Bund und Länder davon aus, dass mit der Forderung nach der Schadlosigkeit der Verwertung „abfallspezifische Risiken“ ausgeschlossen werden sollen. Koch [et al., 2001] halten eine Auslegung, die Verwertung mit besonders strengen über das sonstige Umweltrecht hinausreichenden Umweltverträglichkeitsvorbehalten zu belasten, für sachlich nicht begründbar. Das widerspräche dem Gesetzesziel, die Verwertung gerade im Hinblick auf die Einsparung von Ressourcen und zur Vermeidung beseitigungsbedingter Langzeitrisiken zu fördern. Frenz [2000] sieht für die energetische Verwertung „die Gemeinwohlbelange“ durch Vorschriften der 17. BImSchV und ergänzend durch § 6 (2) S. 2 Nr. 4 KrW-/AbfG weitgehend konkretisiert. Er folgert daraus, dass bei der energetischen Verwertung die Schadlosigkeit neben der Ordnungsgemäßheit keine ersichtliche Bedeutung mehr hat (so auch [Fluck, 2000]).

Aus dem Regelungszusammenhang mit § 5 (5) KrW-/AbfG ergibt sich nach OVG Münster [1999], dass es bei der Betrachtung des „Wohls der Allgemeinheit“ im Sinne des § 5 (3) KrW-/AbfG um die Umweltverträglichkeit geht. „Es entfällt der Vorrang der Verwertung, wenn deren Beseitigung die umweltverträglichere Lösung darstellt. Wobei bei der Umweltverträglichkeit die erwarteten Emissionen, das Ziel der Schonung von Ressourcen, die einzusetzende und zu gewinnende Energie und die Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen, Abfällen zur Verwertung oder daraus gewonnenen Erzeugnissen zu berücksichtigen sind (§ 5 (5) S. 2 Nr. 1 bis 4 KrW-/AbfG). Wenn die beabsichtigte Verwertung der Abfälle im Hinblick auf die in § 5 (5) KrW-/AbfG genannten Kriterien weniger umweltverträglich ist als die Beseitigung der Abfälle, ist mithin eine

Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit im Sinne der in Rede stehenden Vorschrift zu erwarten. Zur Konkretisierung des „Wohls der Allgemeinheit“ kann ferner auch die Regelung des § 10 (4) KrW-/AbfG herangezogen werden.“ Hier muss definiert werden, was „weniger umweltverträglich“ bedeutet.

Wenn Anhaltspunkte dafür bestehen, dass eine Beseitigung gegenüber der Verwertung möglicherweise umweltverträglicher ist, bedarf es einer umfassenden Prüfung. Nachweisbar unterschiedliche Umweltauswirkungen nach einem Einzelkriterium ohne Heranziehung der übrigen Kriterien reichen nicht aus, um eine abschließende Bewertung vorzunehmen [Bund-/Länder-AG, 1997]. Bei der Abgrenzung der Verwertungs- und Beseitigungsverfahren wird es notwendig, z. B. das Instrument der ökobilanziellen Betrachtung heranzuziehen. Die für alle Verwertungsoptionen zu erarbeitende Ökobilanz muss alle umweltrelevanten Gesichtspunkte einer Entsorgungsoption berücksichtigen [Koch et al., 2001]. Es ist jedoch bekannt, dass eine Ökobilanz kein eindeutiges Ergebnis liefert, sondern wertungsoffen bleibt (vgl. Kap. 5). Da wegen des hohen Aufwandes, der teilweise subjektiven Annahmen und der Wertungsoffenheit der Ökobilanzierung die Abfallbehörde im Vollzug kaum einen Ausschluss eines Verwertungsverfahrens im Einzelfall begründen kann, könnte dies jedoch für einige Abfälle durch Rechtsverordnung erfolgen [Koch et al., 2001]. Schink [2001] führt weiter aus, dass überwiegend auch dann, wenn die Beseitigung bei einem ökologischen Folgevergleich die umweltverträglichere Lösung darstellt, keine Beseitigungspflicht abgeleitet werden kann. Aus dem Wortlaut des § 5 (5) KrW-/AbfG sowie dem Zusammenhang mit § 5 (2) KrW-/AbfG wird vielmehr gefolgert, dass der Verantwortliche über ein Wahlrecht verfügt. Ebenso stellt Frenz [2000] in diesem Zusammenhang dar, dass nur der Vorrang der Verwertung entfällt.

Um die in § 5 (3) KrW-/AbfG definierten Anforderungen in Bezug auf die Abwägung zwischen energetischen Verwertungs- und thermischen Behandlungsverfahren näher zu beleuchten, wird nachfolgend auf die insbesondere zu berücksichtigenden vier Prüfkriterien nach § 5 (5) KrW-/AbfG eingegangen.

Tab. 2.1-1: Prüfkriterien nach § 5 (5) KrW-/AbfG

Kriterien nach § 5 (5) KrW-/AbfG	
1. zu erwartende Emissionen	- grob abschätzbar über das Instrument der Stoffflussanalyse für eine einzelne Anlage (Einschränkungen der Aussagefähigkeit vgl. Kap. 5)
2. Ziel der Schonung der natürlichen Ressourcen	- bei der energetischen Verwertung z. B. in Kraft- und Zementwerken durch Substitution von Primärbrennstoffen gegeben
3. einzusetzende oder zu gewinnende Energie	- bei der energetischen Verwertung z. B. in Kraft- und Zementwerken durch Substitution von Primärbrennstoffen gegeben, für die Aufbereitung des Brennstoffs aufgewendete Energie muss abgezogen werden
4. der Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen oder Abfällen zur Verwertung oder daraus gewonnenen Erzeugnissen	<ul style="list-style-type: none"> - zur Beurteilung noch kein Instrument verfügbar (wird in den zurzeit veröffentlichten Ökobilanzbetrachtungen nicht berücksichtigt) - Wann liegt eine Anreicherung eines Schadstoffes vor? - Was wird als Erzeugnis z. B. in der Zementindustrie betrachtet?

Auf die Prüfung der in Tabelle 2.1-1 dargestellten Kriterien wird im Rahmen der Diskussion der Instrumente zur Bewertung der Umweltverträglichkeit der energetischen Verwertung in Kapitel 5 eingegangen.

▪ **Verordnung über das Europäische Abfallartenverzeichnis – Abfallverzeichnisverordnung**

Die Verordnung über das Europäische Abfallartenverzeichnis (Abfallverzeichnisverordnung - AVV [Anonymus, 2001d]) ist seit dem 01. Januar 2002 in Kraft. In dieser werden der bisherige Europäische Abfallkatalog (EAK) und die Liste der gefährlichen Abfälle zusammengeführt. Eine wesentliche Neuerung des Europäischen Abfallverzeichnisses ist, dass die Einstufung als "gefährlich" bei vielen Abfällen vom Gehalt gefährlicher Stoffe im Sinne der Gefahrstoffverordnung abhängig gemacht wird. Ebenso werden im Rahmen dieses Abfallkataloges erstmals auch die Abfälle aus der mechanischen Behandlung (z. B. nach sortieren, zerkleinern, verdichten, pelletieren) mit Abfallschlüsselnummern beschrieben (19 12 ff).

- **Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen - Abfallablagerungsverordnung**

Die am 01. März 2001 in Kraft getretene Abfallablagerungsverordnung gilt für die Ablagerung von Siedlungsabfällen und Abfällen, die wie Siedlungsabfälle entsorgt werden können, auf Deponien und die Behandlung dieser Abfälle zum Zweck der Einhaltung der Deponiezuordnungskriterien (§ 1 (1) AbfAbIV). In § 4 (1) Nr. 4 AbfAbIV wird dazu z. B. bestimmt, dass mechanisch-biologisch behandelte Abfälle nur abgelagert werden dürfen, wenn im Rahmen ihrer Behandlung heizwertreiche Fraktionen zur Verwertung oder thermischen Behandlung abgetrennt wurden. Damit wurde für die mechanisch-biologische Behandlung von Abfällen die Verpflichtung zur Abtrennung heizwertreicher Fraktionen festgelegt.

- **Entwurf der Verordnung über die Entsorgung von gewerblichen Siedlungsabfällen und von bestimmten Bau- und Abbruchabfällen - Gewerbeabfallverordnung**

Mit dem am 07. November 2001 beschlossenen Entwurf der Gewerbeabfallverordnung (GewAbfV [Anonymus, 2001e]) macht die Bundesregierung von der Verordnungsermächtigung des KrW-/AbfG Gebrauch, die umweltverträgliche Verwertung und die Beseitigung von gewerblichen Siedlungsabfällen und von bestimmten Bau- und Abbruchabfällen sicherzustellen. Es werden zur Gewährleistung einer ordnungsgemäßen und schadlosen sowie möglichst hochwertigen Verwertung Anforderungen an die Getrennthaltung von Abfällen (§ 3 (1) GewAbfV) sowie an die Erfassung von Gemischen gestellt (§ 3 (1) Nr. 1 - 4 GewAbfV). Betreiber von Vorbehandlungsanlagen haben zukünftig Verwertungsquoten von 85 Gew.-% als Mittelwert im Kalenderjahr nachzuweisen. Gemischte gewerbliche Siedlungsabfälle dürfen direkt der energetischen Verwertung zugeführt werden, wenn das Gemisch frei von den in § 6 GewAbfV aufgeführten Abfällen (Glas, Metalle, mineralische Abfälle, biologisch abbaubare Küchen- und Kantinenabfälle, biologisch abbaubare Garten- und Parkabfälle, Markt-abfälle) ist.

Diese Regelung macht es möglich, z. B. in Betrieben eine „Sekundärbrennstofftonne“ aufzustellen. Durch diese Maßnahme werden Sekundärbrennstoffmengen sofort getrennt gehalten und können der energetischen Verwertung zugeführt werden.

2.1.2 Immissionsschutzrecht

2.1.2.1 Europäisches Immissionsschutzrecht

Die Richtlinie des europäischen Parlaments und des Rates über die Verbrennung von Abfällen [Anonymus, 2000a] trat mit ihrer Veröffentlichung im EG-Amtsblatt im Dezember 2000 in Kraft. Im Rahmen dieser Richtlinie wird die Mitverbrennung von Abfällen in Industrieanlagen geregelt. In Abhängigkeit von der Art der Industrieanlage werden jeweils spezifische Emissionsgrenzwerte als besondere Regelung zur Emissionsbegrenzung von Luftverunreinigungen für die Zementindustrie, Feuerungsanlagen (Kraftwerke) und übrige Industrieanlagen festgelegt.

In Bezug auf die Schwermetalle gelten für alle betrachteten Anlagen (industrielle Feuerungsanlagen sowie Abfallverbrennungsanlagen) die gleichen Gesamtemissionsgrenzwerte (Tab. 2.1-2), die als Tagesmittelwerte zu betrachten sind. Es wurden lediglich verfahrensbedingt unterschiedliche Bezugssauerstoffgehalte festgelegt. Die Richtlinie stellt damit einen Schritt zur Etablierung der Mitverbrennung von Abfällen in der Europäischen Gemeinschaft dar [Pinn et al., 2000].

Tab. 2.1-2: Schwermetallgesamtemissionsgrenzwerte (Tagesmittelwerte) für die Mitverbrennung und die Verbrennung von Abfällen nach der Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen [Anonymus, 2000a]

	Tagesmittelwerte^{1,2} [mg/m³]
Cadmium + Thallium	0,05
Quecksilber	0,05
Antimon + Arsen+ Blei + Chrom + Kobalt + Kupfer + Mangan + Nickel + Vanadium	0,5

¹ Bezugssauerstoffgehalt für Mitverbrennung z. B. in: Zementindustrie 10 %, Feuerungsanlagen (Kraftwerke) 6 %

² Bezugssauerstoffgehalt für Verbrennungsanlagen für Abfälle 11 %

Die Umsetzung dieser Richtlinie in nationales Recht muss durch die Mitgliedsstaaten innerhalb von zwei Jahren (bis Ende Dezember 2002) erfolgen. Dabei stellen die Regelungen der Richtlinie Mindestanforderungen dar, die beibehalten oder durch Festlegung strengerer nationaler Vorschriften ergänzt werden können [Dürkop, 2001]. Zurzeit liegt ein Arbeitspapier zur Novellierung der 17. BImSchV vor [BMU, 2002], in dem weitgehende Anforderungen als in der EU-Verbrennungsrichtlinie formuliert sind.

2.1.2.2 Nationales Immissionsschutzrecht

▪ **Bundesimmissionsschutzgesetz**

Auf nationaler Ebene findet das Bundesimmissionsschutzgesetz (BlmSchG [Anonymus, 2001f]) Anwendung. Es hat zum Zweck, Menschen, Tiere und Pflanzen, den Boden, das Wasser,..., vor schädlichen Umwelteinwirkungen,..., zu schützen und dem Entstehen schädlicher Umwelteinwirkungen vorzubeugen (§ 1 BlmSchG). Schädliche Umwelteinwirkungen werden in § 2 (1) BlmSchG definiert als: „Immissionen, die nach Art, Ausmaß oder Dauer geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für die Allgemeinheit oder die Nachbarschaft herbeizuführen.“ Daraus ergeben sich für Betreiber genehmigungsbedürftiger Anlagen gem. § 5 (1) BlmSchG nachfolgende Grundsätze und Pflichten, die bei der Errichtung und beim Betrieb genehmigungsbedürftiger Anlagen zu beachten sind: „Genehmigungsbedürftige Anlagen sind so zu errichten oder zu betreiben, dass zur Gewährleistung eines hohen Schutzniveaus für die Umwelt insgesamt,

1. schädliche Umwelteinwirkungen und sonstige Gefahren, erhebliche Nachteile und erhebliche Belästigungen für die Allgemeinheit und die Nachbarschaft nicht hervorgerufen werden können,
2. Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen und sonstige Gefahren, erhebliche Nachteile und erhebliche Belästigungen getroffen wird, ...
3. Abfälle vermieden, nicht zu vermeidende Abfälle verwertet und nicht zu verwertende Abfälle ohne Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit beseitigt werden; ...; die Verwertung und Beseitigung von Abfällen erfolgt nach den Vorschriften des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes ...;
4. Energie sparsam und effizient verwendet wird.“

Die genannten Grundsätze können durch Rechtsverordnungen der Bundesregierung nach § 7 BlmSchG näher konkretisiert werden. Inzwischen sind eine Reihe von Durchführungsverordnungen, in denen u. a. bestimmte technische Anforderungen, Emissionsgrenzwerte und Regelungen für Emissions- und Immissionsmessungen festgelegt werden, zum Bundesimmissionsschutzgesetz erlassen worden. Eine im Zusammenhang mit der Abfallmitverbrennung wichtige Verordnung ist die Verordnung über Abfallverbrennungsanlagen (17. BlmSchV).

▪ **Verordnung über Abfallverbrennungsanlagen**

Nach § 1 Abs. 2 der 17. BlmSchV gilt: „Für genehmigungsbedürftige Anlagen nach Absatz 1, in denen neben Stoffen nach Nummern 1.2 und 8.2 (a, b) des Anhangs der Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen auch feste und flüssige Abfälle

oder andere in Absatz 3 nicht aufgeführte feste oder flüssige brennbare Stoffe eingesetzt werden dürfen, gelten lediglich § 4 (1), (5) Nr. 3 und (6) und die §§ 5 bis 21, wenn der zulässige Anteil der Abfälle oder der anderen brennbaren Stoffe an der jeweils gefahrenen Feuerungswärmeleistung einer Verbrennungseinheit einschließlich des für die Verbrennung benötigten zusätzlichen Brennstoffs 25 % nicht übersteigt.“ Die in der Verordnung weiter aufgeführten Anforderungen an die Errichtung, die Beschaffenheit und den Betrieb finden erst oberhalb einer Feuerungswärmeleistung von > 25 % der Abfälle Anwendung.

Nach § 5 (3) der 17. BImSchV gelten die Emissionsgrenzwerte (Tab. 2.1-3) nur für den Teil des Abgasstroms, der bei der Verbrennung des höchstzulässigen Anteiles der Abfälle und der ähnlich brennbaren Stoffe entsteht. Für den übrigen Teil des Abgasstroms gelten die Anforderungen für den Regelbrennstoffbetrieb. Nach den Vorschriften des § 5 (3) der 17. BImSchV ist, wenn keine Ausnahmeregelung nach § 19 zur Anwendung kommt, die Durchführung von Mischungsrechnungen auf Grundlage des höchstzulässigen Anteils der Abfälle und der ähnlich brennbaren Stoffe für die Emissionsgrenzwerte in § 5 (1) der 17. BImSchV geregelt. Diese Regelung soll verhindern, dass für die Verbrennung von Abfällen in Abhängigkeit von der Wahl des Entsorgungsweges unterschiedliche Standards gelten [Lübbe-Wolff, 2001]. Die Anwendung der Mischungsregel bedeutet eine deutliche Absenkung der einzuhaltenden Emissionsgrenzwerte [Bolwerk, 2001].

Tab. 2.1-3: Schwermetallemissionsgrenzwerte der 17. BImSchV [Anonymus, 2001f]

Parameter	Tagesmittelwert [mg/Nm³]	Halbstundenmittelwert [mg/Nm³]	Mittelwert über die jeweilige Probenahmezeit [mg/Nm³]
Cadmium + Thallium			0,05
Quecksilber	0,03	0,05	
Antimon + Arsen + Blei + Chrom + Kobalt + Kupfer + Mangan + Nickel + Vanadium + Zinn			0,5

Bezugssauerstoffgehalt: 11 %

Die Mischwertberechnung in Bezug auf die Ausgangswerte für die Verbrennung von Regelbrennstoffen wird derzeit unterschiedlich ausgelegt. Während einige Genehmigungsbehörden die Emissionswerte der TA Luft [Anonymus, 2001g] bzw. Grenzwerte der 13. BImSchV [Anonymus, 1983] (je nach betrachteter Verwertungsanlage) anwenden, setzen andere die im Genehmigungsbescheid festgelegten Emissionsgrenzwerte

an. Wieder andere stützen ihre Mischwertberechnung auf gemessene Emissionswerte bei der Verbrennung von Regelbrennstoffen (Nullmessung). Lübbe-Wolff [2001] sieht die Werte des Genehmigungsbescheides als anwendbar an, wenn sie dem Stand der Technik entsprechen. Bei der Heranziehung verschiedener Emissionswerte ist deren Charakteristik zu beachten. Es wird unterschieden in Tagesmittelwerte, Halbstundenmittelwerte und Mittelwerte über einen Probenahmezeitraum. In der TA Luft stellen die Emissionswerte zugleich Tagesmittelwerte dar, aber auch Werte, von denen 97 % aller gemessenen Halbstundenmittelwerte nicht Sechsfünftel überschreiten dürfen und zusätzlich Werte, deren Zweifaches von keinem Halbstundenmittelwert überschritten werden darf (s. TA Luft Nr. 2.1.5.). Weitere Ausführungen zur Mischwertberechnung sind z. B. Lübbe-Wolff [2001] zu entnehmen.

In einem Erlass des Landes Nordrhein-Westfalen (NRW) zur Beurteilung der Mitverbrennung von Abfällen in industriellen Anlagen [Friedrich et al, 2001] wird darauf abgestellt, dass der virtuelle abfallseitige Abluftstrom die Grenzwerte der 17. BImSchV einhält (rechnerische Ermittlung über das Instrument der Stoffflussanalyse, siehe Kap. 5). Lübbe-Wolff [2001] sieht darin einen Konflikt zu § 5 (3) der 17. BImSchV, da dieser von der bislang herrschenden Meinung dahingehend interpretiert wurde, dass emissionsseitig nach § 5 (3) der 17. BImSchV allein ein Mischgrenzwert vorzugeben ist und keine gesonderten Anforderungen an den „theoretischen“ abfallseitigen Abluftstrom zu stellen sind.

Mit der Vorgehensweise des Ministerium für Umwelt und Naturschutz Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Nordrhein-Westfalen (MUNLV NRW) soll ein „Auffüllen“ ungenutzter Emissionsspielräume verhindert werden [Friedrich, 2001a]. Gewisse Freiräume können sich theoretisch dadurch ergeben, dass für den Regelbrennstoffeinsatz festgesetzte Emissionswerte nicht annähernd ausgeschöpft werden und dadurch die Emissionswerte des abfallstämmigen Massenstroms über den Grenzwerten des § 5 (1) der 17. BImSchV liegen können. Lübbe-Wolff [2001] sieht nach den geltenden Vorschriften keine Grundlage für das Abgehen von der Mischwertbetrachtung, obwohl sie das mögliche Auffüllen als Problem erkennt.

Wie unterschiedlich sich die derzeitige Genehmigungspraxis beispielsweise für die Mitverbrennung in den Zementwerken allein in NRW darstellt, ist der Studie der Prognos AG für das Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW [MUNLV, 2001b] zu entnehmen. Während im Bereich der Bezirksregierung Münster die Emissionsgrenzwerte für anorganische Spurenelemente entsprechend der 17. BImSchV festgeschrieben wurden, d. h. eine Mischungsregel findet

keine Anwendung [Bolwerk, 2001], werden von anderen Bezirksregierungen höhere Mischgrenzwerte festgelegt (vgl. Auswertung in [MUNLV, 2001b]).

Abgesehen von der Anwendung der Mischwertbetrachtung wird von einigen Stellen die Meinung vertreten, dass die Emissionsgrenzwerte der 17. BImSchV nur zu einem Teil ausgeschöpft werden dürfen [Umweltbundesamt, 2001]. Gestützt werden könnte diese Forderung auf das Vorsorgeprinzip, das im § 5 (1) Nr. 2 BImSchG verankert ist. Dieses besagt, dass insbesondere durch die dem Stand der Technik entsprechenden Maßnahmen zur Emissionsbegrenzung Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen (Ausführungen dazu in [Jarass, 1999]), sonstige Gefahren, erhebliche Nachteile und erhebliche Belästigungen für die Allgemeinheit und die Nachbarschaft etc. getroffen werden sollen (vgl. § 20 der 17. BImSchV). Für den Stand der Technik ist nicht Maßstab, was maximal technisch erreichbar wäre. Es kann keine Begründung sein, dass für einzelne Müllverbrennungsanlagen geringere Emissionsgrenzwerte festgelegt wurden [Lübbe-Wolff, 2001]. Den Stand der Technik beschreibt Lahl [2001] mit fortschrittlicher Emissionsbegrenzung, deren Einsatz praktisch geeignet ist. Im Rahmen der praktischen Eignung ist auch die Verhältnismäßigkeit (z. B. wirtschaftliche Vertretbarkeit) zu prüfen. Jarass [1999] führt aus, wenn der Stand der Technik durch Rechtsverordnungen oder Verwaltungsvorschriften konkretisiert wurde, sind diese für Einzelfallentscheidungen in gewissem Umfang verbindlich (vgl. auch [VGH München, 1998]).

2.1.3 Zusammenfassende Betrachtung der rechtlichen Rahmenbedingungen

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Abgrenzung von Verwertungs- und Beseitigungsverfahren ein sehr komplexes Problem darstellt, welches nicht eindeutig geregelt ist. Auch die Bewertung von Emissionen bzw. Festlegung von Richtwerten im Bereich der energetischen Verwertung in industriellen Anlagen wird von den Behörden sehr unterschiedlich gehandhabt. Um für die Emissionsgrenzwertfestlegung weitgehend einheitliche Vorgehensweisen in den verschiedenen Bundesländern oder auch zwischen einzelnen Genehmigungsbehörden zu erreichen, bietet die Umsetzung der EU-Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen in deutsches Recht eine gute Möglichkeit.

2.2 Richtlinien zur Aufbereitung bzw. zum Einsatz von Sekundärbrennstoffen in Europa

In Europa existieren länderspezifische Richtlinien oder Regelungsentwürfe zu Anforderungen an die Qualität von Sekundärbrennstoffen für verschiedene Einsatzbereiche. Es werden folgende ausgewählte Richtlinien kurz vorgestellt:

- "Maßstäbe und Kriterien für die energetische Verwertung von Abfällen in Zementwerken" (Entwurf, Stand: 1997), Deutschland [LAGA, 1997]
- Richtlinie: Entsorgung von Abfällen in Zementwerken, Schweiz [BUWAL, 1998a]
- Solid recovered fuel-Quality control system, Finnland [SFS, 2000]
- Non mineral refuse derived fuels (RDF) (1992), Italien [CEN, 2001]
- Gütesicherung Sekundärbrennstoffe, RAL-GZ 724, Deutschland [BGS, 2001a].

Als Einsatzbereiche für Sekundärbrennstoffe sind überwiegend Zement- und Kraftwerke vorgesehen. Bei den Anforderungen in Bezug auf die Inhaltsstoffe von Sekundärbrennstoffen ist zu unterscheiden zwischen Richtwerten, die sich eher am Abfall orientieren und solchen, die anhand von Primärbrennstoffen (z. B. Steinkohle) festgelegt wurden. In der Tabelle 2.2-1 sind die entsprechenden Richtwerte dargestellt.

Die Richtwerte des „LAGA-Entwurfs, sowie der „BUWAL-Richtlinie“ für den Sekundärbrennstoff orientieren sich an Inhaltsstoffen von Kohlen (vgl. [BUWAL, 1997]). Bei diesen Richtlinien sind jedoch weitere Regelungen zu beachten: Dem „LAGA-Papier“ ist eine Abfallliste (s. g. Positivliste) beigelegt. Es besteht die Festlegung, dass von einer ordnungsgemäßen und schadlosen Verwertung bei den in der Liste aufgeführten Abfallarten unter Berücksichtigung der dortigen Einschränkungen i. d. R. ausgegangen werden kann. „Bei nicht aufgeführten Abfällen ist eine von dieser Einstufung abweichende Entscheidung nach den allgemeinen Kriterien des § 4 (4) KrW-/AbfG in Verbindung mit der Richtwerteliste möglich“ [LAGA, 1997]. In der „BUWAL-Richtlinie“ gelten neben den Richtkonzentrationen Positivlisten für gut definierte Abfälle, die im Zementwerk verwertet werden dürfen, obwohl ein oder mehrere Parameter der Richtkonzentrationen überschritten sind. In der Schweiz wird eine optimierte Ressourcenbewirtschaftung angestrebt, indem für ausgesuchte Abfallarten die Verwertung in Zementwerken vorgesehen ist (vgl. Sonderregelungen aus Tabelle 2.2-1). Bestimmte Abfälle sollen in Zementwerken entsorgt werden, da dies die ökologisch beste Lösung darstellt, selbst wenn dadurch eine Verlagerung gewisser Schadstoffe in den Zement erfolgt (BUWAL, 1998b).

Im Rahmen des RAL-GZ 724 wurden von der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe e. V. vor dem Hintergrund einer ökologischen Betrachtung Richtwerte ausgehend vom erzeugten Sekundärbrennstoff festgelegt. Deutlich werden Abweichungen zu den Richtwerten der LAGA oder des BUWAL vor allem bei Antimon und Kupfer, die in heizwertreichen Abfällen in höheren Konzentrationen auftreten. Vanadium ist dagegen in aufbereiteten Sekundärbrennstoffen in geringerem Umfang zu finden als in

Kohlen. Die Herleitung der italienischen sowie der finnischen Richtwerte ist nicht bekannt.

Abb. 2.2-1: Gegenüberstellung von Richtwerten verschiedener Richtlinien für Sekundärbrennstoffe (normiert auf mg/kg)

	Deutschland		Schweiz		Italien	Finnland		
	RAL- GZ 724 ¹	LAGA ² Entwurf	BUWAL ³		RDF ⁴	SFS 5875 ⁵		
	[mg/kg TS] im Mittel H _u FS: 17,5 MJ/kg	[mg/kg TS] ⁶ H _u FS: 17,5 MJ/kg	[mg/kg TS] ⁶ H _u FS: 17,5 MJ/kg	Sonderregelungen der Positivliste	[mg/kg TS] H _u TS = 16 MJ/kg	[mg/kg TS] Qualitäts- klasse I	[mg/kg TS] Qualitäts- klasse II	[mg/kg TS] Qualitäts- klasse III
Cd	4	6,4	1,7	je nach Abfallart bis zu 10 mg/kg	7	< 1,0	< 4,0	< 5,0
Hg	0,6	0,4	0,4	Papierschlamm bis zu 5 mg/kg		< 0,1	< 0,2	< 0,5
Tl	1	3,2	2,6	-				
As	5	40,8	12,9	-	9			
Co	6	25,8	17,2	Papierschlamm bis zu 60 mg/kg				
Ni	25 / 80	75,2	85,9	je nach Abfallart bis zu 300 mg/kg	40			
Se	3	4,3	4,3	-				
Te	3	0,9		-				
Sb	25	1,5	4,3	Kunststoffe/Polyester bis zu 800 mg/kg				
Pb	70 / 190	214,7	171,8	je nach Abfallart bis zu 800 mg/kg	200			
Cr	40 / 125	79,4	85,9	Papierschlamm bis zu 500 mg/kg	100			
Cu	120 / 350	79,4	85,9	Papierschlamm bis zu 600 mg/kg	300			
Mn	50 / 250			-	400			
V	10	143,9	85,9	Petrolkoks bis zu 1.000 mg/kg				
Sn	30	8,6	8,6	-				
Be	0,5	2,8	4,3	-				

¹ [BGS, 2001a], Sekundärbrennstoff aus produktionsspezifischen Abfällen / aus heizwertreichen Fraktionen aus dem Siedlungsabfall, Werte als Median

² [LAGA, 1997], wenn Abfälle nicht in der Positivliste aufgeführt, gelten dargestellte Richtwerte

³ [CEN, 2001], ⁴ [SFS, 2000], ⁵ [BUWAL, 1998a], ⁶ Wassergehalt für die Umrechnung: 18,5 %

Mit Ausnahme des RAL-GZ 724 wurden in den übrigen Richtlinien keine umfassenden Angaben getroffen zu:

- Überwachungshäufigkeiten
- Probenahme
- Probenaufbereitung
- Analysenverfahren (teilweise Verweis auf Normen)
- Vorschriften für die Einhaltung der Richtwerte.

In Österreich wurde die „Österreichische Gütegemeinschaft für Sekundärenergieträger (ÖG-SET) Mitte 2001 gegründet. Vorarbeiten zur Standardisierung von Sekundärbrennstoffen sind auch aus den Niederlanden und Norwegen bekannt [Glorius, 2001].

Um vergleichbare Regelungen in den Ländern der EU zu etablieren, wurde auf europäischer Ebene in den letzten Monaten vom CEN / BT / TF 118 begonnen, eine Normung für „solid recovered fuels“ vorzubereiten. Es wurde ein CEN-Report erstellt, in dem neben einer Beschreibung der Märkte für Sekundärbrennstoffe derzeitige Standardisierungsbemühungen und Grundlagen für eine europäische Standardisierung beschrieben werden [Langenkamp et al., 2001].

Auf der Basis des „Reports“ hat die Europäische Kommission entschieden, dem CEN ein formales Mandat für die Standardisierung von Brennstoffen aus nicht gefährlichen Abfällen zu erteilen (vgl. Mandat für solid biofuels) [Schulz-Ellermann, 2002].

2.3 Energetische Verwertung von Sekundärbrennstoffen in industriellen Anlagen

Die Mitverbrennung von festen Sekundärbrennstoffen ist grundsätzlich in Anlagen mit Feststofffeuerung möglich, d. h. im Wesentlichen in solchen Feuerungsanlagen, in denen eine Verbrennung von Braun- oder Steinkohle erfolgt. Für die energetische Verwertung von Sekundärbrennstoffen werden derzeit hauptsächlich die Einsatzbereiche Zementindustrie sowie Kraftwerke genutzt, diese werden im Überblick dargestellt. Weitergehende Ausführungen sind der genannten Literatur zu entnehmen.

2.3.1 Sekundärbrennstoffeinsatz in der Zementindustrie

2.3.1.1 Überblick über die Zementherstellung

Wesentliche Bestandteile der in der Bundesrepublik Deutschland genormten oder bauaufsichtlich zugelassenen Zemente sind Portlandzementklinker, Hüttensand sowie Trass und gebrannter Ölschiefer. Der Portlandzementklinker wird in Drehrohröfen aus einem Rohstoffgemisch hergestellt, das hauptsächlich Calciumoxid (CaO), Siliziumdioxid (Kieselsäure, SiO_2) Aluminiumoxid (Tonerde, Al_2O_3) und Eisenoxid (Fe_2O_3) enthält. Ausgangsstoffe zur Herstellung des Portlandzementklinkers sind Kalkstein, Kreide und Ton oder deren natürlich vorkommendes Gemisch (Kalksteinmergel).

Die Herstellung von Zement erfolgt über mehrere Produktionsstufen (vgl. Abb. 2.3-1):

- Rohmaterial - Kalkstein und Mergel - wird im Steinbruch abgebaut.
- Die Rohmaterialien werden vermischt, ggf. mit Korrekturstoffen versehen und zu Rohmehl vermahlen.
- Das Rohmehl findet hauptsächlich Einsatz als trockenes Rohmehl (in Drehöfen mit Zyklonvorwärmer).
- Es erfolgt das Brennen des Rohmehls im Hochtemperaturofen zu Klinker.
- Der Klinker wird mit Gips und, je nach Spezifikation, mit anderen Zumahlstoffen zu Zement vermahlen.

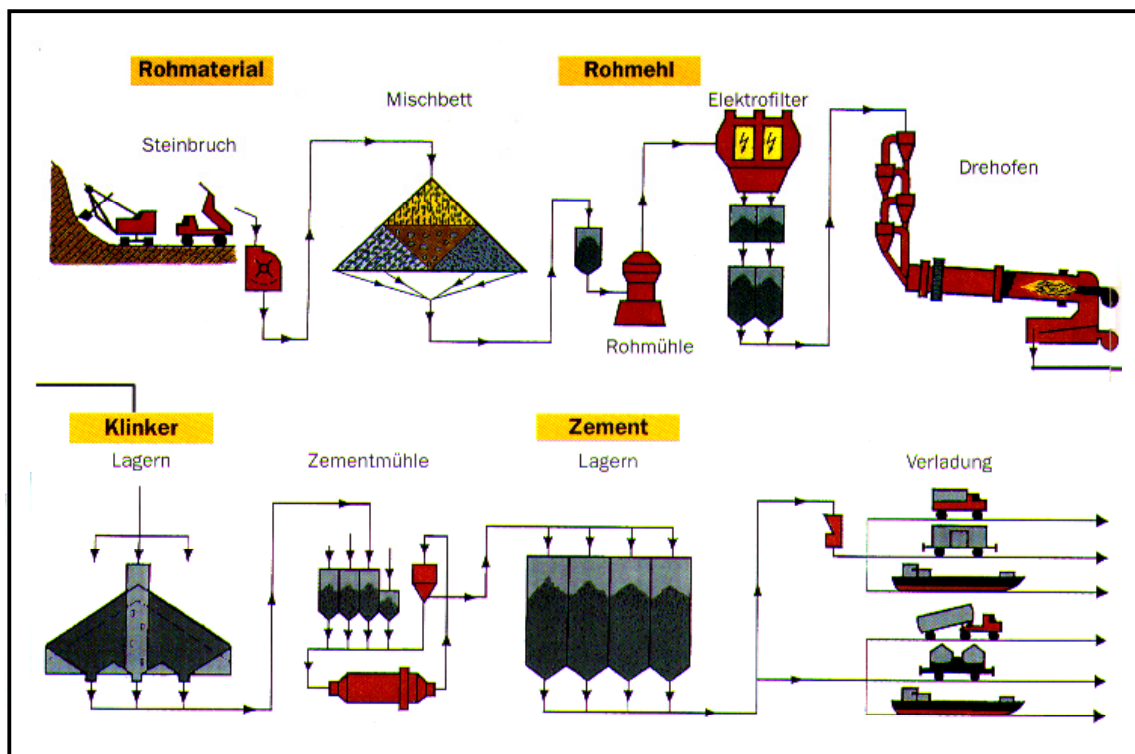


Abb. 2.3-1:Verfahrensfließbild der Zementherstellung [VDZ, 1996]

▪ Beschreibung des Klinkerbrennprozesses

Zementklinker werden in Deutschland zu 85 % nach dem Trockenverfahren in Drehrohröfen mit Zyklonvorwärmen gebrannt. Bei den verbleibenden 15 % erfolgt die Herstellung nach dem Halbtrockenverfahren. Bei diesem Verfahren wird Rohmaterial in einem Rostvorwärmer erhitzt, bevor es im Drehrohr zu Klinker gebrannt wird (Lepolöfen). Eine Aufstellung der Daten zur Struktur der Ofentechnik in der Zementindustrie in Deutschland ist in der folgenden Tabelle 2.3-1 dargelegt.

Tab. 2.3-1: Daten zur Struktur der Ofentechnik in der Zementindustrie in Deutschland im Jahr 2000 [VDZ, 2000a]

	Anzahl	Kapazität	
		[Mg/d]	[%]
Drehrohröfen mit Zyklonvorwärmer	46	112.500	84,8
Drehrohröfen mit Rostvorwärmer	19	17.970	13,5
Schachtöfen	8	1.200	0,9
Sonstige	1	1.050	0,8
Summe	74	132.720	100,0

Aufgrund seiner Bedeutung wird exemplarisch das Verfahren der Herstellung von Zementklinker in Drehrohröfen mit Zyklonvorwärmer dargestellt.

Im Vorwärmer wird das Ofenmehl im Gegenstrom getrocknet und weitgehend entsäuert¹. Ein Zyklonvorwärmer besteht aus mehreren übereinander angeordneten Zyklonstufen (vgl. Abb. 2.3-2). Die Abgase des Drehrohrfens durchströmen den Zyklonvorwärmer von unten nach oben. Das Ofenmehl wird in den Gasstrom von der obersten Zyklonstufe aufgegeben. Dort wird das Ofenmehl abgeschieden und in den Gasstrom zur tiefer gelegenen Zyklonstufe geleitet. Dieser Vorgang läuft wiederholt ab. Das Ofenmehl wird so auf ca. 850° C aufgeheizt, bevor es in das Drehrohr eintritt [VDI, 2001].

Die Entsäuerung des Ofenmehls findet überwiegend in den unteren Zyklonstufen bzw. der Calcinerzone des Drehfens statt. Zur Unterstützung der Entsäuerung kann eine zusätzliche Brennstoffzugabe über die Zweitfeuerung (im unteren Bereich des Vorwärmers bzw. im Ofeneinlauf) erfolgen. Der Abgasstrom kühlt sich beim Vorwärmen ab und verlässt die oberste Stufe des Zyklonvorwärmers mit einer Temperatur von ca. 300 bis 400° C.

Bei Drehrohrfenanlagen mit Calcinator (Gasleitung zwischen Drehrohr und der unteren Zyklonstufe als Brennraum ausgelegt) wird das Heißmehl (z. B. aus der zweituntersten Zyklonstufe) mit dem aus dem Drehrohrfens aufströmenden Heißgas in den Calcinator getragen. Das Ofenabgas wird dabei auf ca. 850° C abgekühlt. Im Calcinator wird Brennstoff zugegeben. Die für den Ausbrand benötigte Luftmenge wird als

¹ Die Entsäuerung des Kalksteins, d. h. das Austreiben des CO₂ aus dem CaCO₃ des Ofenmehls, findet bei Temperaturen zwischen 800 und 900° C statt. Dabei verliert das Einsatzmaterial ca. ein Drittel seiner Trockenmasse [VDI, 2001].

Tertiärluft dem Klinkerkühler oder dem Ofenkopf entnommen und über eine separate Leitung am Ofen vorbei dem Calcinator zugeführt (vgl. Abb. 2.3-2). Durch den Calcinator wird die Verweilzeit des Ofenmehls und des Ofenabgases im unteren Bereich des Zyklonvorwärmers erhöht. Der Wärmeeintrag über den Calcinator kann je nach Ofenanlage bis zu 65 % des gesamten Brennstoffenergiebedarfs betragen. Dadurch lassen sich Entsäuerungsgrade von über 90 % vor Eintritt in den Drehofen erreichen. [VDI, 2001].

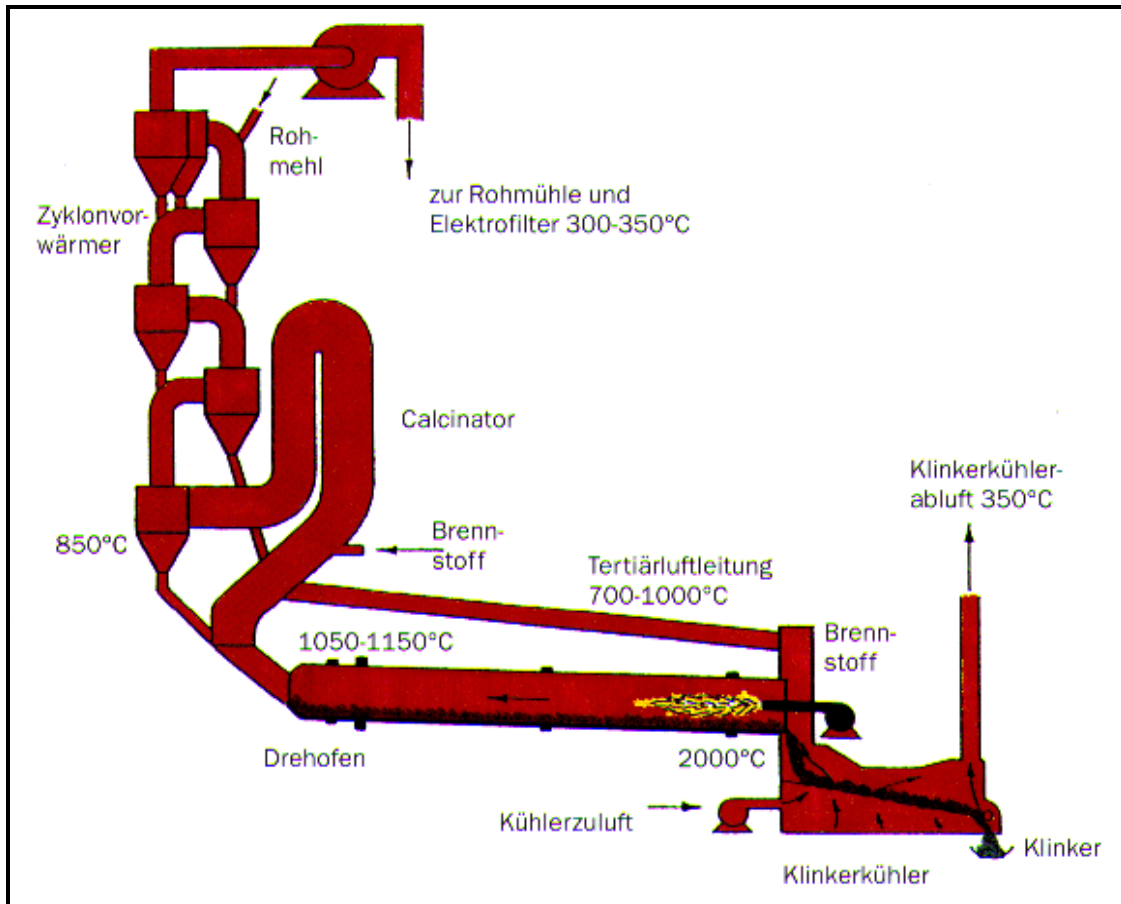


Abb. 2.3-2: Drehrohrofen mit Zyklonvorwärmer und Calcinator [VDZ, 1996]

Vom Vorwärmer tritt das teilentsäuerte Mehl (Entsäuerung zwischen 60 und 98 %) in den Drehrohrofen ein. Durch die weitere Aufheizung auf die Sintertemperatur von 1.250 bis 1.450° C bilden sich Klinkerphasen. Durch Drehbewegung und Neigung des Drehrohres gelangt das Brenngut Richtung Hauptfeuerung am Ofenauslauf. Die Durchlaufzeit des Materials durch den Ofen beträgt 20 bis 30 Minuten. Der heiße Klinker wird in einem Kühler durch Frischlufteinblasung abgekühlt. Die Luft wird ganz oder teilweise wieder als sekundäre Verbrennungsluft dem Ofen zugeführt. Ein Teil der heißen Kühlluft kann auch als tertiäre Verbrennungsluft bei einer Sekundärfeuerung am Vorwärmer des Ofens verwendet werden.

Die Aschen der Brennstoffe gehen als mineralische Bestandteile in den Klinker ein und werden bei der Zusammenstellung der Rohmaterialkomponenten berücksichtigt [VDI, 2001].

▪ **Weitere Verfahrensschritte zur Herstellung von Zement**

Die Herstellung von Zement erfolgt, indem der gebrannte Klinker mit Calciumsulfat als Erstarrungsregler und je nach Spezifikation mit weiteren Stoffen (Zumahlstoffen) gemahlen wird. Als Calciumsulfat können Gips, natürlicher Anhydrid oder Gips aus der Rauchgasentschwefelung zum Einsatz kommen.

Zement ist ein feingemahlenes Bindemittel, das unter Wasseraufnahme an der Luft oder unter Wasser erhärtet. Beim Zusatz von Wasser zum Zement erfolgt das Erstarren und Erhärten des Zementleims durch exotherme Reaktion, wobei ca. 25 % Wasser chemisch und weitere 10 % adsorptiv gebunden werden und Zementstein entsteht. Die wesentlichen Eigenschaften von Zement, wie zeitlicher Ablauf der Hydratation, Festigkeit und chemische Widerstandsfähigkeit, sind abhängig von der Zusammensetzung der Rohstoffe, Mengenanteil der zugemahlten Bestandteile und der Mahlfeinheit. Die Anteile der unterschiedlichen Hauptbestandteile der nach DIN EN 197-1 genormten Zemente sind in der folgenden Tabelle 2.3-2 dargestellt:

Tab. 2.3-2: Zementarten nach DIN EN 197-1

Zementart	Bezeichnung	Zusammensetzung ¹
CEM I	Portlandzement	Portlandzementklinker (K)
CEM II	Portlandkompositzement	Vermahlung von Portlandzementklinker (K) mit Hüttensand (S, bis 35 %), natürlichem Puzzolan (P), Flugasche (V), gebranntem Ölschiefer (T), Kalkstein (L)
CEM III	Hochofenzement	Vermahlung von Portlandzementklinker mit Hüttensand (36 bis 80 %)
CEM IV	Puzzolanzement	Vermahlung von Portlandzementklinker (K) mit Silicatstaub (D), natürlichem Puzzolan (P, Q), Flugasche (V, W)
CEM V	Kompositzement	Vermahlung von Portlandzementklinker (K) mit Hüttensand (S, bis 50 %), natürlichem Puzzolan (P, Q), Flugasche (V)

¹ Hauptbestandteile, zusätzlich Nebenbestandteile 0 - 5 %

Die in Tab. 2.3-2 dargestellten Zementarten finden Verwendung bei nahezu allen Bauaufgaben, z. B. Transportbeton, industrielle Herstellung von Betonfertigteilen, Binde-

mittel für Mörtel, Putze, Estrich oder Spritzbeton im Tunnelbau. Tabelle 2.3-3 zeigt ein Beispiel für eine Betonrezeptur [Baier, 2001].

Tab. 2.3-3: Beispiel für eine Betonrezeptur (nach [Baier, 2001])

Beispiel für eine Betonrezeptur: durchschnittliche Zusammensetzung [Gew.-%]				
Klinker- brand	Rohstoff (glühverlustfrei)	98,0	71,5	9,3
	Asche aus Energieträgern (glühverlustfrei)	2,0	1,5	0,2
	Klinker (glühverlustfrei)	100,0		
Zement- mahlung	Hüttensand/Flugasche		18,0	2,3
	Sulfat		4,0	0,5
	Nebenbestandteile		5,0	0,7
	Mahlhilfsmittel		0,05	0,01
	Zement		100,0	
Betonproduktion	Zuschläge			77,0
	Wasser			8,0
	Zusatzstoffe (z. B. Steinkohlenflugasche)			2,0
	Bauchemie			0,01
	Beton			100,0

Daneben werden noch Zemente mit Sondereigenschaften für Spezialanwendungen hergestellt, z. B. Tiefbohrzement (beständig gegen hohe Drücke), Schnellzement (schnell erhärtend) oder Tonerdeschmelzzement (Verwendung für den Feuerungsbau).

2.3.1.2 Emissionen und Emissionsminderungsmaßnahmen bei der Zementherstellung

Bei der Zementherstellung werden im Weiteren nur die Schwermetallemissionen aus dem Brennprozess berücksichtigt. Das Emissionsverhalten von Schwermetallen ist abhängig von der Eintragsituation, dem Verhalten in der Drehrohrofenanlage und vom Abscheidegrad der Entstaubung.

Die mit dem Rohmehl oder Brennstoff in den Brennprozess eingebrachten Schwermetalle können in Abhängigkeit von ihrer Flüchtigkeit ganz oder teilweise in den heißen

Zonen des Vorwärmers und/oder Drehrohrofens verdampfen, mit den in der Gasphase vorliegenden Bestandteilen reagieren oder in den kälteren Bereichen des Ofensystems auf dem Brenngut kondensieren. Es können sich so Kreisläufe ausbilden, die auf die Ofenanlage beschränkt bleiben (innere Kreisläufe) oder auch die Mahltrocknung mit einbeziehen (äußere Kreisläufe).

Beim Klinkerbrennprozess werden die Elemente wie z. B. Arsen, Chrom, Kupfer, Nickel und Vanadium nahezu vollständig mit dem Klinker aus dem Ofensystem ausge-
tragen, so dass sich keine Kreisläufe bilden. Die schwerflüchtigen Schwermetalle wie Cadmium und Blei reagieren im Bereich zwischen Drehrohrofenanlage und Vorwärmer mit den im Überschuss zur Verfügung stehenden Chloriden und Sulfaten zu schwerflüchtigen Verbindungen, kondensieren an den Brenngutpartikeln und werden so im Klinker abgeschieden [VDZ, 2000b].

Die Elemente Thallium und Quecksilber werden zu geringeren Anteilen im Klinker eingebunden. Thallium und seine Verbindungen kondensieren im Vorwärmer bei 450 bis 550° C, so dass sich zwischen Vorwärmer, Rohmaterialtrocknung und Abgasreinigungsanlage ein Kreislauf bilden kann. Die Höhe der Thalliumemission ergibt sich aus dem jeweiligen Niveau des Kreislaufs und dem Abscheidewirkungsgrad der Entstaubungsanlage. Ein Maß für die Höhe des Kreislaufniveaus stellt der Thalliumgehalt im Elektrofilterstaub dar. Quecksilber bildet gasförmige Verbindungen, die im Bereich Drehrohrofen und Vorwärmer nicht abgeschieden werden. Auf dem Abgasweg kondensieren sie infolge der Abkühlung des Gases und werden von den Rohpartikeln teilweise absorbiert (äußerer Kreislauf). Um einen langfristigen Anstieg der Thallium- und Quecksilberemissionen zu verhindern, kann es notwendig sein, das Niveau des äußeren Kreislaufs zu begrenzen, indem ein Teil des Elektrofilterstaubs aus dem System ausgeschleust wird. Der ausgeschleuste Staub wird der Zementmühle wieder als Rohmaterial zugegeben [VDZ, 2000b; VDI, 2001]. Zur Verminderung der gasförmigen Emissionen an Quecksilber kann es zusätzlich notwendig sein, die Einträge in die Ofenanlage über Roh- und Brennstoffe zu begrenzen.

2.3.1.3 Theoretische Einsatzpotenziale und derzeit in der Zementindustrie eingesetzte Sekundärbrennstoffmengen

Zur Deckung des Energiebedarfs von 100,7 Mio. GJ/a wurden im Jahr 1998 in den Zementwerken in Deutschland 32 % Steinkohlen, 33 % Braunkohlen und 10 % Petrolkoks eingesetzt. 19 % der Energie wurde durch Sekundärbrennstoffe gedeckt. Im Jahr 1999 lag dieser Anteil bereits bei 23 % [VDZ, 2000b]. Oerter [2000] hält einen weiteren

Anstieg des Abfalleinsatzes auf etwa 30 % für möglich. In einzelnen Werken werden derzeit schon höhere Anteile am jeweiligen Energiebedarf der Anlage gefahren. In der Tabelle 2.3-4 ist die Aufnahmekapazität an Sekundärbrennstoffen in der Zementindustrie auf der Basis des Primärenergieverbrauchs aus dem Jahr 1998 berechnet, wobei für die Sekundärbrennstoffe ein durchschnittlicher Heizwert: $H_{u,FS} = 18 \text{ MJ/kg}$ angesetzt wurde. Nach diesem Ansatz kann in der Zementindustrie bei einer Substitutionsrate von 25 % der Feuerungswärmeleistung (FWL) 1,4 bzw. 2,8 Mio. Mg/a (bei einer Substitutionsrate von 50 %) eingesetzt werden.

Tab. 2.3-4: Aufnahmekapazität von Sekundärbrennstoffen in der Zementindustrie

Zementindustrie			
Brennstoffenergieverbrauch ¹	[Mio. MJ/a]	100.700	
Substitutionsrate	[% der FWL]	25	50
theoretische Sekundär- brennstoffmenge ²	[Mio. Mg/a]	1,4	2,8

¹ [VDZ, 2000b]

² auf der Basis des Brennstoffenergieverbrauchs aus dem Jahr 1998 und bei einem Heizwert der Sekundärbrennstoffe von $H_{u,FS} = 18 \text{ MJ/kg}$

In der Abbildung 2.3-3 ist der lineare Einfluss des Heizwertes und der Einfluss der Substitutionsrate auf das Sekundärbrennstoffpotenzial zur Mitverbrennung in der Zementindustrie abgebildet.

Wie in der Tabelle 2.3-5 (für 1998) dargestellt, handelt es sich bei den derzeit in der Zementindustrie eingesetzten Sekundärbrennstoffmengen hauptsächlich um Altreifen und Altöl. Daneben kommen weitere flüssige und feste Brennstoffe, wie z. B. Lösemittel, Altholz, Altkunststoffe, Altreifen, Bleicherden, aufbereitete Produktionsreste sowie zurzeit noch in geringem Umfang aufbereitete Fraktionen aus Siedlungsabfällen zum Einsatz [Hoenig, 1998]. Bezogen auf einen Heizwert von 18 MJ/kg wurden 1998 ca. 1 Mio. Mg an Sekundärbrennstoffen in der Zementindustrie eingesetzt.

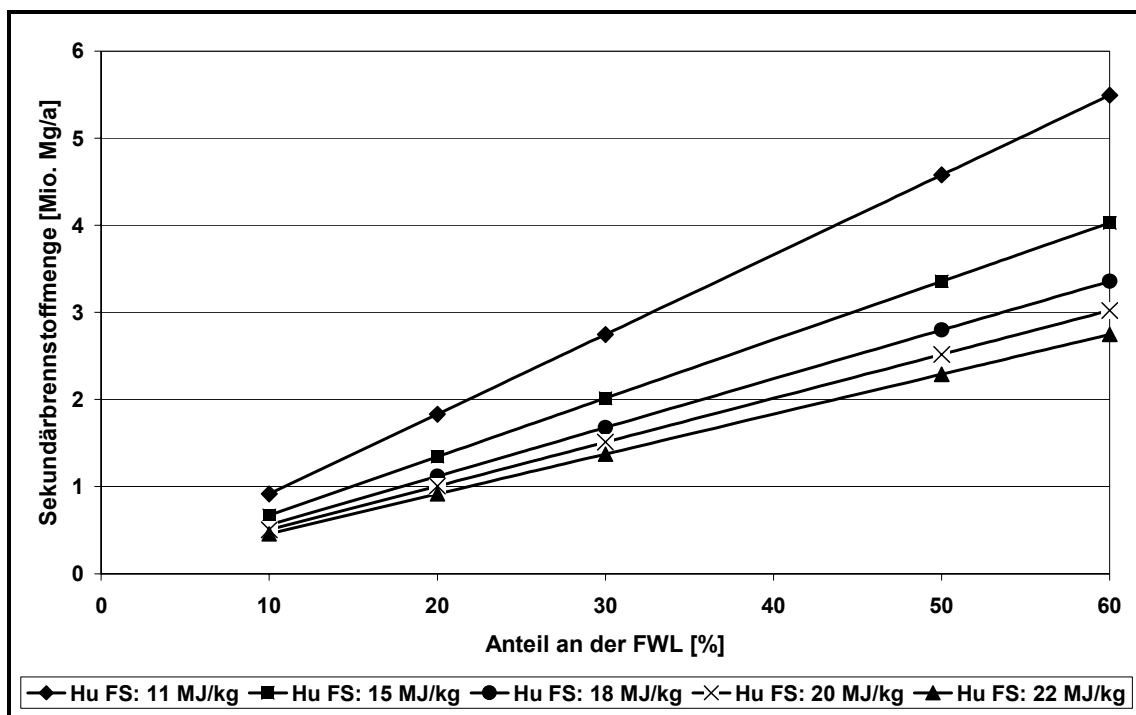


Abb. 2.3-3: Einfluss des Heizwertes auf das Sekundärbrennstoffpotenzial zur Mitverbrennung in der Zementindustrie basierend auf dem Brennstoffenergieverbrauch von 1998

Tab. 2.3-5: Einsatzmengen und durchschnittliche Heizwerte von Sekundärbrennstoffen in der Zementindustrie [VDZ, 2000b]

	Sekundärbrennstoffmenge 1998 [VDZ, 2000b] [Mg/a]	durchschnittlicher Heizwert $H_{u\text{ FS}}$ [MJ/kg]	Sekundärbrennstoffmenge normiert auf $H_{u\text{ FS}}$: 18 MJ/kg [Mg/a]
Reifen/Gummi	229.000	26	330.778
Altöl	168.000	34	317.333
Fraktionen aus Industrie- und Gewerbeabfällen ¹	176.000	22	215.111
Altholz	76.000	14	59.111
Lösungsmittel	18.000	22	22.000
Teppichabfälle	18.000	19	19.000
Bleicherde	13.000	14	10.111
Sonstige ²	84.000	12	56.000
Gesamt	782.000		1.029.444

¹ wie z. B. Kunststoffe, Papier, Textilien etc.

² u. a. aufbereitete Fraktionen aus Siedlungsabfällen, Ölschlamm, org. Destillationsrückstände, Nahrungs- und Futtermittelabfälle, ölverunreinigte Papier- und Stoffabfälle

2.3.1.4 Weitere Anforderungen an Sekundärbrennstoffe für die Zementindustrie

Von Betreibern industrieller Anlagen, die einen Sekundärbrennstoffeinsatz planen, werden generelle Anforderungen gestellt. Dazu zählen z. B.:

- stets ausreichende Mengen und gleichbleibende Qualität
- hoher Energiegehalt
- Lager-, Transport- und Dosierfähigkeit
- Nutzung der vorhandenen technischen Einrichtungen der Feuerungsanlage ohne wesentliche Modifikationen
- keine betriebstechnischen Probleme bei der Verbrennung (z. B. Anlagerungen)
- geringe Emissionen relevanter Schadstoffmengen bei der Verbrennung
- keine Veränderung der Qualität der Produkte oder Reststoffe
- kontinuierliche Lieferungen oder bedarfsweise Belieferung zu stabilen, kalkulierbaren Preisen [Urban, 1996].

Bei Sekundärbrennstoffen, die in Zementwerken eingesetzt werden sollen, sind bei Aschegehalten > 10 % Informationen über die Aschezusammensetzung notwendig, da sich diese auf die Eigenschaften des Zements auswirkt. Die Aschezusammensetzung muss zudem mit den eingesetzten Rohstoffen (geogene Zusammensetzung) vereinbar sein [Baier, 2000].

Die Beschaffenheit des Sekundärbrennstoffs zur energetischen Verwertung in der Zementindustrie ist u. a. abhängig vom Aufgabeort (Primärfeuerung eher feinkörnig, Sekundärfeuerung stückig möglich), der Fördertechnik sowie der Zusammensetzung und der Menge. Im Gegensatz zur direkten Aufgabe des Sekundärbrennstoffs besteht auch eine Ofenlinie, bei der ein nach dem Wirbelschichtprinzip arbeitender Vergaser als Vorschaltanlage für die Sekundärfeuerung zweier Calcinatoren dient. Mit Hilfe dieses Vergasers wird u. a. aus verschiedenen Abfallfraktionen Schwachgas gewonnen, welches ohne weitere Aufbereitung als Brennstoff im Ofen der nachgeschalteten Calcinatoren verbrannt wird [Scur, 1998].

Die Anforderungen an den Sekundärbrennstoff für die Zementindustrie hängen stark von der jeweiligen standortspezifischen Anlagentechnik sowie der Beschaffenheit der weiteren Rohmaterialien ab.

2.3.2 Sekundärbrennstoffeinsatz in Kraftwerken

2.3.2.1 Überblick über die eingesetzten Feuerungssysteme

Unter dem Begriff Kraftwerke werden hier folgende Feuerungsanlagen zusammengefasst:

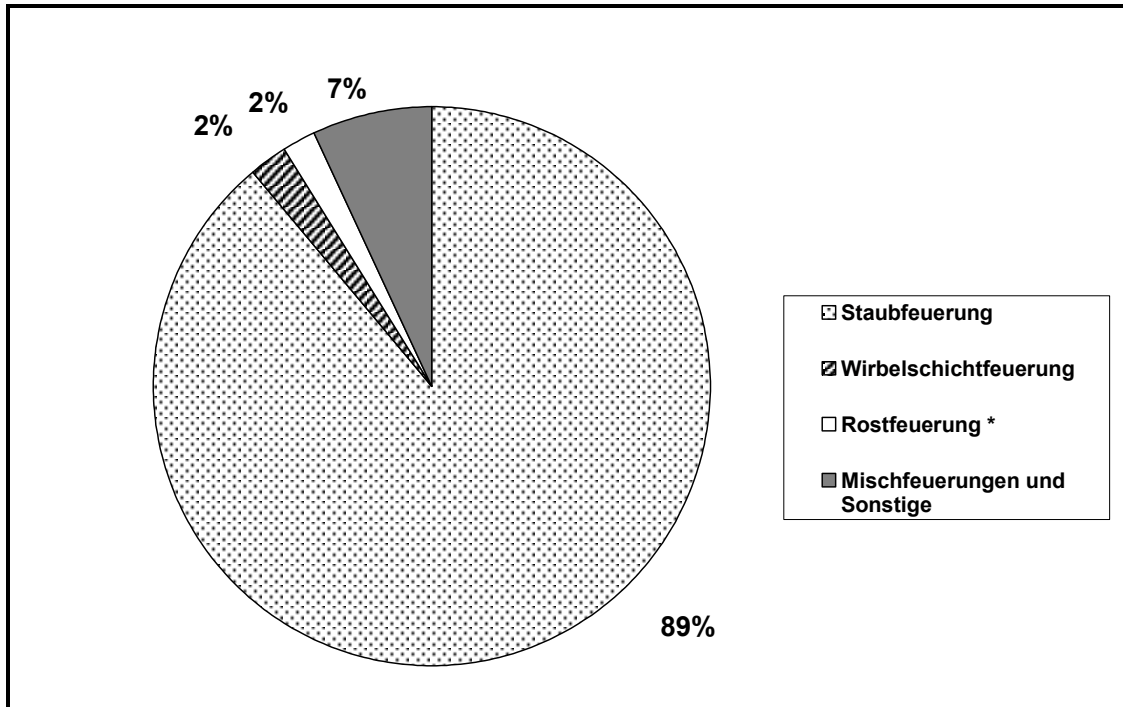
- Großfeuerungsanlagen
- kleine, dezentrale Kraftwerke und Heizwerke zur Energieerzeugung
- Industriefeuerungsanlagen zur Energieerzeugung für Produktionsprozesse.

Da die Feuerungssysteme unabhängig von der Anlagengröße vom technischen Grundsatz her vergleichbar sind, werden nachfolgend diesbezüglich keine separaten Betrachtungen vorgenommen. Bei der Feststofffeuerung werden überwiegend folgende Feuerungssysteme unterschieden:

- Staubfeuerung (Schmelzkammer- und Trockenfeuerung)
- Rostfeuerung
- Wirbelschichtfeuerung.

Die Kraftwerke der öffentlichen Stromversorger stellen mit rund 90 % den wesentlichen Anteil der installierten Kraftwerksleistung. Dabei ist zu beachten, dass es sich bei dem überwiegenden Anteil dieser Anlagen um Großkraftwerke mit einer Feuerungswärmeleistung $> 50 \text{ MW}_{\text{el}}$ handelt. Im Gegensatz dazu teilt sich die installierte Leistung der Industriefeuerungsanlagen auf eine große Anzahl kleinerer Feuerungsanlagen auf.

Am Beispiel der öffentlichen Stromversorger ist in Abbildung 2.3-4 die Verteilung der oben genannten Feuerungssysteme auf die Gesamtleistung der Großkraftwerke dargestellt. Die überwiegend eingesetzte Feuerungsart bei der Kohlefeuerung in Großkraftwerken ist die Staubfeuerung, von der 59 % als Trockenfeuerung (mit staubförmigen Ascheabzug) und 41 % als Schmelzkammerfeuerung (mit schmelzflüssigem Ascheabzug) ausgebildet sind.



* Rostfeuerung inkl. MVA

Abb. 2.3-4: Verteilung der Kraftwerksleistung der öffentlichen Stromversorger auf die eingesetzten Feuerungsarten (feste Brennstoffe 1996, nach [Scheurer et al., 2000])

Bei den kleinen Energieerzeugern (dezentrale Kraftwerke und Heizwerke, Industrieferuerungen) werden aufgrund betrieblicher und wirtschaftlicher Vorteile hauptsächlich Rostfeuerungen eingesetzt. Da diese mit der Staubfeuerung einen Schwerpunkt für die Mitverbrennung von Sekundärbrennstoffen bildet, werden beide Techniken beschrieben.

2.3.2.2 Staubfeuerung

Bei der Staubfeuerung wird die Kohle vor Eintritt in den Feuerraum getrocknet und gemahlen. Alle Phasen der Verfeuerung erfolgen in der Schwebel. Der Staub wird gemeinsam mit der Verbrennungsluft über mehrere Brennerebenen eingeblasen. Die erforderliche Aufmahlung ist brennstoff- und feuerungsabhängig (im Mittel 30 bis 50 µm). Bei der Verbrennung mit geringem Luftüberschuss können Verbrennungstemperaturen bis > 1.600° C (bei Steinkohle) erreicht werden. Bis zum Ende des Feuerraums müssen die Rauchgase unter die Ascheerweichungstemperaturen abgekühlt werden, um eine Verschmutzung der nachfolgenden konvektiven Heizflächen zu vermeiden.

Eine Feuerung wird für ein bestimmtes Brennstoffband ausgelegt, was vor allem durch den Wassergehalt, den Anteil an flüchtigen Stoffen sowie durch den Aschegehalt charakterisiert wird. Die Tabelle 2.3-6 zeigt ein typisches Brennstoffband von Steinkohle- und Braunkohlestaubfeuerungen.

Tab. 2.3-6: Typisches Brennstoffband von Steinkohle- und Braunkohlestaubfeuerungen [Scheurer et al., 2000]

		Steinkohle Trockenfeuerung	Braunkohle
Heizwert	[MJ/kg]	24,7 - 30,5	9,7 –11,1
Wassergehalt	[%]	max. 13	51 - 53
Aschegehalt	[%]	max. 16	max. 12
Schwefelgehalt	[%]	max. 1,4	max. 1,5
Feuerraumendtemperatur	[° C]	1.100 – 1.200	1.000

Bei der Schmelzkammerfeuerung erfolgt der Abzug der Verbrennungsrückstände aus dem Feuerraum als Schmelzfluss. Es entsteht ein schwer eluierbares Granulat, welches gegenüber der Trockenfeuerung Vorteile hinsichtlich der Verwertbarkeit der Verfeuerungsrückstände aufweist. Ein weiterer Vorteil ist die Möglichkeit, ein vielfältiges Kornband einzusetzen, was sich für einen Sekundärbrennstoffeinsatz positiv auswirkt.

Die Rauchgasreinigung besteht überwiegend aus einer Verfahrensstufe zur katalytischen Entstickung (NO_x ; DENOX-Anlage), einem E-Filter zur Staubabscheidung und einer Rauchgasentschwefelungsanlage (REA) zur Abscheidung von Schwefeldioxid. Die Entschwefelungs- und Entstickungsverfahren kommen in der Regel überwiegend bei Großfeuerungsanlagen zum Einsatz.

Schwermetalle mit Ausnahme von Quecksilber und Arsen verbleiben vorwiegend im Feinanteil der Flugaschen. Quecksilber wird bei der Verbrennung freigesetzt und verlässt den Kessel fast ausschließlich über die Gasphase. Wegen seiner hohen Flüchtigkeit gelangt es bis zur Rauchgasentschwefelungsanlage, wo es teilweise abgeschieden und bei der folgenden Abwasserbehandlung gezielt erfasst wird [Gutberlet et al., 1992].

In der folgenden Abbildung 2.3-5 ist der Aufbau eines Kraftwerkes mit Schmelzkammerfeuerung dargestellt.

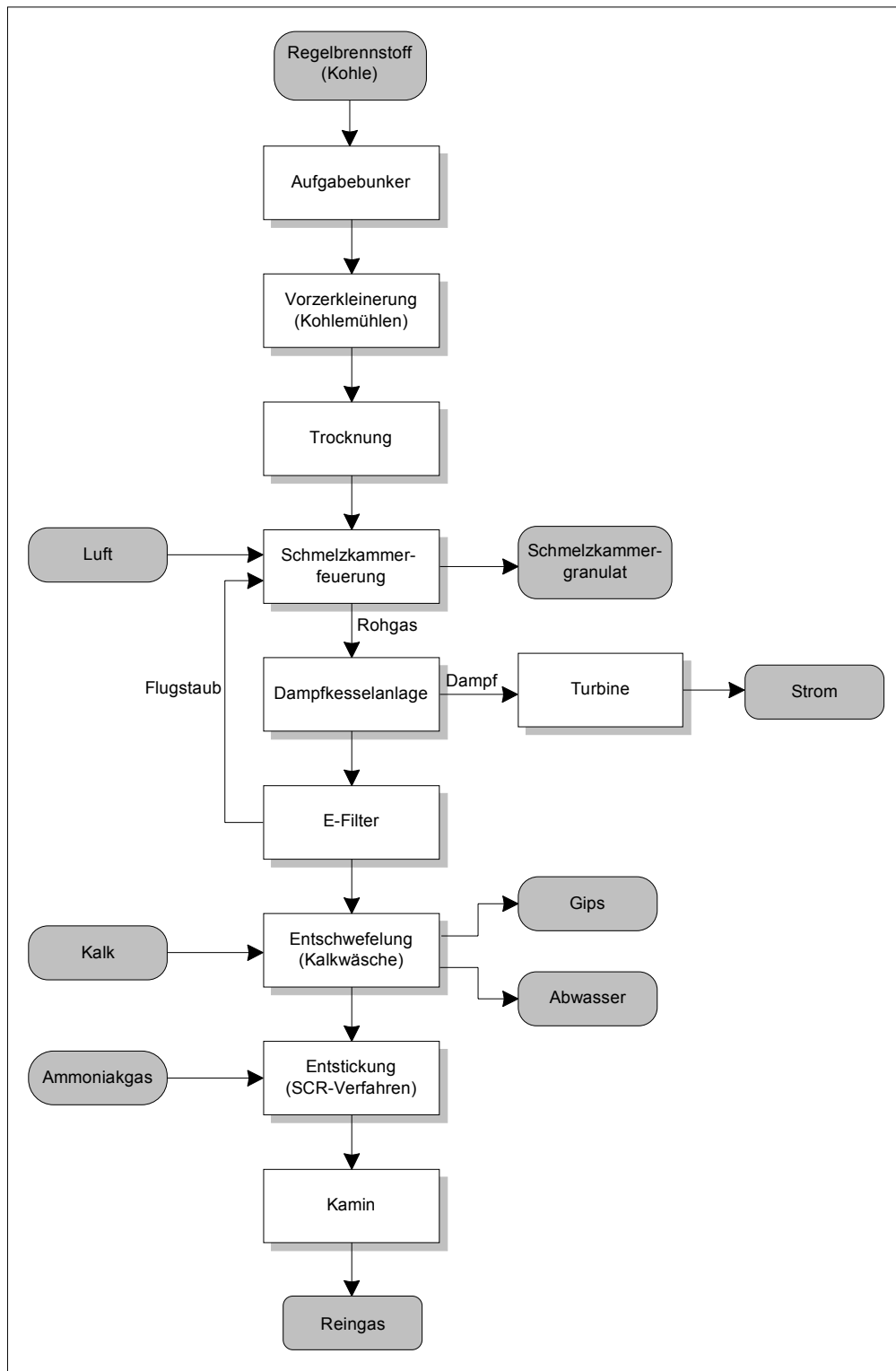
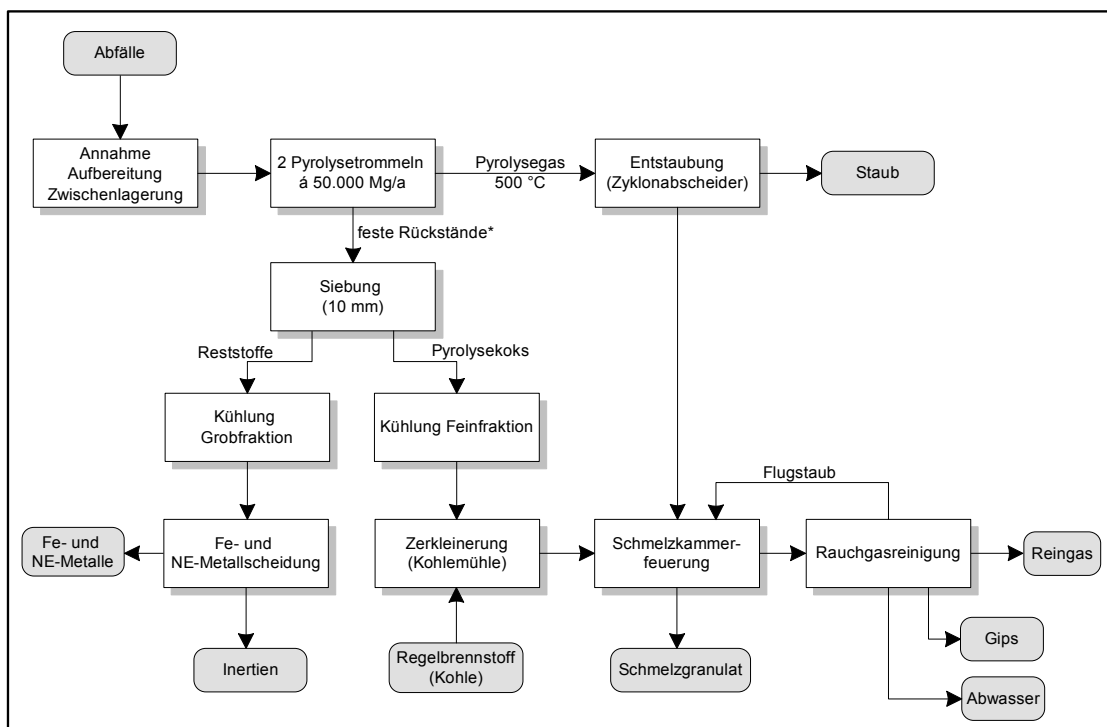


Abb. 2.3-5: Grundfließbild des Feuerungs- und Rauchgasreinigungssystems eines Kraftwerkes mit Schmelzkammerfeuerung [Betreiberangaben, 2000]

2.3.2.3 Vorschaltanlagen vor Großkraftwerken

Für die Aufgabe von Sekundärbrennstoffen in Staubfeuerungen über die Kohlemühlen ist ein hoher Aufbereitungsaufwand erforderlich. Um diesen weitgehend zu umgehen, wurde am Standort eines Kohlekraftwerkes eine thermische Aufbereitung von heizwertreichen Abfällen als Vorschaltanlage vor dem Einsatz im Kraftwerk installiert. Kern der Anlage sind zwei parallel betriebene, außenbeheizte Pyrolysetrommeln, in denen vorzerkleinerte Abfälle (ca. 200 mm) bei ca. 500° C unter Luftabschluss entgast werden („Con Therm-Verfahren“). Die brennbaren Pyrolysegase werden entstaubt dem Kraftwerksblock zugeführt und dort verbrannt. An den Trommelenden wird von den festen Pyrolyserückständen zunächst der kohlenstoffreiche Feinanteil abgesiebt und ebenfalls als Sekundärbrennstoff in die Brennkammer eingegeben. Die restlichen Pyrolyserückstände, welche im Wesentlichen aus Inertien, Metallen und Anhaftungen aus Kohlenstoff bestehen, werden nass ausgetragen. Anschließend werden aus dem Gemisch die Metalle mittels Magnet- und Wirbelstromscheider abgetrennt und der Verwertung zugeführt [Berghoff, 2000]. Die Abbildung 2.3-6 zeigt das Grundfließbild des „Con Therm-Verfahrens“.



* = Pyrolysekoks, Metalle, Inertien

Abb. 2.3-6: Grundfließbild des „Con Therm-Verfahrens“ (nach [Berghoff, 2000; Schulz et al., 1998; Scheurer et al., 2000])

2.3.2.4 Rostfeuerung

Die Rostfeuerung ist eine der ältesten Feuerungsarten und findet in kleineren Industrie- und Heizkraftwerken sowie in Müllverbrennungsanlagen Anwendung. Derzeit werden kleinere dezentrale Anlagen speziell zur Sekundärbrennstofffeuerung mit dieser Technik gebaut. Die Feuerungsart ist besonders für stückige Güter geeignet, d. h. der Aufwand für die Zerkleinerung des Brennstoffs kann minimiert werden. Als Beispiele für realisierte Rostfeuerungssysteme dienen z. B. die Energetische Verwertungsanlage (EVA) der Fa. Herhof und Heizkraftwerke der ENERGOS Deutschland GmbH.

Die ENERGOS Deutschland GmbH errichtet dezentrale Heizkraftwerke, die Industriebetriebe mit Prozesswärme versorgen sollen. Als Energieträger sollen ausschließlich ausgewählte Sekundärbrennstoffe wie z. B. bestimmte produktionsspezifische Abfälle oder heizwertreiche Fraktionen aus der Siedlungsabfallentsorgung eingesetzt werden. Die Anlage unterliegt den Anforderungen der 17. BImSchV [Elfers, 2001].

Der Verbrennungsvorgang erfolgt auf einem Rostsystem, bestehend aus Primär- und Sekundärbrennkammer. Über wassergekühlte Schleusen wird die Aufgabe der Brennstoffmenge gesteuert. Auf einem starren mit Thermoöl gekühltem Rost wird der Brennstoff in der Primärbrennkammer bei einer Temperatur zwischen 850 und 950° C verbrannt. Der Ausbrand der entstandenen Gase erfolgt in der anschließenden Sekundärbrennkammer bei Temperaturen zwischen 900 und 1.100° C. Durch die gezielte Verbrennungsführung kann auf umfangreiche Sekundärmaßnahmen zur Rauchgasreinigung weitgehend verzichtet werden. Die Rauchgasreinigungsanlage besteht aus einem Gewebefiltersystem. Zur weitergehenden Reinigung der Rauchgase werden Kalk sowie ein Adsorbens (Aktivkohle) eingedüst. Auf dem Gewebefilter bildet sich ein Filterkuchen aus Kalk, Aktivkohle und dem Staub aus der Feuerung, der vom Rauchgas durchströmt wird. Der verbrauchte Filterkuchen wird mit Druckluft entfernt und beseitigt. Die nachfolgende Abbildung 2.3-7 stellt ein Heizkraftwerk der ENERGOS Deutschland GmbH schematisch dar.

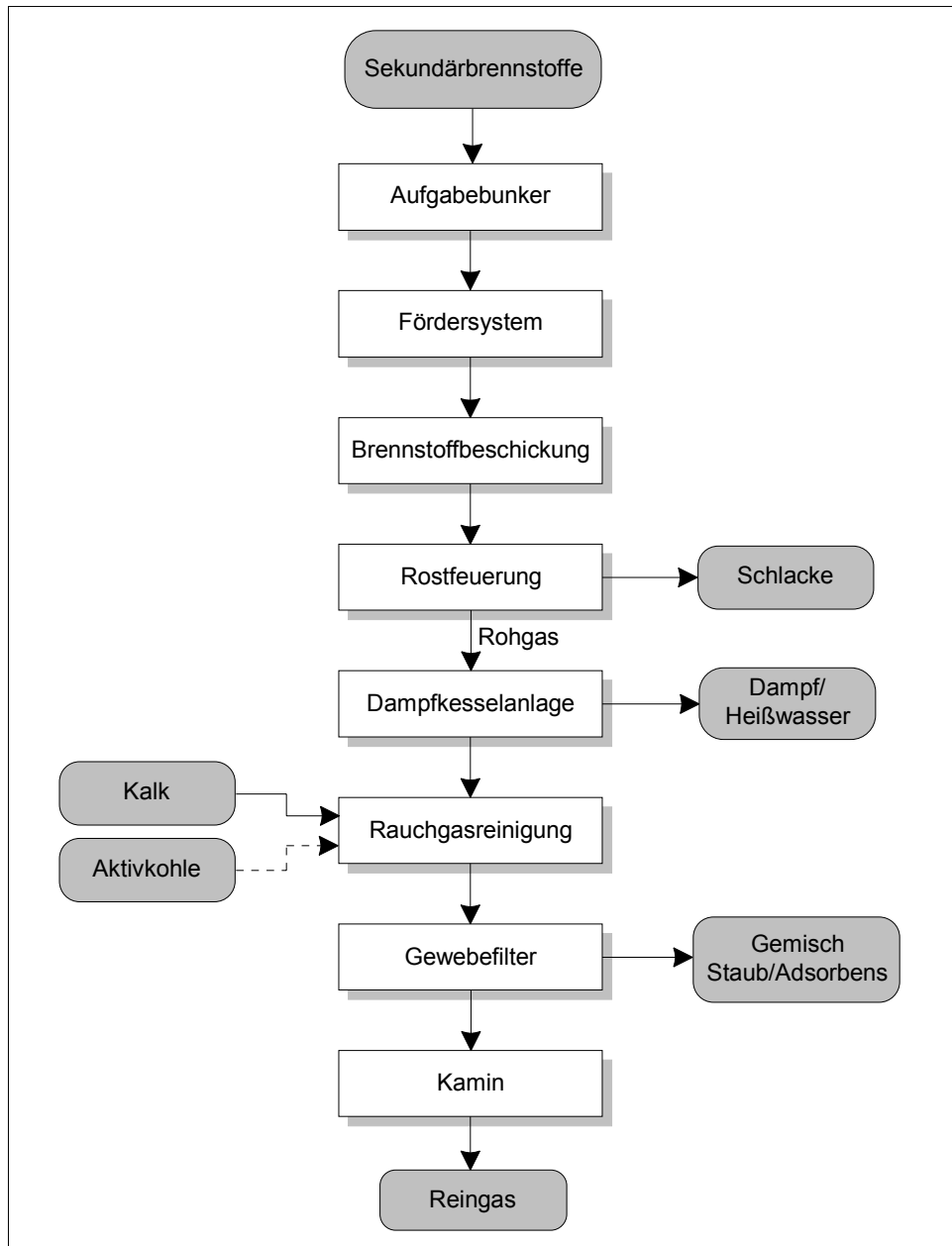


Abb.2.3-7: Grundfließbild des Feuerungs- und Rauchgasreinigungssystems eines Heizkraftwerkes der ENERGOS Deutschland GmbH (nach [Elfers, 2001])

2.3.2.5 Abfälle aus Kraftwerken

Bei der Feuerung und der Rauchgasreinigung fallen in Kraftwerken verschiedene Abfälle an, die einer Entsorgung zugeführt werden müssen. Folgende Hauptabfallgruppen sind zu differenzieren:

- Feuerraumaschen (Grobasche, Rostasche, Schmelzkammergranulat)
- Filterstaub (Flugasche)
- Reaktionsprodukte aus der Rauchgasentschwefelungsanlage (REA-Gips, REA-Abwasser, REA-Schlamm) [Gallenkemper et al., 1996a].

Für die anfallenden Aschen und den REA-Gips gibt es eine Vielzahl möglicher Verwertungswege, die seit Jahren intensiv genutzt werden (vgl. Tab. 2.3-7).

Tab. 2.3-7: Beispiele für Einsatzbereiche von Abfällen aus Kraftwerken (nach [Gallenkemper et al., 1996a])

Abfälle aus Kraftwerken	Einsatzbereich	als	Anforderungen
Aschen aus Steinkohlefeuerungen	Beton- u. Betonzeugnisse Straßen- und Landschaftsbau	Zusatzstoff Zuschlag in Betontragschichten Zusatz in Bodenverfestigungen und Bodenersatz	DIN 1045, Eignungsprüfung Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen [LAGA, 1998] - Rost und Kesselasche, Ländererlasse, FGSV-Merkblätter,
Steinkohlenflugasche	Zementindustrie Straßen- und Landschaftsbau	Zusatzstoff Füller in bit. Straßenschichten und Zusatzstoff in Betontragschichten	Rezeptur individuell für Zementwerke, DIN EN 197-1 Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen [LAGA, 1998] – Flugasche aus der Steinkohlefeuerung, Ländererlasse, FGSV-Merkblätter
Schmelzkammergranulat	Straßen- und Landschaftsbau	Filtermaterial Strahlmittel	Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen [LAGA, 1998] – Rost- und Kesselasche, Ländererlasse, FGSV-Merkblätter Gesundheitliche Unbedenklichkeit
REA-Gips	Zementindustrie Gipsindustrie	Zusatzstoff Baugipse, Gipsplatten	DIN EN 197-1 chemische Zusammensetzung, DIN 1168

2.3.2.6 Theoretische Einsatzpotenziale und derzeit in Kraftwerken eingesetzte Sekundärbrennstoffmengen

Immer mehr Kraftwerksbetreiber beginnen, den Markt für Sekundärbrennstoffe zu sondieren und Möglichkeiten des Einsatzes zu prüfen bzw. setzen versuchsweise Sekundärbrennstoffe ein. Um ein Potenzial an Sekundärbrennstoffen zur Mitverbrennung abschätzen zu können, wurde für diese Berechnung die 1998 eingesetzte Kohlemenge in den Kraftwerken von 45,8 Mio. Mg Steinkohle und 151,5 Mio. Mg Braunkohle [Scheurer et al., 2000] zugrundegelegt. Es ergibt sich damit bei einer vom Prozess her möglichen Substitutionsrate von 5 bzw. 10 % der Feuerungswärmeleistung und einem durchschnittlichen Heizwert: H_{uFS} von 18 MJ/kg im Sekundärbrennstoff ein Potenzial zur Mitverbrennung in Kraftwerken von 7,5 bzw. 15,2 Mio. Mg/a. Diese Aufnahmekapazitäten teilen sich zu gleichen Teilen auf Stein- und Braunkohlekraftwerke auf.

Tab. 2.3-8: Aufnahmekapazität von Sekundärbrennstoffen in Kraftwerken

Kohlekraftwerke		Steinkohle		Braunkohle	
verbrauchte Primärenergie ¹	[Mio. MJ/a]	1.362.160		1.343.502	
Substitutionsrate	[% der FWL]	5	10	5	10
theoretische Sekundärbrennstoffmenge ²	[Mio. Mg/a]	3,8	7,7	3,7	7,5

¹ [Scheurer et al., 2000]

² auf der Basis des Primärenergieverbrauchs 1998 und bei einem Heizwert $H_{uFS} = 18$ MJ/kg

In der Abbildung 2.3-8 ist der lineare Einfluss des Heizwertes und der Einfluss der Substitutionsrate auf das Sekundärbrennstoffpotenzial zur Mitverbrennung in Stein- und Braunkohlekraftwerken dargestellt.

Bei der Berechnung des Potenzials an Sekundärbrennstoffen zur Mitverbrennung muss neben dem einzelnen Anlagentyp (Möglichkeit der Brennstoffaufgabe) auch die Einsatzart des Kraftwerks berücksichtigt werden. Die Mitverbrennung von Sekundärbrennstoffen ist teilweise aus betriebstechnischen oder aus genehmigungsrechtlichen Gründen erst ab einem gewissen Lastzustand der Feuerung möglich. Dies kann für Anlagen, die überwiegend im Teillastbereich arbeiten, das Potenzial verringern [Scheurer et al., 2000]. Neben den Kraftwerken zur Energieerzeugung etablieren sich auch die kleineren Anlagen in direktem Zusammenhang mit Industriebetrieben (vgl. ENERGOS). Das Potenzial an Sekundärbrennstoffen, das in diesen Anlagen aufgenommen werden kann, kann noch nicht abgeschätzt werden.

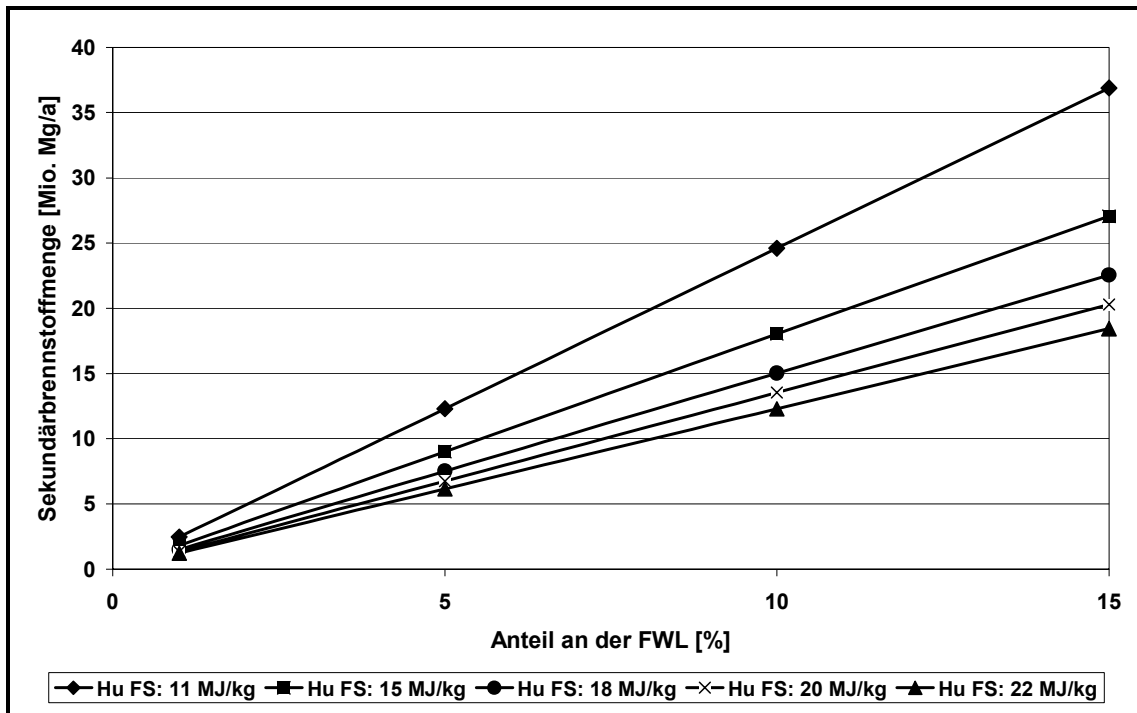


Abb. 2.3-8: Einfluss des Heizwertes auf das Sekundärbrennstoffpotenzial zur Mitverbrennung in Kohlekraftwerken basierend auf dem Verbrauch an Primärenergie von 1998

Zurzeit werden in Kraftwerken überwiegend entwässerter Klärschlamm und teilweise Altholz mitverbrannt. Bauguitte [2000] schätzt diese Menge auf < 1 Mio. Mg/a. 1998 wurden nach Angaben des Vereins der Großkraftwerksbetreiber (VGB) ca. 0,6 Mio. Mg an festen Abfällen in Kraftwerken mitverbrannt. Die Mitverbrennung von produktionsspezifischen Abfällen bzw. Abfällen aus dem Siedlungsabfallbereich hat bisher noch keine große Bedeutung [Schirmer, 2000]. Es finden jedoch zurzeit in mehreren Kraftwerken Versuche mit diesem Material statt.

2.3.2.7 Weitere Anforderungen an Sekundärbrennstoffe zur energetischen Verwertung in Kraftwerken

Zunächst gelten auch hier die generellen Anforderungen, wie sie in Kapitel 2.3.1.4 für die Zementindustrie dargelegt wurden. Generell sollte beim Einsatz von Sekundärbrennstoffen in Kraftwerken die Nutzung der vorhandenen technischen Einrichtungen der Feuerungsanlage ohne wesentliche Modifikationen möglich sein. Dies ist abhängig sowohl vom Anteil als auch von der chemischen Zusammensetzung und den feuerungstechnischen Eigenschaften des eingesetzten Sekundärbrennstoffs [Scheurer et al., 2000]. Ebenso sollte durch die Mitverbrennung die weitgehende Verwertung der anfallenden Abfälle nicht beeinträchtigt werden [Schirmer, 2000]. Es

werden je nach Anlagentechnik noch weitere Anforderungen an den Sekundärbrennstoff gestellt (vgl. Tab. 2.3-9).

Tab. 2.3-9: Spezielle Anforderungen an Sekundärbrennstoffe zur energetischen Verwertung in Kraftwerken

Anforderung an	
Schmelz- bzw. Erweichungstemperaturen	nicht zu niedrige Schmelz- bzw. Erweichungstemperaturen, wie z. B. bei Kunststoffen, da es bereits bei der Beschickung mit aufgeheizter Primärluft zu Anbackungen und damit zu Förderproblemen an Anlagenteilen kommen kann [Scheurer et al., 2000]
Aschegehalt	Anforderungen an den Aschegehalt abhängig vom Einsatzbereich: ein hoher Aschegehalt (Steinkohle ca. 10 %) kann zu erhöhtem Verschleiß durch Erosion führen, zusätzlich müssen Entstaubungsanlagen für erhöhten Massenstrom ausgelegt werden [Scheurer et al., 2000]
Ascheschmelzpunkt	bedingt durch einen z. T. deutlich niedrigeren Ascheschmelzpunkt der bei der Mitverbrennung entstehenden Mitverbrennungsaschen im Vergleich zu den Aschen des Regelbrennstoffs, verstärkt Verschlackungen im Feuerraumbereich möglich (bei Schmelzfeuerungen niedrige Schmelztemperaturen durchaus erwünscht, bei Trocken-, Rost- oder Wirbelschichtfeuerungen durch Absenkung der Schmelztemperatur unerwünschte Verschlackungen im Feuerraum möglich)
Beschaffenheit des Brennstoffs	<p>Staubfeuerung: Bei direkter Zugabe staubförmig bis feinkörnig, pneumatisch förderbar, alternativ teilweise Aufgabe über Kohlemühlen möglich, Stückgrößen z. B. von 20 bis 50 mm</p> <p>Rostfeuerung: i. d. R. keine besonderen Anforderungen, z. B. ENERGOS < 150 mm</p> <p>Vorschaltanlage (Pyrolyse): i. d. R. keine besonderen Anforderungen, Stückgröße < 200 mm</p>

Auch hier ist wieder festzustellen, dass die Anforderungen an den Brennstoff im Wesentlichen von der Anlagentechnik und der gewählten Aufgabemöglichkeiten abhängen.

2.4 Abfallwirtschaftliche Bedeutung des Einsatzes von Sekundärbrennstoffen

2.4.1 Prognose des Mengenpotenzials an Sekundärbrennstoffen

Ab 2005 dürfen unbehandelte Siedlungsabfälle nicht mehr deponiert werden. Daher wird in der Literatur für das Jahr 2005 von einer Bandbreite an fehlenden Behandlungsmöglichkeiten von Siedlungsabfällen zwischen 2 und 7 Mio. Mg/a ausgegangen (vgl. z. B. [Prognos, 2001a]). Es ist nicht davon auszugehen, dass diese Deckungslücke vollständig über den Bau von weiteren Müllverbrennungsanlagen geschlossen wird. Je nach örtlichen Gegebenheiten sind Anlagen zur mechanisch-biologischen Aufbereitung von Siedlungsabfällen vorgesehen, die heizwertreiche Fraktionen abtrennen. Daher bekommt die energetische Verwertung dieser Fraktionen in industriellen Anlagen eine größere Bedeutung.

Im Folgenden wird das Mengenpotenzial der festen Abfälle aus dem Siedlungsbereich einschließlich der Sortierreste und der Bauabfälle, ihr heizwertreicher Anteil und eine daraus abgeleitete theoretisch nutzbare Sekundärbrennstoffmenge abgeschätzt. Die verbleibenden Abfallpotenziale wurden hergeleitet, indem die abschöpfbaren Wertstoffpotenziale anhand von Erfahrungswerten bestimmt wurden [Gallenkemper et al., 1996b]. Die Reduzierung der Siedlungsabfallmengen im Vergleich zum derzeitigen Stand wird dabei zurückgeführt auf eine Verlagerung von Stoffströmen durch Intensivierung der Getrennterfassung in Haushalten, Gewerbe sowie auf Baustellen und der anschließenden Verwertung. Im Bereich der Abfälle aus dem Siedlungsabfallbereich ist davon auszugehen, dass die getrennte Erfassung von Abfällen zur Verwertung (Bioabfälle, Papier, Glas, Leichtstoffverpackungen) flächendeckend umgesetzt ist. Das Potenzial der heizwertreichen Anteile ($H_u > 11 \text{ MJ/kg}$, Papier, Kunststoffe, Holz, Textilien und sonstige) im Hausmüll (inkl. Kleingewerbe) liegt nach Abtrennung aller Wertstoffe zukünftig durchschnittlich bei ca. 40 - 50 %, im Mittel bei 45 %, der Gesamtmenge [Braungart et al., 1999].

Die Vorgehensweise bei den Abfallarten Sperrmüll, hausmüllähnlicher Gewerbeabfall, Sortierreste und Baustellenabfällen ist vergleichbar, so dass zusammenfassend von den in Tab 2.4-1 dargestellten zukünftigen Abfallmengenpotenzialen ausgegangen werden kann. Zu beachten ist, dass es sich hier um Potenziale handelt, bei denen eine sehr umfassende Abtrennung von Wertstoffen zugrundegelegt wird. In Abhängigkeit der gewählten Aufbereitungsverfahren und -tiefe für diese Abfälle wurde eine Abschöpfquote von 60 bis 80 % der heizwertreichen Mengenpotenziale als theoretische Sekundärbrennstoffmenge angenommen.

Tab. 2.4-1: Ausgewählte Mengen fester Siedlungsabfälle oder siedlungsabfallähnlicher Abfälle und deren heizwertreiche Anteile hochgerechnet für Deutschland (in Mio. Mg/a)

Abfallarten	Mengenpotenzial ¹ [Mio. Mg/a]	heizwertreicher Anteil [%]	heizwertreiches Mengenpotenzial [Mio. Mg/a]	theoretische Sekundärbrennstoffmenge ³ [Mio. Mg/a]
Hausmüll	11,1	40 - 50	4,4 - 5,6	2,7 - 4,5
Hausmüllähnliche Gewerbeabfälle	4,8	50 - 60	2,4 - 2,9	1,5 - 2,3
Sperrmüll	1,8	75 - 85	1,4 - 1,5	0,8 - 1,2
Rückstände aus Sortieranlagen	0,8	70 - 85	0,6 - 0,7	0,3 - 0,5
Baustellenabfälle	4,0 ²	30 - 50	1,2 - 2,0	0,7 - 1,6
Summe	22,5		10,0 - 12,7	6,0 - 10,1

¹ nach [Braungart et al, 1999]

² nach [Gellenbeck, 1999]

³ errechnet aus 60 % der unteren Grenze und 80 % der oberen Grenze des heizwertreichen Mengenpotenzials, ohne Berücksichtigung eines Minderungsfaktors, z. B. durch Einsatz in MVA

Vor dem Hintergrund der hier abgeschätzten Abfallmengenpotenziale könnte zukünftig eine Sekundärbrennstoffmenge zwischen 6,0 und 10,1 Mio. Mg/a aus den heizwertreichen Fraktionen der Siedlungsabfälle und solcher, die wie Siedlungsabfälle entsorgt werden (ohne produktionsspezifische Abfälle), in Abhängigkeit von der Aufbereitungstechnik, gewonnen werden.

Bei der hergeleiteten theoretischen Sekundärbrennstoffmenge muss berücksichtigt werden, dass die Abfälle aus privaten Haushalten dem Verantwortungsbereich der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger unterliegen, sofern die Besitzer diese nicht selbst verwerten können oder dieses nicht beabsichtigen. Alle übrigen Abfälle unterliegen nicht der Entsorgungszuständigkeit der Kommunen, sofern sie verwertet werden können. Bei der Betrachtung der o. g. Mengen ist zu beachten, dass in vielen Regionen Müllverbrennungsanlagen vorhanden sind, deren Kapazitäten zunächst ausgelastet werden sollen. Daher ist nicht davon auszugehen, dass dort eine umfassende Reduzierung der zu beseitigenden Abfallmengen um den heizwertreichen Anteil erfolgt.

Das Potenzial an Sekundärbrennstoffen aus produktionsspezifischen Abfällen ist vor dem Hintergrund der Vielzahl der möglichen einsetzbaren Abfälle und ihrer unterschiedlichen Qualitäten in Abhängigkeit der Produktionsprozesse nicht zuverlässig

abschätzbar. Zudem werden bereits erhebliche Mengen bestehenden Verwertungswegen zugeführt. Damit fällt das Sekundärbrennstoffpotenzial, das zur energetischen Verwertung tatsächlich noch zur Verfügung steht, geringer aus. In der folgenden Tabelle 2.4-2 werden exemplarisch Potenziale an ausgewählten heizwertreichen produktionsspezifischen Abfällen dargestellt.

Tab. 2.4-2: Mengenpotenziale ausgewählter heizwertreicher produktionsspezifischer Abfälle (in Mio. Mg/a)

ausgewählte heizwertreiche produktionsspezifische Abfälle	Mengen- potenzial [Mio. Mg/a]
Alt- und Industrieholz ¹	10,4
Kunststoff- u. Gummiabfälle ²	0,9
Spuckstoffe ³	0,7
Textilien ⁴	0,5
Shredderleichtfraktion ⁵	0,4
Summe	12,9

¹ [Coburg et al., 2000]; ² [Braungart et al., 1999]; ³ berechnet nach [Pfaff, 2001]; ⁴ produktionsspezifische Textilien, Autotextilien, Alteppiche etc. [Anonymus, 2000b]; ⁵ [Faulstich, 2001]

Bei dem Potenzial an Alt- und Industrieholz kann davon ausgegangen werden, dass es teilweise stofflich oder überwiegend in speziellen Holzfeuerungsanlagen und nicht in sonstigen industriellen Verwertungsanlagen eingesetzt wird.

2.4.2 Bedeutung der energetischen Verwertung von Sekundärbrennstoffen

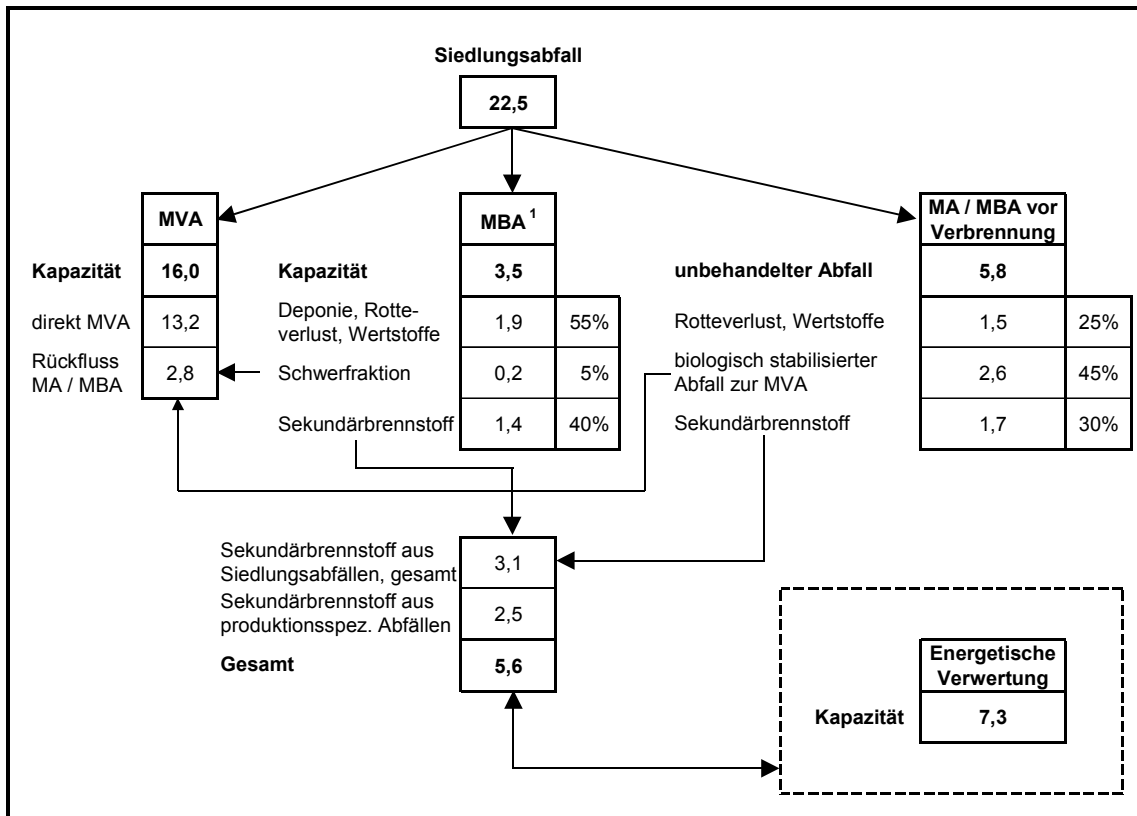
Um die Bedeutung der energetischen Verwertung von Sekundärbrennstoffen in Deutschland mengenmäßig abzuschätzen, wurde auf der Grundlage der in Kapitel 2.4-1 abgeschätzten Abfallmengen ein Szenario der zukünftigen Siedlungsabfallentsorgung entwickelt. Dabei wird berücksichtigt, dass unbehandelte Abfälle zukünftig nicht mehr abgelagert werden dürfen (§ 4 AbfAbIV). Eine Vorbehandlung kann in Müllverbrennungsanlagen, mechanischen Aufbereitungsanlagen (MA) und mechanisch-biologischen Aufbereitungsanlagen erfolgen. In der Tabelle 2.4-3 sind Möglichkeiten der Vorbehandlung von Siedlungsabfällen sowie Zielkonzepte dargestellt.

Tab. 2.4-3: Möglichkeiten der Vorbehandlung von Siedlungsabfällen und Zielkonzepte

Möglichkeiten der Vorbehandlung	Zielkonzepte
„MBA vor der Deponie“	Abtrennung der heizwertreichen und sonstigen verwertbaren Anteile aus dem Restabfall und Ablagerung der verbleibenden Schwerfraktion nach biologischer Behandlung auf der Deponie
Trockenstabilatverfahren	Biologische Stabilisierung des Restabfalls, Abtrennung der Leichtfraktion (Trockenstabilat®) und energetische Verwertung, weitere Aufbereitung der Schwerfraktion (Inertstoffaufbereitung)
„MA / MBA vor der Verbrennung“	Abtrennung der heizwertreichen und sonstigen verwertbaren Anteile aus dem Restabfall und thermische Behandlung der verbleibenden Schwerfraktion in einer MVA
MVA	Restabfall wird ohne Vorbehandlung der MVA zugeführt

Bei dem dargestellten Szenario (Abb. 2.4-1) wird davon ausgegangen, dass die bestehenden und geplanten Müllverbrennungskapazitäten ausgeschöpft werden, aber darüber hinaus keine weiteren Anlagen gebaut werden. Es wird vorausgesetzt, dass ca. 3,5 Mio. Mg/a Abfälle bereits bestehenden oder geplanten mechanisch-biologischen Aufbereitungsanlagen als Vorschaltanlagen vor der Ablagerung („MBA vor der Deponie“) bzw. Anlagen nach dem Trockenstabilatverfahren zugeführt werden. Damit verbleiben noch 5,8 Mio. Mg/a an Siedlungsabfällen, die noch behandelt werden müssen. Bei dem dargestellten Szenario wird angenommen, dass diese Abfälle in Vorschaltanlagen (MA / MBA) vor der anschließenden Verbrennung des stabilisierten Abfalls in MVA's behandelt werden.

In diesem Szenario können etwa 3,1 Mio. Mg/a Sekundärbrennstoffe aus heizwertreichen Siedlungsabfällen gewonnen werden. Bei der Variante derzeit bestehender bzw. geplanter mechanisch-biologischer Anlagen wurde ein relativ hoher Anteil (40 %) an abzutrennender heizwertreicher Fraktion angenommen, da es sich hier um eine gemeinsame Betrachtung von „MBA vor der Deponie“ sowie Trockenstabilatverfahren handelt. Das abgeleitete Sekundärbrennstoffpotenzial stellt eine Obergrenze dar, da bei den noch zu schaffenden Abfallbehandlungskapazitäten zusätzliche „MBA vor der Deponie“ nicht berücksichtigt wurde.



¹ „MBA vor der Deponie“, Trockenstabilisierverfahren

Angabe der Mengen (in Mio. Mg/a)

Abb. 2.4-1: Szenario einer zukünftigen Abfallentsorgung in Deutschland

Zu dem Sekundärbrennstoffpotenzial aus heizwertreichen Siedlungsabfällen kommen noch heizwertreiche produktionsspezifische Abfälle hinzu, die energetisch verwertet werden sollen. Bei den im dargestellten Szenario angesetzten produktionsspezifischen Abfällen wurde der Holzanteil nicht berücksichtigt, da davon auszugehen ist, dass dieser entweder stofflich oder im Rahmen der Biomassediskussion in separaten Holzkraft- oder -heizwerken verwertet wird. Es ergibt sich somit ein Gesamtsekundärbrennstoffpotenzial von 5,6 Mio. Mg/a.

Als Kapazität für die energetische Verwertung von Sekundärbrennstoffen in Zement- und Kraftwerken wurde die untere Grenze angenommen. Im Bereich der Kraftwerke, die die größere Verwertungskapazität aufweisen, ist davon auszugehen, dass nicht flächendeckend feste Sekundärbrennstoffe eingesetzt werden. Außerdem muss berücksichtigt werden, dass noch weitere Abfälle, die im Rahmen dieses Potenzials nicht berücksichtigt wurden, wie z. B. Klärschlamm oder Tiermehl, dort mitverbrannt werden. Bei der damit verbleibenden Gesamtkapazität von ca. 7,3 Mio. Mg/a zur energetischen Verwertung in Kraft- oder Zementwerken wurden die zurzeit schon eingesetzten Mengen berücksichtigt.

Aus der Gesamtbetrachtung des Szenarios der zukünftigen Abfallentsorgung fester Abfälle ergibt sich, dass mit den errichteten und geplanten Kapazitäten für die Müllverbrennungs- und mechanisch-biologischen Aufbereitungsanlagen der anfallende Abfall nicht behandelt werden kann. Die energetische Verwertung von heizwertreichen Fraktionen stellt damit einen wesentlichen Bestandteil der zukünftigen Abfallwirtschaft dar. Es ist festzustellen, dass dafür genügend Verwertungskapazität zur Verfügung steht, so dass sich ein Markt entwickeln kann.

Für den Ausbau der energetischen Verwertung sind aber auch weitere Randbedingungen von Bedeutung:

- Klärung der rechtlichen Randbedingungen, vor allem der Bewertung der Umweltverträglichkeit
- Kosten für die Herstellung und Nutzung der Sekundärbrennstoffe
- Verfügbarkeit der Sekundärbrennstoffe in ausreichender Menge und gleichbleibender Qualität

Ein wichtiger Einflussfaktor auf den Einsatz von Sekundärbrennstoffen in industriellen Anlagen sind die Verwertungskosten. Die Gesamtkosten hierfür lassen sich in die drei Blöcke aufteilen [Heyer et al., 1999]:

- Aufbereitungskosten
- Konditionierungs- und Lagerungskosten sowie
- Verwertungskosten

Spezifische Gesamtkosten für die MA / MBA mit dem Ziel der Ausschleusung von Sekundärbrennstoffen (Aufbereitung von Sekundärbrennstoffen sowie Verwertung) sind derzeit mit 84 bis 123 EUR/Mg anzusetzen [Gallenkemper, 2002].

Bei den Verwertungspreisen sind in Abhängigkeit der Sekundärbrennstoff-Qualitäten große Schwankungsbereiche festzustellen. Die zukünftige Kostenentwicklung wird im Wesentlichen bestimmt durch die Entwicklung der rechtlichen Randbedingungen sowie deren Einfluss auf die zukünftige Verfügbarkeit und Qualität von Sekundärbrennstoffen, durch die verfügbaren energetischen Verwertungs- und Auslastung thermischer Behandlungskapazitäten [Zahlten, 1999].

2.5 Im Rahmen der Arbeit näher betrachtete Abfallarten und Inhaltsstoffe

In der vorliegenden Arbeit werden drei Abfallarten näher betrachtet, die im Rahmen des Sekundärbrennstoffeinsatzes eine Mengenrelevanz aufweisen und die aufgrund ihrer Zusammensetzung nicht ohne Aufbereitung als Sekundärbrennstoff in energetischen Verwertungsanlagen eingesetzt werden können. Dazu wurden Abfälle mit unterschiedlichen Zusammensetzungen ausgewählt (Tab. 2.5-1). Die Spuckstoffe weisen eine homogenere und die Gemischten Verpackungen sowie die grob aufbereitete heizwertreiche Fraktion aus Siedlungsabfällen eine weitaus heterogenere Zusammensetzung auf. Diese Abfallarten werden anschließend beschrieben. Für die betrachteten Schwermetalle werden Eintragsquellen sowie eine Prognose für die weitere Entwicklung im Abfall dargestellt.

Tab. 2.5-1: Im Rahmen der vorliegenden Arbeit untersuchte Abfallarten

Abfall-schlüssel ¹	Abfallart	Herkunft
03 03 07	mechanisch abgetrennte Abfälle aus der Auflösung von Papier- und Pappabfällen - hier: Spuckstoffe	... Abfälle aus der Herstellung und Verarbeitung von Zellstoff, Papier, Karton und Pappe
15 01 06	Gemischte Verpackungen	Verpackungen (einschließlich getrennt gesammelter kommunaler Verpackungsabfälle)
19 12 10	Brennbare Abfälle (Brennstoffe aus Abfällen) - hier: grob aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen	Abfälle aus der mechanischen Behandlung von Abfällen (z. B. sortieren, zerkleinern, verdichten, pelletieren) ...

¹nach der Abfallverzeichnisverordnung [Anonymus, 2001d]

2.5.1 Mechanisch abgetrennte Abfälle aus der Auflösung von Papier- und Pappabfällen

Die bei der Altpapieraufbereitung anfallenden Reststoffe können je nach Reinigungsstufe und Reinigungsaggregat in Sortierrückstände (Rejekte, Spuckstoffe) und Deinkingreststoffe (bzw. -schlämme) untergliedert werden. Die Sortierrückstände fallen je nach Sortierungsprozess mit unterschiedlicher Beschaffenheit an. Abhängig vom Verfahrensschritt und Trennprinzip wird dabei im Allgemeinen zwischen Grob-, Schwerschmutz sowie Feinrejekten unterschieden.

Wesentlichen Einfluss auf die anfallende Spuckstoffmenge haben die Störstoffe im eingesetzten Altpapier. Die Sortierrückstände setzen sich überwiegend zusammen aus Metallklammern, Kunststofffolien, Klebstoffen, Schmutz und schwer zerfaserbaren Papieren [Pfaff, 2001]. Für das Jahr 1997 ergab sich eine Menge an Sortierrückständen aus der Altpapieraufbereitung von 0,7 Mio. Mg/a (berechnet nach [Pfaff, 2001]). Aufgrund der steigenden Papierproduktion sowie zunehmender Altpapiererfassungsquoten wird diese Abfallmenge zukünftig höher ausfallen.

Die Spuckstoffe werden einer Aufbereitung unterzogen, um sie als Sekundärbrennstoff einzusetzen. Dabei werden enthaltene Metalle und sonstige Störstoffe abgetrennt. Bei einer optischen Einordnung von Spuckstoffen wurden Anteile von ca. 60 % an Papier, sowie von ca. 25 % an Kunststoffen und geringfügige Anteile an Fe- und NE-Metallen (hier hauptsächlich aus Ballenbindedrähten) festgestellt. Der Holzanteil war unbedeutend [Flamme et al., 2001a].

2.5.2 Gemischte Verpackungen

Die Zuordnung der Reste aus der Sortierung von Leichtverpackungen zu einem Abfallschlüssel ist nicht eindeutig geregelt. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit werden diese Reste unter dem Abfallschlüssel 15 01 06 Gemischte Verpackungen gefasst.

Der Anteil der Reste aus der Sortierung von Leichtverpackungsmaterial schwankt in Abhängigkeit verschiedener Einflussfaktoren, wie z. B. Erfassungssystem und Einzugsgebiet, zwischen 10 - 45 % der erfassten Menge [INFA et al., 1999]. Ausgehend von der in 1997 erfassten Menge von ca. 25 kg/(E*a), ergibt sich eine spezifische Menge von ca. 7,5 kg/(E*a) bzw. 0,6 Mio. Mg/a (bei einem mittleren Anteil der Sortierreste von 30 %).

Durch händische Sortierungen im Rahmen von früheren Untersuchungen konnte für diese Abfallgruppe die in Abbildung 2.5-1 dargestellte durchschnittliche Zusammensetzung ermittelt werden.

Um die Gemischten Verpackungen als Sekundärbrennstoff nutzen zu können, werden sie einer Aufbereitung unterzogen, bei der vor allem Fe- und NE-Metalle sowie Schwerstoffe abgetrennt werden. Bei der optischen Einordnung der im Rahmen der Arbeit untersuchten Gemischten Verpackungen konnte festgestellt werden, dass sich ca. 75 % des Inputmaterials aus Kunststoffen zusammensetzt. Daneben waren um die 10 % Papier und zu je 5 % Fe-Metalle, NE-Metalle und Textilien enthalten. Holz konnte

im Rahmen der optischen Einordnung nicht festgestellt werden [Flamme et al., 2001a]. Insgesamt war das Inputmaterial sehr heterogen zusammengesetzt.

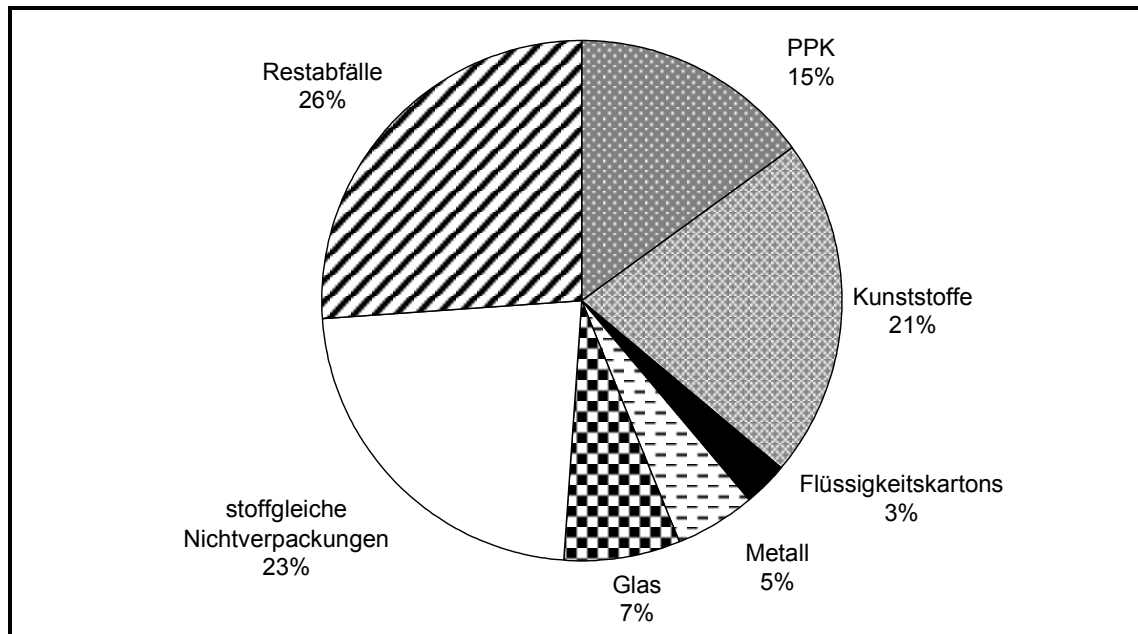


Abb. 2.5-1: Zusammensetzung einer Fraktion Gemischter Verpackungen

Im Vergleich zur sortierten Fraktion (Abb. 2.5-1) hatte die gesichtete Fraktion einen wesentlich höheren Kunststoffanteil.

2.5.3 Grob aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus gemischten Siedlungsabfällen

Unter grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus gemischten Siedlungsabfällen werden hier diejenigen Fraktionen verstanden, die eine Anlage zur mechanisch-biologischen Aufbereitung mit einfachen Standard als voraufbereiteter Abfall verlassen. Diese heizwertreichen Fraktionen sind zum Einsatz als Sekundärbrennstoff in industriellen Anlagen noch nicht geeignet, sondern bedürfen einer weiteren Aufbereitung. Zusammengefasst werden mit dieser Fraktion heizwertreiche Anteile aus:

- Hausmüll
- Hausmüllähnlichem Gewerbeabfall
- Sperrmüll und
- Bauabfall.

Die abgeschätzten heizwertreichen Anteile der genannten Abfälle ist Tabelle 2.4-1 zu entnehmen. In der Abbildung 2.5-2 ist exemplarisch die Zusammensetzung einer grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktion aus Hausmüll und Gewerbeabfall dargestellt,

die über eine Siebung abgetrennt wurde. Die im Rahmen der Arbeit untersuchte Abfallfraktion hatte einen höheren Kunststoff- und einen geringeren Windelanteil. Die restlichen Fraktionen waren in etwa im gleichen Verhältnis vertreten.

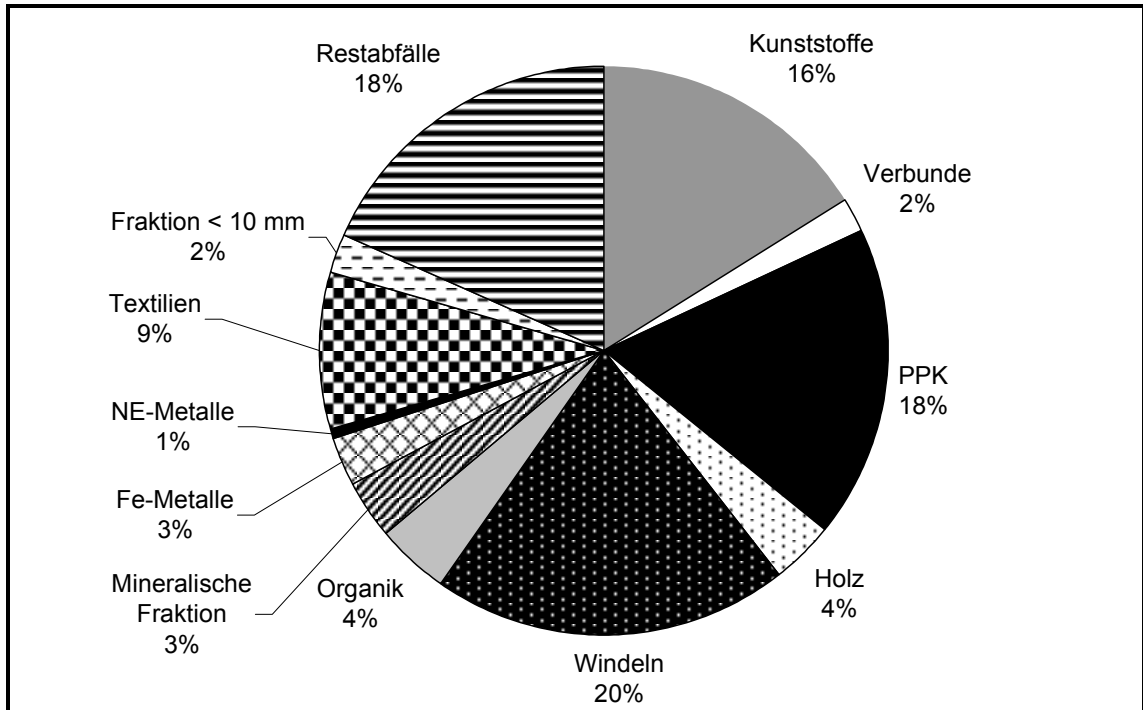


Abb. 2.5-2: Zusammensetzung einer grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktion aus gemischten Siedlungsabfällen nach Siebung

2.5.4 Betrachtete Schwermetalle sowie mögliche Eintragsquellen in Abfälle

Für die betrachteten Schwermetalle werden mögliche Eintragsquellen in Abfälle abgeleitet. Bei der Darstellung der Entwicklung einzelner Schwermetallanteile in Abfällen kann es sich nur um langfristige Tendenzen handeln, da viele Stoffe in langlebigen Gütern enthalten sind und damit erst verzögert in den Abfall gelangen.

▪ Cadmium

Seit Anfang der 90er Jahre ist der Einsatz von Cadmium leicht rückläufig [Balzer, 1996]. Heute sind die beiden Hauptquellen für den Cadmiumeintrag in den Abfall PVC (rund 11 % des Cadmium-Eintrags, nach [Jacquinot et al., 2000]) und Batterien / Akkumulatoren. Für die nächsten Jahre ist eine leichte Abnahme der Cadmium-einträge in die Abfallwirtschaft anzunehmen.

▪ Quecksilber

Quecksilber und seine Verbindungen gehören zu den hochflüchtigen Schwermetallen, und sind daher im Rahmen der für die Regelbrennstoffnutzung (Kohle, Öl, Gas) übli-

chen Abgasreinigungsanlagen schwer abzuscheiden. Aus diesem Grund werden möglichst niedrige Quecksilberkonzentrationen im aufbereiteten Sekundärbrennstoff angestrebt.

Insgesamt hat sich der Einsatz von Quecksilber in den meisten Bereichen deutlich verringert [Rauhut, 1996]. Eine relevante Quelle bleiben quecksilberhaltige Batterien und der Altbestand an Quecksilber in elektrischen und elektronischen Geräten. Trotz der sehr geringen Nachlieferung neuer Geräte mit quecksilberhaltigen Bauteilen kann aus dem Altbestand weiter ein Eintrag in die Abfallwirtschaft erfolgen. Es ist jedoch bereits eine Verringerung der Quecksilbereinträge in den Abfall festzustellen. Die Abbildung 2.5-3 zeigt die Entwicklung der Quecksilberkonzentrationen von Sekundärbrennstoffen aus produktionsspezifischen Abfällen von 1996 bis 2001.

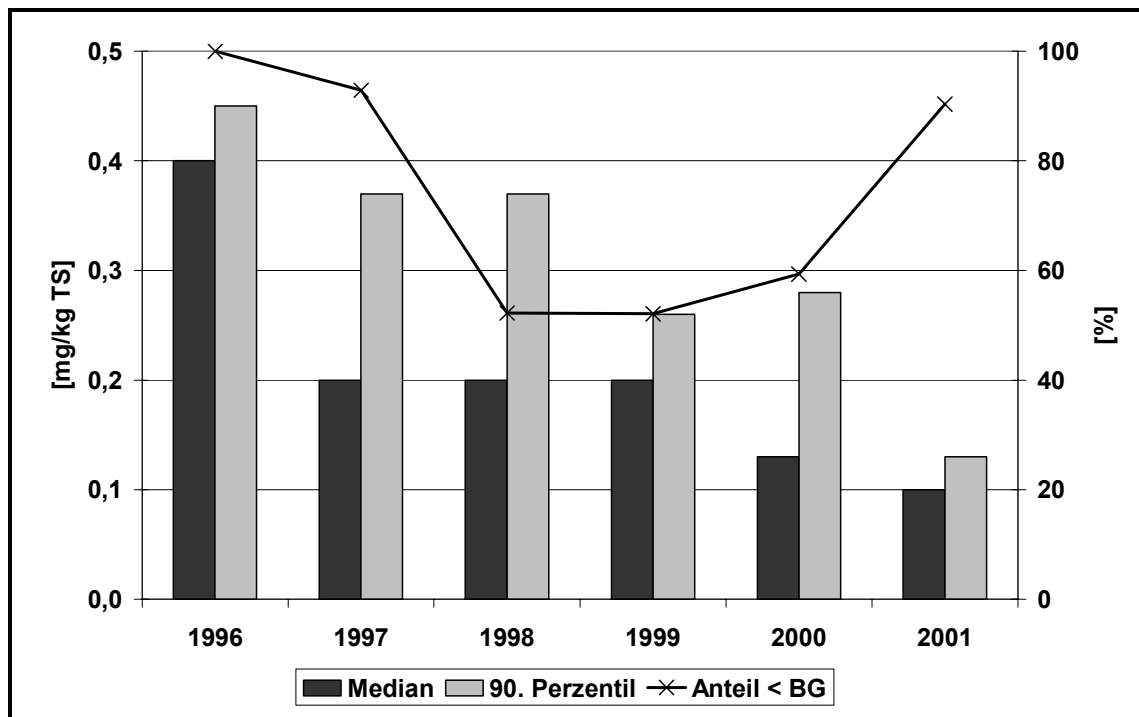


Abb. 2.5-3: Entwicklung der Quecksilberkonzentrationen in Sekundärbrennstoffen aus produktionsspezifischen Abfällen (nach [Terhorst et al., 2002])

Zu erkennen ist ein Rückgang der Quecksilberkonzentrationen, der durch verbesserte analytische Bestimmungsgrenzen präziser beschrieben werden konnte. Diese Entwicklung kann zeitversetzt auch auf Sekundärbrennstoffe aus heizwertreichen Fraktionen der Siedlungsabfälle übertragen werden [Terhorst et al., 2002].

- **Antimon**

Antimontrioxid wird als Flammschutzmittel bei vielen Kunststoffen eingesetzt und dient auch als Wirkungsverstärker für brom- und chlorhaltige Flammschutzmittel [Spuziak-Salzenberg, 2001]. Die Einsatzmengen von Antimon als Katalysator bei der PET-Herstellung haben in den letzten Jahren weiter zugenommen. Durch eine Erhöhung des PET-Anteils im Siedlungsabfall wird die Antimonkonzentration ansteigen oder auf hohem Niveau verbleiben.

- **Blei**

Nur eine Teilmenge des jährlichen Bleiinputs in die Technosphäre gelangt in die Abfallbeseitigung. Je nach Einsatz- bzw. Produktbereich sind relativ hohe Wiederverwertungsraten für bleihaltige Erzeugnisse erreicht. So beträgt die Recyclingrate von Blei aus Akkumulatoren rund 80 % [Balzer, 1996].

Die Einsatzmengen von Blei haben sich in den letzten Jahren leicht reduziert [Balzer, 1996]. Auch für die nächsten Jahre ist daher bei ähnlicher Entwicklung von einer Reduzierung im Abfall auszugehen.

- **Chrom und Nickel**

Chrom und Nickel kommen überwiegend im Bereich Stahl oder Edelstahl vor. Die Einsatzmengen von Chrom in Legierungen haben in den letzten Jahren zugenommen. Der Chromeinsatz für die Bereiche Farbpigmente sowie Ledergerbung sind in etwa gleich geblieben. Die Einsatzmengen von Nickel haben sich in den letzten Jahren nicht wesentlich verändert [WVM, 2000]. Daher werden sich die Einträge von Chrom und Nickel in die Abfallwirtschaft in den nächsten Jahren nicht wesentlich verändern.

- **Kupfer**

Insgesamt ist der Einsatz von Kupfer tendenziell steigend. Die Recyclingquote von Kupfer wird mit rund 80 % angegeben [WVM, 2000]. Trotzdem werden die Einträge von Kupfer in die Abfallwirtschaft in den nächsten Jahren weiter leicht steigen.

In der folgenden Tabelle 2.5-2 sind für die im Rahmen der Arbeit betrachteten Schwermetalle die Eintragsquellen in die Abfälle sowie deren prognostizierte Entwicklung zusammenfassend dargestellt.

Tab. 2.5-1: Schwermetalle und ihre möglichen Eintragsquellen in Abfälle (aus [Braun-
gart, 1999; Balzer, 1996; Rauhut, 1996])

Schwermetalle	mögliche Eintragsquellen in Abfälle	Prognose der Entwicklung im Abfall
Cadmium	Batterien, Akkumulatoren, Farben und Lacke (Pigmente), PVC (Stabilisatoren), Metalle (Legierungen, Korrosionsschutz)	↘
Thallium	k. A.	k. A.
Quecksilber	Elektronische Bauteile, Leuchtstoffröhren, Batterien, Messgeräte (z. B. Fieberthermometer, Blutdruckmessgeräte, Gas-Messgeräte, Wetterstationen), Farben und Lacke (Pigmente)	↘
Antimon	Flammschutzmittel (Antimontrioxid) in Teppichen, Autotextilien, Kunststoffe etc., Metalle (Legierungszusatz von Pb und Zn), PET, Polyester (Katalysator im Rahmen der Kunststoffherstellung), Farben und Lacke (Pigmente)	↑
Arsen	Metalle (Legierungsbestandteil von Cu, Sn und Pb), Elektronische Bauteile (Halbleiter), Holz (mit Holzschutzmittel behandelt)	k. A.
Blei	Akkumulatoren, Farben und Lacke (Pigmente), Metalle (Legierungen z. B. Messing, Lötzinn), Druckgusswerkstoffe (Sn, Sb, Cu, Pb), PVC z. B. Kabel (Stabilisator)	↘
Chrom	Metalle (Korrosionsschutz, Legierungen (Stahl)), Farben und Lacke (Pigmente), Leder (Gerbung), Holz (mit Holzschutzmittel behandelt)	→
Kobalt	Metalle (Legierungen), Glas und Keramik (Pigmente), Druckfarben und Lacke (Trocknungsadditiv)	k. A.
Kupfer	Metalle (Halbzeug aus Kupfer, Halbzeug aus Messing, Halbzeug aus anderen Cu-Legierungen, Bronzeguss, Messingguss, Kupferguss), Teile der Elektroindustrie, Farben und Lacke (Pigmente), Holz mit Holzschutz	↗
Mangan	Metalle (Fe/NE zur Entschwefelung, Legierungselement (Stahl, Alu)), Farben und Lacke (Pigmente), Kunststoffe (Additiv)	k. A.
Nickel	Metalllegierungen (Stahl, Guss), Teile aus der Elektro- und Elektronikindustrie, Batterien, Akkumulatoren, Farben und Lacke (Pigment für blau und grün – vor allem bei Textilien und Kunststoffen)	→
Vanadium	k. A.	k. A.
Zinn	Metalle (Weißblechdosen, Druckguss, Bronzen, Lötzinn etc.), Kunststoffe (Additiv), PVC (Stabilisator)	k. A.

3 Bestimmung, Auswertung und Bewertung von Schwermetallen in Abfällen

3.1 Bestimmung von Schwermetallen in Abfällen

Im Rahmen von Genehmigungen werden zur Überwachung des Sekundärbrennstoffeinsatzes in industriellen Anlagen Analysen der eingesetzten Abfälle gefordert. Die Messwerte werden zur Beurteilung der Zulässigkeit des Abfalleinsatzes Grenzwerten gegenübergestellt (vgl. [Bolwerk, 2000a]). Analysendaten von Abfällen werden im Rahmen von ökobilanziellen Betrachtungen zur Bestimmung von ökologischen Auswirkungen verschiedener Verwertungs- und Beseitigungsverfahren herangezogen. Sie werden angesetzt zur Beurteilung ganzer Abfallgruppen (nach Abfallschlüsseln) in Bezug auf die Zulässigkeit von Verwertungsmöglichkeiten (vgl. [Friedrich, 2001b]). Entscheidungen auf dieser Grundlage haben damit oft wirtschaftliche Auswirkungen sowohl für Abfallerzeuger, -aufbereiter und -verwerter.

Häufig wird die gerätetechnische Ermittlung des Messergebnisses als der wichtigste bzw. einzige Analysenschritt gesehen [Sansoni, 1986]. Die Bestimmung von Inhaltsstoffen in Abfällen setzt sich jedoch aus mehreren Einzelschritten zusammen. Ziel der chemischen Analytik ist, dass die analysierte Abfallteilprobe die gleichen Eigenschaften wie die Gesamtmenge des beprobten Abfalls aufweist. Den Analysenschritten können unterschiedliche Fehlerwahrscheinlichkeiten zugeordnet werden (vgl. Tab. 3.1-1), die sich alle zusammen auf das Ergebnis der Untersuchung auswirken. Da der „wahre Wert“ des analysierten Inhaltsstoffes oft unbekannt bleibt, spricht Küster [1993] nicht von Fehlern, sondern von Unsicherheiten oder Abweichungen.

Bezüglich der Analysenteilschritte ist darauf zu achten, dass die einzelnen Unsicherheiten, die bis zum Analysenergebnis auftreten können, möglichst gering gehalten werden. Die einzelnen Abweichungen sind nicht isoliert zu betrachten, sondern pflanzen sich innerhalb des gesamten Analysenganges fort und bilden eine Gesamtabweichung. Nach dem Fehlerfortpflanzungsgesetz, bei welchem die Abweichung mittels der statistischen Kenngröße der Varianz (s^2) charakterisiert wird, stellt sich die Gesamtabweichung, angelehnt an die Analysenschritte nach Tabelle 3.1-1, wie folgt dar:

$$s^2_{\text{gesamt}} = s^2_{\text{Pr obenahme}} + s^2_{\text{Pr obenau bereitung}} + s^2_{\text{appar. Analytik}} + s^2_{\text{Datenauswertung}} \quad (1)$$

Tab. 3.1-1: Vereinfachtes Analysenschema für die Elementanalytik von Abfallproben

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, 1999]
Probenaufbereitung	Herstellung der Analysenprobe durch Zerkleinerung, Homogenisierung, Teilung und Abschluss	100 % bis 300 % [Sansoni, 1986]
Apparative Analyse	Festlegung einer Methode, Messung in der Nähe der Bestimmungsgrenze	2 bis 20 % [Rasemann, 1999]
Datenauswertung	Datenauswertung z. B. durch Bildung des arithmetischen Mittels bei wenigen Analysen und großer Streuung, Nichtbeachtung der Verteilung	bis zu 50 % [Sansoni, 1986]

Rasemann [1999] beschreibt den Zusammenhang sehr plastisch mit: „Probenahme falsch – alles falsch, Probenvorbereitung falsch- Analysenwert wertlos“. Ein speziell für heterogene und grobstückige Stoffsysteme entwickeltes methodisches und auch rechtsfähiges Vorgehen zur Stoffbewertung durch Probenahme, Probenaufbereitung, Analyse und Datenauswertung steht derzeit nicht zur Verfügung.

Nachfolgend werden die einzelnen Schritte bis hin zum Analyseergebnis diskutiert. Die Probenahme wird in diesem Zusammenhang nur kurz betrachtet, da zurzeit an mehreren Instituten zu diesem Thema gearbeitet wird. Weiterführende Informationen dazu sind den angegebenen Literaturstellen zu entnehmen.

3.2 Probenahme bei festen Abfällen

Ziel der Probenahme ist die Gewinnung von Teilmengen, die zur Ermittlung charakteristischer Inhaltsstoffe von Abfällen geeignet sind. Hierbei ist von besonderer Bedeutung, inwieweit die entnommene Teilmenge als repräsentativ für die Gesamtmenge hinsichtlich der zu beurteilenden Eigenschaften (Merkmale) gelten können. Jeder Stoffwert gibt in erster Linie Auskunft über die Eigenschaften der zugrunde gelegten Probe. Diese Eigenschaft kann durchaus verschieden von der des gesamten Mischgutes [Rasemann, 1999] sein.

Für die Probenahme homogener körniger und rieselfähiger Schüttgüter mit nicht zu breitem Korngrößenbereich und regelmäßigen Kornformen ist ein brauchbares Instrumentarium entwickelt [GY, 1982] und mit gutem Erfolg eingesetzt worden [Rasemann, 1999].

Feste Abfälle liegen jedoch im Regelfall als heterogene Gemenge variabler Zusammensetzung, Verteilung, Form und Größe der Bestandteile vor, wobei die Hauptmatrix nicht identifiziert bzw. ihr Anteil an der Grundmenge nicht einfach bestimmt werden kann. Produktionsspezifische Abfallchargen, die aus einem stofflich einheitlichen Material mit geringeren Fremdanteilen bestehen, vermitteln oftmals einen homogenen Gesamteindruck. In beiden Fällen liegen jedoch die Inhaltsstoffe i. d. R. inhomogen verteilt vor, wobei der Homogenitätsgrad material- und merkmalsabhängig ist [LAGA, 2001]. Probenahmestrategie und -verfahren müssen somit der möglichen Varianz und Variabilität in der Abfallzusammensetzung angepasst werden. Zurzeit gibt es keine speziell für diesen Bereich entwickelte Methode der Probenahme von festen Abfällen [Rasemann, 1999]. Als Grundlage zur Berechnung der Mindestprobenahmemenge für feste Abfallstoffe wird bislang die LAGA - Richtlinie PN 2 / 78 K [LAGA, 1983] angewandt. In dieser wird das Mindestgewicht einer Einzelprobe beschrieben mit:

$$G \text{ [kg]} = 0,06 \cdot d \text{ [mm]} \quad (2)$$

Wobei d den Durchmesser des größten Kornes des Abfalls darstellt. Die Richtlinie enthält unter Bezug auf verschiedene Abfallzusammensetzungen (homogen, heterogen) zusätzlich Angaben über die notwendige Anzahl bzw. Mindestgewichte von Teilproben. Dabei kann gemäß Pehlken [et al, 2000] rechnerisch im Fall von Siedlungsabfall ein Gewicht für eine Einzelprobe erreicht werden, welches bei den üblichen Schüttdichten zu nicht mehr handhabbaren Probegrößen führt.

Derzeit werden an verschiedenen Instituten Probenahmemodelle für feste heterogene Abfälle aufgestellt. Von Blottnitz [1999] leitet für die Bereiche der Abfallbeprobung Formeln zur Berechnung der nötigen Probemenge her. Er greift dazu die Bedeutung der Sammelprobenmasse und ihre Berechnung nach Gy [1982] auf. Dieser stellt für sein Modell auf die „Strukturheterogenität“ (Konstante KSH, Einheit der Masse, stellt die Menge der Probe dar, deren Gehalt mit einer relativen Standardabweichung von genau 100 % um den Gehalt der Grundmenge verteilt ist) des Materials ab. Für die Zusammensetzung von heterogenen Abfällen würde jedoch zu deren Bestimmung eine komplette Untersuchung der Zusammensetzung der Grundmenge erforderlich. Von Blottnitz [1999] stellt in seiner Arbeit einen alternativen Lösungsansatz zur Bestimmung der Strukturheterogenität vor, der direkten Bezug auf die Masse einzelner, unverwach-

sen vorliegender Partikel verschiedener Stoffgruppen nimmt. Dieser wird derzeit von Pehlken [2000] für die Anwendung auf Siedlungsabfälle erweitert.

Rasemann [et al. 1999] stellen ebenfalls ein Probenahmemodell für heterogene Abfälle vor, das von der Verteilung der Korn- und Stückmassen ausgeht und die Probenmasse sowie alle weiteren Größen, welche die Probenmasse beeinflussen, als Zufallsgrößen mit entsprechender Verteilung behandelt. An der TU Berlin soll im Rahmen eines Vorhabens ebenfalls ein als Standard geeignetes Probenahmeverfahren für die mathematisch-statistisch gesicherte Beprobung von heterogenen Abfällen und Abfallgemischen und die entsprechende Technik für die Durchführung einer automatisierungsfähigen Probenahme und Probenteilung entwickelt werden. Dabei wird von der Grundidee ausgegangen, eine größere Probemenge in einer geometrisch definierten Form so zu kompaktieren, dass der entstandene Abfall-Formkörper einer Teilung in mehreren Stufen bis hin zur Gewinnung einer Analysenprobe unterzogen werden kann. Das zu entwickelnde mathematisch-statistische Modell soll die Aussagegenauigkeit der gewonnenen Daten sichern [Zwiesele, 2001].

Im Zuge der Diskussion über die Probenahme bei Abfällen wird derzeit die LAGA - Richtlinie PN 2 / 78 K überarbeitet. Die im Entwurf vorliegende LAGA PN 98 [LAGA, 2001] enthält grundlegende Vorgaben zu Probenahmeverfahren und -strategien sowie zur Anzahl und Größe der zu entnehmenden Einzel-, Misch- und Sammelproben in Abhängigkeit von der Grundmenge, der Konsistenz und der Teilchen- und Stückgrößenverteilung. In der Richtlinie wird ausgeführt, dass eine repräsentative Probenahme bei heterogenen, festen Abfällen i. d. R. nur mit sehr hohem Aufwand möglich ist. „Daher sollte besser von abfallcharakterisierenden Proben bzw. von einer abfallcharakterisierenden Probenahme gesprochen werden“.

Aus den Ausführungen ist abzuleiten, dass selbst bei Vorliegen von Richtlinien zur Probenahme von heterogenen Abfällen, Abweichungen und Unsicherheiten nicht zu vermeiden sind. Thomanetz [2000] bemerkt dazu, dass es aufgrund der immer wieder sehr unterschiedlich zusammengesetzten Abfällen nicht wichtig ist, wie die Abfallprobenahme geregelt wird, da sie „ohnehin immer falsch“ ist. Wichtiger ist, dass sie überhaupt geregelt werde, um eine einheitliche Vorgehensweise in der Abfallwirtschaft anwenden zu können. Es bleibt abzuwarten, ob die sich derzeit in der Entwicklung befindenden Probenahmemodelle für heterogene feste Abfälle zur Verringerung der Unsicherheiten bei der Probenahme beitragen und eine in der Praxis anwendbare Methode darstellen können.

3.3 Aufbereitung zur Analysenprobe¹ und Aufschlussverfahren

Aus allen Probenahmenvorschlägen bzw. dem Entwurf der PN 98 ist abzuleiten, dass, je größer das Kornband der Abfallprobe ist, desto größere Mengen als Einzel-, Misch- oder Sammelprobe sind zu entnehmen. Diese müssen jedoch zu Analysenproben, die z. B. bei der Schwermetallanalytik nur wenige Gramm betragen, wieder systematisch geteilt werden. Generell ist bei der gesamten Probenvorbereitung darauf zu achten, dass keine Teile des Analyten verloren gehen, aber auch keine Kontaminationen, welche die Analytik stören, eingebracht werden [Hirner et al., 2000].

3.3.1 Aufbereitung über die Laborprobe² zur Analysenprobe

Die Abfallprobenaufbereitung erfolgt oft mehrstufig. Die zu entnehmende Probenmenge ist im Regelfall größer, als für eine Laborprobe benötigt wird, daher wird diese häufig bereits vor Ort durch definierte Techniken (Entwurf der PN 98; Ziff. 7.2 bis 7.4) reduziert. Im Entwurf der PN 98 wird z. B. bei einem maximalen Größtkorn der Probe von > 50 bis < 120 mm als Mindestvolumen für die Laborprobe 10 Liter angegeben.

Bei der Verjüngung von Sammelproben heterogener Abfälle mit einem Volumen von z. B. > 100 l vor Ort zu Laborproben ist die Fehleranfälligkeit sehr groß. Erfahrungen [LASU, 2001] haben gezeigt, dass je nach Abfallzusammensetzung bzw. Heterogenität möglichst größere Probenmengen dem Labor zur Verfügung gestellt werden sollten, da im Labor eine effektivere Probenteilung, z. B. nach einer Vorzerkleinerung, stattfinden kann (vgl. auch Probenaufbereitungssystem nach [Spuziak-Salzenberg et al., 1998]).

Ziel der weiteren Probenaufbereitung im Labor ist, die Laborprobe grober Körnung zu einer Analysenprobe von wenigen Gramm mit einer Körnung von wenigen Millimetern aufzubereiten, aus der die Inhaltsstoffe des beprobten Abfalls bestimmt werden. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die Zusammensetzung und damit auch Mahlbarkeit des Abfalls sehr unterschiedlich sein kann. Probleme können bei der Zerkleinerung durch Anteile an Fe-Metallen oder sonstigen groben inerten sowie zähen Bestandteilen auftreten. Beim Probenaufbereitungsverfahren, das im Müllheizkraftwerk Bremen Anwendung findet, werden z. B. grobstückige Fe-Metalle nach der Vorzerkleinerung durch Metallabscheidung entfernt [Spuziak-Salzenberg et al., 1998]. Da die Metalle in der Ausgangsprobe enthalten waren und zur Charakterisierung dieser beitragen, wird dieser Vorgang dokumentiert. Um eine Zerkleinerung der zähen Bestandteile in der

¹ Analysenprobe: Teilprobe der Laborprobe, an der die stofflichen Eigenschaften bestimmt werden.

² Laborprobe: Für die Untersuchung im Labor aus einer Misch- oder Sammelprobe ggf. Einzelprobe hergestellte Teilprobe.

Probe zu erreichen, wird das Probenmaterial je nach Zusammensetzung und Konsistenz z. B. mit Stickstoff oder Trockeneis versprödet und anschließend zerkleinert. Einheitliche Vorschriften zur Probenaufbereitung von Abfallstoffen sowie zur Zielkorngröße der Analysenprobe gibt es derzeit nicht. In der Abbildung 3.3-1 ist ein Beispiel für ein Probenaufbereitungsverfahren, wie es z. B. für heterogene Abfälle eingesetzt wird, dargestellt [LASU, 2001].

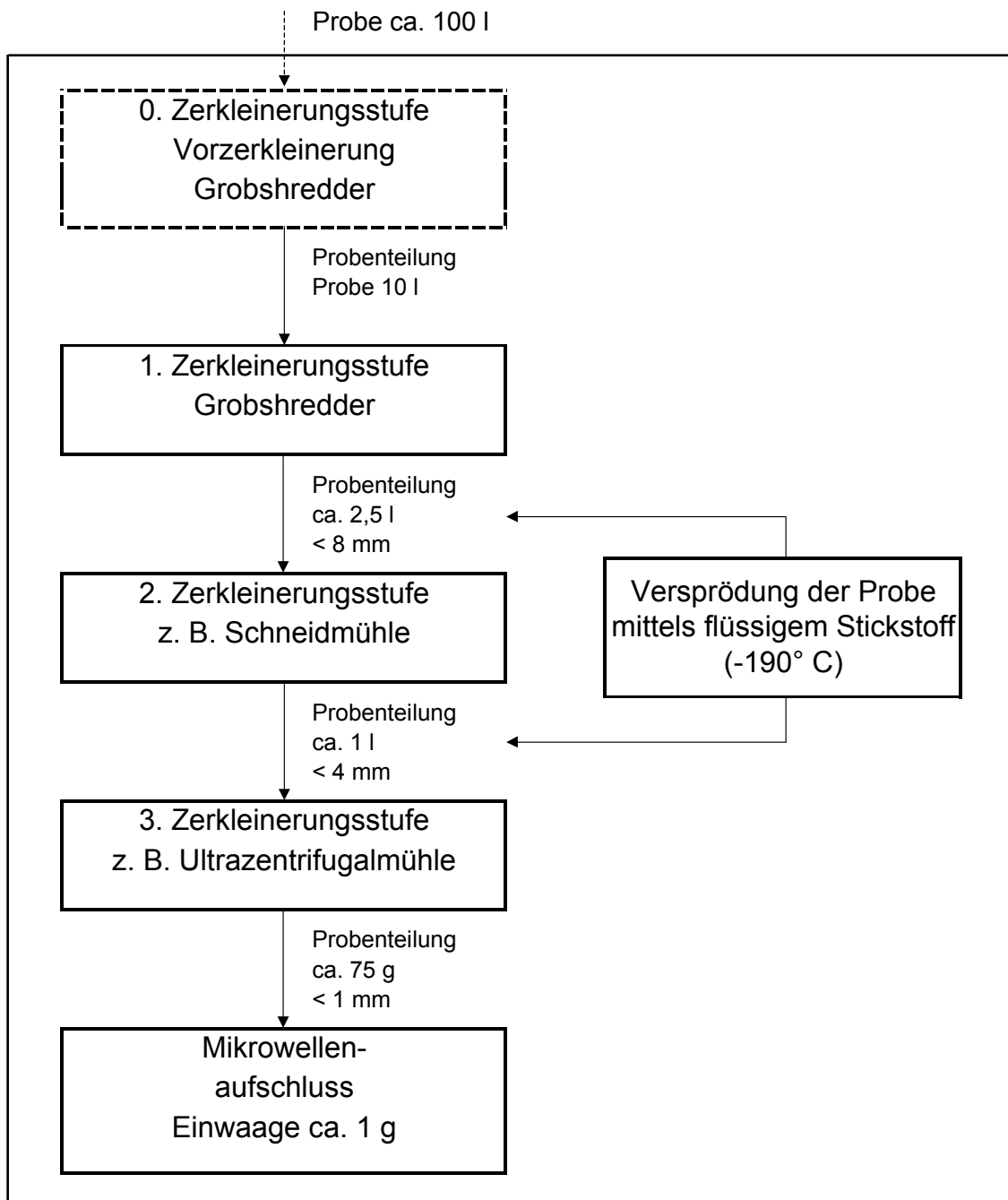


Abb. 3.3-1: Probenaufbereitung [LASU, 2001]

3.3.2 Aufschlussverfahren für Schwermetalle

Nach der Vorbereitung des Abfalls zu Analysenproben müssen diese vor der analytischen Bestimmung i. d. R. aufgeschlossen werden. Ziel des Aufschlusses ist die möglichst umfassende Überführung des Analyten in eine Lösung. In dieser werden die Konzentrationen bestimmt. Hierzu können unterschiedliche Verfahren, wie z. B. die Behandlung der Probe mit konzentrierten Säuren über einen offenen Aufschluss oder einen Druckaufschluss eingesetzt werden. Es ist oft ein unvollständiger Aufschluss zu beobachten, d. h. ein Teil der Probe ist nicht gelöst oder das Produkt des eigentlichen Aufschlusses ist unlöslich [Hirner et al., 2000]. In diesem Kapitel werden unterschiedliche Aufschlussverfahren bei der Bestimmung von Schwermetallen in Sekundärbrennstoffen dargestellt.

Für die Bestimmung von Schwermetallen ist der Königswasseraufschluss nach DIN EN 13346 die zurzeit einzige in Deutschland genormte Methode. Zu beachten ist jedoch, dass dieser Aufschluss ursprünglich für die Wasser- und Schlammanalytik festgelegt wurde. Ein genormter Aufschluss speziell für feste Abfallstoffe steht noch nicht zur Verfügung. Es liegen zur Charakterisierung von Abfällen lediglich Normenentwürfe unter Berücksichtigung des Königswasseraufschlusses (DIN EN 13657) und eines Druckaufschlusses (DIN EN 13656) vor. Bisherige Erfahrungen bei der Bestimmung von Schwermetallen in Sekundärbrennstoffen haben gezeigt, dass mit dem offenen Königswasseraufschluss, vor allem bei hohen Kunststoffanteilen, die Probe nicht immer ausreichend aufgeschlossen werden kann. Daher werden ggf. andere Methoden, wie z. B. ein Druckaufschluss mit variierenden Oxidationsmitteln, eingesetzt (vgl. auch [Böker et al., 2000]). Seit Anfang der neunziger Jahre findet der Mikrowellen-druckaufschluss immer mehr Anwendung [Knoop et al., 1994]. Eine Normung speziell für die Anwendung bei festen Abfällen in Bezug auf die Einwaagemenge der Probe, das zu verwendende Oxidationsmittel und das Temperaturprogramm der Mikrowelle, gibt es noch nicht. Auf europäischer Ebene wird zurzeit an einer entsprechenden Normung, jedoch für die Anwendung bei Bioabfällen, gearbeitet [Nußbaumer, 2001].

3.3.3 Ergebnisse vergleichender Laboranalytik für Schwermetalle in festen Abfällen

Im Rahmen der Erarbeitung der Güte- und Prüfbestimmungen des RAL-GZ 724 wurde eine vergleichende Laboranalytik u. a. zur Bestimmung von Schwermetallen in Sekundärbrennstoffen mit Hilfe verschiedener Aufschlussverfahren sowie unterschiedlicher Körnungen der Analysenproben für zwei Sekundärbrennstoffe durchgeführt. Die Probenaufbereitung erfolgte zentral in einem Labor. Es wurden aus je 60 Litern Sekun-

därbrennstoff aus produktionsspezifischen Abfällen (Probe 1 und 2) und aus gemischten Siedlungsabfällen (Probe 3 und 4) über eine mehrstufige Zerkleinerung Analysenproben mit einer Körnung < 1 mm und < 0,5 mm hergestellt. An dem Vergleich nahmen zehn Labore teil. Je Aufschlussmethode wurden drei parallele Bestimmungen durchgeführt. Folgende in Tabelle 3.3-1 dargestellten Aufschlüsse wurden zur Bestimmung der Schwermetalle (Cadmium, Quecksilber, Thallium, Antimon, Arsen, Blei, Chrom, Kobalt, Kupfer, Mangan, Nickel, Vanadium, Zinn) durchgeführt.

Tab. 3.3-1: Aufschlüsse zur Bestimmung von Schwermetallen in Sekundärbrennstoffen im Rahmen der vergleichenden Laboranalytik

Aufschlussverfahren für die Bestimmung von Schwermetallen	Kurz.-Bez.	Anzahl der Labore	Anzahl der Proben
Aufschluss nach DIN EN 13346 mit Königswasser	K	7	20
Mikrowellendruckaufschluss mit Königswasser (überwiegend Hausmethoden z. B. [BGS, 2001b])	K-M	1	3
Aufschluss unter Druck in einer Bombe mit Salpetersäure [Loffields analytische Lösungen, 1998]	H-B	2	6
Mikrowellendruckaufschluss mit Salpetersäure (überwiegend Hausmethoden z. B. [BGS, 2001b])	H-M	4	12
Mikrowellendruckaufschluss mit Salpetersäure und Flusssäure [Hausmethoden]	HF-M	2	6

Bei der Analyse von Quecksilber, Thallium, Arsen und Kobalt wurden überwiegend Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze³ (BG) angegeben. Die Berücksichtigung von Bestimmungsgrenzen innerhalb von Datenkollektiven wird unterschiedlich gehandhabt:

- Werte < BG werden nicht berücksichtigt - Dezimierung des Datenkollektivs
- Werte < BG werden mit dem Wert der BG angesetzt - Überbewertung des Analyseergebnisses.

Bei den Datenauswertungen im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde die halbe Bestimmungsgrenze als Analysenwert berücksichtigt.

³ Bestimmungsgrenze: z. B. definiert als „Blindwert + 6 * Standardabweichung für den Blindwert“, damit kann die Substanz mit einer Wahrscheinlichkeit von 99,74 % als nachgewiesen betrachtet werden, aussagekräftiger als die Nachweisgrenze („Blindwert + 3 * Standardabweichung für den Blindwert“) [Hirner et al., 2000].

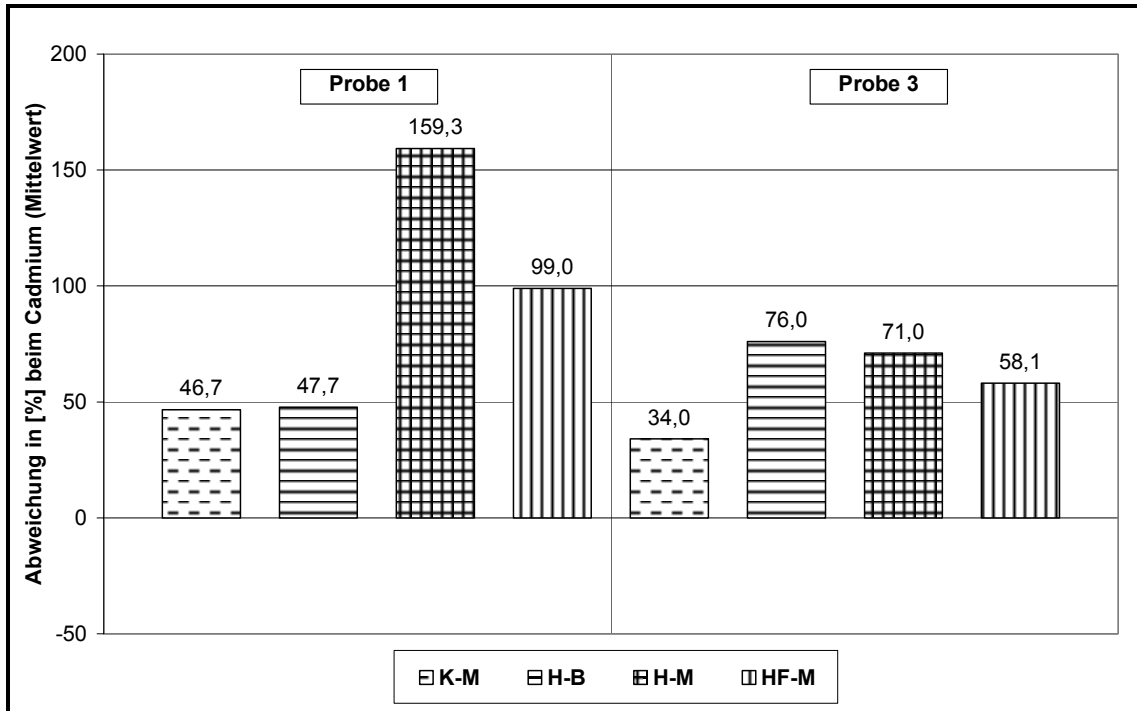
3.3.3.1 Vergleich von ermittelten Schwermetallkonzentrationen bei Anwendung unterschiedlicher Aufschlussmethoden

Zunächst wird der Vergleich der Schwermetallkonzentrationen bei unterschiedlichen Aufschlüssen dargestellt. Da nur der Königswasseraufschluss genormt ist, können bei den anderen Aufschlüssen, durch Anwendung von Hausmethoden, teilweise unterschiedliche Vorgehensweisen zwischen den einzelnen Laboren auftreten und diese zu unterschiedlichen Ergebnissen führen. Die dargestellten Vergleiche sind daher als Orientierung zu betrachten.

Zum Vergleich der Schwermetallgehalte in einer Probe werden die arithmetischen Mittelwerte (Berücksichtigung der gesamten Streubreite, geringfügige Ausreißerbereinigung) der Analysenergebnisse der unterschiedlichen Aufschlüsse dargestellt. Es wird auf die Ausweisung der Standardabweichung verzichtet, da je Aufschlussverfahren eine unterschiedliche Anzahl (teilweise nur 3, vgl. Tab. 3.3-1) an Daten vorliegen. In den nachfolgenden Abbildungen ist die Auswertung für die zwei besonders auffälligen Parameter Cadmium und Antimon für die Probe 1 (Sekundärbrennstoff aus produktionsspezifischen Abfällen, 1 mm Körnung) und Probe 3 (Sekundärbrennstoff aus gemischten Siedlungsabfällen, 1 mm Körnung) dargestellt. Dabei sind die Analysenergebnisse der durchgeführten Druckaufschlüsse gegenüber dem konventionellen Königswasseraufschluss (nach DIN EN 13346) aufgetragen.

Anhand der Abbildung 3.3-2 wird deutlich, dass der klassische offene Königswasseraufschluss Minderbefunde bei Cadmium gegenüber den geschlossenen Druckaufschlüssen zeigt. Beim Vergleich der Aufschlusslösungen ist visuell erkennbar, dass in den Proben enthaltene Kunststoffanteile nicht vollständig aufgeschlossen werden.

Einen nahezu vollständigen Aufschluss stellt nur der Mikrowellendruckaufschluss mit Salpeter- und Flusssäure her, da mit diesem auch Silikate aufgeschlossen werden können. Schramel [2000] spricht daher bei den anderen Aufschlüssen von Auszügen. Für die analytische Fragestellung sind nicht immer die absoluten Gesamtgehalte in der Probe relevant, sondern es sind wirksame Konzentrationen gefragt [Hirner et al., 2000].



K-M: Mikrowellendruckaufschluss mit Königswasser

H-B: Aufschluss mit Salpetersäure unter Druck in einer Bombe

H-M: Mikrowellendruckaufschluss mit Salpetersäure

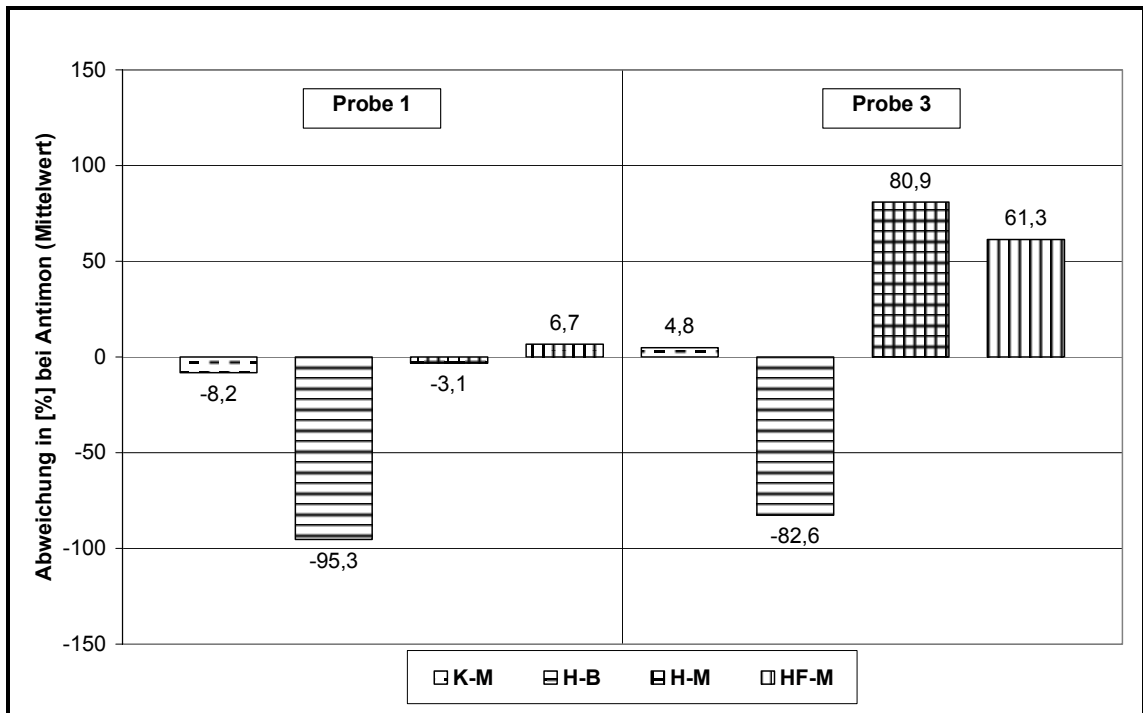
HF-M: Mikrowellendruckaufschluss mit Salpeter- und Flusssäure

Probe 1: Sekundärbrennstoff aus produktionsspezifischen Abfällen, 1 mm Körngröße

Probe 3: Sekundärbrennstoff aus gemischten Siedlungsabfällen, 1 mm Körngröße

Abb. 3.3-2: Vergleich der Mittelwerte für Cadmium von unterschiedlichen Aufschlussverfahren einer vergleichenden Laboranalytik (Vergleichsindex: Mittelwert nach Königswasseraufschluss (DIN EN 13346) = 0 %)

Die Abbildung 3.3-3 gibt die Auswertung der Ergebnisse der vergleichenden Laboranalytik für Antimon wieder. Die Auswertung der Ergebnisse zeigt, dass beim Aufschluss mit Salpetersäure unter Druck in einer Bombe („Löffields analytische Lösungen“) deutliche Minderbefunde auftreten. Vergleichbare Ergebnisse sind für den Parameter Zinn festzustellen. Für die Probe 1 liefern alle übrigen Aufschlüsse in etwa gleiche Antimongehalte. Bei der Probe 3 werden mit den Salpetersäureaufschlüssen (H-M, HF-M) deutlich höhere Konzentrationen erhalten, als mit Königswasser. Dabei liegt das Konzentrationsniveau in den Proben 1 und 3 in der gleichen Größenordnung (ca. 20 mg/kg). Zu vermuten ist, dass sich in Probe 3 Partikel mit Antimon befanden, die leichter aufzuschließen waren.



K-M: Mikrowellendruckaufschluss mit Königswasser

H-B: Aufschluss mit Salpetersäure unter Druck in einer Bombe

H-M: Mikrowellendruckaufschluss mit Salpetersäure

HF-M: Mikrowellendruckaufschluss mit Salpeter- und Flusssäure

Probe 1: Sekundärbrennstoff aus produktionsspezifischen Abfällen, 1 mm Körngröße

Probe 3: Sekundärbrennstoff aus gemischten Siedlungsabfällen, 1 mm Körngröße

Abb. 3.3-3: Vergleich der Mittelwerte für Antimon von unterschiedlichen Aufschlussverfahren einer vergleichenden Laboranalytik (Vergleichsindex: Mittelwert nach Königwasseraufschluss (DIN EN 13346) = 0 %)

In der Tabelle 3.3-2 sind für die Ergebnisse der weiteren untersuchten Parameter zusammengefasst dargelegt.

Aus dem Vergleich der Schwermetallbestimmungen in Teilproben mit verschiedenen Aufschlussmethoden kann gefolgert werden, dass es einen für die Bestimmung aller betrachteten Schwermetallparameter geeigneten Aufschluss für Sekundärbrennstoffe nicht gibt. Der Königwasseraufschluss nach DIN liefert im Vergleich zu den anderen betrachteten Verfahren Minderbefunde bei Cadmium und ist im Vergleich zu den Druckaufschlüssen ein zeitaufwändiges Verfahren [Hippler et al., 1995]. Das Verfahren des Bombenaufschlusses nach „Loffields“ ist zur Bestimmung von Antimon und Zinn nicht geeignet. Beim Umgang mit Flusssäure sind aufgrund des großen gesundheitsgefährdenden Potenzials für das Laborpersonal hohe Sicherheitsvorkehrungen zu treffen. Nach Hirner [et al., 2000] sollte das Arbeiten mit dieser Säure auf ein Mindestmaß beschränkt werden. Derzeit findet der Mikrowellendruckaufschluss mit Flusssäure vor allem im Bereich der Zementindustrie Anwendung, da dort der Aufschluss von

Silikaten in Bezug auf die Zementzusammensetzung erforderlich ist. Im Bereich der Abfallwirtschaft wird dieser Aufschluss nicht routinemäßig eingesetzt.

Tab. 3.3-2: Vergleich der Mittelwerte von Analysenergebnissen unterschiedlicher Aufschlüsse aus einer vergleichenden Laboranalytik (Vergleichsindex: Mittelwert nach Königswasseraufschluss DIN EN 13346)

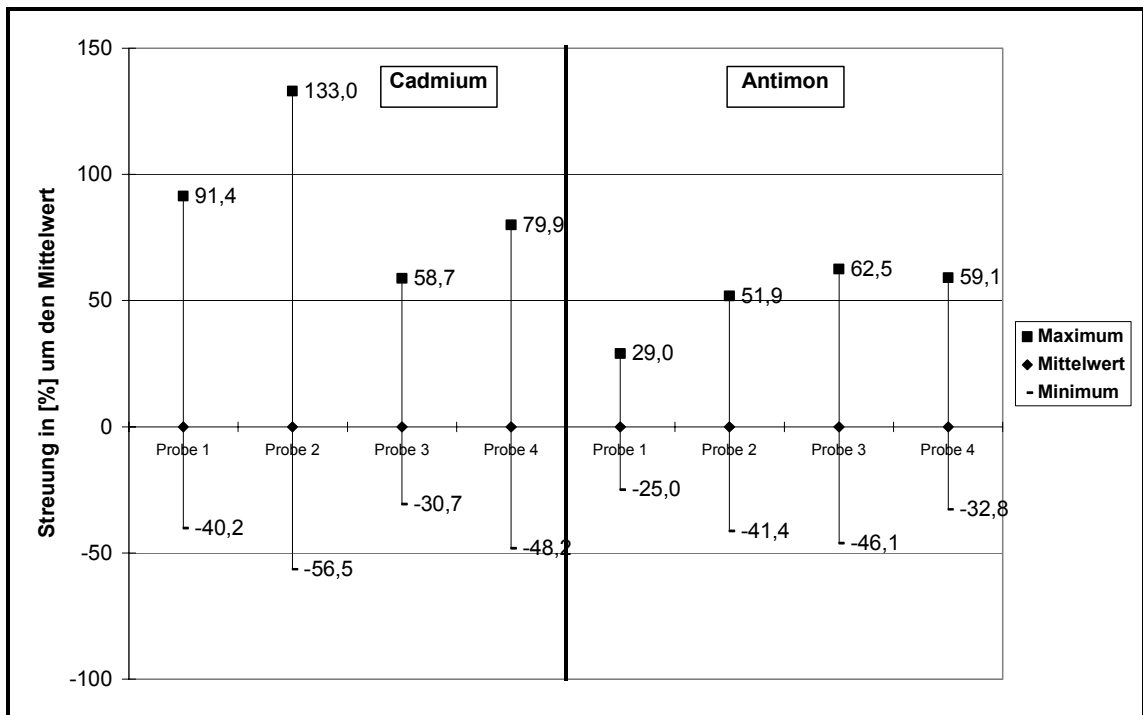
Parameter	Vergleich der Mittelwerte der Analysenergebnisse der entsprechenden Aufschlüsse (Vergleichsindex: Mittelwert nach Königswasseraufschluss DIN EN 13346)			
	K-M	H-B	H-M	HF-M
Quecksilber	< BG / 0	< BG / 0	< BG / 0	< BG / +
Thallium	< BG / < BG	< BG / < BG	< BG / < BG	< BG / < BG
Arsen	< BG / 0	< BG / 0	< BG / -	< BG / 0
Blei extrem großer Streubereich	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / +
Chrom	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0
Kobalt	< BG / 0	< BG / 0	< BG / +	< BG / +
Kupfer extrem großer Streubereich	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0
Mangan	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0
Nickel	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0
Vanadium	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0
Zinn	0 / 0	- / -	0 / -	0 / 0

- K-M: Mikrowellendruckaufschluss mit Königswasser
H-B: Aufschluss mit Salpetersäure unter Druck in einer Bombe
H-M: Mikrowellendruckaufschluss mit Salpetersäure
HF-M: Mikrowellendruckaufschluss mit Salpeter- und Flusssäure
Vergleich für: Probe 1 / Probe 3
< BG: Werte liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze
0: vergleichbar
-: deutlich geringerer Wert
+: deutlich höherer Wert

3.3.3.2 Streuungen der Schwermetallkonzentrationen innerhalb von Teilproben

Die Auswertung der Analysenergebnisse ergab große Streuungen innerhalb der einzelnen Proben. Diese werden exemplarisch für den genormten Königswasseraufschluss dargestellt. Dieser wurde ausgewählt, um Auswirkungen auf die Streubreite der ermittelten Konzentrationen durch unterschiedliche Vorgehensweisen bei den

Mikrowellenaufschlüssen zwischen den Laboren auszuschließen. Es werden in den Abbildungen zusätzlich die Probe 2 (Sekundärbrennstoff aus produktionsspezifischen Abfällen, 0,5 mm Körnung) und Probe 4 (Sekundärbrennstoff aus gemischten Siedlungsabfällen, 0,5 mm Körnung) aufgenommen, um auch den Einfluss der feineren Körnung zu zeigen. Exemplarisch werden die Auswertungen für Cadmium, Antimon sowie Blei und Kupfer dargestellt.

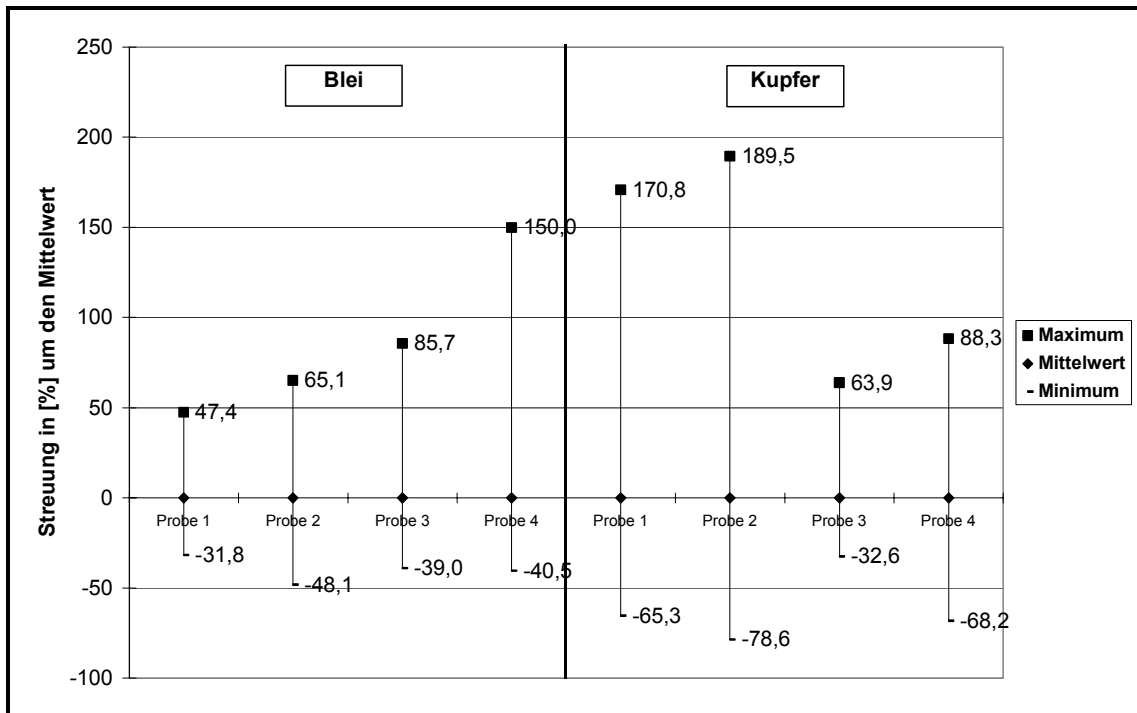


Sekundärbrennstoff aus produktionsspezifischen Abfällen: Probe 1 = 1 mm, Probe 2 = 0,5 mm Körngröße
 Sekundärbrennstoff aus gemischten Siedlungsabfällen: Probe 3 = 1 mm, Probe 4 = 0,5 mm Körngröße

Abb. 3.3-4: Streubreiten bei der Schwermetallanalytik mit dem Königswasseraufschluss (nach DIN EN 13346) in einer Probe Sekundärbrennstoff zweier unterschiedlicher Körnungen für Cadmium und Antimon

Die in Abbildung 3.3-4 und 3.3-5 erkennbaren Streubreiten von überwiegend > 100 % innerhalb einer Probe traten bei fast allen untersuchten Schwermetallen auf. Eine Ausnahme bildeten lediglich Thallium (alle Werte < BG) und Mangan (Streubreite 30 bis 70 %). Die größten Spannweiten der Analysenergebnisse innerhalb der drei Parallelaufschlüsse in einem Labor ergaben sich bei Cadmium, Blei und Kupfer.

Ein Grund für die Streubreiten der Analysenergebnisse innerhalb eines Aufschlusses ist die Inhomogenität der Proben. Es kann, trotz aufwändiger Probenvorbereitung, nicht sichergestellt werden, dass alle Teilproben eine identische Zusammensetzung aufweisen, da sich Kleinstpartikel, z. B. Metall oder Kunststoffstücke, nicht gleichmäßig verteilen lassen.



Sekundärbrennstoff aus produktionsspezifischen Abfällen: Probe 1 = 1 mm, Probe 2 = 0,5 mm Körngröße
 Sekundärbrennstoff aus gemischten Siedlungsabfällen: Probe 3 = 1 mm, Probe 4 = 0,5 mm Körngröße

Abb. 3.3-5: Streubreiten bei der Schwermetallanalytik mit dem Königswasseraufschluss (nach DIN EN 13346) in einer Probe Sekundärbrennstoff zweier unterschiedlicher Körnungen für Blei und Kupfer

Bei der Konzeption der vergleichenden Laboranalytik wurde erwartet, dass sich die Spannweite der Ergebnisse verringert, je feiner das Probenmaterial aufgemahlen wird, da das Material homogener erscheint. Diese konnte jedoch nicht bestätigt werden. Teilweise traten bei der geringeren Korngröße noch erheblich größere Streubreiten der Analyseergebnisse auf (vgl. Abb. 3.3-4, 3.3-5).

Zudem war zu erwarten, dass die Sekundärbrennstoffproben aus dem produktionsspezifischen Bereich aufgrund der optisch erkennbaren größeren Homogenität geringere Streubreiten als diejenigen aus dem Siedlungsabfallbereich zeigen. Auch das konnte im Rahmen der hier durchgeführten Vergleichsanalytik nicht durchgängig nachgewiesen werden (vgl. Abb. 3.3-4 Antimon und Abb. 3.3-5 Blei).

3.3.4 Erfahrungen aus einem qualifizierenden Ringtest mit Sekundärbrennstoffen

Im Rahmen eines qualifizierenden Ringtestes der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe e. V. wurden Sekundärbrennstoffe u. a. auf Schwermetalle untersucht. Um die Heterogenität der Ausgangsmaterialien im Vergleich zu den laborbedingten Streu-

ungen besser beurteilen zu können, wurden an jedes teilnehmende Labor u. a. vier vorbereitete Proben verschickt. Es handelte sich um homogenisierte Proben, die auf eine Korngröße von < 1 mm zerkleinert waren und in denen die Schwermetalle nach zwei unterschiedlichen Aufschlüssen untersucht werden sollten. Es sollte ein Druckaufschluss mit Königswasser sowie ein Druckaufschluss mit konzentrierter Salpetersäure durchgeführt werden. Die Randbedingungen der Aufschlussmethoden waren vorher festgelegt worden [BGS, 2001b]. Es wurden unterschiedliche Konzentrationsniveaus versandt.

Grundlage von Ringversuchen zur Qualifizierung von Laboren ist, die eingereichten Analysenergebnisse des jeweiligen Labors mit Vorgabewerten zu vergleichen und an mittleren Streuungen aller Labore zu messen. Bei einer Reihe der untersuchten Parameter wurde ein erheblicher Anteil der Ergebnisse unter der Bestimmungsgrenze angegeben (vgl. Tab. 3.3-3). Bei der Bewertung der Analysenergebnisse wurden diese Werte als richtig eingestuft, da sich in den bisherigen Analysen gezeigt hat, dass einige Schwermetalle im Sekundärbrennstoff häufig unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen (z. B. Quecksilber, Thallium etc.).

Tab. 3.3-3: Anteil der Analysenwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze im Rahmen der Auswertung des Ringtestes (nach [Ruck et al., 2001])

Parameter	K-M			H-M		
	Anzahl Werte [-]	Anzahl < BG [-]	Anteil < BG [%] ¹	Anzahl Werte [-]	Anzahl < BG [-]	Anteil < BG [%] ¹
Cadmium	144	64	30,8	160	48	23,1
Thallium	99	109	52,4	95	113	54,3
Quecksilber	128	80	38,5	121	87	41,8
Antimon	198	10	4,8	161	47	22,6
Arsen	149	59	28,4	146	62	29,8
Blei	181	27	13,0	188	20	9,6
Chrom	208	0	0,0	208	0	0,0
Kobalt	181	27	13,0	184	24	11,5
Kupfer	202	6	2,9	204	4	1,9
Nickel	202	6	2,9	205	3	1,4
Mangan	208	0	0,0	208	0	0,0
Vanadium	191	17	8,2	189	19	9,1
Zinn	193	15	7,2	184	24	11,5

K-M: Mikrowellendruckaufschluss mit Königswasser

H-M: Mikrowellendruckaufschluss mit Salpetersäure

¹ Gesamtanzahl der Proben: n = 208

Für die Auswertung des Ringtestes wurde die in der AQS Baden-Württemberg entwickelte Auswertemethodik angewandt. Mit dieser Auswertemethode können Ergebnisse eines Stoffes, die in unterschiedlichen Konzentrationsniveaus erhalten wurden, normiert und gemeinsam ausgewertet werden (näheres dazu [Wagner, 1992]). Bei dieser Vorgehensweise wird ein Normierungskoeffizient b ($-1 < b < 1$) durch systematisches Suchen ermittelt. Je nach Größe des b ergeben sich stärkere Abweichungen für kleine Konzentrationen ($b > 0$) oder auch kleinere Abweichungen für kleine Konzentrationen ($b < 0$). Für $b = 0$ ergeben sich waagrechte Geraden im Trichterkurvendiagramm [Klaas, 2002].

In den Abbildungen 3.3-6 und 3.3-7 sind die durch den jeweiligen Normierungskoeffizienten charakterisierten Abhängigkeiten der Streuungen der gemessenen Werte von der Vorgabekonzentration für Cadmium und Antimon beim Druckaufschluss mit Königswasser dargestellt. Bei dem Parameter Cadmium (Abb. 3.3-6) hat sich statistisch ein hoher Normierungskoeffizient ($b = 0,853$) ergeben. Das bedeutet, die Abweichungen bei kleinen Bezugskonzentrationen waren deutlich größer als bei den Chargen mit höheren Bezugskonzentrationen. Die untere Ausschlussgrenze wurde nicht berücksichtigt, da vereinbart wurde, dass Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze als richtig beurteilt werden [Klaas, 2002].

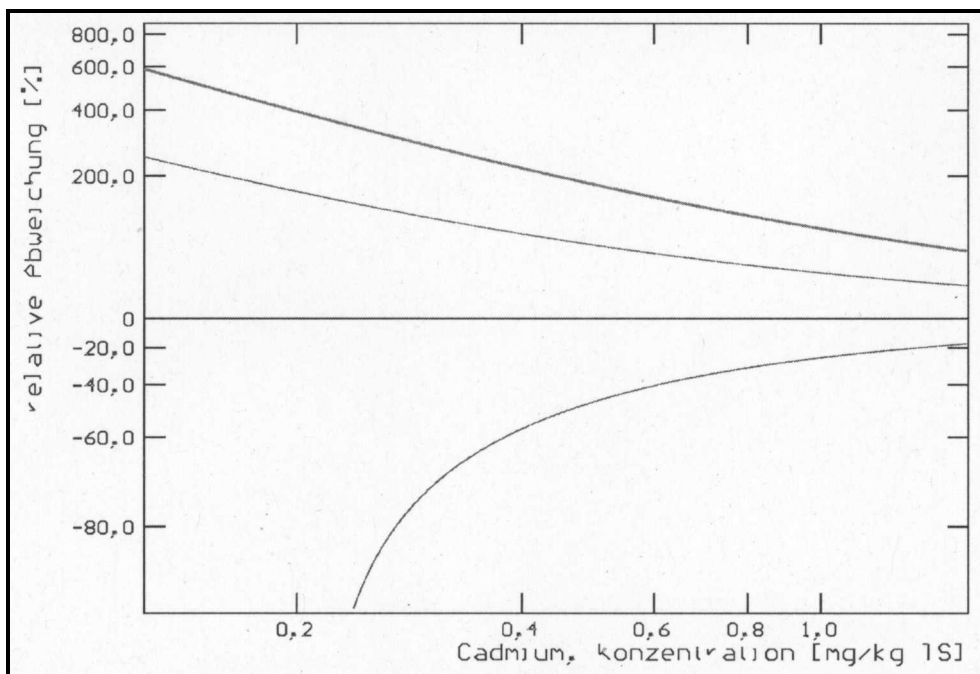


Abb. 3.3-6: Ausschlussgrenzen (äußere Kurve) und relative Standardabweichung (innere Kurven) der Analysenwerte für Cadmium in Abhängigkeit vom Konzentrationsniveau (Normierungskoeffizient $b = 0,853$) [Ruck et al., 2001]

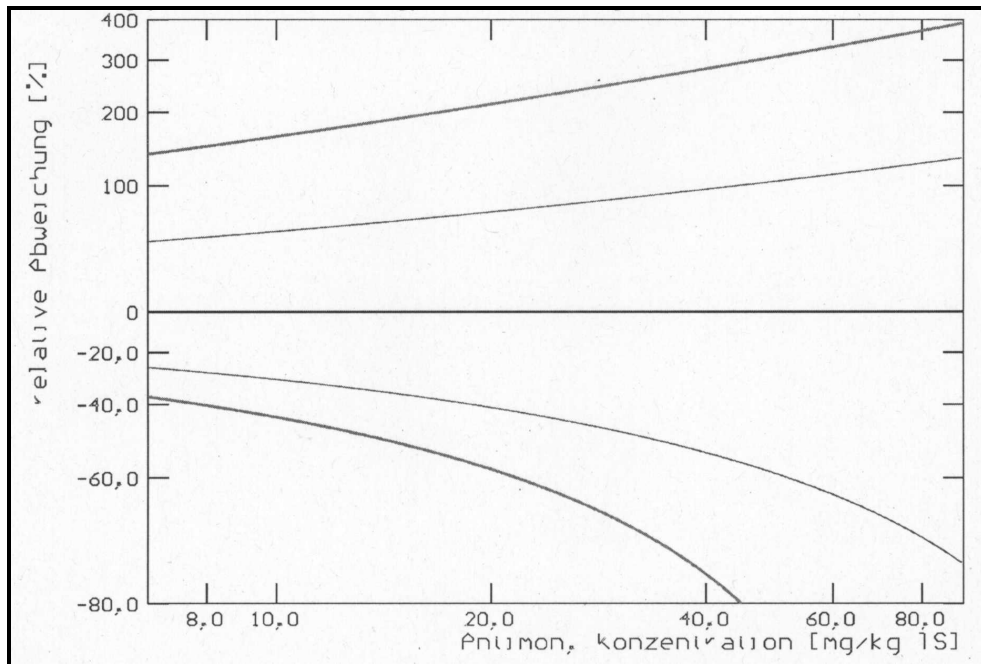


Abb. 3.3-7: Ausschlussgrenzen (äußere Kurven) und relative Standardabweichung (innere Kurven) der Analysenwerte für Antimon in Abhängigkeit vom Konzentrationsniveau (Normierkoeffizient $b = -0,397$) [Ruck et al., 2001]

In den Proben mit einem höheren Antimonkonzentrationsniveau war eine große Heterogenität festzustellen. Dadurch ergab sich eine auffallend größere Streuung für diese Proben, was zur Folge hat, dass die relativen Streuungen bei den höheren Antimongehalten größer sind als bei den geringeren Gehalten.

Die Ergebnisse der Auswertung des Ringtestes zur Qualifizierung von Laboren für die Analytik im Rahmen des RAL-GZ 724 [Ruck et al., 2001] haben nochmals bestätigt, dass auch mit aufwändiger Probenvorbereitung des Originalmaterials große Streuungen der Analyseergebnisse innerhalb von Parallelaufschlüssen und zwischen Laboren auftreten.

Im Vergleich zwischen dem Mikrowellenaufschluss mit Königswasser (K-M) und dem mit Salpetersäure (H-M) wurden die Ergebnisse aus der vergleichenden Laboranalytik bestätigt. Anhand der Anteile der Analyseergebnisse unterhalb der Bestimmungsgrenze (Tab. 3.3-3) kann auch hier gefolgert werden, dass beim Druckaufschluss mit Königswasser Minderbefunde bei Cadmium und beim Druckaufschluss mit Salpetersäure deutlichere Minderbefunde bei Antimon und teilweise Zinn auftreten.

3.4 Auswertung und Bewertung von Messwertserien und Analysendatensammlungen von festen Abfällen

Wie in den vorangegangenen Kapiteln beschrieben, sind Analysenergebnisse von festen Abfällen mit vergleichsweise großen Unsicherheiten verbunden. Im Weiteren wird nicht auf die Auswertung einzelner Analysenergebnisse bei Mehrfachbestimmung, sondern auf die Auswertung von Messwertserien bzw. Datensammlungen (z. B. abfallschlüsselspezifisch) eingegangen. Messwertserien entstehen z. B. im Rahmen von Qualitätssicherungen bei der Aufbereitung (vgl. z. B. [Glorius, 1998]) oder Verwertung von Sekundärbrennstoffen z. B. in Zementwerken [Bolwerk, 2000b].

Zur Charakterisierung von Abfällen werden häufig keine spezifischen umfangreichen Analysenprogramme aufgelegt, vielmehr werden gesammelte Abfalldaten abfallschlüsselspezifisch zusammengestellt (vgl. z. B. [MUNLV, 2001b]). Abfalldaten werden zur Verfügung gestellt z. B. von:

- Genehmigungsbehörden
- Abfallanalydatenbanken (z. B. ABANDA [Malorny, 2001])
- Entsorgern (Deklaration, Qualitätssicherung)
- Verwertern (Qualitätssicherung).

Bei Messwertserien kommt zu den Schwankungsbreiten innerhalb derselben Probe u. a. hinzu, dass sich die Zusammensetzung des zu charakterisierenden Abfalls verändert. Analysendaten in Datensammlungen werden nicht von einem Labor erstellt, so dass neben der Wiederholstandardabweichung (in einem Labor) auch Unsicherheiten durch unterschiedliche Behandlung der Proben die Qualität der Datenbasis beeinflussen. Neben den Unsicherheiten aus dem Gesamtprozess der chemischen Analytik, sollten bei der Auswertung von Abfalldatensammlungen zusätzlich die Qualität der Daten in Bezug auf die Datenherkunft, die Abfallzuordnung sowie das Alter der Daten überprüft werden.

Die weiteren Ausführungen zur Analysendatenauswertung werden anhand von Datensammlungen für die im Rahmen der vorliegenden Arbeit behandelten Abfälle Spuckstoffe, Gemischte Verpackungen und grob aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen durchgeführt. Die Daten stammen von Entsorgern, Genehmigungsbehörden sowie aus eigenen Untersuchungen. Sie wurden, soweit möglich, auf Plausibilität geprüft und bereinigt.

3.4.1 Verteilung der Analysendaten

Untersuchungen u. a. von Uerkvitz [et al., 1997] haben gezeigt, dass in der Umweltanalytik Messwertserien vorliegen, die einen Schwerpunkt im niedrigen Konzentrationsbereich haben und einseitig in hohe Bereiche streuen. Damit handelt es sich in der Abfall- und Umweltanalytik überwiegend um linkssteile Verteilungen. Diese Verteilungen treten immer dann auf, wenn Merkmale einen bestimmten Schrankenwert nicht über- oder unterschreiten können. In der Abfallanalytik stellt die Bestimmungsgrenze den unteren Schrankenwert dar. Die Endklasse ist demgegenüber offen.

In den Abbildungen 3.4-1 und 3.4-2 sind Verteilungen exemplarisch am Parameter Quecksilber aus der Datensammlung der Analysenergebnisse für den Abfallschlüssel 19 12 10, grob aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen, dargestellt. Anhand der Verteilung der Analysendaten in Abbildung 3.4-1 könnte geschlossen werden, dass ein Ausreißertest sinnvoll anzuwenden wäre. Jedoch zeigen die transformierten (logarithmierten) Analysendaten annähernd eine Normalverteilung (Lognormalverteilung, [Sachs, 1999]). Diese Verteilung ist in Abbildung 3.4-2 dargestellt.

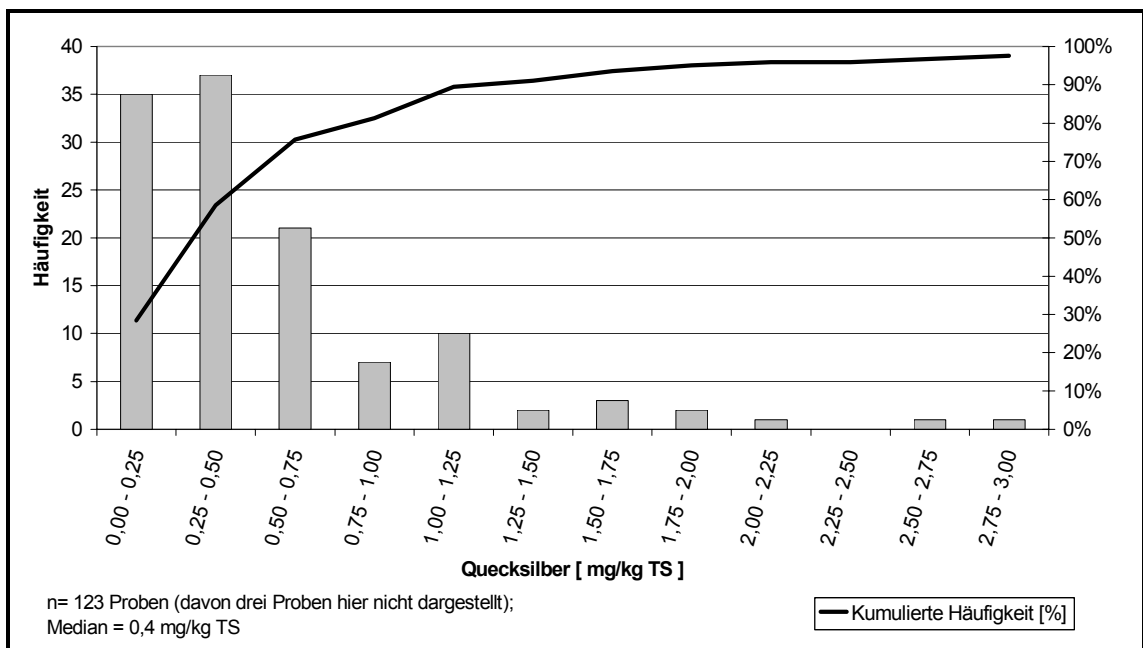


Abb. 3.4-1: Verteilung der Quecksilbergehalte in grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen

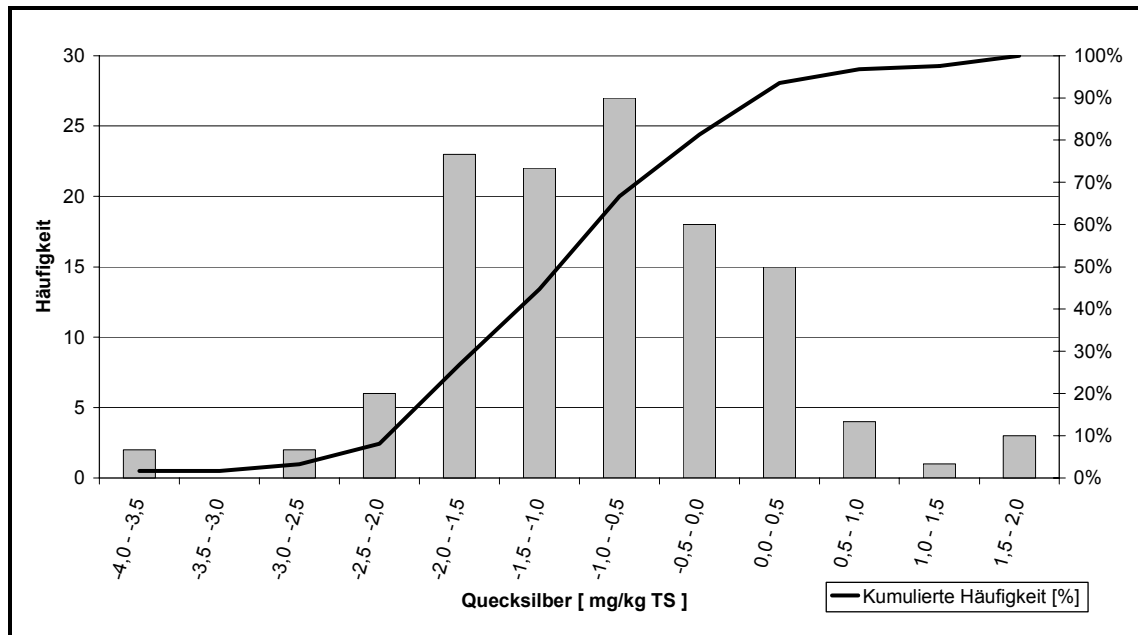


Abb. 3.4-2: Verteilung der transformierten Quecksilbergehalte in grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen

Die bei der Verteilung der Originaldaten im oberen Konzentrationsbereich liegenden Werte treten i. d. R. im üblichen Spektrum der lognormalverteilten Messwerte auf und sollten daher nicht zur „besseren“ Schätzung aus dem Datenbestand entfernt werden. Sansoni [et al., 1981] haben gezeigt, dass die Anwendung der auf Normalverteilung basierenden Ausreißertests auf die asymmetrisch verteilten Konzentrationswerte den Datenbestand teilweise um ein Drittel reduziert. Das bedeutet bei Auswertung der bereinigten Daten eine Unterschätzung der Konzentration. Sollen Ausreißertests bei Datenkollektiven Anwendung finden, müssen sich diese an der Verteilungsform orientieren. Im Rahmen der hier ausgewerteten Daten wurden keine Ausreißertests durchgeführt, da, wie sich in den Ringtesten gezeigt hat, Analysenergebnisse im oberen Konzentrationsbereich auftreten. Diese sind nicht auf Messfehler zurückzuführen, sondern in der Heterogenität der Probe durch Messung von nicht repräsentativen Teilproben begründet [Klaas, 2001]. Im Weiteren werden die Verteilungen der Analysendaten genauer untersucht.

3.4.1.1 Überprüfung der Verteilungen mit Anpassungstests

Mit Hilfe des Kolmogoroff-Smirnov-Anpassungstests (KSA-Test) mit Lilliefors-Schranken wird geprüft, ob sich die transformierten Verteilungen der Analysenergebnisse aus Datensammlungen der im Rahmen dieser Arbeit betrachteten Abfälle an Normalverteilungen anpassen lassen. Dem o. g. KSA-Test wird gegenüber dem Chi²-Anpassungstest der Vorzug gegeben, da er für nicht normalverteilte Verteilungen

eine höhere Teststärke aufweist [Bortz et al., 1998]. Zum Vergleich wird der Test auch auf die Verteilung der Originaldaten angewandt.

Eine vorliegende Verteilung lässt sich an eine Normalverteilung anpassen, wenn die aus der Verteilung ermittelte Prüfgröße D kleiner oder gleich dem tabellierten Schrankenwert (bei entsprechendem N und einer Wahrscheinlichkeitsannahme α zu der die Hypothese verworfen wird) ist. D gibt den größten vertikalen Abstand zwischen hypothetischer und empirischer Verteilungsfunktion an. In der folgenden Tabelle 3.4-1 ist die Anwendung des KSA - Anpassungstest für $1 - \alpha = 0,9$ exemplarisch anhand der Datensammlung für die Abfallschlüsselnummer 19 12 10 dargestellt.

Mit dem KSA-Test kann für die grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen festgestellt werden, dass die Originaldaten keine Normalverteilung aufweisen. Die transformierten Daten entsprechen nur in einigen Fällen einer Normalverteilung (in Tab. 3.4-1 fett dargestellt), nähern sich dieser aber deutlich an. Die Anwendung des KSA-Test auf die weiteren betrachteten Datensammlungen der Abfallarten Spuckstoffe und Gemischte Verpackungen geben den gleichen Trend an. Ähnliche Erfahrungen werden auch von Sansoni [et al., 1981] bestätigt.

Tab. 3.4-1: Prüfung der Verteilungen der Analysenwerte für Schwermetalle bei grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen für die Originaldaten sowie für die transformierten (logarithmierten) Daten

Parameter	n: Abfallschlüssel 19 12 10 ¹	Prüfgröße D^2 (Originaldaten)	Lilliefors-Schranke für $1-\alpha = 0,9$	Prüfgröße D^2 (transformierte Daten)	Lilliefors-Schranke für $1-\alpha = 0,9$
Cadmium	133	0,34	0,07	0,13	0,07
Thallium	111	0,25	0,08	0,11	0,08
Quecksilber	123	0,31	0,07	0,10	0,07
Antimon	108	0,42	0,08	0,21	0,08
Arsen	118	0,30	0,07	0,15	0,07
Blei	123	0,25	0,07	0,07	0,07
Chrom	120	0,20	0,07	0,07	0,07
Kobalt	105	0,18	0,08	0,08	0,08
Kupfer	126	0,38	0,07	0,09	0,07
Mangan	61	0,17	0,10	0,06	0,10
Nickel	120	0,38	0,07	0,10	0,07
Vanadium	106	0,27	0,08	0,09	0,08
Zinn	105	0,37	0,08	0,10	0,08

¹ Abfallschlüssel 19 12 10: grob aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen

² $D <$ Lilliefors-Schranke: entspricht Normalverteilung

3.4.1.2 Bestimmung von Schiefe und Exzess

Zur Bestimmung der Verteilungen der Originaldaten der hier betrachteten Abfälle werden zusätzlich die Schiefe und der Exzess bestimmt.

$$\text{Schiefe: } S = \frac{\sum (x - \bar{x})^3}{n \cdot s^3} \quad \text{Exzess: } E = \frac{\sum (x - \bar{x})^4}{n \cdot s^4} \quad (3), (4)$$

mit: x = einzelne Messwerte
 \bar{x} = arithmetischer Mittelwert
 n = Anzahl der Messwerte
 s = Standardabweichung

Eine Schiefe von 0 bedeutet, dass die Häufigkeitsverteilung symmetrisch ist. Je stärker positiv die Schiefe ist, desto rechtsschiefer ist die Verteilung. Der Hauptteil der Verteilung ist damit auf der linken Seite konzentriert (linkssteil).

Mit dem Exzess wird bestimmt, ob das absolute Maximum der Häufigkeitsverteilung größer als bei der Normalverteilung ist. Der theoretische Exzess der Normalverteilung ist 0. Ist die Verteilung spitzer, zeigt sie einen positiven Exzess, ist sie flacher, ist der Exzess negativ [Hartung, 1995].

In der Tabelle 3.4-2 sind die Schiefe und der Exzess für alle drei hier betrachteten Abfallarten dargestellt. Es kann anhand der ermittelten Größen für die Schiefe und den Exzess gezeigt werden, dass es sich bei den Analysenergebnissen für die o. g. Abfallarten um linkssteile Verteilungen handelt, die deutlich spitzer als die Normalverteilung sind.

Tab. 3.4-2: Bestimmung der Schiefe und des Exzess bei Schwermetallen der Abfälle Spuckstoffe, Gemischte Verpackungen und grob aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen

Parameter	Datenkollektiv der Abfallschlüssel					
	03 03 07 ¹		15 01 06 ²		19 12 10 ³	
	Schiefe	Exzess	Schiefe	Exzess	Schiefe	Exzess
Cadmium	7,32	67,57	3,53	16,75	4,58	27,89
Thallium	2,39	7,80	6,12	41,90	1,94	6,60
Quecksilber	7,20	62,69	4,96	30,27	4,02	21,29
Antimon	4,41	22,00	7,47	59,85	4,93	30,04
Arsen	5,43	39,55	1,70	5,00	2,03	8,39
Blei	4,27	26,03	7,29	58,73	2,24	9,47
Chrom	6,93	61,49	3,11	13,11	1,64	5,77
Kobalt	5,37	35,40	1,14	3,23	2,38	10,11
Kupfer	3,52	15,52	2,92	11,12	4,91	33,06
Mangan	3,87	19,11	5,09	31,24	1,48	5,02
Nickel	8,06	74,59	2,06	6,60	9,83	103,77
Vanadium	5,36	31,67	6,86	51,81	2,54	12,37
Zinn	3,85	19,44	2,72	11,35	6,12	49,01

¹ Abfallschlüssel 03 03 07: Spuckstoffe

² Abfallschlüssel 15 01 06: Gemischte Verpackungen

³ Abfallschlüssel 19 12 10: grob aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen

3.4.2 Bestimmung der mittleren Konzentration aus Analysen bei Abfalldatenkollektiven

Eine Maßzahl, die ein Zentrum von Beobachtungswerten angibt, ist in der Statistik das Lagemaß [Hartung et al., 1995]. Mittlere Stoffkonzentrationen von Abfällen können mit diesem bestimmt werden. Aufgrund der asymmetrischen linkssteilen Verteilungen bei Messwertserien und Datensammlungen von Schwermetallkonzentrationswerten in Abfällen kann nicht mit dem Lagemaß der Normalverteilung, dem arithmetischen Mittelwert gearbeitet werden, da der Mittelwert stark von den in der Verteilung weit rechts liegenden Werten beeinflusst wird. Daher wird bei Lognormalverteilungen aus den logarithmierten Daten das arithmetische Mittel gebildet und anschließend zurücktransformiert (auch geometrisches Mittel).

Da jedoch gezeigt wurde, dass nicht immer Lognormalverteilungen vorliegen (so auch [Sansoni et al., 1981]), lässt sich die mittlere Stoffkonzentration besser mit einem verteilungsunabhängigen Zentralwert, dem Median, schätzen. Bei der Bestimmung der mittleren Stoffkonzentration von Abfällen kommt hinzu, dass es oft notwendig ist, aufgrund einer geringen Anzahl von Daten eine Beurteilung zu treffen, so dass Verteilungen nur schwer abgeschätzt werden können. Nach Sachs [1999] ist bei asymmet-

rischen linkssteilen Verteilungen, deren Endklasse offen ist, der Median zur Bestimmung einer mittleren Stoffkonzentration zu bevorzugen, da er robust ist und nicht durch wenige in der Verteilung weit rechts liegende Werte beeinflusst wird.

In den folgenden Tabellen 3.4-3 werden exemplarisch für die Schwermetalle aus der Datensammlung von grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen, u. a. die arithmetischen Mittelwerte, geometrischen Mittelwerte und Mediane dargestellt.

Tab. 3.4-3: Auswertung der arithmetischen Mittelwerte, geometrischen Mittelwerte und Mediane sowie der Erwartungswerte der Lognormalverteilung für die Schwermetalle bei grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen

Parameter	n: Abfall- schlüssel 19 12 10 ¹	n < BG	arithme- tisches Mittel	geome- trisches Mittel	Median	Erwartungs- wert der LNV ²
			[mg/kg TS]	[mg/kg TS]		[mg/kg TS]
Cadmium	133	8	3,8	1,8	1,7	3,6
Quecksilber	123	12	0,7	0,4	0,4	0,7
Thallium	111	63	0,5	0,3	0,3	0,5
Antimon	108	34	17,6	6,0	3,5	12,3
Arsen	118	34	2,8	2,1	2,5	3,0
Blei	123		171,2	110,8	120,0	185,0
Chrom	120		141,9	85,3	91,2	152,7
Kobalt	105	2	4,2	3,4	3,3	4,2
Kupfer	126		577,8	194,9	187,5	559,0
Mangan	61		183,7	118,0	134,0	206,7
Nickel	120		66,2	31,8	40,0	58,4
Vanadium	106	1	8,6	6,3	6,7	8,6
Zinn	105	5	28,2	14,5	15,0	25,8

¹ Abfallschlüssel 19 12 10: grob aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen;
n_{ges.}: 161 Proben

² Erwartungswert der Lognormalverteilung nach Hartung [1995]

Es ist zu erkennen, dass der Median nahe dem geometrischen Mittelwert liegt. Beim arithmetischen Mittelwert zeigt sich deutlich, dass er von wenigen in der Verteilung weit rechts liegenden Daten stark beeinflusst wird.

Nach Uerkvitz [et al, 1997] sollten im Fall von Frachtbetrachtungen der Erwartungswert (Formel 5) der Lognormalverteilung aus der Stichprobe geschätzt werden. Dieser ist ebenfalls in Tabelle 3.4-3 dargestellt.

$$E = e^{\bar{x} + s^2 / 2} \quad (5)$$

mit: \bar{x} = arithmetischer Mittelwert der logarithmierten Werte der Stichprobe
 s^2 = Varianz der logarithmierten Werte der Stichprobe

Der Erwartungswert liegt in der Nähe des arithmetischen Mittelwertes. Aufgrund der in diesem Kapitel dargelegten Unsicherheiten bei der Analytik etc. und der Tatsache, dass die Analysendaten auf der linken Seite der Verteilung konzentriert sind und nur wenige Werte weit rechts liegen, ist eine Schätzung des Erwartungswertes bei festen heterogenen Abfällen zur Charakterisierung einer mittleren Konzentration abzulehnen. Speziell bei der Ermittlung von mittleren Stoffkonzentrationen in Abfällen auf der Grundlage von Datensammlungen, kommen zu den Analysenunsicherheiten noch Unsicherheiten aus der Herkunft der Daten, der Abfallzuordnung sowie der zeitlichen Entwicklung der Stoffe hinzu.

Um die Charakterisierung der mittleren Schwermetallkonzentrationen aus Abfalldatensammlungen mit dem Median weiter abzusichern, kann zusätzlich das zweiseitige 95 % - Konfidenzintervall für den Median (Formel 6) angegeben werden. Dieses Streuungsmaß ist ebenfalls als robust zu bezeichnen [Sachs, 1999].

$$x_k \leq \tilde{x} \leq x_{n-k+1} \quad (6)$$

mit: Vertrauenswahrscheinlichkeit = $1 - \alpha$

x_k (bzw. x_{n-k+1}) als Wert mit der Ordnungsnummer k (bzw. $n-k+1$) in der Reihe der ihrer Größe nach aufsteigend geordneten Stichprobenwerte

$$k = \frac{1}{2}(n - 1 - u_{1-\alpha/2} \cdot \sqrt{n})$$

In den folgenden Abbildungen sind für den Abfallschlüssel 19 12 10 die Mediane sowie die Grenzen des jeweiligen 95 % - Konfidenzintervalls für die Schwermetalle dargestellt.

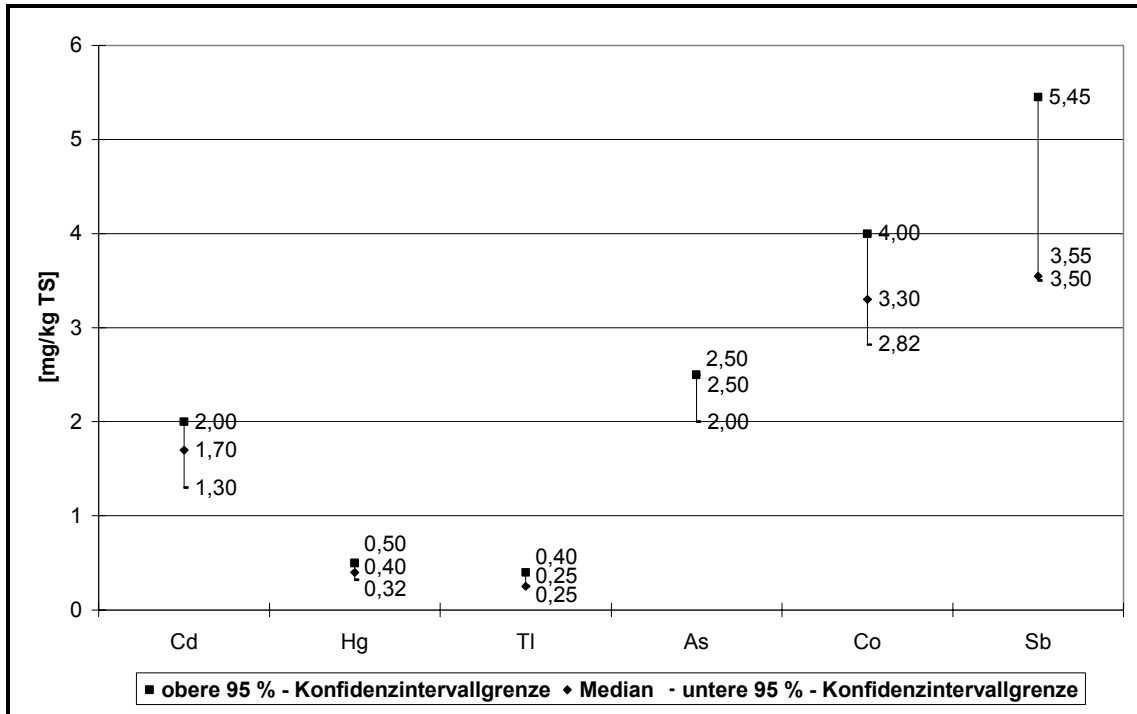


Abb. 3.4-3: Zweiseitiges 95 % - Konfidenzintervall für die Mediane der Schwermetalle bei grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen – Teil I

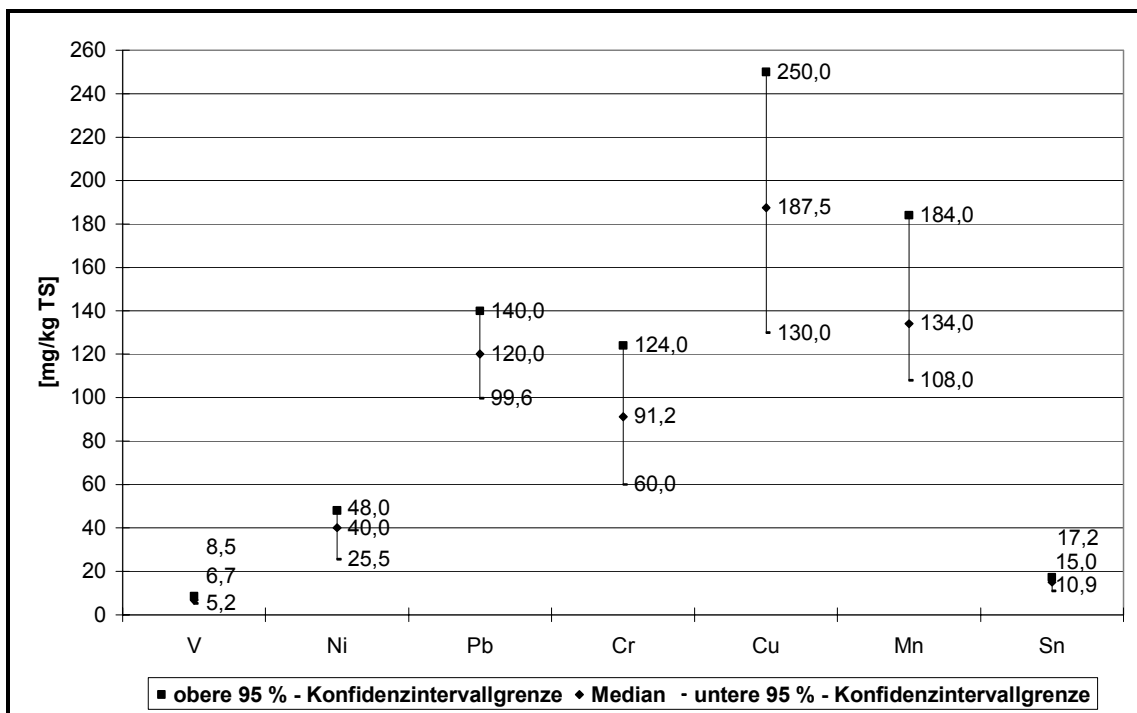


Abb. 3.4-4: Zweiseitiges 95 % - Konfidenzintervall für die Mediane der Schwermetalle bei grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen – Teil II

3.4.3 Bestimmung der oberen Konzentration aus den Datenkollektiven

Im Rahmen der Beschreibung von Abfällen in Bezug auf ihre Inhaltsstoffe wird neben der Charakterisierung einer mittleren Konzentration eine Aussage für einen oberen Konzentrationsbereich erwartet. Aus den Ausführungen über die Verteilung lässt sich ableiten, dass der absolute Maximalwert eine willkürliche Angabe darstellt, da bei den Verteilungen die Endklasse offen ist. Bei der Auswertung von Datensammlungen kommen die Unsicherheiten aus der Abfallzuordnung, der Datenherkunft, dem Alter der Daten sowie der ausreichenden Datenanzahl je Parameter hinzu.

Bei der Beschreibung der mittleren Stoffkonzentration mit dem Median ist es sinnvoll, noch eine weitere Aussage über die Beschaffenheit des Abfalls für einen oberen Bereich anzugeben, um auch die Streubreite der Analysenergebnisse einschätzen zu können. Der obere Konzentrationsbereich kann dazu mit dem 80. oder 90. Perzentil einer Verteilung angegeben werden. Das Perzentil stellt ähnlich wie der Median einen verteilungsfreien Schätzer dar.

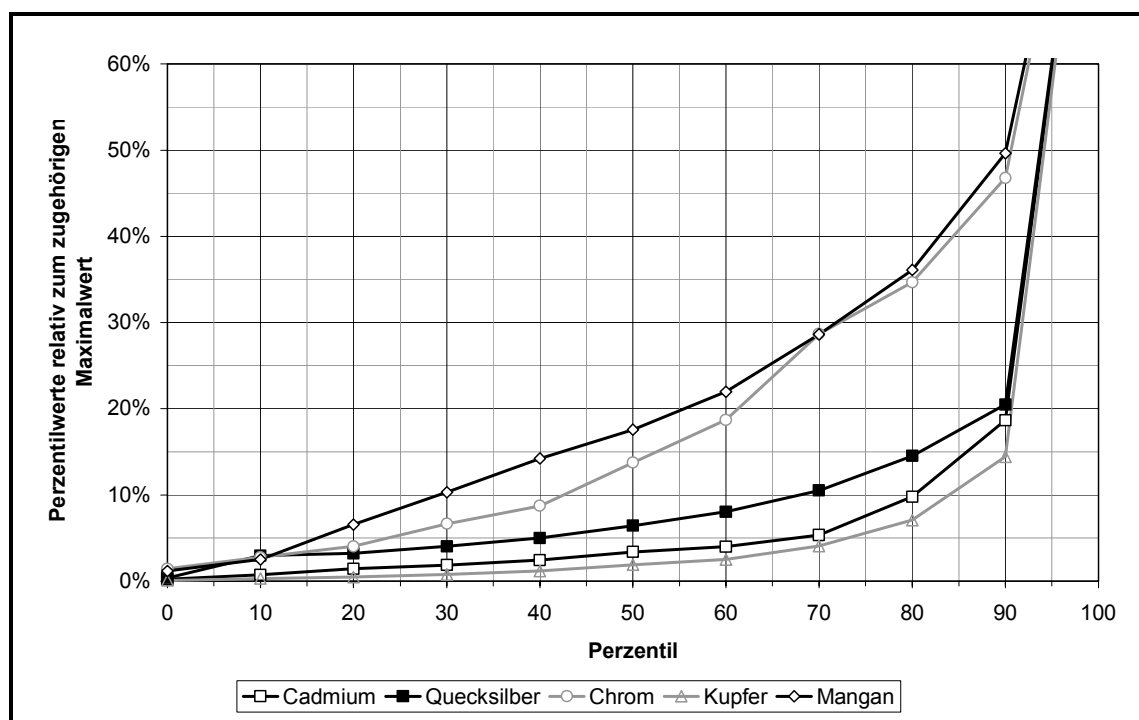


Abb. 3.4-5: Darstellung der Perzentilwerte ausgewählter Schwermetalle von grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen relativ zum Maximalwert

Mit der Darstellung der Perzentilwerte für ausgewählte Schwermetalle der grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen relativ zum Maximalwert (Abb. 3.4-5) kann gezeigt werden, dass bei einigen Parametern das 90. Perzentil der

Analysendaten unterhalb von 20 % des Maximalwertes liegen (z. B. bei Cadmium, Quecksilber und Kupfer). Bei diesen Parametern streuen sehr wenige Werte weit nach rechts. Bei den Verteilungen von Mangan und Chrom liegt das 90. Perzentil bei 50 % des Maximalwertes, diese Verteilungen streuen demnach etwas weniger extrem.

In der Tabelle 3.4-4 sind die Mediane sowie 80. und 90. Perzentile für Schwermetalle aus dem Datenkollektiv der grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen dargestellt.

Tab. 3.4-4: Auswertung der Mediane sowie 80. und 90. Perzentile für Schwermetalle der grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen

Parameter	n: Abfall- schlüssel 19 12 10 ¹	n < BG	Median	80. Perzentil ²	90. Perzentil ²
			[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]
Cadmium	133	8	1,7	4,9	9,3
Quecksilber	123	12	0,4	0,9	1,3
Thallium	111	63	0,3	0,8	1,1
Antimon	108	34	3,5	10,7	41,6
Arsen	118	34	2,5	4,0	5,6
Blei	123		120,0	250,4	370,0
Chrom	120		91,2	230,0	310,0
Kobalt	105	2	3,3	5,6	6,8
Kupfer	126		187,5	700,6	1.432,0
Mangan	61		134,0	275,6	378,7
Nickel	120		40,0	76,0	130,0
Vanadium	106	1	6,7	10,9	18,0
Zinn	105	5	15,0	33,0	53,5

¹ Abfallschlüssel 19 12 10: grob aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen;
n_{ges.}: 161 Proben

² Perzentilberechnung mit interpolierten Werten

3.4.4 Anzahl von Analysendaten zur Ermittlung einer Abfallqualität

Für die Bestimmung von Abfallqualitäten aus Datensammlungen ist die Datenanzahl ein wichtiges Kriterium. Zu einem vorgegebenen Fehler ϵ [%] in Bezug auf einen Mittelwert kann in Abhängigkeit des Variationskoeffizienten einer Verteilung von Daten die erforderliche Datenanzahl bestimmt werden. Nach Uerkvitz [et al., 1997] liegen Variationskoeffizienten lognormalverteilter Messwertserien bei 80 %. Er berechnet daraus zur Begrenzung eines Stichprobenfehlers im geometrischen Mittelwert von 20 % eine

Probenanzahl von 200 Proben. Für das Zulassen eines Fehlers von 30 % bestimmt er 85 und für einen Fehler von 50 % immerhin noch 30 Proben.

Bei den Datensammlungen der hier betrachteten Abfälle ist es nicht sinnvoll, aus den berechneten Variationskoeffizienten Stichprobenanzahlen abzuleiten, da viele Faktoren wie Unsicherheiten aus der Herkunft der Daten, der Abfallzuordnung sowie der zeitlichen Entwicklung der Stoffe, Einfluss auf die Verteilungen der Analyseergebnisse haben. Dadurch liegen z. B. die berechneten Variationskoeffizienten für die Daten der Abfallschlüsselnummer 19 12 10 bei allen Parametern über 80 % und bei einzelnen weit darüber.

In der Abfallwirtschaft müssen trotz geringer Datengrundlage häufig Aussagen getroffen werden. Es muss aus o. g. Gründen dann jedoch beachtet werden, dass bei geringen Datenanzahlen auch nur unsichere Aussagen über die Abfallqualität getroffen werden können.

3.5 Ableitungen für die Qualitätssicherung von Sekundärbrennstoffen

Mit dem Instrument der Qualitätssicherung soll die Aufbereitung von Sekundärbrennstoffen sowie deren energetische Verwertung transparenter werden.

Die Analytik von Sekundärbrennstoffen spielt im Rahmen der Qualitätssicherung eine entscheidende Rolle. Sie soll mit möglichst wenigen Unsicherheiten behaftet sein, muss aber auch wirtschaftlich vertretbar bleiben. Aufgrund der bisher beschriebenen Zusammenhänge können im Rahmen einer Methodik zur Qualitätssicherung nicht alle Unsicherheiten bei der Bestimmung sowie Auswertung und Bewertung von Schwermetallen in Abfällen ausgeschlossen werden. Es können aber Übereinkünfte getroffen werden, um eine Vergleichbarkeit von Analysendaten und eine möglichst gleichbleibende kontinuierliche Sicherung der Sekundärbrennstoffqualität durch Analytik zu erreichen. Im Folgenden werden Grundelemente für eine Qualitätssicherung von Sekundärbrennstoffen z. B. in Aufbereitungsanlagen vorgeschlagen und begründet. Diese Elemente sind im Rahmen der Erarbeitung des Gütezeichens Sekundärbrennstoffe, RAL-GZ 724, konkretisiert worden [Flamme et al., 2001c]. Die dort festgelegten Randbedingungen werden daher mit aufgeführt.

3.5.1 Probenahme

Im Inputbereich einer Anlage kann aufgrund der Inhomogenität des Abfalls eine repräsentative Probenahme nicht gewährleistet werden. Eine Inputanalyse stellt daher nur eine Momentaufnahme dar und kann zur Bewertung eines Abfalls nicht herangezogen werden. Bei Stoffbilanzierungen in Aufbereitungs- oder Verwertungsanlagen wird aus diesem Grund auf eine Beprobung des Inputmaterials verzichtet und über die einzelnen Outputgüter die Stoffströme berechnet (indirektes Verfahren vgl. Kap. 4.2 ff). Diese Methode wird z. B. auch angewandt, um die stoffliche Zusammensetzung des Abfalls in Müllverbrennungsanlagen zu bestimmen [z. B. Morf, 2001].

Im Outputbereich einer Anlage ist eine Beprobung z. B. direkt vom Band besser möglich, da im Rahmen der Aufbereitung durch Zerkleinerungs- und Sortiervorgänge der Abfall weiter homogenisiert wurde. Um Zeiträume abbilden zu können, sollten in regelmäßigen Abständen (mengenabhängig) Einzelproben gezogen werden. Diese werden zu Mischproben einer festgelegten Größe vereinigt und auf ihre Inhaltsstoffe bestimmt.

▪ Umsetzung der Probenahme im RAL-GZ 724

Eine kontinuierliche Beprobung des Outputstroms der Sekundärbrennstoffproduktionsanlage erfolgt alle 10 Mg bzw. alle 20 Mg (abhängig von der erzeugten Sekundärbrennstoffmenge der einzelnen Aufbereitungsanlage). Die Proben werden jeweils aus dem laufenden Strom vom Band gezogen. Die Einzelproben werden zu Mischproben vereinigt, die 250 (bzw. 500) Mg („250 bzw. 500 Mg - Mischproben“) Durchsatz durch die Anlage repräsentieren. Aus drei Mischproben wird eine Sammelprobe erstellt. In der Eigenüberwachung werden bei den Mischproben Kurzanalysen (ausgewählte Parameter) und bei den Sammelproben Vollanalysen (gesamter Parameterumfang) durchgeführt. Ein Teil der „250 bzw. 500 Mg - Mischproben“ aus der Eigenüberwachung werden als Proben für die Fremdüberwachung dem beauftragten Labor zugesandt und dort zunächst zurückgestellt.

In Bezug auf die Überwachung des Input wurde festgelegt, dass eine Dokumentation des in die Anlage gelangten Inputmaterials in Bezug auf die Abfallschlüssel, die Mengen und Deklarationsanalysen, vergleichbar den Aufzeichnung nach § 5 Entsorgungsfachbetriebsverordnung (Betriebstagebuch), erfolgt [BGS, 2001a].

3.5.2 Probenaufbereitung und Analytik

Neben der Probenahme ist im Rahmen der Qualitätssicherung für Sekundärbrennstoffe ebenfalls die Probenaufbereitung mit der zu erreichenden Endkorngröße für die Analysenprobe, der Aufschluss sowie die mindestens zu erreichende Bestimmungsgrenze festzulegen.

Untersuchungen haben gezeigt, dass in Abwägung von Aufwand und Nutzen eine Korngröße der Analysenprobe von 1 mm ausreichend ist (Kap. 3.3.3.2). Die Probenvorbereitung erfolgt stufenweise mit systematischer Probenteilung in Zwischenschritten (Kap. 3.3.1).

Als Aufschlussverfahren wird ein Druckaufschluss empfohlen, da vor allem Kunststoffe mit einem offenen Königswasseraufschluss schwer in Lösung zu bringen sind. Eine Aufschlussmethode, die unabhängig von der Zusammensetzung des Abfalls eine vollständige Lösung des Materials gewährleistet und noch gut handhabbar ist, gibt es zurzeit nicht. Die beiden im Rahmen eines Ringtestes verglichenen Aufschlüsse zeigen beide Mängel, indem sie Minderbefunde bei einzelnen Parametern liefern (Kap. 3.3.3.1). Der Druckaufschluss mit Salpetersäure zeigt deutlichere Minderbefunde bei Antimon und Zinn, als der Druckaufschluss mit Königswasser bei Cadmium. Daher sollte als Übereinkunft der Druckaufschluss mit Königswasser für die Bestimmung von Schwermetallen festgelegt werden. Für diese Methode spricht auch, dass z. B. durch die Erhöhung des PET-Anteils im Abfall der Stoff Antimon eine größere Bedeutung bekommt.

Im Hinblick auf die spätere Auswertung von Analysendaten ist es notwendig, eine Mindestbestimmungsgrenze je Parameter festzulegen. Dadurch ergeben sich indirekt auch geeignete und weniger geeignete Analysenverfahren. Andere Vorgehensweisen für die Bestimmung von Schwermetallen als die festgelegten können dann angewandt werden, wenn deren Gleichwertigkeit nachgewiesen wurde.

▪ Umsetzung der Probenaufbereitung und Analytik im RAL-GZ 724

Kann die Mischprobe nicht durch automatische Probenteilung bei der weiteren Aufbereitung (z. B. Lochblech) eingeeengt werden, wird die jeweilige Mischprobe durch Vierteln über Probenkreuz bis zur Vorlage der gewünschten Probenmenge von 20 l eingeeengt. Die Hälfte (10 l) dieser Probe wird als Laboratoriumsprobe versandt, dafür wurden Randbedingungen festgelegt. Die andere Hälfte wird als Rückstellprobe gelagert [BGS, 2001b].

Die weitere Probenaufbereitung erfolgt im Originalzustand der Laborprobe. Das gesamte für die Untersuchung bereitgestellte Material der Laborprobe (10 l) wird zur weiteren Homogenisierung im Labor auf ca. 30 mm vorzerkleinert. Sind in Ausnahmefällen Störstoffe enthalten, die den nachfolgenden Zerkleinerungsprozess stören (FE-Metalle, Glas und Steine) sind diese nach der Vorzerkleinerung zu entfernen. Die Entfernung von einzelnen Teilen ist massenmäßig, fotografisch und qualitativ zu dokumentieren. Anschließend ist die Probe durch systematische Teilung (z. B. Probenviertelung, Lochblech) auf 1 l einzuengen und ggf. mehrstufig auf ca. < 1 mm Endkorngröße zu zerkleinern. Bei mehrstufiger Aufbereitung ist eine weitere systematische Probenteilung zulässig. Um eine vollständige Zerkleinerung auch zäher Bestandteile zu erreichen, ist das Probenmaterial je nach Zusammensetzung und Konsistenz zu verspröden (z. B. mit Stickstoff oder Trockeneis).

Eine möglichst homogene Probemenge von ca. 200 ml mit einer Korngröße von ca. < 1 mm zu erzeugen, ist das Ziel der Probenaufbereitung. Von dem zerkleinerten Material werden 100 ml in PE-Flaschen abgefüllt, die andere Hälfte dient als Rückstellprobe und verbleibt im Labor.

Ein Aufschluss für die Bestimmung der Schwermetalle im Rahmen des RAL-GZ 724 wurde durch den Güteausschuss noch nicht abschließend festgelegt. Es stehen noch der Druckaufschluss mit Königswasser sowie mit Salpetersäure zur Diskussion. Die Vorgehensweisen bei beiden Aufschlüssen sind festgelegt. Weiter wurden für die Bestimmung der Schwermetalle mindestens erreichbare Bestimmungsgrenzen festgelegt und mögliche Analysenverfahren angegeben [BGS, 2001b].

3.5.3 Bewertung der Analysenergebnisse

Die Ergebnisse des Ringtests der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe haben gezeigt, dass selbst bei festgelegten Regelungen zu Probenaufbereitung und Analytik aufgrund der Inhomogenität der festen Abfälle noch mit größeren Streubreiten zu rechnen ist. Daher sollten im Rahmen einer Qualitätssicherung keine einzelnen Analysen sondern Datenkollektive bewertet werden. Bisher ist eine derartige Regelung im Abfallbereich nur ansatzweise etabliert.

Nach § 5 (2) AbfAbIV z. B. sind Kontrollanalysen durchzuführen soweit sich bei der Sichtkontrolle ergibt, dass die Anforderungen an die Beschaffenheit der Abfälle für die Ablagerung nicht eingehalten werden. Gem. Anhang 4 gilt die Einhaltung der Zuordnungswerte als noch gegeben, wenn die ermittelten Werte gewisse Abweichungen von diesen nicht überschreiten (Ziff. 3.1 des Anhangs 4). In Ziff. 3.3 wird zusätzlich gere-

gelt, dass die nach § 5 (6) AbfAbIV nachzuweisende Einhaltung der dort genannten Zuordnungswerte der regelmäßigen Abfalluntersuchungen noch gegeben ist, wenn das 80. Perzentil des jeweiligen Parameters den Zuordnungswert nach Nr. 3.1 oder 3.2 nicht überschreitet und der Median aller Messwerte der letzten zwölf Monate den entsprechenden Zuordnungswert nach Anhang 1 oder 2 eingehalten hat.

Im Abwasserbereich gelten gem. § 6 der Abwasserverordnung (AbwV [Anonymus, 2001h]) die gestellten Anforderungen noch als eingehalten, wenn von fünf Fällen vier den jeweils maßgeblichen Wert nicht überschreiten („vier-von-fünf-Regel“) und kein Ergebnis den Wert um mehr als 100 % überschreitet.

▪ **Umsetzung der Bewertung der Analysenergebnisse im RAL-GZ 724**

Im Rahmen der Festlegung der Fremdüberwachung beim RAL-GZ 724 wurden Überwachungsintervalle in Abhängigkeit der erzeugten Menge Sekundärbrennstoff festgelegt (vgl. Tab. 3.5-1). Innerhalb dieses Intervalls werden mindestens 20 Mischproben (der Fremdüberwacher zieht unabhängig davon selbst drei Proben an drei verschiedenen Tagen) erzeugt, die zunächst in dem beauftragten Fremdüberwachungslabor zurückgestellt werden.

Tab. 3.5-1: Intervalle für die Fremdüberwachung [BGS, 2001a]

Erzeugte Sekundärbrennstoffmenge (in Mg/a)	Anzahl der Überwachungsintervalle/a
< 30.000	zwei
30.000 < 40.000	drei
40.000 < 60.000	vier
≥ 60.000	sechs

Die Beurteilung der Sekundärbrennstoffqualität erfolgt in zwei Stufen. In der ersten Stufe werden vom Fremdüberwachungslabor die drei Proben des Fremdüberwachers sowie sieben aus den rückgestellten Proben ausgewählt und analysiert. Dabei dürfen die Medianwerte der Analysenergebnisse der zehn Proben die in den Güte- und Prüfbestimmungen der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe e. V. festgelegten Medianwerte nicht überschreiten, und acht der zehn Proben (Anwendung der „vier-von-fünf-Regel“) dürfen das festgelegte „80. Perzentil“ nicht überschreiten. Eine zweite Stufe schließt sich an, soweit in der ersten Stufe die Richtwerte nicht eingehalten werden konnten. Es werden dann weitere zehn Proben analysiert und die Auswertung erfolgt nach dem o. g. Auswerteverfahren über 20 Proben.

Es wurde die Festlegung der „vier-von-fünf-Regel“ für den oberen Konzentrationsbereich der Festlegung eines 90. Perzentils vorgezogen, da die Streubreiten, die bei der Abfallanalytik durch Beprobung von nicht repräsentativen Teilproben auftreten, bei der Betrachtung einer geringen Anzahl von Daten sehr groß sein können (vgl. Abb. 3.5-1). Aus dem Grund wurde auch die 100 % - Überschreitungsregel der Abwasserverordnung hier nicht festgelegt. Beim Abwasser handelt es sich im Gegensatz zum heterogenen Abfall um eine wesentlich homogenes Medium.

Das System zur Qualitätssicherung des RAL-GZ 724 berücksichtigt zeitliche Verläufe. So kann durch Betrachtung der gemessenen Analysenergebnisse über eine Zeitachse auch kontrolliert werden, ob es sich bei gemessenen hohen Konzentrationen um zufällige Streuungen handelt oder ob systematische Überschreitungen vorliegen.

3.5.4 Bestimmung von Richtwerten

Richtwerte können grundsätzlich auf zwei Arten gebildet werden:

- durch Rückrechnung vom Grenzwert für die Umweltverträglichkeit
- vom Material selbst her.

Für den Einsatz von Sekundärbrennstoffen in der Zementindustrie hat Winkler [1995] aus den Grenzwerten der TA Luft zurückgerechnet und so Richtwerte abgeleitet. Diese Werte sind sehr hoch und haben keine Akzeptanz erlangt. Ebenso wenig wurde bisher akzeptiert, aus den Grenzwerten der 17. BImSchV Richtwerte für den Sekundärbrennstoffeinsatz zu bilden, da Schwermetallgehalte im System minimiert werden sollen.

Richtwerte für Sekundärbrennstoffe können auch vom Material selbst unter Beachtung der Anwendung des Standes der Technik bei der Aufbereitung festgelegt werden. Im Rahmen der o. g. Bewertung von Datenkollektiven sind entsprechende Richtwerte mit Hilfe des Medians und des 80. Perzentils zu definieren. Diese Vorgehensweise wurde bei der Ermittlung der Richtwerte der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe e. V. [Flamme et al., 2001b] gewählt.

▪ Bestimmung von Richtwerten im RAL-GZ 724

Bei der Bestimmung der Richtwerte des RAL GZ 724 wurden die Schwankungsbreiten der Sekundärbrennstoffanalysen bei der Auswertung einer geringen Probenanzahl berücksichtigt. Die Abbildung 3.4-5 zeigt, in welcher Bandbreite sich das Konfidenzintervall des Medians gebildet über zehn bis 158 Messwerte für Quecksilber bei den

Sekundärbrennstoffen aus heizwertreichen Fraktionen der Siedlungsabfälle bewegt. Um diese Bandbreite zu ermitteln, wurden aus dem gesamten vorliegenden Datenkollektiv 200 mal zufällig zehn, elf, 12 ... 158 Proben ausgewählt und von diesen jeweils der Median, dessen 95 % - Konfidenzintervall und die in den jeweiligen 200 zufälligen Prüfungen gefundenen Minimal- und Maximalwerte des Medians bestimmt.

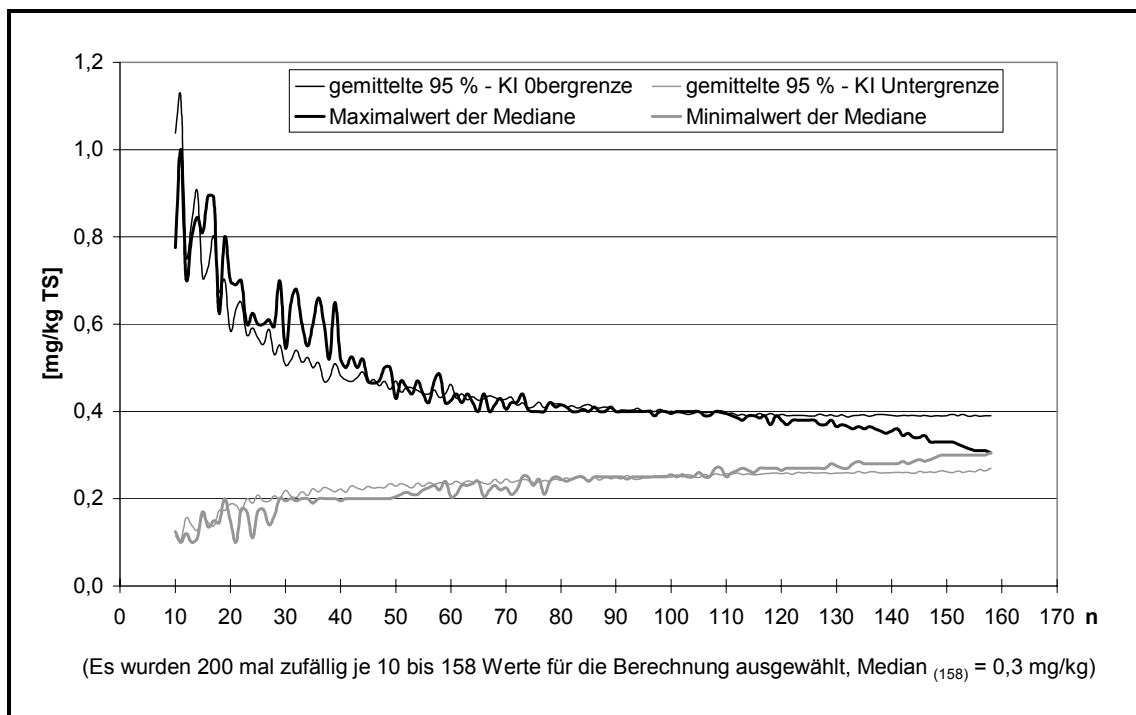


Abb. 3.5-1: Darstellung der minimalen und maximalen empirisch bestimmten Medianwerte sowie des zugehörigen 95 % - Konfidenzintervalls für Quecksilber über unterschiedliche Probenanzahlen für Sekundärbrennstoffe aus heizwertreichen Fraktionen der Siedlungsabfälle

Während bei zehn Werten die errechneten Mediane für Quecksilber zwischen 0,1 und 1,0 mg/kg TS streuen, liegt der über die Gesamtanzahl bestimmte Median bei 0,3 mg/kg TS.

Für die Festlegung der Richtwerte des RAL-GZ 724 wurden zunächst Analysendaten von Sekundärbrennstoffen (ca. 850 Datensätze), die nach dem derzeitigen Stand der Technik hergestellt wurden, z. B. aus schon bestehenden Qualitätssicherungen einzelner Aufbereitungs- sowie Verwertungsanlagen, zusammengestellt. Die Richtwerte wurden mittels eines erstellten Programms unter Beachtung des festgelegten Auswerteverfahrens mit der entsprechenden Anzahl der Analysen innerhalb eines Beprobungsintervalls über zufällig gezogene Analysenwerte hergeleitet (Richtwerte vgl. Tab. 2.2-1).

Es wurde mit den ermittelten Richtwerten eine Emissionsabschätzung im Abfallteilstrom gegenüber der 17. BImSchV durchgeführt. Aus der Anwendung der Stoffflussanalyse zur Abschätzung der durch den Abfall verursachten Emissionen gegenüber der 17. BImSchV ist bekannt, dass sich lediglich eine Eingrenzung des Quecksilbergehaltes ergibt (vgl. Kap. 5). Auch beim Zugrundelegen des ermittelten Richtwertes für Quecksilber wurde der Emissionsgrenzwert unterschritten. Bei der Anwendung der Stoffflussanalyse werden jedoch i. A. keine Richtwerte, sondern die tatsächlichen niedrigeren Stoffwerte eingesetzt [Friedrich et al., 2001c].

4 Einfluss der Aufbereitungstechnik auf die Inhaltsstoffe in Sekundärbrennstoffen aus ausgewählten Abfällen

4.1 Sekundärbrennstoffproduktion

Zur Gewinnung von Sekundärbrennstoffen aus festen Abfällen ist i. d. R. eine mechanische Aufbereitung der Abfälle erforderlich, um einen Brennstoff zu konfektionieren, der in industriellen Anlagen energetisch genutzt werden kann. Die Erzeugung heizwertreicher Fraktionen aus gemischten Siedlungsabfällen muss aufgrund der notwendigen Aufbereitungsschritte zur Abtrennung heizwertarmer Bestandteile aufwändiger gestaltet werden als die Aufbereitung (ausgewählter) homogenerer produktionspezifischer Abfallfraktionen. Neben den eingesetzten Abfallarten ist das Aufbereitungsziel für die Auslegung der Aufbereitungstechnik von maßgeblicher Bedeutung. Es wird dabei unterschieden, ob aus den Abfällen

- zunächst eine nur grob aufbereitete heizwertreiche Fraktion, die einer weitergehenden Aufbereitung bedarf, oder
- ein endkonfektionierter Sekundärbrennstoff mit definierten Eigenschaften hergestellt werden soll.

Das generelle Ziel der Aufbereitung von Abfällen zu Sekundärbrennstoffen besteht darin, aus einem mehr oder weniger heterogen zusammengesetzten Abfall mit unterschiedlicher Korngröße einen homogeneren, von Störstoffen weitgehend befreiten und schadstoffreduzierten Brennstoff mit höherem Heizwert zu erzeugen.

Zum grundlegenden Aufbau einer mechanischen Aufbereitungsanlage zur Sekundärbrennstoffherstellung gehört zunächst der Annahmebereich. In diesem Bereich verfügen die Anlagen - unabhängig vom Inputmaterial - i. d. R. über eine Eingangskontrolle, eine Mengenerfassung sowie eine Vorsortierung mittels Radlader, Polypgreifer oder Bagger. Welche Aggregate für die mechanische Aufbereitung konkret zum Einsatz kommen, ist sowohl vom jeweiligen Inputmaterial der Anlage als auch vom Verwertungsweg des Sekundärbrennstoffs abhängig. Als Grundoperationen eines derartigen mechanischen Abfallaufbereitungsprozesses sind zu nennen:

- Zerkleinerung
- Klassierung
- Sortierung und
- Konfektionierung.

Die „Klassierung“ umfasst hierbei die Verfahren Siebklassierung und Stromklassierung (Windsichtung), die „Sortierung“ unterteilt sich in die Verfahren Klaubung und Metall-

scheidung. Weitere Sortierschritte können bei Bedarf über die Nahinfrarot-Spektroskopie (NIR) erfolgen. Diese Aggregate werden derzeit beispielsweise eingesetzt, um PVC-Materialien abzutrennen.

Bei der Aufbereitung von voraufbereiteten oder produktionsspezifischen Abfällen kann z. B. aufgrund von definierteren Fraktionen auf einzelne Klassier- oder Sortierschritte vollständig oder teilweise verzichtet werden. Für die Zwischenlagerung der erzeugten Sekundärbrennstoffe nach der mechanischen Aufbereitung sollten ausreichende Lagerkapazitäten zur Verfügung stehen, um Stillstandszeiten der Aufbereitungs- oder Verwertungsanlage überbrücken zu können.

Im folgenden Kapitel wird anhand von Untersuchungen in einer ausgewählten Sekundärbrennstoffproduktionsanlage der Einfluss der Aufbereitungstechnik auf Abfälle unterschiedlicher Zusammensetzung dargestellt. Ziel dieser Untersuchungen war es, Bilanzen für die im Rahmen der Arbeit betrachteten Schwermetalle zu erstellen und dabei den Verbleib dieser Stoffe zu verfolgen.

4.2 Stoffstrombilanzierung in einer Aufbereitungsanlage

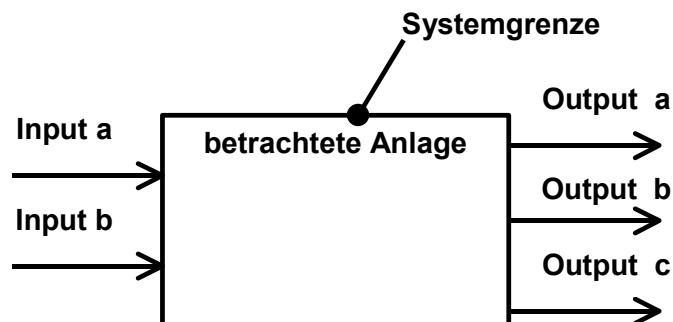
4.2.1 Methode der Stoffflussanalyse allgemein

Grundlagen zur Beurteilung von Systemen mit Hilfe von Bilanzierungsmodellen wurden von Baccini und Brunner aufgestellt [1991]. Sie entwickelten die Stoffflussanalyse (SFA) als ein Modell, mit dem alle Stoffein- und -austräge in exakt definierten Systemen bestimmt und verfolgt werden können. Fortgeführt wurden diese Arbeiten von Rechberger [1999], der die Stoffkonzentrierungseffizienz diesem Modell hinzufügte. Die im Rahmen der Stoffflussanalyse verwendete Nomenklatur ist in der folgenden Tabelle 4.2-1 zusammenfassend dargelegt.

Tab. 4.2-1: Nomenklatur zu Bilanzierungsmodellen [nach Rechberger, 1999]

Begriff	Erläuterung
Prozess	konkrete verfahrenstechnische Anlage (z. B. Abfallbehandlungsanlage, Produktionsanlage)
System	z. B. Kombination technischer Verfahrensprozesse einschließlich der räumlichen und zeitlichen Systemgrenzen
Inputgüter	Abfälle, sonstige Betriebsmittel und Einsatzstoffe
Outputgüter	Produkte/Erzeugnisse, Emissionen und ggf. Abfälle.
Stoffe	chemische Elemente, wie z. B. Cadmium, Quecksilber, Chrom oder Verbindungen wie z. B. HCl oder HF
Transferfaktor (syn. Transferkoeffizient)	Quotient aus dem Stofffluss im betreffenden Outputgut und jenem im Inputgut, prozessspezifische Kenngröße und von der Betriebsweise der jeweiligen Anlage abhängig.
Stoffkonzentrierungseffizienz	Ausmaß der Konzentration eines anorganischen Stoffes zu einem hohen Prozentsatz in einem Outputgut mit geringer Masse

Für die Anwendung einer Stoffflussanalyse sind zunächst das Untersuchungsziel, die zugehörigen Systemgrenzen sowie die relevanten Input- und Outputgüter für eine Maßnahme zu definieren. In der Abbildung 4.2-1 ist ein abstrahiertes Modell einer Stoffflussanalyse dargestellt.

**Abb. 4.2-1:** Abstrahiertes Modell einer Stoffflussanalyse

Rechengrößen im Rahmen der Bilanzierung stellen die Transferfaktoren für das betrachtete System dar. Diese geben Auskunft darüber, welcher Teil des Inputguts in einem Prozess oder einem System in ein bestimmtes Outputgut gelangt. Er errechnet sich aus dem Verhältnis des Inputmassenstroms zum jeweiligen Outputmassenstrom. Der Transferfaktor ist dimensionslos und die Summe aller Transferfaktoren eines Stoffes muss 1 ergeben [Fehring et al., 1999].

4.2.2 Methodisches Vorgehen in einer Aufbereitungsanlage

Als Instrument für die Beschreibung und Beurteilung der Stoffströme in Sekundärbrennstoffproduktionsanlagen kann das Instrument der Stoffflussanalyse angewandt werden. Im Rahmen der Bilanzierung werden die Massenflüsse, die in das System (Aufbereitungsanlage) ein- bzw. aus diesem austreten, quantitativ erfasst, z. B. als Fracht eines Stoffes „X“ in der Einheit „Menge je Zeiteinheit“. Im Einzelnen sind folgende Untersuchungsschritte durchzuführen:

- **Bestimmung der Massenflüsse (Massenbilanzierung):**

Die Bilanzierung der Massenflüsse erfolgt anhand der im Rahmen der Aufbereitungsversuche durch Verwiegung ermittelten Mengen der einzelnen Outputgüter. Die für die weiteren Berechnungen zugrundegelegte Gesamtinputmenge der Anlage ergibt sich aufgrund der Massenerhaltung als Summe der Massen der Outputgüter.

$$m_{\text{Inputgut}} = \sum m_{\text{Outputgut}} \quad (7)$$

mit: m_{Inputgut} = Masse im Anlageninput
 $m_{\text{Outputgut}}$ = Masse der einzelnen Outputgüter

Als Vergleichsgröße bzw. zur Plausibilitätsprüfung wird zusätzlich die Inputmenge verwogen.

- **Ermittlung der Stoffkonzentrationen:**

Zur Ermittlung der Stoffkonzentrationen werden aus den Outputgütern und aus dem Inputgut der Anlage repräsentative Proben entnommen und auf ausgewählte Parameter analysiert. Da durch eine weitere Aufbereitung des Inputmaterials davon ausgegangen werden kann, dass die einzelnen Outputfraktionen sich homogener als das Inputmaterial verhalten, dient die Beprobung im Inputmaterial hier ebenfalls nur als Vergleichsgröße bei der weiteren Bilanzierung.

▪ **Berechnung der Stoffflüsse:**

Anhand der ermittelten Massenströme und der Ergebnisse der Analytik werden die Stofffrachten F in den einzelnen Outputgütern gemäß folgender Gleichung berechnet.

$$F = \dot{m} \cdot c \quad (8)$$

mit: F = Stofffracht im betrachteten Outputgut
 \dot{m} = Massenstrom (TS) des betrachteten Outputgutes
 c = Stoffkonzentration (TS) im betrachteten Outputgut

Darauf aufbauend lassen sich die Frachten im Anlageninput als Summe der einzelnen Outputfrachten ermitteln:

$$F_{\text{Inputgut}} = \sum F_{\text{Outputgut}} \quad (9)$$

mit: F_{Inputgut} = Fracht im Anlageninput
 $F_{\text{Outputgut}}$ = Fracht in den einzelnen Outputgütern

Über die Inputfracht und den Inputmassenstrom kann die mittlere Stoffkonzentration des Inputguts berechnet werden.

▪ **Stoffstrombilanzierung:**

Die ermittelten Daten dienen als Basis für die Festlegung von Transferfaktoren (TF) für die Aufbereitungsanlage, mit denen dann ggf. Stoffstrombilanzen für weitere Abfälle erstellt werden können. Die Transferfaktoren beschreiben die Mengenverteilung der Stofffrachten des Inputguts auf die einzelnen Outputgüter. Die Berechnung für die einzelnen Fraktionen erfolgt hier jeweils nach der Gleichung:

$$TF = \frac{F_{\text{Outputgut}}}{F_{\text{Inputgut}}} \quad (10)$$

mit: TF = Transferfaktor
 $F_{\text{Outputgut}}$ = Fracht in dem einzelnen Outputgut
 F_{Inputgut} = Fracht im Inputgut

Aufbauend auf diesen Berechnungen werden An- und Abreicherungs-faktoren für die untersuchten Stoffe ermittelt (nach [Schachermayer et al., 1998]). Sie geben an, in welchem Maß ein Parameter in einer Fraktion gegenüber der Konzentration im Inputgut an- bzw. abgereichert wird und können sowohl massen- als auch energiebezogen

dargestellt werden. Bezogen auf die Massenströme der betrachteten Fraktionen gilt hier folgende Definition:

$$AF = \frac{C_{m, \text{ Outputgut}}}{C_{m, \text{ Inputgut}}} - 1 \quad (11)$$

mit: AF = An- / Abreicherungsfaktor
 $C_{m, \text{ Outputgut}}$ = massenbezogene Stoffkonzentration (TS) im Outputgut
 $C_{m, \text{ Inputgut}}$ = massenbezogene Stoffkonzentration (TS) im Inputgut

Analog hierzu ergibt sich für die energiebezogene An- / Abreicherung folgende Definition:

$$AF = \frac{C_{e, \text{ Outputgut}}}{C_{e, \text{ Inputgut}}} - 1$$

wobei $C_e = \frac{C_m}{H_{u \text{ wf}}}$ für den jeweiligen Stoffstrom gilt (12)

mit: C_e = energiebezogene Stoffkonzentration im betrachteten Gut
 C_m = massenbezogene Stoffkonzentration (TS) im betrachteten Gut
 $H_{u \text{ wf}}$ = Heizwert des betrachteten Guts (wasserfrei), nach DIN 51900

Insgesamt ergibt sich für die An-/Abreicherung folgende Fallunterscheidung:

$AF > 0 \Rightarrow$ Anreicherung des betrachteten Parameters im Vergleich zum Inputgut

$AF < 0 \Rightarrow$ Abreicherung des betrachteten Parameters im Vergleich zum Inputgut

$AF = 0 \Rightarrow$ keine Veränderung im Vergleich zum Inputgut

4.2.3 Durchführung von Versuchen in einer Aufbereitungsanlage

Aufbauend auf den in Kapitel 4.2.2 dargestellten methodischen Grundlagen wurde ein Untersuchungskonzept für die Sekundärbrennstoffproduktionsanlage erarbeitet. Betrachtet werden hierbei im Wesentlichen die Aspekte

- vorhandene Aufbereitungstechnik
- Probenahme bei den relevanten Stoffströmen sowie
- die zugehörige Schwermetallanalytik.

Es wurden drei getrennte Versuche mit Spuckstoffen, Gemischten Verpackungen sowie einer grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktion aus Siedlungsabfällen durchgeführt. Bei der letztgenannten Fraktion handelte es sich überwiegend um vorbehandelte Fraktionen aus Hausmüll (Leichtfraktion nach Windsichtung, Fraktion nach

Ballistischem Separator) und Gewerbeabfall (teilweise nach Ballistischem Separator, teilweise nach NIR-Spektrometer).

4.2.3.1 Beschreibung der Aufbereitungstechnik

Die Vor-Ort-Untersuchungen wurden in Abhängigkeit der vorhandenen Anlagentechnik konzipiert. Die einzelnen Verfahrensschritte sowie die zum Einsatz kommenden Aggregate sind in der nachfolgenden Tabelle kurz dargestellt.

Tab. 4.2-2: Beschreibung der Anlagentechnik der Sekundärbrennstoffproduktion

Aufbereitungsschritt	Eingesetztes Aggregat	Anmerkungen
Vorzerkleinerung	Rotorschere	
Windsichtung	Querstromsichter	
Nachzerkleinerung	Granulatoren (Schneidmühlen)	mit Sieb ausgestattet, \varnothing -Korngröße < 80 mm
Kunststofferkennung ¹	Nahinfrarot-Spektrometer	für chlorhaltige Kunststoffe (z. B. PVC)
Fe-Metallscheidung (zweistufig)	Überbandmagnet Trommelmagnet	
NE-Metallscheidung	Wirbelstromscheider	
Konfektionierung (Pelletierung)	Ringmatrizenpresse	\varnothing -Korngröße < 10 mm

¹ nur versuchsweise (nicht optimiert) bei der Untersuchung mit grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen

Ein Grundfließbild der Aufbereitungsanlage einschließlich der in die Bilanzierungen eingegangenen Outputgüter ist in Kap. 4.2.3.2, Abb. 4.2-2 dargestellt.

4.2.3.2 Probenahme, Probenaufbereitung und Analytik

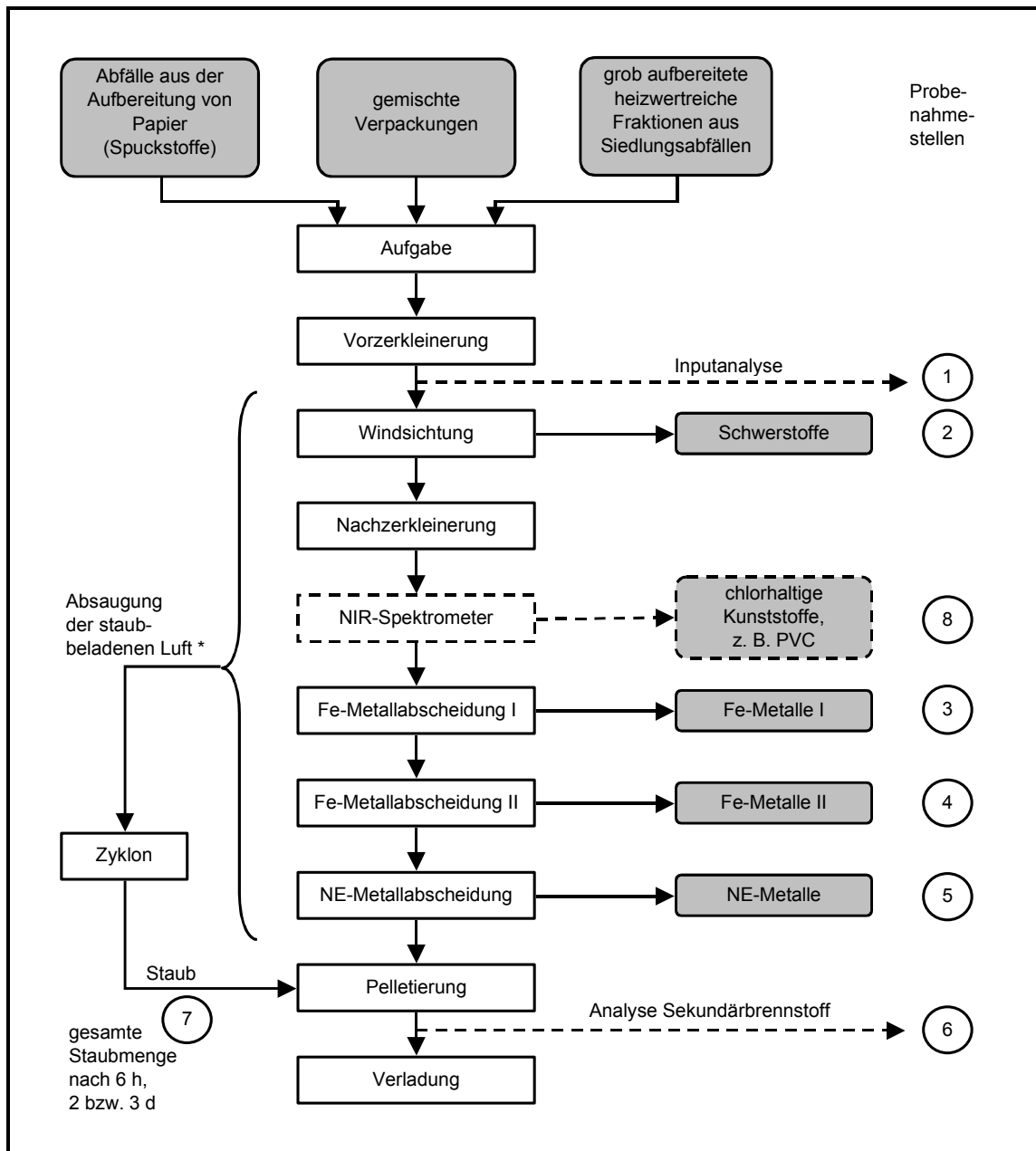
Als Grundlage für die spätere Bilanzierung der Massenströme wurden sowohl das gesamte im Versuchszeitraum durchgesetzte Inputmaterial als auch alle daraus erzeugten Outputgüter aus der Aufbereitungsanlage verwogen. Vor der jeweils ersten Beprobung der in Abb. 4.2-2 dargestellten Fraktionen ① - ⑦ (⑧) wurde die Aufbereitungsanlage an jedem Untersuchungstag zunächst ca. 30 Minuten mit dem entsprechenden Material eingefahren. Für die Beprobung der einzelnen Fraktionen wurden aufgrund der in Kapitel 3 angeführten Unsicherheiten der Probenahme aus inhomogenen Abfällen für die hier beschriebenen Versuche folgende Festlegungen getroffen:

- die Beprobung der einzelnen Güter erfolgt jeweils über einen Zeitraum von 6 h
- es werden alle $\frac{1}{2}$ h Einzelproben je Gut von ca. 20 l entnommen
- bei der Entnahme der Proben ist zu beachten, dass der gesamte Gutstrom (d. h. beispielsweise die gesamte Breite des Förderbandes) in die Probenahme einbezogen wird
- aus den Einzelproben werden Tagesmischproben je Gut hergestellt (ca. 240 l).

Das beschriebene Vorgehen ermöglicht die Abbildung der Stoffflüsse eines ganzen Versuchstages. Zur besseren Reproduzierbarkeit der Ergebnisse wurden die Untersuchungen je Abfallart an zwei bzw. drei aufeinanderfolgenden Tagen wiederholt. Auf der Basis der genannten Faktoren ergab sich das in Abbildung 4.2-2 dargestellte Probenahmeschema. Der Ablauf der Probenahme ist in der Tabelle 4.2-3 zusammenfassend dargestellt.

Die gezogenen Einzelproben je Fraktion wurden am Ende jedes Versuchstages zu entsprechenden Tagesmischproben zusammengefasst. Die Mischproben wurden mittels mehrmaliger Homogenisierung und mehrmaliger Probenviertelung auf je eine 10 l Labor- und eine 10 l Rückstellprobe verjüngt. Bei den Staubproben von ca. 30 g je Versuchstag wurde aufgrund der geringen Menge auf die Teilung in zwei Proben verzichtet. Im Rahmen der chemischen Analytik wurden neben den im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Schwermetalle zusätzlich die Heizwerte und Wassergehalte bestimmt.

Bei der Schwermetallanalytik wurde besonderer Wert darauf gelegt, dass alle Metalle mit aufgeschlossen wurden und somit in die quantitative Bestimmung der einzelnen Stoffe einbezogen werden konnten. Die einzelnen Proben wurden dazu in die Fraktionen Fe-, NE-Metalle und den Rest sortiert. Der Rest wurde klassisch mittels Mühlen aufbereitet und die Metalle getrennt aufgeschlossen [UVE, 2001]. Die Berücksichtigung der Metalle in der Analysenprobe stellt einen Unterschied zu dem üblicherweise praktizierten Vorgehen bei der Analytik von Abfällen dar. Die Analysenergebnisse (im Anhang 2 dargestellt) beschreiben demnach das Stoffinventar des Probenmaterials inklusive der Metallanteile, so dass die Bilanzierung der Stoffströme in der Anlage weitgehend vollständig erfolgen konnte. In die Bilanzierung gingen Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze als halbe Bestimmungsgrenze ein.



* = die Absaugung erfolgt an folgenden Anlagenpunkten: Windsichtung, Nachzerkleinerung, NE-Metallscheidung sowie sämtlichen Bandübergabestellen

die Probenahmestelle 8 war nur versuchsweise bei der Untersuchung mit grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen eingerichtet

Abb. 4.2-2: Für die Stoffstrombilanz festgelegtes Probenahmeschema

Tab. 4.2-3: Ablauf der Probenahme während der Aufbereitungsversuche

Fraktionen	Probenmenge (alle ½ h)	Entnahmestelle	Anmerkung
Input	20 l	vom laufenden Band über die gesamte Bandbreite	
Schwerstoffe	20 l	aus fallendem Abfallstrom	
chlorhaltige Kunststoffe (z. B. PVC) ¹	3 x ca. 50 l ²	nur bei Containerwechsel aus Gesamtmaterial möglich, da Material aus dem Gutstrom ausgeblasen wurde	¹ nur versuchsweise bei der Untersuchung mit grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen (nicht optimiert) ² über gesamten Probenahmezeitraum/d
Fe-Metalle I	10 l ³	aus fallendem Abfallstrom	³ da relativ homogenes Material
Fe-Metalle II	20 l	aus fallendem Abfallstrom	
NE-Metalle	Spuckstoffe, grob aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen: je 10 l ⁴	aus fallendem Abfallstrom	⁴ Probenmenge wurde reduziert, da im Input kaum NE -Metalle enthalten
	Gemischte Verpackungen: je 20 l		
Sekundärbrennstoff	20 l	vom laufenden Band über die gesamte Bandbreite	
Staub	gesamte Staubmenge eines Tages (jeweils ca. 30 g) ⁵	nach Beendigung der Probenahmen wurde die angefallene Staubmenge an einer Stelle entnommen	⁵ bei den Untersuchungen mit Spuckstoffen sowie Gemischten Verpackungen

4.3 Darstellung des Einflusses der Aufbereitungstechnik am Beispiel der untersuchten Abfälle

Die Darstellung der Ergebnisse zur Stoffstrombilanzierung aus den Aufbereitungsversuchsreihen erfolgt getrennt nach den untersuchten Abfallarten. Zunächst werden die Ergebnisse der Massenbilanzierung diskutiert. Als Grundlage für die spätere Berechnung der Stoffbilanzen dienen die Massenströme bezogen auf die Trockensubstanz.

Im Rahmen der weiteren Stoffbilanzierung wird der Verbleib der untersuchten Parameter in den Outputgütern mit Hilfe von Transferfaktoren dargestellt. Zunächst werden einige Parameter mit variierender Verteilung an den aufeinanderfolgenden Untersuchungstagen ausgewählt. Die weitere Diskussion erfolgt an den gemittelten Transferfaktoren über den gesamten Untersuchungszeitraum. Eine weitere statistische Aufbereitung der Ergebnisse (Standardabweichung, Fehlerrechnung) wird vor dem Hintergrund der geringen Datenanzahl als nicht sinnvoll erachtet.

Um darzustellen, in welchen Outputgütern die Elemente im Vergleich zur Zusammensetzung des Inputmaterials an- / abgereichert werden, werden entsprechende mittlere An- / Abreicherungs-faktoren errechnet. Diese Faktoren sind vor allem für den Sekundärbrennstoff interessant, da anhand derer beurteilt werden kann, welchen Einfluss die Aufbereitungstechnik auf die Qualität des erzeugten Sekundärbrennstoffs (massen- oder energiebezogen) hat. Zudem kann aufgezeigt werden, in welchen Gütern sich bei Vorliegen einer Abreicherung im Sekundärbrennstoff der jeweilige Parameter aufkonzentriert. Bezugsgröße für die Konzentrationen in den Outputgütern ist die berechnete Inputkonzentration.

Beim Vergleich der berechneten Inputfracht mit der ermittelten Fracht aus der Inputanalyse ist bei allen Untersuchungsdurchgängen zu erkennen, dass es zwischen den Inputfrachten nur wenig Übereinstimmungen gibt. Diese liegen nur dann vor, wenn die Konzentrationen in allen Outputgütern unterhalb der Bestimmungsgrenze festzustellen waren. Abgesehen davon sind bei allen anderen Parametern unsystematische Abweichungen in beide Richtungen festzustellen. Da die Inputanalyse wegen der größeren Inhomogenität des Materials (da noch nicht zerkleinert) eher eine Momentaufnahme darstellt, wird sie zur Stoffbilanzierung nicht herangezogen.

4.3.1 Einfluss der Aufbereitungstechnik bei Spuckstoffen

4.3.1.1 Massenbilanzierung bei den Aufbereitungsversuchen mit Spuckstoffen

Die Tabelle 4.3-1 zeigt die ermittelten Massenströme im Rahmen der Aufbereitungsversuche mit Spuckstoffen sowohl für die Feucht- (FS) als auch die Trockensubstanz (TS) sowie die prozentuale Verteilung der einzelnen FS-Massenströme bezogen auf die errechnete Inputmenge.

Tab. 4.3-1: Massenströme bestimmt in den Aufbereitungsversuchen mit Spuckstoffen

Fraktion	1. Untersuchungstag			2. Untersuchungstag		
	Masse FS	Anteil am Input	Masse TS	Masse FS	Anteil am Input	Masse TS
	[Mg]	[Gew.-%]	[Mg]	[Mg]	[Gew.-%]	[Mg]
Input ¹	44,3		29,6	48,0		31,9
Schwerstoffe	2,4	5,2	1,6	2,4	4,9	1,6
Fe-Metalle I	0,3	0,7	0,3	0,3	0,6	0,3
Fe-Metalle II	0,6	1,3	0,4	0,8	1,6	0,6
NE-Metalle	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Sekundärbrennstoff	42,5	92,8	28,3	46,0	92,9	31,1
Staub	-	-	-	$3 \cdot 10^{-5}$	0,0	$3 \cdot 10^{-5}$
Σ Output ²	45,8	100,0	30,6	49,5	100,0	33,6

¹ gewogene Inputmenge

² entspricht der berechneten Inputmenge

An beiden Untersuchungstagen ist eine vergleichbare Massenverteilung festzustellen. Im Vergleich zur Inputverwiegung weisen die berechneten Inputmengen eine durchschnittliche Abweichung von ca. 3 % auf. Diese kann sich ergeben aus den unterschiedlichen Messgenauigkeiten der genutzten Waagen (Containerwaage, Fahrzeugwaage) sowie aufgrund der Taragewichte der Container, die aus der vor Ort geführten Datenbank entnommen wurden.

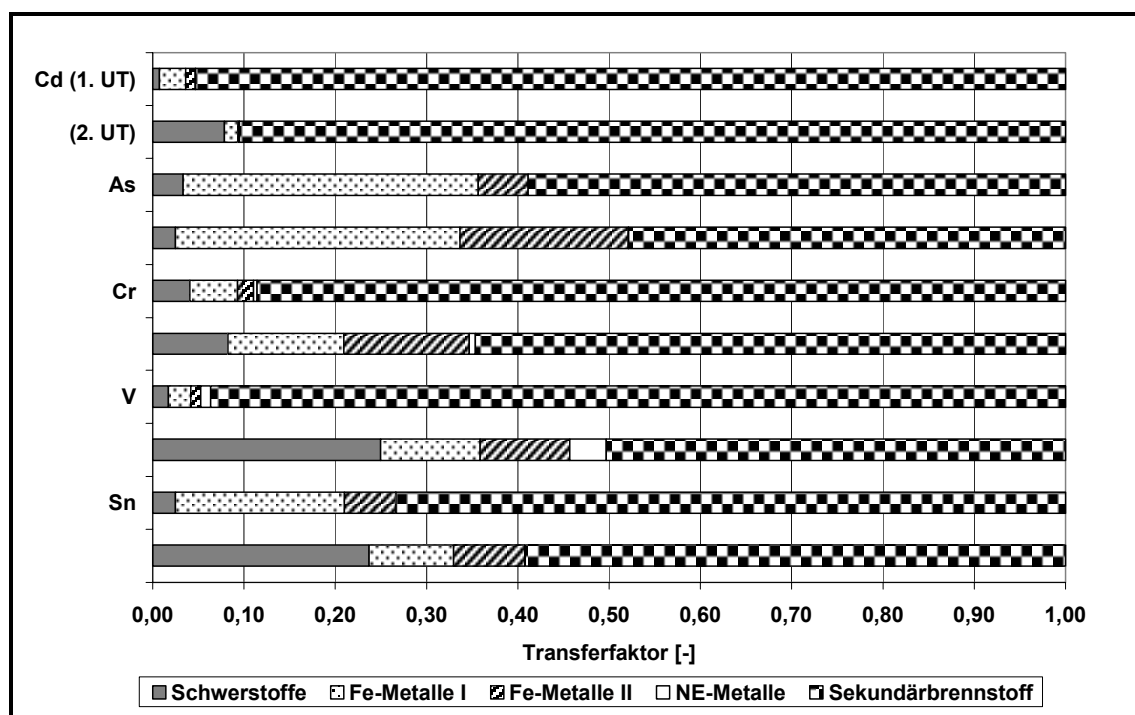
Ca. 93 % des aufgegebenen Inputmaterials konnte als Sekundärbrennstoff gewonnen werden, ca. 5 % wurde als Schwerstoff und ca. 2 % als Fe-Metalle ausgetragen. NE-Metalle waren nur zu sehr geringen Anteilen enthalten. Die Staubmasse hatte keine Bedeutung.

4.3.1.2 Stoffbilanz für die betrachteten Schwermetalle beim Input Spuckstoffe

• Transferfaktoren

Für die Parameter Quecksilber und Thallium liegen die festgestellten Konzentrationen in allen Outputgütern unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die Transferfaktoren bilden daher nur die Massenbilanz ab und werden in den weiteren Ausführungen nicht weiter berücksichtigt. Da der „Staub“ aufgrund seiner sehr geringen Masse keine Auswirkungen auf die weiteren Ergebnisse hat, wird er nicht weiter betrachtet.

Beim Vergleich der Transferfaktoren für beispielhaft ausgewählte Parameter an den beiden Untersuchungstagen mit „Spuckstoffen“ ist anhand der Abbildung 4.3-1 zu erkennen, dass am zweiten Untersuchungstag geringere Anteile an Arsen, Chrom, Vanadium und Zinn im Sekundärbrennstoff verbleiben. Bei den Parametern Chrom und Cadmium sind keine relevant abweichenden Verteilungen zu erkennen. Generell kann festgestellt werden, dass bei den einzelnen Parametern die Verteilung auf die untersuchten Outputgüter an beiden Untersuchungstagen bis auf wenige Ausnahmen ähnlich und damit gut reproduzierbar ist.

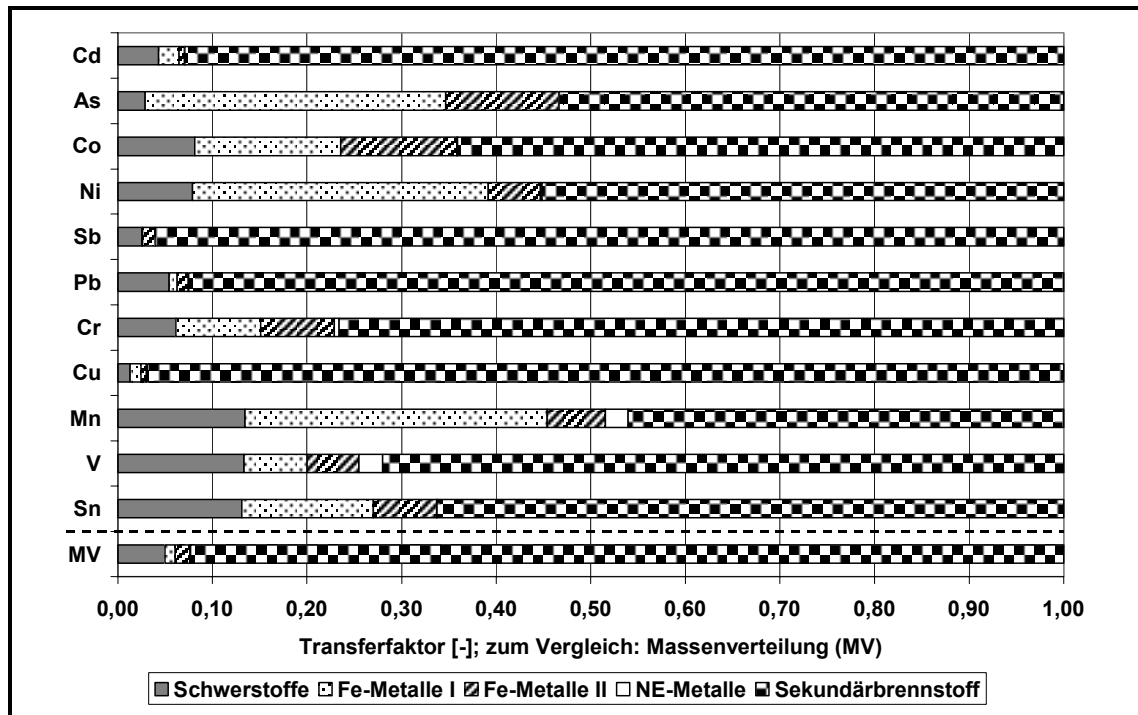


Outputgut „Staub“ (Abluft) wurde nicht berücksichtigt, da mengenmäßig nicht relevant

Abb. 4.3-1: Transferfaktoren für ausgewählte Schwermetallparameter ermittelt an zwei Untersuchungstagen (UT) mit Spuckstoffen

In der Abbildung 4.3-2 werden für alle relevanten Parameter die mittleren Transferfaktoren für die Stoffbilanzierung mit Spuckstoffen dargestellt. Es sind hier diejenigen

Stoffe nicht dargestellt, die in allen Outputgütern ausschließlich Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze aufweisen (z. B. Quecksilber).



Outputgut „Staub“ (Abluft) wurde nicht berücksichtigt, da mengenmäßig nicht relevant;
Konzentrationen der Parameter Hg und TI unterhalb der Bestimmungsgrenze, daher hier nicht bilanziert

Abb. 4.3-2: Gemittelte Transferfaktoren für alle relevanten Parameter ermittelt aus den Aufbereitungsversuchen mit Spuckstoffen

Bei der Betrachtung der Parameter Cadmium, Antimon, Blei, und Kupfer verbleiben über 90 % der Fracht im Sekundärbrennstoff. Bei Arsen, Nickel, und Mangan verteilt sich mehr als ein Drittel der Fracht auf die Fe-Metalle I. Die Schwerstoffe enthalten bei den Parametern Mangan, Vanadium und Zinn als maximalen Anteil in etwa 13 - 17 % der jeweiligen Fracht. Auf die Fe-Metalle II fallen maximal 12 % der Fracht bei den Parametern Arsen und Kobalt. Die NE-Metalle haben bei der Verteilung der Frachten kaum eine Bedeutung.

▪ An- / Abreicherungs-faktoren

Mit den folgenden massenbezogenen An- / Abreicherungs-faktoren kann dargelegt werden, in welchen Outputgütern sich einzelne Parameter im Rahmen des durchgeführten Aufbereitungsversuches mit Spuckstoffen aufkonzentrieren. Die gemittelten massenbezogenen An- / Abreicherungs-faktoren werden der Übersichtlichkeit halber in der folgenden Tabelle 4.3-2 in % dargestellt. Für den Sekundärbrennstoff ist zusätzlich die Spanne der Faktoren über den Untersuchungszeitraum angegeben.

Tab. 4.3-2: Gemittelte massenbezogene An- / Abreicherungs-faktoren in % aus den Aufbereitungsversuchen mit Spuckstoffen

	Sekundär- brennstoff [%]	Spanne Sekundär- brennstoff		Schwer- stoffe [%]	Fe- Metalle I [%]	Fe- Metalle II [%]	NE- Metalle [%]
		von [%]	bis [%]				
Cadmium	0,6	-2,1	3,3	-11,7	100,9	-58,6	-25,1
Antimon	4,1	3,4	4,7	-49,4	-91,5	-15,9	-91,5
Arsen	-42,2	-48,2	-36,2	-42,2	2.926,3	636,6	-42,2
Blei	0,2	-1,8	2,1	10,0	-21,5	-22,6	-19,5
Chrom	-17,0	-30,1	-4,0	23,8	777,0	371,2	893,1
Kobalt	-30,6	-32,4	-28,7	62,4	1.354,3	669,5	34,7
Kupfer	4,9	4,7	5,1	-73,6	6,1	-63,1	166,7
Mangan	-50,2	-56,8	-43,5	168,4	2.972,0	287,3	4.490,8
Nickel	-40,2	-58,2	-22,2	58,3	2.977,7	257,4	228,7
Vanadium	-22,0	-45,5	1,5	174,1	562,3	228,9	4.402,3
Zinn	-28,2	-36,0	-20,5	168,8	1.197,0	326,7	-24,6

Outputgut „Staub“ (Abluft) wurde nicht berücksichtigt, da mengenmäßig nicht relevant;
Konzentrationen der Parameter Hg und Tl < BG

Geringfügige mittlere Anreicherungen (4 bis 5 %) sind im Sekundärbrennstoff aus Spuckstoffen bei den Parametern Kupfer und Antimon festzustellen. Diese Tendenz zeigt sich auch bei der Betrachtung der beiden einzelnen Untersuchungstage. Kupfer reichert sich zwar in der NE-Metallfraktion deutlich an, die Konzentration im Sekundärbrennstoff liegt jedoch noch geringfügig höher als die Konzentration im berechneten Input für Spuckstoffe.

Bei den Parametern Cadmium und Blei sind kaum Veränderungen im Sekundärbrennstoff im Vergleich zur Inputkonzentration festzustellen. Während beim Cadmium über die Fe-Metalle (z. B. Cadmium als Korrosionsschutz von Eisen und Stahl, Bestandteil zahlreicher Legierungen [Braungart et al. 1999]) eine Abreicherung stattfindet, konzentriert sich Blei geringfügig in der Schwerstofffraktion auf.

Chrom wird im Sekundärbrennstoff bis zu 30 %, im Mittel um 17 %, abgereichert und verbleibt (z. B. als verchromte Metalloberflächen oder Bestandteil von Ferrochrom-Stählen) hauptsächlich in der Fe-Metall I- bzw. NE-Metallfraktion.

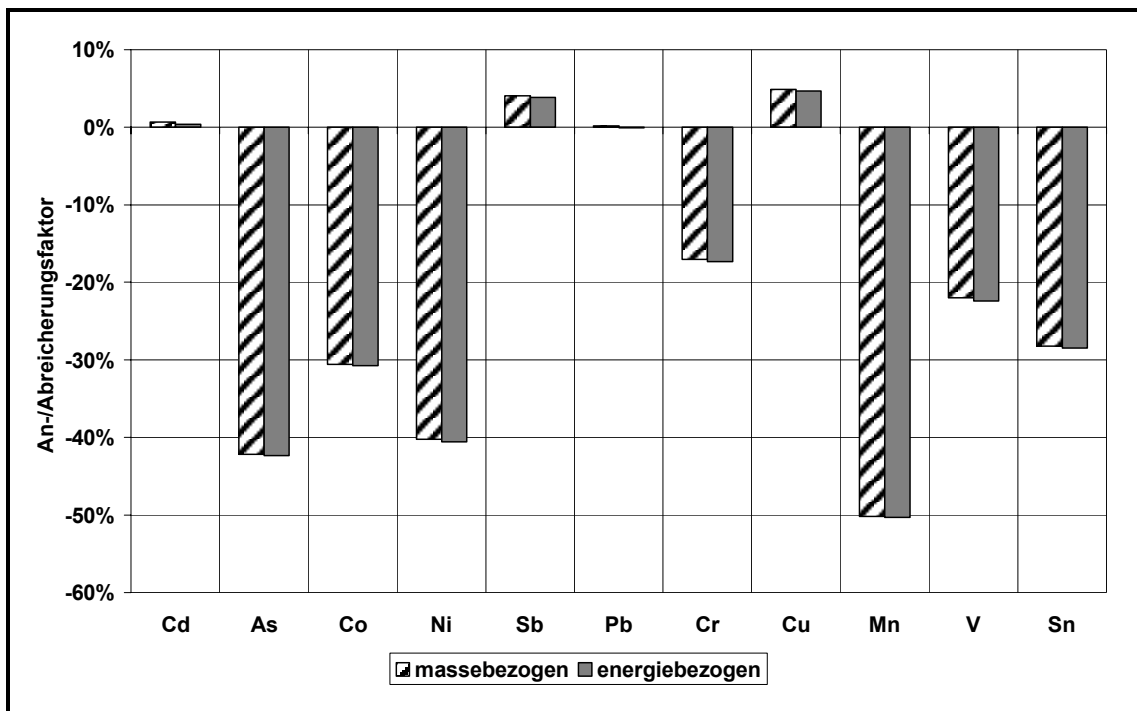
Abreicherungen im Sekundärbrennstoff zwischen 20 und 30 % sind bei den Stoffen Kobalt, Zinn und Vanadium festzustellen. Während sich Vanadium (Bestandteil von

Legierungen) überwiegend im Outputgut NE-Metalle anreichert, werden Kobalt (z. B. Legierungen von Stählen) und Zinn (als Weißblech) eher über die Fe-Metalle ausgetragen.

Die Fe-Metallabtrennung zeigt auch für die Parameter Arsen und Nickel (Legierungsbestandteile) eine hohe Anreicherung. Diese Stoffe können im Sekundärbrennstoff im Mittel um ca. 40 % gegenüber dem Inputgut verringert werden.

Die höchsten Abreicherungsfaktoren wurden in Bezug auf den Sekundärbrennstoff beim Parameter Mangan (im Mittel 50 %) bestimmt. Dieser reichert sich in allen übrigen Outputgütern, jedoch hauptsächlich in der NE-Metallfraktion an. Mangan wird in der Metallindustrie zur Entschwefelung von Fe- und NE-Metallen genutzt oder ist auch in Aluminiumlegierungen enthalten.

Da bei Sekundärbrennstoffen neben den Inhaltsstoffen der Heizwert ein wichtiges Qualitätskriterium ist, werden die vorab diskutierten massenbezogenen An- / Abreicherungsfaktoren nochmals energiebezogen dargestellt (Abb. 4.3-3).



Konzentrationen der Parameter Hg und TI < BG

Abb. 4.3-3: Gegenüberstellung der massen- und energiebezogenen An- / Abreicherung im Sekundärbrennstoff aus Spuckstoffen (gemittelt über zwei Untersuchungstage)

Im Vergleich zu den gemittelten massenbezogenen An- / Abreicherungs-faktoren zeigen die energiebezogenen bei den Aufbereitungsversuchen mit Spuckstoffen nur geringfügige Veränderungen, da die Heizwertdifferenz zwischen dem Inputmaterial und dem erzeugten Sekundärbrennstoff im Mittel nur gering ist.

4.3.2 Einfluss der Aufbereitungstechnik bei Gemischten Verpackungen

4.3.2.1 Massenbilanzierung bei den Aufbereitungsversuchen mit Gemischten Verpackungen

In der Tabelle 4.3-3 sind die Massenströme aus den Aufbereitungsversuchen mit Gemischten Verpackungen dargestellt. Es lässt sich auch für diese Untersuchung feststellen, dass die Massenverteilung an den drei Untersuchungstagen vergleichbar ist. Die aus den Outputmassen berechneten Inputmengen weisen eine durchschnittliche Abweichung von ca. 3,5 % zur Inputverwiegung auf (Begründung siehe Kap. 4.3.1.1).

Tab. 4.3-3: Massenströme bestimmt in den Aufbereitungsversuchen mit Gemischten Verpackungen

Fraktion	1. Untersuchungstag			2. Untersuchungstag			3. Untersuchungstag		
	Masse FS [Mg]	Anteil am Input [Gew.-%]	Masse TS [Mg]	Masse FS [Mg]	Anteil am Input [Gew.-%]	Masse TS [Mg]	Masse FS [Mg]	Anteil am Input [Gew.-%]	Masse TS [Mg]
Input ¹	27,2	-	24,5	27,8	-	26,1	22,0	-	21,1
Schwerstoffe	2,3	8,8	2,2	2,0	7,5	1,8	2,1	9,8	2,1
Fe-Metalle I	1,3	5,0	1,3	1,1	4,2	1,1	0,8	3,7	0,8
Fe-Metalle II	0,3	1,1	0,3	0,5	1,9	0,5	0,3	1,4	0,3
NE-Metalle	0,1	0,4	0,1	0,1	0,4	0,1	0,1	0,5	0,1
Sekundär- brennstoff	22,2	84,7	19,6	22,8	86,0	20,5	18,2	84,6	16,4
Staub	-	-	-	$3 \cdot 10^{-5}$	0,0	$3 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^{-5}$	0,0	$3 \cdot 10^{-5}$
Σ Output ²	26,2	100,0	23,5	26,5	100,0	24,0	21,5	100,0	19,7

¹ gewogene Inputmenge

² entspricht der berechneten Inputmenge

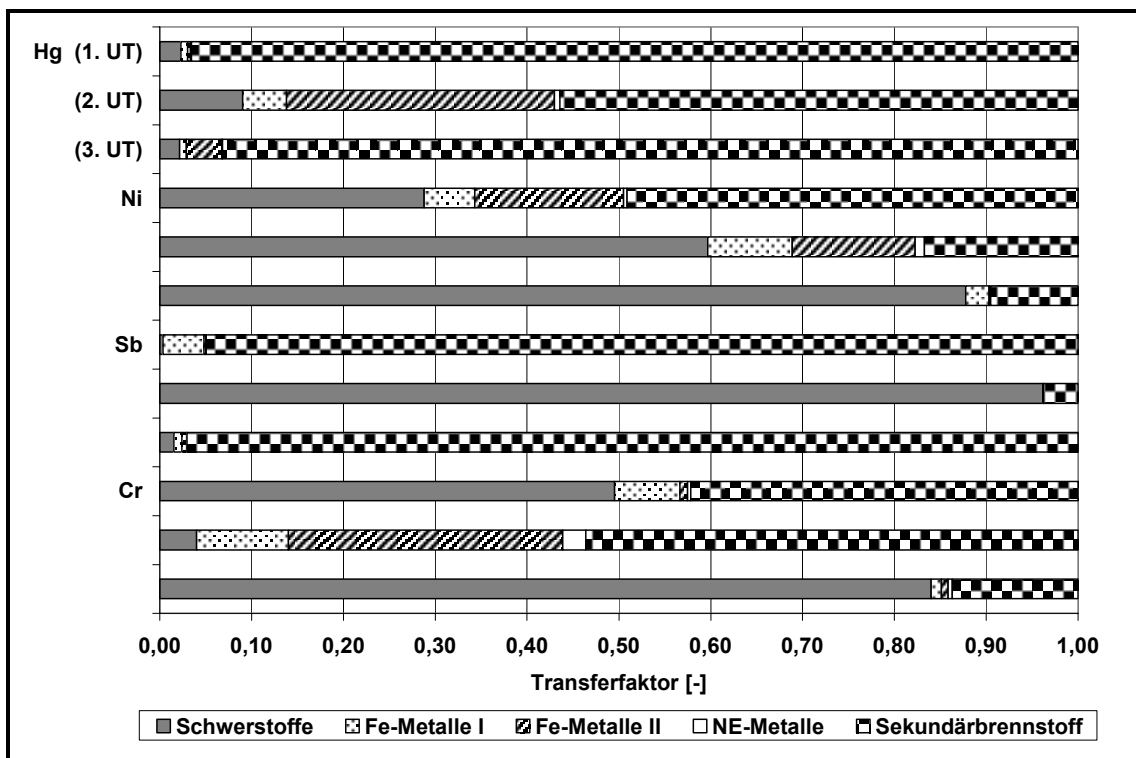
Aus den aufgegebenen Massen an Gemischten Verpackungen wurden im Mittel 85 % Sekundärbrennstoff erzielt. Der Schwerstoffanteil lag bei ca. 9 %, der Fe-Metallanteil bei ca. 6 %. NE-Metalle waren nur zu < 0,5 % enthalten. Auch bei dieser Untersuchung hatte die Staubmasse keine Bedeutung.

4.3.2.2 Stoffbilanz für die betrachteten Schwermetalle beim Input Gemischte Verpackungen

▪ Transferfaktoren

In allen Outputgütern wurden Thalliumkonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze festgestellt. Die Ergebnisse für Thallium werden daher nicht dargestellt. Der „Staub“ wird hier aufgrund seiner sehr geringen Masse und fehlenden Einflusses auf das Gesamtergebnis ebenfalls nicht mitbetrachtet.

Im Vergleich der Transferfaktoren für beispielhaft ausgewählte Parameter aus der Untersuchung mit Gemischten Verpackungen ist anhand der Abbildung 4.3-4 zu erkennen, dass an den einzelnen Tagen die Verteilung der Stoffe stark variiert. Beim Quecksilber zeigen sich schon dadurch unterschiedliche Verteilungen, dass in den meisten Outputgütern die Quecksilbergehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze (0,2 mg/kg) liegen und an anderen Tagen z. B. in der Fe-Metall Fraktion II Quecksilberkonzentrationen um 2 mg/kg gemessen werden konnten (z. B. Untersuchungstag zwei).



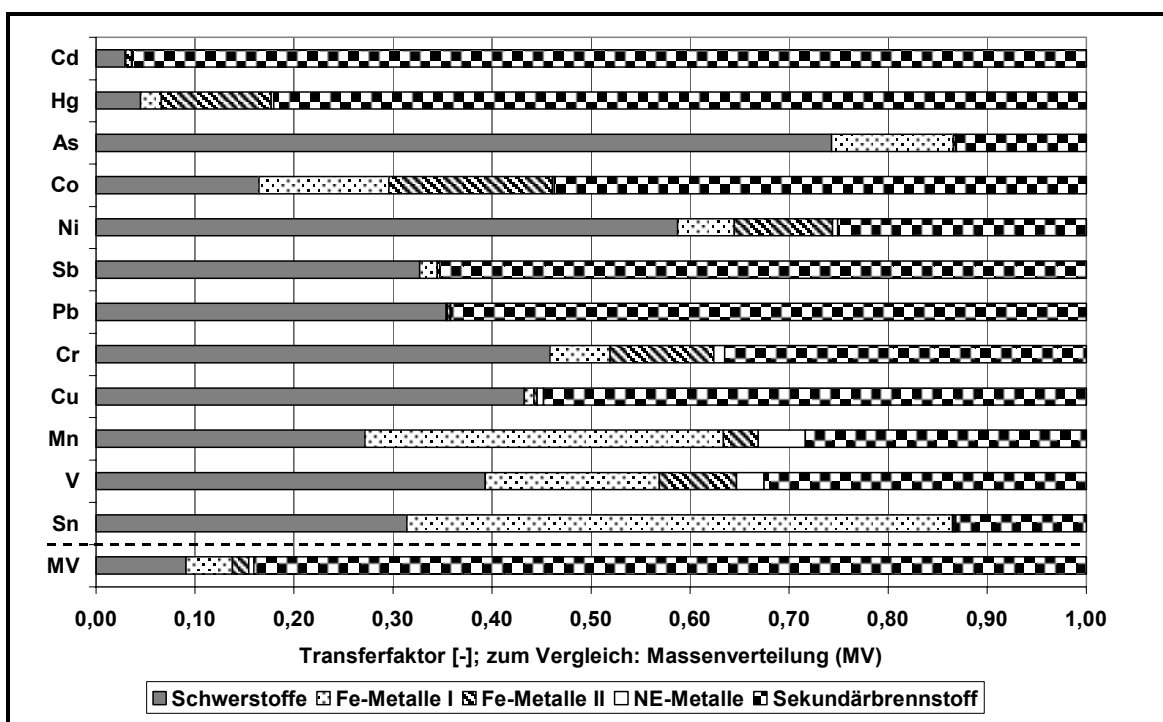
Outputgut „Staub“ (Abluft) wurde nicht berücksichtigt, da mengenmäßig nicht relevant

Abb. 4.3-4: Transferfaktoren für ausgewählte Schwermetallparameter ermittelt an drei Untersuchungstagen (UT) mit Gemischten Verpackungen

Bei den weiteren dargestellten Parametern hängt die Stoffverteilung sehr davon ab, welche Konzentrationen im Schwerstoff gemessen wurden. Der Schwerstoff setzte sich

bei dieser Untersuchung aus diversen sehr grobstückigen Teilen (Spielzeug, sonstige Hartkunststoffe, Elektrogeräte, Schuhe, Sprühdosen, Batterien, teilweise Organik, etc.) zusammen. Die jeweilige 240 l-Probe stellte einen guten Querschnitt über diese Fraktion dar. Die daraus gewonnene Laborprobe (10 l) und weitere Analysenprobe (1,5 g) konnte diese Bandbreite der Inhaltsstoffe nur begrenzt repräsentieren.

Aufgrund der sehr heterogenen Verteilung der Stoffe in den Outputgütern wird das Bilanzierungsergebnis der hier durchgeführten Aufbereitungsversuche mit Gemischten Verpackungen an den gemittelten Transferfaktoren dargestellt (Abb. 4.3-5).



Outputgut „Staub“ (Abluft) wurde nicht berücksichtigt, da mengenmäßig nicht relevant;
Konzentrationen des Parameters TI < BG

Abb. 4.3-5: Gemittelte Transferfaktoren für alle relevanten Parameter ermittelt aus den Aufbereitungsversuchen mit Gemischten Verpackungen

Bei der Betrachtung der gemittelten Transferfaktoren verbleiben bei dem Parameter Cadmium über 95 % der Fracht im Sekundärbrennstoff. Um die 80 % der Fracht werden im Sekundärbrennstoff bei Quecksilber gefunden. Ca. 10 % des Quecksilbers gelangt in die Metallfraktion Fe II. Zudem werden in dieser Fraktion in etwa in gleicher Größenordnung Kobalt, Nickel, Chrom und Vanadium abgeschieden. In die Metallfraktion Fe I gelangen hauptsächlich Zinn und Mangan. Auch die Stoffe Arsen, Kobalt und Vanadium werden in dieser Fraktion zu > 10 % vorgefunden. Die Schwerstofffraktion nimmt zu 74 % die Arsen- und zu 59 % die Nickelfracht auf. Etwa ein Drittel der Frachten folgender Parameter gelangen ebenfalls in den Schwerstoff: Antimon, Blei,

Chrom, Kupfer, Mangan, Vanadium und Zinn. Bei der Verteilung der Stofffrachten haben die NE-Metalle kaum eine Bedeutung.

▪ An- / Abreicherungs-faktoren

Mit den gemittelten An- / Abreicherungs-faktoren können aufgrund der großen Heterogenität dieses Materials und den daraus resultierenden teilweise sehr unterschiedlichen Analysenergebnissen lediglich Tendenzen dargestellt werden. Die massenbezogenen Faktoren sind in der folgenden Tabelle 4.3-4 in % mit Spannen über den Untersuchungszeitraum beim Sekundärbrennstoff dargestellt.

Tab. 4.3-4: Gemittelte massenbezogene An- / Abreicherungs-faktoren in % aus den Aufbereitungsversuchen mit Gemischten Verpackungen

	Sekundär- brennstoff [%]	Spanne Sekundär- brennstoff		Schwer- stoffe [%]	Fe- Metalle I [%]	Fe- Metalle II [%]	NE- Metalle [%]
		von [%]	bis [%]				
Cadmium	14,6	9,2	19,6	-71,5	-98,1	-67,7	-87,1
Quecksilber	-2,1	-34,0	15,9	-44,1	-54,6	485,6	-54,2
Antimon	-21,7	-95,6	16,4	339,1	-65,3	-82,4	-97,6
Arsen	-84,3	-91,7	-71,8	750,7	164,1	-84,3	-84,3
Blei	-23,2	-80,2	7,3	351,0	-98,1	-77,6	-92,8
Chrom	-56,7	-83,5	-37,3	361,6	26,8	434,2	97,0
Kobalt	-36,2	-51,7	-26,8	71,0	183,1	926,9	-62,0
Kupfer	-16,7	-31,3	11,2	230,8	-76,7	-80,9	17,5
Mangan	-66,3	-70,6	-62,7	189,3	679,6	101,6	772,6
Nickel	-70,0	-88,6	-41,0	550,6	22,0	499,4	-14,0
Vanadium	-61,3	-69,2	-56,4	332,2	289,3	358,9	396,9
Zinn	-84,3	-89,0	-77,9	304,9	1.086,6	-91,9	-66,9

Outputgut „Staub“ (Abluft) wurde nicht berücksichtigt, da mengenmäßig nicht relevant;

Konzentrationen des Parameters TI < BG

Anreicherungen im Sekundärbrennstoff sind nur beim Parameter Cadmium (im Mittel um 15 %) festzustellen. Sie zeigen sich gleichermaßen an allen drei Untersuchungstagen und könnten sich aus der Aufkonzentrierung der Kunststofffraktion (z. B. PVC) in diesem Outputgut ergeben.

Im Mittel sind geringfügige Abreicherungen im Sekundärbrennstoff beim Quecksilber festzustellen. Die Konzentrationen zeigen sich in den einzelnen Outputgütern überwiegend unterhalb der Bestimmungsgrenze. Quecksilber reichert sich an zwei Untersuchungstagen in der Metallfraktion Fe II an, wodurch auch ein Abreicherungs-faktor im

Sekundärbrennstoff von 34 % an einem Untersuchungstag zu erklären ist. Quecksilber kann u. a. noch in Teilen von elektrischen oder elektronischen Geräten enthalten sein [Braungart et al., 1999]. Kleinteile davon könnten über den Trommelmagnet in die Fe II-Fraktion gelangt sein.

Bei dem Parameter Kupfer ist im Mittel eine Abreicherung im Sekundärbrennstoff aus Gemischten Verpackungen um 17 % festzustellen. Kupfer konzentriert sich hauptsächlich im Schwerstoff (z. B. durch Ausschleusung von Elektrogeräten), teilweise noch in der NE-Metallfraktion auf. Die Spanne der Veränderungen an Kupfer im Sekundärbrennstoff reicht von 11 % Anreicherung bis zu 31 % Abreicherung.

Noch größere Schwankungen zwischen den Ergebnissen zur Stoffverlagerung gibt es bei Antimon (16% bis -96 %) und Blei (7 bis -80 %). Sie reichern sich im Mittel um bis zu 23 % im Sekundärbrennstoff ab. Beiden Stoffen ist gemeinsam, dass das Analyseergebnis der Schwerstofffraktion maßgeblich den An- / Abreicherungsfaktor beeinflusst. In Druckgusswerkstoffen (Sn, Sb, Cu, Pb) kommen beide Parameter gemeinsam vor und werden ebenfalls beide in langlebigen Kunststoffen (Antimon als Flamm- schutzmittel, Blei als Stabilisator) oder Geräten der Elektroindustrie vorgefunden [Braungart et al., 1999].

Beim Parameter Kobalt (Legierungsbestandteil) sind an allen Versuchstagen mit Gemischten Verpackungen Aufkonzentrationen in den Fe-Metallen festzustellen. Der mittlere Abreicherungsfaktor im Sekundärbrennstoff beträgt 36 %.

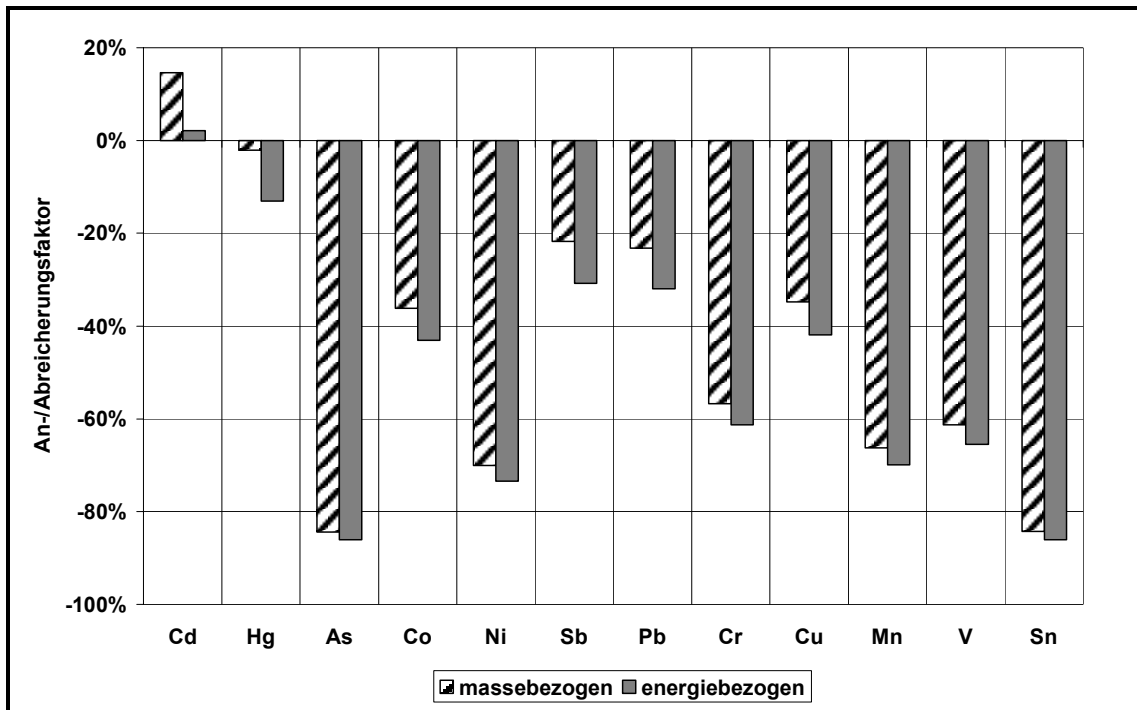
Chrom wird im Sekundärbrennstoff bis zu 84 %, im Mittel um 57 %, abgereichert und konzentriert sich etwa in gleicher Größenordnung sowohl im Schwerstoff (z. B. Chrom aus der Ledergerbung durch Schuhe) oder in der Fe I-Metallfraktion (z. B. als verchromte Metalloberflächen oder Bestandteil von Ferrochrom-Stählen) auf.

Zu mehr als 60 % werden die Stoffe Mangan und Vanadium im Sekundärbrennstoff durch die Aufbereitungstechnik verringert. Es ist zudem festzustellen, dass die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungstage wenig voneinander abweichen. Während Vanadium in allen weiteren Outputgütern gleichermaßen konzentriert wird, reichert sich Mangan sowohl in den Fe- als auch NE-Metallen an. Mangan wird in der Metallindustrie sowohl im Fe- als auch NE-Bereich zur Entschwefelung eingesetzt [Braungart et al., 1999].

Nickel findet u. a. Verwendung in der Elektro- und Elektronikindustrie und ist in Batterien zu finden. Im Rahmen der vorliegenden Versuche mit Gemischten Verpackungen konnte daher festgestellt werden, dass der größte Teil des Nickels im Schwerstoff sowie in der Fe-Metall II Fraktion aufkonzentriert wurde. Für den Sekundärbrennstoff bedeutet das eine Nickelabreicherung im Mittel von 70 %.

Die höchsten Abreicherungsraten (im Mittel je 84 %) während dieses Versuches wurden bei den Parametern Arsen und Zinn festgestellt. Während Arsen (z. B. als Legierungsbestandteil von Kupfer, Zinn und Blei) überwiegend über den Schwerstoff ausgetragen wird, ist bei Zinn der Hauptaustragsweg die Fe-Metall I Fraktion (über z. B. Weißblechdosen).

In Abbildung 4.3-6 werden die massenbezogenen An- / Abreicherungs-faktoren für den Sekundärbrennstoff den energiebezogenen gegenübergestellt. Bei der Betrachtung der Heizwerte konnte bei der Aufbereitung von Gemischten Verpackungen zu Sekundärbrennstoff eine Heizwerterhöhung von durchschnittlich 12 % festgestellt werden. Diese Heizwerterhöhung wirkt sich bei den energiebezogenen An- / Abreicherungs-faktoren deutlich bei den Parametern aus, die massenbezogenen Anreicherungen bzw. nur geringe Abreicherungen zeigen.



Konzentrationen des Parameters TI < BG

Abb. 4.3-6: Gegenüberstellung der massen- und energiebezogenen An- / Abreicherung im Sekundärbrennstoff aus Gemischten Verpackungen (gemittelt über drei Untersuchungstage)

Beim Parameter Cadmium ergibt sich durch die energiebezogene Betrachtung aus einer Anreicherung im Sekundärbrennstoff von durchschnittlich 15 % eine Abreicherung von ca. 2 %. Bei dem Stoff Quecksilber erhöht sich die festgestellte massenbezogene Abreicherung bei der energiebezogenen Betrachtung auf 17 bis 19 %. Bei allen anderen Stoffen zeigen sich die gleichen Tendenzen. Da es sich hier um einen Sekundärbrennstoff handelt, der am Markt u. a. nach seinem Energieinhalt beurteilt wird, sind die energiebezogenen An- / Abreicherungsfaktoren für die Beurteilung des Aufbereitungsverfahrens im Hinblick auf den Sekundärbrennstoff die relevanten.

4.3.3 Einfluss der Aufbereitungstechnik bei grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen

4.3.3.1 Massenbilanzierung bei den Aufbereitungsversuchen mit grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen

Die in den Aufbereitungsversuchen mit grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen ermittelten Massenströme sind in der Tabelle 4.3-7 dargestellt. Es zeigen sich auch hier an beiden Untersuchungstagen vergleichbare Massenverteilungen. Im Rahmen dieser Untersuchung wurde aufgrund der Erfahrungen der ersten beiden Versuche auf die Inputverwiegung sowie Staubbeprobung verzichtet.

Abb. 4.3-7: Massenströme bestimmt in den Aufbereitungsversuchen mit grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen

Fraktion	1. Untersuchungstag			2. Untersuchungstag		
	Masse FS [Mg]	Anteil am Input [Gew.-%]	Masse TS [Mg]	Masse FS [Mg]	Anteil am Input [Gew.-%]	Masse TS [Mg]
Schwerstoffe	2,4	3,9	1,8	2,6	5,0	2,0
Kunststoffe ¹	0,5	0,8	0,4	0,4	0,8	0,4
Fe-Metalle I	0,5	0,8	0,5	0,4	0,7	0,4
Fe-Metalle II	0,4	0,6	0,3	0,3	0,6	0,2
NE-Metalle	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Sekundärbrennstoff	59,2	93,8	43,2	48,3	92,8	39,1
Σ Output ²	63,1	100,0	46,2	52,0	100,0	42,1

¹ chlorhaltige Kunststoffe (z. B. PVC), noch nicht optimierter Betrieb mit NIR-Spektrometer

² entspricht der berechneten Inputmenge

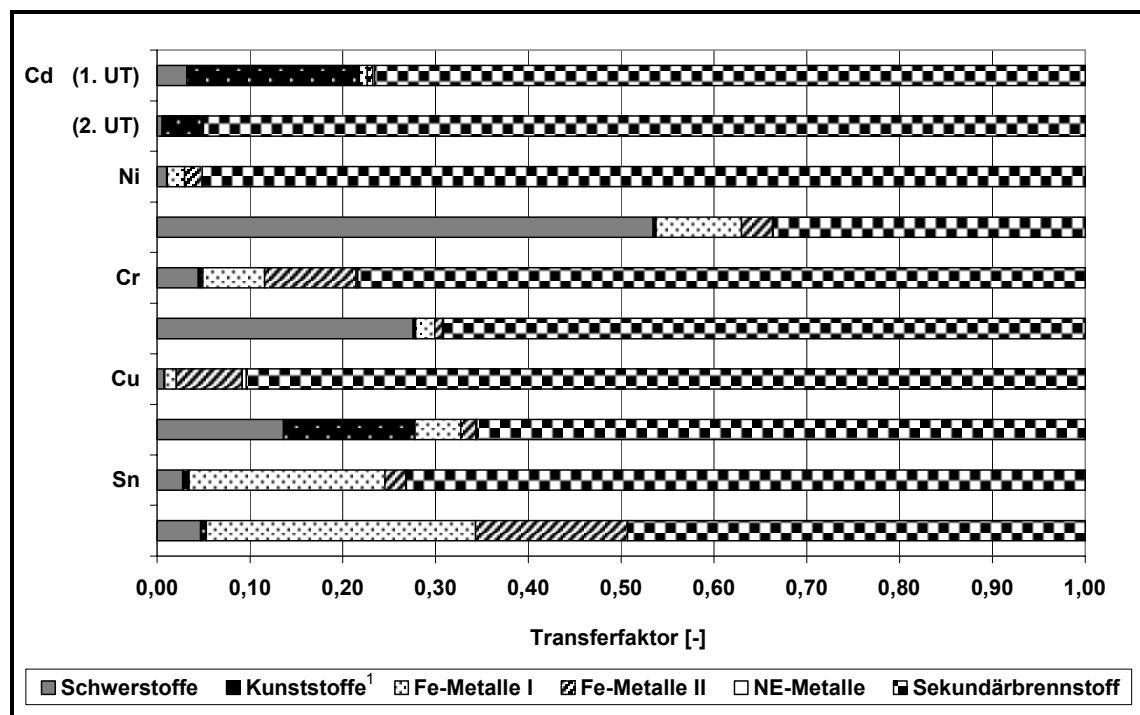
Ca. 93 % der aufgegebenen Inputmasse konnte als Sekundärbrennstoff gewonnen werden, ca. 4 bzw. 5 % wurde als Schwerstoff ausgetragen. Die Fraktionen chlorhaltige Kunststoffe (z. B. PVC) sowie die Fe-Metalle hatten einen Anteil von < 1 %. NE-Metalle waren nur zu sehr geringen Anteilen enthalten. Im Vergleich zu den beiden anderen Untersuchungen haben die Metalle einen wesentlich geringeren Anteil an den Outputmassen, da die untersuchten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen bereits voraufbereitet waren (vgl. Kap. 4.3.2).

4.3.3.2 Stoffbilanz für die betrachteten Schwermetalle beim Input grob aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen

▪ Transferfaktoren

Die Konzentrationen an Thallium lag in allen Outputgütern unterhalb der Bestimmungsgrenze und wird daher nicht weiter betrachtet.

Wie schon zuvor, zeigen sich auch bei dieser Untersuchung an beiden Versuchstagen vereinzelt stark variierende Stoffverteilungen (Abb. 4.3-8).

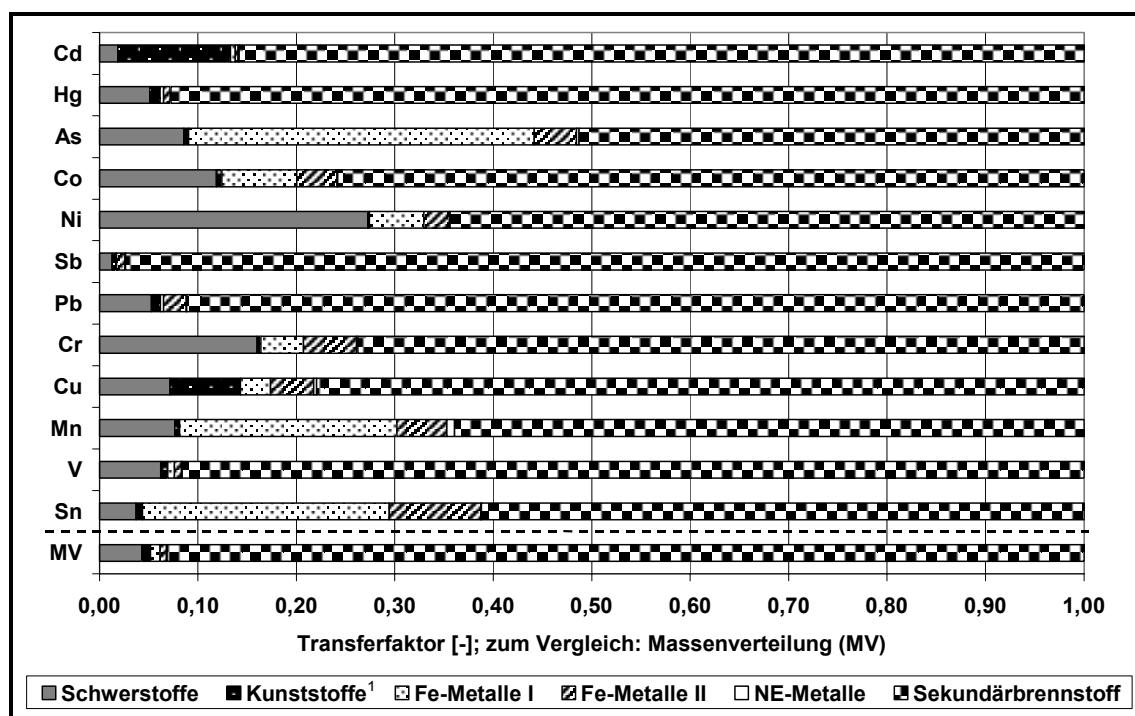


¹ chlorhaltige Kunststoffe (z. B. PVC), noch nicht optimierter Betrieb mit NIR-Spektrometer

Abb. 4.3-8: Transferfaktoren für ausgewählte Schwermetallparameter ermittelt an zwei Untersuchungstagen (UT) mit grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen

Am ersten Untersuchungstag ist Cadmium deutlich in der Fraktion chlorhaltige Kunststoffe (z. B. PVC) enthalten. Am zweiten Tag ist die Cadmiumkonzentration in der Kunststofffraktion zwar fast doppelt so hoch, doch auch im Sekundärbrennstoff ist ein höherer Cadmiumgehalt feststellbar, so dass der Transfer deutlicher dorthin erfolgt. Am zweiten Untersuchungstag sind hohe Nickel- sowie Chromkonzentration im Schwerstoff festzustellen. Zinn wird überwiegend in den Metallfraktionen angereichert. Kupfer verteilt sich undifferenziert auf alle Outputgüter. Für die restlichen Parameter kann eine weitgehend gute Reproduzierbarkeit der Verteilung der Stoffe abgeleitet werden.

In der Abbildung 4.3-9 werden für alle relevanten Parameter die mittleren Transferfaktoren für die Untersuchung mit grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen dargestellt.



Konzentrationen des Parameters TI < BG

¹ chlorhaltige Kunststoffe (z. B. PVC), noch nicht optimierter Betrieb mit NIR-Spektrometer

Abb. 4.3-9: Gemittelte Transferfaktoren für alle relevanten Parameter ermittelt aus den Aufbereitungsversuchen mit grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen

Bei der Betrachtung der Parameter Antimon, Blei, Vanadium und Quecksilber verbleiben über 90 % der Fracht im Sekundärbrennstoff. Bei Arsen, Mangan und Zinn verteilen sich mindestens 25 % der Fracht auf die Fe-Metalle I. Die Schwerstoffe enthalten bei den Parametern Kobalt, Nickel und Chrom als maximalen Anteil in etwa 12 - 27 % der jeweiligen Fracht. Auf die Fe-Metalle II fallen maximal 10 % der Zinnfracht. Im Out-

putgut nach dem NIR-Spektrometer findet sich hauptsächlich Cadmium und Kupfer. Die NE-Metalle haben bei der Verteilung der Frachten kaum eine Bedeutung.

▪ An- / Abreicherungs-faktoren

In der folgenden Tabelle 4.3-5 sind die gemittelten massenbezogenen An- / Abreicherungs-faktoren in % mit der Spanne der Faktoren über den Untersuchungszeitraum für den Sekundärbrennstoff dargestellt.

Tab. 4.3-5: Gemittelte massenbezogene An- / Abreicherungs-faktoren in % aus den Aufbereitungsversuchen mit grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen

	Sekundär- brennstoff [%]	Spanne Sekundär- brennstoff		Schwer- stoffe [%]	Kunst- stoffe ¹ [%]	Fe- Metalle I [%]	Fe- Metalle II [%]	NE-Metalle [%]
		von [%]	bis [%]					
Cadmium	-7,8	-18,0	2,3	-53,3	1175,3	-53,3	-53,3	5,1
Quecksilber	-0,4	-0,9	0,1	18,3	16,9	-63,1	6,0	-43,4
Antimon	4,6	2,5	6,6	-67,4	-57,5	-90,9	24,6	-57,2
Arsen	-44,9	-50,9	-38,9	104,9	-47,7	3459,4	607,3	179,0
Blei	-2,1	-2,4	-1,9	19,6	4,7	-64,8	238,5	-82,9
Chrom	-20,8	-25,6	-16,0	247,9	-57,6	328,1	682,1	77,0
Kobalt	-18,6	-22,2	-15,0	165,0	-34,8	668,9	548,8	-55,5
Kupfer	-16,3	-29,2	-3,2	53,0	738,2	229,0	554,4	223,2
Mangan	-31,3	-33,5	-29,2	77,7	-48,8	2131,4	742,6	904,7
Nickel	-30,9	-63,8	1,9	476,6	-78,8	492,5	338,3	-19,3
Vanadium	-1,6	-2,3	-1,0	46,9	-19,4	-30,0	13,2	-10,9
Zinn	-34,3	-46,9	-21,7	-15,2	-25,7	2492,1	1555,0	-71,7

Konzentrationen des Parameters TI < BG

¹ chlorhaltige Kunststoffe (z. B. PVC), noch nicht optimierter Betrieb mit NIR-Spektrometer

Geringfügige mittlere Anreicherungen (4 bis 5 %) sind im Sekundärbrennstoff aus grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen beim Parameter Antimon festzustellen. Diese Tendenz zeigt sich an beiden Untersuchungstagen. Eine geringfügige Anreicherung erfolgt in den Fe II-Metallen. Antimon wird zudem als Katalysator im Rahmen der Kunststoffherstellung z. B. bei der PET-Herstellung eingesetzt. Dieses Material ist ein Hauptbestandteil der heizwertreichen Fraktion, also des Sekundärbrennstoffs.

Für Quecksilber ist nur eine geringe Abreicherung festzustellen, beachtet werden muss dabei jedoch, dass in allen Outputgütern geringe Quecksilbergehalte zu finden sind. Die Konzentrationen im Sekundärbrennstoff liegen mit 0,26 und 0,28 mg/kg nahe an

der Bestimmungsgrenze von 0,2 mg/kg. Es finden geringfügige Anreicherungen in der Schwerfraktion, den Kunststoffen und der Fe II-Fraktion statt.

Bei den Parametern Blei und Vanadium sind Abreicherungen im Sekundärbrennstoff im Vergleich zur Inputkonzentration von ca. 2 % abzuleiten. Während Blei über die Fe II-Metalle ausgetragen wird, reichert sich Vanadium geringfügig in der Schwerstofffraktion an. Beide Metalle sind Bestandteile von Metalllegierungen.

In der chlorhaltigen Kunststofffraktion reichert sich Cadmium an und sorgt dafür, dass im Mittel eine Abreicherung im Sekundärbrennstoff von ca. 8 % erreicht wird. Cadmium diente z. B. bei der PVC-Herstellung als Stabilisator.

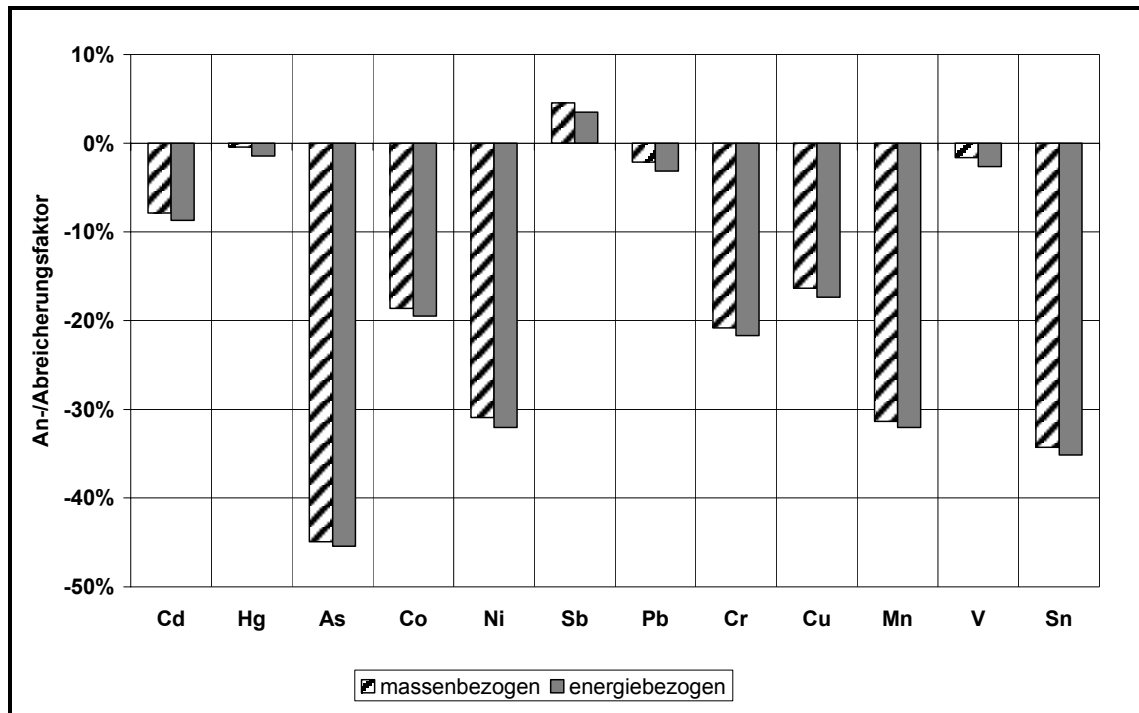
Gehalte an Kobalt, Chrom und Kupfer werden im Sekundärbrennstoff aus grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen der Siedlungsabfälle durch weitere Aufbereitung im Mittel um 16 bis 21 % vermindert. Während Kobalt und Chrom an beiden Tagen gleichermaßen in den Fe-Metallen angereichert werden, wird Kupfer überwiegend in der Kunststofffraktion konzentriert.

Im Sekundärbrennstoff sind Abreicherungen um ca. 30 % bei den Stoffen Nickel, Mangan und Zinn festzustellen. Während sich Mangan (Bestandteil von Legierungen) und Zinn (über z. B. Weißblechdosen) überwiegend in den Outputgütern der Metallscheider anreichern, wird Nickel noch in den Schwerstoffen deutlich angereichert. Nickel befindet sich in Metalllegierungen, aber auch in elektronischen Teilen und Batterien, die über den Schwerstoff abgetrennt werden. Bei diesem Stoff ist eine große Bandbreite der An- / Abreicherungsfaktoren feststellbar. Während an einem Untersuchungstag im Sekundärbrennstoff eine geringfügige Anreicherung stattfindet (relativ hohe gemessene Konzentration im Sekundärbrennstoff), ist am anderen Versuchstag eine Abreicherung von über 60 % feststellbar.

Die höchsten Abreicherungsfaktoren (im Mittel je 45 %) während dieses Versuches wurden bei dem Parameter Arsen festgestellt. Arsen (z. B. als Legierungsbestandteil von Kupfer, Zinn und Blei) wird überwiegend über die Fe-Metall I Fraktion ausgetragen.

Im Vergleich zu den gemittelten massenbezogenen zeigen die entsprechenden energiebezogenen An- / Abreicherungsfaktoren bei den Aufbereitungsversuchen mit grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen nur geringe Veränderungen. Es war nicht von einer wesentlichen Heizwerterhöhung durch die weitere Auf-

bereitung auszugehen, da das Inputmaterial bereits vorbehandelt war und nur weiter konfektioniert wurde.



Konzentrationen des Parameters TI < BG; noch nicht optimierter Betrieb mit NIR-Spektrometer

Abb. 4.3-10: Gegenüberstellung der massen- und energiebezogenen An-/Abreicherung im Sekundärbrennstoff aus grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen der Siedlungsabfälle (gemittelt über zwei Untersuchungstage)

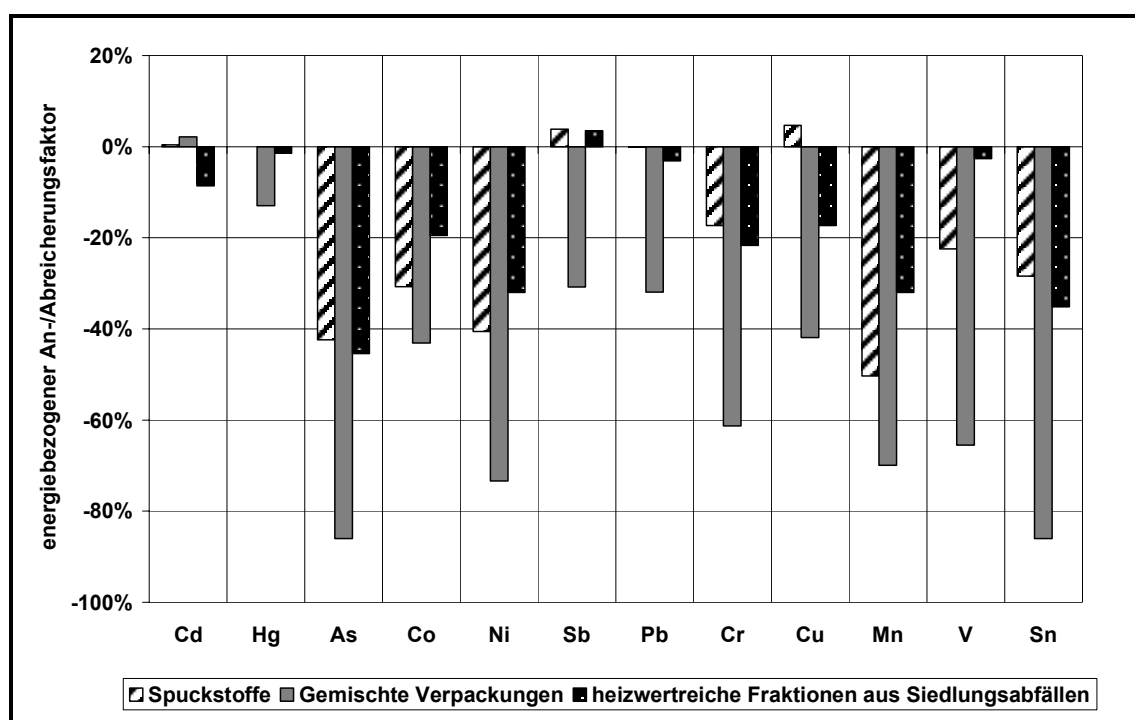
4.3.4 Diskussion der Ergebnisse

Die durchgeführten Untersuchungen zur Stoffbilanzierung verschiedener Abfälle in einer Aufbereitungsanlage stellen aufgrund der Komplexität der Fragestellung eine Tendenz für das Verhalten der Stoffe dar.

Bei der Betrachtung der Transferfaktoren der einzelnen Versuchstage konnte festgestellt werden, dass bei der Aufbereitung von Spuckstoffen die Verteilung an den verschiedenen Tagen weitgehend gut reproduzierbar war, während die Verteilung der einzelnen Parameter bei den Aufbereitungsversuchen mit Gemischten Verpackungen und grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen oft differierte. Begründet liegt dies in der größeren Homogenität der Spuckstoffe. Andererseits zeigte sich, dass die repräsentative Beprobung und anschließende Analytik des sehr heterogenen Schwerstoffs bei der Untersuchung mit Gemischten Verpackungen nicht möglich war. Bei einzelnen Parametern hing die Stoffverteilung davon ab, welche Konzentrationen im Schwerstoff gemessen wurden (z. B. Nickel, Antimon und Kupfer). Bei den

vorbehandelten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen war der Schwerstoffanteil wesentlich geringer. Daher traten die bei den Gemischten Verpackungen festgestellten Schwankungen nicht in dem Maße auf.

Die Ergebnisse aus den drei Aufbereitungsversuchen werden mit den gemittelten energiebezogenen An- / Abreicherungs-faktoren in Abbildung 4.3-11 dargestellt.



Konzentrationen der Parameter Hg und TI bei Spuckstoffen < BG

Konzentrationen des Parameters TI bei Gemischten Verpackungen und grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen < BG

Abb. 4.3-11: Gegenüberstellung der mittleren energiebezogenen An- / Abreicherung in der Fraktion Sekundärbrennstoffe aus den durchgeführten Aufbereitungsversuchen

Es zeigen sich bei den Stoffen Quecksilber, Cadmium und Antimon teilweise kein oder nur ein geringes Abreicherungspotenzial. Eine Ausnahme bildet die relevante Antimonabreicherung im Sekundärbrennstoff aus Gemischten Verpackungen.

Beim Quecksilber ist zu beachten, dass in allen Outputgütern bei der Untersuchung mit Spuckstoffen und in fast allen bei der Untersuchung mit grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen die Quecksilberkonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (bei 0,2 mg/kg) liegen. Bei der Aufbereitung von Gemischten Verpackungen mit höheren Ausgangskonzentrationen reichert sich Quecksilber in der Fe-Fraktion bzw. teilweise im Schwerstoff an.

Die Stoffe Cadmium sowie Antimon finden sich zum großen Teil in Kunststoffen, die im Sekundärbrennstoff angereichert werden. Im Rahmen der Untersuchung mit grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen wurde versuchsweise hinter der Nachzerkleinerung ein NIR-Spektrometer für die Erkennung von chlorhaltigen Kunststoffen (z. B. PVC) in die Anlage integriert. Es zeigen sich durch die Ausschleusung dieser Kunststofffraktion erstmals Abreicherungen beim Parameter Cadmium. Verbessern ließen sich die Abreicherungsfaktoren z. B., wenn das NIR-Spektrometer direkt nach der Schwerstoffabscheidung eingesetzt würde, was jedoch im Rahmen des Aufbereitungsversuches nicht möglich war. Antimon ist in langlebigen Kunststoffen oder elektronischen Geräten zu finden, die zum großen Teil über die Schwerstofffraktion abgetrennt werden (daher höhere Abreicherungen im Sekundärbrennstoff aus Gemischten Verpackungen). Es befindet sich jedoch auch als Katalysator in PET-Kunststoffen, die im Sekundärbrennstoff konzentriert werden. Für den überwiegenden Anteil der untersuchten Stoffe ist jedoch festzustellen, dass ein hohes Abreicherungspotenzial im Sekundärbrennstoff bei allen untersuchten Abfällen vorliegt.

Für die Abreicherung von Schwermetallen im Sekundärbrennstoff aus Spuckstoffen sind hauptsächlich die Fraktionen verantwortlich, die über die Metallscheidung abgetrennt werden. Dieser Einfluss zeigt sich besonders bei Arsen, Kobalt, Nickel, Mangan und Zinn. Über die NE-Metallscheidung werden Materialien aus dem Prozess ausgeschleust, die überwiegend Mangan und Vanadium enthalten.

Aufgrund des höheren Stoffinventars der Gemischte Verpackungen und der durch die Aufbereitung erzielten Heizwerterhöhung fallen die Abreicherungsfaktoren deutlich höher aus. Bei diesem Inputmaterial kommt der Schwerstofffraktion ein bedeutender Einfluss zu. Über sie werden z. B. sehr grobstückige Teile (Spielzeug, sonstige Hartkunststoffe, Elektrogeräte, Schuhe, Sprühdosen, Batterien, teilweise Organik etc.) aus dem System ausgeschleust. In diesem Outputgut konzentrieren sich daher Stoffe (z. B. Arsen, Nickel, Antimon) auf, die überwiegend in Elektronikgeräten und langlebigen Kunststoffen enthalten sind. Auch die Stoffe, die in Metalllegierungen zu finden sind, z. B. Nickel und Mangan, werden sowohl über die Fe-Metallscheidung aber auch im Schwerstoff angereichert.

Bei den Versuchen mit grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen hat die Fe-Metallscheidung eine große Bedeutung für die Schwermetallabreicherung im Sekundärbrennstoff. In der Schwerstofffraktion konzentrieren sich ebenfalls Schwermetalle auf. Da die heizwertreiche Fraktion aus Siedlungsabfällen ein für die Sekundärbrennstoffherstellung vorbehandeltes Material darstellt und damit der

Schwerstoffanteil schon verringert ist, fallen die Abreicherungs-faktoren im Sekundärbrennstoff niedriger aus als diejenigen bei der Untersuchung mit Gemischten Verpackungen.

Es ist festzustellen, dass überwiegend Stoffe im Sekundärbrennstoff abgereichert werden, die in Metallen, Elektroschrott und langlebigen Kunststoffen enthalten sind. Abgesehen davon hängt die Höhe der Transfer- bzw. An- / Abreicherungs-faktoren vom Inputmaterial und dessen Zusammensetzung ab. Daher können keine allgemeingültigen Transfer- oder An- / Abreicherungs-faktoren für eine Aufbereitungsanlage unabhängig vom Inputmaterial ermittelt, sondern nur Tendenzen für verschiedene Stoffe dargelegt werden.

4.4 Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Abfälle sowie Aufbereitungsanlagen

Wie in Kapitel 4.1 dargelegt, werden zur Sekundärbrennstoffproduktion je nach Abfall und Aufbereitungsziel unterschiedliche Technologien eingesetzt. Um im Vorfeld die erreichbare Qualität des Sekundärbrennstoffs abschätzen zu können, wäre für jede Anlage in Abhängigkeit des Inputmaterials eine aufwändige Untersuchung bei verschiedenen Betriebszuständen notwendig (z. B. auch [Rotter et al., 2001b]). Diese unterbleiben oft aus Zeit- und Kostengründen. Damit bleiben Informationen über wesentliche verfahrenstechnische Kenngrößen, die sich positiv auf die Qualität des Sekundärbrennstoffs auswirken können, unbekannt.

Mit den derzeit vorliegenden Informationen zur Effektivität von Anlagenaggregaten und Inhaltsstoffen in heterogenen Abfallgemischen ist es noch nicht möglich, über Simulationsmodelle Rückschlüsse auf die Inhaltsstoffe im aufbereiteten Sekundärbrennstoff und damit auf An- / Abreicherungs-faktoren zu ziehen. Andererseits ist es für die Sekundärbrennstoffproduktion vor dem Hintergrund von Qualitätsanforderungen der Verwerter und auch der Darstellung des Stellenwertes der Aufbereitungstechnik in Bezug auf den gesamten Verwertungsweg der Abfälle wichtig, diese Zusammenhänge zu verdeutlichen.

Für die Erstellung von Modellen sind zur Beschreibung realistischer Zustände entsprechende umfangreiche Detailkenntnisse über die verschiedenen Anlagenparameter sowie über die Abfälle erforderlich.

Das Vorgehen, wie es hier für die Aufbereitungsversuche beschrieben ist, wäre für einzelne Anlagenaggregate bei unterschiedlichen Betriebszuständen mit verschiedenen Abfällen durchzuführen. Die Abbildung 4.4-1 zeigt eine modellhafte Darstellung der generellen Vorgehensweise bei der Analyse und Bilanzierung eines Aufbereitungsaggregates im Hinblick auf eine Modellierung.

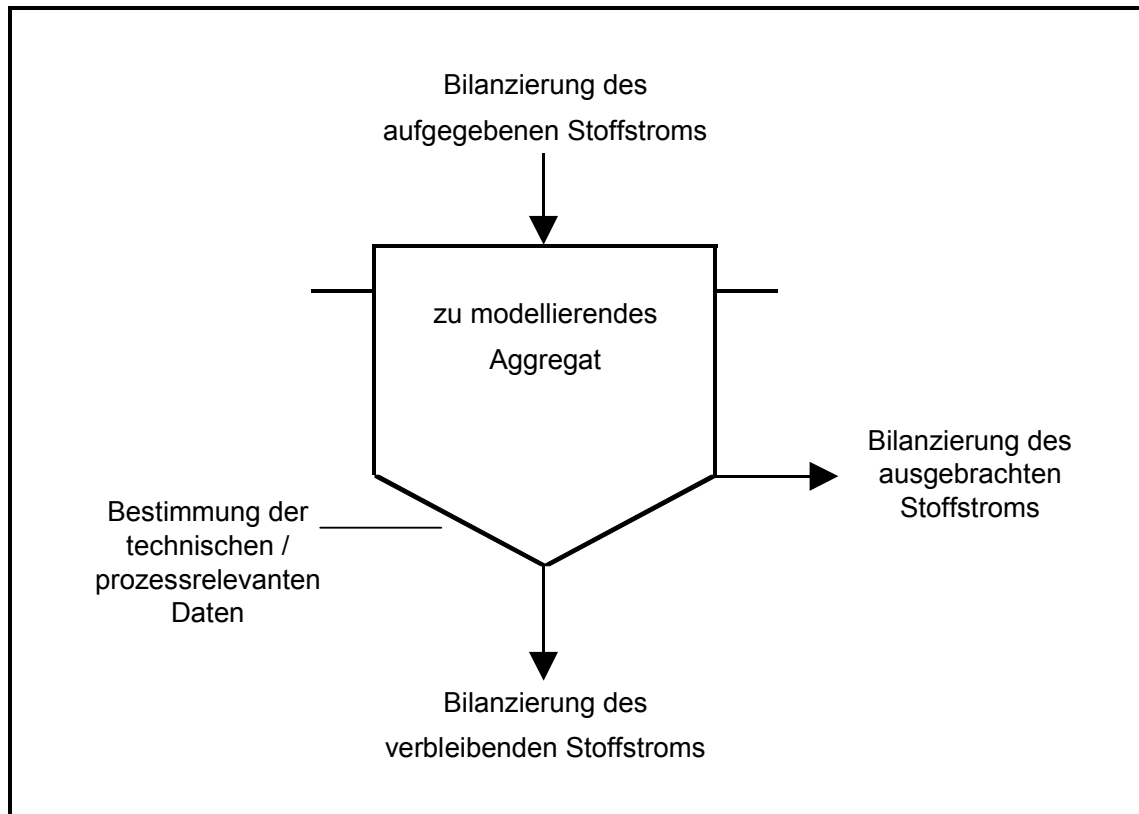


Abb. 4.4-1: Modellhafte Darstellung der generellen Vorgehensweise bei der Analyse und Bilanzierung eines Aufbereitungsaggregates im Hinblick auf eine Modellierung [Beyer et al., 2001]

Stoffströme können durch Verknüpfung von Daten der einzelnen Anlagenaggregate modelliert werden. Auf diesem Weg wird es möglich, Aussagen über Qualitäten von Sekundärbrennstoffen in Abhängigkeit des Materialinputs, der Anlagentechnik sowie der Betriebszustände zu treffen. Zusätzlich können An- / Abreicherungs-faktoren für die entsprechenden Sekundärbrennstoffproduktionsanlagen modellhaft abgeleitet werden.

5 Bewertung der Umweltverträglichkeit des Sekundärbrennstoffeinsatzes in industriellen Anlagen

Es werden Bewertungsinstrumente dargestellt, die zurzeit eingesetzt werden, um die Umweltverträglichkeit des Einsatzes von Sekundärbrennstoffen in Bezug auf § 5 KrW-/AbfG zu untersuchen. Einen Schwerpunkt bildet die Einordnung des Stoffflussanalysenmodells zur Abschätzung der Emissionen beim Einsatz von Sekundärbrennstoffen in Feuerungsanlagen. Nach der Diskussion der Anwendung des Stoffflussanalysenmodells werden weitere Instrumente zur Bewertung der Umweltverträglichkeit des Sekundärbrennstoffeinsatzes im Vergleich zur Beseitigung (§ 5 (5) KrW-/AbfG) betrachtet.

5.1 Stoffflussanalysenmodell zur Bewertung der Umweltverträglichkeit

5.1.1 „Stoffflussanalysenmodell NRW“

Wie in Kapitel 4 gezeigt, lassen sich Stoffströme in Systemen mit Hilfe von Bilanzierungsmodellen untersuchen. In Nordrhein-Westfalen wurde im Oktober 2000 ein Stoffflussanalysenmodell als Methode zur abfallrechtlichen Beurteilung von thermischen Entsorgungsmaßnahmen in Bezug auf die Anforderungen des § 5 (3) KrW-/AbfG als Erlass in den Vollzug eingeführt [MUNLV, 2000]. Das Modell wird im Folgenden als „Stoffflussanalysenmodell NRW“ bezeichnet.

Es soll nach [Friedrich et al., 2001] damit die Möglichkeit eröffnet werden, „ökologisch zweifelhafte Verwertungsverfahren hinsichtlich einer nicht gegebenen Schadlosigkeit zu erkennen und zu unterbinden. Zudem soll durch die Beurteilungsgrundlage mehr Rechtssicherheit erreicht werden“. Bestrebungen gehen zudem dahin, einen Leitfaden mit Richtwerten und Positivlisten von Abfällen zu erarbeiten, bei denen aufgrund des Stoffinventars davon ausgegangen werden kann, dass eine umweltverträgliche Verwertung gegeben ist. Mit diesem Leitfaden sollen den Genehmigungsbehörden Einzelfallentscheidungen erleichtert werden [Both, 2001].

Zurzeit wird mit dem „Stoffflussanalysenmodell NRW“ nur der Emissionspfad betrachtet. Dabei wird der Einsatz des einzelnen zu prüfenden Abfalls, charakterisiert nach dem jeweils zugehörigen Abfallschlüssel, z. B. in Kraft- oder Zementwerken gegenüber den Grenzwerten der 17. BImSchV im virtuellen Abfallteilstrom geprüft. Eine Bewertung erfolgt, indem für einen Abfallschlüssel die Emissionen mit Hilfe des Medians aus einem Datenkollektiv abgeschätzt und mit dem entsprechenden Tagesmittelwert bzw. Mittelwert über den Probenahmezeitraum der 17. BImSchV verglichen

werden. Im Rahmen der Stoffflussanalyse NRW ist zudem eine Sensitivitätsbetrachtung zur Berücksichtigung der Spitzenwertproblematik im Abfall vorgesehen. Diese soll dann geprüft werden, wenn das Datenkollektiv stark streut. Die Emissionskonzentrationen werden dazu mit dem 90. Perzentil (bei < 10 Werten mit dem Maximalwert) abgeschätzt. Als Bewertungsparameter werden der Halbstundenmittelwert für Quecksilber bzw. die Mittelwerte über den Probenahmezeitraum herangezogen. Aus der Sensitivitätsbetrachtung wird der Schluss gezogen, dass der Abfall von der energetischen Verwertung auszuschließen ist, wenn eine Begrenzung der Stoffkonzentration im Abfall nicht möglich ist [Friedrich et al., 2001].

Als Eingangsdaten sind neben den Daten für die zu prüfenden Abfälle Prozessdaten erforderlich. Dazu zählen die energiespezifische Abgasmenge sowie die Transferfaktoren der betrachteten Anlagen. Im Rahmen des Erlasses in NRW wurden Beispielrechnungen durchgeführt (Ergebnisse siehe [MUNLV, 2000]). Bei dem „Stoffflussanalysenmodell NRW“ wird die Aufbereitung von Abfällen zu Sekundärbrennstoffen zurzeit nicht berücksichtigt.

5.1.2 „Erweitertes Stoffflussanalysenmodell“

Im Regelfall wird ein fester Abfall nicht direkt in einer industriellen Anlage energetisch genutzt, sondern zunächst einer Aufbereitung unterzogen, um ihn für den Brennstoffeinsatz von Störstoffen zu entfrachten und zu konfektionieren. Dieser Schritt ist überwiegend mit Veränderungen der Inhaltsstoffe sowie der Heizwerte verbunden (vgl. Kap. 4.3). Als Inputmaterial zur Berechnung der Stoffströme in Verwertungsanlagen ist somit entweder der aufbereitete und konfektionierte Sekundärbrennstoff einzusetzen oder der Einfluss der Aufbereitung für den einzelnen Abfall ist zu berücksichtigen. Aus dem Grund wird das „Stoffflussanalysenmodell NRW“ um die Aufbereitungsstufe (Abb. 5.1-1) erweitert.

Das „erweiterte Stoffflussanalysenmodell“ wird so aufgebaut, dass nach der Aufbereitungsanlage die Inhaltsstoffe im erzeugten Sekundärbrennstoff beschrieben werden (Ansatz von An- / Abreicherungs-faktoren) und dieser als modifizierter Input in die Verwertungsanlage gelangt. Die in Tabelle 5.1-1 dargestellten Formeln beschreiben die Frachtberechnungen für den Einsatz von Abfällen in Zement- und Kraftwerken.

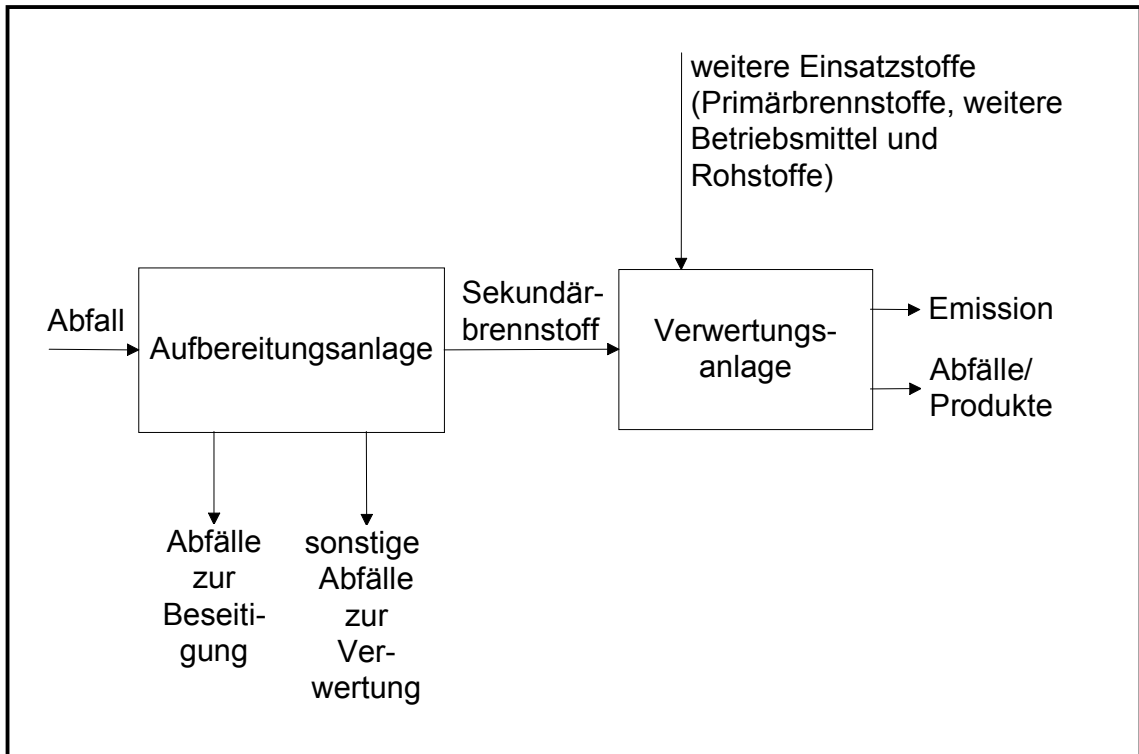


Abb. 5.1-1: Erweitertes Modell zur Untersuchung von Stoffströmen bei der energetischen Verwertung von Abfällen

Tab. 5.1-1: Formeln für die Frachtberechnung beim Einsatz von Sekundärbrennstoffen in Zement- oder Kraftwerken

	Zementwerk	Kraftwerk (hier Schmelzkammerfeuerung)
$F_{\text{Reingas},P} =$	$(F_{\text{sonstiger Input},P} + F_{\text{Sekundärbrennstoff},P}) \cdot TF_{\text{Reingas},P}$	
$F_{\text{Zement},P} =$	$(F_{\text{Rohmehl},P} + F_{\text{sonstiger Brennstoff},P} + F_{\text{Sekundärbrennstoff},P}) \cdot TF_{\text{Zement},P}$	
$F_{\text{Gips},P} =$		$(F_{\text{sonstiger Brennstoff},P} + F_{\text{Sekundärbrennstoff},P}) \cdot TF_{\text{Gips},P}$
$F_{\text{Granulat},P} =$		$(F_{\text{sonstiger Brennstoff},P} + F_{\text{Sekundärbrennstoff},P}) \cdot TF_{\text{Granulat},P}$
$F_{\text{Abwasser},P} =$		$(F_{\text{sonstiger Brennstoff},P} + F_{\text{Sekundärbrennstoff},P}) \cdot TF_{\text{Abwasser},P}$

F: Fracht, P: betrachteter Stoff, $F_{\text{Sekundärbrennstoff},P} = C_{\text{Abfall},P} \cdot (1 + AF_P) \cdot m_{\text{Sekundärbrennstoff}}$
 AF: An- / Abreicherungs faktor aus der Abfallaufbereitung, TF: Transferfaktor,

Um mit einem Stoffflussanalysenmodell belastbare Aussagen für verschiedene Stoffströme erreichen zu können, sind neben dem modellierten System weitere Faktoren ergebnisentscheidend:

- Eingangsdaten (Inputmaterialien, Prozessdaten)
- Bewertungsmethodik
- Ergebnisdarstellung und Sensitivität.

5.1.3 Eingangsdaten, Bewertungsmethodik und Sensitivitäten bei Anwendung des „erweiterten Stoffflussanalysenmodells“ zur Emissionsabschätzung

5.1.3.1 Umfang und Qualität der Analysendaten der Inputgüter

Zunächst sind alle Inputgüter, die im System betrachtet werden, zu charakterisieren. Wird die Teilstrombetrachtung für die Emissionsabschätzung angewendet, sind die Abfalldaten mit der Berücksichtigung des Einflusses der Aufbereitungstechnik oder die Sekundärbrennstoffdaten maßgeblich. Auf die Beschreibung von Inhaltsstoffen in festen Abfällen wurde schon in Kapitel 3 ausführlich eingegangen.

Neben den in der 17. BImSchV genannten Schwermetallen sind zusätzliche Informationen zu Wassergehalten und Heizwerten notwendig. Eigene Auswertungen haben gezeigt, dass sich diese Parameter weitgehend normalverteilt verhalten. Da der Median zur Bestimmung eines mittleren Wertes verteilungsunabhängig ist, kann dieser auch zur Beschreibung des Heizwertes und des Wassergehaltes herangezogen werden.

Bei der Beurteilung der energetischen Verwertung für Abfälle anhand von Datensammlungen sollte zusätzlich der Umfang und die Qualität der Daten überprüft werden. Dabei ist kritisch zu betrachten:

- die Abfallzuordnung (Abfallbeschreibung korrespondiert mit Abfallschlüssel)
- die Datenherkunft, -quelle (Deklarationsanalyse, Daten aus der Qualitätssicherung etc.)
- das Alter der Daten (Berücksichtigung von zeitlichen Entwicklungen)
- die ausreichende Datenanzahl je Stoff.

Anhand von Beispielrechnungen mit der „Stoffflussanalyse NRW“ für die Shredderleichtfraktion wurde ein Datenbestand von 245 Proben für den Abfall ausgewertet [Zeschmar-Lahl, 2001a]. Tatsächlich lagen aber bei den Schwermetallen beispielsweise nur ein Analysenwert für Vanadium und derer zwei für Kobalt vor. Dies zeigt,

dass für eine statistisch annähernd abgesicherte Aussage nicht immer für alle betrachteten Parameter genügend Analysen vorliegen. Dies ist bei der Ergebnisdarstellung zu berücksichtigen. Um die ausgewerteten Daten abzusichern, sollten Plausibilitätsprüfungen durchgeführt werden. Sie können z. B. mit bereits an anderen Stellen veröffentlichten Daten verglichen werden.

5.1.3.2 Umfang und Qualität der Prozessdaten

Zu den Prozessdaten gehören bei Berücksichtigung der mechanischen Aufbereitung die An- und Abreicherungs-faktoren. Die Randbedingungen für die Bestimmung dieser Faktoren in mechanischen Aufbereitungsanlagen wurden bereits in Kapitel 4.3 beschrieben. Sie sind abhängig vom Inputmaterial sowie von der Aufbereitungstechnik.

Für die energetischen Verwertungsanlagen sind die Transferfaktoren sowie die energiespezifische Abgasmenge relevant. Mit der energiespezifischen Abgasmenge wird angegeben, wie viel m^3 Abgas in einem Prozess gebildet werden, wenn Brennstoff mit einer Energiemenge von einem MJ verbrannt wird. Die entsprechende Abgasmenge hängt u. a. davon ab, mit welchem Sauerstoffüberschuss die jeweilige Anlage betrieben wird. Während Kraftwerke mit einem Sauerstoffgehalt im Abgas je nach Anlagenart von 5 bis 7 % gefahren werden, liegt dieser in Zementwerken bei ca. 10 %. Die Emissionsgrenzwerte der 17. BImSchV sind normiert auf 11 % Sauerstoffgehalt im Abgas. Daher wird bei der Emissionsabschätzung im Rahmen der Stoffflussanalyse die Abgasmenge auf 11 % O_2 bezogen (siehe auch „Stoffflussanalysenmodell NRW“).

Die Bestimmung von Transferfaktoren in energetischen Verwertungsanlagen zeichnet sich durch eine große Komplexität aus, da es sich um dynamische Verfahren handelt. Bei der Ermittlung der Faktoren für Verwertungsverfahren sind nach [Funcke et al, 2000] vor allem erforderlich:

- gleichmäßige Betriebsbedingungen vor allem hinsichtlich der Inputmassen und der Lastfälle möglichst über einen Zeitraum von mehreren Wochen
- genaue Erfassung von allen Input- und Outputmassen während des Messzeitraums
- repräsentative Probenahme und Analytik aller zu untersuchenden Matrices in den verschiedenen Medien (fest, gasförmig, flüssig).

Die Ermittlung der An- / Abreicherungs-faktoren sowie der Transferfaktoren kann daher nur auf der Basis von speziellen aufwändigen Untersuchungen oder anhand von Simulationsmodellen (z. B. [Berger et al., 1998]) erfolgen.

▪ **Transferfaktoren für die energetische Verwertung von Sekundärbrennstoffen in Kraftwerken**

Bei der energetischen Verwertung von Sekundärbrennstoffen in Kraftwerken ist zu berücksichtigen, dass sich sowohl in jedem Anlagentyp (vgl. Kap. 2.3.2) als auch in jeder einzelnen Anlage die Verteilung von Schwermetallen auf die Outputgüter aufgrund individueller Inputmaterialien sowie der Feuerungsbedingungen (z. B. Rückführung von REA-Schlamm, Temperaturführung) unterschiedlich verhalten. Bei Trockenfeuerungen herrschen je nach Brennstoff im Feuerraum Temperaturen von 1.000 bis 1.400° C (< Ascheschmelzpunkt), bei Schmelzkammerfeuerungen sind Temperaturen bis ca. 1.600° C (> Ascheschmelzpunkt) üblich. Je nach Brennstoffqualität und Feuerung wird die Flüchtigkeit der Schwermetalle bzw. ihrer Verbindungen beeinflusst, was für den weiteren Verbleib von entscheidender Bedeutung ist [Maier et al., 1992]. In der folgenden Tabelle 5.1-2 sind Transferfaktoren aus Literaturdaten exemplarisch für die Schmelzkammerfeuerung mit Steinkohleeinsatz für den Emissionspfad dargestellt.

Tab. 5.1-2: Auswahl von Transferfaktoren verschiedener Steinkohlekraftwerke mit Schmelzkammerfeuerung für die Emission

	Transferfaktoren verschiedener Steinkohlekraftwerke mit Schmelzkammerfeuerung							SFA NRW ⁷
	1	2		3	4	5	6	
Cadmium	0,001	0,000004	0,00001	0,001	0,001			0,0008
Thallium	0,001	0,000003	0,000004	0,001				0,0056
Quecksilber	0,70	0,50		0,50	0,27	0,13	0,60	0,65
Antimon				0,001				0,004
Arsen	0,001	0,000003	0,000001	0,001	0,173		0,100	0,011
Blei	0,001	0,000004	0,000002	0,0005	0,026			0,00086
Chrom		0,000001	0,0000004	0,0005				0,00008
Kobalt				0,0005				0,00047
Kupfer				0,0005			0,003	0,00212
Mangan				0,0005				0,00048
Nickel		0,000001	0,0000002	0,0005				0,00411
Vanadium		0,000001	0,0000002	0,0005				0,00032
Zinn				0,0005				0,00164

¹ [Six, 2000]; ² [Zeschmar-Lahl, 2001b]; ³ [Betreiberangaben, 2000]; ⁴ [Maier et al., 1992]; ⁵ [Winkler et al., 2001]; ⁶ [Berger et al., 1998]; ⁷ [Friedrich et al., 2001];

Umfassende Untersuchungen zu allen Outputgütern bzw. für alle zu betrachtenden Stoffe gibt es zurzeit nicht. Hinzu kommt, dass eine vollständige Bilanz nur selten zu erreichen ist. Neben den analytischen Unsicherheiten machen auch temporäre Senken, wie z. B. Einspeicherungen im Kessel, eine geschlossene Bilanz schwierig bis

unmöglich [Maier et al., 1992]. Durch spezielle Fahrweisen einer Anlage können Stoffflüsse gesteuert, somit Senken gebildet und Transferfaktoren beeinflusst werden. Gutberlet [et al., 1992] schließen aus durchgeführten Versuchen, dass z. B. die Abscheidung von Quecksilber in der Rauchgasreinigungsanlage maßgeblich durch eine vorgeschaltete „High-Dust-DENOX-Anlage“ (DENOX-Anlage direkt hinter dem Kessel angeordnet) positiv beeinflusst wird. Es erfolgt damit eine rasche Temperaturabsenkung und keine Wiederaufheizung des Rauchgasstromes.

Durch den Einbau eines Keramikreaktors im Rauchgasstrom im Anschluss an die REA kann zusätzlich Quecksilber abgeschieden werden. Es wird von Berger [et al., 1998] dargestellt, dass mit dieser Maßnahme eine deutliche Minderung der Quecksilberemission erfolgt. Zudem wird damit ein bedeutender Anteil des über den Brennstoff zugeführten Quecksilbers in reiner Form abgeschieden. Winkler [et al., 2001] berichten von gezielten Maßnahmen, aus den Schlämmen von Rauchgasentschwefelungsanlagen Quecksilber abzutrennen.

In der Berechnung für den Abfalleinsatz in Kraftwerken im Rahmen der „Stoffflussanalyse NRW“ wurden Transferfaktoren verschiedener Kraftwerkstypen mit unterschiedlichem Brennstoffeinsatz (Stein-, Braunkohle) gemittelt. Die mittleren Transferfaktoren sollen Vorgänge in einem „modernen mittleren Kraftwerk“ repräsentieren [Zeschmar-Lahl, 2001a]. Die dort angewandten Transferfaktoren können nur für Beispielrechnungen zur Emissionsabschätzung genutzt werden, eignen sich aber nicht zur Bewertung der Emissionen aus einzelnen Kraftwerken.

▪ **Transferfaktoren für die energetische Verwertung in Zementwerken**

Bandbreiten von Transferfaktoren liegen auch für Zementwerke vor. Kircharts [1994] konnte im Rahmen von Stoffbilanzierungen für ausgewählte Schwermetalle in verschiedenen Zementwerken feststellen, dass deren Emissionen bei vorgegebenem Eintrag von folgenden Randbedingungen abhängen:

- elementspezifischer Abscheidegrad der Abgasreinigungseinrichtungen
- Gehalte verdampfbarer Stoffe in den Kreisläufen
- Temperaturbereich der Abscheidung aus der Gasphase.

Der Temperaturbereich der Abscheidung aus der Gasphase wirkt sich vor allem auf die Quecksilberemission aus. Kircharts [1994] konnte eine beginnende Quecksilberabscheidung bei 200° C und eine Abscheidung von 90 % bei einer Abgastemperatur von 130° C im Direktbetrieb (ohne Abgasverwertung) feststellen. Im Verbundbetrieb (Abgasverwertung zur Trocknung der Rohmaterialien) liefen die Abscheidungen aufgrund

des größeren Oberflächenangebotes für die Adsorption von Quecksilber noch effizienter ab.

Die Bildung von Transferfaktoren in Zementwerken ist komplex, da sowohl Schwermetalle über Rohstoffe als auch Brennstoffe in das System gelangen. In den Rohstoffen sind sie in eine mineralische Matrix eingebunden und werden im Wärmetauscher-Drehrohrofen-System auf bis ca. 1.500° C aufgeheizt (Sinterprozess). Die Schwermetalle in den Brennstoffen sind überwiegend in eine organische Matrix eingebunden. Diese geht mit Ausnahme des schwerflüchtigen anorganischen Anteils (Ascheanteil) vollständig in die Gasphase über. Über die Primärfeuerung passieren die Brennstoffe eine Temperatur von 2.000° C. [Fehring et al., 1999]. In der Literatur existieren keine oder nur wenige Angaben über Transferfaktoren für die Schwermetalle aus dem Brennstoff, der im Rahmen der Stoffflussanalyse beurteilt werden soll. Daher werden von Fehring [et al., 1999] zwei Methoden zur Berechnung von Transferfaktoren vorgestellt:

- Black Box Methode
- Methode Einbinde- mal Abscheidegrad.

Die Black Box Methode ist definiert als Betrachtungsweise, bei der ausschließlich die Stoffflüsse in und aus dem System Zementwerk untersucht werden. Die system- und prozessinternen Kreisläufe liefern die Rahmenbedingungen, werden bei der Berechnung aber nicht untersucht.

$$TF = \frac{F_{\text{Reingas}}}{F_{\text{Inputgut}}} \quad (13)$$

mit: TF = Transferfaktor
 F_{Reingas} = Fracht, die mit dem Reingas den Prozess verlässt
 F_{Inputgut} = Fracht in Inputgütern (Rohmehl + Brennstoffe)

Berechnungen der Transferfaktoren für Schwermetalle aus dem Brennstoff sind nicht exakt durchführbar, da sich die Emissionen sowohl aus den Inhaltsstoffen der Rohmaterialien als auch der Brennstoffe zusammensetzen. Fehring [et al., 1999] haben für das Verhalten der Schwermetalle zwei relevante Vorgänge bestimmt:

- die Einbindung der Stoffe in den Klinker im Wärmetauscher-Drehrohrofen (Einbindegrad)
- die Abscheidung der Stoffe (im Rohgasstaub) an der Staubabscheidung (Abscheidegrad).

Aus diesen Angaben wurde die Methode Einbinde- mal Abscheidegrad entwickelt (dazu [Fehring et al., 1999]).

$$TF = (1 - \gamma) \cdot (1 - \eta) \cdot \varepsilon \quad (14)$$

mit: TF = Transferfaktor
 γ = Einbindegrad Klinker
 η = Abscheideleistung Elektrofilter
 ε = Anreicherungsfaktor filtergängiger Feinstaub

In der Tabelle 5.1-3 ist eine Bandbreite von Transferfaktoren für Zementwerke mit Zyklonvorwärmer nach beiden Methoden zusammengestellt.

Tab. 5.1-3: Bandbreite von Transferfaktoren für Zementwerke mit Zyklonvorwärmer

	Black Box Methode				Methode Einbinde- mal Abscheidegrad			
	min ¹	max ¹	mittel ¹	SFA NRW ²	min ¹	max ¹	mittel ¹	SFA NRW ²
Cadmium	0,00003	0,0002	0,0001	0,002	0,000006	0,000012	0,000010	0,00003
Thallium				0,013				0,00020
Quecksilber	0,04	0,90	0,40	0,40	0,02	0,06	0,04	0,30
Antimon				0,0003				0,000005
Arsen				0,0002				0,000005
Blei	0,0002	0,0005	0,0002	0,0005	0,000006	0,000009	0,000008	0,00002
Chrom				0,0001				0,000005
Kobalt				0,0002				0,000005
Kupfer				0,0001				0,000005
Mangan				0,0002				0,000005
Nickel				0,0003				0,000005
Vanadium				0,0005				0,000005
Zinn				0,0007				0,000005

¹[Fehring et al., 1999], ²[Friedrich, 2001b]

Anhand der Transferfaktoren in Tabelle 5.1-3 ist festzustellen, dass durchschnittlich für Quecksilber eine Zehnerpotenz und bei den übrigen Schwermetallen zwei Zehnerpotenzen zwischen den beiden Methoden der Transferfaktorbildung liegen.

Mit der Black Box Methode können vereinfacht Transferfaktoren berechnet werden, die den „tatsächlichen“ aus dem Brennstoff nahe kommen. Die Methode Einbinde- mal Abscheidegrad erlaubt eine exaktere Berechnung. Es sind jedoch hierzu nur wenig Daten verfügbar [Fehring et al., 1999]. Im Rahmen der „Stoffflussanalyse NRW“ wurden die Transferfaktoren nach der Black Box Methode zur Abschätzung der Emissionen angesetzt. Die Transferfaktoren wurden gemeinsam mit dem Verein Deutscher

Zementwerke erarbeitet, wobei dieser die Methode Einbinde- mal Abscheidegrad favorisierte [VDZ, 2000c].

▪ Einordnung von Transferfaktoren

Transferfaktoren zur Bestimmung von Stoffverlagerungen in industriellen Prozessen sind individuell zu bestimmen. Selbst die Entnahme von Proben während eines begrenzten Zeitraums kann nur eine „Momentaufnahme“ darstellen [Kirsch, 1979]. Aus einer lückenhaften Projektion des Gesamttablaufes (Brennstoffwechsel, Lastwechsel, Stillstände etc.) umfassende Analogieschlüsse zu ziehen, hält dieser daher für sehr unsicher. Alle Unsicherheiten von der repräsentativen Probenahme bis hin zur Auswertung der Analysendaten wirken sich ebenfalls auf das Ergebnis aus. Daher stellen die individuell ermittelten Transferfaktoren für Verwertungsanlagen Größenordnungen für das Verhalten von Stoffen innerhalb der einzelnen Anlage dar. Aufgrund des Aufwandes zur Bestimmung dieser Faktoren werden oft vereinfacht Referenzprozesse herangezogen. Die sich damit ergebenden Stoffverlagerungen sind dann jedoch entsprechend zu werten und zu relativieren.

5.1.3.3 Bewertungsmethodik zur Abschätzung der Emissionen

In Bezug auf die Schwermetalle gelten im Rahmen der EU-Verbrennungsrichtlinie für alle betrachteten Anlagen (industrielle Feuerungsanlagen sowie Abfallverbrennungsanlagen) die gleichen Emissionsgrenzwerte. Unterschieden wird jedoch im Hinblick auf die Bezugssauerstoffgehalte (Zementindustrie 10 %, Feuerungsanlagen (Kraftwerke) 6 %).

Da die Verbrennungsrichtlinie noch nicht in nationales Recht umgesetzt wurde, wird zur Emissionsbewertung von energetischen Verwertungsverfahren zurzeit noch die derzeit geltende 17. BImSchV angewendet. Wie schon in Kapitel 2.2 dargelegt, sieht Lübbe-Wolff [2001] einen Konflikt darin, gesonderte Anforderungen an den „theoretischen“ abfallseitigen Abgasstrom zu stellen, wie es in dem „Stoffflussanalysenmodell NRW“ festgelegt wurde. Diese Betrachtungsweise stellt im Vergleich zur Mischwertbetrachtung eine konservative Beurteilung dar.

Vor dem Hintergrund der Unsicherheiten bei den Eingangsdaten in die Stoffflussanalyse, der komplexen Vorgänge bei der Verbrennung und des vereinfachten Modells können nur mittlere Emissionskonzentrationen mit dem Median der Abfalldaten abgeschätzt werden. Diese werden dem entsprechenden Tagesmittelwert bzw. Mittelwert über den Probenahmezeitraum der 17. BImSchV gegenübergestellt.

Es ist daher fraglich, ob eine Abschätzung der Schwermetallemissionen mit maximalen Werten im Abfallinput im Vergleich zu den Emissionsgrenzwerten der 17. BImSchV im Teilstrom angewendet werden kann. Lediglich für Quecksilber ist in der 17. BImSchV ein Halbstundenmittelwert vorgesehen, alle anderen Emissionsgrenzwerte beziehen sich auf längere Zeiträume. Es werden in diesem Zusammenhang maximale Analysenwerte aus heterogenen Abfällen direkt mit Messwerten in homogenerem Abgas in Verbindung gebracht. Dabei werden die Effekte bzw. Einflüsse, die bei der Verbrennung auftreten und die die Qualität sowie Quantität der Emissionen unter Berücksichtigung des zeitlichen Verlaufs beeinflussen, nicht berücksichtigt. Bei der Abschätzung der Emissionen auf der Grundlage von Datensammlungen muss zudem beachtet werden, dass zusätzliche Unsicherheiten aus der Abfallzuordnung, der Datenherkunft, dem Alter der Daten sowie der ausreichenden Datenanzahl je Parameter hinzukommen. Aus diesem Grund wird die Bewertung der Emissionen zur abfallwirtschaftlichen Einordnung mit maximalen Werten nachfolgend nicht weiter betrachtet. Unberücksichtigt davon bleibt die immissionsschutzrechtliche Beurteilung von maximalen Emissionen, z. B. zur Auslegung von Rauchgasreinigungseinrichtungen. Diese Beurteilung erfolgt jedoch bezogen auf den Gesamtstrom einer Anlage, wobei der Abfall nur einen geringen Anteil hat.

5.1.3.4 Ergebnisse und Sensitivität bei der Emissionsabschätzung

Im Weiteren werden Stoffflüsse für die im Rahmen der Arbeit betrachteten Abfälle berechnet. Als Eingangsdaten werden für den Abfall der Median aus den vorliegenden Datenkollektiven sowie für den Einfluss der Aufbereitungstechnik exemplarisch die in Kapitel 4 ermittelten An- / Abreicherungs-faktoren eingesetzt. Da die Transferfaktoren in Kraftwerken häufig ungünstiger ausfallen als im Zementwerk, werden für die drei betrachteten Abfallarten die Emissionen in einem Kraftwerk abgeschätzt. Dazu werden die Transferfaktoren, die der Betreiber eines Kraftwerk mit Schmelzkammerfeuerung im Rahmen von Versuchen mit anderen Inputstoffen ermittelt hat, eingesetzt. Als Bewertungsmaßstab für die Emission wird der virtuelle Abfallabgasteilstrom bei 11 % O₂ nach der 17. BImSchV herangezogen.

Die folgende Berechnungsformel wurde zugrundegelegt:

$$C_{\text{Reingas,P}} = \frac{C_{\text{Abfall,P}} \cdot (1 + AF_P) \cdot (100 - (WG_{\text{Abfall}} \cdot (1 + AF_{WG}))) \cdot TF_P}{H_{U,\text{Abfall}} \cdot (1 + AF_{H_u}) \cdot RV_e} \quad (15)$$

- mit:
- P = betrachteter Stoff
 - C = Konzentration in [mg / m³], [mg / Mg]
 - AF = An-/Abreicherungsfaktoren aus der Abfallaufbereitung für den betrachteten Stoff, den Wassergehalt und den Heizwert [-]
 - WG_{Abfall} = Wassergehalt des Abfalls [%]
 - TF = Transferfaktor Verwertungsanlage [-]
 - H_{u,Abfall} = unterer Heizwert des Abfalls [MJ / Mg]
 - RV_e = energiebezogenes Rauchgasvolumen [m³ / MJ]

Tab. 5.1-4: Abschätzung von Emissionen nach dem Modell der „erweiterten Stoffflussanalyse“ beim Einsatz von Spuckstoffen in einem Kraftwerk mit Schmelzkammerfeuerung

energiespez. Abgasmenge 0,53 [m ³ /MJ]						
	Median Abfallinhalts- stoff 03 03 07	1 + AF Aufbereitung ¹	aufbereiteter Sekundär- brennstoff	TF Reingas Kraftwerk ²	Konzentration Reingas	Prüfwert 17. BlmschV
H _u [MJ/Mg]	14.290	1,00	14.290			
WG [%]	40	1,00	40			
	[mg/Mg TS]		[mg/Mg FS]		[mg/m ³]	[mg/m ³]
Cadmium	600	1,01	362	0,001	0,00005	
Thallium	625	1,00	375	0,001	0,00005	
Summe					0,0001	0,05
Quecksilber	194	1,00	116	0,50	0,008	0,03
Antimon	3.500	1,04	2.183	0,001	0,00029	
Arsen	1.000	0,58	347	0,001	0,00005	
Blei	13.000	1,00	7.807	0,0005	0,00052	
Chrom	10.100	0,83	5.024	0,0005	0,00033	
Kobalt	1.780	0,69	741	0,0005	0,00005	
Kupfer	37.410	1,05	23.525	0,0005	0,00155	
Mangan	39.500	0,50	11.805	0,0005	0,00078	
Nickel	11.000	0,60	3.942	0,0005	0,00026	
Vanadium	2.500	0,78	1.169	0,0005	0,00008	
Zinn	15.400	0,72	6.628	0,0005	0,00044	
Summe					0,004	0,5

grau hinterlegte Felder stellen Eingabefelder dar

¹ mittlere AF aus Kapitel 4 für Spuckstoffe

² TF für ein durchschnittliches Kraftwerk mit Schmelzkammerfeuerung [Betreiberangaben, 2000]

Tab. 5.1-5: Abschätzung von Emissionen nach dem Modell der „erweiterten Stoffflussanalyse“ beim Einsatz von Gemischten Verpackungen in einem Kraftwerk mit Schmelzkammerfeuerung

energiespez. Abgasmenge 0,53 [m³/MJ]						
	Median Abfallinhaltsstoff 15 01 06	1+ AF Aufbereitung ¹	aufbereiteter Sekundärbrennstoff	TF Reingas Kraftwerk ²	Konzentration Reingas in	Prüfwert 17. BlmschV
H _u [MJ/Mg]	23.900	1,20	28.680			
WG [%]	4	0,90	3			
	[mg/Mg TS]		[mg/Mg FS]		[mg/m³]	[mg/m³]
Cadmium	2.800	1,15	3.106	0,001	0,00020	
Thallium	500	1,00	484	0,001	0,00003	
Summe					0,0002	0,05
Quecksilber	100	0,98	95	0,50	0,003	0,03
Antimon	8.000	0,78	6.063	0,001	0,00040	
Arsen	3.000	0,16	455	0,001	0,00003	
Blei	57.100	0,77	42.474	0,0005	0,00140	
Chrom	30.200	0,43	12.647	0,0005	0,00042	
Kobalt	4.000	0,64	2.471	0,0005	0,00008	
Kupfer	115.100	0,65	72.612	0,0005	0,00239	
Mangan	100.000	0,34	32.660	0,0005	0,00107	
Nickel	14.800	0,30	4.296	0,0005	0,00014	
Vanadium	5.000	0,39	1.872	0,0005	0,00006	
Zinn	23.650	0,16	3.597	0,0005	0,00012	
Summe					0,006	0,5

grau hinterlegte Felder stellen Eingabefelder dar

¹ mittlere AF aus Kapitel 4 für Gemischte Verpackungen

² TF für ein durchschnittliches Kraftwerk mit Schmelzkammerfeuerung [Betreiberangaben, 2000]

Tab. 5.1-6: Abschätzung von Emissionen nach dem Modell der „erweiterten Stoffflussanalyse“ beim Einsatz von grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen in einem Kraftwerk mit Schmelzkammerfeuerung

energiespez. Abgasmenge $0,53$ [m ³ /MJ]						
	Median Abfallinhaltsstoff 19 12 10	1+ AF Aufbereitung ¹	aufbereiteter Sekundärbrennstoff	TF Reingas Kraftwerk ²	Konzentration Reingas	Prüfwert 17. BImSchV
H _u [MJ/Mg]	17.500	1,00	17.500			
WG [%]	20	1,00	20			
	[mg/Mg TS]		[mg/Mg FS]		[mg/m ³]	[mg/m ³]
Cadmium	1.700	0,92	1.251	0,001	0,00013	
Thallium	250	1,00	200	0,001	0,00002	
Summe					0,0002	0,05
Quecksilber	400	1,00	320	0,50	0,017	0,03
Antimon	3.550	1,05	2.982	0,001	0,00032	
Arsen	2.500	0,55	1.100	0,001	0,00012	
Blei	120.000	0,98	94.080	0,0005	0,00507	
Chrom	91.150	0,79	57.607	0,0005	0,00311	
Kobalt	3.300	0,81	2.138	0,0005	0,00012	
Kupfer	187.500	0,84	126.000	0,0005	0,00679	
Mangan	134.000	0,69	73.968	0,0005	0,00399	
Nickel	40.000	0,69	22.080	0,0005	0,00119	
Vanadium	6.735	0,98	5.280	0,0005	0,00028	
Zinn	15.000	0,66	7.920	0,0005	0,00043	
Summe					0,021	0,5

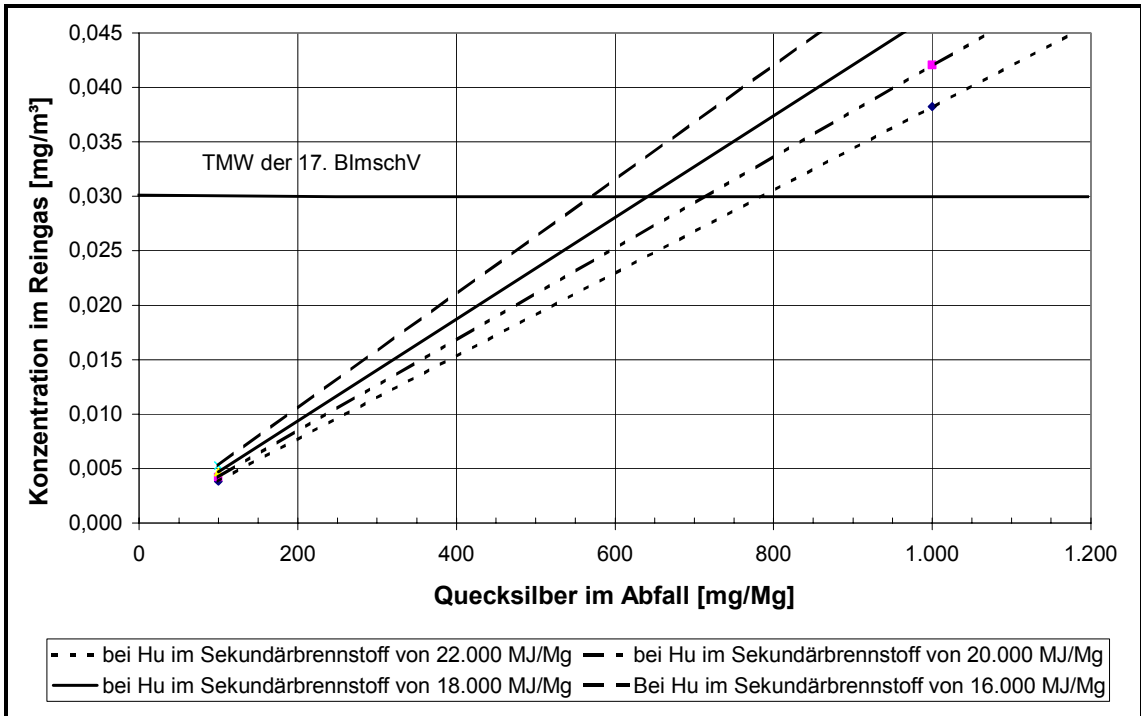
grau hinterlegte Felder stellen Eingabefelder dar

¹ mittlere AF aus Kapitel 4 für grob aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen

² TF für ein durchschnittliches Kraftwerk mit Schmelzkammerfeuerung [Betreiberangaben, 2000]

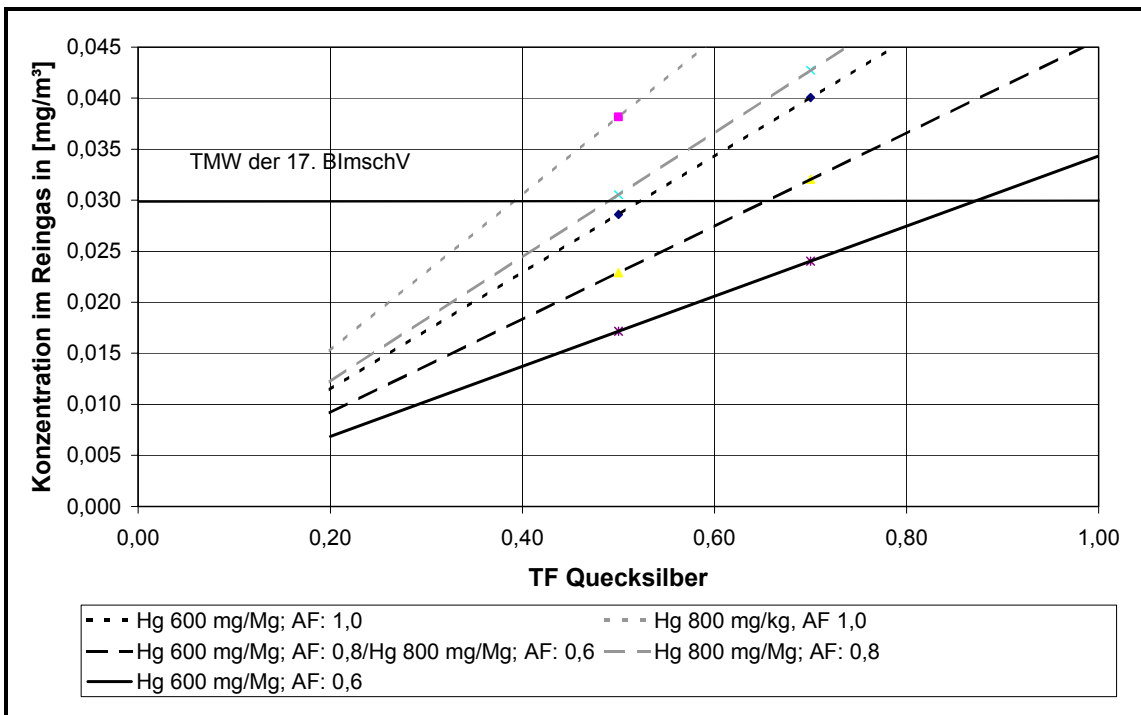
Bei allen Berechnungen ist zu erkennen, dass die Quecksilberemissionsbetrachtung die einzig relevante ist. Der Emissionsgrenzwert wird jedoch bei allen drei Abfallarten eingehalten.

Nachfolgend werden Sensitivitätsbetrachtungen mit der Variation der Eingangsdaten (C_{Abfall} , H_u , Sekundärbrennstoff, AF, TF), für den Parameter Quecksilber durchgeführt. Abbildung 5.1-2 zeigt den Zusammenhang zwischen der Quecksilberkonzentration im Reingas in Abhängigkeit des Quecksilbergehaltes und des Heizwertes im Abfall. Unter den in Abbildung 5.1-2 dargestellten Randbedingungen (energiespezifische Abgasmenge von $0,53$ m³/MJ; AF = 0,98; TF = 0,5) erreicht ein Abfall mit einem Heizwert (H_u) von 16.000 MJ/Mg bei einem Quecksilbergehalt (Median) von 570 mg/Mg den Emissionsgrenzwert von $0,03$ mg/Nm³, ein Abfall mit 22.000 MJ/Mg erst mit einem Quecksilbergehalt (Median) von 800 mg/Mg. Daher wird die Variation der An- / Abreicherungs-faktoren bzw. der Transferfaktoren bei Quecksilbergehalten im Abfall von 600 bzw. 800 mg/Mg in Abbildung 5.1-3 dargestellt.



feststehende Eingangsgrößen: energiespezifische Abgasmenge von 0,53 m³/MJ; AF = 0,98; TF = 0,5

Abb. 5.1-2: Variation von Quecksilbergehalten im Abfall sowie der Heizwerte im Sekundärbrennstoff im „erweiterten Stoffflussanalysenmodell“



feststehende Eingangsgrößen: energiespezifische Abgasmenge von 0,53 m³/MJ; Hu = 18.000 mg/MJ

Abb. 5.1-3: Variation der Quecksilbergehalte im Abfall, der An- / Abreicherungs-faktoren bei der Sekundärbrennstoffproduktion sowie der Transferfaktoren für die energetische Verwertung im „erweiterten Stoffflussanalysenmodell“

Aus der Abbildung 5.1-3 ist zu entnehmen, dass durch die Variation des Transferfaktors in einem Bereich, wie er für Kraftwerke üblich ist (TF: 0,3 - 0,7) für einen Abfall mit einer Konzentration von 600 Mg/Mg Quecksilber eine Spanne bei den Emissionen von 0,017 bis 0,04 mg/Nm³ auftritt, wenn keine Abreicherung in einer Aufbereitungsanlage stattfindet (AF = 1,0). Bei höheren Quecksilbergehalten im Abfall kann jedoch auch von höheren Abreicherungsfaktoren in der Aufbereitungsanlage ausgegangen werden. Um die gesamte Bandbreite der möglichen Variationen darstellen zu können, müssen alle die in Abbildung 5.1-4 genannten Faktoren miteinander verknüpft werden.

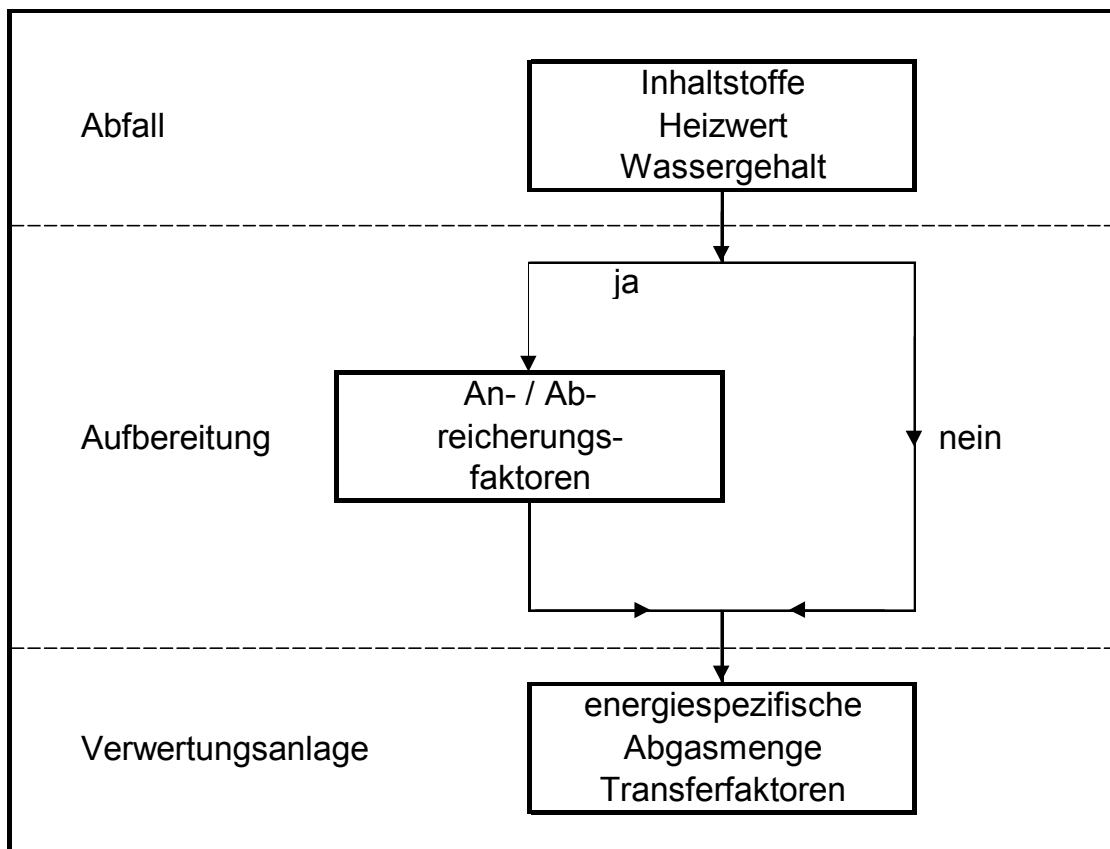


Abb. 5.1-4: Einflussfaktoren auf das Ergebnis der Stoffflussanalyse

5.1.4 Betrachtung von weiteren Outputgütern aus Verwertungsanlagen

Im Rahmen der Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Verwertungsmaßnahmen stellt die Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen oder Abfällen zur Verwertung einen Beurteilungsgesichtspunkt nach § 5 (5) KrW-/AbfG dar. Mit einem Stoffflussanalysenmodell kann, ähnlich wie für die Emissionen, theoretisch auch der Einfluss des Sekundärbrennstoffeinsatzes auf die weiteren Outputgüter der Verwertungsanlagen abgeschätzt werden. Beim Vergleich der Größenordnungen der Transferfaktoren kann für fast alle betrachteten Schwermetalle (bis auf Quecksilber) festgestellt werden, dass diese weitgehend in die Abfälle bzw. Erzeugnisse verlagert werden.

5.1.4.1 Bewertungsmaßstab für die weiteren Outputgüter aus Verwertungsanlagen

Ein übereinstimmendes anerkanntes Vorgehen zur Bewertung der Veränderungen von Inhaltsstoffen in Erzeugnissen bzw. Abfällen aus energetischen Verwertungsanlagen gibt es zurzeit nicht. Während z. B. Lahl [et al., 2000a] darauf abstellen, dass sich die Gesamtgehalte in den Abfällen / Erzeugnissen im Vergleich zum Einsatz von Primärbrennstoffen nicht verändern dürfen, hebt Hahn [2000] auf die Bioverfügbarkeit der Schwermetalle ab. Er führt dazu aus, dass die Schadstofffreiheit und die nicht bioverfügbare Schadstoffeinbindung in die Outputgüter praktisch dieselbe Umweltqualität haben („denn Metalle können z. B. nicht beseitigt werden, sondern nur nicht bioverfügbar festgelegt werden“). Im Hinblick auf § 5 (5) KrW-/AbfG wird im Weiteren ein Bewertungsansatz für die Outputgüter abgeleitet.

▪ Anreicherung von Schadstoffen

Bei der Prüfung einer Anreicherung von Schadstoffen durch die energetische Verwertung von Sekundärbrennstoffen müssen die Vergleichsmatrizes definiert werden. Vergleiche können nur gezogen werden zwischen Outputgütern ohne Einsatz von Sekundärbrennstoffen und solchen mit einem anteiligen Einsatz von Sekundärbrennstoffen. BZL in [DPU et al., 2000] hingegen berechnen als Vergleichsmatrix ein Produkt unter Einsatz von 100 % Sekundärbrennstoff (ähnlich Teilstrombetrachtung). Für eine Teilstrombetrachtung gibt es keine rechtliche Grundlage. Es sind somit für die Stoffstrombetrachtung weitere Roh- und Hilfsstoffe sowie primäre Brennstoffe zu berücksichtigen. Gemäß Ziff. 2.2.1 der TA Siedlungsabfall sind Schadstoffe definiert als organische und anorganische Stoffe in gesundheits- oder umweltgefährdender Konzentration, d. h. es gibt einen Wirkungsbezug (so auch [Zeschmar-Lahl, 2001b]). Voraussetzungen dafür sind Toxizität und Verfügbarkeit des Stoffes.

Wenn die Verfügbarkeit von Schadstoffen maßgebliches Kriterium ist, sind Auslaugverfahren heranzuziehen. Nach dem „Geringfügigkeitsschwellenkonzept“ der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [LAWA, 2000] soll aus der Sicht des vorsorgenden Grundwasserschutzes sichergestellt werden, dass das Grundwasser nicht mehr als geringfügig verunreinigt wird. Grundwassergefährdungen durch Verwertungsmaßnahmen werden nach der Belastung im Sickerwasser beurteilt. Nach Bertram [2001] bilden Eluatuntersuchungen die Grundlage für Sickerwasserprognosen, da es sich um praxiserprobte einfache Verfahren handelt. Hierzu werden derzeit Sickerwasserprognosemodelle erarbeitet.

In nationalen Richtlinien ist der Schütteltest nach DIN 38 414 S-4 (kurz DEV-S4) ein übliches Auslaugverfahren, mit dem anhand von dafür festgelegten Grenzwerten die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen beurteilt wird [LAGA, 1998]. Eine Feststoffbetrachtung bei der stofflichen Verwertung von Abfällen ist dort i. A. nur bei organischen Parametern sowie zur Ermittlung der Hintergrundbelastung (z. B. Z 0) gefordert. Nach Bertram [2001] konkretisiert die Richtlinie „Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen - Technische Regeln“ die schadlose Abfallverwertung. Sie wird zurzeit überarbeitet und mit dem Bundesbodenschutzgesetz harmonisiert.

▪ **Erzeugnisse und Abfälle zur Verwertung**

Die Bewertung der Anreicherung von Schadstoffen erfolgt in Erzeugnissen oder Abfällen zur Verwertung, die in den Wertstoffkreislauf gegeben werden. Bei den Outputgütern aus Kraftwerken fallen darunter z. B. Flugaschen, Schmelzkammergranulat und REA-Gips. An diese Abfälle werden Anforderungen in Abhängigkeit vom Verwertungsweg gestellt (vgl. Kap. 2.3.2). Können die entsprechenden Anforderungen nach der energetischen Verwertung von Sekundärbrennstoffen nicht mehr eingehalten werden, müssen diese Abfälle anderen Verwertungs- oder Beseitigungswegen zugeführt werden.

Für die Zementindustrie ist bezüglich der Umweltverträglichkeit zusätzlich zu klären, welches Erzeugnis in den Wertstoffkreislauf gelangt und damit bewertungsrelevant wird. Der Zementklinker stellt nur ein Zwischenprodukt dar, das über den Zement zu Mörtel oder Beton weiterverarbeitet wird. Diese verbleiben in der Umwelt und sind daher in Bezug auf die Umweltverträglichkeit zu bewerten. In der Schweiz wurden zur Vorsorge Umweltschwellenwerte für Zementklinker sowie für Zement aufgestellt, die eine obere Grenze darstellen [BUWAL, 1998b].

5.1.4.2 Umfang und Qualität der Eingangsdaten

Für die Betrachtung der weiteren Outputgüter bei der Sekundärbrennstoffverwertung sind neben den Inhaltsstoffen im Abfall auch diejenigen von weiteren Brenn- und Einsatzstoffen zu berücksichtigen. Bei den weiteren Inputgütern (z. B. Kohlen, Rohmehl) ergeben sich durch geochemische Verhältnisse des jeweiligen Abbaubereiches unterschiedliche Inhaltsstoffe sowie Schwankungsbreiten. Daher gibt es z. B. keine für Steinkohle oder auch nicht für die Kohlen eines einzelnen Bergwerks typische Spurenelementgehalte, es können lediglich Bereiche angegeben werden [Kautz et al., 1984]. In den Tabellen 5.1-7 und 5.1-8 sind beispielhaft Inhaltsstoffe von Steinkohlen sowie Rohmehl zusammengestellt.

Tab. 5.1-7: Beispiele für Schwermetallgehalte in Steinkohlen

	Steinkohle			
	häufigster Wert ¹ [mg/kg]	Mittelwert ² [mg/kg]	Maximalwert ¹ [mg/kg]	Maximalwert ² [mg/kg]
Cadmium	0,3	0,5	1,0	3,0
Thallium	0,3	-	1,2	1,0
Quecksilber	0,2	0,2	1,0	1,0
Antimon	0,9	2,3	2,0	10,0
Arsen	13,6	11,0	36,0	80,0
Blei	68,0	54,0	270,0	80,0
Chrom	26,5	41,0	80,0	60,0
Kobalt	16,7	4,0	34,0	30,0
Kupfer	33,0	23,0	60,0	50,0
Mangan	125,0	70,0	315,0	300,0
Nickel	45,0	41,0	96,0	50,0
Vanadium	75,0	60,0	180,0	100,0
Zinn	-	1,3	-	10,0

¹ Kautz 1979 in [Winkler, 1997]; ² [Swaine, 1990]

Tab. 5.1-8: Beispiele für Schwermetallgehalte im Rohmehl

	Rohmehl zur Zementklinkerherstellung			
	Mittelwert ¹ [mg/kg]	Mittelwert ² [mg/kg]	Maximalwert ¹ [mg/kg]	Maximalwert ² [mg/kg]
Cadmium	0,2	0,2	0,2	1,0
Thallium	0,8	-	12,0	6,0
Quecksilber	0,1	0,1	0,4	0,6
Antimon	1,0	0,1	2,3	-
Arsen	15,0	11,0	20,0	28,0
Blei	15,0	12,0	26,0	23,0
Chrom	39,0	27,0	59,0	39,0
Kobalt	5,0	11,0	9,0	-
Kupfer	11,0	17,0	19,0	-
Mangan	-	-	-	-
Nickel	23,0	22,0	38,0	30,0
Vanadium	103,0	50,0	138,0	-
Zinn	-	-	-	-

¹ [Winkler, 1997]; ² HMB in [BUWAL, 1997]

5.1.4.3 Verlagerung von Schwermetallen in Outputgüter

In Kraftwerken fallen je nach Anlagenart und -prozess unterschiedliche Outputgüter an. Die Transferfaktoren variieren entsprechend. Im Folgenden wird daher exemplarisch die Verlagerung der Schwermetalle in den Zementklinker betrachtet.

In den Tabellen 5.1-9 bis 5.1-11 sind vereinfachte Abschätzungen zur Schwermetallverlagerung in den Zementklinker bei einem Ersatz von 50 % des Primärbrennstoffs durch Sekundärbrennstoffe aus den betrachteten Abfällen dargestellt. Dabei wurden mittlere Gehalte für Rohmehl, Kohle sowie Sekundärbrennstoffe angesetzt.

Die folgende Berechnungsformel wurde zugrundegelegt:

$$C_{\text{Zementklinker, P}} = \left(C_{\text{Rohmehl, P}} \cdot 0,98 \right) + \left(C_{\text{Kohle, P}} \cdot 0,5 \cdot \frac{H_{\text{U, Sekundärbrennstoff}}}{H_{\text{U, Kohle}}} \cdot 0,02 \right) + \left(C_{\text{Sekundärbrennstoff, P}} \cdot 0,5 \cdot \frac{H_{\text{U, Kohle}}}{H_{\text{U, Sekundärbrennstoff}}} \cdot 0,02 \right) \cdot TF_P \quad (17)$$

- mit:
- P = betrachteter Stoff
 - C = Konzentration in [mg / kg], glühverlustfrei
 - TF = Transferfaktor Verwertungsanlage [-]
 - H_u = unterer Heizwert [MJ / kg]
 - C_{Sekundärbrennstoff} = C_{Abfall, P} * (1 + AF_P)
 - H_{u Sekundärbrennstoff} = H_{u Abfall} * (1 + AF_{Hu})
 - AF = An-/Abreicherungsfaktor aus der Abfallaufbereitung [-]

Tab. 5.1-9: Abschätzung der Schwermetallgehalte im Zementklinker beim Einsatz von Sekundärbrennstoffen aus Spuckstoffen (50 % der FWL) mit Hilfe des „erweiterten Stoffflussanalysenmodells“

Parameter	Sekundärbrennstoff			weitere Eingangsdaten			Zementklinker				Veränderung	Vergleich Zementklinker ⁵
	Median Abfallinhaltsstoff 03 03 07	1+ AF Aufbereitung ¹	aufbereiteter Sekundärbrennstoff	Rohmehl ²	Primärbrennstoff Kohle ³	TK Klinker ⁴	aus Rohmehl	aus Kohle	aus Sekundärbrennstoff	Kohle+ Sekundärbrennstoff+ Rohmehl		
				Anteil in Zementklinker (glühverlustfrei) ⁶ 0,98 0,02				50% der FWL	50% der FWL			
H _u MJ/kg	14,3 [mg/kg]	1,00 -	14,3 [mg/kg]		26,4 [mg/kg]	-	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]
Cadmium	0,6	1,01	0,6	0,15	0,3	0,9983	0,15	0,01	0,06	0,2	13,4	1,5
Thallium	0,6	1,00	0,6	0,8	0,3	0,9870	0,78	0,01	0,06	0,8	3,3	2
Quecksilber	0,2	1,00	0,2	0,05	0,2	0,60	0,03	0,004	0,01	0,05	-2,8	-
Antimon	3,5	1,04	3,6	1,0	0,9	0,9997	1,01	0,03	0,34	1,4	21,8	5
Arsen	1,0	0,58	0,6	15,0	13,6	0,9998	15,15	0,45	0,05	15,7	-7,7	40
Blei	13,0	1,00	13,0	15,0	68,0	0,9995	15,15	2,25	1,20	18,6	-23,2	100
Chrom	10,1	0,83	8,4	39,0	26,5	0,9999	39,40	0,88	0,77	41,0	-4,4	150
Kobalt	1,8	0,69	1,2	5,0	16,7	0,9998	5,05	0,55	0,11	5,7	-21,4	50
Kupfer	37,4	1,05	39,2	11,0	33,0	0,9999	11,11	1,09	3,62	15,8	2,0	100
Mangan	39,5	0,50	19,7		125,0	0,9998						
Nickel	11,0	0,60	6,6	23,0	45,0	0,9997	23,23	1,49	0,61	25,3	-13,3	100
Vanadium	2,5	0,78	2,0	103,0	75,0	0,9995	104,01	2,48	0,18	106,7	-6,4	
Zinn	15,4	0,72	11,1			0,9993						25

¹ mittlere AF aus Kapitel 4 für Spuckstoffe, ² [Winkler, 1997], ³ Kautz 1979 in [Winkler, 1997], ⁴ [Friedrich, 2001b], ⁵ [BUWAL, 1998b], ⁶ [Baier, 2001], Annahme: GV für Rohmehl: 3 %, für Kohle und Sekundärbrennstoff 80 %

Tab. 5.1-10: Abschätzung der Schwermetallgehalte im Zementklinker beim Einsatz von Sekundärbrennstoffen aus Gemischten Verpackungen (50 % der FWL) mit Hilfe des „erweiterten Stoffflussanalysenmodells“

Parameter	Sekundärbrennstoff			weitere Eingangsdaten			Zementklinker				Veränderung	Vergleich Zementklinker ⁵
	Median Abfallinhaltsstoff 15 01 06	1+ AF Aufbereitung ¹	aufbereiteter Sekundär- brennstoff	Rohmehl ²	Primärbrennstoff Kohle ³	TK Klinker ⁴	aus Rohmehl	aus Kohle	aus Sekundär- brennstoff	Kohle+ Sekundär- brennstoff- Rohmehl		
				Anteil in Zementklinker (glühverlustfrei) ⁶ 0,98 0,02				50% der FWL	50% der FWL			
H _u MJ/kg	23,9 [mg/kg]	1,20 -	28,7 [mg/kg]		26,4 [mg/kg]	-	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]
Cadmium	2,8	1,15	3,2	0,15	0,3	0,9983	0,15	0,01	0,15	0,3	61,4	1,5
Thallium	0,5	1,00	0,5	0,8	0,3	0,9870	0,78	0,01	0,02	0,8	-0,9	2
Quecksilber	0,1	0,98	0,1	0,05	0,2	0,60	0,03	0,004	0,003	0,04	-20,1	-
Antimon	8,0	0,78	6,3	1,0	0,9	0,9997	1,01	0,03	0,29	1,3	17,5	5
Arsen	3,0	0,16	0,5	15,0	13,6	0,9998	15,15	0,45	0,02	15,6	-7,9	40
Blei	57,1	0,77	43,9	15,0	68,0	0,9995	15,15	2,25	2,02	19,4	-19,8	100
Chrom	30,2	0,43	13,1	39,0	26,5	0,9999	39,40	0,88	0,60	40,9	-4,8	150
Kobalt	4,0	0,64	2,6	5,0	16,7	0,9998	5,05	0,55	0,12	5,7	-21,4	50
Kupfer	115,1	0,65	75,0	11,0	33,0	0,9999	11,11	1,09	3,45	15,7	0,9	100
Mangan	100,0	0,34	33,7		125,0	0,9998						
Nickel	14,8	0,30	4,4	23,0	45,0	0,9997	23,23	1,49	0,20	24,9	-14,7	100
Vanadium	5,0	0,39	1,9	103,0	75,0	0,9995	104,01	2,48	0,09	106,6	-6,5	
Zinn	23,6	0,16	3,7			0,9993						25

¹ mittlere AF aus Kapitel 4 für Gemischte Verpackungen, ² [Winkler, 1997], ³ Kautz 1979 in [Winkler, 1997], ⁴ [Friedrich, 2001b], ⁵ [BUWAL, 1998b], ⁶ [Baier, 2001], Annahme: GV für Rohmehl: 3 %, für Kohle und Sekundärbrennstoff 80 %

Anhand der Abschätzung der mittleren Schwermetallgehalte im Zementklinker bei Einsatz der drei betrachteten Sekundärbrennstoffe ist zu erkennen, dass bei einigen Parametern wie z. B. Cadmium, Antimon und Kupfer Erhöhungen im Zementklinker festzustellen sind, da der Gehalt dieser Stoffe sowohl im Rohmehl als auch in der Kohle nur gering ist. Ebenso sind aber auch durchgängig Verminderungen der Schwermetallgehalte feststellbar. Diese fallen teilweise nur geringfügig aus, da der Hauptfrachteintrag aus dem Rohmehl stammt. Im Vergleich zu den Umwelttoleranzwerten des BUWAL für Zementklinker haben die abgeschätzten Schwermetallgehalte einen deutlichen Abstand. Die berechneten Konzentrationen im Zementklinker liegen im Bereich der mittleren Gehalte heutiger Zemente (vgl. Tab. 5.1-12). Zu beachten ist jedoch, dass Zement neben Zementklinker aus weiteren Komponenten wie Sulfatträgern und weiteren Haupt- und Nebenbestandteilen (vgl. Kap. 2.3.2.) besteht.

Tab. 5.1-11: Abschätzung der Schwermetallgehalte im Zementklinker beim Einsatz von Sekundärbrennstoffen aus grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen (50 % der FWL) mit Hilfe des „erweiterten Stoffflussanalysenmodells“

Parameter	Sekundärbrennstoff			weitere Eingangsdaten			Zementklinker					Veränderung	Vergleich Zementklinker ⁵
	Median Abfallinhaltsstoff 19 12 10	1+ AF Aufbereitung ¹	aufbereiteter Sekundärbrennstoff	Rohmehl ²	Primärbrennstoff Kohle ³	TK Klinker ⁴	aus Rohmehl	aus Kohle	aus Sekundärbrennstoff	Kohle+ Sekundärbrennstoff+ Rohmehl			
				Anteil in Zementklinker (glühverlustfrei) ⁶				50% der FWL	50% der FWL				
H _u MJ/kg	17,5	1,00	17,5		26,4								
	[mg/kg]	-	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	-	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]
Cadmium	1,7	0,92	1,6	0,15	0,3	0,9983	0,15	0,01	0,12	0,3	45,9	1,5	
Thallium	0,3	1,00	0,3	0,8	0,3	0,9870	0,78	0,01	0,02	0,8	-1,4	2	
Quecksilber	0,4	1,00	0,4	0,05	0,2	0,60	0,03	0,004	0,02	0,05	13,1	-	
Antimon	3,5	1,05	3,7	1,0	0,9	0,9997	1,01	0,03	0,28	1,3	16,5	5	
Arsen	2,5	0,55	1,4	15,0	13,6	0,9998	15,15	0,45	0,10	15,7	-7,4	40	
Blei	120,0	0,98	117,6	15,0	68,0	0,9995	15,15	2,25	8,87	26,3	8,5	100	
Chrom	91,2	0,79	72,0	39,0	26,5	0,9999	39,40	0,88	5,43	45,7	6,5	150	
Kobalt	3,3	0,81	2,7	5,0	16,7	0,9998	5,05	0,55	0,20	5,8	-20,2	50	
Kupfer	187,5	0,84	157,5	11,0	33,0	0,9999	11,11	1,09	11,88	24,1	55,3	100	
Mangan	134,0	0,69	92,5		125,0	0,9998							
Nickel	40,0	0,69	27,6	23,0	45,0	0,9997	23,23	1,49	2,08	26,8	-8,3	100	
Vanadium	6,7	0,98	6,6	103,0	75,0	0,9995	104,01	2,48	0,50	107,0	-6,2		
Zinn	15,0	0,66	9,9			0,9993						25	

¹ mittlere AF aus Kapitel 4 für grob aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen,

² [Winkler, 1997], ³ Kautz 1979 in [Winkler, 1997], ⁴ [Friedrich, 2001b], ⁵ [BUWAL, 1998b], ⁶ [Baier, 2001],
Annahme: GV für Rohmehl: 3 %, für Kohle und Sekundärbrennstoff 80 %

Das Zusammenspiel der Komponenten im Zement untereinander bestimmt die Einbindung von Schwermetallen während der Hydratation in die Zementsteinmatrix [Puntke et al., 2001]. Bei der Herstellung von Beton werden weitere Zuschlagsstoffe, Zusatzstoffe und Zusatzmittel sowie Wasser zugegeben. Der Ascheanteil aus dem Sekundärbrennstoff hat im Beton noch einen Anteil von < 0,2 % (vgl. Kap. 2.3.1).

Zementgebundene Baustoffe für den Trinkwasserbereich werden nach einem festgelegten Auslaugverfahren [DVGW, 1999] untersucht. Die Werte liegen bisher deutlich unterhalb der Grenzwerte der Trinkwasserverordnung (weiter dazu [Puntke et al., 2001]). Diskutiert wird im Zusammenhang mit der Verlagerung von Schwermetallen in Erzeugnisse auch das Verhalten der Baustoffe nach Gebrauch, wenn das Material gebrochen wird.

In der Tabelle 5.1-12 sind die durchschnittlichen Schwermetallgehalte im Zement (von ca. 400 Proben [VDZ, 2000]) dargestellt. Zusätzlich wurden Ergebnisse einer Untersuchung zum Auslaugverhalten von gebrochenem Beton, der mit einem durchschnittlichen Zement hergestellt wurde, aufgenommen. Als Vergleichsgröße für die Eluatgehalte sind die Zuordnungswerte Z 0 der LAGA-Richtlinie für Recyclingbaustoffe angegeben.

Tab. 5.1-1: Eluatuntersuchungen an gebrochenem Beton

Parameter	Feststoffgehalte		Eluatgehalte	
	mittlere Gehalte Zement ¹	Ergebnisse eines Auslaug- tests (DEV-S4) an gebro- chenem Beton ²		Zuordnungswerte Z 0 Recycling- baustoffe ³
		Gehalt im Zement	Gehalt im auslaugen- den Wasser	
	[mg/kg]	[mg/kg]	[µg/l]	[µg/l]
Cadmium	0,4	< 0,5	< 0,1	2
Thallium	-	< 0,5	< 0,2	
Quecksilber	0,07	< 0,05	< 0,2	0,2
Antimon	6	1	< 0,2	
Arsen	6,8	5	< 0,2	10
Blei	27	17	1	20
Chrom	40	58	3	15
Kobalt	10	10	< 0,2	
Kupfer	25	22	< 0,8	50
Mangan	680	500	2	
Nickel	24	28	2	40
Vanadium	56	66	< 0,2	
Zinn	4,6	3	< 0,2	

¹ [VDZ, 2000]; ² [VDZ, 1996]; ³ [LAGA, 1998]

Anhand der Ergebnisse aus Tabelle 5.1-12 kann festgestellt werden, dass die Eluatwerte aus dem gebrochenen Beton die Zuordnungswerte nach Z 0 deutlich unterschreiten.

Es wird häufig angeführt, dass der Auslaugtest nach DEV-S4 nicht die reale Auslaugung und damit Umweltauswirkung widerspiegelt. In den Richtlinien zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit der Verwertung von mineralischen Abfällen ist das DEV-S4 Verfahren zurzeit als Bewertungsverfahren im Zusammenhang mit Grenzwerten festgelegt. Sollen andere Auslaugverfahren angewendet werden, sind die Beurteilungswerte entsprechend anzupassen.

5.2 Darstellung weiterer Instrumente zur Bewertung der Umweltverträglichkeit des Sekundärbrennstoffeinsatzes

Vor dem Hintergrund der Prüfung der Umweltverträglichkeit von energetischen Verwertungsmaßnahmen im Vergleich zur Beseitigung, werden Abfallentsorgungsverfahren miteinander verglichen. Die Ökobilanz ist ein Instrument, welches dazu angewendet wird. Diese wird nachfolgend kurz skizziert. Weitere zurzeit ebenfalls diskutierte Bewertungsinstrumente werden anschließend dargestellt.

5.2.1 Bilanzierung mit der Ökobilanz

In Ergänzung zur Stoffflussanalyse wird mit der Ökobilanz der Bilanzraum erweitert und es werden die umweltseitigen Vor- und Nachteile einzelner Verfahren betrachtet. Nach Giegrich [et al., 2001a] ist sie zurzeit das einzige Umweltbewertungsinstrument, das in der Lage ist, Systeme zu beschreiben und zu bewerten. Die Ökobilanz wurde in einem internationalen Rahmen wissenschaftlich entwickelt und in ihren Grundsätzen genormt. Nach dem Stand der Normung muss eine Ökobilanz enthalten:

- die Zieldefinition und Rahmenfestlegung (DIN EN ISO 14040)
- die Sachbilanz (DIN EN ISO 14041)
- die Wirkungsabschätzung (DIN EN ISO 14042)
- die Auswertung der Ergebnisse (DIN EN ISO 14043).

Durch die Normung auf internationaler Ebene wurde eine weitgehend einheitliche Vorgehensweise festgelegt. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Normungen sich schwerpunktmäßig auf Produkt-Ökobilanzen beziehen. Der Anwendungsbereich für technische Verfahren wurde zwar durch Aufnahme der Begrifflichkeit in das Norminventar integriert, es besteht dazu jedoch noch weiterer Anpassungsbedarf [Lahl et al., 2000b]. Nach Giegrich [et al., 2001a] mindert die methodisch festgelegte Handhabung im Einklang mit definierten Konventionen einerseits das Risiko der fehlerhaften Anwendung einer Ökobilanz. Andererseits ist sie ein Instrument, das nicht zweifelsfreie Ergebnisse liefert, sondern durch Übereinkünfte zu Vorgehensweisen und teilweise subjektiven Einschätzungen geprägt ist.

Ein Verlaufsmodell für ein Bewertungsverfahren zur Ermittlung der besser umweltverträglichen Entsorgungsart nach KrW-/AbfG wurde z. B. von Giegrich [et al., 2001b] dargestellt (Tab. 5.2-1).

Tab. 5.2-1: Verlaufsmodell eines Bewertungsverfahrens zur Ermittlung der besser umweltverträglichen Entsorgungsart nach KrW-/AbfG [Giegrich et al., 2001b]

Schritte des Verfahrensmodells	Schritte der Ökobilanz nach DIN EN ISO 14040 ff
(1) Charakterisierung des zu untersuchenden Abfalls durch den Verfahrensträger	<i>korrespondiert mit</i>
(2) Identifizierung und Beteiligung eines Projektbeirates und kritische Prüfung	<i>Zieldefinition und Rahmenfestlegung</i>
(3) Formulierung der Zieldefinition und Rahmenfestlegung	
(4) Formulierung der Vergleichsoptionen unter den Rahmenbedingungen des KrW-/AbfG	<i>korrespondiert</i>
(5) Erhebung und Bilanzierung des Systems	<i>mit Sachbilanz</i>
(6) Wirkungsabschätzung und Bewertung	<i>korrespondiert mit</i>
(7) Bewertung der Schadstoffanreicherungen	<i>Wirkungsabschätzung und Auswertung</i>
(8) Darstellung der Schlussfolgerungen und einer Prioritätenliste der Verwertungswege	

Die Berechnungen und Bewertungen von Varianten erfolgen im Rahmen der Ökobilanz in der Sachbilanz, der Wirkungsabschätzung sowie der anschließenden Auswertung.

In der Sachbilanz werden Wirkungskategorien (siehe auch Tab. 5.2-2) und Parameter definiert, die als ergebnisrelevant angesehen werden. Dabei muss vom Ersteller entschieden werden, welche Varianten z. B. für die energetischen Verwertungsverfahren und ihre Vergleichsmodelle einbezogen werden. Es wird zudem festgelegt, welche Stoffe bei der Ökobilanz betrachtet werden. Ebenso werden hier die Eingangsdaten (für Anlagen und Abfall) definiert. Für die Sachbilanz sind demnach die bei der Stoffflussanalyse dargelegten Gesichtspunkte ebenfalls zu berücksichtigen.

Im Rahmen der Wirkungszuordnung werden alle herangezogenen Sachbilanzparameter einer Umweltwirkungskategorie zugeordnet. Für einige dieser Wirkungskategorien sind Vorgehensweisen allgemein anerkannt (z. B. Treibhauspotenzial). Für andere wiederum gibt es unterschiedliche Ansätze zur Beurteilung (Methode der kritischen Volumina für Luft bzw. Wasser im Gegensatz zur Anwendung von Wirkungsäquivalenten).

Bei der Auswertung der erzeugten Daten werden die Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung strukturiert und die signifikanten Parameter bestimmt. Die Wahl der Methodik wird dabei weitestgehend freigestellt. In der Norm wird auf zahlreiche Ansätze verwiesen, die zur Verfügung stehen. Nach den aus einem Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes gewonnenen Erkenntnissen ist nicht davon auszugehen, dass sich ein einheitlicher Methodenansatz etablieren wird [Umweltbundesamt, 1999]. Es handelt es sich oft um nicht quantifizierende Bewertungsmodelle, bei denen die Gesamtbewertung verbal-argumentativ erfolgt. In der Tabelle 5.2-2 ist der Bewertungsvorschlag des Umweltbundesamtes dargestellt.

Tab. 5.2-2: Bewertungsvorschlag des Umweltbundesamtes zur ökologischen Gefährdung und Abstand zum Umweltziel [Umweltbundesamt, 1999]

Wirkungskategorie	Ökologische Gefährdung ¹	Abstand zum Umweltziel ²
Treibhauseffekt	A	A
Stratosphärischer Ozonabbau	A	A
Fotochemische Oxidantienbildung	D	D
Terrestrisches Eutrophierungspotenzial	B	B
Aquatisches Eutrophierungspotenzial	B	B
Versauerung	B	B
Naturraumbeanspruchung	A	A
Ressourcenbeanspruchung (fossil)	C	C

¹ Bedeutung der Kriterien nach Stand der Wissenschaft, Sensibilität der Bevölkerung oder der Politik

² Entfernung der derzeitigen Umweltsituation von den umweltpolitischen Zielvorgaben

A: sehr groß; B: groß; C: mittel; D: gering

▪ Anwendung auf die ökologische Bewertung der energetischen Verwertung von Sekundärbrennstoffen

Um die ökologischen Aspekte der energetischen Verwertung im Vergleich zur Beseitigung von Abfällen beurteilen zu können, wurden einige methodische Grundlagen festgelegt [Giegrich et al. 2001a]:

- Ausgangslage ist die mittlere stoffliche Zusammensetzung des Abfalls, Schwankungsbreiten werden im Rahmen von Sensitivitätsbetrachtungen berücksichtigt
- Modellierung der Beseitigungs- / Verwertungsverfahren (typisierte Fälle), Berücksichtigung verschiedener Standards innerhalb der Basisoptionen (vgl. Stoffflussanalysen).
- Berücksichtigung von Äquivalenzprozessen durch Gut- oder Lastschriften (z. B. Ersatz von primären Energieträgern).

Die einzelnen Verfahren werden nebeneinander betrachtet. Entscheidender Einfluss, ob ein Verfahren positiv oder negativ bewertet wird, kann der Berücksichtigung und Beurteilung von Gut- und Lastschriften (z. B. für den Energieverbrauch) zukommen. Nach Lahl [et al., 2000b] hat sich gezeigt, dass in der Nutzendefinition und der zugehörigen Modellierung mehr Ergebnisrelevanz verborgen ist, als auf der Ebene des Vergleichs der direkten Umweltauswirkungen der jeweiligen Anlagen.

▪ **Ergebnistrend der Ökobilanz: Abfälle aus Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen [MUNLV, 2001a]; für die technischen Optionen der Klärschlammmentsorgung**

Als technische Optionen der Klärschlammmentsorgung wurden im Rahmen der genannten Ökobilanz die Monoverbrennung in Wirbelschichtöfen, Mitverbrennung in Steinkohle- sowie Braunkohlekraftwerken und die Mitverbrennung in Müllverbrennungsanlagen betrachtet. Angesetzt wurden für den Klärschlamm als mittlere Konzentration 1,5 mg/kg TS Quecksilber und ein Heizwert bezogen auf die organische Trockensubstanz von 20 MJ/kg (entspricht einem H_u FS von ca. 11 MJ/kg).

Bei der Betrachtung der technischen Optionen der Klärschlammmentsorgung hat sich als Ergebnistrend herausgestellt, dass die Mitverbrennung in Kohlekraftwerken die deutlichsten Vorteile gegenüber den anderen Optionen aufweist (höhere Energieeffizienz, besonders günstig beim Treibhauseffekt). Aufgrund der hohen Quecksilberemissionen zeigt sich jedoch ein negativer Aspekt, der dazu führt, dass in der Rangfolge der Verfahren die Monoverbrennung sowie Mitverbrennung in MVA vor der in Kraftwerken rangieren. Es wurden Sensitivitätsbetrachtungen durchgeführt, in der die Quecksilberemissionen in Abhängigkeit der eingesetzten Rauchgasreinigungstechnik in den Kraftwerken berücksichtigt wurden. Dabei wurde festgestellt, dass die Mitverbrennung in Kraftwerken insgesamt die günstigste Option darstellt, soweit gezielte Maßnahmen zur Minderung von Quecksilberemissionen (z. B. über Gewebefilter mit Adsorbens) getroffen werden [MUNLV, 2001a].

Bei der Übertragung dieser Ergebnisse auf den Einsatz, z. B. von Sekundärbrennstoffen aus grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen, muss beachtet werden, dass der hier angesetzte heizwertbezogene Quecksilbergehalt im Klärschlamm um etwa 500 % höher liegt als im genannten Sekundärbrennstoff.

5.2.2 Weitere Bilanzierungsmodelle zur Bewertung der energetischen Verwertung von Sekundärbrennstoffen

Nachfolgend werden weitere derzeit eingesetzte Modelle zum Vergleich von energetischen Verwertungs- und Beseitigungsverfahren zusammenfassend dargestellt, dazu zählen:

- „Cost-Benefit Analyse“
- Vergleich von Kombinationsverfahren zur Restabfallbehandlung
- Systemvergleich „Koppelprozesse“.

5.2.2.1 „Cost-Benefit Analyse“

Mit der „Cost-Benefit Analyse“ werden die Prinzipien der volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen Analyse auf die spezielle Aufgabenstellung im Bereich der Ressourcen- und Abfallwirtschaft angewendet und in erforderlichen Teilbereichen weiterentwickelt. Sie wurde im Rahmen eines EU-Vorhabens zur Beurteilung verschiedener Entsorgungsmaßnahmen eingeführt [Kronberger, 2001].

Im Rahmen der „Cost-Benefit Analyse“ wird ein System definiert und eine Sachbilanz durchgeführt. Ein weiteres wesentliches Element ist die Ermittlung der mit dem Betrieb der Prozesse verbundenen Kosten. Die ermittelten Kosten werden dabei in interne und externe Kosten untergliedert. Interne Kosten (Selbstkosten und Erlöse) treten innerhalb der Prozesse auf. Aus volkswirtschaftlicher Sicht ist der Wert (oder Nutzen) von erzeugten Sekundärprodukten in der ersparten Primärproduktion zu sehen. Die zuvor auf betriebswirtschaftlicher Ebene für diese Produkte erzielbaren Erlöse werden in der volkswirtschaftlichen Betrachtung durch die ersparten Kosten der Primärproduktion ersetzt.

Neben den internen Kosten werden auch externe Kosten ermittelt. Diese beschreiben die Umwelteffekte, die im betrachteten System bzw. im Bereich der Primärproduktion durch Luft- und Abwasserunreinigungen entstehen. Diese Effekte werden einer monetären Bewertung unterzogen. Dabei werden jene Kosten bewertet, die zur Vermeidung der externen Effekte aufgewendet werden müssen (Vermeidungskostenansatz). Grundlage dafür bilden bestehende Umweltstandards bzw. verbindliche umweltpolitische Minderungsziele. Durch Addition der externen Kosten im betrachteten System und durch Abzug der ersparten externen Kosten durch die Substitution von Primärprodukten und Energie wird die volkswirtschaftliche Netto-Bilanz der externen Kosten berechnet.

Das Gesamtergebnis der „Cost-Benefit Analyse“, die Bilanz, wird in Bezug auf einen Referenzzustand des betrachteten Systems (Referenzszenario) dargestellt. Eine positive Kosten-Nutzen Bilanz bedeutet, dass die Summe der internen und externen Kosten des Referenzszenarios höher als die entsprechende Summe des untersuchten Szenarios ist. Aus einem derartigen Vergleich kann die volkswirtschaftlich günstigste Alternative abgeleitet werden [Kronberger, 2001].

Beispiel: Waste to recovered fuel, Cost-Benefit Analysis [Kronberger, 2001]

Im Rahmen des o. g. EU-Vorhabens wurden Modellregionen auf die Entsorgungswege ihrer Siedlungsabfälle untersucht. Als Entsorgungsszenarien wurden verglichen:

- Sekundärbrennstoffproduktion mit anschließender Verwertung in einer Wirbelschichtfeuerung, Restabfälle werden auf einer Deponie abgelagert
- Sekundärbrennstoffproduktion mit anschließender Verwertung in Zementwerken, Restabfälle werden in einer Müllverbrennung entsorgt
- Sekundärbrennstoffproduktion mit anschließender Verwertung in einer Wirbelschichtfeuerung, Restabfälle werden in einer Müllverbrennung entsorgt
- Müllverbrennung mit Energierückgewinnung
- Basisszenario: Ablagerung auf einer Deponie.

Als externe Kosten wurden die Luft- und Wasserverunreinigungen betrachtet. Da die Untersuchung sehr komplex ist, können hier nur Tendenzen der Ergebnisse dargelegt werden. Die weiteren Details sind der o. g. Studie zu entnehmen [Kronberger, 2001].

Die Studie zeigt, dass durch Brennstoffaufbereitung und Energierückgewinnung 2 - 5 GJ/Person (entspricht 50 - 125 kg „Öläquivalenten“) gespart werden können. Das entspricht in etwa 10 % des Verbrauchs an festem Brennstoff und nahezu 2 - 4 % des Verbrauchs von fossilem Brennstoff in Europa. Folgende Ergebnisse wurden aus der durchgeführten „Cost-Benefit Analyse“ u. a. erhalten:

- Alle Szenarien mit Sekundärbrennstoffproduktion zeigen im Vergleich zum Basisszenario „Deponierung“ einen signifikanten Rückgang von Treibhausgasemissionen.
- Die Nutzung von aufbereitetem Sekundärbrennstoff ist besonders für dünn besiedelte Regionen geeignet, in denen relativ kleine Aufbereitungsanlagen die Versorgung bestehender Kraftwerke oder industrieller Anlagen übernehmen können.
- Für größere Städte oder Regionen mit bestehenden Verbrennungsanlagen ist eine Kombination aus Sekundärbrennstoffnutzung und direkter Verbrennung mit Energierückgewinnung eher geeignet.

Im Rahmen einer Sensitivitätsbetrachtung konnte ermittelt werden, dass der Ansatz der externen Kosten den größten Einfluss auf das Ergebnis der „Cost-Benefit Analyse“ hat. Einen weiteren großen Einfluss haben die Abfallmengen und speziell die Mengen an brennbarem Abfall sowie die Energieeffizienz der betrachteten Verwertungsanlagen und die Größe der Müllverbrennungsanlagen [Kronberger, 2001].

5.2.2.2 Vergleich von Kombinationsverfahren zur Restabfallbehandlung

Im Rahmen der Studie „Möglichkeiten der Kombination mechanisch-biologischer und thermischer Behandlung von Restabfällen“ [Ketelsen et al., 1999] wurden stoffstromspezifische Kombinationsverfahren zur Restabfallbehandlung untersucht auf:

- technische (Bewertung der Verfahrenstechnik auf Entwicklungsstand, technische Erprobung, Verfügbarkeit etc.)
- ökonomische (ökonomische Bewertung der Gesamtkonzeption) und
- ökologische Kriterien (angelehnt an DIN ISO EN 14040).

Folgende Verfahrenskombinationen wurden betrachtet:

- thermische Behandlung in einer Rostfeuerung mit luftgekühltem Rost (als Referenzszenario)
- mechanisch-biologische Behandlung (Trockenstabilisierung) und anschließende thermische Behandlung bzw. energetische Verwertung in der Zementindustrie (vier Unterszenarien)
- mechanisch-biologische Behandlung (unterschiedliche Verfahren der biologischen Behandlung; Stoffstromtrennung bei der mechanischen Aufbereitung) mit anschließender thermischer Behandlung / energetischer Verwertung der heizwertreichen Fraktion (neun Unterszenarien)

Es zeigen sich deutliche Unterschiede bei einzelnen Betrachtungsebenen und Wirkungskategorien im Vergleich der Verfahrenskombinationen und im Vergleich zum Referenzszenario. Aber es ergibt sich aus der technischen, ökonomischen und öko-bilanziellen Bewertung aufgrund des maßgebenden Einflusses der jeweiligen Randbedingungen keine eindeutige Empfehlung für eine Rangfolge der Verfahren. Nach den Sensitivitätsanalysen bestimmen die Randbedingungen sowie der technische Anlagenstandard maßgeblich das Bilanzergebnis. Bei der Einzelfallbetrachtung sind der energetische Wirkungsgrad und der Emissionsstandard der konkreten Anlage von maßgeblicher Bedeutung [Ketelsen et al., 1999].

5.2.2.3 Betrachtung von Koppelprozessen zur Bewertung des Einsatzes von Sekundärbrennstoffen in energetischen Prozessen

Zur Bewertung von Maßnahmen der energetischen Verwertung in Bezug auf die Umweltauswirkungen stellen Beckmann [et al., 1999] das Ziel der Energiesubstitution in den Vordergrund. Sie definieren daher als Vergleichsszenario für die Sachbilanz die Situation aller Einzelprozesse gemeinsam (Bilanzgrenze hüllt die Einzelprozesse ein) und die des Koppelprozesses (vgl. Abb. 5.2-1).

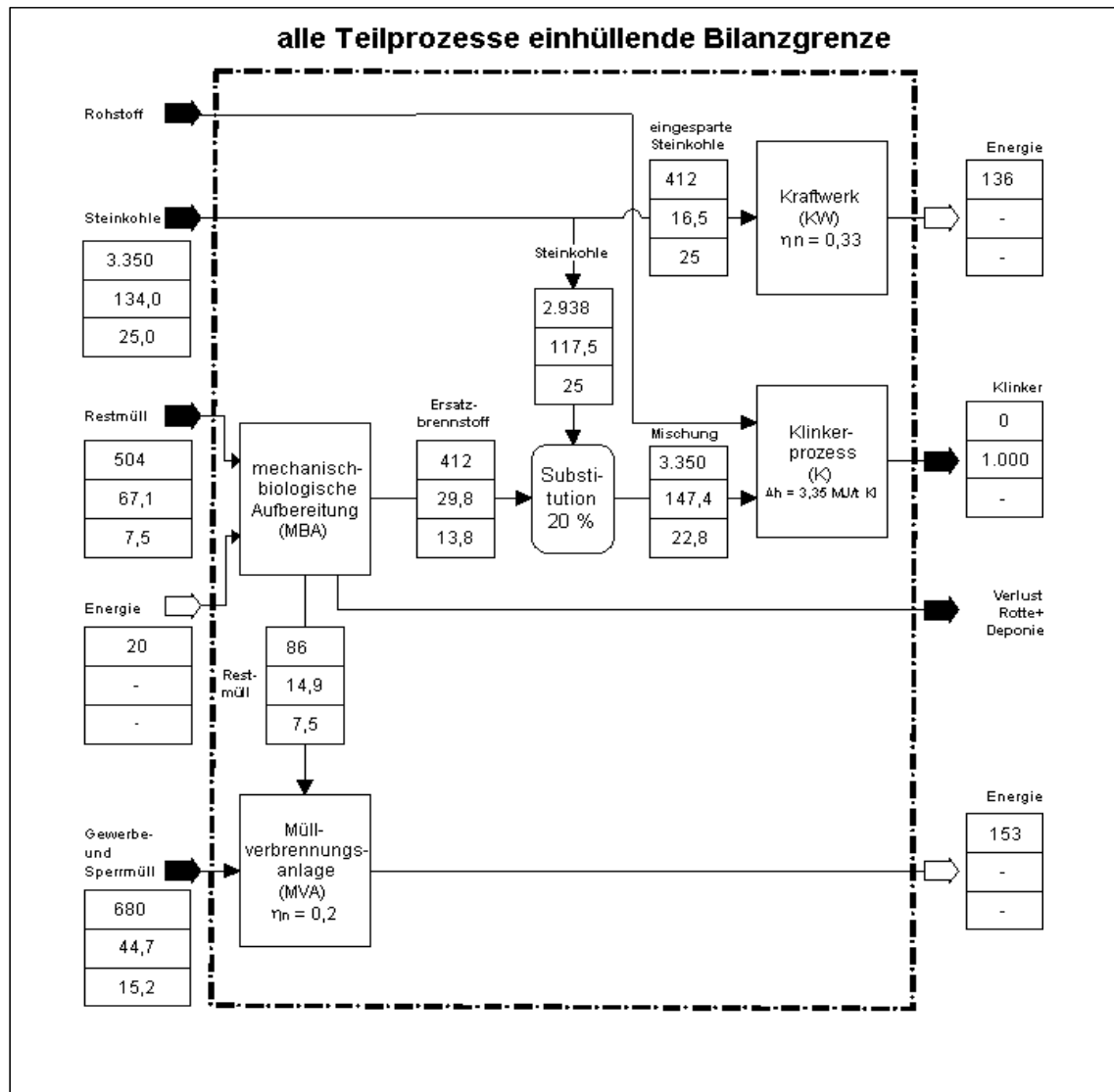


Abb. 5.2-1: Vereinfachte Darstellung eines Koppelprozesses: Substitution von Primärbrennstoff durch Sekundärbrennstoff aus mechanisch-biologischer Vorbehandlung [Beckmann et al., 1999]

Im Rahmen des Koppelprozesses wird die gesamte Verfahrenskette, mechanisch-biologische Aufbereitung, thermische Behandlung in einer MVA, energetische Verwertung im Zementklinkerbrennprozess sowie im Kraftwerk betrachtet. Diesem wird zum Vergleich gegenübergestellt, dass sich der Zementherstellungsprozess ohne Sekundärbrennstoffeinsatz und die Müllverbrennung als unabhängige Prozesse darstellen. Erst wenn bei gleichem Einsatz von Abfall und Primärenergie eine höhere Produkt- oder Energieausbeute bzw. mit weniger Einsatzstoffen gleiche Produktmengen sowie im gleichen Umfang Energie erzielt werden, kann eine Ressourcenschonung und ein CO₂-Minderungspotenzial festgestellt werden. Im Rahmen dieser Sachbilanzen werden im Gegensatz zu den bisherigen Instrumenten somit gleiche Ausgangsbedingungen miteinander verglichen.

Bisher wurde dieses Modell der Koppelprozesse nur für die Energiebetrachtung eingesetzt. Berechnungen von Scholz [et al., 2001] haben gezeigt, dass das Primärenergie substituierende- bzw. CO₂-mindernde Potenzial von Siedlungsabfällen in etwa mit dem derzeit insgesamt vorhandenen Potenzial der Bereitstellung regenerativer Energien vergleichbar ist.

Wichtige Einflussgrößen für das Ergebnis sind u. a. der Anfangsheizwert des Abfalls, der Wirkungsgrad im Kraftwerk, die Wirkungsgrade der MVA, die Gutstromaufteilung und der Aufwand in der MBA sowie die Prozessparameter der energetischen Nutzung z. B. im Klinkerbrennprozess etc. [Beckmann et al., 1999]. Dabei hat sich gezeigt, dass je nach Rahmenbedingungen durch Brennstoffsubstitution sowohl Ressourcen geschont als auch zusätzlich verbraucht werden können. In der Fortführung des Modells der Koppelprozesse sollen auch stoffliche Gesichtspunkte einbezogen werden.

6 Gesamteinordnung der energetischen Verwertung in die Abfallentsorgung und Maßnahmen zur Qualitätssicherung

6.1 Gesamteinordnung der energetischen Verwertung

Die Gesamteinordnung der energetischen Verwertung von Sekundärbrennstoffen erfolgt vor dem Hintergrund der abfallwirtschaftlichen, ökologischen sowie ökonomischen Bewertung.

▪ Abfallwirtschaftliche Bewertung

Gemäß § 5 (4) KrW-/AbfG ist die Pflicht zur Verwertung von Abfällen einzuhalten, soweit dies technisch möglich... und für einen gewonnenen Stoff oder die gewonnene Energie ein Markt vorhanden ist bzw. geschaffen werden kann. Ab dem Jahr 2005 dürfen unbehandelte Abfälle nicht mehr abgelagert werden (§ 4 AbfAbIV). Eine Vorbehandlung kann in MVA sowie in MA / MBA erfolgen. Dazu stehen folgende vier Behandlungskonzepte zur Verfügung:

- „MBA vor der Deponie“
- Trockenstabilatverfahren
- „MA / MBA vor der Verbrennung“
- MVA.

Wie in Kapitel 2.4 in einem Szenario gezeigt, kann zukünftig die Abfallentsorgung unter der Maßgabe, dass nur noch vorbehandelte Abfälle abgelagert werden können, nicht gesichert werden. Es bleibt eine behandlungsbedürftige Siedlungsabfallmenge von ca. 5,8 Mio. Mg/a. Eine Vorbehandlung dieser Abfallmenge kann in mechanischen oder mechanisch-biologischen Aufbereitungsanlagen mit Stoffstromtrennung erfolgen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass weitere Mengen heizwertreicher Fraktionen mit dem Ziel der energetischen Verwertung abgetrennt werden. In dem für die zukünftige Abfallentsorgung entwickelten Szenario wurde ein Mengenpotenzial an Sekundärbrennstoffen aus Siedlungsabfällen von ca. 3,1 Mio. Mg/a ermittelt. Hinzu kommt ein Mengenpotenzial an heizwertreichen produktionspezifischen Abfällen, das auf 2,5 Mio. Mg/a (ohne Holzanteil) geschätzt wird.

Dem sich abzeichnenden zukünftigen Entsorgungseingpass kann durch eine sinnvolle Vernetzung der bestehenden und geplanten Entsorgungsmöglichkeiten wie Müllverbrennungskapazitäten, Kapazitäten mechanisch-biologischer Behandlungsanlagen und den vorhandenen Kapazitäten zur energetischen Verwertung mit gezielter Stoffstromlenkung entgegengewirkt werden.

Es wurde gezeigt, dass eine energetische Verwertung von Sekundärbrennstoffen in Kraft- und Zementwerken technisch möglich ist. Ausreichende Kapazitäten sind in beiden Bereichen vorhanden und werden vor allem in der Zementindustrie schon intensiv genutzt. Auch im Kraftwerksbereich etabliert sich der Sekundärbrennstoffeinsatz. Daher wird sich der Markt für Sekundärbrennstoffe weiterentwickeln.

▪ **Ökologische Bewertung**

Nach dem KrW-/AbfG hat die Verwertung von Abfällen Vorrang vor deren Beseitigung. Sie muss ordnungsgemäß und schadlos erfolgen (§ 5 (3) KrW-/AbfG). Dieser Vorrang entfällt, wenn die Beseitigung die umweltverträglichere Maßnahme darstellt. Insbesondere sind bei der Abwägung der Entsorgungsmaßnahmen die Gesichtspunkte des § 5 (5) KrW-/AbfG zu prüfen.

Das Instrument der Stoffflussanalyse wurde zur Beurteilung der ordnungsgemäßen Verwertung von Abfällen in NRW als Erlass eingeführt. Um Abfälle einordnen zu können, sind bei diesem Modell zusätzlich die Effekte der Aufbereitung mitzubetrachten. Andererseits bestehen erhebliche Unsicherheiten im Hinblick auf die Eingangsdaten für das Modell. Dazu zählen Daten zu:

- Primärbrennstoffen, Roh- und Hilfsstoffen sowie Abfällen
- dem Einfluss der Sekundärbrennstoffproduktion in Abhängigkeit der eingesetzten Abfälle und der Anlagentechnik
- den Transferfaktoren in den unterschiedlichen industriellen Verwertungsanlagen.

Aufgrund der bestehenden Unsicherheiten ist zur Prüfung, ob ein Abfall zur Sekundärbrennstoffnutzung in einer industriellen Anlage grundsätzlich geeignet ist, nur die Betrachtung von mittleren Stoffkonzentrationen (Median) sinnvoll. Die im Abfallteilstrom abgeschätzten Emissionen werden dem entsprechenden Tagesmittelwert bzw. Mittelwert über den Probenahmezeitraum der 17. BImSchV gegenübergestellt.

Eine Abschätzung von Emissionen mit maximalen Messwerten aus heterogenen Abfällen, die direkt mit Messwerten in homogenerer Abluft in Verbindung gebracht werden, ist für die abfallwirtschaftliche Prüfung nicht geeignet. Unberücksichtigt davon bleibt die immissionsschutzrechtliche Beurteilung von maximalen Emissionen, z. B. zur Auslegung von Rauchgasreinigungseinrichtungen. Diese Beurteilung erfolgt jedoch bezogen auf den Gesamtstrom einer Anlage, wobei der eingesetzte Abfall nur einen geringen Anteil darstellt.

Mit dem Modell der Stoffflussanalyse lassen sich Emissionen für den Einsatz von Sekundärbrennstoffen für den jeweiligen konkreten Einsatzbereich grob abschätzen. Vor dem Hintergrund der zur Verfügung stehenden Datenlage ist eine scharfe Abgrenzung von Abfällen nicht möglich. Es wurde nachgewiesen, dass bei den Emissionsabschätzungen mit den betrachteten Abfällen die Schwermetallgrenzwerte der 17. BImSchV im Abfallteilstrom sehr deutlich unterschritten werden. Lediglich der Emissionsgrenzwert für Quecksilber stellt sich als relevant dar und bedarf einer besonderen Beachtung. Dabei ist einerseits zu berücksichtigen, dass die Quecksilbergehalte im Sekundärbrennstoff zurückgehen und andererseits nach der 17. BImSchV auch eine kontinuierliche Quecksilbermessung erforderlich ist.

Bei der Betrachtung des Einflusses des Sekundärbrennstoffeinsatzes auf Outputgüter aus Verwertungsanlagen ist zu beachten, dass bereits in den Roh- und Hilfsstoffen sowie Primärbrennstoffen Schwankungsbreiten für Schwermetalle auftreten. Der Sekundärbrennstoff hat jeweils nur einen geringen Anteil am Gesamtstrom.

Stoffflussberechnungen für den Zementklinker zeigen, dass es durch den Einsatz von Sekundärbrennstoffen bei einigen Stoffen (z. B. Cadmium, Kupfer etc.), die nicht in dem Maße im Primärbrennstoff oder sonstigen Roh- und Hilfsstoffen auftreten, zu Anreicherungen im Feststoff gegenüber dem Nullszenario kommen kann. Bei der Feststellung von Veränderungen der Schwermetallgehalte in Abfällen / Erzeugnissen im Vergleich zum Nullszenario sind anschließend weitere Umweltauswirkungen zu prüfen. Die zur Bewertung der Umweltverträglichkeit maßgeblichen Erzeugnisse aus der Zementindustrie sind Beton oder Mörtel, da diese in der Umwelt verbleiben. Die Umweltauswirkungen können zurzeit lediglich über Eluatbetrachtungen bewertet werden. Ergebnisse von DEV-S4-Auslaugtests an gebrochenem Beton zeigen, dass die Zuordnungswerte Z 0 der LAGA-Richtlinie für Recyclingbaustoffe deutlich unterschritten wurden. Aus den durchgeführten vereinfachten Abschätzungen der Stoffflüsse konnte somit keine Schadstoffanreicherung im Erzeugnis der Zementindustrie durch den Einsatz von Sekundärbrennstoffen abgeleitet werden.

Es ergibt sich bei Verwertungsverfahren generell der Konflikt zwischen der Forderung, bei der Abfallentsorgung eine weitgehende Stoffkonzentrierung zu erreichen [DPU et al., 2000] und der teilweisen Verlagerung von Stoffen in Abfälle oder Erzeugnisse. Dieser Konflikt kann hier nicht gelöst werden. Es bleibt abzuwarten, ob sich noch weitere Aspekte zur Beurteilung der Schadstoffanreicherung im Erzeugnis der Zementindustrie durch ein zurzeit bearbeitetes Forschungsprojekt [Hartlieb, 2001] ergeben.

Bei den Bewertungsinstrumenten, die die Umweltverträglichkeit umfassender betrachten, kommen zu den Unsicherheiten aus der Stoffflussanalyse noch solche aus den Systemdefinitionen, der Wahl der Vergleichsoptionen sowie des Ansatzes von Wirkungsparametern hinzu. Es lassen sich aus diesen Betrachtungen somit lediglich Trends für ein umweltverträglicheres Entsorgungsverfahren ableiten. Aus der Auswertung von bisherigen Bilanzierungen zu verschiedenen Entsorgungsverfahren sind positive Aspekte für die energetische Verwertung zu erkennen.

Vorteile für die Mitverbrennung in Kraftwerken beruhen z. B. auf der höheren energetischen Effizienz. Während Müllverbrennungsanlagen Wirkungsgrade bezogen auf die Stromauskoppelung von durchschnittlich 23 % (berechnet aus [Wollny et al., 2000]) aufweisen, liegen Kraftwerke im Durchschnitt bei 40 % [Glorius, 2002]. Die energetische Verwertung von Sekundärbrennstoffen leistet darüber hinaus einen Beitrag zur Einsparung von Primärressourcen und trägt erheblich zur Minderung der Treibhausgase bei. In der Rangfolge der Bewertungsvorschläge des Umweltbundesamtes zur Gefährdung von Umweltzielen im Rahmen von ökobilanziellen Betrachtungen wird der Treibhauseffekt als sehr hoch eingestuft. Denn mit dem „Nationalen Klimaschutzprogramm“ hat sich die Bundesregierung zum Ziel gesetzt, die Kohlendioxidemissionen gegenüber 1990 bis zum Jahr 2005 um 25 % zu reduzieren [BMU, 2000].

▪ **Ökonomische Bewertung**

Gemäß § 5 (4) KrW-/AbfG ist eine Pflicht zur Verwertung von Abfällen gegeben, wenn sie wirtschaftlich zumutbar ist. Die wirtschaftliche Zumutbarkeit liegt vor, wenn die mit der Verwertung verbundenen Kosten nicht außer Verhältnis zu den Kosten der Abfallbeseitigung stehen.

Bilitewski [2001a] stellt in einem Szenario dar, dass sich bei einem Preis für die Importsteinkohle von 1,1 EUR/GJ kein direkt konkurrenzfähiger Sekundärbrennstoff aus Siedlungsabfällen herstellen lässt. Er berechnet, dass bei Berücksichtigung des heizwertbezogenen Äquivalenzpreises, des Energieaustauschverhältnisses und der notwendigen Zusatzinvestitionen in der Verwertungsanlage etwa 10 EUR/Mg verbleiben, die als Verkaufserlös für den Sekundärbrennstoff theoretisch erzielbar sind. Dieser Betrag steht für die Aufbereitung, Lagerung und den Transport zur Verfügung. Damit würde sich beim Entsorger eine Kostenunterdeckung von ca. 36 bis 41 EUR/Mg ergeben, die vom Abfallerzeuger zu tragen ist. Beim Ersatz von Braunkohle (Braunkohlereferenzpreis: 4,1 EUR/GJ) durch Sekundärbrennstoffe ergibt sich eine Kostendeckungsschwelle bei einem Heizwert (H_u) der Abfallfraktion von ca. 11,5 MJ/kg. Für Abfälle mit $H_u > 11,5$ MJ/kg könnte der Abfallerzeuger Erlöse erzielen [Bilitewski,

2001b]. Bei der Herstellung von Sekundärbrennstoffen aus produktionsspezifischen Abfällen stellt sich die Situation insgesamt günstiger dar, da ein geringerer Aufbereitungsaufwand erforderlich ist.

Bei der Abfallentsorgung ist jedoch zu berücksichtigen, dass der Abfall anderweitig entsorgt werden muss, wenn er nicht als Sekundärbrennstoff in einer industriellen Anlage verwertet wird. Es ergibt sich für die Kostenbetrachtung damit eine weitere Vergleichsebene.

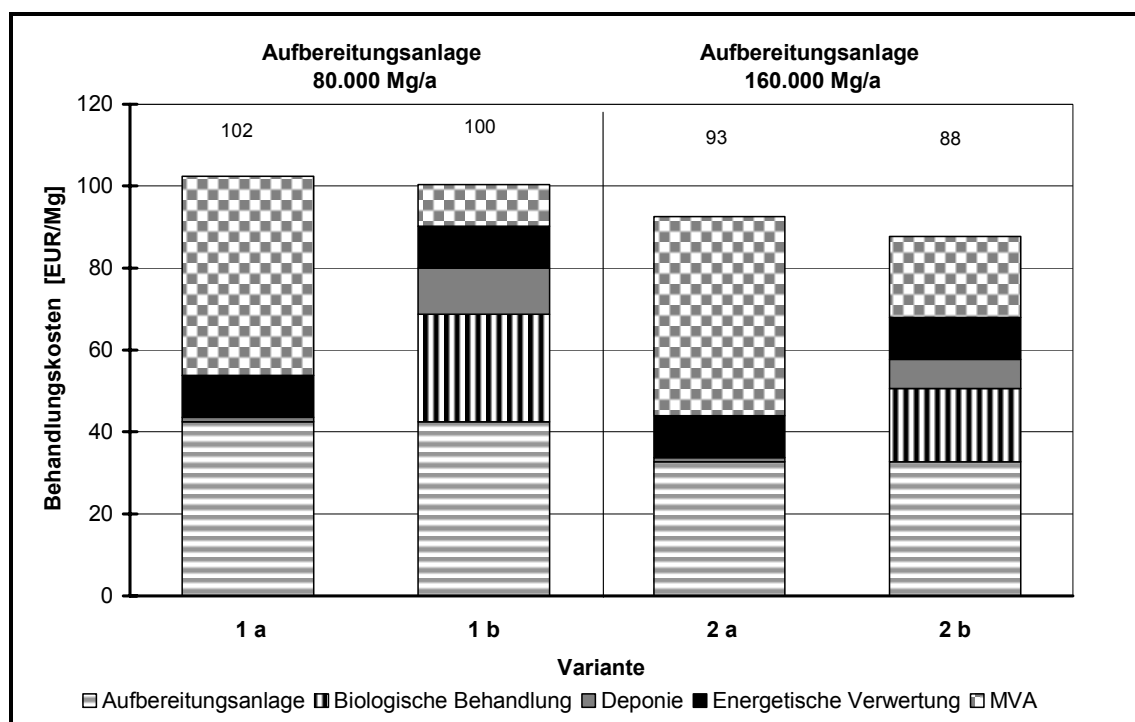
Die Wirtschaftlichkeit verschiedener Abfallentsorgungsvarianten hängt vornehmlich von den örtlichen Randbedingungen ab, da die Kosten für die Verwertung und Beseitigung der Outputgüter die Gesamtkosten maßgeblich beeinflussen. Diese Kosten werden einerseits von den Verwertungs- und Beseitigungspreisen sowie der Outputgüteraufteilung in der Aufbereitungsanlage in Abhängigkeit der Abfallzusammensetzung bestimmt. Nachfolgend wird an einem Beispiel ein Kostenvergleich zwischen den Entsorgungsalternativen „MA vor der Verbrennung“ und „MBA vor der Deponie“ für eine Aufbereitungsanlage mit einem Durchsatz von 80.000 Mg/a und 160.000 Mg/a (Zusammenschluss mehrerer Entsorgungskörperschaften) dargestellt [AWG, 2001]. Grundlage für die Gesamtkostenberechnung der Entsorgungsalternativen waren die in der Tabelle 6.1-1 dargestellten Mengenszenarien und Kostenansätze. Die sich daraus ergebenden spezifischen Entsorgungskosten sind Abbildung 6.1-1 zu entnehmen.

Die Behandlungskosten einer aufwändigen Aufbereitung heizwertreicher Fraktionen aus Siedlungsabfällen zu Sekundärbrennstoff mit anschließender energetischer Verwertung führen bei der Verbrennung der Schwerfraktion in einer MVA bei Variante 1 a zu den gleichen Kosten, wie der Einsatz des unbehandelten Abfalls in einer unter Beachtung der Transportkosten sehr kostengünstigen MVA (102 EUR/Mg). Bei einer erhöhten Durchsatzleistung von 160.000 Mg/a, die eher dem Einzugsgebiet einer MVA entspricht, ergeben sich Entsorgungskosten, die deutlich unterhalb der Kosten für die Müllverbrennung liegen. Auch andere Berechnungen zu dieser Verfahrenkombination zeigen ähnliche Kostenvorteile [Kippenberger et al., 1998].

Tab. 6.1-1: Mengenszenarien und Kostenansätze für die Gesamtkostenberechnung nach [AWG, 2001]

Variante	1 a	1 b	2 a	2 b
	Mengenszenario [Mg/a]			
Aufbereitungsanlage	80.000	80.000	160.000	160.000
Energetische Verwertung	32.000	32.000	64.000	64.000
biologische Behandlung	-	30.000	-	45.000
MVA	38.000	8.000	76.000	31.000
Deponie	1.000	19.000	2.000	29.000
	Kostenansätze [EUR/Mg]			
Aufbereitungsanlage	42	42	33	33
Energetische Verwertung	26	26	26	26
biologische Behandlung	-	70	-	64
MVA	102	102	102	102
Deponie	90	48	83	39

Varianten 1 a, 2 a: „MA vor der Verbrennung; Varianten 1 b, 2 b: „MBA vor der Deponie“



Varianten 1 a, 2 a: „MA vor der Verbrennung; Varianten 1 b, 2 b: „MBA vor der Deponie“

Abb. 6.1-1: Spezifische Behandlungskosten [AWG, 2001]

Die Varianten mit biologischer Behandlung (1 b, 2 b) und anschließender Ablagerung der Schwerfraktion stellen gegenüber denen mit anschließender thermischer Behandlung dieser Fraktion in beiden Fällen den wirtschaftlicheren Entsorgungsweg dar. Der Kostenvorteil ergibt sich insbesondere aus dem kostengünstigen Weiterbetrieb der vorhandenen Deponie, die jedoch in vollem Umfang der TA Siedlungsabfall bzw. der Abfallablagerungsverordnung entsprechen muss. Gerade in Fällen vorhandener, noch nicht vollständig abgeschriebener Siedlungsabfalldeponien, stellt die MBA-Technologie vor der Deponie eine wirtschaftlich günstige Variante dar. Es muss jedoch beachtet werden, dass die ortspezifischen Randbedingungen die Entscheidung über die wirtschaftlichsten Entsorgungsalternativen beeinflussen. Daher kann das hier dargestellte Entsorgungskonzept lediglich ein Beispiel für einen vorteilhaften Einsatz der MBA-Technologie sein.

Zurzeit werden für Kostenvergleiche von Entsorgungsalternativen überwiegend nur Kosten der unterschiedlichen Prozesse unter betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten betrachtet. Neben diesen sind jedoch auch Umweltkosten (externe Kosten) zu berücksichtigen. Einen Ansatz dazu liefert die „Cost-Benefit Analyse“, die Umweltkosten für Ressourceneinsparungen, CO₂-Minderung etc. in den Ansatz bringt. Damit stellt die energetische Verwertung auch vor dem Hintergrund einer diskutierten CO₂-Steuer eine günstige Entsorgungsalternative dar.

6.2 Maßnahmen zur Sicherung der energetischen Verwertung von Sekundärbrennstoffen

Mit der Müllverbrennungstechnologie wurde in den letzten Jahrzehnten die Rauchgasreinigungstechnik weiterentwickelt, so dass an das Inputmaterial weitgehend keine Anforderungen gestellt werden. Es haben sich jedoch in Müllverbrennungsanlagen in letzter Zeit Probleme durch höherbelastete Abfälle ergeben, so dass auch hier verstärkt auf den Input geachtet wird.

Bei den industriellen Verwertungsanlagen ist die Rauchgasreinigung nicht auf hohe und stark schwankende Schadstoffbelastungen ausgelegt. Da nur selten umfangreiche Emissionsmessungen durchzuführen sind, ist es notwendig, Vorsorgemaßnahmen bei der energetischen Verwertung von Sekundärbrennstoffen in industriellen Prozessen im Hinblick auf die Vermeidung von Umweltbelastungen einzuführen. Ebenso wichtig ist die Sicherung des Produktionsprozesses, der definierte physikalische Bedingungen benötigt. Um diese Randbedingungen zu gewährleisten, sind organisatorische sowie technische Maßnahmen bei der Sekundärbrennstoffproduktion und -verwertung vorzusehen.

In Abbildung 6.2-1 ist ein Vorschlag für ein Qualitätssicherungssystem im Hinblick auf organisatorische Maßnahmen für die gesamte Kette der energetischen Verwertung von Sekundärbrennstoffen dargestellt.

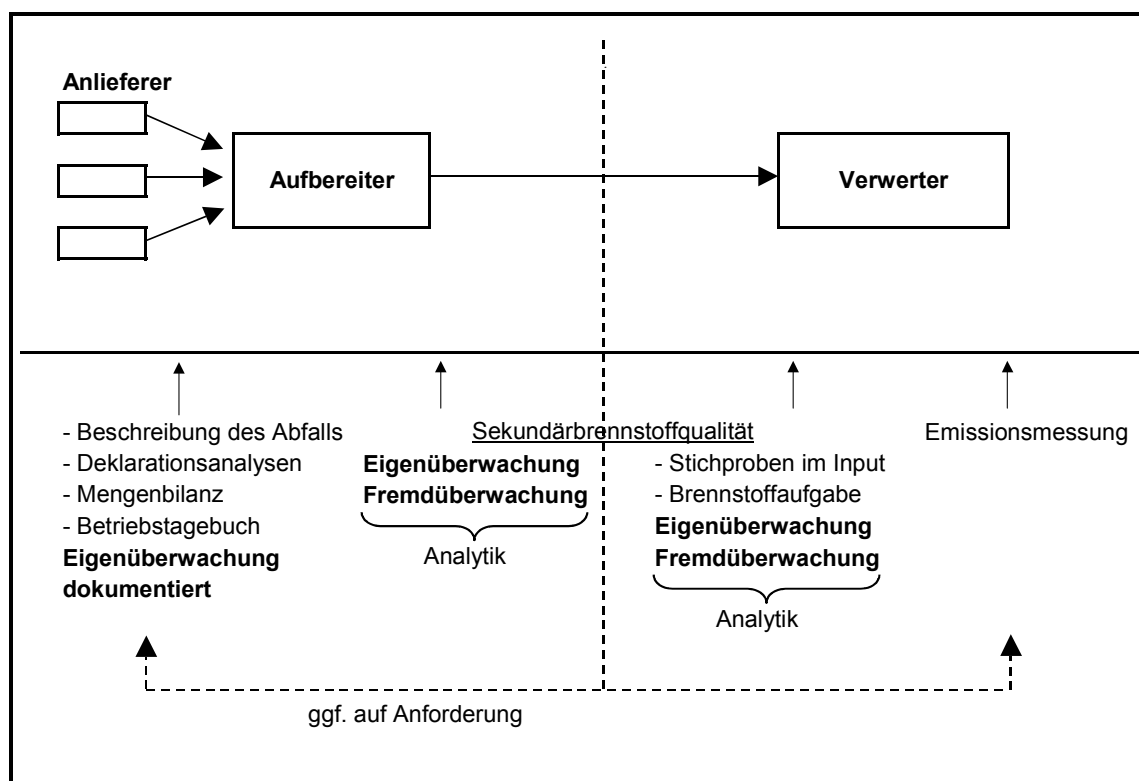


Abb. 6.2-1: Qualitätssicherung bei der energetischen Verwertung von Sekundärbrennstoffen

Die Qualitätssicherung sollte sich in eine Eigen- und Fremdüberwachung gliedern. Im Rahmen der Eigenüberwachung kann sowohl der Sekundärbrennstoffhersteller als auch -verwerter über die Informationen zu den analysierten Sekundärbrennstoffen seinen Prozess steuern. Durch die analytischen Untersuchungen im Rahmen der Fremdüberwachung, die von einem unabhängigen Labor durchgeführt werden, weist der Aufbereiter die Sekundärbrennstoffqualität seinen Vertragspartnern nach. Der Sekundärbrennstoffverwerter kann im Rahmen der Fremdüberwachung die Qualität der abgegebenen Sekundärbrennstoffe z. B. gegenüber der Genehmigungsbehörde dokumentieren.

Für den kontinuierlichen Nachweis der Inhaltsstoffe im Sekundärbrennstoff von Seiten der Aufbereiter kann das RAL-GZ 724 eingesetzt werden. Anforderungen zu den physikalischen Parametern sind dort noch nicht vorgesehen, eine Ergänzung ist jedoch geplant.

In der Eigenüberwachung des RAL-GZ 724 ist zunächst eine gezielte Auswahl der Abfallarten für den Input der Anlagen erforderlich, um das Qualitätsziel erreichen zu können. Eine Abfallliste beinhaltet die grundsätzlich zur Sekundärbrennstoffherstellung geeigneten Abfälle. Sie wurde aufgrund von derzeitigen Erfahrungen der Sekundärbrennstoffhersteller sowie aufgrund von Genehmigungen zum Abfalleinsatz in der Zementindustrie und in Kraftwerken zusammengestellt [Flamme et al., 2001c].

Mit der Dokumentation der verarbeiteten Abfallmengen sowie der Deklarationsanalysen im Betriebstagebuch (z. B. nach § 5 Entsorgungsfachbetriebsverordnung) gestaltet der Aufbereiter seinen Prozess transparent. Eine Inputüberwachung mittels Analytik ist nicht vorgesehen, da der Abfall zu heterogen und eine repräsentative Beprobung nicht möglich ist. Im Rahmen der Eigenüberwachung erfolgt eine laufende Beprobung des aufbereiteten Sekundärbrennstoffs. Die Einzelproben werden zu Mischproben vereinigt und aus drei Mischproben wird eine Sammelprobe erstellt. Bei den Mischproben werden Kurzanalysen auf ausgewählte Parameter und bei den Sammelproben Vollanalysen (gesamter festgelegter Parameterumfang) durchgeführt.

Die Mischproben aus der Eigenüberwachung werden als Proben für die Fremdüberwachung dem beauftragten Labor zugesandt. Damit ist eine Verknüpfung zwischen Eigenüberwachung und Fremdüberwachung geschaffen, um eine Kontinuität über eine größere Probenanzahl im Rahmen eines Fremdüberwachungsintervalls zu erreichen. Neben den Proben aus der Eigenüberwachung zieht ein Fremdüberwacher im Intervall selbst Proben. Die Intervalle der Fremdüberwachung sind nach der erzeugten Sekundärbrennstoffmenge der einzelnen Anlage gestaffelt.

Um das Zertifikat der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe e. V. zu erlangen, unterzieht sich der Sekundärbrennstoffaufbereiter zunächst einem Anerkennungsverfahren, in dem einerseits die Voraussetzungen des Betriebes überprüft werden und andererseits zwei Überwachungsintervalle der Gütesicherung erfolgreich durchzuführen sind. In diesen wird eine größere Probeanzahl mit einem statistischen Verfahren (vgl. Kap. 3.5) bewertet. In sich anschließenden wiederkehrenden Überwachungsverfahren sind die Voraussetzungen zur Sekundärbrennstoffherstellung sowie die Qualität des Sekundärbrennstoffs kontinuierlich nachzuweisen, um das RAL-Gütezeichen weiterhin führen zu können.

Für die Verwertung von Sekundärbrennstoffen sind im Rahmen von Genehmigungen teilweise Maßnahmen zur Qualitätssicherung formuliert (z. B. [Bolwerk, 2001]). Zukünftig können dabei die im Rahmen der Gütesicherung nach RAL-GZ 724 bereits durch-

geführten Maßnahmen berücksichtigt werden um eine geschlossene Qualitätssicherungskette zu erhalten.

Bekommt der Sekundärbrennstoffverwerter gütegesicherten Brennstoff angeliefert, kann er im Rahmen der Eigenüberwachung ggf. Stichproben zur Kontrolle durchführen. Gegenüber der Genehmigungsbehörde wird er weiterhin die Qualität des Sekundärbrennstoffs bei der Ofenaufgabe im Rahmen einer Fremdüberwachung dokumentieren. Dazu werden bereits in einzelnen Verwertungsanlagen mit automatischen Probenahmesystemen Tagesmischproben gezogen und zurückgestellt. Eine Beprobung und Auswertung sollte ähnlich wie im Rahmen des RAL-Gütezeichens erfolgen. Über einen festgelegten Überwachungszeitraum sind dazu zurückgestellte Proben auszuwählen und zu analysieren. Es sollten auch hier in einem festgelegten Überwachungsintervall eine größere Probenanzahl analysiert und die Ergebnisse gegenüber Richtwerten statistisch ausgewertet werden.

Neben diesen Maßnahmen sollte durch Verbesserung der Aufbereitungstechnik versucht werden, die Qualität der Sekundärbrennstoffe und deren Verwertung weiter zu optimieren. Beispielsweise kann durch verbesserte Einstellung von vorhandenen Anlagenaggregaten eine gezieltere Ausschleusung von Stör- und Schadstoffen erreicht werden. Mit einer Optimierung von Fe- und NE-Abscheidern lassen sich möglicherweise die großen Streuungen der Metalle im Sekundärbrennstoff minimieren. Durch den Einbau von zusätzlich Aggregaten wie Nahinfrarot-Spektrometern sind spezifische Materialien mit erhöhten Stoffgehalten, z. B. PVC, besser abzuscheiden. Bei optimierter Aufbereitungstechnik können dann auch weitere Abfälle mit einem höheren Stoffinventar aufbereitet werden.

Betreiber von industriellen Verwertungsanlagen erreichen durch optimierte Anlagenführung oder gezielte Ausschleusung von Stoffströmen eine Verbesserung der Transferfaktoren z. B. für Quecksilber in Bezug auf die Emissionsbetrachtung. In Kraftwerken kann beispielsweise die Abtrennung von Quecksilber in der Rauchgasreinigungsanlage maßgeblich durch eine vorgeschaltete High-Dust-DENOX-Anlage positiv beeinflusst werden [Gutberlet et al., 1992]. Anschließend dient eine gezielte Abscheidung aus den Schlämmen als Senke für Quecksilber [Winkler et al., 2001]. In der Zementindustrie kann z. B. das Niveau des äußeren Quecksilberkreislaufes dadurch begrenzt werden, dass ein Teil des Elektrofilterstaubs aus dem System ausgeschleust wird. Dieser wird der Zementmühle wieder als Rohmaterial zugegeben oder muss gegebenenfalls anderweitig entsorgt werden.

7 Zusammenfassung

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde die Umweltverträglichkeit der energetischen Verwertung von Sekundärbrennstoffen aus nicht überwachungsbedürftigen Abfällen in industriellen Feuerungsanlagen bewertet. Die Betrachtung erfolgte auf der Grundlage des derzeitigen Kenntnisstandes unter folgenden Gesichtspunkten:

- rechtliche Rahmenbedingungen
- Einsatzbereiche für Sekundärbrennstoffe
- abfallwirtschaftliche Bedeutung der energetischen Verwertung
- Bestimmung, Auswertung und Bewertung von Schwermetallen in Abfällen
- Einfluss der Aufbereitung von Sekundärbrennstoffen
- Erweiterung des Stoffflussanalysemodells um das Modul der Aufbereitung
- Betrachtung der weiteren Bewertungsinstrumente zur Umweltverträglichkeit
- Bewertung der Instrumente
- Gesamteinordnung der energetischen Verwertung von Sekundärbrennstoffen und Maßnahmen zur Qualitätssicherung.

Die Bewertung der Umweltverträglichkeit fand exemplarisch mit den Abfallarten Spuckstoffe, Gemischte Verpackungen sowie grob aufbereitete heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen in Bezug auf die in der Verordnung über Abfallverbrennungsanlagen (17. BImSchV) aufgeführten Schwermetalle statt.

Der rechtliche Rahmen für die energetische Verwertung von Abfällen wird durch das Abfall- sowie Immissionsschutzrecht bestimmt. Die Abgrenzung von Verwertungs- und Beseitigungsverfahren ist vor allem vor dem Hintergrund der Umweltverträglichkeit bisher nicht klar definiert. Zur Bewertung von Emissionen bzw. der Festlegung von Emissionsgrenzwerten für die energetische Verwertung in industriellen Anlagen bestehen ebenfalls unterschiedliche Vorgehensweisen. Um ein einheitliches Vorgehen in den verschiedenen Bundesländern oder auch zwischen einzelnen Genehmigungsbehörden zu erreichen, bietet die Umsetzung der EU-Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen eine gute Möglichkeit.

In Europa bestehen bereits länderspezifische Richtlinien oder Regelungsentwürfe zu Anforderungen an die Qualität von Sekundärbrennstoffen für verschiedene Einsatzbereiche. In Deutschland wurde das RAL-GZ 724 erarbeitet, welches umfassende Anforderungen an die Aufbereitung von Sekundärbrennstoffen stellt. Um zu einheitlichen Regelungen auf EU-Ebene zu kommen, wurde von der Kommission entschieden, ein Mandat für die Standardisierung von Brennstoffen aus nicht gefährlichen Abfällen zu erteilen.

Einsatzbereiche für Sekundärbrennstoffe sind überwiegend Kraftwerke sowie die Zementindustrie. In Zementwerken hat sich der Sekundärbrennstoffeinsatz bereits etabliert. In Kraftwerken, die wesentlich größere Kapazitäten für den Primärbrennstoffersatz bieten, werden zurzeit kaum Sekundärbrennstoffe eingesetzt. Es ist jedoch zu beobachten, dass Anlagenbetreiber Möglichkeiten für den Einsatz prüfen bzw. Versuche mit diesen Brennstoffen fahren. Die Anforderungen an die Sekundärbrennstoffe sind im Wesentlichen abhängig von der eingesetzten Anlagentechnik sowie den Aufgabemöglichkeiten.

Ab 2005 dürfen unbehandelte Siedlungsabfälle nicht mehr deponiert werden. Aus der Gesamtbetrachtung der zukünftigen Entsorgung fester Siedlungsabfälle ergibt sich damit, dass mit den errichteten und geplanten Kapazitäten für Müllverbrennungsanlagen sowie mechanisch-biologischen Aufbereitungsanlagen der anfallende Abfall nicht behandelt werden kann. Die energetische Verwertung von heizwertreichen Fraktionen stellt damit einen unverzichtbaren Bestandteil der zukünftigen Abfallwirtschaft dar.

Als weiterer Aspekt wurde die Bestimmung, Auswertung und Bewertung von Schwermetalle in Abfällen eingehend betrachtet. Die Analyse von Inhaltsstoffen in Abfällen setzt sich aus mehreren Einzelschritten zusammen, die sich alle zusammen auf das Ergebnis der Untersuchung auswirken. Anhand von Ergebnissen aus einer vergleichenden Laboranalytik sowie einem Ringtest konnte abgeleitet werden, dass Vorgaben zu den Einzelschritten der Analytik zu treffen sind, um zu annähernd vergleichbaren Analysenwerten zu kommen. Trotzdem sind aufgrund der Heterogenität des Materials innerhalb von Teilproben und auch zwischen Analysenlaboren große Streubreiten bei den angegebenen Konzentrationen nicht zu vermeiden. Bei Messwertserien oder Datensammlungen von Abfällen handelt es sich um linkssteile Verteilungen, deren Endklasse offen ist. Die mittleren Konzentrationen lassen sich daher am ehesten mit dem Median bestimmen. Zusätzlich ist es sinnvoll, einen oberen Bereich anzugeben, um die Streubreite der Analyseergebnisse einschätzen zu können. Der absolute Maximalwert stellt in diesem Zusammenhang eine willkürliche Angabe dar. Der obere Konzentrationsbereich kann daher besser mit dem 80. oder 90. Perzentil eines Datenkollektives angegeben werden.

Aus den Ergebnissen zur Bestimmung, Auswertung und Bewertung von Abfallanalysen wurde ein Qualitätssicherungskonzept vorgeschlagen. Dieses beinhaltet:

- Regelmäßige Probenahme im Outputbereich einer Anlage direkt vom Band
- Vereinigung von Einzelproben zu Mischproben, die analysiert werden
- Festlegung der Vorgehensweisen bei der Probenaufbereitung und Analytik

- Bewertung der Analyseergebnisse über eine größere Probenanzahl mit statistischer Auswertung

Im Weiteren wurde der Einfluss der Aufbereitungstechnik auf den produzierten Sekundärbrennstoff anhand von Bilanzierungen mit den drei untersuchten Abfällen ermittelt. Für den überwiegenden Anteil der Schwermetalle ist ein hohes Abreicherungspotenzial 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- / Abreicherungsfaktoren ist abhängig von der Zusammensetzung des Inputmaterials, seiner Schadstoffbelastung sowie der eingesetzten Aufbereitungstechnik.

Für die weitere Betrachtung der Umweltverträglichkeit wurde das in Nordrhein-Westfalen eingeführte Stoffflussanalysenmodell um das Modul der Aufbereitung erweitert. Bei Anwendung des Modells zur Abschätzung der Emissionen war festzustellen, dass aufgrund der vielen Einflussgrößen eine scharfe Ausgrenzung einzelner Abfälle von der energetischen Verwertung in industriellen Prozessen nicht möglich ist. Vor dem Hintergrund der Unsicherheiten bei den Eingangsdaten, der komplexen Vorgänge bei der Verbrennung und des sehr vereinfachten Modells können nur mittlere Emissionskonzentrationen mit dem Median der Abfalldaten abgeschätzt werden. Bei der Emissionsabschätzung gegenüber der 17. BImSchV im Abfallteilstrom stellt sich lediglich der Grenzwert für Quecksilber als relevant dar und bedarf einer besonderen Beachtung. Mit den durchgeführten Berechnungen für die betrachteten Abfälle konnte gezeigt werden, dass alle Schwermetallgrenzwerte der 17. BImSchV sehr deutlich unterschritten werden.

Bei der Betrachtung der Verlagerungen von Schwermetallen in weitere Outputgüter können beim Einsatz von Sekundärbrennstoffen in der Zementindustrie bei einigen Stoffen, die nicht in dem Maße im Primärbrennstoff oder sonstigen Roh- und Hilfsstoffen vertreten sind, Anreicherungen im Zementklinker festgestellt werden. In diesen Fällen sind jedoch die weiteren Umweltauswirkungen über Auslaugtests in den Erzeugnissen, die in der Umwelt verbleiben, zu prüfen. Es konnte auf diese Weise keine Schadstoffanreicherung z. B. im Beton durch den Einsatz von Sekundärbrennstoffen abgeleitet werden.

Mit den Ergebnissen aus den weiterführenden Bewertungsinstrumenten der Umweltverträglichkeit von energetischen Verwertungsmaßnahmen (Ökobilanz, „Cost-Benefit Analyse“, Betrachtung von Koppelprozessen) können Trends angegeben werden. Diese

sind abhängig von Systemdefinitionen, Eingangsdaten und der Bewertung der Wirkungskategorien. Je nach Variation der Annahmen kann es zu einer Umkehrung der ökologischen Bewertung kommen. Die Auswertung von bisherigen Arbeiten zum Vergleich von Entsorgungsoptionen für Abfälle zeigt positive Tendenzen für die energetische Verwertung, vor allem in Bezug auf die Energieeffizienz, die CO₂-Einsparung sowie die Primärressourcenschonung.

Zur Gesamteinordnung der energetischen Verwertung im Rahmen der zukünftigen Abfallentsorgung kann festgestellt werden, dass sie ein unverzichtbares Teilelement darstellt. Sie wird ökologisch überwiegend positiv bewertet und kann je nach örtlichen Randbedingungen auch für Siedlungsabfälle in Verbindung mit mechanischen oder mechanisch-biologischen Aufbereitungsanlagen die wirtschaftlichste Entsorgungsoption darstellen.

Da die Rauchgasreinigung industrieller Anlagen oft nicht auf hohe und stark schwankende Schadstoffbelastungen ausgelegt ist, sind Maßnahmen zur organisatorischen sowie technischen Sicherung der Sekundärbrennstoffqualität durch den Aufbereiter bzw. für den Einsatz von Sekundärbrennstoffen beim Verwerter zu treffen. Für die Qualitätssicherung in Aufbereitungsanlagen wurde ein detailliertes Konzept vorgeschlagen, welches angepasst auch in Verwertungsanlagen umgesetzt werden sollte.

8 Literaturverzeichnis

Anonymus (1983): Dreizehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Großfeuerungsanlagen, 13. BImSchV) vom 22. Juni 1983 (BGBl. I S. 719)

Anonymus (1996a): Richtlinie 75 / 442 / EWG des Rates vom 15. Juli.1975 über Abfälle (Abfallrahmenrichtlinie), Abl. Nr. L 194, S. 47, zuletzt geändert am 06. Juni 1996 (Abl. Nr. L 135, S. 32)

Anonymus (1996b): Verordnung 259 / 93 / EWG des Rates vom 01. Februar 1993 zur Überwachung und Kontrolle der Verbringung von Abfällen in der, in die und aus der Europäischen Gemeinschaft, Abl. Nr. L 30, S. 1, zuletzt geändert am 10. Dezember 1996 (Abl. Nr. L 135, S. 32)

Anonymus (2000a): Richtlinie 2000 / 76 / EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 04. Dezember 2000 über die Verbrennung von Abfällen, Abl. Nr. L 332 vom 28. Dezember 2000, S. 0091

Anonymus (2000b): Beitrag in EUWID, 06.05.2000

Anonymus (2001a): Kreislaufwirtschaft- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG), Gesetz zur Vermeidung, Verwertung und Beseitigung von Abfällen vom 27. September 1994, BGBl. I S. 2705, zuletzt geändert am 02. August 2001 (BGBl. I S. 2005)

Anonymus (2001b): Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen vom 20. Februar 2001, BGBl. I S. 305.

Anonymus (2001c): Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (17. BImSchV), Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe vom 23. November 1990 (BGBl. I S. 2545, 2832), geändert am 02. August 2001 (BGBl. I S. 2003)

Anonymus (2001d): Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis (Abfallverzeichnisverordnung - AVV) vom 10. Dezember 2001, BGBl. I. S. 3379

Anonymus (2001e): Verordnung über die Entsorgung von gewerblichen Siedlungsabfällen und von bestimmten Bau- und Abbruchabfällen - Gewerbeabfallverordnung (GewAbfV), Entwurf Stand: 07.11.2001

Anonymus (2001f): Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG), Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge vom 14. Mai 1990, BGBl. I S. 880, zuletzt geändert am 02. August 2001 (BGBl. I S. 1973)

Anonymus (2001g): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft, (TA Luft) vom 27. Februar 1986 (GMBl. S. 95, ber. S. 202), Entwurf Stand: 12.06.2001

Anonymus (2001h): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV), vom 09. Februar 1999, BGBl. I S. 86, zuletzt geändert am 09. Juli 2001, BGBl. I S. 1572

AWG (2001): persönliche Mitteilungen, 29. Dezember 2001, angelehnt an: Ketelsen, K., Fehre, E., Gallenkemper, B., Eitner, R., Hamsen, H.: Kostenvergleich Vergärung/Deponierung und Verbrennung Ennigerloh, Hannover, Ennigerloh 2000

Baccini, P., Brunner, P. H.(1991): Metabolism of the Anthrosphere, Springer Verlag, Heidelberg 1991

Baier, H. (2000): persönliche Mitteilung, 2000

Baier, H. (2001): Einsatz von Ersatzbrennstoffen im Dyckerhoff Zementwerk Neubekum, in Unterlagen zum VDI-Seminar „Ersatzbrennstoffe für Industrieanlagen“, Osnabrück 2001

Balzer, D. (1996): Eintrag von Blei, Cadmium und Quecksilber in die Umwelt, Bilanzen über Verbrauch und Verbleib, Band 1, Blei und Cadmium, Forschungsbericht 106 01 047 im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin 1996

Bauguitte, A. (2000): Kraftwerke loten Möglichkeiten zur Mitverbrennung von Abfällen aus, in Euwid, Re Nr. 50 v. 12.12.2000, S. 5

Bayerischer VGH (2000): Urteil vom 30.11.1999 - Az.: 20 B 99.1068, in AbfallPrax 2 / 2000, S. 55

Beckmann, M., Scholz, R. (1999): Energetische Bewertung der Substitution von Brennstoffen durch Ersatzbrennstoffe bei Hochtemperaturprozessen zur Stoffbehandlung, Teil 1 und 2, in ZKG International 52, 6 / 1999, S. 287 - 303 und Nr. 8, S. 411 - 419

Berger, R., Krabbe, H. J. (1998): Simulation der Schwermetallemissionen eines Steinkohlekraftwerks, in VGB Kraftwerkstechnik, 9 / 1998, S. 100 - 106

Berghoff, R. (2000): Das „Con Therm-Verfahren“ zur energetischen Verwertung von ausgesuchten Abfällen; in Dohmann, M. (Hrsg.), Tagungsband der 33. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, S. 56/1 – 56/6, Aachen 2000

Bertram, H., U. (2001): Die Überarbeitung der LAGA-Mitteilung 20, Anforderungen an die Verwertung von mineralischen Abfällen, in BR 12 / 2001, S. 20 - 28

Betreiberangaben (2000): Transferfaktoren aus durchgeführten Versuchen für ein Kraftwerk mit Schmelzkammerfeuerung, persönliche Mitteilungen, 2000

Beyer, C., Pretz, Th. (2001): Modellierung und Simulation von Aufbereitungsprozessen zur Verwertung von Abfällen, in KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 10 / 2001, S. 1452 - 1454

Bilitewski, B. (2001a): Sekundärbrennstoff zur energetischen Verwertung - Aufbereitung, Technik, Kosten, in Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.) Bio- und Restabfallbehandlung V, Tagungsband, S. 419 - 427, Verlag Witzenhhausen-Institut, Witzenhhausen 2001

Bilitewski, B. (2001b): Ersatzbrennstoff und Möglichkeiten der Verwertung in verschiedenen Anlagen, in Unterlagen zum Alba-Symposium „Entsorgungssicherheit 2010 - Dahin mit dem Restabfall“, Berlin 2001

BGS (2001a): Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe e. V., Güte- und Prüfbestimmungen für Sekundärbrennstoffe, RAL-GZ 724, Stand Juni 2001

BGS (2001b): Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe e. V., Probenahme-, Probenaufbereitungs- und Analysenvorschrift für Sekundärbrennstoffe im Rahmen des RAL-GZ 724, Stand Juni 2001

Blottnitz, H. B. v. (1999): Untersuchungen zur Weiterentwicklung der Grundlagen der Probenahme disperser Feststoffe für Bereiche der Abfallwirtschaft, Shaker Verlag, Aachen 1999

BMU (2000): Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Nationales Klimaschutzprogramm, Sonderteil, in Umwelt 11 / 2000

BMU (2002): Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Arbeitspapier zur deutschen Umsetzung der immissionsschutzrechtlichen Regelungen der Europäischen Richtlinie 2000 / 76 / EG vom 04. Dezember 2000, über die Verbrennung von Abfällen - Stand 14. Januar 2002

Böker, M., Conrady-Pigorsch, R. (2000): Sekundärbrennstoffe in der Zementindustrie - Neue Wege in der Abfallwirtschaft, Staatliches Umweltamt Münster (Hrsg.), Berichte und Informationen Band 5, Münster 2000

Bolwerk, R. (2000a): Einsatz von Sekundärbrennstoffen aus genehmigungsrechtlicher Sicht, in Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.) Bio- und Restabfallbehandlung IV, Tagungsband, S. 397 - 413, Verlag Witzenhhausen-Institut, Witzenhhausen 2000

Bolwerk, R. (2000b): Erfahrungen aus laufenden Genehmigungsverfahren, in Unterlagen zum VDI-Seminar 430404, Würzburg 2000

Bolwerk, R. (2001): Genehmigungspraxis beim Einsatz von Abfällen in Zementwerken – Vorsorgeaspekte, Emissionsbegrenzungen, Qualitätssicherungskonzept, in Lübbecke-Wolff, G. (Hrsg.): Umweltverträgliche Abfallverwertung, Umweltrechtliche Studien – Studies on Environmental Law, Band 27, S. 179 - 196, Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden 2001

Bortz, J., Lienert, G., A. (1998): Kurzgefasste Statistik für die klinische Forschung, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York 1998

Both, G. (2001): Leitfaden zur energetischen und stofflichen Verwertung von Abfällen in Zementwerken und Kraftwerken in Nordrhein-Westfalen, in Dohmann M. (Hrsg.): Stand und Perspektiven der Industrie- und Sonderabfallentsorgung am Beispiel bedeutender Stoffgruppen, Tagungsband des 14. Aachener Kolloquiums, Aachen 2001

Braungart, M., Ketelhut, R., Gallenkemper, B., Flamme, S., Walter, G. (1999): Bewertung des Einsatzes von Substitut-Brennstoffen unter Gesichtspunkten der Umwelt- und Gesundheitsverträglichkeit im Auftrag der Rethmann Entsorgungswirtschaft GmbH und Co KG, Region West, Hamburg, Ahlen 1999

Buer, T., Roos, H.-J. (1996): Abfallpotenziale zur Verwertung in thermischen Prozessen, in Dohmann, M. (Hrsg.): Kreislaufwirtschaft und Abfallverwertung in thermischen Prozessen, Tagungsband des 9. Aachener Kolloquiums, S. 4/1 - 4/23, Aachen 1996

Bund-/Länder-AG (1997): Abfallbegriff, Abfallverwertung und Abfallbeseitigung nach dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/ AbfG) – Entwurf Stand 06.11.1997, in Müllhandbuch, Nr. 0471, Erich Schmidt Verlag GmbH, Berlin 1997

BUWAL (1997): Abfallentsorgung in Zementwerken Thesenpapier, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Umwelt Materialien Nr. 70 Abfälle, Bern 1997

BUWAL (1998a): Richtlinie: Entsorgung von Abfällen in Zementwerken, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Dokumentationsdienst, Bern 1998

BUWAL (1998b): Regelungen über die Abfallentsorgung in Zementwerken, Grundlagen, Methoden, Berechnungen, bearbeitet durch die Dr. Graf AG, Bern 1998

BVerwG (2000) Urteil vom 15.06.2000 – 3 C 4.00 – NVwZ 2000, 1178 ff

CEN (2001): UNI 9903 „Non mineral refuse derived fuels (RDF) (1992), in CEN / BT / TF / 118 N 26

Coburg, R., Buer, T. (2000): Derzeitige und künftige Mengenpotenziale für die thermische Behandlung, in Dohmann, M. (Hrsg.): Thermische Industrie- und Gewerbeabfallentsorgung, Tagungsband des 13. Aachener Kolloquiums, S. 1/1 - 1/18, Aachen 2000

DIN 1045 (1988): Beton- und Stahlbeton, Bemessung und Ausführungen, Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.), Ausgabe 7 / 1988, Beuth Verlag, Berlin 1988

DIN 1168 (1975): Baugipse, Teil 2: Anforderungen, Prüfung, Überwachung, Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.), Ausgabe 7 / 1975, Beuth Verlag, Berlin 1975

DIN 38 414 (1984): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Schlamm und Sedimente (Gruppe S), Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser, S 4, Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.), Ausgabe 10 / 1984, Beuth Verlag, Berlin 1984

DIN 51 900 (1989): Prüfung fester und flüssiger Brennstoffe - Bestimmung des Brennwertes mit dem Bombenkalorimeter und Berechnung des Heizwertes, Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.), Ausgabe 11 / 1989, Beuth Verlag, Berlin 1989

DIN EN 197-1 (2001): Zement, Teil 1: Zusammensetzung, Anforderungen und Konformitätskriterien von Normalzement, Deutsche Fassung EN 197-1: 2000, Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.), Ausgabe 2 / 2001, Beuth Verlag, Berlin 2001

DIN EN 13346 (2001): Charakterisierung von Schlämmen - Bestimmung von Spurenelementen und Phosphor - Extraktionsverfahren mit Königswasser, Deutsche Fassung EN 13346, Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.), Ausgabe 4 / 2001, Beuth Verlag, Berlin 2001

DIN EN 13656 (Norm-Entwurf) (1999): Charakterisierung von Abfällen - Aufschluss mittels Mikrowellengerät mit einem Gemisch aus Fluorwasserstoffsäure (HF), Salpetersäure (HNO₃) und Salzsäure (HCl) für die anschließende Bestimmung der Elemente im Abfall, Deutsche Fassung EN 13656, Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.), Ausgabe 10 / 1999, Beuth Verlag, Berlin 1999

DIN EN 13657 (Norm-Entwurf) (1999): Charakterisierung von Abfällen - Aufschluss zur anschließenden Bestimmung des in Königswasser löslichen Anteils an Elementen in Abfällen, Deutsche Fassung EN 13657, Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.), Ausgabe 10 / 1999, Beuth Verlag, Berlin 1999

DPU, BZL (2000): Studie zu den abfallwirtschaftlichen und ökologischen Auswirkungen der im Arbeitsentwurf einer Abfallverwaltungsverordnung (AbfallVwV) vertretenen Rechtsposition, Studie im Auftrag des Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Stuttgart 2000

Dürkop, J (2001): Umsetzung der Richtlinie 2000 / 76 / EG vom 4. Dezember 2000 über die Verbrennung von Abfällen in deutsches Recht, Bildungszentrum für die Entsorgungs- und Wasserwirtschaft GmbH (BEW), Seminarunterlagen: Die Umsetzung der EU-Abfallrichtlinie in deutsches Recht, Duisburg 2001

DVGW (1999): Hygienische Anforderungen an zementgebundene Werkstoffe im Trinkwasserbereich – Prüfung und Bewertung, Arbeitsblatt 347, Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V. (Hrsg.), Bonn 1999

Elfers, M. (2001): Thermische Verwertung von Ersatzbrennstoffen mit der dezentralen ENERGOS-Technologie, in Unterlagen zum VDI-Seminar „Ersatzbrennstoffe für Industrieanlagen“, Osnabrück, September 2001

Fahlke, J. (1993): Untersuchung zum Verhalten von Spurenelementen an kohlebefeuernten Dampferzeugern unter Berücksichtigung der Rauchgasreinigungsanlagen, in VGB Kraftwerkstechnik 73, 3 / 1993, S. 254 – 256

Faulstich, M. (2001): Potenziale des Sekundärbrennstoffeinsatzes im Bereich der Mono- und Co-Verbrennung, in Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung V, Tagungsband, S. 401 - 418, Verlag Witzenhausen-Institut, Witzenhausen 2001

Fehringer, R., Rechberger, H., Brunner, P. H. (1999): Positivliste für Reststoffe in der Zementindustrie: Methoden und Ansätze (PRIZMA), Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Wien 1999

Flamme, S., Scharlemann, A., Gallenkemper, B. (2001a): Stoffstrombilanzierung bei der Aufbereitung von Sekundärbrennstoffen, im Auftrag eines Entsorgers, Ahlen 2001, unveröffentlicht

Flamme, S., Gallenkemper, B. (2001b): Inhaltsstoffe von Sekundärbrennstoffen, Ableitung der Qualitätssicherung der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe e. V., in Müll und Abfall 2 / 2001, S. 699 - 704

Flamme, S., Gallenkemper, B. (2001c): Aktivitäten der Bundesgütegemeinschaft Sekundärbrennstoffe e. V., in Unterlagen zum VDI-Seminar „Ersatzbrennstoffe für Industrieanlagen“, Osnabrück 2001

Fluck, J. (2000): Kreislaufwirtschafts- und Abfallrecht, Kommentar, Loseblatt, Band 1, Ludwigshafen und Heidelberg, Stand April 2000

Frenz, W. (2000): Rechtliche Grundsatzfragen der Auslegung der neuen abfallrechtlichen Vorschriften des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes, Forschungsbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ: 298 31 720 01, Berlin 2000

Friedrich, H. (2001a): Konkrete Umsetzung des KrW-/AbfG im Bundesland NRW, in Lübbe-Wolff, G. (Hrsg.): Umweltverträgliche Abfallverwertung, Umweltrechtliche Studien – Studies on Environmental Law, Band 27, S. 13 - 36, Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden 2001

Friedrich, H. (2001b): NRW hat die Stoffflussanalyse in die behördliche Praxis eingeführt: Darstellung des Erlasses vom 23. Oktober 2000, in Unterlagen zum BEW Seminar: Die Stoffflussanalyse als Bewertungshilfe bei abfallrechtlichen Beurteilungsfragen innerhalb immissionsschutzrechtlicher Genehmigungsverfahren, Duisburg 2001

Friedrich, H., Lahl, U., Zeschmar-Lahl, B. (2001): Die Stoffflussanalyse (SFA) als ein neues Instrument der abfallrechtlichen Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Entsorgungsmaßnahmen im immissionsschutzrechtlich genehmigungsbedürftigen Anlagen in Nordrhein-Westfalen, in Müll und Abfall 2 / 2001, S. 83 - 94

Funcke, W., Gallenkemper, B., Flamme, S. (2000): Emissionen von Verbrennungsanlagen bei der Mitverbrennung von Abfällen, in Unterlagen zum VDI-Seminar 43-59-12, München 2000

Gallenkemper, B., Walter, G. (1996a): Verwertung von Steinkohlen- und Braunkohlenaschen; in: Heinz Brauer (Hrsg.): Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik, Band 2, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York 1996

Gallenkemper, B., Breer, J., Kieffermann, St. (1996b): Methodik der Abschätzung zukünftiger Restmüllmengen am Beispiel Nordrhein-Westfalen, ENTSORGA gGmbH (Hrsg.), ENTSORGA Schrift, Heft 18, Ahlen, Köln 1996

Gallenkemper, B., Flamme, S., Walter, G., Lahl, U., Zeschmar-Lahl, B. (2000): Wissenschaftliche Beratung bei der Genehmigung einer Anlage zum Einsatz von Sekundärbrennstoffen, im Auftrag des MURL NRW und der VEW Energie AG / Edelhoff Umweltservice GmbH, Ahlen, Oyten 2000

Gallenkemper, B., (2002): persönliche Mitteilung, 07. Januar 2002

Gellenbeck, K. (1999): Untersuchungen zur Erhöhung der stofflichen Verwertbarkeit von Baustellenabfällen als Teilelement der Kreislaufwirtschaft, Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft, Band 3, Münster 1999

Giegrich, J., Mampel, U., Franke, B., Müller F., Knappe, F. (1993): Eintrag organischer und anorganischer Schadstoffe in den Abfall über Produkte, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Heidelberg 1993

Giegrich, J., Fehrenbach, H. (2001a): Ökologischer Vergleich Müllverbrennung versus Mitverbrennung, in Thomé-Kozmiensky (Hrsg.): Reformbedarf in der Abfallwirtschaft, S. 153 - 168, TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin 2001

Giegrich, J., Fehrenbach, H. (2001b): Ökobilanz - Verfahren zur Zuweisung der umweltverträglichen Behandlung, in Dohmann M. (Hrsg.): Stand und Perspektiven der Industrie- und Sonderabfallentsorgung am Beispiel bedeutender Stoffgruppen, Tagungsband des 14. Aachener Kolloquiums, S. 4/1 - 4/14, Aachen 2001

Glorius, Th. (1998): Erfahrungen mit Produktion und Einsatz qualitätsgesicherter, anpelletierter Sekundärbrennstoffe auf Basis produktionsspezifischer Gewerbeabfälle, in Tagungsband zur UTECH, Berlin 1998

Glorius, Th. (2001): Qualitätssicherung bei der Herstellung von Sekundärbrennstoffen, in Tagungsband zu Abfallkolloquium 2001 der TU Bergakademie Freiberg - Entwicklungen in der Abfallbehandlung nach Inkrafttreten neuer Rechtsnormen, S. 226 - 252, Freiberg 2001

Glorius, Th. (2002): persönliche Mitteilung, 05. März. 2002, Angabe berechnet aus Datensammlung des VDI

Gutberlet, H., Spiesberger, A., Kastner, F., Tembrink, J. (1992): Zum Verhalten des Spurenelements Quecksilber in Steinkohlekraftwerken mit Rauchgasreinigungsanlagen, in VGB Kraftwerkstechnik 72, 7 / 1992, S. 636 - 641

Gy, P. (1982): Sampling of particulate materials - Theory und Practice, Elsevier, Amsterdam 1982

Hahn, J. (2000): Anforderungen an die schadlose Entsorgung von Abfällen aus der Sicht des Umweltbundesamtes, in Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.) Stand der Perspektiven der thermischen Restabfallbehandlung, Tagungsband, S. 78 – 95, Verlag Witzenhausen-Institut, Witzenhausen 2000

Hartlieb, N. (2001): Untersuchung des Einflusses der Mitverbrennung von Abfällen in Zementwerken auf die Schwermetallbelastung des Produktes im Hinblick auf die Zulässigkeit der Abfallverwertung, Forschungszentrum Karlsruhe, Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse, Kurzbeschreibung des Forschungsvorhabens, 2001

Hartung, J., Elpelt, B., Klösener, K.-H. (1995): Statistik, Lehr- und Handbuch der angewandten Statistik, Oldenbourg Verlag GmbH, München 1995

Herhof Umwelttechnik GmbH (2000): Firmenprospekt, Schriftliche und mündliche Informationen der Herhof Umwelttechnik GmbH zum Herhof Trockenstabilatverfahren, Solms-Niederbiehl 2000

Heyer, K.-U., Hupe, K. (1999): Brennstoff aus Müll – eine Lösung für die Zukunft?, in VDI (Hrsg.): Umwelt - Zeitschrift des VDI für umweltorientierte Unternehmensführung, Ressourcenmanagement und technischen Umweltschutz 29, 4 / 1999, S. 82 - 83

Hirner, A. V., Rehage, H., Sulkowski, M. (2000): Umweltgeochemie - Herkunft, Mobilität und Analyse von Schadstoffen in der Pedosphäre, Steinkopff Verlag, Darmstadt 2000

Hippler, M., Sengutta, U. (1995): Bestimmung umweltrelevanter Elemente in Flugaschen, in Entsorgungspraxis 5 / 1995, S. 53 - 55

Hoening, V. (1998): Einsatz von Sekundärstoffen in Drehofenanlagen der Zementindustrie, in Tagungsband zum 11. DVV-Kolloquium: Stoffliche und thermische Verwertung von Abfällen in industriellen Hochtemperaturprozessen, S. 47 - 57, Braunschweig, 1998

INFA, HTP (1999): Optimierung von Getrennterfassungssystemen des Dualen Systems unter Berücksichtigung von Sammelleistung, Wirtschaftlichkeit und Hygiene, im Auftrag des Kuratoriums der DSD AG, Ahlen, Aachen 1999

ISA (2001): Anlagenbauer prognostizieren Bedarf von bis zu 47 neuen MVA, in Euwid, Re Nr. 22 v. 29.05.2001

Jacquinet B., Hjelmar, O., Vehlow, J. (2000): The influence of PVC on the quantity and hazardousness of flue gas residues from incineration, Final Report to European Commission (B4 - 3040 / 98 / 00101 / MAR / E3)

Jarass, H. D. (1999): Bundesimmissionsschutzgesetz, Kommentar, Verlag C. H. Beck München, 4. Auflage, siehe zu § 3

Kautz, K., Pickhardt, W., Riepe, W., Schaaf, R., Scholz, A., Zimmermeyer, G. (1984): Spurenelemente in der Steinkohle, ihre Verteilung bei der Verbrennung und ihre biologische Wirkung, Sonderdruck Glückauf-Forschungshefte 45, 5 / 1984, S. 228 - 237

Kehl, P. (1999): Practical experience with 30 months' use of solid alternativ fuels at Ruedersdorf Cement, 1999

Ketelsen, K., Fehre, E., Heckenkamp, G., Lahl, U., Zeschmar-Lahl, B., Beckmann, M., Weineck, S., Maselli, J., Lemser, B., (1999): in Umweltbundesamt (Hrsg.), Möglichkeiten der Kombination von mechanisch-biologischer und thermischer Behandlung von Restabfällen, Förderkennzeichen: 147 1114, Berlin 1999

Kippenberger, F., Wollenweber, J. (1998): Wirtschaftlichkeitsbetrachtung einer Mechanisch-Biologischen Restabfallanlage (MBA) im Vergleich zur Ablagerung bzw. thermischen Behandlung von Restabfällen, in Müll und Abfall 6 / 1998, S. 384 - 388

Kircharts, B (1994): Reaktionen und Abscheidung von Spurenelementen beim Brennen von Zementklinker, Schriftenreihe der Zementindustrie, Heft 56, Beton-Verlag GmbH, Düsseldorf 1994

Kirsch, H., Schwarz, G. (1979): Über den Aussagewert chemischer Analysen von emittierten Kraftwerksstäuben, in VGB Kraftwerkstechnik 59, Heft 3, S. 202 - 206

Klaas, N. (2001): Diskussion zur Auswertung des Ringtestes zur Qualifizierung von Laboren für die Analytik im Rahmen des RAL-GZ 724, unveröffentlicht, 2001

Klaas, N. (2002): persönliche Mitteilungen per E-Mail, am 24. Januar 2002 sowie 07. Februar 2002

Knobloch, W., Krause, D. (2000): Auswirkung des Verordnungsvorhabens „Änderung der TASI“ - Sichtweise eines Betreibers von Müllverbrennungsanlagen -, in VKS-News, 40. Ausg. 7 / 2000

Knoop, G., Pehl, B., Schlösser, D. (1994): Vergleichende Untersuchungen zum Feststoffaufschluss mit der Mikrowellentechnik, in Korrespondenz Abwasser 41, 10 / 1994, S. 1836 - 1839

Koch, H.-J., Reese, M. (2001): Abfallverwertung - die umweltschädlichere Alternative?, in Lübbe-Wolff, G. (Hrsg.): Umweltverträgliche Abfallverwertung, Umweltrechtliche Studien – Studies on Enviromental Law, Band 27, S. 87 - 113, Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden 2001

Krämer, L. (2001): Entwicklungsperspektiven der Europäischen Abfallverwertungs politik, in Lübbe-Wolff, G. (Hrsg.): Umweltverträgliche Abfallverwertung, Umweltrechtliche Studien – Studies on Enviromental Law, Band 27, S. 73 - 85, Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden 2001

Kronberger, R. (2001): Waste to Recovered Fuel – Cost-Benefit Analysis, GUA Gesellschaft für umfassende Analysen GmbH, Wien 2001

Küster, F., W., (1993): Rechentafeln für die chemische Analytik, 104., bearb. Auflage, Verlag de Gruyter, Berlin, New York 1993

LAGA Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (1983): Grundregeln für die Entnahme von Proben aus Abfällen und abgelagerten Stoffen (PN 2 / 78 K), 12 / 1983, Müllhandbuch, S. 1859, Erich Schmidt Verlag GmbH, Berlin 1983

LAGA Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (1997): "Maßstäbe und Kriterien für die energetische Verwertung von Abfällen in Zementwerken" (Entwurf, Stand 1997)

LAGA Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (1998): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen - Technische Regeln - Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall Nr. 20, Stand 06. November 1997, Erich Schmidt Verlag, Berlin 1998

LAGA Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (2001): Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen und chemischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Verwertung / Beseitigung von Abfällen - Grundregeln für die Entnahme von Proben aus festen Abfällen und abgelagerten Materialien - LAGA PN 98, Entwurf März 2001

Lahl, U. (2000): Ökologie verschiedener Wege der Verpackungsverwertung – Schlussfolgerungen aus den bisherigen Untersuchungen, in Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.) Optimierung der Verwertung von Verpackungsabfällen, Tagungsband, S. 123 - 164, Verlag Witzenhausen-Institut, Witzenhausen 2000

Lahl, U. (2001): Neue immissionsschutzrechtliche Regelungen mit Auswirkungen auf die Abfallwirtschaft, in Thomé-Kozmiensky (Hrsg.): Reformbedarf in der Abfallwirtschaft, S. 245 - 267, TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin 2001

Lahl, U., Zeschmar-Lahl, B., Weiler, Ch. (2000a): Anforderungen an Ersatzbrennstoffe in der Zementindustrie, in Umweltpraxis 12 / 2000, S. 18 - 20

Lahl, U., Zeschmar-Lahl, B., Nottrodt, A., Barin, I. (2000b): Arbeitshilfe Kreislaufwirtschaft, die umweltverträglichere Maßnahme – eine Arbeitshilfe für die behördliche Praxis, für das Landesumweltamt NRW, 2000

Lahl, U., Zeschmar-Lahl, B. (2000c): Der Markt für Ersatzbrennstoffe, in Umwelt 30, 12 / 2000, S. 59 - 62

Langenkamp, H., Nieman, H. (2001): Draft CEN Report Solid Recovered Fuels Part II, A report to the European Commission, Directorate General Environment, Energy and Transport and CEN / BT / TF 118 "Solid Recovered Fuels", 2001

LASU (2001): Labor für Abfallwirtschaft, Siedlungswasserwirtschaft und Umweltchemie an der Fachhochschule Münster, Vorgehen bei der Probenaufbereitung von heterogenen Abfällen im Rahmen der Qualitätsüberwachung, unveröffentlicht

LAWA Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2000): Grundsätze des Grundwasserschutzes bei Abfallverwertung und Produkteinsatz (GAP), Entwurf März 2000

Loffields analytische Lösungen (1998): 6 AM Aufschlussautoklaven für die Mineralstoffanalytik, Bedienungsanleitung, Neu Eichenberg 1998

Lübbe-Wolff, G. (2001): Die Mischungsregel der 17. BImSchV, in: Lübbe-Wolff, G. (Hrsg.): Umweltverträgliche Abfallverwertung, Umweltrechtliche Studien – Studies on Environmental Law, Band 27, S. 207 - 220, Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden 2001

Maier, J. (1990): Emissionen rauchgasflüchtiger und filtergängiger Schwermetalle aus braunkohlebefeuerten Anlagen, in VGB Kraftwerkstechnik 70, 10 / 1990, S. 876 - 881

Maier, J., Dahl, P., Gutberlet, H., Dieckmann, A. (1992): Schwermetalle in kohlebefeuerten Kraftwerken, in VGB Kraftwerkstechnik 72, 5 / 1992, S. 439 - 443

Maier, H., Triebel, W., Buck, P. Waldhauser, H. (1998): Auswirkungen der versuchsweisen Mitverbrennung von thermisch getrocknetem Klärschlamm in einem Steinkohlekraftwerk, in VDI Berichte 1387

Malorny, U. (2001): Die Abfalldatenbank des LUA NRW - Was macht Abfall zu gefährlichem Abfall, in Dohmann M. (Hrsg.): Stand und Perspektiven der Industrie- und Sonderabfallentsorgung am Beispiel bedeutender Stoffgruppen, Tagungsband des 14. Aachener Kolloquiums, S. 1/1 - 1/9, Aachen 2001

Morf, L. (2001): Routinemäßige Stoffbilanzierung für thermische Verfahren - Stand der Entwicklung, in Thomé-Kozmiensky (Hrsg.): Reformbedarf in der Abfallwirtschaft, S. 181 - 185, TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin 2001

MUNLV (2000): „Arbeitshilfe Stoffflussanalyse bei abfallrechtlichen Beurteilungsfragen“, Düsseldorf, Oktober 2000

MUNLV (Hrsg.) (2001a): Abfälle aus Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen, Studie des ifeu-Instituts im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes Nordrhein-Westfalen, Berichte für die Umwelt, Bereich Abfallwirtschaft, Band 5, Heidelberg, Düsseldorf 2001

MUNLV (Hrsg.) (2001b): Abfallverwertung in Industrieanlagen, Studie der Prognos AG im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes Nordrhein-Westfalen, Berichte für die Umwelt, Bereich Abfallwirtschaft, Band 7, Berlin, Düsseldorf 2001

Nußbaumer, A. (2001): Stand der europäischen Normung (CEN / TC / 292), Beitrag im Rahmen der Sitzung „Analytischer Erfahrungsaustausch am 20. November 2001, im Rahmen der Sitzung der Arbeitskreise „Analytische Qualitätssicherung in NRW“ und „Abfallanalytik“ des BDE, unveröffentlicht

Oerter, M. (2000): Kraftwerke loten Möglichkeiten zur Mitverbrennung von Abfällen aus, in: Euwid, Re Nr. 50 v. 12.12.2000, S. 5

OVG Lüneburg (1998): Urteil vom 06.05.1998, Amtszeichen: 7 M 3055/97, <http://www.umwelt-campus.de/lehre+forschung/recht/urteile/abfalllueneburg.html>

OVG Münster (1999): Urteil vom 10.12.1999, Amtszeichen: 21 A 3481/96, unveröffentlicht

Pehlken, A.; Blottnitz, H. B. v.; Pretz, Th. (2000): Anforderungen an die Probenahme von Restabfall - Ansatz für ein neues Probenahmemodell, in *Aufbereitungstechnik* 9 / 2000

Pfaff, D. (2001): Spuckstoffe aus der Papierindustrie – Mengen und Entsorgungsmöglichkeiten, in Faulstich, M., Urban, A., Bilitewski, B. (Hrsg.): *Thermische Abfallbehandlung*, Tagungsband, S. 141 - 155, München 2001

Pinn, G., Wackerhagen, A. (2000): Energie im Abfall, in *Müllmagazin* 2 / 2000, S. 45 – 48

Prognos (2001a): Jede Dritte Kommune muss noch Abfallbehandlung entscheiden, in *Euwid*, Re Nr. 13 v. 27.03.2001

Puchelt, A. (2000): Das Verfahrenskonzept der MBS-Rennerod, in Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.) *Bio- und Restabfallbehandlung IV*, Tagungsband, S. 689 - 711, Verlag Witzenhausen-Institut, Witzenhausen 2000

Puntke, S., Schneider, M., (2001): Das Verhalten von Schwermetallen in Zement und Beton, in: *ZKG International* 54, 2 / 2001, S. 106 - 113

Rabich, A. (1999): Vertrauenswürdigkeit von Stoffdaten, in Rasemann (Hrsg.): *Qualitätssicherung von Stoffsystemen im Abfall- und Umweltbereich*, Probenahme und Datenanalyse, S. 43 - 52, Trans Tech Publications, Verlag für technisch-wissenschaftliche Literatur, Clausthal-Zellerfeld 1999

Rasemann, W. (1999): 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

Rasemann, W., Herbst, M. (1999): Ein Probenahmemodell für heterogene Stoffsysteme, in Rasemann (Hrsg.): *Tagungsband zur 5. Tagung des Arbeitskreises „Probenahme“ - Probenahme und Qualitätssicherung bei anorganischen Stoffsystemen, Recyclingprodukten und militärischen Altlasten*, S. 1/1 - 1/16, Freiberg 1999

Rauhut, A. (1996): Eintrag von Blei, Cadmium und Quecksilber in die Umwelt, Bilanzen über Verbrauch und Verbleib, Band 2, Quecksilber, Forschungsbericht 106 01 047 im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin 1996

Rechberger, H. (1999): Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Stoffbilanzen in der Abfallwirtschaft, *Wiener Mitteilungen Wasser * Abwasser * Gewässer*, Band 158, Wien 1999

Rotter, S.; Kost, T., Bilitewski, B. (2001a): Beurteilung des Aufbereitungserfolges bei der Herstellung von Ersatzbrennstoffen aus Restabfall, in Faulstich, M., Urban, A., Bilitewski, B. (Hrsg.): 6. Fachtagung, Thermische Abfallbehandlung, Berichte aus der Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Technischen Universität München, Heft 162, S. 115 – 130, München 2001

Rotter, S.; Kost, T., Bilitewski, B. (2001b): Stoffbilanzierung für die Herstellung von Ersatzbrennstoffen, in Thomé-Kozmiensky (Hrsg.): Reformbedarf in der Abfallwirtschaft, S. 187 - 204, TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin 2001

Ruck, W., Klaas, N. (2001): Ringversuch: Sekundärbrennstoffe, Bericht zur Auswertung, unveröffentlicht, 2001

Sachs, L. (1999): Angewandte Statistik – Anwendung statistischer Methoden, neunte, überarbeitete Auflage, Springer Verlag, Berlin Heidelberg 1999

Sander, H. - J. (2000): Mitverbrennung von Siedlungsabfällen in Kohlekraftwerken, in Unterlagen zum VDI-Seminar „Ersatzbrennstoffe für Industrieanlagen nach dem neuen Immissionsschutzstandard“, Düsseldorf, März 2000

Sansoni, B., Iyer, R. K., Kurth, R. (1981): Concentration of Analytical Data as Part of Processing in Trace Element Analysis, in Fresenius Zeitschrift für Analytische Chemie 306 / 1981, S. 212 – 232

Sansoni, B. (1986): Fortgeschrittener chemischer Analysendienst für Elemente, Radionuklide und Phasen, das Jülicher Baukastensystem für Analysenschritte, in Fresenius Zeitschrift für Analytische Chemie 323 / 1986, S. 573 - 600

Schachermayer, E., Lahner, T., Brunner, P. H. (1998): Stoffflussanalyse und Vergleich zweier Aufbereitungstechniken für Baurestmassen, Umweltbundesamt Wien (Hrsg.), Monographien Band 99, Wien 1998

Scheurer, W., Richers, U., Hein, K. R. G., Spliethoff, H., Seifert, H. (2000): Untersuchungen zum Stand der Mitverbrennung von Klärschlamm, Hausmüll und Biomasse in Kohlekraftwerken; Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD), Stuttgart 2000

Schink (2001): Perspektiven für die kommunale Abfallwirtschaft?, in Gaßner, Groth, Siederer & Coll (Hrsg.), in Seminarunterlagen zum Erfahrungsaustausch kommunale Abfallwirtschaft, Berlin 2001

Schirmer, U. (2000): Aktuelle Situation der Mitverbrennung von Abfallstoffen in Kraftwerken, in Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.) Bio- und Restabfallbehandlung IV, Tagungsband, S. 446 - 479, Verlag Witzenhausen-Institut, Witzenhausen 2000

Scholz, R., Beckmann, M., Schulenburg, F. (2001): Abfallwirtschaftliche Maßnahmen und Klimaschutz, in Gallenkemper, B., Bidlingmaier, W., Doedens, H., Stegmann, R. (Hrsg.), 7. Münsteraner Abfallwirtschaftstage, Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft, Band 4, S. 23 - 36, Münster 2001

Schramel, P. (2000): Mitteilungen per E-Mail, 2000

Schulz, W., Hauk, R. (1998): Kombination einer Pyrolyseanlage mit einer Steinkohlekraftwerksfeuerung; VEW Energie AG, in Tagungsband zum 11. DVV-Kolloquiums „Stoffliche und thermische Verwertung von Abfällen in industriellen Hochtemperaturprozessen“, S. 237 - 246, Braunschweig 1998

Schulz-Ellermann, J. (2002): Protokoll der Sitzung des CEN / BT / TF 118 Solid Recovered Fuels am 23.01.2002 in Brüssel

Scur, P. (1998): Roh- und Brennstoffsubstitution mit einer Zirkulierenden Wirbelschicht im Zementwerk Rüdersdorf, in Tagungsband zum 11. DVV-Kolloquium „Stoffliche und thermische Verwertung von Abfällen in industriellen Hochtemperaturprozessen“, S. 247 - 273, Braunschweig 1998

SFS (2000): Solid recovered fuel - Quality control system, SFS 5875, Finnish Standards Association SFS, March 2000

Six, J. (2000): Angaben im Rahmen der Bearbeitung eines Projektes, unveröffentlicht

Spuziak-Salzenberg, D., Riemer, S., Bayel-Blackwedel, B., Bär, G. (1998): Probenaufbereitungssystem zur Qualitätssicherung für Abfälle zur energetischen (stofflichen) Verwertung, in Entsorgungspraxis 10 / 1998, S. 36 - 40

Spuziak-Salzenberg, D. (2001): Potenziale und Grenzen beim Einsatz von Abfällen in einem Müllheizwerk nach Ablagerungsverordnung, in Umweltpraxis 12 / 2001, S. 10 - 15

Statistisches Bundesamt (1996): Fachserie 19, Reihe 1.2, Abfallbeseitigung im Produzierendem Gewerbe und in Krankenhäusern, Wiesbaden 1996

Stoyan, D., Stoyan, H., Jansen, U. (1997): Umweltstatistik – Statistische Verarbeitung und Analyse von Umweltdaten, B. G. Teubner Verlagsgesellschaft, Stuttgart, Leipzig 1997

Swaine, D. J. (1990): Trace elements in coal: comparison of Australien with other coal, Butterworth & Co. (Publisher) Ltd, 1990

Terhorst, W., Glorius, Th. (2002): Stand der Gütesicherung von Sekundärbrennstoffen und Bedeutung für die klassische MVA, Vortrag anlässlich des 14. Kasseler Abfallforum, April 2002, Manuskript

Thomanetz, E. (2000): Das Märchen von der repräsentativen Abfallprobe, Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Manuskript 2000, unveröffentlicht

Umweltbundesamt (1992): Arbeitsgruppe Ökobilanzen des Umweltbundesamtes: Ökobilanzen für Produkte, Bedeutung, Sachstand, Perspektiven, UBA-Texte 38 / 92

Umweltbundesamt (1999): Bewertung in Ökobilanzen, Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungskategorien, Ordnung von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043, UBA-Texte 92 / 99

Umweltbundesamt (2001): Stellungnahme zum RAL-Gütezeichen Sekundärbrennstoffe im Rahmen der Beteiligung der Fach- und Verkehrskreise, unveröffentlicht

Uerkvitz, R., Goetz, D. (1997): Schätzung von Stoffkonzentrationen in Produkten der Abfallbehandlung bei asymmetrischer Streuung von Analysenwerten, in Müll und Abfall 10 / 1997, S. 621 - 631

Urban, A. I (1996): Qualitätsanforderungen an Abfallbrennstoffe, in Dohmann, M. (Hrsg.): Kreislaufwirtschaft und Abfallverwertung in thermischen Prozessen, Tagungsband des 9. Aachener Kolloquiums, S. 5/1 - 5/14, Aachen 1996

UVE (2001): Labor für Umweltanalytik der Ver- und Entsorgung, mündliche Mitteilung, 31.05.2001

VDI (2001): VDI-Richtlinie 2094, Emissionsminderung Zementwerke, Gründruck, VDI - Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 3, Beuth Verlag GmbH, Berlin 2001

VDZ (1996): Verein Deutscher Zementwerke e.V., Forschungsinstitut der Zementindustrie, Beton Hart im Nehmen Stark in der Leistung Fair zur Umwelt, Düsseldorf 1996

VDZ (2000a): Verein Deutscher Zementwerke e.V. (Hrsg.), Zement – Taschenbuch 2000, Verlag Bau + Technik, Düsseldorf 2000

VDZ (2000b): Verein Deutscher Zementwerke e.V. (Hrsg.), Umweltdaten der deutschen Zementindustrie, Verlag Bau + Technik, Düsseldorf 2000

VDZ (2000c): Verein Deutscher Zementwerke e.V., Diskussion über Transferfaktoren, Januar 2000

VGH München (1998): Urteil vom 21.04.1998 – Az.: 20 B 91/3253 u. a., in NVwZ-RR 98, S. 0737

Wagner, R., J. (1992): Ringversuche im Rahmen der Analytischen Qualitätssicherung, in Sonderdruck „tm – technisches Messen“, 59 / 1992, S. 167 - 172

Winkler, H. D. (1995): Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz – Richtwerte für eine energetische Verwertung von Abfällen in der Zementindustrie, Jahresbericht des Landesumweltamtes NRW, Essen 1995

Winkler, H. D. (1997): Emissionsverhalten von Drehrohröfen zur Herstellung von Zementklinker beim Einsatz von Abfällen - Einflusskriterien und Prognosemodelle-, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), Essen 1997

Winkler, H., Wasko, U. (2001): Selektive Entfernung von Quecksilber aus Schlämmen von Rauchgasentschwefelungs-Abwasseranlagen, in VGB Power Tech 3 / 2001, S. 78 - 82

Willing, E. (1999): Wege und Irrwege bei der Aufbereitung von Abfällen – Rückblick und Ausblick, in Wiemer, K./Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung III, S. 559 - 573, M.I.C. Baeza-Verlag, Witzenhausen 1999

Wollny, V., Weinem, P., Dehoust, G, Fritsche, U (2000): Vergleich der rohstofflichen und energetischen Verwertung von Verpackungskunststoffen, Teil 1, in Müll und Abfall, 10 / 2000, S. 593 - 600

WVM - Wirtschaftsvereinigung Metalle e.V. (2000): <http://www.ne-metalnet.de/>

Zahlten, M.-J. (1999): Einsatzbereiche für heizwertreiche Ersatzbrennstoffe – Technologien, Marktpotentiale und Kosten, in: Wiemer, K./Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung III, S. 659 - 673, M.I.C. Baeza-Verlag, Witzenhausen 1999

Zeschmar-Lahl, B. (2001a): Stoffflussanalyse (SFA) als Instrument in immissionschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren, in Thomé-Kozmiensky (Hrsg.): Reformbedarf in der Abfallwirtschaft, S. 205 - 223, TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin 2001

Zeschmar-Lahl, B. (2001b): Schadstoffanreicherung im Erzeugnis - Kriterien für eine umweltverträgliche Verwertung, in Unterlagen zum VDI-Seminar „Ersatzbrennstoffe für Industrieanlagen“, Osnabrück 2001

Zwiesele, B. (2001): Aufbereitung von Roh- und Reststoffen - Entwicklung eines Probenahmeverfahrens für heterogene Abfälle, www.tu-berlin.de/fb6/aufbereitung/

Anhang:

Analysendaten für die Berechnung der Stoffflüsse in der Sekundärbrennstoffaufbereitungsanlage

- Die Bestimmung der Schwermetalle erfolgte mit folgenden Aufschlussverfahren:

	Aufschlussverfahren für die Bestimmung von Schwermetallen
Metallfraktion	Aufschluss nach DIN EN 13346 mit Königswasser
Restfraktion	Mikrowellendruckaufschluss mit Königswasser [BGS, 2001b]

Tab. A-1: Analysendaten zur Berechnung der Stoffflüsse aus der Aufbereitung von Spuckstoffen am 1. Untersuchungstag

		Schwerstoffe	Fe-Metalle I ¹	Fe-Metalle II ¹	NE-Metalle ¹	Sekundärbrennstoff
Heizwert	[kJ/kg FS]	12.890	400	15.100	1.240	13.700
Wassergehalt	[%]	34,4	0,8	26,3	3,5	33,5
Cadmium	[mg/kg TS]	< 0,4	3,6	1,0	1,5	1,4
Thallium	[mg/kg TS]	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
Quecksilber	[mg/kg TS]	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Arsen	[mg/kg TS]	< 0,7	15,9	2,1	< 0,7	< 0,7
Antimon	[mg/kg TS]	10,0	< 3,5	18,6	< 3,5	24,8
Blei	[mg/kg TS]	51,8	52,9	61,7	56,8	73,8
Chrom	[mg/kg TS]	30,3	182,0	48,2	329,0	37,2
Kobalt	[mg/kg TS]	2,5	28,2	9,1	2,9	1,2
Kupfer	[mg/kg TS]	42,7	364,0	109,0	770,0	251,0
Mangan	[mg/kg TS]	240,0	2.190,0	263,0	3.650,0	49,8
Nickel	[mg/kg TS]	15,8	156,0	48,5	51,4	9,0
Vanadium	[mg/kg TS]	0,9	5,9	2,0	65,2	2,7
Zinn	[mg/kg TS]	9,9	338,0	79,2	22,6	16,2

¹ Höhe des Heizwertes basiert auf nichtmetallischen Anteilen in der Metallfraktion (z. B. Kunststofffolien)

Tab. A-2: Analysendaten zur Berechnung der Stoffflüsse aus der Aufbereitung von Spuckstoffen am 2. Untersuchungstag

		Schwerstoffe	Fe-Metalle I ¹	Fe-Metalle II ¹	NE-Metalle ¹	Sekundärbrennstoff	Staub
Heizwert	[kJ/kg FS]	14.000	540	12.900	2.960	14.450	12.050
Wassergehalt	[%]	31,4	0,3	27,1	6,3	32,4	4,3
Cadmium	[mg/kg TS]	3,7	3,3	< 0,4	1,0	2,2	0,6
Thallium	[mg/kg TS]	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
Quecksilber	[mg/kg TS]	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Arsen	[mg/kg TS]	< 0,7	21,3	7,4	< 0,7	< 0,7	6,9
Antimon	[mg/kg TS]	10,8	< 3,5	16,4	< 3,5	18,9	25,0
Blei	[mg/kg TS]	90,5	51,1	42,3	50,2	59,9	275,0
Chrom	[mg/kg TS]	41,4	314,0	200,0	278,0	17,1	59,1
Kobalt	[mg/kg TS]	4,6	32,5	26,3	2,6	1,8	5,0
Kupfer	[mg/kg TS]	118,0	203,0	95,5	715,0	354,0	60,2
Mangan	[mg/kg TS]	180,0	2.490,0	324,0	3.430,0	29,4	161,0
Nickel	[mg/kg TS]	28,0	747,0	46,0	33,2	6,5	11,6
Vanadium	[mg/kg TS]	3,3	7,1	3,8	42,1	< 0,7	7,4
Zinn	[mg/kg TS]	178,0	340,0	169,0	14,5	23,3	27,1

¹ Höhe des Heizwertes basiert auf nichtmetallischen Anteilen in der Metallfraktion (z. B. Kunststofffolien)

Tab. A-3: Analysendaten zur Berechnung der Stoffflüsse aus der Aufbereitung von Gemischten Verpackungen am 1. Untersuchungstag

		Schwerstoffe	Fe-Metalle I ¹	Fe-Metalle II ¹	NE-Metalle ¹	Sekundärbrennstoff
Heizwert	[kJ/kg FS]	6.710	400	16.710	990	17.780
Wassergehalt	[%]	5,7	0,5	2,5	1,1	11,9
Cadmium	[mg/kg TS]	2,0	< 0,4	< 0,4	< 0,4	59,6
Thallium	[mg/kg TS]	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
Quecksilber	[mg/kg TS]	< 0,37	< 0,2	< 0,34	< 0,32	0,9
Arsen	[mg/kg TS]	8,0	3,6	< 0,7	< 0,7	< 0,7
Antimon	[mg/kg TS]	< 3,5	37,4	6,7	1,6	51,4
Blei	[mg/kg TS]	1.588,0	24,8	319,0	29,8	1.570,0
Chrom	[mg/kg TS]	1.001,0	253,0	107,0	137,0	96,3
Kobalt	[mg/kg TS]	13,0	23,3	109,0	4,7	6,8
Kupfer	[mg/kg TS]	139.700,0	186,0	166,0	316,0	2.130,0
Mangan	[mg/kg TS]	1.254,0	2.590,0	1.107,0	4.075,0	142,0
Nickel	[mg/kg TS]	426,0	143,0	1.555,0	106,0	82,1
Vanadium	[mg/kg TS]	55,6	24,3	58,7	46,9	4,9
Zinn	[mg/kg TS]	538,0	4.220,0	6,7	241,0	75,2

¹ Höhe des Heizwertes basiert auf nichtmetallischen Anteilen in der Metallfraktion (z. B. Kunststofffolien)

Tab. A-4: Analysendaten zur Berechnung der Stoffflüsse aus der Aufbereitung von Gemischten Verpackungen am 2. Untersuchungstag

		Schwer- stoffe	Fe-Metalle I ¹	Fe-Metalle II ¹	NE-Metalle ¹	Sekundär- brennstoff	Staub
Heizwert	[kJ/kg FS]	6.780	340	21.110	1.540	18.250	15.930
Wassergehalt	[%]	12,2	0,2	2,5	1,2	10,2	3,7
Cadmium	[mg/kg TS]	< 0,4	< 0,4	5,8	1,6	10,1	1,4
Thallium	[mg/kg TS]	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
Quecksilber	[mg/kg TS]	< 0,37	< 0,32	2,2	< 0,32	< 0,2	0,21
Arsen	[mg/kg TS]	40,5	< 0,7	< 0,7	< 0,7	< 0,7	< 0,7
Antimon	[mg/kg TS]	10.670	8,04	7,65	< 3,5	36,1	22,9
Blei	[mg/kg TS]	39.940	12,9	133	59,6	705	246
Chrom	[mg/kg TS]	103	419	2.837	839	119	59,4
Kobalt	[mg/kg TS]	12,9	35,4	136	6,87	10,4	4,53
Kupfer	[mg/kg TS]	3.215	270	165	1.740	461	108
Mangan	[mg/kg TS]	706	3.220	1.142	3.583	132	124
Nickel	[mg/kg TS]	2.040	515	1.696	442	49,6	14,6
Vanadium	[mg/kg TS]	37,8	32,2	59,5	48,3	3,98	6,52
Zinn	[mg/kg TS]	3.880	1.223	30,6	87,3	41,6	27,3

¹ Höhe des Heizwertes basiert auf nichtmetallischen Anteilen in der Metallfraktion (z. B. Kunststofffolien)

Tab. A-5: Analysendaten zur Berechnung der Stoffflüsse aus der Aufbereitung von Gemischten Verpackungen am 3. Untersuchungstag

		Schwer- stoffe	Fe-Metalle I ¹	Fe-Metalle II ¹	NE-Metalle ¹	Sekundär- brennstoff	Staub
Heizwert	[kJ/kg FS]	6.120	160	21.340	910	18.900	14.620
Wassergehalt	[%]	2,3	0,1	1,5	1,0	9,8	3,6
Cadmium	[mg/kg TS]	5,1	< 0,4	2,0	1,3	7,0	1,3
Thallium	[mg/kg TS]	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
Quecksilber	[mg/kg TS]	< 0,2	< 0,33	2,6	< 0,2	1,1	0,3
Arsen	[mg/kg TS]	29,2	21,0	< 0,7	< 0,7	< 0,7	< 0,7
Antimon	[mg/kg TS]	7,3	9,9	18,2	< 3,5	57,1	26,0
Blei	[mg/kg TS]	393,0	11,5	132,0	56,6	328,0	277,0
Chrom	[mg/kg TS]	6.783,0	225,0	436,0	649,0	138,8	90,0
Kobalt	[mg/kg TS]	45,4	56,7	158,0	2,8	7,6	5,8
Kupfer	[mg/kg TS]	481,0	207,0	244,0	702,0	1.004,0	143,0
Mangan	[mg/kg TS]	1.633,0	3.590,0	57,8	2.760,0	132,0	155,0
Nickel	[mg/kg TS]	3.330,0	237,0	46,0	29,3	45,2	18,6
Vanadium	[mg/kg TS]	60,5	90,5	33,0	83,4	4,6	8,1
Zinn	[mg/kg TS]	149,0	8.780,0	62,8	23,9	61,9	34,9

¹ Höhe des Heizwertes basiert auf nichtmetallischen Anteilen in der Metallfraktion (z. B. Kunststofffolien)

Tab. A-6: Analysendaten zur Berechnung der Stoffflüsse aus der Aufbereitung von grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen am 1. Untersuchungstag

		Schwerstoffe	Fe-Metalle I ¹	Fe-Metalle II ¹	NE-Metalle ¹	Kunststoffe ²	Sekundärbrennstoff
Heizwert	[kJ/kg FS]	9.700	300 ³	14.600	23.100	15.000	13.000
Wassergehalt	[%]	26,7	0,3 ³	19,0	15,1	18,6	27,0
Cadmium	[mg/kg TS]	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,23	2,5	< 0,2
Thallium	[mg/kg TS]	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
Quecksilber	[mg/kg TS]	0,31	< 0,20	0,38	0,21	0,27	0,28
Arsen	[mg/kg TS]	2,7	38,0	5,3	5,4	< 1,0	< 1,0
Antimon	[mg/kg TS]	7,9	< 3,0	29,9	6,6	5,0	14,0
Blei	[mg/kg TS]	118,7	56,0	776,4	45,0	51,0	130,0
Chrom	[mg/kg TS]	54,6	300,0	672,2	83,2	25,0	40,0
Kobalt	[mg/kg TS]	4,2	21,0	18,9	1,1	1,9	2,2
Kupfer	[mg/kg TS]	95,3	590,0	5.019,8	2.450,8	39,0	480,0
Mangan	[mg/kg TS]	228,3	3.200,0	795,8	1.308,7	68,0	88,0
Nickel	[mg/kg TS]	38,9	260,0	392,1	25,9	9,1	150,0
Vanadium	[mg/kg TS]	10,9	3,4	8,4	2,2	5,2	6,3
Zinn	[mg/kg TS]	26,4	740,0	121,1	8,5	28,0	29,0

¹ Höhe des Heizwertes basiert auf nichtmetallischen Anteilen in der Metallfraktion (z. B. Kunststofffolien)

² chlorhaltige Kunststoffe (z. B. PVC)

³ gemittelte Werte der Fraktion Gemischte Verpackungen

Tab. A-7: Analysendaten zur Berechnung der Stoffflüsse aus der Aufbereitung von grob aufbereiteten heizwertreichen Fraktionen aus Siedlungsabfällen am 2. Untersuchungstag

		Schwerstoffe	Fe-Metalle I ¹	Fe-Metalle II ¹	NE-Metalle ¹	Kunststoffe ²	Sekundärbrennstoff
Heizwert	[kJ/kg FS]	10.400	300 ³	15.000	21.400	14.800	15.200
Wassergehalt	[%]	23,3	0,3 ³	18,3	13,3	17,9	19,0
Cadmium	[mg/kg TS]	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	4,4	0,9
Thallium	[mg/kg TS]	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
Quecksilber	[mg/kg TS]	0,33	< 0,2	0,20	< 0,2	0,36	0,26
Arsen	[mg/kg TS]	2,6	61,0	16,0	< 1,0	1,0	1,1
Antimon	[mg/kg TS]	< 3,0	< 3,0	6,3	7,7	10,0	22,0
Blei	[mg/kg TS]	245,1	46,0	149,2	< 1,0	280,0	160,0
Chrom	[mg/kg TS]	538,7	210,0	142,0	166,2	30,0	69,0
Kobalt	[mg/kg TS]	14,2	28,0	21,9	1,8	2,2	3,0
Kupfer	[mg/kg TS]	447,0	840,0	462,4	237,3	2.600,0	110,0
Mangan	[mg/kg TS]	250,4	2.800,0	1.484,8	1.397,7	70,0	97,0
Nickel	[mg/kg TS]	435,8	390,0	236,0	55,6	14,0	14,0
Vanadium	[mg/kg TS]	7,4	5,2	5,7	8,6	4,8	5,9
Zinn	[mg/kg TS]	14,8	480,0	449,5	5,1	11,0	8,0

¹ Höhe des Heizwertes basiert auf nichtmetallischen Anteilen in der Metallfraktion (z. B. Kunststofffolien)

² chlorhaltige Kunststoffe (z. B. PVC)

³ gemittelte Werte der Fraktion Gemischte Verpackungen