

Energetische Verwertung unter dem Gesichtspunkt von Stofffluß und Schadstoffen

Dipl.-Biol. Barbara Zeschmar-Lahl, Oyten

- 1 PROBLEMSTELLUNG
- 2 STOFFFLUSS UND SCHADSTOFFE
 - 2.1 SCHADSTOFFBELASTUNG DER ZU BETRACHTENDEN ABFÄLLE
 - 2.1.1 Vorgemischte Abfälle zum Zwecke der Verbrennung
 - 2.1.1 Lack- und Farbschlämme
 - 2.1.2 Mineralölschlämme
 - 2.2 ENTSORGUNGSMETHODEN
 - 2.2.1 Abfallbeseitigung in einer Sonderabfallverbrennungsanlage
 - 2.2.2 Abfallentsorgung in ausländischen Zementwerken
 - 2.3 UNTERSUCHUNGSSZENARIOEN
 - 2.3.1 Szenario 1
 - 2.3.2 Szenario 2
 - 2.3.3 Besonderheit Farb- und Lackschlämme
 - 2.4 BERECHNUNGSERGEBNISSE
 - 2.4.1 Durchschnittlich belastete Abfälle
 - 2.4.2 Worst case-Betrachtungen
 - 2.5 DISKUSSION
- 3 RISIKODISKUSSION
 - 3.1 RISIKOEINSTUFUNG
 - 3.2 VORSORGE
 - 3.3 RISIKODISKUSSION ENERGETISCHE VERWERTUNG
 - 3.3.1 Risiko Luftpfad
 - 3.3.2 Risiko Wasserpfad
 - 3.3.3 Risiko Erzeugnis / Abfall zur Verwertung
 - 3.4 FAZIT RISIKODISKUSSION
- 4 FAZIT UND EMPFEHLUNG
- 5 VERWENDETE LITERATUR

1 Problemstellung

Die energetische Abfallverwertung wird in den Mitgliedsstaaten der EU häufig in Anlagen mit einem niedrigeren Umweltschutzstandard betrieben, als dies für die Abfallbeseitigung der Fall ist. Dies gilt erst recht für Abfälle, die aus dem Abfallregime entlassen und beispielsweise als Produkt in Form eines Ersatzbrennstoffes genutzt werden sollen.

Die unterschiedlichen Anlagenstandards (Verwertung/Beseitigung) führen zu einem ökologischen und ökonomischen Gefälle und einen Sog in die Anlagen mit niedrigerem Emissionsschutzstandard. In der Literatur wird dieses Phänomen mit dem Begriff „**Ökodumping**“ umschrieben.

Unterschiedliche Umweltschutzstandards können zur Wettbewerbsverzerrung führen. Dies entwickelt sich gegenwärtig in der Abfallwirtschaft zu einem großen europäischen Problem. Grund hierfür sind die hohen Standards und die vorhandene Regulierungsdichte auf dem Feld der Abfallbeseitigung; gerade ersteres hat zu hohen Kosten für die Beseitigung geführt.

Unter dem Deckmantel ökologisch *per se* positiver Verwertung versuchen gegenwärtig Abfallbesitzer und professionelle Entsorger, dem strengen Abfall-Regime auszuweichen und Abfälle in ökologisch weniger gut ausgestatteten Industrieanlagen stofflich, energetisch oder rohstofflich zu verwerten.

Diese Ausweichstrategie, die zunächst innerhalb einzelner Nationalstaaten zunehmend ein Problem dargestellt, ist in den letzten Jahren auch ein europäisches Thema geworden. Zwischenzeitlich ist zu beobachten, dass der Austausch von Abfall zur Verwertung über die Landesgrenzen deutlich zugenommen hat. Perspektivisch ist die Problematik der EU-Osterweiterung einzubeziehen. Hier ist m.E. nicht davon auszugehen, dass die Vertragsverhandlungen, die sich auf viele eher grundlegende politische Fragestellungen beziehen, die hinreichende Detailschärfe aufweisen, dass eine weitere Spirale des Ökodumpings verhindert wird.

Für die Bewertung dieses Problems ist es wichtig, die jeweiligen Abfallarten mit den Zielpfaden (Anlagen) in Beziehung zu setzen. Hierbei ist entscheidend, wie das den Abfällen innewohnende Schadstoffpotenzial bewältigt wird. Hierfür wird der Stofffluß an einem für die baden-württembergische Abfallwirtschaft relevanten Problem näher betrachtet (1). Es geht um die energetische Verwertung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen in belgischen Zementwerken. Einem Problem, was aktuell im Rahmen eines Rechtsstreits vor dem Europäischen Gerichtshof ausgetragen wird.

2 Stofffluß und Schadstoffe

An dieser Stelle sollen exemplarisch drei Abfallarten betrachtet werden, die für Baden-Württemberg von Bedeutung sind:

- Vorgemischte Abfälle zum Zwecke der Verbrennung (EAK-AS 190204D1),
- Lack- und Farbschlämme (LAGA-AS 55503),
- Mineralölschlämme, insbesondere Schlämme aus Öltrennanlagen (LAGA-AS 54703).

Untersucht wird, welche ökologischen Auswirkungen mit den in Frage kommenden thermischen Verfahren zur Verwertung bzw. Beseitigung (Zementwerk bzw. Sonderabfallverbrennungsanlage) der oben genannten „Sonderabfälle“ verbunden wären. Da die Deponierung für diese Abfallarten aus Baden-Württemberg keine Bedeutung hat, wird diese Variante nicht weiter untersucht. Die relevanten Parameter für die thermischen Verfahren sind insbesondere Chlor und Schwermetalle.

2.1 Schadstoffbelastung der zu betrachtenden Abfälle

Im Folgenden werden die Schadstoffbelastungen der drei zu betrachtenden Abfallarten dargestellt. Für diesen Zweck wurde auf Untersuchungen aus Baden-Württemberg zurückgegriffen. Ziel war es, Daten aus den Erzeugerbereichen zu erheben bzw. auszuwerten, die für die aktuellen Diskussionen von Bedeutung sind.

2.1.1 Vorgemischte Abfälle zum Zwecke der Verbrennung

In Baden-Württemberg werden in sechs „Mischanlagen“ Abfälle zum Zwecke der Verbrennung vorgemischt. Die hier charakterisierte Abfallart (AS 190204D1) enthält mindestens einen besonders überwachungsbedürftigen Abfall. Viele dieser Abfallgemische gehen aktuell in bundesdeutsche Sonderabfallverbrennungsanlagen. Der Einsatz derartiger Abfallgemische als Ersatzbrennstoff für die Zementindustrie ist in der Diskussion.

Die Gemische werden, entsprechend den Anforderungen der aufnehmenden Beseitigungs- oder Verwertungsanlage, aus zehn bis hin zu über hundert einzelnen Abfallarten zusammengemischt. Tabelle 1 zeigt exemplarisch für einen Marktteilnehmer, welche Abfallarten und -anteile für die Erzeugung eines Gemisches für den Einsatz in einem Zementwerk vorgesehen waren (in 1994).

Im Zeitraum von 1995 und 1996 wurde für einen der Mischanlagenbetreiber eine relativ detaillierte Untersuchung über die Qualität des erzeugten Mischguts durchgeführt (2). Die Untersuchung erfolgte zur Unterstützung der Verbringungsabsichten in belgische Zementwerke und kann daher sicherlich nicht als überzogene worst case-Beprobung angesehen werden. Sie wird demzufolge für diese Untersuchung als geeignet eingestuft und der weiteren Berechnung zugrunde gelegt. Tabelle 2 zeigt die Schadstoffbelastungen des untersuchten Abfallgemisches.

LAGA AS	Stoffgruppe	Anteil im Gemisch
547 03	Schlämme aus Öltrennanlagen	34%
555 03	Lack- und Farbschlämme	27,5%
547 04	Schlamm aus Tankreinigung und Fasswäsche	10,2%
547 10	Schleifschlamm, ölhaltig	5,1%
554 02	Lösemittelhaltige Schlämme ohne halogenierte Lösemittel	4,1%
571 29	Sonstige ausgehärtete Kunststoffabfälle	3,0%
544 02	Bohr- und Schleifölemulsionen, Emulsionsgemische	1,6%
542	Fette und Wachse aus Mineralöl	1,0%
573	Kunststoffschlämme und -emulsionen	1,0%
547 01	Sandfangrückstände	3,6%
314 34	Verbrauchte Filter- und Aufsaugmassen	1,3%
---	Sonstiges	7,6%

Tabelle 1:

Hauptkomponenten eines typischen Abfallgemisches, wie es 1994 zur Mitverbrennung in der belgische Zementindustrie vermarktet wurde

Parameter	Dimension in FS	Mittelwert (Anzahl Proben = 37)	Maximalwert (Anzahl Proben = 37)
Heizwert Hu	MJ/Mg	10.532	16.000*
Chlor gesamt	%	0,18	1,20
Blei	mg/kg	309	1.700
Chrom	mg/kg	132	280
Kupfer	mg/kg	458	1.500
Nickel	mg/kg	131	450
Zink	mg/kg	2.396	11.000
* Für die worst case-Betrachtungen wird als Hu der Mittelwert verwendet			

Tabelle 2:

Schadstoffbelastung aus vermischten Sonderabfällen aus Baden-Württemberg

2.1.2 Lack- und Farbschlämme

Lack- und Farbschlämme (LAGA-AS 55503) werden auch direkt (unvermischt) als Ersatzbrennstoff eingesetzt. Tabelle 3 zeigt den Belastungsbereich für derartige Abfälle aus unterschiedlichen Herkunftsbereichen.

Parameter	Dimension in FS	Mittelwert (Anzahl Proben = 12)	Maximalwert (Anzahl Proben = 12)
Heizwert Hu	MJ/Mg	10.140	27.420*
Chlor gesamt	%	0,16	0,5
Arsen	mg/kg	2,5	2,5
Blei	mg/kg	2.569	15.700
Cadmium	mg/kg	2,9	10
Chrom	mg/kg	604	3.300
Kupfer	mg/kg	59,1	148
Nickel	mg/kg	15,3	35,8
Quecksilber	mg/kg	0,6	2,5
Zink	mg/kg	4.513	20.800
* Für die worst case-Betrachtungen wird ein Hu im unteren Drittel des Datenkollektivs verwendet.			

Tabelle 3:

Schadstoffbelastung von Farb- und Lackschlämmen aus Baden-Württemberg (3)

2.1.3 Mineralölschlämme

Mineralölschlämme, insbesondere Schlämme aus Öltrennanlagen (LAGA-AS 54703), werden auch direkt als Ersatzbrennstoffe eingesetzt. Tabelle 4 zeigt den Belastungsbereich für derartige Abfälle aus unterschiedlichen Herkunftsbereichen.

Parameter	Dimension in FS	Mittelwert (Anzahl Proben = 43)	Maximalwert (Anzahl Proben = 43)
Heizwert Hu	MJ/Mg	14.410	30.100*
Chlor gesamt	%	0,4	2
Antimon	mg/kg	4,9	6,6
Arsen	mg/kg	5	5
Blei	mg/kg	276	1.182
Cadmium	mg/kg	6,6	27,7
Chrom	mg/kg	713	3.200
Kobalt	mg/kg	104	178
Kupfer	mg/kg	5.481	61.253
Nickel	mg/kg	376	1.416
Quecksilber	mg/kg	2,2	10
Vanadium	mg/kg	8,5	8,5
Zink	mg/kg	2.706	16.811
Zinn	mg/kg	17	17

* Für die worst case-Betrachtungen wird als Hu der Mittelwert verwendet

Tabelle 4:

Schadstoffbelastung von Mineralölschlämmen aus Baden-Württemberg (3)

2.2 Entsorgungsalternativen

Gegenwärtig werden die gemischten Sonderabfälle im Wesentlichen in Sonderabfallverbrennungsanlagen entsorgt. Aufgrund der geplanten Regelungen des Gesetzgebers für Gewerbeabfälle in 2000 (4) bzw. 2001 (5) würden derartige vermischte Abfälle nicht mehr in Sonderabfallverbrennungsanlagen, sondern weitgehend in die energetische Nutzung in Industrieanlagen gehen. Hierfür ist insbesondere die Entsorgung in belgischen Zementwerken in der Diskussion.

2.2.1 Abfallbeseitigung in einer Sonderabfallverbrennungsanlage

Die Abfall-Verwertungs-Gesellschaft mbH (AVG) betreibt auf dem Gelände Borsigstraße in Hamburg eine Hochtemperatur-Verbrennungsanlage für Sonderabfälle. Tabelle 5 zeigt wichtige technische Daten der Anlage, wie sie den folgenden Berechnungen zugrunde gelegt wurden.

1. Technik	<ul style="list-style-type: none"> • 2 Linien • Drehrohrofen • Dampfkessel • Elektrofilter, zweistufige Nasswäsche, A-Kohlefilter, Katalysator 																								
2. Kapazität	<table style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tbody> <tr> <td style="width: 50%;">• Durchsatz</td> <td style="width: 50%; text-align: right;">12,6 Mg/h</td> </tr> <tr> <td>• Hu, Mittelwert</td> <td style="text-align: right;">15.000 MJ/Mg</td> </tr> <tr> <td>• Abgasvolumenstrom (gemäß 17. BImSchV)</td> <td style="text-align: right;">123.600 m³/h</td> </tr> <tr> <td>• spezifisches Abgasvol. (gem. 17. BImSchV)</td> <td style="text-align: right;">9.810 m³/Mg Abfall</td> </tr> <tr> <td>• energiespezif. Abgasvol. (N, tr., 11% O₂)</td> <td style="text-align: right;">0,654 m³/MJ</td> </tr> <tr> <td>• Dampfparameter</td> <td style="text-align: right;">20 bar, 380°C</td> </tr> <tr> <td>• Schadstoffbegrenzung Input</td> <td style="text-align: right;">keine</td> </tr> </tbody> </table>	• Durchsatz	12,6 Mg/h	• Hu, Mittelwert	15.000 MJ/Mg	• Abgasvolumenstrom (gemäß 17. BImSchV)	123.600 m³/h	• spezifisches Abgasvol. (gem. 17. BImSchV)	9.810 m³/Mg Abfall	• energiespezif. Abgasvol. (N, tr., 11% O ₂)	0,654 m³/MJ	• Dampfparameter	20 bar, 380°C	• Schadstoffbegrenzung Input	keine										
• Durchsatz	12,6 Mg/h																								
• Hu, Mittelwert	15.000 MJ/Mg																								
• Abgasvolumenstrom (gemäß 17. BImSchV)	123.600 m³/h																								
• spezifisches Abgasvol. (gem. 17. BImSchV)	9.810 m³/Mg Abfall																								
• energiespezif. Abgasvol. (N, tr., 11% O ₂)	0,654 m³/MJ																								
• Dampfparameter	20 bar, 380°C																								
• Schadstoffbegrenzung Input	keine																								
3. Emissionen Luft (Regelbetrieb, AVG-Abfall im Jahresmittel) in mg/m ³ (Normzustand)																									
<table style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tbody> <tr> <td style="width: 50%;">• Arsen <0,0001</td> <td style="width: 50%;">• CO₂ 177.000</td> </tr> <tr> <td>• Beryllium <0,0001</td> <td>• CO 13</td> </tr> <tr> <td>• Blei <0,0006</td> <td>• CH₄ <0,4</td> </tr> <tr> <td>• Cadmium <0,0001</td> <td>• NMVOC <0,05</td> </tr> <tr> <td>• Chrom_{gesamt} <0,0011</td> <td>• PCB 0,000003</td> </tr> <tr> <td>• Chrom-VI <0,00008</td> <td>• PCDD/F 0,000000011</td> </tr> <tr> <td>• Nickel <0,0011</td> <td>• PCP <0,000001</td> </tr> <tr> <td>• Quecksilber 0,0005</td> <td>• NO_x 72</td> </tr> <tr> <td>• Thallium <0,0003</td> <td>• NH₃ <0,5</td> </tr> <tr> <td>• TOC 0,5</td> <td>• HCl 0,5</td> </tr> <tr> <td>• Benzol <0,09</td> <td>• SO₂ 0,07</td> </tr> <tr> <td></td> <td>• HF <0,01</td> </tr> </tbody> </table>	• Arsen <0,0001	• CO ₂ 177.000	• Beryllium <0,0001	• CO 13	• Blei <0,0006	• CH ₄ <0,4	• Cadmium <0,0001	• NMVOC <0,05	• Chrom _{gesamt} <0,0011	• PCB 0,000003	• Chrom-VI <0,00008	• PCDD/F 0,000000011	• Nickel <0,0011	• PCP <0,000001	• Quecksilber 0,0005	• NO _x 72	• Thallium <0,0003	• NH ₃ <0,5	• TOC 0,5	• HCl 0,5	• Benzol <0,09	• SO ₂ 0,07		• HF <0,01	
• Arsen <0,0001	• CO ₂ 177.000																								
• Beryllium <0,0001	• CO 13																								
• Blei <0,0006	• CH ₄ <0,4																								
• Cadmium <0,0001	• NMVOC <0,05																								
• Chrom _{gesamt} <0,0011	• PCB 0,000003																								
• Chrom-VI <0,00008	• PCDD/F 0,000000011																								
• Nickel <0,0011	• PCP <0,000001																								
• Quecksilber 0,0005	• NO _x 72																								
• Thallium <0,0003	• NH ₃ <0,5																								
• TOC 0,5	• HCl 0,5																								
• Benzol <0,09	• SO ₂ 0,07																								
	• HF <0,01																								

4. Emissionen Wasser (Abwasser aus CPA (mg/l); Ergebnisse von 4 Messr.)				
As	0,076	0,099	0,042	0,0035
Cd	0,021	-	0,015	0,0030
Cr	0,012	0,0032	0,0031	0,0027
Ni	0,020	0,015	0,063	0,017
Pb	0,088	0,0017	0,021	0,056
Hg	0,044	0,0012	0,015	0,0067
5. Massenbilanz				
	Input		Output (pro Mg Abfall)	
	Abfall:	1 Mg	Schlacke:	200 kg/Mg
	Betriebsstoffe		Fe-Metalle:	1,5 kg/Mg
	RGR:	22 kg/Mg	Stäube:	0 kg/Mg
	Frischwasser:	0 l/Mg	Abwasser:	360 l/Mg
			Salze ARA:	5 kg/Mg
			REA-Gips:	175 kg/Mg
			Salzsäure, roh	100 kg/Mg
6. Schlacke				
	Originalsubstanz (mg/kg)		Eluat DEV S4 (mg/l)	
Glühverlust	48			
CSB			48	
Sulfat			56	
Chlorid			128	
As			0,01	
Cd			<0,001	
Pb			<0,005	
Cr			<0,002	
Ni			<0,01	
Hg			<0,001	
7. Energiebilanz				
	Input		Output	
	Gas:	0 m ³ /Mg	Dampf:	0,29 Mg/Mg
	Heizöl/Diesel:	38 kg/Mg	Strom:	0 kWh/Mg
	Strom:	280 kWh/Mg	Wärme ins Netz:	10.200 MJ/Mg
	Abfall	15.000 MJ/Mg		
	Wirkungsgrad (thermisch): 68%			

Tabelle 5:

Relevante technische Daten der SVA Borsigstraße/Hamburg (6)

Die Anlage besteht aus 2 Linien. Die Verbrennungseinheit besteht aus Drehrohröfen. Die Rauchgasreinigung arbeitet abwasserfrei.

Die Flugstäube werden in den Verbrennungsraum zurückgeführt und in die Schlacke eingeschmolzen. Das Einschmelzen der Reststoffe drückt sich, wie obige Tabelle zeigt, in einem sehr günstigen Eluatverhalten aus. Da die eingeschmolzenen Schlacken zudem auf einer TASI-konformen Deponie abgelagert werden, ist keine relevante Umweltbeeinträchtigung zu besorgen. Auf die Modellierung eines Wasserpfades für die Schlackeablagerung konnte daher verzichtet werden.

Als weitere mengenmäßig wichtige Reststoffe fallen Salzsäure und Gips an.

- Die Salzsäure sollte ursprünglich zu einem verkaufsfähigen Produkt aufbereitet werden. Aktuell wird die Rohsäure als Neutralisationsmittel in einer chemisch-physikalischen Abfallbehandlungsanlage (CPA) eingesetzt. Das Abwasser wird der CPA vor der Einleitung ins Hamburger Kanalnetz neutralisiert und mit Fällungsmittel zur Schwermetallabscheidung (hauptsächlich aus den behandelten Abfällen der CPA) behandelt. Der erhaltene Filterkuchen wird deponiert. Die Abwassereinleitung der CPA hält die Entwässerungssatzung der Hansestadt sicher ein. Die Klärschlämme der Hamburger zentralen Kläranlage werden in einer Klärschlammverbrennungsanlage entsorgt. Die dort erhaltenen Stäube und Aschen werden TASI-konform deponiert. Insgesamt kann daher auf die Modellierung eines Wasserpfades verzichtet werden.
- Gips wird als verwertbares Produkt ausgeschleust.

Die Abfallverbrennung selbst führt zu Emissionen. Diese Emissionen werden durch die vorhandene Abgasreinigungsanlage reduziert. Die resultierenden Reingaswerte sind ebenfalls in Form von mittleren Betriebswerten oder repräsentativen Messwerten in obiger Tabelle 5 aufgeführt. Die Emissionen werden durch die Zusammensetzung und Schadstoffbelastung des Abfallinputs bestimmt.

Die Abfallverbrennung bei der AVG wird mit Energienutzung durchgeführt. Die im Rahmen der Abfallverbrennung entbundene Wärme wird zur Dampferzeugung genutzt.

Die Transferfaktoren für Sonderabfallverbrennungsanlagen lassen sich nach folgender Beziehung berechnen.

$$Tf_{\text{Rein}} = F_{\text{Rein}} / F_{\text{In}} \quad [\text{Formel 1}]$$

Tf_{Rein} = Transferfaktor Reingas

F_{Rein} = Fracht Reingas

F_{In} = Fracht Input

wobei gilt:

$$F_{\text{Rein}} = K_{\text{Rein}} \cdot Hu \cdot \varphi \quad [\text{Formel 2}]$$

K_{Rein} = Konzentration im Reingas (mg/m³)

Hu = unterer Heizwert des Abfalls (MJ/Mg)

φ = energiespezifisches Abgasvolumen (N, tr.) (m³/MJ)

Tabelle 6 gibt die dergestalt für die Sonderabfallverbrennungsanlage der AVG ermittelten Transferfaktoren wieder.

	Transferfaktoren Reingas	Transferfaktoren Schmelzgranulat und Filterkuchen
Chlor	0,0001	0,9999
Cadmium	0,0000000003	0,9999999997
Thallium	k.A.	k.A.
Quecksilber	0,0001	0,9999
Antimon	0,000000033	0,999999967
Arsen	0,000000033	0,999999967
Blei	0,000000033	0,999999967
Chrom	0,000000033	0,999999967
Kobalt	0,000000033	0,999999967
Kupfer	0,000000033	0,999999967
Mangan	k.A.	k.A.
Nickel	0,000000033	0,999999967
Vanadium	0,000000033	0,999999967
Zinn	0,000000033	0,999999967

Tabelle 6:

Transferfaktoren der Sonderabfallverbrennungsanlage der AVG ($\Sigma = 1$ (7))

2.2.2 Abfallentsorgung in ausländischen Zementwerken

Für den Einsatz von Abfällen im Zementerzeugungsprozess kommen im Prinzip vier Einsatzorte in Frage:

1. Mit dem Input der mineralischen Ausgangsstoffe (Rohmehl) können auch Abfälle zugeführt werden, die aufgrund ihrer Zusammensetzung in die vorgesehene Zementrezeptur passen (Sekundärrohstoff).
2. In der Primärfeuerung (Ofen) als Ersatzbrennstoff.
3. In der Sekundärfeuerung im Rahmen der Vorwärmung des Brenngutes (bzw. Vorcalcinator) oder im Ofeneingangsbereich ebenfalls als Ersatzbrennstoff.
4. Als Additiv im Rahmen der Klinkermahlung zur Zementerzeugung, soweit dies mit den gewünschten Produkteigenschaften konform geht (Sekundärrohstoff).

Im Folgenden werden nur die Einsatzbereiche als **Brennstoffsubstitut (Ersatzbrennstoff)** näher betrachtet.

Die Verbrennungsbedingungen im Drehrohr sind für die Abfallbeseitigung unter dem Gesichtspunkt der Mineralisierung sehr günstig. So wird das Brenngut auf rund 1.450°C erhitzt (Abgastemperatur über 2.000°C), und Mindestverweilzeiten von 15 min. für den Feststoff und in der Gasphase von über 2 Sekunden sind eingehalten. Zwar ist die deutsche Zementindustrie aktuell sehr am Ausbau des Einsatzes von Abfällen zur Brennstoffsubstitution interessiert, die hier betrachteten besonders überwachungsbedürftigen Abfälle waren bisher eher die Domäne ausländischer Zementwerke.

Das belgische Zementwerk Obourg beispielsweise verfügt über zwei Drehrohröfen und arbeitet nach dem sog. Nassverfahren. Hierbei wird das nass vermahlene Rohmaterial mit Wassergehalten von 30–40% dem Drehrohr aufgegeben. Trocknen, Kalzinieren und Sintern finden im Drehrohr statt.

Nassverfahren werden in Mitteleuropa relativ selten eingesetzt, da sie ökonomisch und ökologisch ungünstig zu bewerten sind. So beträgt der Wirkungsgrad des Nassverfahrens, bezogen auf den thermodynamisch notwendigen Wärmeverbrauch zum Brennen von Klinker (1.750 MJ/Mg Klinker), beim Nassverfahren nur 31% (8).

Umgerechnet bedeutet dies einen Energieverbrauch von rund 5.500–6.000 MJ/Mg Klinker gegenüber 3.100–3.500 MJ/Mg Klinker, wie dies für typische inländische Zementwerke der Fall ist. **Für die folgende Berechnung wird mit einem Wert von 5.700 MJ/Mg gearbeitet.**

Die Transferfaktoren für ein Nassverfahren lassen sich nach folgender Beziehung berechnen:

$$\mathbf{TF = (1 - \varepsilon) \cdot (1 - \eta) \cdot SK} \quad \text{[Formel 3]}$$

ε = Einbindegrad in den Klinker

η = Wirkungsgrad E-Filter

SK = Stoffkonzentrationsfaktor für filtergängige Feinstäube

Tabelle 7 zeigt die erhaltenen Berechnungsergebnisse.

Parameter	Transferkoeffizient Reingas	Transferkoeffizient Erzeugnis
Chlor	0,06809	0,93191
Cadmium	0,00152	0,99848
Quecksilber	0,4925	0,5075
Blei	0,00064	0,99936
Chrom	0,00024	0,99976
Kupfer	0,0024	0,9976
Nickel	0,00008	0,99992

Tabelle 7:

Errechnete Transferfaktoren für Zementwerk nach dem Nassverfahren

2.3 Untersuchungsszenarien

Im Folgenden werden zwei Szenarien miteinander verglichen. Mit Hilfe der Stoffflussanalyse wird für die Stoffe der Tabelle 2 bis Tabelle 4 errechnet, welche Umweltmedien in den jeweiligen Szenarien beansprucht werden. Die Untersuchung erfolgt jeweils auf eine Menge von 1.000 Mg/a der oben genannten Abfälle bezogen (funktionelle Einheit).

Neben einer Mittelwertbetrachtung (für 1.000 Mg) wird zusätzlich eine worst case-Abschätzung für hochbelastete Einzelchargen durchgeführt. Diese Betrachtung ist erforderlich, weil es zum Charakteristikum der Sonderabfallwirtschaft gehört, mit hohen Belastungsschwankungen der Abfälle umgehen zu müssen. Mit dieser worst case-Abschätzung wird eine Risikoanalyse verbunden. Die sich aus dieser Situation ergebenden zwei Szenarien (**Szenario 1** = Sonderabfallverbrennungsanlage bzw. **Szenario 2** = Zementwerk) werden im Folgenden erläutert.

2.3.1 Szenario 1

Im Szenario 1 wird davon ausgegangen, dass Sonderabfälle der Beseitigung unterliegen, wenn bei deren Behandlung die Beseitigung des Schadstoffpotenzials und nicht die Nutzung der Abfalleigenschaft im Vordergrund steht.

Im Rahmen dieses Szenarios wäre es weiterhin wünschenswert, die besonders überwachungsbedürftigen Abfälle zur Beseitigung durch den Bundesgesetzgeber näher zu definieren. PCB- und PCT- sowie hochschwermetallhaltige und hochhalogenhaltige brennbare Abfälle sollten eindeutig der Beseitigung zugeordnet werden. Im Rahmen des Szenarios 1 müsste die Verbrennung der unten genannten Abfälle bei entsprechendem Schadstoffgehalt der Beseitigung zugeordnet werden. Ebenso würden im Rahmen dieses Szenarios weitere hochschadstoffhaltige besonders überwachungsbedürftige Abfälle von der Kreislaufwirtschaft ausgeschlossen werden, um so mit Sicherheit eine Schadstoffanreicherung in Wirtschaftskreisläufen zu vermeiden.

2.3.2 Szenario 2

Im Szenario 2 wird davon ausgegangen, dass die oben genannten besonders überwachungsbedürftigen Abfälle künftig zur energetischen Verwertung ins benachbarte Ausland und dort insbesondere in die Zementindustrie gelangen. Wichtig ist hierbei insbesondere, dass gemäß den Entwürfen von AbfallVwV und GewerbeabfallV im Rahmen der Abfallverbringung ins Ausland keine

Mindestheizwerte (wie im Inland) zur energetischen Verwertung erforderlich sind. Des Weiteren wird im Ausland über die vorherige Benutzung von genehmigten Mischanlagen auch der Einsatz von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen in Industrieprozessen mit Schadstoffgehalten, die weit über den genehmigten Werten für den Industrieprozess liegen, ermöglicht.

Im Szenario 2 findet die Entsorgung der genannten Abfälle daher als Ersatzbrennstoff in einem belgischen Zementwerk statt.

2.3.3 Besonderheit Farb- und Lackschlämme

Im Rahmen der beiden oben dargestellten Szenarien werden drei mengenmäßig relevante besonders überwachungsbedürftige Abfälle aus Baden-Württemberg betrachtet, die im Jahre 1998 thermisch beseitigt wurden. Mit dem 1.1.1999 trat jedoch der europäische Abfallartenkatalog (EAK) mit den entsprechenden Bundesverordnungen in Kraft, hierdurch wurde eine Umschlüsselung der Abfälle zu den neuen EU-konformen Bezeichnungen erforderlich. Für einen Teil der Farb- und Lackschlämme (EAK 080108) hat dies als Konsequenz, dass diese künftig nicht mehr besonders überwachungsbedürftig sind und wie Siedlungsabfälle entsorgt werden können.

2.4 Berechnungsergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse für die berechneten Mittelwerte und die Maximalabschätzung getrennt abgehandelt.

2.4.1 Durchschnittlich belastete Abfälle

Tabelle 8 zeigt die erhaltenen Berechnungsergebnisse für die zu betrachtenden Abfälle für das Schwermetall Quecksilber.

	Luft	Erzeugnis	Senke
Vermischte Sonderabfälle			
Szenario 1 (Sonderabfallverbrennung)		keine Daten für Hg	
Szenario 2 (Zementwerk)		keine Daten für Hg	
Lack- und Farbschlämme			
Szenario 1 (Sonderabfallverbrennung)	0,00006	0	0,62
Szenario 2 (Zementwerk)	0,31	0,31	0
Mineralölschlämme			
Szenario 1 (Sonderabfallverbrennung)	0,00022	0	2,2
Szenario 2 (Zementwerk)	1,09	1,12	0

Tabelle 8:

Ergebnis Stoffflussanalyse für Szenario 1 und 2, hier Quecksilber (in kg/1.000 Mg Abfall)

Für Quecksilber ist zu beobachten, dass im Vergleich zum SVA-Szenario im Zementwerkszenario deutlich höhere Emissionsfrachten in die Luft eintreten.

	kg Cd / 1.000 Mg Abf.			kg Cr / 1.000 Mg Abfall			kg Ni / 1.000 Mg Abf.		
	Luft	Erzg.	Senke	Luft	Erzg.	Senke	Luft	Erzg.	Senke
Vermischte Sonderabfälle									
Szenario 1 (SVA)	keine Daten für Cd			0,000	0	132	0,000	0	131
Szenario 2 (Zementwerk)	keine Daten für Cd			0,032	132	0	0,011	131	0
Lack- und Farbschlämme									
Szenario 1 (SVA)	0,000	0	2,94	0,000	0	604	0,000	0	15,3
Szenario 2 (Zementwerk)	0,005	2,94	0	0,145	603	0	0,001	15,3	0
Mineralölschlämme									
Szenario 1 (SVA)	0,000	0	6,64	0,09	0	713	0,000	0	376
Szenario 2 (Zementwerk)	0,010	6,63	0	0,17	712	0	0,03	376	0

Tabelle 9:

Ergebnis Stoffflussanalyse für Szenario 1 und 2, hier Cadmium (Cd), Chrom (Cr) und Nickel (Ni) (in kg/1.000 Mg Abfall)

Tabelle 9 zeigt die Berechnungsergebnisse für die nicht-flüchtigen Schwermetalle am Beispiel der humantoxikologisch relevanten Elemente Cadmium, Chrom und Nickel. Man erkennt, dass das Zementwerksszenario im Vergleich zum SVA-Szenario mit höheren Luftemissionen und einer besonders hohen Verlagerung der Schwermetalle ins Erzeugnis (gegenüber der Senke für die Beseitigung) verbunden ist. Dies scheint für diese Elementgruppe (schwer flüchtige Schadstoffe) die wichtigste Erkenntnis zu sein.

2.4.2 Worst case-Betrachtungen

In diesem Abschnitt wird untersucht, welche Belastungen das Produkt Klinker maximal aufweisen kann. Es wird berechnet, zu welchen Klinkerbelastungen es führen würde, wenn der jeweils am höchsten belastete Ersatzbrennstoff eingesetzt wird. Diese worst case-Betrachtung dient der Risikoanalyse. Die Berechnung erfolgt nach folgender Gleichung:

$$K_{\text{Kli}} = (K_{\text{Roh}} \cdot 1,6) + (K_{\text{Abf}} \cdot \chi \cdot A \cdot f / Hu_{\text{Abf}}) + (K_{\text{RBrenn}} \cdot \chi \cdot (1 - A) \cdot f / Hu_{\text{RBrenn}})$$

wobei

[Formel 4]

K = Konzentration im jeweiligen Material

χ = Energiebedarf des jeweiligen Zementwerks zum Klinkerbrennen (hier: Nassverfahren)

A = Substitutionsrate des Ersatzbrennstoffes

f = elementspezifischer Einbindegrad in den Klinker nach SPRUNG

Hu = unterer Heizwert des jeweiligen Brennstoffes

Die Basisdaten für die Berechnungen (Einbindegrad in Drehrohren nach SPRUNG/WINKLER; Rohmehl nach WINKLER, Regelbrennstoff nach ENET 96) wurden aus (9) entnommen.

Die obige Formel zeigt, dass das Einbringen der Schadstofffrachten in die inneren und äusseren Kreisläufe des jeweiligen Zementwerkes nicht mit einbezogen wurden. Hierdurch würden sich die Klinker- bzw. Zementwerte weiter erhöhen. Mit der hier gewählten vereinfachten Berechnung wird nur der (Haupt-)Anteil der eingebrachten Schwermetalle erfasst, der nach der Brennstoffaufgabe in die Primärfeuerung direkt in den Klinker eingebunden wird.

Parameter	in FS	Abfalleinsatz max.				Richtwert Erzeugnis	
		10%	25%	50%	80%	Obourg (B)	BUWAL (CH)
Vorgemischte Sonderabfälle							
Blei	mg/kg	121	256	480	749	100	100
Chrom	mg/kg	83	107	147	195	200	150
Kupfer	mg/kg	105	230	438	687	100	100
Nickel	mg/kg	69	110	178	259	150	100
Zink	mg/kg	720	1.669	3.251	5.149	500	350
Lack- und Farbschlämme							
Cadmium	mg/kg	0,6	1,1	1,9	2,8	1	0,5
Quecksilber	µg/kg	83	85	88	93	1.000	500
Arsen	mg/kg	26	26	26	25	80	40
Blei	mg/kg	866	2.118	4.204	6.707	100	100
Chrom	mg/kg	260	551	1.036	1.618	200	150
Kupfer	mg/kg	30	41	61	84	100	100
Nickel	mg/kg	44	46	50	55	150	100
Zink	mg/kg	1.285	3.081	6.075	9.668	500	350
Mineralölschlämme							
Cadmium	mg/kg	1,2	2,5	4,7	7,4	1	0,5
Quecksilber	µg/kg	87	97	110	130	1.000	500
Antimon	mg/kg	2	3	4	5	50	-
Arsen	mg/kg	26	26	26	27	80	40
Blei	mg/kg	94	187	342	529	100	100
Chrom	mg/kg	254	537	1.007	1.571	200	150
Kobalt	mg/kg	20	36	62	92	50	50
Kupfer	mg/kg	3.435	8.555	17.089	27.329	100	100
Nickel	mg/kg	128	258	474	734	150	100
Vanadium	mg/kg	173	173	172	171	200	-
Zinn	mg/kg	5	6	8	10	30	25
Zink	mg/kg	1.055	2.506	4.926	7.829	500	350

Tabelle 10:

Maximalabschätzung Klinkerbelastung bei Einsatz von Sonderabfällen

Tabelle 10 zeigt die Schadstoffbelastung des erzeugten Klinkers, wenn die Abfälle mit der höchsten Belastung eingesetzt werden (Substitution durch EBS: 10%, 25%, 50% und 80%).

Diese Ergebnisse stellen keine überzogene Maximalabschätzung der höchsten Belastungen des Klinkers durch Abfalleinsatz dar, da die für die Abfallmodellierung verfügbare Datenmenge klein war. In der Praxis sind durchaus Chargen mit höheren Belastungen wahrscheinlich.

Die obigen Ergebnisse stellen insoweit eine Maximalabschätzung dar, da unterstellt wurde, dass die Belastungsspitze des vorliegenden Datenkollektivs als Einzelcharge in den Zementprozess gelangt und dort, entsprechend der festgelegten Substitutionsrate und dem bekannten Klinkereinbindungsgrad, zu einer Belastungsspitze des Erzeugnisses führt. Da ein Vermischen von Abfall-Einzelchargen mit dem Ziel, Konzentrationen herunterzuverdünnen, nicht zulässig ist, kann dieser Ansatz sicherlich nicht kritisiert werden.

Bezogen auf die vorgemischten Sonderabfälle ist zudem darauf hinzuweisen, dass die Maximalwerte *nach* Vermischung ermittelt wurden, also für ein Material, das transportfertig für die „Verwertung“ in Obourg war. Da die Maximalwerte zudem weitgehend unterhalb der Anforderungen an den Ersatzbrennstoff liegen, die vom Zementwerk Obourg vorgegeben sind (und stichprobenartig kontrolliert werden), ist für diese Abfallart der Eintritt des berechneten worst case mehr als realistisch.

Schließlich ist einzuschränken, dass die obigen Belastungsspitzen nur elementweise auftreten werden, da der eingesetzte Abfall nicht gleichzeitig für alle Schadstoffe den Spitzenwert ausmacht.

Die Ergebnisse zeigen insgesamt, dass unter pessimalen Konstellationen sehr hohe Klinkerbelastungen möglich sind. Die obige Tabelle 10 zeigt auch, dass die Konzentrationen auf Werte ansteigen können, je nach Substitutionsrate des Regelbrennstoffes, die die einschlägigen Richtwerte für eine „noch“ akzeptable Produktbelastung deutlich überschreiten.

Der Hinweis auf die technisch gegebene (aber abfallwirtschaftlich sicherlich nicht zu befürwortende und rechtlich fragwürdige) Möglichkeit der weiteren Vermischung von Einzelchargen mit Spitzenbelastungen mit weniger belasteten Abfällen (im Szenario 2) soll hier nur der Vollständigkeit halber angesprochen werden.

2.5 Diskussion

Sowohl im Szenario 1 als auch im Szenario 2 werden die organischen Schadstoffe weitgehend mineralisiert (Senke), was für beide Szenarien positiv zu bewerten ist. Ein gravierender Unterschied zwischen Szenario 1 (SVA) und Szenario 2 (Zement) besteht auf dem Feld der anorganischen Schadstoffe.

Hier zeigt das Szenario 1 eine weitgehende Verlagerung der Schwermetallflüsse ins Zielmedium Senke, während im Szenario 2 das Zielmedium insbesondere das Erzeugnis ist. Daher ist als erster relevanter Unterschied hervorzuheben, dass im Unterschied zur **Schadstoffkonzentrierung** im Szenario 1 im Szenario 2 eine **Schadstoffverteilung** stattfindet. Dieser Unterschied ist aus umweltpolitischen Gründen grundsätzlich kritisch zu beurteilen, da es bisher ein entscheidendes Paradigma der deutschen Umweltpolitik war, Schadstoffe – insbesondere toxische Schwermetalle – von Umweltmedien wie Luft, Wasser oder Boden fernzuhalten und in Senken zu konzentrieren. Dieses Paradigma wird aus dem Vorsorgegrundsatz der deutschen Umweltpolitik gespeist.

Auf der zweiten Betrachtungsebene ist zu untersuchen, in welchem Umfang und über welche Zeiträume die ins Erzeugnis verlagerten Schadstoffe in die Umweltmedien Wasser und Boden weiter verlagert werden können. Zur Beantwortung dieser Frage kann auf ältere Literatur zurückgegriffen werden. Eine zusammengefasste Literaturlauswertung in (10) kommt zu dem Ergebnis, dass für übliche Betonbauwerke etc. nur sehr geringe Auslaugraten auftreten. Daher scheint in der Regel für die üblichen Einsatzbereiche und die gängigen Nutzungszeiträume

von Betonprodukten keine unmittelbare Verlagerung vom Erzeugnis ins Umweltmedium Boden bzw. Wasser zu befürchten zu sein.

Die relevante Fragestellung lautet aus unserer Sicht: Wie verhält sich belasteter Beton bzw. Zement in der Nachnutzung, wenn ein Betonteil zu Abfall (Bauschutt) geworden ist (end of life status)? Bauschutt wird ohne Einsatzbeschränkung in offener Anwendung als Wegbefestigung, Straßenunterbau, Geländeauffüllung, Lärmschutzwall u.v.m. eingesetzt. Für diese Fallkonstellation sind daher die häufig herangezogenen Elutionsversuche an intakten Prüfkörpern mit neutralem Wasser über wenige Tage Versuchsdauer **nicht geeignet**.

- So wird der Bauschutt im Straßen- und Landschaftsbau in zerkleinerter Form eingesetzt. Das Korngrößenspektrum der Zerkleinerung kann von wenigen Zentimetern bis zu wenigen Millimetern gehen.
- Weiter ist davon auszugehen, dass dieses Material der Einwirkung aggressiver Wässer (saurer Regen) ausgesetzt sein kann.
- Schließlich sind die Zeiträume, über die eine Elution von Schwermetallen auszuschließen sein sollte, länger anzusetzen, als dies für die eigentliche Nutzungsphase von Beton bzw. Zement als Bauteil gilt.

Tabelle 11 zeigt Versuchsergebnisse für zerkleinerten Beton unter genormten Elutionsbedingungen (Verfügbarkeitstest). Es zeigt sich, dass unter den gegebenen Testbedingungen einige Schwermetalle nicht fest in der Zementmatrix eingebunden sind. Dies gilt in diesem Fall gerade für die Schwermetalle, die unter toxikologischen Gesichtspunkten als sehr kritisch gesehen werden (Cadmium, Chrom, Nickel, Blei).

Parameter	Ausgangskonzentration im Zement (mg/kg)	Verfügbarkeit aus dem Zement (mg/kg)	Verfügbarkeit
Cadmium	0,31	0,70	100%*
Quecksilber	0,03	< 0,005	<15%
Antimon	6,1	< 0,2	< 3%
Arsen	6,5	0,1	2%
Blei	8,5	1,8	20%
Chrom	48	9	20%
Kobalt	15	0,9	5%
Kupfer	26	11	40%
Nickel	46	8,7	20%
Selen	< 0,5	< 0,2	-
Vanadium	118	2,5	2%
Zink	59	30	50%

* im Original so angegeben, obwohl Verfügbarkeit >> Ausgangskonzentration

Tabelle 11:

Ergebnisse eines Auslaugtests mit zerkleinertem Zement (11) getestet nach NEN 7341 (Niederländische Norm) (12)

Eine weitere umfassende Untersuchung aus den Niederlanden bestätigt die grundsätzliche Verfügbarkeit von Schwermetallen aus der Zementmatrix, wenn das Material in seinem „end-of-life-Einsatz“ als zerkleinerter Bauschutt eingesetzt wird und mit Wasser intensiven Kontakt hat (13). Die folgende Tabelle 12 zeigt Auslaugraten für einen hundertjährigen Zeitraum, berechnet auf der Basis von Auslaugtests von zerkleinertem Bauschutt im pH-Bereich von 7 bis 11. Überschreitungen der Werte des Baumaterial-Erlasses (14), Kategorie I, sind **fett** und *kursiv* gesetzt.

Bei niedrigeren pH-Werten (saurer Regen) würden die Auslaugraten für eine Reihe von Schwermetallen deutlich steigen. **Insgesamt wird daher erkennbar, dass zumindestens für einzelne Schwermetalle eine kritische Situation eintreten kann, wenn der Einsatz von Bauschutt, was gegenwärtig die Regel ist, in der „end-of-life-Phase“ zerkleinert und offen erfolgt.**

Parameter	Baumaterial-Erlass (14) (mg/m² in 100 Jahren)*, Kategorie I	Freisetzung Minimum (mg/m² in 100 Jahren)*	Freisetzung Maximum (mg/m² in 100 Jahren)*
Cadmium	12	5,4	11,9
Quecksilber	4,5	2,7	2,7@
Antimon	39	108	705
Arsen	435	54	1.034
Blei	1.275	54	370
Chrom	1.500	116	143.660 (28.000)©
Kobalt	300	11	11.600
Kupfer	540	54	2.080
Molybdän	150	55	20.500
Nickel	525	54	3.900
Selen	15	54	54@
Vanadium	2.400	620	28.600
Zink	2.100	54	1.200
Zinn	500	54	3.226
@	ungenügende Analysenempfindlichkeit		
©	Wert in Klammern: Maximalwert bei Nichtberücksichtigung eines Extremwertes		
*	Einheit gibt die Freisetzung von Schwermetallen über 100 Jahre aus der Grenzfläche von 1 m ² des Baustoffes an.		

Tabelle 12:

Vergleich der Freisetzung von „end of life“ -Beton mit Nutzungskriterien (13)

Nach diesen Untersuchungen muss, geht man von hinreichend langen Betrachtungszeiträumen aus, die langfristige **Verfügbarkeit** (anteilig) der über den Abfalleinsatz ins Erzeugnis eingebrachten Schwermetalle **als gegeben angesehen werden**.

Nun können die obigen Einzeluntersuchungen keine umfassende Gesamtbewertung ersetzen, auch weil die Autoren weiteren Forschungsbedarf in dieser Frage sehen.

Weiter wird kontrovers diskutiert, welche Testbedingungen praxisgerecht sind (15). Dies kann sicherlich nicht der monolithische intakte Prüfkörper in neutralem Wasser sein.

Nach gegenwärtiger Kenntnislage ist das Nutzen des Erzeugnisses Klinker / Zement / Beton als Entsorgungsmedium für Schwermetalle aus der energetischen Nutzung von Sonderabfällen als kritisch anzusehen.

Die Nutzung des Erzeugnisses Klinker / Zement / Beton als Zielmedium für die Schwermetallentsorgung von Sonderabfällen stellt zudem einen Paradigmawechsel in der deutschen bzw. europäischen Umweltpolitik dar. Bisher war es unstrittig, dass es umweltpolitisch erforderlich ist, Schwermetalle (und hier wiederum die besonders toxischen Vertreter dieser Schadstoffgruppe) durch abfallwirtschaftliche Maßnahmen aus den Kreisläufen abzutrennen und in Senken zu konzentrieren. Hierdurch war es möglich, auf strikte Einsatzverbote dieser Stoffe weitgehend zu verzichten, da viele dieser toxischen Elemente wirtschaftlich eine hohe Bedeutung haben und in manchen Einsatzbereichen auch schwer zu substituieren sind. Diese umweltpolitischen Entscheidungen (kein Einsatzverbot) wurden hauptsächlich in den 80er Jahren getroffen, einem Zeitraum, in welchem abfallwirtschaftliche Maßnahmen zur Ausschleusung, Konzentrierung und Einbringung in Senken umgesetzt wurden.

Diese umweltpolitische Zielsetzung der Abfallwirtschaft ist die wesentliche Positivaufgabe, mit der Umweltschutz durch Abfallbeseitigung betrieben wird. Die Kreisläufe werden entlastet, durch die Nutzung von Umwelt-Senken erfolgt eine Trennung von Umweltmedien und toxischen Schwermetallen.

Durch die Ausschleusung von Schadstoffen aus dem Kreislauf werden auch akute und chronische toxische Einwirkungen auf den Menschen minimiert. Da die meisten der toxischen Schwermetalle anerkanntermaßen auch eine carcinogene Wirkung auf den Menschen ausüben, ist dieser Minimierungsansatz auch fachlich zwingend, denn für diese Schadstoffe können keine Wirkungsschwellen (no-effect-level) angegeben werden, unterhalb derer eine irreversible Schädigung des Menschen auszuschließen ist.

Mit der Nutzung des Zementwerkes als Zielpfad für die Sonderabfallentsorgung findet ein Paradigma-Wechsel beim Umgang mit diesen Schadstoffen statt. Angesichts des Einsatzes von Zementprodukten in ihrer Nachnutzungsphase (end-of-life-Phase) als Bauschutt ist von einer Verteilung dieser Schwermetalle in der Umwelt (Boden) auszugehen. Da zudem Verfügbarkeitsuntersuchungen zeigen, dass ein Übertritt vom Bauschutt in den Wasserpfad stattfinden kann, ist auch dieses Umweltmedium einzubeziehen. **Damit ist dieser Paradigmawechsel mit hohen ökologischen Langzeitrisiken verbunden und umweltpolitisch abzulehnen.**

Die Kritik, dass die Verfügbarkeitsfrage für den Wasserpfad nicht abschließend wissenschaftlich geklärt ist, greift nicht. Es wurden unsererseits Einzeluntersuchungen dokumentiert (1), die in Zweifel ziehen, dass die genannten Schwermetalle vollständig in die Zementmatrix eingebunden sind. Die beschriebenen Versuchsbedingungen sind nicht unrealistisch, verglichen mit Praxisbedingungen. Diese Verfügbarkeits-Erkenntnisse sind daher ausreichend für obige kritische Einschätzung, da für diese Bewertung ein Vorsorgestandpunkt einzunehmen ist. Ein Vorsorgestandpunkt bedeutet, dass etwaige verbliebene Erkenntnislücken als Defizit angesehen werden, das gegen einen umweltpolitischen Paradigmawechsel in der Sonderabfallwirtschaft spricht. Ein Nachsorgestandpunkt ist nicht vertretbar, da die Verteilung von Schadstoffen auf die Umweltmedien Boden und Wasser einen irreversiblen Prozess darstellt.

3 Risikodiskussion

Die Datenlage zeigt zusammengefasst, dass man auf das Feld der Risikodiskussion verwiesen ist. In der interessengeleiteten Debatte um den richtigen Weg abfallwirtschaftlicher Entscheidungen zwischen Bundesregierung bzw. BMU und Bundesländern hat man den Eindruck, dass dieses Fazit als Bestätigung der Richtigkeit der heutigen Praxis eingestuft wird, da als Fazit „nur“ Risiken resultieren. Daher soll im Folgenden dieser Aspekt etwas genauer behandelt werden.

3.1 Risikoeinstufung

Zunächst ist nach den bundesdeutschen Konventionen zwischen Schaden, Gefahr, Risiko und Vorsorge zu unterscheiden.

Ein Schaden liegt dann vor, wenn mit nahezu hundertprozentiger Wahrscheinlichkeit ein negatives Ereignis eintritt (oder bereits eingetreten ist); also mit Sicherheit eintritt. Diese Risikoeinstufung ist natürlich für die gegebenen Verwertungsbeispiele nicht gegeben. Es wäre daher auch abwegig, eine derartige Einstufung zum Maßstab für regulierendes staatliches Handeln zu verlangen. Der regulierende Eingriff wäre in diesem Fall Gefahrenabwehr vor einem drohenden Schaden. Der Eingriff wäre, sollte man zu einer derartigen Risikoeinstufung kommen, allein aus polizeirechtlichen Gesichtspunkten heraus gegeben. Man erkennt, wie absurd eine derartige Position wird, wenn man sie zu Ende denkt.

Ist das Risiko geringer, liegt die Wahrscheinlichkeit eines Schadenseintritts also unterhalb oder deutlich unter einhundert Prozent, so ist man auf das Feld der Vorsorge verwiesen. Eine Regulierung kann in diesem Risikobereich ebenfalls angezeigt sein.

Bei sehr kleinen Wahrscheinlichkeiten ist der Fall der Restrisiken gegeben. Restrisiken werden, einen entsprechenden Nutzen einer Aktivität unterstellt, im Interesse eines Gemeinwohls akzeptiert bzw. führen nicht zu einer entsprechenden staatlichen Regulierung.

3.2 Vorsorge

Vorsorge bzw. das Vorsorgeprinzip umschreibt den Risikobereich, in dem die Notwendigkeit von regulierenden Maßnahmen gesehen wird, ohne das zweifelsfrei feststeht, dass und ob ein intolerables Risiko besteht. Nun ist trotz Vorsorgeprinzip eine weitere Risikospezifizierung gegeben.

Die regulierende Maßnahme wird dann um so notwendiger, je wahrscheinlicher ein Schaden ist (Ungewissheit), um so größer der Schaden ist (Schwere des Schadens) und je weniger umkehrbar die Folgen sind (Irreversibilität).

Die Ungewißheit beschreibt die Höhe der Wahrscheinlichkeit, mit der eine Aktivität zu einer negativen Folge führt. Je höher die Ungewißheit, um so wichtiger sind Maßnahmen zur Vermeidung irreversibler Risiken. Die Schwere der negativen Folge ist sicherlich ein besonders wichtiges Kriterium, um Regulierungen zu entscheiden. Die Schwere der negativen Folge ist mit der Irreversibilität einer negativen Folge eng verbunden. Insbesondere irreversible Wirkungen ziehen, eine entsprechende Wirkungsschwere unterstellt, die höchsten Risiken nach sich.

Aufgabe ist die nachvollziehbare Abwägung zwischen übertriebenem Schutz verbunden mit innovationsfeindlicher Wirkung oder mit zu geringem Schutz verbunden mit intolerablen Risiken für Gesundheit und Umwelt.

3.3 Risikodiskussion energetische Verwertung

Der kurze Ausflug in die allgemeine Risikodiskussion kann die auch international erreichten Standards dieser Diskussion nur anreißen (16). Er macht aber insbesondere deutlich, dass diese Standards auch für die Frage der Risiken durch energetische Abfallverwertung einzubeziehen sind. Es ist erforderlich, die oben berechneten Ergebnisse (Stofffluß, Schadstoffe) auf dem Regulierungs- und Risikofeld, welches vom Vorsorgeprinzip umfasst wird, zu bewältigen.

3.3.1 Risiko Luftpfad

Das Risikopaket Luftpfad ist, folgt man den obigen Daten, relativ klar umrissen. Flüchtige Schwermetalle (insbesondere Quecksilber) führen im Nahbereich von Verwertungsanlagen zu erhöhten Emissionen (vgl. Tabelle 8).

Die Schadenswahrscheinlichkeit und -höhe ist hinreichend klar beschreibbar. Die erhöhten Quecksilberemissionen hängen natürlich von der Qualität des eingesetzten Ersatzbrennstoffs und der Ausstattung der für die Verwertung genutzten Industrieanlage ab.

Diese Risikoeinschätzung mag auf den ersten Blick vielleicht Widerspruch hervorrufen. Natürlich ist die berechnete Emissionserhöhung für die energetische Verwertung (gegenüber der Monoverbrennung nach deutschem Standard) keine erfreuliche Tatsache (Ökodumping). Sie soll mit dieser Risikoeinschätzung auch nicht relativiert werden. Es ist auch nicht ausgeschlossen, dass durch derartige Zusatzbelastungen im Einzelfall im Nahbereich von Anlagen über längere Zeiträume zu Schäden führen (Bodenbelastung durch Deposition).

3.3.2 Risiko Wasserpfad

Bezogen auf den Wasserpfad muß auf ggf. in Einzelfällen gegebene Risiken verwiesen werden. Hierbei handelt es sich um Verwertungsverfahren, die nicht abwasserfrei betrieben werden und bei denen die Stoffflußanalyse zeigt, dass es zu Schadstoffverlagerungen in den Wasserpfad kommt.

Da die Abwässer in der Regel eine Kläranlage durchlaufen, wird es allerdings in der Regel eher zu einer Verlagerung des Problems in die Rückstände der Abwasserreinigung führen.

3.3.3 Risiko Erzeugnis / Abfall zur Verwertung

Komplexer ist die Risikolage bezüglich der Schadstoffverlagerung in Erzeugnisse bzw. Abfälle zur Verwertung zu beurteilen. Hier hat die obige Analyse gezeigt, dass in bestimmten Konstellationen, in Abhängigkeit von der Belastung des eingesetzten Ersatzbrennstoffes, eine deutliche Konzentrationserhöhung in diesem Zielpfad eintreten kann.

Die zentrale Bewertungsfrage ist die Verfügbarkeit der in diesen Zielpfad verlagerten Schadstoffe. Hier wird seitens der verwertenden Industrie in der Regel auf eine feste Einbindung der Schadstoffe in die Produktmatrix gesetzt. Eine genauere Analyse zeigt allerdings, dass dieses pauschale Bild nicht zutreffend ist.

Die Verfügbarkeit hängt natürlich zunächst vom jeweiligen Erzeugnis/Abfall zur Verwertung ab. Hier sind große Unterschiede zwischen Matrices wie Glas/verglaste Schlacken, Zement/Klinker oder Gips/Stäube etc. zu machen. Dann hängt die Verfügbarkeit vom Schadstoff und seinen chemischen Eigenschaften ab. Hier reagieren die Materialien recht unterschiedlich. Schließlich sind die chemischen Randbedingungen anzusprechen, unter denen eine Verfügbarkeit analytisch geprüft wird. Hier zeigt die folgende Tabelle, welche Bandbreiten möglich sind.

Standard-Mörtel, Probe	Cr-Gesamtgehalt (100 %) mg/kg	Verfügbarkeit NEN 7341		Verfügbarkeit Max. in pH stat*			Verfügbarkeit Elution bei pH 12,5	
		mg/kg	%	mg/kg	%	bei pH	mg/kg	%
SPCEM - 11	89	1,98	2,2%	2,5	2,8%	4	0,18	0,2%
CEM I – 2	181	131	72,4%	142	78,5%	6	34	18,8%
CEM I – 5	31	20	64,5%	31	100,0%	7	5	16,1%
CEM IIB – 9	18	1,81	10,1%	2,12	11,8%	8	0,67	3,7%
CEM I – 4	47	31,8	67,7%	25,8	54,9%	8	7,3	15,5%
CEM IIB – 7	29	10,1	34,8%	7,52	25,9%	9	3,3	11,4%
SPCEM – 12	67	0,68	1,0%	2,69	4,0%	10	0,72	1,1%
CEM I – 1	27	10,94	40,5%	10,7	39,6%	10	2,26	8,4%
CEM IIB – 6	14	2,04	14,6%	2,07	14,8%	10	0,49	3,5%
CEM VA – 8	25	15,9	63,6%	15,75	63,0%	10	3,05	12,2%
CEM IIIB – 10	22	0,52	2,4%	1,3	5,9%	10	1,32	6,0%
CEM I – 3	21	1,1	5,2%	1,41	6,7%	10	0,6	2,9%

* In der Originalarbeit ist der pH-Wert nicht angegeben. Aus der Systematik der Gesamtuntersuchung ist anzunehmen, dass es sich um den pH-Wert 4 handelt

Tabelle 13:

Gesamtgehalte und Verfügbarkeit bzw. Auslaugbarkeit von Chrom unter spezifischen Versuchsbedingungen (in mg/kg) (13)

Eine detaillierte Untersuchung (17) macht in diesem Zusammenhang deutlich, dass die chemischen Randbedingungen wie folgt in die Bewertung eingehen. So ist die „Verfügbarkeit“ der Schadstoffe, insbesondere Schwermetalle abhängig

- vom jeweils betrachteten Erzeugnis bzw. Abfall (Zement, Gips bzw. Stäube, Aschen, etc.),
- vom betrachteten Element (Schadstoff); Chrom ist beispielsweise in der Regel deutlich höher verfügbar als andere Elemente.
- vom Einsatzort der betrachteten Erzeugnisses bzw. Abfalls (ubiquitärer oder nur an definierten Orten).
- von der Klinker- bzw. Zementart und vom erzeugten Bauprodukt (Extrembeispiel Porenbeton zu wasserundurchlässigem Beton).
- davon, ob die Schwermetalle über den Brennprozess in die Klinkermatrix eingelagert (chemisch gebunden) worden sind oder nachträglich über Zuschlagstoffe und betriebsinterne Kreisläufe dem gebrannten Klinker zugemischt werden. Im letzteren Fall ergeben sich deutlich höhere Verfügbarkeiten. Zu den Zuschlagstoffen gehören auch Kraftwerksstäube und Gips aus Kraftwerken.
- von der Korngröße des zu prüfenden Erzeugnisses. Feinkörniges Material, wie es im Bereich des Bauschuttrecyclings erzeugt wird, weist deutlich höhere Verfügbarkeiten auf als monolithische Prüfkörper.
- von den chemischen Eigenschaften des Elutionsmittels Wasser. Niedrige oder hohe pH-Werte erhöhen bzw. erniedrigen die Auslaugbarkeit, je nach Element, zum Teil um Größenordnungen. Hohe oder insbesondere niedrige pH-Werte sind aber, je nach Geologie und Grundwasserchemie, durchaus praxisrelevant. Hinzu kommt der niedrige pH-Wert des Niederschlagswassers.

Für die Risikobewertung ist die Frage zu untersuchen, welche Umweltschäden eintreten, wenn sich aufgrund einer verstärkten energetischen Verwertung die Schadstoffbelastungen von beispielsweise Bauprodukten (Zement, Gips etc.) erhöhen. Hierbei ist dann auch einzubeziehen, dass diese Anreicherung im Erzeugnis über mehrere Recyclingstufen der Bauprodukte zur Akkumulation an Schadstoffen führen kann.

Für die Risikobewertung ist als zentraler Schwachpunkt der Einsatz von Bauprodukten in der post-service-Phase beispielsweise als Bauschutt zu betrachten. So zeigt die historische Betrachtung der alten Städte und Siedlungen, dass die Menschheit auf den Bauruinen bzw. Bauresten ihrer Vorfahren siedelt. Mit jeder Generation, mit jedem Jahrhundert wächst somit eine Stadt auch ein Stück in die Höhe auf dem Schutt der abgebrochenen Gebäude, der erneuerten Infrastruktur und sonstigen Einrichtungen.

Diese Entwicklung war bisher unproblematisch und eigentlich nur ein Untersuchungsfeld für Archäologen und Historikern, weil der Stoff, aus dem die Stadt geschaffen wurde, ein Naturstoff war (Steine, Lehm, Sand, Holz uvm.). Dies änderte sich in diesem Jahrhundert durch viele neue Baustoffe bereits erheblich. Wie ist die Entwicklung nun insgesamt zu beurteilen, wenn über die energetische Verwertung (und die sonstigen Planungen zum Einsatz von Abfällen in beispielsweise der Zementindustrie) die Baustoffe zunehmend zu Senken für die Schwermetallentsorgung unserer Industriegesellschaft wird?

Die Wahrscheinlichkeit eines Schadenseintritts in einem derartigen Szenario ist mit der beschriebenen Verfügbarkeitsfrage verknüpft. Folgt man der heute gegebenen Datenlage (17), so ist sicherlich von einer gegebenen Unsicherheit zu sprechen, wie sich in einem derartigen Szenario über längere Zeiträume beispielsweise der Boden und das Grundwasser unserer Siedlungsräume verändern wird.

Die Höhe des Schadens wäre im ungünstigsten Fall die nur noch eingeschränkte Nutzbarkeit oder gar der Verlust der Nutzbarkeit von Boden und Grundwasser in und um menschliche Siedlungsräume. Sicherlich ein hoher potenzieller Schaden. Auf die Unsicherheiten der Datenlage und der prognostischen Situation, in welchem Umfang ein derartiges Szenario eintreten kann, wurde oben bereits hingewiesen.

Da eine derartige Situation, träte sie ein, irreversibel wäre, zumindestens über einen langen Zeitraum, wird die Schwere des eingegangenen Risikos sichtbar. Irreversibel ist die Situation im Schadensfall deshalb, weil die denkbaren Maßnahmen zur Schadensbeseitigung oder Schadensbegrenzung in der Regel mit der Beseitigung

oder Entnahme der belasteten Bauschuttmengen verbunden wären. Eine sicherlich für ein Siedlungsgebiet oder eine Stadt kaum zu bewältigende Möglichkeit.

Das skizzierte Schadensszenario mag in der auch von Interessen geleiteten Diskussion manchem Beteiligten etwas weit hergeholt erscheinen. Richtig ist, dass es den Blick etwas weiter in die Zukunft führt. Richtig ist, oben wird darauf hingewiesen, dass die Eintrittswahrscheinlichkeit mit beachtlichen Datenunsicherheiten verbunden ist.

Ein etwas grobschlächtiges Argument wäre der Hinweis darauf, dass der Hinweis auf irreversible Konsequenzen des Inverkehrsbringen von FCKW vor 15-20 Jahren ebenfalls als weit hergeholt eingestuft worden wäre. Diese Argument soll aber auch nur auf die erforderliche Risikoanalyse hinführen.

Denn die Schwere eines derartigen irreversiblen Schadens rechtfertigt sicherlich, den Vorsorgegedanken hoch anzusetzen und das Problem nicht in das Risikofeld eines tolerierbaren Restrisikos einzuordnen. An dieser Stelle liegt der entscheidende wissenschaftliche Dissens in der Bewertung der energetischen Verwertung der oben beschriebenen Abfälle. Dieser Dissens ist letztlich auch ein politischer Dissens (Vorsorge) und ein in der Folge ein juristischer Dissens, der gegenwärtig vor dem EUGH ausgetragen wird. Vordergründig geht es hierbei um die Frage, ob einzelne Abfälle in belgischen Zementwerken verwertet werden dürfen oder in Deutschland bleiben müssen und dann in vorhandene Sonderabfallverbrennungsanlagen einzubringen sind. Hintergründig und in der Folge in Entwicklungen, Perspektiven und Szenarien gedacht, geht es um die hier vorgestellte Risikoanalyse.

Mit der deutschen Rechtsnorm des § 5 Abs. 5 Punkt 4 KrW-/AbfG, die vorgibt, dass eine Schadstoffanreicherung im Erzeugnis bzw. im Abfall zur Verwertung im Rahmen der energetischen Verwertung zu vermeiden ist, wird im Übrigen ja auch die hinreichende Anforderung an die energetische Verwertung definiert. Allerdings ist auch hierzu die Auslegung der Rechtsnorm strittig.

Die einer Risikoanalyse folgende Diskussion über die erforderlichen Maßnahmen des Risikomanagements hat auch den Aufwand zu betrachten, der zur Risikominderung

oder Risikoverhütung betrieben werden müßte. Im Falle der hier in Rede stehenden Problematik wäre dies eine Schadstoffbegrenzung für Ersatzbrennstoffe, die in die energetische Verwertung gehen dürfen. Die rechtsverbindliche Einführung eines detaillierten Anforderungskatalogs an Ersatzbrennstoffe von staatlicher Seite würde nicht nur den Behördenvollzug (Schadlosigkeit der Verwertung gemäß § 5 Abs. 5 Punkt 4 KrW-/AbfG) erleichtern, sondern auch dem Markt und dem Anlagenbau Gelegenheit geben, sich darauf einstellen können. Natürlich müsste diese Regelung, damit sie auch vollzogen werden kann, damit verbunden sein, dass die höher belasteten Abfallarten nicht mehr in die Verwertung, sondern in die Abfallbeseitigung gehen müssen.

3.4 Fazit Risikodiskussion

Neben der Problematik der erhöhten Emission von flüchtigen Schwermetallen (Quecksilber) über den Luftpfad ist das Augenmerk insbesondere auf die Verlagerung der Schadstoffe in die Erzeugnisse der für die energetische Verwertung herangezogenen Stoffumwandlungsprozesse zu richten.

Die Risikodiskussion findet, wie dies für die allermeisten heute zu regelnden Risiken der Fall ist, nicht auf dem Feld der Gefahrenabwehr, sondern auf dem Feld der Vorsorgesystematik statt. Hier ist das inhaltlich wesentliche Risikofeld die Nutzung von Baustoffen als Schadstoffsенke für die Abfallentsorgung zu nennen.

Die heute erkennbaren Risiken sind allerdings eher langfristiger Natur. Sie fokussieren sich auf die Frage, wie sich in definierten Szenarien die Schadstoffsенke Baustoffe in ihren post-service-Recyclingkreisläufen auf die Umwelt auswirken werden. In dieser Risikoanalyse sind Datenunsicherheiten über die Wahrscheinlichkeit von Schadenseintrittsszenarien zu beklagen. Und es ist als hoher Risikofaktor zu bewerten, dass die beschriebenen Anreicherungsprozesse in ihrem Gesamtverlauf irreversibel sind, was Auswirkungen auf das Ausmaß der erforderlichen Vorsorge haben muß.

4 Fazit und Empfehlung

Die energetische Verwertung von hoch belasteten Abfällen in Stoffumwandlungsprozessen wie Zementwerken führt zur Schadstoffanreicherung in Erzeugnissen. Die Risikoanalyse macht deutlich, dass diese Entwicklung, bleibt sie nicht auf Ausnahmen und Einzelfälle beschränkt, unter ökologischen Gesichtspunkten nicht akzeptabel ist. Wobei dieses Risiko dann gegeben ist, wenn unterstellt wird, dass die politische und rechtliche Grundlage der im letzten Jahr in der Diskussion befindlichen Verwaltungsvorschrift (4) oder auch der im Entwurf vorliegenden Gewerbeabfallverordnung (5) in Deutschland und Europa zur Geltung kommen.

Die Risikoanalyse zeigt aber auch, dass die Einschätzung eines hohen Risikos erst dann sichtbar werden, wenn man langfristige Betrachtungszeiträume einbezieht. Es ist in diesen Untersuchungszeiträumen zu untersuchen, welche Risiken die Schadstoffsenke Baustoffe nach sich zieht, wenn energetische (und stoffliche) Abfallverwertung ohne ausreichende staatliche Qualitätsanforderungen und Reglementierung stattfindet.

Eine Lösung ist auf dem Feld von Qualitätsanforderungen an Ersatzbrennstoffen zu finden. Die Schweiz mit ihren Qualitätsempfehlungen, aber auch die LAGA mit ihren Vorschlägen hat hierzu wichtige Grundlagen geliefert. Es ist eine verbindliche europäisch fixierte Verständigung zu erzielen. Die Arbeiten auf CEN-Ebene können hierfür ein wichtiger Ausgangspunkt sein. Die Anforderungen an zur Verwertung zugelassene Abfälle sollten vor dem Hintergrund der skizzierten Risiken ambitioniert sein. Abfälle, die diese Anforderungen nicht erfüllen, sind zu beseitigen.

5 Verwendete Literatur

- (1) Lahl U., Zeschmar-Lahl, B., Weiler, C.: Studie zu den abfallwirtschaftlichen und ökologischen Auswirkungen der im Arbeitsentwurf einer Abfallverwaltungs-vorschrift (AbfallVwV) vertretenen Rechtspositionen. Studie im Auftrag des UVM Baden-Württemberg, August 2000; http://www.uvm.baden-wuerttemberg.de/uvm/abt2/abfallvwv/DPU_BZL-16.08.2000.pdf
- (2) TÜV Umwelt, Regionalgruppe Anlagentechnik und Zuverlässigkeit, Labor Filderstadt. Auftragsnummer 950004809, 1996
- (3) Proben aus den Jahren 1996–1999 der Firmen W., S., E., M. u.a., Quelle UVM Baden-Württemberg
- (4) Arbeitsentwurf für eine Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallbegriff sowie zur Abfallverwertung und Abfallbeseitigung nach dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 02.12.1999 (AbfallVwV)
- (5) BMU, WA II 1: Entwurf der Verordnung über die Verwertung von Siedlungsabfällen aus dem Gewerbe (Gewerbeabfallverordnung – GewAbfV), Stand 24.07.2001
- (6) Angaben: AVG, Schreiben vom 10.11.1998
- (7) AVG: Mitteilung von 23.5.2000
- (8) Reiter, B., Stroh, R.: Behandlung von Abfällen in der Zementindustrie. Umweltbundesamt Österreich, Monographien Band 72, Wien, 1995
- (9) Gallenkemper, B., Braungart, M. et al.: Untersuchung zur Umwelt- und Gesundheitsverträglichkeit von Substitut-Brennstoffen. Rethmann Entsorgung, Dieselstr. 3, 44805 Bochum
- (10) Fehringer R., Rechberger H., Brunner H.P.: Positivlisten für Reststoffe in der Zementindustrie: Methoden und Ansätze (PRIZMA). Endbericht, im Auftrag der Vereinigung der österreichischen Zementindustrie. Wien, im Dezember 1999
- (11) Degre, J. P. : Waste Coprocessing in Industry. Direction Technique; Ciments Obourg SA. September, 1996 (Untersuchungen von INTRON BV, Sittard (NL))
- (12) NEN 7341: Leaching characteristics of building and solid waste materials - Leaching tests - Determination of the availability of inorganic components for leaching. - Netherlands Normalisation Institute, The Netherlands, 1995.
- (13) Van der Sloot, H.A.: Characterization of the leaching behaviour of cement mortars to assess long term environmental behaviour during their service life and their recycling stage. Submitted to J. Cement & Concrete Research, 14.06.1998; und: Van der Sloot H.A., Hoede D.: Long term leaching behaviour of cement mortars. ECN report number ACN-C-97-042, 1997
- (14) Building materials Decree (Bouwstoffenbesluit bodem- en oppervlaktewateren-bescherming). Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden, 567, 1995
- (15) Sprung S., Rechberger W.: Einbindung von Schwermetallen in Sekundärstoffen durch Verfestigung mit Zement. Beton, 5, S. 193 –198, 1988
- (16) Siehe hierzu auch: Harmonisierung gesundheitsbezogener Umweltstandards. UBA-FB 97-095
- (17) ASA-INERTA, Wien / BZL GmbH, Oyten: Mitverbrennung von hochkalorischen Fraktionen aus der MBA in Industrieanlagen. Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes, Wien, Interner Bericht (IB) 649, Mai 2001