



Grundlagen für die Verwertung von MV-Rostasche

Teil A: Entwicklung des Österreichischen Behandlungsgrundsatzes

Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und
Wasserwirtschaft, Sektion Stoffstromwirtschaft, Umwelttechnik und
Abfallmanagement (Sektion VI)

Projektleitung:

Peter LECHNER

Bearbeitung:

Peter MOSTBAUER, Katharina BÖHM

Juni 2010

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und internationale Standards	4
1.1	Zusammenfassung der Ergebnisse der vorliegenden Studie	4
1.2	Überblick über die Situation in Europa	4
1.3	Bestehende Standards/Verordnungen/BAT-Empfehlungen in Europa.....	7
1.3.1	Verfügbarkeit, Verbindlichkeit und Inhalt der internationalen Standards	7
1.3.2	Gemäß IPPC verbindliche Best Available Techniques und BAT-Empfehlungen	14
1.4	USA	17
1.5	Canada	18
2	Chemische und mineralogische Zusammensetzung der Abfälle	20
3	Aktivitäten des Arbeitskreises „Behandlungsgrundsatz“ in Österreich vom Oktober 2009 bis Mai 2010	23
3.1	Selektion der kritischen Parameter	24
3.2	Aussendung des ersten Entwurfes	25
4	Aufbereitung von MV-Rostasche: Erreichbare Qualitäten	26
4.1	Literaturreview zur Auslaugbarkeit technisch gealterter und/oder aufbereiteter MV- Rostasche.....	26
5	Diskussion der Einsatzbereiche, Mengenschwellen und Anzahl der Qualitätsklassen 32	
5.1	Anzahl der Qualitätsklassen und Mengenschwellen für die Anwendung	32
6	Methoden und Modelle zur Definition von Orientierungswerten für die Auslaugbarkeit.....	33
6.1	Einleitung	33
6.2	Festlegung der EU-Grenzwerte für die Deponie für Inertabfälle.....	34
6.3	Erarbeitung der Grenzwert-Vorschläge für die Ersatzbaustoff-Verordnung in Deutschland.....	38
6.4	Diskussion der Beurteilungspunkte	42
6.5	Qualitative Einstufung des Verhaltens von Schadstoffen in Abhängigkeit vom Untergrund.....	44
7	Vorschlag für Orientierungswerte zur Auslaugbarkeit für den Behandlungsgrundsatz 46	
8	Begrenzung von Wertmetallanteil, Gesamtgehalten und TOC.....	49
8.1	Motivation	49
8.2	Methoden zur Bestimmung der Metallanteile	51
8.3	Grundlagen und Vorschläge für die Begrenzung der Wertmetallanteile.....	52
8.3.1	Vorschlag für Orientierungswerte für den Wertmetallgehalt.....	54

8.3.2	Metallgehalt von MV-Rostasche	55
8.4	Orientierungswerte für Gesamtgehalte.....	58
8.4.1	Ergänzende Literaturdaten zur Auslaugbarkeit und Zusammensetzung von Siebfraktionen	62
8.5	Unverbrannter Anteil und TOC	71
9	Hinweise bezüglich Schutzbauten	72
10	Hinweise bezüglich bautechnischer Anforderungen.....	74
11	Kosten der Aufbereitung von MV-Rostasche	76

1 Einleitung und internationale Standards

Kein Rohstoff wird im Verlauf eines Menschenlebens in größerer Menge benötigt als Sand und Kies (HOLNSTEINER & WEBER, 2010). Insofern bilden mineralische Rohstoffe die breite Basis der Versorgungspyramide mit Rohstoffen. Der Zugang zu den mineralischen Rohstoffvorkommen wird jedoch durch unterschiedliche Nutzungsansprüche, durch die Erweiterung von diversen Schutzzonen – z.B. Schutz potentieller Trinkwasservorkommen - und durch zahlreiche Flächenwidmungen zunehmend blockiert. Geeignete Ersatzbaustoffe werden in Zukunft an Bedeutung gewinnen.

MV-Rostasche wird in Österreich derzeit fast zu 100% deponiert. Im Ausland – z.B. DE, NL, DK, B – sind Rahmenbedingungen für die Verwertung von MV-Rostasche vorhanden, durch die Rechtssicherheit für die Aufbereitungsanlagen geschaffen wurde. In anderen Ländern sind Vorschläge bzw. Arbeitspapiere für Richtwerte betreffend die Umweltverträglichkeit der Verwertung von MV-Rostasche im Umlauf.

In Österreich fallen ab 2010 allein aus der Rostfeuerung rund 370.000 t/a MV-Rostasche an. Technisch machbare, wirtschaftlich attraktive und ökologisch sinnvolle Konzepte der Verwertung von Reststoffen aus der thermischen Abfallbehandlung könnten in Zukunft auch in Österreich verwirklicht werden.

Im Rahmen des Projektes wurde eine Expertise für den Behandlungsgrundsatz für MV-Rostasche erarbeitet. Arbeitskreis-Sitzungen wurden vom Lebensministerium koordiniert, sodass ein Meinungsaustausch mit den Akteuren im Bereich der thermischen Abfallbehandlung und Ablagerung über die Grundsätze und Technologien der Verwertung initiiert wurde. Unser Institut war in diesem Arbeitskreis vertreten.

1.1 Zusammenfassung der Ergebnisse der vorliegenden Studie

Die vorliegende Studie enthält Grundlagen zur Aufbereitung und Verwertung von Reststoffen aus der thermischen Abfallbehandlung, insbesondere MV-Rostasche. Die erarbeiteten technischen Grundlagen, Vorschläge und Anregungen werden in den Bundesabfallwirtschaftsplan 2011 einfließen. Die Studie besteht aus zwei Teilen: Im Teil A liegt der Focus auf der Darstellung der bestehenden internationalen Standards und erreichbaren Qualitäten. Darauf aufbauend werden Vorschläge für Orientierungswerte zur Begrenzung der Auslaugbarkeit (Abschnitt 7), der Gesamtgehalte (Abschnitt 8.4) und der Wertmetallgehalte (Restmetallgehalt nach Aufbereitung, Abschnitt 8.3.1) erarbeitet. Der Teil B stellt vor allem die Aufbereitungstechnik und bestehende Anlagen im Ausland dar.

1.2 Überblick über die Situation in Europa

In Europa haben die Niederlande, Dänemark und Frankreich die höchste Verwertungsquoten für MV-Rostasche (siehe Tabelle 1). In Frankreich und Deutschland ist die jährliche MV-Rostaschemenge am höchsten. In anderen Ländern steigt die Menge an MV-Rostasche und anderen Reststoffen der Abfallverbrennung durch die allmähliche Umsetzung der Bestimmungen der Europäischen Deponieverordnung (Gebot der Verringerung der organischen Anteile). Damit ist ein Wachstumspotential für Aufbereitungsanlagen verbunden.

Das Abkühlen der MV-Rostasche mit Wasser („quenchen“), die anschließende Verwertung von Fe- und NE-Metallen und die getrennte Entsorgung von Filterstaub ist in den meisten Europäischen Ländern Stand der Technik. Der mineralische Rest (die mehr oder minder gut entmetallisierte MV-Rostasche) wird in vielen Ländern aber noch überwiegend deponiert.

Tabelle 1: Rostasche-Menge, Verwertung, Kosten der Ablagerung (CRILLESEN, 2009)

Land	Rostasche-Menge (t/a)	Verwertete Menge (t/a) inklusive Deponiebau	Kosten der Ablagerung (€/t)
Belgien	587.000	n.b.	81
Tschechien	118.000	105.000	26
Dänemark	640.000	627.000	105
Niederlande	1.075.000	950.000	60
Frankreich	2.479.000	1.936.000	70
Norwegen	197.000	102.000	80
Portugal	178.000	0	25
Schweiz	700.000	0	50
Großbritannien	725.000	410.000	n.b.

Darüber hinaus werden global weitere Reststoffe aus Verbrennungsanlagen, aus der Rohmetallproduktion und aus Umschmelzprozessen als Baumaterial verwertet. Dies soll am Beispiel von Zahlen aus Schweden (siehe Tabelle 2) dargestellt werden. In Schweden wurden Richtlinien / Handbücher für folgende Verwertungswege erarbeitet (BJURSTRÖM et al., 2009):

- Handbuch für die Verwertung von Biomasse-Asche in Straßen ohne Deckschicht
- Richtlinie für die Verwertung von Flugasche-stabilisiertem Klärschlamm als Dichtschicht in Deponien
- Handbuch für die Verwertung von MV-Rostasche
- Richtlinien für die Verwertung von alternativen Baustoffen in Deponien

Tabelle 2: Verwertung von Aschen in Schweden (RIBBING, 2009)

Verwertungsweg	Menge 2005	Reststoff
Waldwirtschaft	15.000 t	Holzasche (WSO)
Straßenbau	20.000 t	Torf/Holzasche (WSO)
Parkplätze und „andere Straßenbeläge“	40.000 t	MV-Rostasche
Parkplätze und „andere Straßenbeläge“	90.000 t	Torf/Kohleasche
Oberflächen für die Trocknung von Schlämmen	40.000 t	Biomasseasche, wenig MV-Rostasche
Auffüllung ehemaliger Öl-Speicherkavernen	20.000 t	Abfallaschen (zirkulierender WSO)
Abdeckung von Abraumhalden	14.000 t	Abfallaschen (zirkulierender WSO)
Stabilisierung anderer Flugaschen	30.000 t	Kohleasche (WSO)
Ersatzbaustoff in Deponien	500.000 t	MV-Rostasche und andere Aschen
Andere Verwertungswege	31.000 t	Diverse Aschen und Schlacken

Anforderungen bzw. gesetzliche Bestimmungen können entweder für die Verwertung von MV-Rostasche „spezialisiert“ sein oder breit ausgelegt werden. Wenn eine „spezialisierte“ Regelung getroffen wird, sollte der Anwendungsbereich (die Abfallstoffe, die gemeint sind) klar abgegrenzt werden.

In Deutschland ist der derzeit vorliegende Entwurf für die Ersatzbaustoff-VO breit angelegt und berücksichtigt unter Anderem folgende Reststoffe aus thermischen Prozessen:

- MV-Rostasche
- Steinkohlenasche
- Braunkohlenasche
- Hochofenschlacke
- Elektroofenschlacke
- Schlacke aus Kupferhütten

In Westdeutschland wurden technische Merkblätter zur Verwendung von MV-Rostasche im Straßenbau bereits Mitte der 80-er Jahre herausgegeben (FGSV, 1986). Im Jahr 2009 wurden insgesamt 1,6 Mio t aufbereitete MV-Rostasche - das ist knapp ein Drittel des MV-Rostascheaufkommens – im Straßen- und Wegebau (ohne Deponiebau) eingesetzt. Die Nachfrage nach Ersatzbaustoffen und Rahmenbedingungen für die Vermarktung von aufbereiteter MV-Rostasche sind vor allem in Norddeutschland bereits seit ca. 20 Jahren vorhanden.

Von weiteren Ländern liegen ebenfalls Angaben über Verwertungsraten vor, die jedoch aufgrund der unterschiedlichen Auffassung über den Verwertungsbegriff (offene Frage: erfüllt die Verwertung als Deponiebaustoff eine bautechnische Funktion oder nicht?) kein deutliches Bild ergeben (siehe Tabelle 7).

In den Niederlanden, Belgien, Frankreich und im Norden Deutschlands ist die Verwertung im Tiefbau jedenfalls sehr verbreitet. Beispielsweise wurden im Bundesland Niedersachsen im Jahr 2007 ca. 160.000 t aufbereitete MV-Rostasche im Straßenbau verwertet (HEINE et al., 2009).

Tabelle 3: Verwertung von MV-Rostasche in Deutschland

Datenquelle	FEHRENBACH et al., 2008	ALWAST & RIEMANN, 2010, ITAD, 2009
Bezugsjahr	Jahr 2006	Jahr 2009
Abgetrennte Metalle	n.b.	ca. 8%
Straßenbau	45 %	31 %
Deponiebau	10 %	ca. 45 %
Unspezifische Verwertung	17 %	1 %
Ablagerung	„mehr als 3 %“	15,5 %
Keine Angaben	12 %	- - -

Im osteuropäischen Raum (inklusive Südosteuropa, z.B. Griechenland) ist die thermische Behandlung/Verwertung von Siedlungsabfällen noch nicht etabliert. Längerfristig sind auch hier Verwertungspotentiale für aufbereitete MV-Rostasche zu erwarten.

1.3 *Bestehende Standards/Verordnungen/BAT-Empfehlungen in Europa*

Es wurde europaweit recherchiert welche Standards oder Empfehlungen die Länder bezüglich der Verwertung von MV-Rostasche anwenden. Dazu wurde zunächst auf den Internetseiten der Umweltministerien nach Regelwerken, Richtlinien bzw. Standards gesucht. Problematisch bei dieser Vorgehensweise war, dass viele Staaten keine englische Übersetzung ihrer Internetseiten zur Verfügung stellen. Vereinzelt konnte mittels Übersetzungsprogrammen ein erster Einblick erhalten werden. Da oft Informationen nicht im Internet verfügbar oder sehr schwer auffindbar sind, wurden die europäischen Länder im nächsten Schritt in einer e-Mail Umfrage gebeten ihre Standards bezüglich Ersatzbaustoffe zu nennen und diese in Englisch zur Verfügung zu stellen (Dieser Fragebogen war vom Österreichischen BMLFUW autorisiert). Kontaktadressen wurden vom BMLFUW zur Verfügung gestellt. Insgesamt wurden 29 europäische Länder per e-Mail kontaktiert. Bei fehlender Rückmeldung wurde nochmals urgiert. Da 10 Länder Informationen lieferten, liegt die Rücklaufquote bei gut 34%.

Zusätzlich wurden Best-Available-Technique Vorschläge des IPPC-Büros in Sevilla und aus Belgien ausgewertet.

1.3.1 Verfügbarkeit, Verbindlichkeit und Inhalt der internationalen Standards

Aufgrund der Sprachbarrieren und mangelnder Rückmeldungen der nationalen Behörden konnten im Folgenden nicht alle Standards im Detail ausgewertet werden. Von Bedeutung ist neben den Entwürfen der Deutschen Ersatzbaustoff-Verordnung vor allem die Niederländische „Soil Quality Regulation“ aus dem Jahr 2007, von der eine englischsprachige Übersetzung der Version 6.0 (Entwurf vom 10. Okt. 2006) vorlag. Diese Version ist inhaltlich fast ident mit dem holländischen Text der Verordnung aus dem Jahr 2007.

Von den Ländern Albanien, Island, Kroatien, Monaco, Slowakei und Türkei liegen keine Informationen vor.

Tabelle 4: Übersicht der Gesetze und Regelwerke zur Verwertung von MV-Rostasche

Land	Gesetz / Regelwerk	Jahr ^{a)}	Verbindlichkeit	Verfügbarkeit Gesetzestext
Belgien	Order of the Flemish Government for the establishment of the flemish regulations relating to waste prevention and management – VLAREA	2003	ja b)	ja
Dänemark	Statutory No. 1480	2007	ja	Homepage download (nur in Dänisch)
Deutschland	LAGA wird bald ersetzt durch die Ersatzbaustoffverordnung	2011 ?	zukünftig: ja	ja
<i>Finnland</i>	<i>Nur 2005/0735/FI – S20E Decree concerning the recovery of certain wastes in earth constructions; MSWI bottom ash ist nicht enthalten</i>	<i>2005</i>	ja	<i>(ja)</i>
Frankreich	Circular of May 9 th , 1994	1994	ja	ja (nur auf Französisch)
Großbritannien	Verordnung in Vorbereitung	2011 ?	ja ?	?
Italien	Government Decree n° 22 of February 5 th of 1997 (sowie: Limits Decree 152/2006 ?)	1997, 2006 ?	?	ja (nur auf Italienisch)
Niederlande	Decree of soil quality, Soil quality regulation	2007	ja	ja
<i>Norwegen</i>	<i>ev. Regulations relating to the recycling of waste (Waste Regulations); aber leider kein Zugriff auf die englische Version</i>	?	?	<i>ja (nur auf Norwegisch)</i>
Schweiz	Technische Verordnung über Abfälle – TVA	1990	ja	ja
Slowenien	Regulations for Waste Disposal (in Slovenisch), Republic of Slovenia	?	?	?
Spanien	Catalan Standards for bottom ash valorization, Nr. 2181 – 13.3.1996	1996	?	ja (nur auf Spanisch)
Tschechien	Nr. 294/2005	2005	?	ja (nur auf Tschechisch)

a) Jahr der Verabschiedung

b) Eluatwerte sind verbindlich, Gesamtgehalte nur Orientierungswerte

Tabelle 5: Gesetze, Regelwerke zur Verwertung von MV-Rostasche sowie der Anzahl der definierten Verwertungsklassen und % Verwertung

Land	Gesetz / Regelwerk / Richtlinie	Klassen	Verwertung (%) ¹⁾
Belgien	Ja (Regionale Regelungen)	1	53
<i>Bulgarien</i>	<i>n.b.</i> ²⁾		
Dänemark	Ja (Statutory No. 1480, 2007)	3	98 (inklusive DB)
Deutschland	Ja (LAGA - Richtlinie), wird bald ersetzt durch die Ersatzbaustoffverordnung (EBS)	EBS: 2	ca. 40 (ohne Deponiebau)
<i>Estland</i>	<i>Nein (gemäß e-mail Antwort)</i>	--	
<i>England</i>	<i>n.b.</i> ²⁾		
<i>Finnland</i>	<i>Nein (gemäß e-mail Antwort)</i>	--	0
Frankreich	Ja (Circular of May 9 th , 1994)	3	78 (inklusive DB)
<i>Griechenland</i>	<i>Nein (keine Verbrennung)</i> ²⁾	--	
<i>Irland</i>	<i>n.b.</i> ²⁾		
Italien	Ja	?	17
<i>Lettland</i>	<i>Nein (gemäß e-mail Antwort)</i>	--	
<i>Litauen</i>	<i>n.b.</i> ²⁾		
<i>Luxemburg</i>	<i>? Homepage nur auf französisch</i>		
<i>Malta</i>	<i>Nein (gemäß e-mail Antwort)</i>	--	
Niederlande	Ja (Soil Quality Decree, 2007)	2	88 (inklusive DB)
<i>Norwegen</i>	<i>Nein ??</i>	--	52 (inklusive DB)
<i>Österreich</i>	<i>Nein</i>		0
<i>Polen</i>	<i>n.b.</i> ²⁾		
<i>Portugal</i>	<i>Nein (gemäß e-mail Antwort)</i>	--	0
<i>Rumänien</i>	<i>n.b.</i> ²⁾ „Homepage under construction“		
Schweden	Handbuch, evtl. auch regionale Regelungen	--	45
Schweiz	Ja (TVA, 1990)	1	0 ²⁾
Slowenien	Ja	??	??
Spanien	Ja (Regionale Regelungen)	--	60
Tschechien	Ja (Nr.294/2005)	??	90 (inklusive DB)
<i>Ungarn</i>	<i>n.b.</i> ²⁾	--	100 (Deponiebau ?)
<i>Zypern</i>	<i>n.b.</i> ²⁾ , Homepage nur in Griechisch verfügbar		

¹⁾ Nationale Verwertungsquoten nach RYLANDER & HAUKOHL, 2002, ALWAST & RIEMANN, 2010, sowie CRILLESSEN & SKAARUP, 2006, CRILLESSEN, 2009. DB = Deponiebau.

²⁾ n.b. bedeutet hier, dass keine Rückmeldung auf die Fragebogenaktion vorliegt und auch auf der Homepage des jeweiligen Umweltministeriums kein Hinweis für eine Regelung zu finden war.

In Tabelle 6 werden die einzuhaltenden Parameter der jeweiligen Gesetze und Regelungen der Länder zusammengefasst.

Tabelle 6: Übersicht der in den Gesetzen und Regelwerken einzuhaltenden Parameter

	Belgien (Flamen) ¹⁾	Belgien (Wallonien) ¹⁾	Dänemark ⁶⁾	Deutschland (LAGA) ²⁾	Deutschland (EVO) ³⁾	Frankreich ^{4) 8)}	Italien ⁴⁾	Niederlande ⁷⁾	Schweiz ⁹⁾	Slowenien ¹⁰⁾	Spanien ⁴⁾	Tschechien ⁵⁾	Finnland ¹¹⁾
pH			✓		✓		✓					✓	
LF			✓		✓							✓	
CSB							✓						
DOC						✓			✓			✓	✓
Arsen (As)	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Aluminium (Al)		✓											
Asbest							✓	✓					
Barium (Ba)			✓				✓	✓		✓		✓	✓
Beryllium (Be)							✓						
Brom (Br)								✓					
Cadmium (Cd)	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Chlorid (Cl)		✓	✓		✓		✓	✓				✓	✓
Kobalt (Co)		✓					✓	✓					
Chrom (Cr)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Kupfer (Cu)	✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Cyanid (CN)		✓					✓		✓				
Fluorid (F)		✓					✓	✓	✓			✓	✓
Quecksilber (Hg)	✓	✓	✓			✓	✓	✓	✓	✓		✓	✓
Kalium (K)		✓											
Mangan (Mn)			✓										
Molybdän (Mo)		✓			✓			✓		✓		✓	✓
Natrium (Na)			✓										
Nickel (Ni)	✓	✓	✓	✓			✓	✓	✓	✓		✓	✓
Nitrat (NO ₃)							✓						
Nitrit (NO ₂)									✓				

Blei (Pb)	✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Antimon (Sb)	✓	✓			✓			✓	✓	✓		✓	✓
Selen (Se)							✓	✓		✓		✓	✓
Zinn (Sn)								✓					
Sulfat (SO ₄)		✓	✓		✓	✓	✓	✓				✓	✓
Titan (Ti)		✓											
Vanadium (V)					✓		✓	✓					✓
Zink (Zn)	✓	✓	✓	✓			✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
TOC			✓						✓				
Ammonium (NH ₄), Ammoniak (NH ₃)									✓				
Unverbrannte Fraktion (%)						✓			✓				
Löslicher Anteil (%)						✓			✓				
Kohlenwasserstoffe (C _m H _n)									✓				
PCB								✓	✓				✓
PAH								✓					✓
PAK									✓				
LCKW									✓				
BTEX									✓				
Aromaten ¹²⁾									✓				

¹⁾ Nielsen et al., 2008

²⁾ LAGA Deutschland, Stand 2006

³⁾ Ersatzbaustoffverordnung Deutschland, erster Entwurf, November 2007

⁴⁾ CRILLESSEN & SKAARUP, 2006

⁵⁾ 294/2005 Coll. Tschechisches Gesetz für die Bedingungen für die Deponie und die Nutzung des Boden-Oberfläche und ändern Dekret Nr. 383/2001 Coll. Auf Einzelheiten der Abfallwirtschaft

⁶⁾ 1480 - 12.12.2007 Bekendtgørelse om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder; www.retsinformation.dk/forms/R0710.aspx?id=113963

⁷⁾ Soil quality decree, Niederlande, 2006

⁸⁾ Circular of 9 th May, 1994; n°94-IV-1 du 09/05/94 relative à l'élimination des mâchefers d'incinération des résidus urbains

⁹⁾ Technische Verordnung vom 10. Dez. 1990 über Abfälle (TVA): Artikel 13, Artikel 38, Anhang 1 Ziffer 11; www.admin.ch/ch/d/sr/8/814.600.de.pdf.

¹⁰⁾ JURIC et al., 2006 Waste Management 26, pp. 1436-1442

¹¹⁾ Government Decree 591/2006 concerning the recovery of certain wastes in earth construction – Fly ashes and bottom ashes from combustion of coal, peat and wood-based material

¹²⁾ Benzol, Ethylbenzol, Toluol, Xylol, Phenol; siehe Soil quality decree - Annex A, Tabelle 2

Tabelle 7: Geltungsbereich, Anzahl der Klassen, Auslaugtest - Vergleich B - NL - F - DK – D - CH

Regulation/Land	Abfall-Palette	Geltungsbereich	Klassen, hydrologische Anwendungseinschränkung	Limits, festgelegte Stoffeigenschaften	Eluattest	Anmerkungen
Erlass 2001, Belgien-Wallonien	breit, Anhang 3 spezifisch	Anhang 3: Rostasche im Tiefbau, zementgebunden	1 Klasse, keine	pH, Salze, Me/Eluat	DEV S4	Rostasche enthält keine Flug- oder Kesselasche
Gesetz „VLAREA“, 2003, Belgien-Flamen	breit	Anhang 4.2.2: Verwertung als Baustoff	1 Klasse, keine	pH, Salze, Me/Eluat, Ges.: Metalle + PAK, KW, PCB, Immission (kg/m ²)	Säulentest WFC 2/II/A.9.1	Diffusionstest (64d) für die Immission von „shaped building mat.“
Soil quality regulation, 2007, Niederlande	breit	?	1 Klasse für „geformte“, 1 Klasse für „nicht geformte“ Baustoffe	Salze, Me/Eluat, F, Br Ges.: BTX, PAH, PCB, KW, Phenol	Säulentest NEN 7373 oder NEN 7383 oder Diffusionstest NEN 7375	Diffusionstest für „geformte“ Baustoffe
Circular SIPD / SEI / BPSIED Nr. 94-IV-1 vom 09/05/94, Frankreich	spezifisch	?	3 Klassen,	Unverbranntes, Salze, Me/Eluat, TOC/Eluat	3-stufiger Test NF X 31-210	spezifisch Rost- und Kesselasche
Statutory No. 1480, 2007, Dänemark	breit	Tiefbau und Hafendämme	3 Klassen, dabei 2 für MVA-Rostasche	pH, Salze, Me/Eluat, Ges.: Metalle, auch Cr-VI	EN 12457-3 L/S=2	- - -
Ersatzbaustoff-VO, erster Entwurf 2007	breit	Tiefbau, ungebunden, zementgebunden, bitumengebunden	2 Klassen für MVA-Asche, berücksichtigt Wasserschutzgebiete und GW-Deckschicht	pH, Salze, Me/Eluat	DEV S4	Einteilung der GW-Deckschichten: „ungünstig“, „Sand“, „Lehm/Schluff“
Technische Verordnung über Abfälle (TVA), 1990, Schweiz	Siedlungsabfall	Art. 13: Straßen-, Plätze- und Dammbau	1 Klasse, Grundwasserschutz-zonen und Gewässerschutzbereiche werden berücksichtigt (Art. 13)	Unverbranntes, Salze, Me/Ges, auch Cr-VI, TOC, Ges.: LCKW, PCB, KW, BTEX, TOC/Eluat	24 Stunden mit destilliertem Wasser eluieren. Keine Angaben zum L/S Verhältnis	Kesselstaub, Filterstaub u. Rauchgasreinigungsprodukte dürfen nicht zugemischt werden

Tabelle 8: Vergleich von Eluatgrenzwerten D – NL - B

Grenzwert (mg/kg _{TM})	Deutschland, Ersatzbaustoff-VO, Entwürfe		NL Soil Quality Regulation, 2007		Flamen, VLAREA, 2003
	HMVA-1 (Stand: April 2010)	HMVA-2 (Stand: 2007)	Unmolded material ^{d)}	IBC material ^{d)}	Appendix 4.2.2.B ^{b) c)}
Sb	0,12	0,4	0,16	0,7	
As	0,02	0,12	0,9	2	0,8
Ba			22	100	
Cd			0,04	0,06	0,03
Cr	0,18	0,5	0,63	7	0,5
Co			0,54	2,4	
Cu	0,15	4	0,9	10	0,5
Hg			0,02	0,08	0,02
Pb			2,3	8,3	1,3
Mo	0,8	2	1	15	
Ni			0,44	2,1	0,75
Se			0,15	3	2,8
Sn			0,4	2,3	
V	0,23	0,24	1,8 (4,6)	20	
Zn			4,5	14	
Bromid (Br)			20 ^{a)}	34	
Chlorid (Cl)	6000	5000	616 ^{a)}	8800	
Fluorid (F)			55 ^{a)}	1500	
Sulfat (SO ₄)	4000	4000	1730 ^{a)}	20000	

^{a)} In Indices werden Ausnahmen bzw. erhöhte Grenzwerte zugelassen

^{b)} Gilt für nicht verfestigtes Material (Kantenlänge < 40mm)

^{c)} Alternativ zu Appendix 4.2.2.B können in Flamen (Belgien) auch für 100 Jahre vorausberechnete Frachten (=Stoffaustrag, Dimension: mg/m²) eingehalten werden. Diese Grenzwerte und die Methode zur Prognose der Frachten werden in Appendix 4.2.2.C der VLAREA-Verordnung beschrieben. In die Formel für die Berechnung fließen die Höhe der Anwendung, die Dichte des Ersatzbaustoffes, der Eluatwert (L/S=10) und stoffspezifische Parameter ein, die die Dynamik des Auslaugverhaltens beschreiben

^{d)} Verwertung in nicht verfestigter Form (also z.B. nicht als Betonzuschlag, sondern in nicht stabilisierter oder stabilisierter Form). Für verfestigten Abfall existieren besondere Bestimmungen.

1.3.2 Gemäß IPPC verbindliche Best Available Techniques und BAT-Empfehlungen

Empfehlungen zum Stand der Technik der Verwertung sind in Belgien und im EIPPC-Referenzdokument „BREF Waste Incineration“ verfügbar.

Die umfangreiche, vom IPPC-Büro in Sevilla herausgegebene Empfehlung „BREF Waste Incineration“ beschreibt den gemäß IPPC-Richtlinie anzuwendenden Stand der Technik der Abfallverbrennung. Das Referenzdokument „BREF Waste Incineration“ enthält auf Seite 447 auch einen kurzen Text zur „Best Available Technique“ (BAT) der Entsorgung bzw. Verwertung von MV-Rostasche (EIPPC, 2006, siehe Tabelle 9). In diesem kurzen (ca. halbseitigen) Text werden Bezüge zu früheren Abschnitten des Referenzdokumentes hergestellt (Abschnitte 4.6.2 sowie 4.6.5 bis 4.6.8). Diese Abschnitte (sowie Punkt 4.6 insgesamt) stellen jedoch neuere Entwicklungen der Verwertung von Rostasche (z.B. Aufbereitung nach Trockenaustrag) nicht dar.

In Belgien wurden von NIELSEN et al. (2008) Empfehlungen für eine BAT zur MV-Rostascheverwertung herausgegeben (Schlussfolgerungen: in Niederländisch). In der folgenden Tabelle werden die Empfehlungen der belgischen Studie (aus Kapitel 5.2 „Schlußfolgerungen“) mit der Seite 447 (bzw. mit dem gesamten Abschnitt 5) des EIPPC-Referenzdokumentes verglichen. Es bestehen deutliche Unterschiede in der Auffassung, was als die „besten verfügbaren Technik“ anzusprechen ist (Tabelle 9).

Tabelle 9: BREF Waste Incineration und BAT-Vorschlag aus Belgien

Text der BREF Waste Incineration, Seite 447, aus EIPPC, 2006	Inhalt von Abschnitt 5.2.1 aus NIELSEN et al., 2008
49.... TOC value in the ash residue below 3 wt%....	Die Studie betont die Bedeutung eines geringen TOC-Wertes für die Verringerung der Mobilität von Cu, nennt aber in Abschnitt 5.2.1 keinen TOC-Orientierungswert
50. <i>Separate management of bottom ash from fly ash and other FGT residues, so as to avoid contamination of the bottom ash and thereby improve the potential for bottom ash recovery, as described in 4.6.2 ³⁾</i>	Die Studie befürwortet die Trennung, erwähnt diese Trennung aber nicht in Abschnitt 5.2.1
52. <i>The separation of remaining ferrous and non-ferrous metals from bottom ash (see 4.6.4) as far as practicably and economically viable, for their recovery</i>	Die Abtrennung von Fe-Metallen und NE-Metallen ist verpflichtend. Begründet wird dies mit dem Ziel der Verringerung abzulagernder Mengen.
53. <i>BAT ¹⁾ is the treatment of bottom ash (either on or off-site) by a suitable combination of:</i> <i>a) dry bottom ash treatment with or without ageing, as described in 4.6.6. and 4.6.7, or</i> <i>b) wet bottom ash treatment with or without ageing, as described in 4.6.6. and 4.6.8, or</i> <i>c) thermal treatment, as described in 4.6.9 (for separate treatment) and 4.6.10 (for in-process thermal treatment) or</i> <i>d) screening and crushing (see 4.6.5)</i> <i>to the extent that is required to meet the specifications set for its use or at the receiving treatment or disposal site e.g. to achieve a leaching level for metals and salts that is in compliance with the local environmental conditions at the place of use ²⁾</i>	Die Verbesserung der ökologischen und bautechnischen Eigenschaften durch trockene oder nasse Aufbereitung ist verpflichtend. Im Anschluss an die trockene oder nasse mechanische Aufbereitung ist eine natürliche oder technisch beschleunigte Alterung durchzuführen. Natürliche Alterung ist durch Bewässerung der Mieten zu unterstützen.
- - - (keine spezifischen Angaben zur Feinfraktion)	Feinfraktion: Keine der Routen der Entsorgung und/oder Verwertung werden bevorzugt. Die Bewertung der Umweltverträglichkeit der kombinierten Verwertung von Grob- und Feinfraktion ist eine Einzelfall-Entscheidung

¹⁾ BAT....Best Available Technique

²⁾ „to the extent....“: Dieser Beisatz führt zu einem hohen Maß an Flexibilität, schmälert jedoch die Rechtssicherheit

³⁾ In Abschnitt 4.6.2 des IPPC-Referenzdokumentes (EIPPC, 2006) wird eine Studie von VRANCKEN (2001) zitiert. VRANCKEN schätzt den durch Aufbereitung abgetrennten Anteil an Fe-Metallen in Belgien auf 55 -60%, und den entsprechenden Anteil der NE-Metalle auf 50%.

Die Unterschiede zum IPPC-Referenzdokument bestehen weiters darin, dass die belgische Studie nicht die Entsorgung von Filterstaub und Abgasreinigungsprodukten thematisiert und auch darin, dass bei NIELSEN et al (2008) spezifische Anforderungen zur Reduktion von Emissionen bei der Aufbereitung enthalten sind. Die folgende, wenig gekürzte Übersetzung der Kapitel 5.2.2, 5.2.3 und 5.2.4 aus NIELSEN et al. (2008) (kursiver Text) stellt diese zusätzlichen Anforderungen an die Aufbereitung von MV-Rostasche dar:

„5.2.2 Wasserverbrauch: Um den Wasserverbrauch zu minimieren, sind Mieten nur bei trockenem Wetter zu bewässern.

5.2.3 Vermeidung von Emissionen beim An- und Abtransport:

- *Befestigte Fahrbahnen*
- *Befeuchtung nicht befestigter Fahrbahnen bei trockener Witterung*
- *Vermeidung der Verschmutzung von Fahrzeugen. Wenn nötig, muss eine Radwaschstraße verwendet werden*
- *Schiffstransport, sofern möglich*

Der Betreiber kann Emissionen beim anlageninternen Transport und Umgang mit den Abfällen vermindern. Dazu ist eine Auswahl aus den folgenden Maßnahmen zu treffen:

- *Berücksichtigung der Hauptwindrichtung bei der Errichtung der Lager und der Ortswahl für die Aggregate der Aufbereitung*
- *Wartung der Transporteinrichtungen*
- *Angemessene Geschwindigkeit der Transporteinrichtungen, Vermeidung von Überfüllung der Bänder*
- *Ausrichtung der Mieten längs der Hauptwindrichtung (diese Anforderung ist jedoch vom Standort abhängig)*
- *Entsprechende Position der Schaufel beim Umschlag der Abfälle mittels Radlader*
- *Kein Abfalltransport bei hoher Windgeschwindigkeit*
- *Abdeckung der Ladung beim Transport*
- *Einkapselung der Transportbänder*
- *Einkapselung der Übergabestellen bei den Transportbändern*
- *Verwendung von Sprühnebel / Sprinkleranlagen*

Beste verfügbare Technik um die Emissionen aus Verbrennungskraftmaschinen zu verringern:

- *Sorgfältige Planung des anlageninternen Abfalltransportes*
- *Wartung der Einrichtungen*
- *Verwendung von schwefelarmen, bleifreien Kraftstoffen und Einsatz energieeffizienter Verbrennungskraftmaschinen*

Wenn lokal Einwirkungen auftreten sollten, dann können eine oder mehrere der folgenden Maßnahmen zum Ziel führen:

- *Der Bau von Dämmen, Mauern oder Zäunen*
- *Einhausung der Anlage in einer Industriehalle. Dies ist eine teure Maßnahme, die jedoch viele Probleme gleichzeitig löst.*

5.2.4 Grundwasser- und Bodenschutz

Abdichtung der Bereiche, in denen durch Abfall kontaminiertes Wasser auftritt, sowie Ableitung desselben.“

1.4 USA

In den USA bestehen 87 Verbrennungsanlagen für kommunale Abfälle (Stand: 2007), welche ca. 29 Mio t Abfall behandeln (IWSA, 2010). Das Reststoff-Aufkommen aus diesen Anlagen wird mit ca. 8 Mio metrischen Tonnen angegeben. Dem entsprechen ca. 9 Mio t.

Der Anteil an MV-Rostasche der verwertet wird ist nur gering. Der verwertete Anteil beträgt im Jahr 1997 ca.7% (FHWA & USEPA, 2008) und hat sich seither nicht wesentlich erhöht. Bei der Verwertung überwiegt der Bau von Deponiestraßen und Deponieabdeckungen. Weiters sind die meisten Verbrennungsanlagen bereits seit den 90-er Jahren mit Aggregaten zur Abtrennung von Fe-Metallen bestückt, die nicht in den oben angegebenen Anteil von 7% einfließen.

Es gab auch eine Reihe von Pilotprojekten zur Verwertung im Straßenbau, insbesondere für die Verwendung von MV-Rostasche als Ersatz für Gesteinskörnungen bei der Herstellung von Asphalt (siehe Tabelle 10). Bei diesen Pilotprojekten wurde eine Fe-Metallabtrennung und häufig auch eine NE-Metallabtrennung durchgeführt (WILES & SHEPARD, 1999). Zur NE-Metallabtrennung wurde meistens die Wirbelstromtechnik verwendet.

Tabelle 10: Pilotprojekte in den USA (FHWA & USEPA, 2008)

Project (Date)	Ash Type	Ash Fraction (%)	Asphalt Cement (%)	Lime (%)	Pavement Course
Houston, TX (1974)	Combined Ash	100	9.0	2.0	Base
Philadelphia, PA (1975)	Combined Ash	50	7.4	2.5	Surface
Delaware Co., PA (1975)	Combined Ash	50	7.0	2.5	Surface
Harrisburg, PA (1975)	Combined Ash	50	7.0	2.5	Surface
Harrisburg, PA (1976)	Combined Ash (vitrified)	100	6.7	0.0	Surface
Washington, DC (1977)	Combined Ash	70	9.0	2.0	Base
Lynn, MA (1979)	Combined Ash	50	6.5	2.0	Binder & Surface
Tampa, FL (1987)	Combined Ash (pelletized)	5 - 15	-	-	Base & Surface
Rochester, MA (1992)	Bottom Ash (dry RDF process)	30	-	-	Base & Surface
Laconia, NH (1993)	Grate Ash	15	5.1	-	Surface
Elizabeth, NJ (1996)	Bottom Ash	15	5.1	-	Surface

Der aktuelle Stand der Regulierung bzw. Richtlinien für die Umweltverträglichkeit der Ersatzbaustoffe in den USA ist nicht flächendeckend bekannt. Der Stand von 1997 wurde bei WILES & SHEPHERD (1999) beschrieben. Die Regulierung bzw. der Erlass von Verordnungen betreffend Ablagerung und/oder Verwertung nicht gefährlicher Abfälle obliegt den Bundesstaaten. Die Situation ist demnach sehr unübersichtlich. Einige der bundesstaatlichen Regelungen thematisieren primär die Verwertung von Kohle-Aschen, während in anderen Staaten Paragraphen/Absätze in Gesetzen für Abfall-Verbrennungsanlagen oder anderen Umweltgesetzen bestehen, in denen MV-Rostasche direkt angesprochen wird. In einigen Bundesstaaten bildet die Abfall-Gesetzgebung die legislative Basis, während in anderen Bundesstaaten (z.B. Pennsylvania) verwertete Verbrennungsrückstände als Produkte gelten und nicht mehr unter den Abfallbegriff fallen.

Ein amerikanisches Spezifikum ist die Anwendung des TCLP-Test bei der Untersuchung von Abfällen. Dieser Test kann durch die vorgesehene Zugabe von Essigsäure oder Na-acetat den pH-Wert gegenüber dem Wasser-Extrakt deutlich verschieben. Sofern also in amerikanischen Bundesstaaten Auslaug-Kriterien festgelegt werden oder wurden, sind die diesbezüglichen Werte nicht unmittelbar mit Kriterien in Europa vergleichbar.

Im Bundesstaat New York dagegen müssen die Konzentrationen von Schadstoffen im Fall der Verwertung von Aschen im Deponiebau sowohl im TCLP-Test als auch im Eluat nach SW-924 (Eluat mit deionisiertem Wasser) die Grenzwerte erfüllen. Die Grenzwerte – wie gesagt für den Deponiebau - wurden in einfacher Weise als das 100-fache der Grundwasserqualitätskriterien festgelegt (DEC-NY, 2010). Hier ist also ein Vergleich mit Europäischen Umweltstandards möglich. Dies betrifft im Bundesstaat New York die Parameter As, Ba, Cd, Cr, Pb, Hg, Se und Ag. Streng genommen gelten diese Spielregeln nur für den Deponiebau, wobei jedoch der Deponiebau in §360-3.5 Buchstabe h) der Verordnung breit ausgelegt wird („*not limited to landfill cover....*“). Wird dagegen ein „*beneficial use*“ außerhalb des Deponiebaus angestrebt, dann gilt im Bundesstaat New York statt Buchstabe h) der Buchstabe i) der Verordnung. In Buchstabe i) wird die Prüfung der Umweltverträglichkeit zur Einzelfall-Entscheidung, denn diese verlangt in Ziffer 2iiii) „*the permittee also must demonstrate that the intended use will not adversely affect the public health, safety, welfare or the environment*“ (DEC-NY, 2010). Die Einzelfall-Prüfung ist auch in vielen anderen Staaten der USA erforderlich, d.h. es existieren oft keine Richt- oder Grenzwerte zur Umweltverträglichkeit von Ersatzbaustoffen.

Bei der Verwendung von Verbrennungsrückständen für der Herstellung von Gasbeton gab es in den USA mindestens zwei Gasexplosionen (in einem Fall führte dies zu schwerer Körperverletzung), die mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die Reaktion von Al mit den alkalischen Zement-Komponenten beruhen. In Folge wurde die Anwendung von Aschen in diesem Einsatzbereich stark eingeschränkt (MANN, 2009).

1.5 **Canada**

Im Jahr 2006 waren in Canada sieben Müllverbrennungsanlagen in Betrieb, die eine Kapazität von mehr als 25 Tonnen pro Tag haben, davon vier mit Rostfeuerungs-technik. 2006 wurden in den vier größten Anlagen über 180.000 Tonnen MV-Rostasche und über 26.000 Tonnen Flugasche gemeldet. Die Entsorgung bzw. Verwertung der Reststoffe wird in Tabelle 11 dargestellt. Diese Daten stammen von Environment Canada, einem großen halbstaatlichen Institut für Umwelt und Meteorologie (Environment Canada, 2010).

Der größte Anteil der MV-Rostasche wird in Deponien abgelagert oder dort als Abdeckung verwendet. Nur ein geringer Anteil wird im Straßenbau oder als Zugschläge weiterverwendet.

Mengenmäßig von Bedeutung ist die Verwertung nur im Distrikt „Greater Vancouver“ (ca. 4.700 t/a, wiederum überwiegend im Deponiebau).

Tabelle 11: Reststoffe aus der Abfallverbrennung (Environment Canada, 2010)

Table 4-2 Facility Operations - Ash

Facility Name	Bottom Ash Produced (tonnes)		Bottom Ash Utilization/Disposal (%)	Fly Ash & APC Residue Produced (tonnes)		Fly Ash/APC Residue Management
	2005	2006		2005	2006	
Greater Vancouver Regional District Waste to Energy Facility	45,588	46,719	90 % - Landfill cover 10% - Road-base construction (normally on landfill itself and some GVRD properties)	9,910	9,860	Stabilization (Wheelabrator Wes-Phix process), thus permitting MSW landfill
Algonquin Power Peel Energy-From-Waste Facility	37,286	38,215	74 % - Landfill cover 24 % - Landfill 2 % - Aggregate use	4,249	5,647	Stabilization and disposed of at a secure landfill in Quebec
Incinérateur de la Ville de Québec	81,800	86,300	100 % - Disposed in landfill	9,600	10,290	Fly ash decontaminated on-site to extract heavy metals and disposed with bottom ash
PEI Energy Systems EFW Facility	12,098	12,289	100 % - Disposed in landfill	625	683	Hazardous Waste Disposal (alternatives being studied)
Incinérateur de la Ville de Lévis	Not available	Not available	100 % - Disposed in landfill	Not available	Not available	Fly ash decontaminated, Unknown disposal
MRC des Îles-de-la-Madeleine	429	440	Not available	153	160	Not available
Wainwright Energy from Waste Facility	Not available	Not available	100 % - Disposed in landfill	Not available	Not available	Not available
Total	180,201	183,963		24,537	26,640	

In der Region Peel gibt es etwa seit der Jahrtausendwende Bemühungen um die Verwertung der Asche der MV-Anlage Algonquin. Die Asche wird derzeit von Fe-Metallen befreit und auf < 1 Zoll (2,54 cm) abgeseibt. Der Siebdurchgang beträgt rund 74% und wird als „Deponieabdeckung“ verwendet, der von Fe-Metallen befreite Siebüberlauf deponiert. In einem Pilotversuch wurden bereits im Jahr 2001 ca. 35 t aufbereitete MV-Rostasche bei der Herstellung von Asphalttragschichten und -decken verwendet. Es folgten weitere Pilotversuche im Jahr 2004. (<http://www.peelregion.ca/pw/waste/reports/2004-strategy/sect5.htm>). Gegen das Verwertungsprojekt gibt es aber Widerstand (OCA, 2009),

der sich auch auf einschlägige Fachliteratur zur Auslaugbarkeit von MV-Rostasche beruft. Nach Angaben der Oakvillegreen Conservation Association (OCA, 2009) wurde die Umweltverträglichkeit der Verwertung von MV-Rostasche von den beiden großen halbstaatlichen Umweltorganisationen in Canada (Health Canada, Environment Canada) noch nicht thematisiert.

2 Chemische und mineralogische Zusammensetzung der Abfälle

Bedingt durch die Heterogenität des Brennstoff-Mixes (Restmüll, Sperrmüll etc.) weist MV-Rostasche große Schwankungen in der chemischen und mineralogischen Zusammensetzung auf. Zusätzlich können auch die Betriebsweise der Anlage und die technische Ausstattung des Schlackenaustragsystemes die Eigenschaften von MV-Rostasche verändern. Beispiele für den Einfluss der Betriebsweise und des Schlackenaustrages sind:

- Mehr TOC in der Rostasche bei schlechtem Ausbrand
- Geringerer Chloridtransfer in die Rostasche durch groß dimensionierte Quenche oder erhöhtem Wasseraustausch in der Quenche (Quenche = Schlackenbad)
- Keine Hydratisierungsreaktionen bei Trockenaustrag. Hydratisierung (Reaktion mit Wasser) ist ein wesentlicher Teil der Alterung und beeinflusst das Deponieverhalten maßgeblich

Trotz dieser Differenzen können für MV-Rostasche aus Anlagen, in denen vorwiegend Restmüll verbrannt wird und die eine Schackenquenche durchführen allgemein gültige Bereiche für die Zusammensetzung angegeben werden.

In Tabelle 12 wird die mineralogische Zusammensetzung der dominierenden und häufig identifizierten Mineralphasen dargestellt. Darüber hinaus wurden mindestens 100 Mineralphasen identifiziert (teilweise nach selektiver Anreicherung), die seltener oder in geringerer Konzentration in MV-Rostasche vorkommen. Eine Identifizierung der Mineralphasen mittels (Röntgendiffraktometrie) XRD ist nur bei kristallinen Phasen möglich. Dieser Anteil beträgt ca. 20 bis 40% (KNORR et al., 1999, CHANDLER et al., 1997). Ca. 60 bis 80% der Masse sind amorph oder metallisch (Glas, glasartige Neubildungen, unidentifizierte amorphe Phasen, Metalle).

Trockene MV-Rostasche unterscheidet sich mineralogisch von gequenchter MV-Rostasche durch die Anwesenheit von Halit (NaCl) und enthält mehr CaO. In trockener Feinfraktion (0-8 mm) haben KNORR et al. (1999) drei bis 10% CaO gemessen. Die Messungen waren jedoch durch Feuchtigkeitsaufnahme während der Abkühlphase und Probenaufbereitung beeinträchtigt. KNORR et al. (1999) schätzen dass in trockener MV-Rostasche bis zu einem Drittel mehr CaO (also bis ca. 13% CaO) in der Feinfraktion vorliegt.

Tabelle 12: Mineralogische Zusammensetzung von gequenchter MV-Rostasche

Fraktion	0 - 8 mm	8 - 32 mm	Gesamte MV-Rostasche
Datenquellen	KNORR et al., 1999 Konzentrationsangaben beziehen sich auf den kristallinen Anteil (%)		SPIEGEL & HUBER, 1996, PFRANG- STOTZ & REICHELT, 1999, REICHELT & PFRANG-STOTZ, 2000, SABBAS et al., 2001
Silikate			
Quarz	26 – 57	17 – 59	dominant
Melilith-Gruppe	2 – 20	2 – 21	dominant, z.B. Akermanit und Gehlenit
Pyroxen-Gruppe	5 – 21	3 – 31	sehr häufig z.B. Diopsid
Feldspäte	bis 18	4 – 13	häufig, z.B. Plagioklas
Karbonate			
Kalzit	6 – 25	bis 24	dominant
Dolomit	selten	bis 27	mehrmals identifiziert, jedoch eher wenig
Oxide			
Spinelle	5 – 15	1 – 26	häufig
Hämatit	bis 6	n.n.	häufig
Maghemit			häufig
Magnetit			sehr häufig
Rutil	bis 7	bis 3	häufig identifiziert, jedoch eher wenig
Sulfate			
Anhydrit	3 – 15	bis 7	häufig
Bassanit			häufig
Gips			häufig
Hydroxide			
Portlandit	bis 10	vereinzelt	häufig in frischer MV-Rostasche
Metalle, besonders Fe, Al			sehr häufig

In der folgenden Tabelle wird die chemische Zusammensetzung von MV-Rostasche aus Österreich und der Schweiz verglichen. Daten aus der Schweiz wurden gewählt, weil ähnliche Siedlungs-, Fremdenverkehrs- und Entsorgungsstrukturen vorliegen wie in Österreich. Die Daten aus der Schweiz wurden ferner bei MORF & KUHN (2009) statistisch so aufbereitet, dass die obere Grenze des 95% Konfidenzintervalles des Mittelwertes angegeben werden konnte. In Literaturquellen zur Zusammensetzung von MV-Rostasche aus Österreich (WINTER et al., 2005, BÖHMER et al., 2007, LINSMEYER et al., 2009) werden Minimalwerte, Mittelwerte und Maxima tabelliert. Minima und Maxima können jedoch auf untypischen Einzelproben beruhen. Diese werden daher hier nicht dargestellt.

Die unterschiedlichen Vorgangsweise bei der Aufbereitung der Proben und unterschiedliche Analysemethoden können abweichende Gesamtgehalte vortäuschen. Das Aussortieren von Metallteilen zur Schonung von Aggregaten zur Aufbereitung (Labor-Backenbrecher, Mühlen im Labor) hat hierbei einen großen Einfluss.

Tabelle 13: Zusammensetzung von MVA-Rostasche (WINTER et al., 2005, BÖHMER et al., 2007, LINSMEYER et al., 2009, MORF & KUHN, 2009)

Parameter (mg/kgTM)	MVA-Anlagen aus Österreich					MVA-Anlagen in der Schweiz					
	SPI	FLÖ	DÜR	W 2005	W 2007	HAG	HAG	JOS	JOS	THUR	THUR
a)	MW	MW	MW	MW	MW	MW	oG 95	MW	oG 95	MW	oG 95
Ca						136000	160000	151000	162000	140000	153000
Si						199000	222000	204000	224000	189000	230000
Ag	29	40	3								
As	13	10	2,5	6	12	17	27	15	21	27	33
Ba	1366	2038	117	271	123	3483	3790	2731	3098		
Cd	10	8	12	5	19	6,3	8,2	6,3	10,5	5,5	7,7
Co	38	51	16	18	31	57	79	48	63		
Cr	314	350	218		266	684	898	618	765	960	1077
Cu	1982	1842	665	2520	2230	11029	14242	8931	10228	6382	7333
Fe	56500	30000		30900	38200	58519	74945	58875	75227	60518	67204
Hg	1,2	2,3	0,39	0,36	< 0,2	0,14	0,40	0,13	0,25	0,03	0,09
Mn	642	700		854	969	1025	1225	911	1050		
Mo						40	48	56	108		
Ni	257	329	125	99	145	405	553	334	420	324	374
Pb	1336	1954	1013	877	1210	2943	3697	2475	2977	1515	1953
Sb	39			45	74	199	236	175	225	189	247
Sn	128			215	136	446	614	333	527	245	274
V	30			27	32						
Zn	2385	3843	3273	2770	4640	6097	6796	5128	5980	4010	4523
F	680	892				676	759	627	680	1321	2488
Cl	3000	5340		3100	5600	4556	5591	4081	5639	4474	6668
Br						11	24	7	16	30	37
S	4642	7206		6300	9200	7113	8878	8726	12791	5878	7722
TOC	13900	21600	28000			7788	9531	12350	15400	10160	11300
PAK	0,03	0,011	0,46								
PCCD/F	0,001 bis 0,056 µg TEQ/kgTM										
a) MW = Mittelwert oG 95 = obere Grenze des 95% Konfidenzintervalls des Mittelwertes											

3 Aktivitäten des Arbeitskreises „Behandlungsgrundsatz“ in Österreich vom Oktober 2009 bis Mai 2010

Ziel des Arbeitskreises „Behandlungsgrundsatz“ ist die Diskussion von Strategien zur Verwertung bestimmter MV-Reststoffe in Österreich – mit Ausnahme der Verwertung von Holzasche zu Dünge Zwecken – und die Entwicklung entsprechender Anforderungen an die zu verwertenden Stoffe/Abfälle. Schutzziele sind primär der Gewässerschutz, aber auch der Bodenschutz.

Vorbereitungsarbeiten für die Gründung des Arbeitskreises „Behandlungsgrundsatz“ begannen im Herbst 2009. Die Akteure im Bereich der thermischen Abfallbehandlung und der Aufbereitung von Reststoffen wurden eingeladen, an einem ersten Arbeitskreis im Dezember 2009 teilzunehmen. Ohne ein vollständiges Protokoll hier darzustellen, sollen die wichtigsten Ergebnisse der ersten beiden Arbeitskreise hier präsentiert werden.

Im ersten Arbeitskreis wurden im Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion Stoffstromwirtschaft, Umwelttechnik und Abfallmanagement (BMLFUW) am 17.12.2009 folgende Themen zur Diskussion gestellt:

- Geltungsbereich
- Zulässige Verwendung der Ersatzbaustoffe / Aschen / MV-Rostaschen
- Qualitätssicherung

Vor dem Hintergrund der im Jahr 2009 (nach der Krise von 2008) erneut ansteigenden Metall-Rohstoffpreise ist die Abtrennung von Metallen aus MV-Rostasche im Herbst 2009 allmählich wieder wirtschaftlich attraktiv. An mehreren Standorten in Österreich wurden in den Jahren 2008 und 2009 Aufbereitungsversuche in großtechnischem Maßstab durchgeführt. Dabei wurde sowohl die konventionelle Technik der Aufbereitung gequenchter MV-Rostasche als auch die Trockenaufbereitung eingesetzt. Klare Rahmenbedingungen für die Verwertung des Mineralischen Anteils könnten zur Entlastung von Deponien führen und die Attraktivität der Aufbereitung erhöhen.

Die Frage nach einer möglichen Verwertung als Zement-Rohstoff wird ebenfalls am 17.12.2009 aufgeworfen, bleibt aber noch offen.

Für den Geltungsbereich wurde in der ersten Arbeitskreissitzung folgender Vorschlag des BMLFUW vorgestellt:

- Rostasche aus MVAs (ehemalige Bezeichnung: „MVA-Schlacke“)
- Bettaschen aus Wirbelschichtanlagen
- Aschen aus der abgasseitigen Vorabscheidung bei Wirbelschichtanlagen, z.B. Zyklonaschen
- Kesselasche aus Rost- und Wirbelschichtfeuerung

Da eine Richtlinie für die Holzasche-Verwertung bereits im Entwurf existiert, ist die Holzasche-Verwertung kein Thema des Behandlungsgrundsatzes.

Die Teilnehmer des Arbeitskreises wurden aufgefordert, bis zur nächsten Sitzung folgendes einzubringen:

- Vorschläge für kritische und unkritische Parameter
- Leitparameter mit denen der Behandlungserfolg (der Aufbereitung) gut kontrolliert werden kann

Im Februar 2010 wurden vom BMLFUW folgende Unterlagen an die Teilnehmer des Arbeitskreises ausgesandt:

Grundlagen für die Verwertung von MV-Rostasche – Teil A

- Tagesordnung für die nächste Arbeitskreissitzung
- Eine vorläufige Liste der Parameter, für die Richtwerte bei Verwendung als Ersatzbaustoff in Tragschichten erarbeitet werden sollen („kritische Parameter“)
- Eine Tabelle zur Begründung der Auswahl der kritischen Parameter (Abschnitt 3.1)
- Eine Tabelle der in nationalen Gesetzen und Regelwerken in Europa fixierten bzw. vorgeschlagenen Parameter, Bearbeitungsstand 11.2.2010
- Vergleichswerte zu Gesamtgehalt und Auslaugbarkeit, z.B. DVO-Tabellenwerte, Recyclingbaustoff-Vorschlag aus dem BAWP 2006.

3.1 Selektion der kritischen Parameter

Tabelle 14: Kritische Parameter – MV-Rostasche im Straßenbau

Metalle im Eluat	Sonstige Parameter im Eluat	Bezugswerte, Begründung, Referenz, Anmerkung
Cu, Pb, As, Ni, Cd, Cr,	Na, Cl, SO ₄	Dänische Grenzwerte (ASTRUP & CHRISTENSEN, 2005, ASTRUP, 2007). „most critical“: Cu, Cr, SO ₄ . Nach acht Monaten Lagerung sind Cu, Cr, Pb und Zn nicht mehr kritisch.
Cu, Pb, Zn, Ba, Mo, Sb		Flämische Grenzwerte (ARICKX et al., 2006, ARICKX et al., 2007). „most critical“: Cu
Cu, Mo, Sb	SO ₄	Deutsche LAGA Z2-Werte und NL-Grenzwerte „NL Baustoffverordnung“ (MARZI et al., 2004)
Cu, Cr	Cl	Cu, Cr und Cl weisen in einem Test-Straßenabschnitt die vergleichsweise höchste Mobilität auf (ABERG et al., 2006).
Cu, Cr, Mo, Sb	Cl, el.LF	Frische Rostasche aus Wien, gesiebt < 20mm im Vergleich zum 1. Entwurf der Ersatzbaustoff-VO, Klasse „HMVA-1“ (unveröffentlicht). Sb hält auch den höheren Wert „HMVA-2“ meistens nicht ein.
Cu, Mo, Sb	Cl, SO ₄ , el.LF	CO ₂ -behandelte Rostasche aus Wien, gesiebt < 20mm, mit synthetischem Deponie- bzw. Biogas behandelt im Vergleich zum 1. Entwurf der Ersatzbaustoff-VO, Klasse „HMVA-1“ (unveröffentlicht). SO ₄ hält auch den höheren Wert „HMVA-2“ meistens nicht ein.
Pb, Al, Sb	pH	Nicht im ersten Entwurf der Ersatzbaustoff-VO, aber kritische Werte sind im Eluat frischer Rostasche zu erwarten, wenn die Dauer der Alterung nicht ausreichend ist. Kritisch in frischer Rostasche ist auch die Wärmeentwicklung und Gasbildung(H ₂). pH, Pb und Al nach CO ₂ -Behandlung: unkritisch (BOKU Daten).
Pb, Cu	pH, SO ₄	3 Monate alte Rostasche weist anfänglich Cu- und Pb-Konz. im Sickerwasser eines Straßenabschnittes zwischen ca.1 mg/l und ca. 10 mg/l auf. pH teilweise > 12. (DABO et al., 2009)
Cu, Mo, Sb		NL Baustoffverordnung (WILLART, 2005)
Cu, Zn	pH	Straßenabschnitt und Lysimeter: Im Vergleich zum geologischen Umfeld sind Cu und Zn kritisch (LIND et al., 2008)

Anmerkung: Je kleiner das Größtkorn, desto geringer wird die Streuung bei der Qualitätskontrolle.

Für die Auswahl der „kritischen Parameter“ wurde an unserem Institut eine Literaturrecherche durchgeführt, um zu ermitteln, welche Parameter im Rahmen der Verwertung von MV-Rostasche als Baustoff von Experten als „kritisch“ eingestuft werden. Die Einstufung als kritischer Parameter erfolgt hierbei entweder mit Bezug auf bestehende nationale Regelungen, oder auch durch Vergleich mit dem geogenen Hintergrund.

Es wurde im Arbeitskreis anerkannt, dass zumindest Richtwerte für die Auslaugbarkeit der „kritischen Parameter“ Bestandteil des Behandlungsgrundsatzes sein sollen.

Zusätzlich wurden für die Begrenzung des Gesamtgehaltes im ersten Vorschlag folgende Parameter gewählt: Pb, Cd, Cr, Ni, TOC. Der Parameter TOC ist ein Schlüsselparameter zur Kontrolle des Ausbrandes. Schlechter Ausbrand muss vermieden werden, weil bei nachfolgender Verwertung organische Schadstoffe kritische Werte erreichen können und weil die Bildung von Geruchsfahnen bei der Aufbereitung und Verwertung nicht ausgeschlossen werden kann. Die Metalle Pb, Cd, Cr und Ni sind Indikatoren für den Eintrag von Fremdstoffen in den Brennstoff und Schlüsselparameter für den Bodenschutz. Der Behandlungsgrundsatz soll nicht für Reststoffe aus der Verbrennung gefährlicher Abfälle / untypischer Abfallstoffe gelten. Auch die Vermischung von Filterstaub oder Abgasreinigungsprodukten mit MV-Rostasche vor der Verwertung entspricht nicht dem Stand der Technik (EIPPC, 2006). Gesamtgehalte der Metalle Pb und Cd können als Kontrollparameter für eine derartige, unzulässige Vermischung verwendet werden.

Das mittelfristige Verhalten von MV-Rostasche ist auf Basis bestehender Langzeit-Straßenstudien bereits gut dokumentiert. Eine Übertragung dieser Erkenntnisse (z.B. deutlicher Rückgang der Pb-Auslaugbarkeit) auf untypische Abfälle bzw. Reststoffe aus der thermischen Behandlung gefährlicher Abfälle ist nicht zulässig.

3.2 *Aussendung des ersten Entwurfes*

Der erste Entwurf zum Österreichischen Behandlungsgrundsatz MV-Rostasche wurde vom BMLFUW am 25. Mai 2010 zur weiteren Diskussion ausgesandt. Die daran anschließende Diskussion (Arbeitskreissitzung vom 11. Juni 2010 etc.) fand nach Fertigstellung der vorliegenden Studie statt.

An dieser Stelle danken die Autoren der Studie den Teilnehmern des Arbeitskreises für die praxisnahen Informationen und Anregungen.

4 Aufbereitung von MV-Rostasche: Erreichbare Qualitäten

4.1 Literaturreview zur Auslaugbarkeit technisch gealterter und/oder aufbereiteter MV-Rostasche

Es wurde eine Recherche auf den Internetseiten der Betreiber von Aufbereitungsanlagen und in der Fachliteratur (inklusive verfügbarer Auftragsstudien) durchgeführt mit dem Ziel möglichst viele Daten zur Auslaugbarkeit und zur Zusammensetzung von Ersatzbaustoffen, die aus MV-Rostaschen hergestellt werden zu gewinnen. Diese Recherche beschränkt sich auf großtechnische Anlagen mit Dauerbetrieb und Pilotversuche in großtechnischem Maßstab. In den folgenden Tabellen werden zunächst die Anlagen kurz beschrieben und dann die Eluat-Daten in komprimierter Form dargestellt. Weitere Details zu den Anlagen befinden sich im Teil B der vorliegenden Studie.

Da Daten aus großtechnischen Anlagen rar sind und um den Effekt einer passiven und aktiven Alterung plakativ darzustellen, wurden auch Anlagen, die eine Alterung betreiben (MARB et al., 2002, RUTTEN et al., 2006) ausgewertet. Für die Aufbereitungsanlage der SVB in Freiburg im Breisgau stehen auch sehr aktuelle Daten zur Verfügung (siehe Tabelle 17).

Tabelle 15: Beschreibung der Aufbereitung für die ausgewerteten Anlagen (Eluatdaten folgen in Tabelle 16)

Beschreibung der Aufbereitung	Datenquellen, Anmerkungen
<ul style="list-style-type: none"> • Alterung der im Naßentschlacker der MV abgekühlten Rohschlacke in der Vorlagerung über ca. vier Wochen • Klassierung des Stoffgemisches in zwei Kornspektren (0 -11 mm) und (11 - 56 mm) • Abscheidung des Überkorns (> 400 mm) zum Anlagenschutz, vor allem Schrott und große, unverbrannte Anteile. Hierbei wird ein Magnetbagger eingesetzt. • Separierung von Fe-Metallen über mobile und fest installierte Magnetabscheider • Separierung von NE-Metallen über einen fest installierten Wirbelstromabscheider • Aufbereitung des Überkorns (> 56 mm) über Handsortierstrecke (NE-Metalle) • Aussonderung unverbrannter Bestandteile • Nachlagerung über ca. 2 Monate, so dass Gesamtlagerzeit > 90 Tage beträgt <p>Ein Brecher bzw. Zerkleinerungsaggregat wird nicht eingesetzt.</p>	<p>Eluatdaten: FREMGEN, 2007.</p> <p>Anlagenbeschreibung: FREMGEN, 2006; FREMGEN & MEINKEN, 2004</p>

Fortsetzung Tabelle 15

Beschreibung der Aufbereitung	Datenquellen, Anmerkungen
<ul style="list-style-type: none"> • Erhöhte Wasserzugabe im Naßentschlacker • 2-tägige Zwischenlagerung • Siebung 0 – 32 mm • Zerkleinerung von > 32 in Prallmühle • Fe- und NE-Abscheider für 0 – 32 und > 32 mm • Alterung über 3 Monate 	<p>ZWAHR, 2005</p> <p>In dieser Publikation wurden Mittelwerte aus den Jahren 2002, 2003 und 2004 präsentiert. Die gegenüber 2002 und 2003 geringfügig höheren Werte für die Auslaugbarkeit aus dem Jahr 2004 werden hier verwendet.</p>
<ul style="list-style-type: none"> • Siebung bei 30 mm • Alterung über 3 Monate 	<p>DABO et al., 2009</p> <p>Es wurde der französische Auslaugtest NF-X31-210 angewendet. Es liegen damit sehr ähnliche Testbedingungen wie bei EN 12457-2 vor: L/S=10, Kontaktdauer 16h, Korngröße <4mm, Filtration bei 0,45µ.</p> <p>Da möglicherweise ein Schreibfehler vorliegt, wurde der Wert für el.LF aus der Datenquelle nicht übernommen.</p>
<ul style="list-style-type: none"> • Alterung über 1 Jahr 	<p>MARB et al., 2002</p> <p>Die Probe stammt aus der MVA Burgkirchen. Es werden hier nur die aus „Bauvorhaben E“ entnommenen, ein Jahr alten Proben ausgewertet.</p>
<ul style="list-style-type: none"> • Siebung auf < 150mm, Aktive Alterung unter Verwendung von Abluft (4% CO₂) im Pilotmaßstab 	<p>RUTTEN et al., 2006</p> <p>Die Autoren führen auch Pilot-Versuche zur ein- und zweistufigen Wäsche durch. Da nicht klar ist, auf welche Fraktion (Korngröße) sich die Publikation bezieht, waren jedoch nur die Daten zur aktiven Alterung auswertbar.</p>
<ul style="list-style-type: none"> • Alterung über 3 Monate • Trockenaufbereitung, bestehend aus Fe-Abscheidung, Handsortierung und NE-Abscheidung, Sieb 22 mm • Nass-Aufbereitung für Material <22 mm inklusive Attrition im Hydrobandscheider, NE-Metallabscheider, Klassierung in Produkte 2-5 mm, 5-8 mm und 8-16 mm 	<p>LÜCK, 2004</p>

Tabelle 16: Auslaugbarkeit aufbereiteter MV-Rostasche

DATENQUELLE	FREMGEN, 2007	FREMGEN, 2007	ZWAHR, 2005	DABO et al., 2009	RUTTEN et al., 2006	MARB et al., 2002	MARB et al., 2002	MEINFELDER & RICHERS, 2008	LÜCK, 2004
Anzahl Werte			11	1 - 3	n.b.	1	1	5 - 7	1
Korngröße (mm)	0 - 56	0 - 11	0 - 32	0 - 30	0 - 150			diverse	
L/S	10	10	10		10	10	10	10	10
pH	11,1	11,1	11,1	11,3	8,1	11,1	11,7	10,2	
LF (mS/m)	251	312	110			71	130	210	
Al (mg/kg TM)				215					
As (mg/kgTM)	n.n.	n.n.	0,043	< 0,3	0,01			0,12	0,013
Sb (mg/kgTM)	0,2	0,2	0,37		0,32				
Pb (mg/kgTM)	0,05	0,02	0,067	8,3	0,01	0,012	0,059	0,6	< 0,1
Cr (mg/kgTM)	0,3	0,5	0,63	0,4	0,02			0,7	< 0,1
Cr-VI (mg/kgTM)	0,3	0,5							
Cu (mg/kgTM)	0,8	0,6	0,77	23,1	0,99	0,091	0,075	2,2	< 0,1
Ni (mg/kgTM)	0,3	0,1	0,02		0,06	< 0,02	0,02	1	
Mo (mg/kgTM)	0,5	0,7	0,44		0,41				
Hg (mg/kgTM)	n.n.	n.n.	0,0006	< 0,1				0,0037	n.n.
Zn (mg/kgTM)	0,4	0,1	0,29	2,3	0,11	0,1	0,34	0,9	< 0,1
Cl (mg/kgTM)	5200	6850	908		2320	465	717		29
SO ₄ (mg/kgTM)	1200	2150	2130		7890	518	123		43

Beschreibung der zugehörigen Verfahrenstechnik in Tabelle 15.

Tabelle 17: Jüngste verfügbare Analysenwerte für trocken aufbereitete MV-Rostasche (Homepage der SVB, Eschbach im Breisgau, Mai 2010)

Parameter	Einheit	Fertigschlacke 0-11 mm 19.05.09 FÜ	Fertigschlacke 0-11 mm 12.08.09 FÜ	Fertigschlacke 0-11 mm 18.11.09 FÜ	Fertigschlacke 0-11 mm 24.02.10 FÜ	Fertigschlacke, Median 4 letzte Messungen
Proben-Nr. Feststoffanalyse:		167/09	437/09	697/09	046/10	
Aussehen	-	sandig, steinig	steinig, sandig	sandig,steini g	sandig, steinig	
Farbe	-	grau	grau	braun	braun	
Geruch	-	zementartig	zementartig	leicht erdig	zementartig	
Trockenrückstand	Masse-%	85,2	85,8	86,5	84,3	85,5
Glühverlust ¹⁾	Masse-%	4,3	6,0	5,5		5,5
TOC	Masse-%	1,6	0,8	0,8	0,52	0,8
EOX	mg/kg	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
extrahierbare lipophile Stoffe der Originalsubstanz	Masse-%	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
Eluatkriterien						
pH-Wert	-	11,2	11,6	10,8	10,9	11,1
Leitfähigkeit	µS/cm	2510	2660	2510	2050	2510
DOC	mg/l	30	30	2,6	21	25,5
Phenole	mg/l	0,04	0,04	0,04	0,012	0,04
Arsen	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Blei	mg/l	0,002	0,009	<0,002	0,01	0,01
Cadmium	mg/l	<0,002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002
Chrom gesamt	mg/l	0,072	0,073	0,027	0,07	0,071
Kupfer	mg/l	0,18	0,12	0,067	0,1	0,11
Nickel	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Quecksilber	mg/l	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002
Zink	mg/l	0,015	<0,005	<0,005	<0,005	0,015
Barium	mg/l	0,12	0,24	0,2	0,29	0,22
Molybdän	mg/l	0,11	0,13	0,17	0,1	0,12
Selen	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Antimon ¹⁵⁾	mg/l	0,018	0,013	0,009	0,007	0,011
Antimon C _o -Wert ¹⁵⁾	mg/l		<0,01		<0,005	<0,01
Fluorid	mg/l	2,5	0,012	<0,2	<0,2	1,3
Chlorid	mg/l	501	386	720	408	455
Sulfat	mg/l	119	63	170	71	95
Sulfat C _o Wert	mg/l				88	88
Cyanide, leicht freisetzbar	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
wasserlöslicher Anteil (Abdampfr	Masse-%	1,56	1,45	1,24	0,14	1,35

Datenquelle: Homepage der SVB, Freiburg im Breisgau. Download: Mai 2010.

Fortsetzung Tabelle 17

Parameter	Einheit	Fertig- schlacke 0 - 56 mm 19.05.09 FÜ	Fertig- schlacke 0 - 56 mm 12.08.09 FÜ	Fertig- schlacke 0 - 40 mm 18.11.09 FÜ	Fertig- schlacke 0 - 40 mm 24.02.10 FÜ	Fertig- schlacke, Median 4 letzte Messungen
Proben-Nr.		164/09	438/09	698/09	046/10	
Feststoffanalyse:						
Aussehen	-	erdig, steinig	steinig, sandig	sandig, steinig	sandig, steinig	
Farbe	-	grau	grau	braun	braun	
Geruch	-	zementartig	zementartig	leicht erdig	zementartig	
Trockenrückstand	Masse-%	89,2	89,8	96,5	93,9	91,85
Glühverlust ¹⁾	Masse-%	2,7	7,1	2,5	1,6	2,6
TOC	Masse-%	0,71	0,60	0,70	0,43	0,65
EOX	mg/kg	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
extrahierbare lipophile Stoffe der Originalsubstanz	Masse-%	<0,025	<0,0025	<0,025	< 0,025	<0,0025
Eluatkriterien						
pH-Wert	-	11,1	11,2	9,3	10,8	11,0
Leitfähigkeit	µS/cm	1949	1963	1670	1888	1919
DOC	mg/l	24,0	12,0	13,0	15,0	14,0
Phenole	mg/l	0,04	0,02	0,01	<0,01	0,02
Arsen	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Blei	mg/l	<0,002	<0,002	<0,002	0,005	<0,002
Cadmium	mg/l	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,002
Chrom gesamt	mg/l	0,068	0,038	0,067	0,058	0,063
Kupfer	mg/l	0,15	0,088	0,13	0,052	0,109
Nickel	mg/l	<0,005	<0,005	0,005	<0,005	<0,005
Quecksilber	mg/l	<0,0002	<0,0002	< 0,0002	<0,0002	<0,0002
Zink	mg/l	0,025	<0,005	<0,005	0,005	0,02
Barium	mg/l	0,11	0,12	0,094	0,22	0,115
Molybdän	mg/l	0,1	0,027	0,08	0,19	0,09
Selen	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Antimon ¹⁵⁾	mg/l	0,017	0,019	0,012	0,011	0,015
Antimon C ₀ -Wert ¹⁵⁾	mg/l		0,03		<0,005	0,03
Fluorid	mg/l	1,3	1	<0,2	<0,2	1,15
Chlorid	mg/l	371	379	320	324	348
Sulfat	mg/l	134	157	330	77	146
Sulfat C ₀ Wert	mg/l				160	160
Cyanide, leicht freisetzbar	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
wasserlöslicher Anteil (Abdampftr)	Masse-%	1,28	1,20	1,06	1,22	1,21

Datenquelle: Homepage der SVB, Eschbach im Breisgau. Download: Mai 2010.

Die aktive Behandlung von MV-Rostasche mit CO₂-hältigen Gasen ist eine Alternative zur konventionellen Aufbereitung, die zwar bisher großtechnisch im Dauerbetrieb nicht umgesetzt wurde, für die jedoch Daten zur Auslaugbarkeit aus großtechnischen Versuchen (MARZI et al., 2004) oder unter praxisnahen Bedingungen im Labor vorliegen.

An unserem Institut liegen Erfahrungen mit der aktiven Behandlung von MV-Rostasche im Technikumsmaßstab vor (BABIU-Verfahren, MOSTBAUER et al., 2008). Jeweils ca. 75 kg MV-Rostasche aus Wiener MVAs wurden mit synthetischem Deponie- bzw. Biogas behandelt. Im Reingas wird nutzbares CH₄ angereichert. Die Durchführung dieser Versuche im Technikum entspricht annähernd den großtechnischen Randbedingungen. Das BABIU-Verfahren wird spätestens bis Juni 2011 in der Nähe von Florenz im Pilotmaßstab umgesetzt.

Tabelle 18: Auslaugbarkeit von MV-Rostasche nach aktiver Behandlung mit CO₂-hältigem Gas in großtechnischen Pilotversuchen bzw. praxisnah im Technikum

Eingesetztes Gasgemisch	Abgas einer MVA		Rotteabluft		Synthetisches Biogas	
	Fe- und NE-Metalle		Fe-Metalle		Nur Siebung, 20 mm	
Vor / nach aktiver Behandlung	vorher	nachher	vorher	nachher	vorher	nachher
Korngröße (mm)	0,1 - 2	0,1 – 2	0 - 40	0 – 40	0 – 20	0 – 20
Eluattest L/S	10	10	10	10	2	2
pH	11,9	8,6 – 10,5	11,5	8 - 9	12,5	8 – 11,4
LF (mS/m)					1360	860
Al (mg/kgTM)					349	11
As (mg/kgTM)					0,004	n.n.
Sb (mg/kgTM)	0,7	1,2 – 1,9	ca. 0,3	0,7 - 1	0,016	0,083
Pb (mg/kgTM)	5,3	0,1 – 1,0	0,6	0,35	0,73	0,0046
Cr (mg/kgTM)	0,2	0,1 – 0,2			0,019	0,013
Cu (mg/kgTM)	36	3,8 – 16	ca. 7	2 – 5	4,8	2,9
Ni (mg/kgTM)	0,1	0,1 – 0,2			0,027	0,016
Mo (mg/kgTM)	1,9	0,1 – 1,2	0,5 – 0,55	0,3 – 0,6	0,21	0,43
Zn (mg/kgTM)	2,7	0,1 – 1,6			0,65	0,089
V (mg/kgTM)	0,2	0,1 – 0,3			0,02	0,02
Sulfat (mg/kgTM)			< 1000	ca. 6500	444	5070
Datenquelle	ARICKX et al., 2006		MARZI et al., 2004		MOSTBAUER et al., 2008	

Durch die Behandlung wird CO₂ fixiert und ein Karbonatpuffer aufgebaut, der die bautechnischen und ökologischen Eigenschaften verbessert. Weitere Details zur aktiven Behandlung von MV-Rostasche mit CO₂ oder Additiven befinden sich im Teil B der Studie.

5 Diskussion der Einsatzbereiche, Mengenschwellen und Anzahl der Qualitätsklassen

5.1 Anzahl der Qualitätsklassen und Mengenschwellen für die Anwendung

Die stark unterschiedlichen Infiltrationsraten von „Kernzonenbereich“ und Böschungs- bzw. Bankettbereich befestigter Verkehrsflächen legen bereits nahe, mindestens zwei Qualitätsklassen für Ersatzbaustoffe zu definieren. Weitere Überlegungen, die für die Festlegung von mindestens zwei Qualitätsklassen sprechen sind:

- Ersatzbaustoffe mit sehr guten bautechnischen (z.B. sehr geringer Metallgehalt) und sehr guten ökologischen Eigenschaften (z.B. sehr geringe Auslaugbarkeit, „Qualität 1“) könnten gegebenenfalls ohne Festlegung von unteren Mengenschwellen als Zuschlagsstoff für Beton – z.B. Betonsteine – und Asphalt verwendet werden, während bei Metallgehalt nach dem Stand der Technik der trockenen Aufbereitung und nicht vernachlässigbarer Auslaugbarkeit („Qualität 2 und höher“) eine Nutzung in technisch und ökologisch weniger sensiblen Anwendungen und eher in Bereichen mit geringer Infiltration anzustreben ist.
- In der Niederländischen Verordnung „Soil Quality Regulation“ aus dem Jahr 2007 wird eine Mengenschwelle für die Anwendung von Material der Kategorie 2 (die so genannten „IBC bowstoffen“) festgelegt. Gemäß Artikel 3.9.1 Ziffer 3 soll dieses Material nur in Baustellen mit kontinuierlicher Verwertung von mindestens 5.000 t eingesetzt werden. Im Gegensatz dazu wird für das Material der Kategorie 1 (so genanntes „niet-vormgegeven“ Material und weiters „vormgegeven“ Material), welches strengere Eluatgrenzwerte einhalten soll, kein Mengenschwelle festgelegt. Die zugrundeliegende Idee ist hier, dass Material der Kategorie 1 nach entsprechender Qualitätskontrolle ein handelbares, ubiquitär einsetzbares Produkt sein soll, während für Material der Kategorie nur beschränkte, auf Großbaustellen reduzierte Einsatzbereiche gewählt werden sollen. Es ist zu erwägen, dieses Prinzip auch in Österreich anzuwenden
- Da die Ausbreitungsmodelle für den Stofftransport in der gesättigten bzw. ungesättigten Zone vereinfachend von einem homogenen Untergrund ausgehen, versagen diese bei Felsgestein, Karst oder sonstigem klüftigem Untergrund. Es folgt, dass bei Vorliegen von klüftigem Untergrund der schutzgutorientierte Ansatz nur grobe Richtwerte für den zulässigen Stoffaustrag liefert.

Zu viele Qualitätsklassen wiederum könnten die Diskussion über die Richt- und Grenzwerte verlängern und die klare Abgrenzung bei der Aufbereitung, Zwischenlagerung und Anwendung erschweren.

Es wird empfohlen, in Österreich zwei Qualitätsklassen für Ersatzbaustoffe, die durch Aufbereitung von Reststoffen aus der Abfallverbrennung gewonnen werden zu definieren.

6 Methoden und Modelle zur Definition von Orientierungswerten für die Auslaugbarkeit

6.1 Einleitung

Die Festlegung von Orientierungs- oder Grenzwerten für die zulässige Auslaugbarkeit von Baustoffen ist in erster Linie am Grundwasserschutz auszurichten (schutzgutorientierter Ansatz). In zweiter Linie sind die bestehenden technischen Möglichkeiten und der Aufwand und Energieeinsatz zu betrachten, welche für das Erreichen bestimmter Qualitäten eingesetzt werden müssen.

Schutzgutorientierte Methoden zur Definition der maximal zulässigen Auslaugbarkeit sind wiederum im Wesentlichen die Folgenden:

1. Verwendung von Ausbreitungsmodellen zur „Rückwärts-Berechnung“ des maximalen Schadstoffeintrages: Vorbild kann hier die Vorgangsweise sein, die für die Festlegung von Grenzwerten für Inertstoffdeponien in der EU gewählt wurde (siehe Abschnitt 6.2) oder auch die Erarbeitung von Grenzwerten für den ersten und zweiten Entwurf der Ersatzbaustoff-Verordnung in Deutschland (siehe Abschnitt 6.3)
2. Keine Verwendung von Ausbreitungsmodellen, indirekte Berücksichtigung der Mobilität und des Schadstoffrückhaltes der einzelnen Schadstoffe
3. Andere methodische Ansätze, z.B. Berücksichtigung von Abflussgebiets-Frachten, Vergleich zu Bodensickerwasser-Frachten aus Streusalz-Anwendung, biologischer und intensiver Landwirtschaft und vieles mehr.

Bei allen drei methodischen Ansätzen können schutzgutorientierte Orientierungs- oder Grenzwerte, die im Ausland bereits bestehen zusätzlich in die Überlegungen einfließen. Auch Bodenschutzkriterien können allenfalls berücksichtigt werden, indem die Schadstoff-Gesamtgehalte entsprechend begrenzt werden.

Methode Nr.1 wurde bereits bei der Festlegung von Grenzwerten für die Deponieklasse für inerte Abfälle auf EU-Ebene verwendet. Diese wichtigsten Schritte dieser Methode sind (HJELMAR & HANSEN, 2009, WAHLSTRÖM et al., 2006, sowie HJELMAR et al., 2001):

- Auswahl von Grundwasserqualitätskriterien
- Auswahl von Parametern (Inhaltsstoffen), insbesondere kritische Parameter
- Definition der Ablagerungs- oder Verwertungsszenarien
- Definition der Umweltbedingungen (Niederschlag, Grundwasserströmung etc.) und Festlegung der Entfernung der Beurteilungspunkte („point of compliance“ = POC)
- Definition der Retention gelöster Stoffe im Boden / Untergrund und Auswahl des chemischen Modells für die Retention
- Auswahl eines hydraulischen Modells in der ungesättigten und gesättigten Zone
- Anwendung des kombinierten chemisch-hydraulischen Modells für ausgewählte Szenarien
- „Rückwärts-Kalkulation des zulässigen Stoffeintrages

- Ableitung der Eluatwerte aus dem zulässigen Stoffeintrag (Austragsmodell = source model, siehe Abbildung 1)

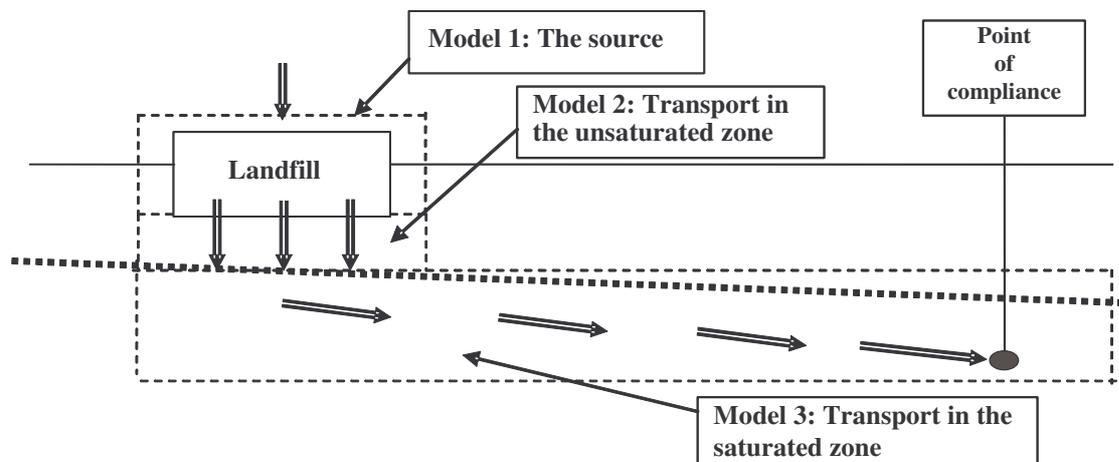


Abbildung 1: Festlegung von Richt- oder Grenzwerten unter Verwendung von Austrags- und Ausbreitungsmodellen (Kopie aus WAHLSTRÖM et al., 2006)

Details zu Methodik und Modellierung folgen in den nächsten beiden Abschnitten.

6.2 Festlegung der EU-Grenzwerte für die Deponie für Inertabfälle

Die Festlegung der EU-Grenzwerte für die Deponieklasse „Deponie für Inertabfälle“ entsprechend dem in obiger Abbildung dargestellten Prinzip erfolgte in den Jahren 1999 bis 2002 durch ein von der EU-Kommission eingesetztes „TAC“-Komitee, in dem Experten für Abfallwirtschaft und Grundwassermodellierung vertreten waren. Auch bei der Definition von Grenzwerten für die Dänische Verordnung für Baustoffe aus dem Jahr 2007 wurde das gleiche Prinzip verwendet. Details zur Modellierung und den Modellannahmen sollen hier aufzeigen, wie eine schutzgutbezogene Definition von Qualitäten auch bei Ersatzbaustoffen in Österreich erfolgen könnte. Diese Details wurden stammen überwiegend aus den Publikation von HJELMAR et al. (2001) und WAHLSTRÖM et al. (2006).

Das TAC-Komitee prüfte zunächst geochemische und hydraulische Modelle, die für die Abschätzung der Ausbreitung in der gesättigten und ungesättigten Zone geeignet sind. Tatsächlich für verwendet wurden schließlich:

- Für die ungesättigte Bodenzone: CXTFIT/ECOSAT und HYDRUS 2D
- MODFLOW und MT3D für die gesättigte Bodenzone

ECOSAT ist ein nur eindimensionales Programm, welches jedoch schon damals (1999-2002) die Möglichkeit einer erweiterten Modellierung der chemischen Wechselwirkungen beinhaltet. Die übrigen Programme/Modelle beschreiben die chemischen Wechselwirkungen vereinfachend mit einem einzigen, stoffspezifischen Parameter (K_d). HYDRUS 2D ermöglicht die Berechnung der Ausbreitung von gelösten Stoffen in zwei Dimensionen (entlang der Strömungsrichtung und in einem Winkel von 90° dazu horizontal). MODFLOW und MT3D (sowie LANDSIM) werden auch derzeit noch häufig für die dreidimensionale Ausbreitung von Schadstofffahnen verwendet.

Da die Bodeneigenschaften betreffend Sorption vom jeweiligen Untergrund abhängen und das TAC-Komitee keine Einzelfallbeurteilung eines Standortes durchführte, war es nicht

zweckmäßig hoch entwickelte Sorptionsmodelle bzw. erweiterte chemische Modelle für die (ohnehin nur grobe) Abschätzung der Sorption einzusetzen. Es wurde daher das einfache K_d -Modell verwendet. Der Zusammenhang zwischen Feststoff-Konzentration (F) des Schadstoffs x im Boden und der Konzentration im Grundwasser (c) ist bei diesem Modell:

$$F = c * K_d(x)$$

Beispiel für die vom TAC-Komitee verwendeten K_d -Werte:

Chlorid: $K_d = 0$ l/kg (mobil), Antimon: $K_d = 5$ l/kg (Rückhalt im Boden), Blei: $K_d = 50$ l/kg (starker Rückhalt im Boden).

Es wurden Annahmen über die physikalischen Abfalleigenschaften, die Dimension der Deponie und das hydrologische Umfeld getroffen, die einem häufigen Szenario in Europa entsprechen (siehe Tabelle 19 und Tabelle 20).

Tabelle 19: Beschreibung der Deponie-Szenarien und Annahmen über die physikalischen Abfalleigenschaften (WAHLSTRÖM et al., 2006)

Parameter	Unit	Inert waste landfill	Non-hazardous waste landfill	Hazardous waste landfill
Height of the landfill	m	20	20	20
Length of the landfill	m	150	200	200
Width of the landfill	m	150	200	200
Surface area	m ²	22500	40000	40000
Volume	m ³	450000	800000	800000
Porosity of the waste	-	0.3	0.3	0.3
Dry bulk density of the waste	t/m ³	1.5	1.5	1.5
Dry weight of the waste	t	675000	1200000	1200000
Permeability of the waste	m/s	1 x 10 ⁻⁵	1 x 10 ⁻⁵	1 x 10 ⁻⁵
Hydraulic conductivity of top cover	mm/a	> 300	variable: (0-200) composite*	variable: (0-200) composite*
Type of bottom liner	m	none	1	5
Thickness of bottom liner (clay)	m	-	1 x 10 ⁻⁹	1 x 10 ⁻⁹
Permeability of clay bottom liner	m/s	-	-	-

*: composite bottom liner (artificial liner + clay liner)

Tabelle 20: Parameter für die Ausbreitungsrechnung in der gesättigten Zone, durchgeführt durch das TAC-Komitee (WAHLSTRÖM et al., 2006)

Parameter	Unit	Used by TAC
Width of catchment	m	500
Length of catchment	m	600
Distance from water divide to beginning of landfill	m	100
Distance to POC	m	20 and 200
Net rate of infiltration	mm/year	300
Thickness of aquifer	m	Approx. 6
Upper boundary	-	Closed
Fixed hydraulic head at downstream boundary	m	Approx. 4.1
Horizontal hydraulic conductivity $K_x = K_y$	m/s	1.4 x 10 ⁻⁴
Vertical hydraulic conductivity K_z	m/s	1.4 x 10 ⁻⁴
Effective porosity	-	0.3
Longitudinal dispersivity	m	20
Transversal dispersivity	m	4
Vertical dispersivity	m	2
Cell size	m	10
Number of calculation layers	-	6

Anmerkung zu Tabelle 20: Die Dicke der grundwasserführenden Schicht (gesättigte Zone) wird bei HJELMAR et al., 2001 mit „5 m“ angegeben.

In der Diskussion über die Szenarien und Randbedingungen waren vor allem die Dicke der ungesättigten Zone und die festzulegenden Grundwasserströmungsverhältnisse umstritten. Für die Entwicklung der Grenzwerte der Inertabfall-Deponie einigte man sich schließlich im TAC-Komitee auf folgende Szenarien:

- Szenario A: Dicke der ungesättigten Bodenzone = 5 m, Strömungsgeschwindigkeit des Grundwassers 20 m/a
- Szenario B: Dicke der ungesättigten Bodenzone = 1 m, Strömungsgeschwindigkeit des Grundwasser 4 m/a
- Szenario C: Gleich wie Szenario B, nur wurden die strengeren Grundwasserqualitäts-Zielwerte statt der Trinkwasserstandards als Referenz verwendet

In allen Fällen wurde der Grenzwert so festgelegt, dass das Maximum der Schadstoffkonzentration im zeitlichen Verlauf am Beurteilungspunkt (POC) kleiner als der Beurteilungswert (Trinkwasser oder Grundwasserqualitäts-Zielwert) ist.

Da Trinkwassergrenzwerte nur den Aspekt der Versorgung der Menschen und Nutztiere mit Wasser berücksichtigen, Grundwasserqualitäts-Zielwerte jedoch einen umfassenderen Umweltschutz beinhalten, sollten im Zweifelsfall die letzteren zur Beurteilung herangezogen werden. Diese Auffassung wird z.B. auch von SCHARFF (2005) vertreten. Man beachte, dass H. SCHARFF Manager eines Entsorgungsunternehmens ist, welches in den Niederlanden mehrere Deponien betreibt.

Die oben genannten Szenarien führten zu unterschiedlichen Grenzwertvorschlägen (auch in Abhängigkeit vom Beurteilungspunkt / 20 m oder 200 m). In einem weiteren Diskussionsprozess wurden schließlich die konsentierten Grenzwerte für die Inertabfall-Deponie festgelegt, die heute gelten (Tabelle 21).

Tabelle 21: Vorschlag für EU-Grenzwerte sowie konsentrierte EU-Grenzwerte für die Inertabfall-Deponie

Referenz	Vorschlag für Grenzwerte, aus Modellierung durch TAC-Komitee, ECN und DHI (Datenquelle: WAHLSTRÖM et al., 2006)			Grenzwert 2002 ^{a)}
	Trinkwasser	Trinkwasser	Grundwasser	(konsentrierte Werte)
Grundwasserströmung ^{b)}	20 m/a	4 m/a	4 m/a	
Ungesättigte Zone	5 m	1 m	1 m	
Sb (mg/kg)	0,08	0,05	0,01	0,06
As (mg/kg)	0,28	0,14	0,28	0,5
Ba (mg/kg)	8,8	5,6	0,8	20
Cd (mg/kg)	0,07	0,02	0,002	0,04
Cr (mg/kg)	3,6	0,7	0,36	0,5
Cu (mg/kg)	33	12	0,31	2
Hg (mg/kg)	0,02	0,01	0,002	0,01
Pb (mg/kg)	0,41	0,1	0,28	0,5
Mo (mg/kg)	0,98 (1,66) ^{c)}	0,4 (0,75) ^{c)}	0,10 (0,21) ^{c)}	0,5
Ni (mg/kg)	0,83	0,2	0,09	0,4
Zn (mg/kg)	82	23	2,3	4
Se (mg/kg)	0,09 (0,17) ^{c)}	0,04 (0,09) ^{c)}	0,01 (0,01) ^{c)}	0,1
Fluorid (mg/kg)	15,3	9	4,4	10
Sulfat (mg/kg)	1640 (2970) ^{c)}	1110 (2320) ^{c)}	555 (1160) ^{c)}	1000 ^{d)}
Chlorid (mg/kg)	1000 (1810) ^{c)}	670 (1390) ^{c)}	400 (836) ^{c)}	800

^{a)} Die EC-Durchführungsbestimmung vom 19. Dezember 2002 enthält mehrere Kolonnen von Grenzwerten, nämlich für Batchtests L/S=2, L/S=10 sowie für einen Säulentest. Die hier dargestellte Tabelle bezieht sich nur auf den Batchtest L/S=10.

^{b)} Die Infiltrationsrate beträgt jeweils 300 mm/a.

^{c)} Kleinerer Wert gilt für POC = 20 m. Wert in Klammer gilt für POC = 200 m. Parameter, bei denen keine Werte in Klammer angegeben wurden: Hier war POC = 20m.

^{d)} Im Ausnahmefall bis 6000 mg/kg

6.3 **Erarbeitung der Grenzwert-Vorschläge für die Ersatzbaustoff-Verordnung in Deutschland**

Das Vorhaben des deutschen Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) für die Erarbeitung einer „Ersatzbaustoff-Verordnung“ entstand vor ca. fünf Jahren vor dem Hintergrund unterschiedlicher Vorgangsweisen und Anforderungen an die Verwendung von Ersatzbaustoff in den deutschen Bundesländern. Die Zuordnungswerte der „LAGA M20“ wurden damals von einigen Bundesländern anerkannt und umgesetzt, während andere alte und neue Bundesländer sich an davon abweichenden Regelungen bzw. Empfehlungen orientierten. Bereits im Februar 2006 wurde in einem Workshop in Bonn ein Konsens darüber erzielt, dass die Erarbeitung von verbindlichen, bundesweiten Grenzwerten anzustreben ist.

Das Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (NRW) wurde beauftragt, wissenschaftliche Grundlagen für die Definition von Grenzwert-Vorschlägen zu erarbeiten. Die entsprechende Studie wurde im Jahr 2008 durch das Umweltbundesamt in Berlin veröffentlicht (SUSSET & LEUCHS, 2008).

Auf Basis zahlreicher Lysimeteruntersuchungen und Labor-Testergebnissen zur Auslaugbarkeit von Ersatzbaustoffen wurden die auslaugbaren Stoffe im Wesentlichen in zwei Stoffgruppen eingeteilt:

- „Salze“: Stoffe, die im Säulentest bzw. Lysimeterversuch sehr bald ein Maximum der Konzentration im Sickerwasser, danach jedoch ein deutliches Abklingen der Konzentration aufweisen.
- „Metalle“ und „Organika – z.B. PAK“: Stoffe, die durch chemisches Gleichgewicht zwischen Feststoff und Flüssigphase konstante bzw. annähernd konstante Konzentrationen im Sickerwasser aufweisen

Das Prinzip der Festlegung der Grenzwert-Vorschläge für den ersten und zweiten Entwurf der Ersatzbaustoff-VO wird in Abbildung 2 dargestellt.

Es erfolgt eine schutzgutbezogene Vorgangsweise, wobei das primäre Schutzgut das Grundwasser ist. In Deutschland sind die entsprechenden Bezugsmaßstäbe die „Geringfügigkeitsschwellen“ der Grundwasser-Verordnung. Durch die Novellierung der Grundwasser-Verordnung im Jahr 2010 ergeben sich Auswirkungen auf die Festlegung der Grenzwerte in der Ersatzbaustoff-Verordnung, welche zu einer Verzögerung im Rechssprechungsverfahren führen dürften.

Im Rahmen der Festlegung der schutzgutbezogenen Grenzwerte wurde argumentiert, dass die Berücksichtigung von Verdünnung, Retardation und Abbau im Grundwasser mit der Vorsorgestrategie des Grundwasserschutzes nicht vereinbar sei. Aus diesem Grund sieht die Methodik der Definition der Grenzwerte in Deutschland keine lange Filterstrecke, sondern nur eine Filterstrecke von 1 m (in einigen Fällen: 1,5 m) vor. Diese Vorgangsweise ist jedoch in Frage zu stellen, da international die Beurteilung von Auswirkungen auf das Grundwasser meist deutlich größere Filterstrecken bzw. Verdünnungszonen vorsieht (siehe Abschnitt 6.4).

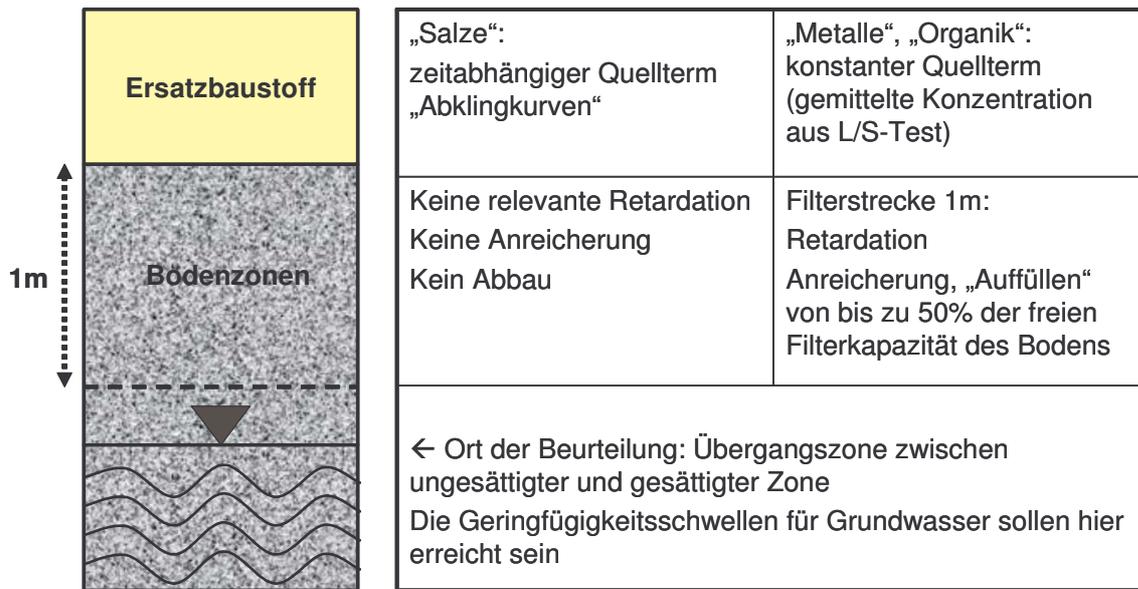


Abbildung 2: Erarbeitung von Grenzwert-Vorschlägen in Deutschland (SUSSET & LEUCHS, 2008, SUSSET, 2010a)

Der zweite Entwurf der Ersatzbaustoff-Verordnung war zum Zeitpunkt der Fertigstellung dieser Studie noch nicht verfügbar. Durch die Vorträge von KOPP (2010) und SUSSET (2010a) bei der Tagung „Ersatzbaustoff-Verordnung“ in Essen im April 2010 waren jedoch Eckpunkte der Änderungen bekannt, die in den zweiten Entwurf einfließen werden. Die folgende Tabelle stellt die Zuordnung der qualitativ besseren Klasse von aufbereiteter MV-Rostasche (in Deutschland HMVA-1 genannt) zu den Anwendungsbereichen dar.

Tabelle 22: Einsatzbereiche von HMVA-1 (Stand: April 2010)

Einbauweise (geb. = gebunden)	Eigenschaft der Grundwasserdeckschicht					
	Außerhalb von Wasserschutzgebieten			Innerhalb von Wasserschutzgeb.		
	Ungünstig	Sand	Lehm/ Schluff	WA)	WB)	C)
Decke bitumen- oder hydraulisch geb.	+	+	+	-	+	+
Tragschicht bitumengebunden	+	+	+	-	+	+
Unterbau unter Fundament- und Bodenplatten	+	+	+	-	+	+
Tragschicht mit hydraulischen Bindemitteln unter geb. Deckschicht	+	+	+	+	+	+
Bodenverfestigung unter geb. Deckschicht	+	+	+	-	+	+
Verfüllung von Leitungsgräben unter geb. Deckschicht	+	+	+	-	+	+
Verfüllung von Baugruben unter geb. Deckschicht	+	+	+	-	+	+
Asphalttragschicht (teiwasserdurchlässig) unter Pflasterdecken und Plattenbelägen	+	+	+	+	+	+
Tragschicht hydraulisch gebunden (Dränbeton) unter Pflaster und Platten	+	+	+	+	+	+

Bettung unter Pflaster und Platten jeweils mit wasserundurchlässiger Fugenabdichtung	+	+	+	-	+	+
Tragschicht ohne Bindemittel unter gebundener Deckschicht	+ 1)	+	+	B	+	+
Bodenverbesserung unter geb.Deckschicht	+ 1)	+	+	B	+	+
Unterbau bis 1m ab Planum unter geb.Decksch.	+ 1)	+	+	B	+	+
Dämme oder Wälle gemäß Bauweisen A-F nach MtsE sowie analoge Hinterfüllung 4)	+	+	+	-	+	+
Bettungssand unter Pflaster und Plattenbelägen	-	-	-	-	-	-
Deckschicht ohne Bindemittel	-	-	-	-	-	-
Tragschicht o. Bindemittel, Bodenverbesserung sowie Bodenverfestigung unter Deckschicht ohne Bindemittel oder unter Plattenbelägen	-	-	-	-	-	-
Tragschicht o. Bindemittel, Bodenverbesserung sowie Bodenverfestigung unter Pflaster	-	-	-	-	-	-
Unterbau bis 1m ab Planum unter Deckschicht ohne Bindemittel oder unter Plattenbelägen	-	-	-	-	-	-
Unterbau bis 1m ab Planum unter Pflaster	-	-	-	-	-	-
Verfüllung von Leitungsgräben unter Deckschicht ohne Bindemittel oder unter Plattenbelägen	-	-	-	-	-	-
Verfüllung von Leitungsgräben unter Pflaster	-	-	-	-	-	-
Verfüllung von Baugruben unter Deckschicht ohne Bindemittel oder unter Plattenbelägen	-	-	-	-	-	-
Verfüllung von Baugruben unter Pflaster	-	-	-	-	-	-
Hinterfüllung von Bauwerken im Böschungsbereich unter kulturfähigem Boden	K 3)	K 2)	K 2)	-	KU	K
Dämme im Böschungsbereich unter kulturfähigem Boden	K 3)	K 2)	K 2)	-	KU	K
Schutzwälle unter kulturfähigem Boden	-	-	-	-	-	-

WA) Wasserschutzgebiete III A, Hochwasserschutzgebiete III (höchster Schutz)

WB) Wasserschutzgebiete III B, Hochwasserschutzgebiete IV, C) Wasservorranggebiete

B) zugelassen im Abstand von mindestens 1 km von der Fassungslage

K) nach den FGSV Richtlinien für die Anlage von Straßen, Teil Entwässerung (2005)

KU) zugelassen auf Lehm/Schluff

1) zugelassen wenn Cu < 160 µg/l und Cr < 80 µg/l

2) wenn Cl < 1160 mg/l und Sulfat < 1350 mg/l und Cu < 630 µg/l und Mo < 220 µg/l und Sb < 30 µg/l

3) wenn 2) gilt und zusätzlich Cr < 45 µg/l und Cu < 90 µg/l und V < 65 µg/l

4) Die Bauweisen A-F entsprechen dem „Merkmale über Technische Sicherungsmaßnahmen bei Böden und Baustoffen mit umweltrelevanten Inhaltsstoffen im Erdbau, Teil 2: Bauweisen (FSVG E 04/2007).

Für die Übertragung des im Labor- oder beschleunigten Feldversuches gewonnenen Abklingverhaltens auf eine Zeitskala im Feld müssen die Infiltrationsrate und die Geometrie der Anwendung festgelegt werden. Dies geschah bei der Erarbeitung der Grenzwert-Vorschläge in Deutschland getrennt für jeden Einsatzbereich – d.h. es wurden für jeden Einsatzbereich typische Randbedingungen (Infiltration, Geometrie) gewählt. Dabei wurden Werte über die Infiltration bei Bauwerken aus anderen Studien (zitiert bei SUSSET & LEUCHS, 2008) zugrunde gelegt. Es ist zu beachten, dass die Infiltration im Wesentlichen in folgender Reihenfolge zunimmt:

0 < Einbau unter Asphalt/Betondecke < feinkörnige Böschung < ungebundener bzw. nur stabilisierter Einbau < Bankette

Die Aufgabe eines Straßenbankettes ist die Versickerung von Niederschlag bzw. Straßenabfluss. Daher ist bei dieser Anwendung (Ersatzbaustoff im Bankett-Bereich) eine rasche Auswaschung löslicher Komponenten zu erwarten. Es handelt sich jedoch um einen räumlich sehr begrenzten Effekt.

Es wurde folgender zeitliche Beurteilungshorizont gewählt:

- „Salze“: Die Konzentrationen von nicht retardierbaren, leicht löslichen Stoffen erreichen spätestens nach vier Jahren die Geringfügigkeitsschwelle am Ort der Beurteilung
- „Metalle“: Unter Berücksichtigung der Retardation in 1 m Sand oder 1 m Sand/Lehm überschreiten die Konzentrationen am Ort der Beurteilung innerhalb von 200 Jahren nicht die Geringfügigkeitsschwelle.

Bei Stoffen, die im Boden retardiert werden (vereinfacht gesprochen: „Metalle“) wird auch Rücksicht auf die bestehende Vorbelastung von Böden, die durchschnittliche Filterkapazität und die daraus resultierende „Rest-Filterkapazität“ des Bodens genommen. Als Beurteilungsprinzip gilt in der Ersatzbaustoff-VO zusätzlich, dass über einen Zeithorizont von 200 Jahren hinweg nur maximal die halbe Filterkapazität des Bodens „aufgefüllt“ wird.

Die Ersatzbaustoff-VO sieht mit Stand vom April 2010 keine Ausnahmen bei siedlungsbedingter Grundbelastung vor. Die Grundwasserswellenwerte dürfen nicht umgangen und die Grenzwerte nicht angehoben werden, wenn eine durch Altlasten, Verdachtsflächen oder Siedlungen bedingte Belastung des Grundwassers vorliegt. Eine Ausnahmeregelung gibt es jedoch bei geogen belastetem Grundwasser – z.B. geogene Sulfat- und Chloridvorkommen im Grundwasser. Hier kann in einer Einzelfall-Entscheidung vom Sulfat- oder Chloridwert abgewichen werden. Die elektrische Leitfähigkeit im Perkolat ist ohnehin nur ein Orientierungswert, dessen Einhaltung nicht gefordert wird.

Bei der Auswahl der Parameter galt das Prinzip, dass Parameter nicht begrenzt wurden, wenn eindeutig dokumentiert ist, dass diese Parameter in Sand oder Sand/Lehm stark retardiert werden. Beispiel ist das Element Blei (Pb) in MV-Rostasche. Die Frage, wie die Anwendung von qualitätsgesicherten Ersatzbaustoffen, deren Auslaugbarkeit von Pb nicht vernachlässigbar ist, in klüftigem Untergrund (keine Retention) zuverlässig verhindert werden kann, blieb jedoch bisher offen. Insbesondere weil die Deutsche Ersatzbaustoff-VO keine unteren Mengenschwellen vorsieht (KOPP, 2010), bestehen hier aus der Sicht unseres Institutes Bedenken – d.h. Blei sollte auch im Eluat begrenzt werden.

Die von SUSSET & LEUCHS (2008) erarbeiteten schutzgutorientierten Vorschläge für Grenzwerte wurden nachträglich vom deutschen BMU mit einem so genannten „Verhältnismäßigkeitsfaktor“ von 1,5 multipliziert. Da die Diskussion noch im Gang ist, können hier keine endgültigen Grenzwerte dargestellt werden. Vorläufig (mit Stand vom April

2010) sind für den Ersatzbaustoff HMVA-1 (aufbereitete MV-Rostasche mit geringerer Auslaugbarkeit) folgende Werte in Diskussion:

Tabelle 23: Grenzwerte für HMVA-1 in Deutschland, Stand: April 2010

Orientierungswerte (L/S=2)		Grenzwerte (mg/l im L/S=2 Säulentest)			
pH	7 – 13	Chlorid	3000	Cr	0,09
elektr.LF (mS/cm)	5	Sulfat	2000	Cu	0,075
a) Der Wert für Molybdän ist weiter in Diskussion weil gleichzeitig eine neue Grundwasser-VO vorbereitet wird		Sb	0,06	Mo a)	0,4
		As	0,01	V	0,115

Die Ersatzbaustoff-VO enthält auch einen wichtigen Bezug zum Schutzgut „Boden“. Jeder Ersatzbaustoff muss grundsätzlich im Feststoff die doppelten Vorsorgewerte der Bundes-Bodenschutzverordnung einhalten (KOPP, 2010). Schutzziel ist in diesem Fall die menschliche Gesundheit und die Abwehr der Gefahr der direkten Aufnahme. Die folgende Tabelle enthält die deutschen Bodenschutz-Prüfwerte (ohne Ackerbau und Kleingärten).

Tabelle 24: Vorsorge- und Prüfwerte gemäß Deutscher Bundesbodenschutz- und AltlastenVO vom 12.7.1999 (ohne organische Stoffe)

Parameter	Vorsorgewerte für Böden	Prüfwerte			
	Ton / Lehm, Schluff / Sand	Kinder-spielplatz	Wohn-gebiete	Park- und Freizeit-flächen	Industrie und Gewerbe
As (mg/kgTM)	nicht festgelegt	25	50	125	140
Pb (mg/kgTM)	100 / 70 / 40	200	400	1000	2000
Cd (mg/kgTM)	1,5 / 1,0 / 0,4	2 / 10 ^{a)}	2 / 20 ^{a)}	50	60
CN ⁻ (mg/kgTM)	nicht festgelegt	50	50	50	100
Cr (mg/kgTM)	100 / 60 / 40	200	400	1000	1000
Ni (mg/kgTM)	70 / 50 / 15	70	140	350	900
Hg (mg/kgTM)	1,0 / 0,5 / 0,1	10	20	50	80
Zn (mg/kgTM)	200 / 150 / 60	nicht festgelegt			

^{a)} In Haus- und Kleingärten, die sowohl als Aufenthaltsbereiche für Kinder als auch für den Anbau von Nahrungspflanzen genutzt werden, ist für Cadmium der Wert von 2,0 mg/kg TM als Prüfwert anzuwenden.

6.4 Diskussion der Beurteilungspunkte

Der Beurteilungspunkt (auch „Ort der Beurteilung“ genannt, englisch: POC = point of compliance) legt die Entfernung vom Bauwerk bzw. von der Deponie zu jenem Punkt fest, an dem die Veränderung der Grundwasserqualität beurteilt wird. In Abhängigkeit vom Ort der Beurteilung und der Mächtigkeit wird als – vereinfacht gesprochen – die „Sickerstrecke“ festgelegt, die die Grundwasserfahne zurücklegt. Innerhalb der Sickerstrecke treten Dispersion und Retardation von Schadstoffen ein. In Tabelle 25 sind die Beurteilungspunkte im internationalen Vergleich dargestellt.

Tabelle 25: Beurteilungspunkt POC – internationaler Vergleich

Problemstellung	Beurteilungspunkt(e) POC	Literaturquelle
Festlegung der Grenzwerten für Deponien für inerte Abfälle in der EU	20 m zum Deponierand oder 200 m zum Deponierand	HJELMAR et al., 2001, WAHLSTRÖM et al., 2006
Beurteilung der Nachsorgemaßnahmen bei Deponien	Deponierand, 5 m vertikale Filterstrecke in ungesättigter Bodenzone (für Cd, Hg) 10 m zum Deponierand (für Sb, As, Ba, Cr, Cu, Pb, Mo, Ni, Zn, Se, NH ₄ -N) 200 m zum Deponierand (für F, Sulfat, Chlorid)	HALL et al., 2006
Beurteilung der Umlagerung Organozinn-belasteter Schlämme	20 m	CORNELIS et al., 2006
Vorschlag zur Beurteilung von MV-Rostasche als Ersatzbaustoff	30 m zum Bauwerk	HJELMAR & HANSEN, 2009
Festlegung von Grenzwerten für die Ersatzbaustoff-Verordnung in Deutschland	1,0 m vertikale Filterstrecke	SUSSET & LEUCHS, 2008, SUSSET, 2010a
	Eventuell: 1,5 m vertikale Filterstrecke	SUSSET, 2010b

Auffällig ist, dass im Rahmen der Erarbeitung der Grenzwert-Vorschläge für die Ersatzbaustoff-Verordnung in Deutschland der schutzgutbezogene Eluatwert auf Modellrechnungen basiert, die eine vertikale Sickerstrecke von 1,0 bis 1,5 m (Sand oder Lehm/Sand) annehmen. Die Lysimeter, mit deren Hilfe das Retentionsmodell kalibriert wurde, enthielten monolithische Löß- und Sandschichten mit einer Mächtigkeit von 0,5 m. Insofern ist durch den geringen „scale-up-faktor“ (Sickerstrecke im Modell: Sickerstrecke im Lysimeterversuch = 2:1 bis 3:1) und eine große Anzahl von ausgewerteten Lysimetern eine gute Absicherung des Retentionsmodells gegeben. Jedoch ist durch die Wahl des POC in Deutschland die Sickerstrecke im Vergleich zu jenen Sickerstrecken, die im Rahmen der Beurteilung von Emissionen aus Deponien bzw. bei der Festlegung von Grenzwerten in Studien international gewählt wurden, sehr gering (siehe Tabelle 25).

Ein erheblicher Nachteil der geringen Filterstrecke bei SUSSET & LEUCHS (2008) und SUSSET (2010a) ist dass die Dispersion kaum zum tragen kommt. Ein weiterer Nachteil bei kurzen Filterstrecken ist, dass man Sorge um die Erschöpfung der Filterkapazität bzw. Sorptionskapazität des Bodens in der nur dünnen Bodenschicht tragen muss. Dies wurde bei der Erarbeitung der Ersatzbaustoff-VO in Deutschland zwar berücksichtigt, erfordert aber eine Reihe von zusätzlichen Modellannahmen und Vereinfachungen zur Sorption (Insbesondere: Abschätzung der Vorbelastung und Sorptionskapazitäten), die bei langen Filterstrecken nicht erforderlich sind.

Man beachte auch, dass durch Wahl der Beurteilungspunkte und der Grundwasser-Strömungsgeschwindigkeit auch gleichzeitig der Zeithorizont der Beurteilung mitbestimmt wird. Bei einer GW-Strömungsgeschwindigkeit von z.B. 50 m/a (sehr langsam) und einer

POC-Entfernung von 300 m sind Zeithorizonte unter 5 a wenig sinnvoll. Grundsätzlich sind lange Beurteilungshorizonte und die Beurteilung der Einwirkung über die in diesen Zeithorizonten am POC auftretenden Maxima anzustreben.

Insgesamt werden daher die zukünftige Beurteilung des Einsatzes von Ersatzbaustoffen die folgenden POC-Entfernungen vorgeschlagen:

- Für Sulfat und Chlorid (und auch als Basis für die elektrische Leitfähigkeit): 200 m
- Für alle anderen Parameter: 30 m

Alle Abstände verstehen sich „vom Rand des Bauobjektes weg“ gemessen. Bei Bauobjekten mit großem Verhältnis von Länge zu Breite (z.B. Straße, Weg) ist der Abstand normal zur Richtung des Bauobjektes gemeint.

6.5 Qualitative Einstufung des Verhaltens von Schadstoffen in Abhängigkeit vom Untergrund

Wie bereits erwähnt, kann bei den einfacheren chemischen Modellen die Tendenz zum Schadstoffrückhalt auf einen einzigen Parameter reduziert werden (Verteilungskonstante für die Sorption K_d). Dem Nachteil einer starken Vereinfachung und Vernachlässigung von pH-Effekten steht hier der Vorteil einer direkten Vergleichbarkeit des Verhaltens unterschiedlicher Schadstoffe gegenüber. In höher entwickelten Modellen können die Mechanismen der Schadstofffixierung, wie Fällung, Sorption an Tonmineralien, Pufferung durch Karbonatgestein etc. zumindest Semi-quantitativ berücksichtigt werden. K_d -Werte, die nach einem Vorschlag von HJELMAR & HANSEN (2009) für die Festlegung von Grenzwerten zur Auslaugbarkeit im Kontext der Verwertung von MV-Rostasche anzuwenden sind, werden in der folgenden Tabelle dargestellt. Für höher entwickelte chemische Modelle werden auf Basis der bestehenden Erfahrungen mit der geochemischen Modellierung (SABBAS et al., 2001, MOSTBAUER et al., 2007) und Altlastenstatistik aus Österreich die zu erwartenden Effekte des Schadstoff-Rückhaltes in der Tabelle qualitativ dargestellt. Dabei werden folgende chemische Environments im Untergrund unterschieden:

- „Kluft“: Kluft oder grobkörniges, karbonatarmes Sedimentgestein: Es wird eine Verringerung der pH-Werte auf Bereiche unter pH=10 angenommen, die auf Verdünnung, Zutritt von CO₂ (Bodenluft) und gelöstem Hydrogencarbonat beruht.
- „Karbonat“: Sedimentgestein mit hohem Karbonatanteil, pH < 10
- „Tonmineral“: Sedimentgestein mit hohem Tonmineralanteil, jedoch durchlässig, beispielsweise Schluff, pH < 10

Redoxreaktionen (Oxidation, Reduktion) entziehen sich meistens einer Quantifizierung und können hier nicht berücksichtigt werden.

Tabelle 26: Qualitative Beurteilung des Verhaltens von Schadstoffen in Abhängigkeit vom Untergrund

Schadstoff bzw. auslaugbarer Inhaltsstoff	K _d (l/kg) (HJELMAR & HANSEN, 2009)	Beurteilung der Mobilität auf Basis von Altlasten-Statistiken und unter Berücksichtigung geochemischer Mechanismen		
		„Kluft“	„Karbonat“	„Tonmineral“
		3 unterschiedliche Environments (s.o.): ⊖⊖....Mobilität sehr gering, ⊖....gering, +....mobil, ++..... sehr mobil		
As	20	+	+	⊖⊖
Ba	14	+	⊖	⊖
Cd	20	⊖	⊖	⊖
Cr	23	⊖⊖	⊖⊖	⊖⊖
Cr-VI	a)	++	++	+
Cu	100	⊖⊖	⊖⊖	⊖⊖
Hg	20	+	+	+
Mo	15	++	+	+
Ni	20	+	⊖⊖	⊖⊖
Pb	100	⊖	⊖⊖	⊖⊖
Sb	7	++	++	+
Se	5	++	+	+
Zn	20	⊖⊖	⊖⊖	⊖⊖
Chlorid	0	++	++	++
Sulfat	0	++	++	+

a) HJELMAR et al. (2009) geben keinen Wert an. Der K_d-Wert ist gering, jedoch nicht 0.

7 Vorschlag für Orientierungswerte zur Auslaugbarkeit für den Behandlungsgrundsatz

Es wird vorgeschlagen, zwei unterschiedliche Eluatklassen für die Verwertung von MV-Rostasche festzulegen. Diese Vorgangsweise wurde in Deutschland gewählt (Ersatzbaustoff-VO, Stand: April 2010) wie auch in den Niederlanden (NL Soil Quality Regulation, 2007). In den Niederlanden ist zusätzlich eine dritte Klasse für verfestigte Ersatzbaustoffe vorhanden, deren Umweltverträglichkeit jedoch nicht direkt über Kurzzeit-Eluattests definiert wird. In Deutschland wird argumentiert, dass die Festlegung von zwei bis drei Eluatklassen pro Ersatzbaustoff-Typ eine für die Verwertung förderliche Diversifizierung der Anwendungsbereiche ermöglicht.

Wie bereits erwähnt, sollen Orientierungs- oder Richtwerte für den Einsatz von Ersatzbaustoffen primär schutzgutbezogen festgelegt werden. Es wird vorgeschlagen, die entsprechenden Ausbreitungsrechnungen durchführen zu lassen und dabei eine Methode in Analogie zu Abschnitt 6.2 anzuwenden. Wenn diese Ausbreitungsrechnungen zur Verfügung stehen, kann entschieden werden, bei welchen Quellstärken die Schwellenwerte der Österreichischen Qualitätszielverordnung Chemie - Grundwasser (BGBl.II Nr.98/2010) eingehalten sind. Aus den zulässigen Quellstärken können dann Eluatwerte abgeleitet werden.

In der Zwischenzeit – solange diese Ausbreitungsrechnungen nicht verfügbar sind – können die bei HJELMAR & HANSEN (2009) tabellierten „relativen Grenzwerte“ für eine Abschätzung der schutzgutorientierten Eluatwerte verwendet werden. Zusätzlich liefern die NL Soil Quality Regulation (Klasse 1 für Ersatzbaustoffe), der bestehende Entwurf aus Deutschland und die Eluatwerte der Deponieklasse „Inertstoffdeponie“ in Österreich Orientierungswerte. Dazu wird folgende Vorgangsweise gewählt:

- Schutzgutorientierte Eluatwerte für Inertstoffdeponien aus WAHLSTRÖM et al. (2006) werden in Spalte A der folgenden Tabelle dargestellt. Bezugsgrößen im Grundwasser sind Trinkwassergrenzwerte. Die Grundwassermächtigkeit beträgt 5 m, Fließgeschwindigkeit 20 m/a, Infiltration 300 mm/a, Ort der Beurteilung POC = 20 m für alle Parameter außer Chlorid und Sulfat. Ort der Beurteilung bei Chlorid, Sulfat: POC = 200 m (siehe auch Tabelle 21).
- Relative Grenzwerte aus HJELMAR & HANSEN (2009) werden in Spalte B dargestellt. Diese geben an, um welchen Faktor ein Grenzwert erhöht werden kann, um bei einer Verringerung der Mächtigkeit der Anwendung dasselbe Schutzniveau für das Grundwasser aufrecht zu erhalten. Die tabellierten Werte beziehen sich auf eine hypothetische Anwendung in Form eines Parkplatzes (Fläche 100 x 100 m), eine Infiltrationsrate von 350 mm/a und geben den relativen Grenzwert für 0,5 m Höhe (Einbauhöhe Ersatzbaustoff), bezogen auf eine Inertabfalldéponie mit derselben Kantenlänge, jedoch einer Höhe von 10 m an.
- Werte in Spalte C ergeben sich durch Multiplikation der schutzgutorientierten Eluatwerte für Inertstoffdeponien (Spalte A) mit dem relativen Grenzwert (Spalte B). Dies sind demnach exemplarische schutzgutorientierte (abgekürzt: SGO-) Werte für die Anwendung von Ersatzbaustoffen (abgekürzt: EBS) in ungebundener oder stabilisierter Form (stabilisiert im Sinne der Baustoffnormen, nicht DVO).
- Die Vorschläge in Spalte G (Vorschläge für Eluatwert für Klasse 1) orientierten sich primär an Spalte C, wie auch an den niederländischen Vorschlägen (Spalte D). Man beachte, dass sich in Deutschland durch den Konsentierungsprozess bereits eine

Verschiebung ergeben hat und die Diskussion um die baulichen Anwendungsbereiche und Grenzwerte noch andauert.

- Die Vorschläge in Spalte H (Vorschläge für Eluatwerte für Klasse 2) orientieren sich primär an den Österreichischen Grenzwerten für die Annahme von Abfällen auf Inertabfalldeponien. Durch die geringere Schichtdicke können bei Mo und Cu die doppelten Werte und bei Sb der 2½-fache Wert gegenüber der Inertabfalldeponie argumentiert werden. Die vorgeschlagenen Orientierungswerte für Pb, Sb, Cu und Mo bleiben jedenfalls deutlich unter dem schutzgutorientierten Wert aus Spalte C. Bei Sb dient der Niederländische Grenzwert (0,16 mg/kgTM) als zusätzliche Orientierung.
- Der Chloridwert in Spalte H (Eluatwerte für Klasse 2) wird dem derzeitigen Entwurf der deutschen Ersatzbaustoff-VO angepasst und der Sulfatwert angehoben. Der Vorschlag für die Auslaugbarkeit von Sulfat (5.000 mg/kgTM) entspricht der Qualitätsklasse B aus dem Behandlungsgrundsatz „Anforderungen an die Qualität von Baurestmassen“ (Österr. Bundesabfallwirtschaftsplan 2006, Seite 151).

Es wird vorgeschlagen, den in Österreich für die Ablagerung von Abfällen etablierten Batchtest EN 12457-4 (L/S=10) anzuwenden.

Tabelle 27: Vorschlag für Orientierungswerte für Ersatzbaustoffe aus der Aufbereitung von MV-Rostasche

Parameter	Spalte A	Spalte B	Spalte C SGO-EBS	Spalte D: NL Soil Quality Regulation Klasse I	E: Ersatz- baustoff-VO Stand April 2010 HMVA 1 c)	F: Österr. Richtlinie für Recycling- Baustoffe 2007 e)	G: Klasse 1 Vorschlag BOKU (L/S=10)	H: Klasse 2 Vorschlag BOKU (L/S=10)
	mg/kg TM		mg/kg TM	mg/kg TM	mg/kg TM	mg/kg TM	mg/kg TM	mg/kg TM
As	0,28	2,2	0,62	0,9	0,02		0,1	0,5
Ba	8,76	5	43,8	22			---	---
Cd	0,07	12	0,84	0,04			---	---
Cr	3,71	7,8	28,9	0,63	0,18	0,3 / 0,5	0,35	0,5
Cu	32,8	17	558	0,9	0,15	0,5 / 1	0,9	4,0
Hg	0,02	3,1	0,06	0,02			---	---
Mo	0,41	9	3,7	1	0,8 d)		0,8	1,0
Ni	0,98	9,4	9,2	0,44			0,4	0,4
Pb	0,83	17	14,1	2,3			0,25	0,5
Sb	0,08	2,6	0,21	0,16	0,12 d)		0,1	0,15
Se	0,09	4,9	0,44	0,15			---	---
Zn	81,8	9,3	761	4,5			---	---
Chlorid	1805	1,4	2527	616	3000 d)		2500	3000
Fluorid	15,3	1,9	29,1	55			---	---
Sulfat	2971	1,2	3565	1730	2000 d)	1500 / 2000	2000	5000
a) WAHLSTRÖM et al., 2006, bezogen auf Trinkwasser-Kriterien								
b) Verschiebung des Grenzwertes bei Übergang von 10 auf 0,5m Dicke, HANSEN & HJELMAR, 2009								
c) Erster Entwurf der Deutschen Ersatzbaustoff-VO und voraussichtliche Änderungen, SUSSET, 2010								
d) Diese Werte unterlagen offenbar bereits einer Konsentierung								
e) BRV, 2007. Werte für Qualitätsklasse A+ und A								

Tabelle 28: Vergleich der in dieser Studie erarbeiteten Orientierungswerte zur Auslaugbarkeit mit Grenzwerten im Ausland (NL, BE) und dem Entwurf der deutschen Ersatzbaustoff-Verordnung (D)

Parameter	NL Soil Quality Regulation Klasse I	D Ersatzbaustoff-VO Stand April 2010 HMVA-1	ö Klasse 1 VORSCHLAG BOKU	NL Soil Quality Regulation Klasse II "IBC Material"	D Ersatzbaustoff-VO Stand April 2010 HMVA-2	BE (Flamen) VLAREA Verordnung 2003	ö Klasse 2 VORSCHLAG BOKU
	mg/kg TM	mg/kg TM	mg/kg TM	mg/kg TM	mg/kg TM	mg/kg TM	mg/kg TM
As	0,9	0,02	0,1	2	0,12	0,8	0,5
Ba	22	---	---	100	---	---	---
Cd	0,04	---	---	0,06	---	0,03	---
Cr	0,63	0,18	0,35	7	0,5	0,5	0,5
Cu	0,9	0,15	0,9	10	4,0	0,5	4,0
Hg	0,02	---	---	0,08	---	0,02	---
Mo	1	0,8	0,8	15	2,0	---	1,0
Ni	0,44	---	0,4	2,1	---	0,75	0,4
Pb	2,3	---	0,25	8,3	---	1,3	0,5
Sb	0,16	0,12	0,1	0,7	0,4	---	0,15
Se	0,15	---	---	3	---	---	---
V	1,8	0,05	---	20	0,24	---	---
Zn	4,5	---	---	14	---	2,8	---
Chlorid	616	3.000	2.500	8.800	5.000	---	3.000
Fluorid	55		---	1.500	---	---	---
Sulfat	1730	2.000	2.000	20.000	4.000	---	5.000

8 Begrenzung von Wertmetallanteil, Gesamtgehalten und TOC

8.1 Motivation

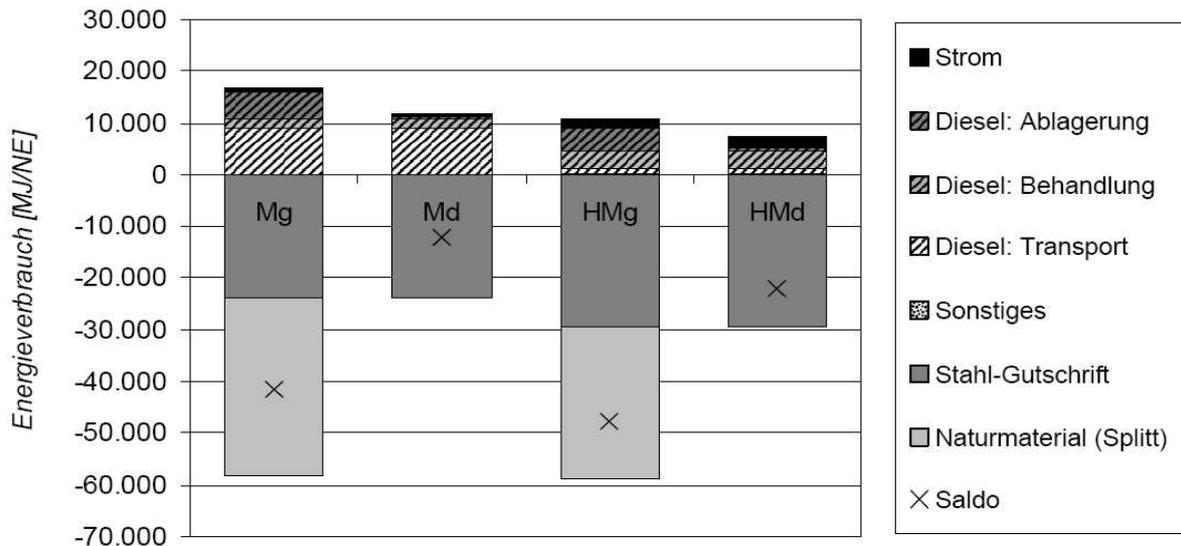
Anlass für eine Forcierung der Metallabtrennung und –rückgewinnung im Rahmen der Aufbereitung von MV-Rostasche sind neben den ökonomischen Motiven folgende Auswirkungen auf die Umwelt:

- In der Deponie abgelagerte Metalle können längerfristig nicht recycelt werden, weil durch Korrosion ein Großteil der Metalle oxidiert und eine Rückgewinnung von fein verteiltem, oxidiertem Fe, Cu, Ni etc. aus der Matrix der MV-Rostasche technisch schwierig und wirtschaftlich nicht attraktiv ist.
- Globale Ressourcenknappheit: Diese wird bei den Metallen Fe, Ni, Cr und Cu früher oder später eintreten. Zumindest ist die Erschöpfung der noch leicht zugänglichen, reicheren Erzvorkommen bereits absehbar.
- Der Abbau der Erze führt zu sehr großen Abraumhalden, Emissionen in Gewässer und Altlasten. Einige dieser Abraumhalden sind bereits mit dem freien Auge im Orbit aus dem Weltall zu erkennen (z.B. vom ISS-Orbit aus).
- Der Abbau der Erze erfolgt in großem Maßstab in Ländern mit geringem oder fehlendem Umweltstandard.
- Der transkontinentale Transport der Erze (oftmals: südliche Hemisphäre) zu den Hütten (oftmals: nördliche Hemisphäre) führt zu weiteren Auswirkungen auf die Umwelt und zur Verstärkung des Verkehrsaufkommens.
- Die Verhüttung der Erze (z.B. Cu-Erze) führt zu erheblichen SO₂-Emissionen.
- Insbesondere die Herstellung von Cu/Cu-Legierungen und Al/Al-Legierungen ist sehr energieintensiv. Ebenso ist die Herstellung von Roheisen aus Erz energieintensiv.

Die Energiebilanz der Aufbereitung weist nach SCHMIDT (2006) zwei bedeutsame Energiegutschriften auf (NE-Metalle wurden offensichtlich nicht berücksichtigt):

- 1) Gutschrift aus der Substitution von Fe = Energiegutschrift für verringerten Roheisen-Bedarf
- 2) Gutschrift aus der Substitution von Splitt/Kies.

Energiegutschriften sind in allen, in der nachfolgenden Abbildung beschriebenen Szenarien deutlich größer als der Energiebedarf, welcher sich aus dem Betrieb der Aufbereitung, dem Transport zur Baustelle und der Verdichtungsarbeit in Deponien zusammensetzt.



Mg.....mechanische Aufbereitung, Verwertung in Großbaustelle, Distanz < 40 km

Md.....mechanische Aufbereitung, Deponie

HMg.....hydromechanische Aufbereitung, Verwertung in Großbaustelle, Distanz < 40 km

HMd.....hydromechanische Aufbereitung, Deponie

NE.....1 NE ist eine Nutzeinheit, definiert durch 100 t MV-Rostasche und deren Qualität. Nach der Aufbereitung werden mindestens die Z2-Werte nach LAGA eingehalten

Abbildung 3: Energiebedarf der Aufbereitung (SCHMIDT, 2006)

Noch deutlicher fällt die Energieeinsparung durch Aufbereitung aus, wenn die Substitution von primär erzeugtem Aluminium und Kupfer berücksichtigt wird. Nach ADAM et al. (2007) können durch Rückgewinnung von Fe- und NE-Metallen aus MV-Rostasche („KVA-Schlacke“) in der Schweiz insgesamt folgende CO₂-Einsparungen gegenüber der Primärproduktion von Metallen erreicht werden (gerundet):

- Aluminium 209.500 t CO₂-eq /a
- Eisen 24.500 t CO₂-eq /a, Edelstahl 7.300 t CO₂-eq /a
- Kupfer 9.200 t CO₂-eq /a, Zink 750 t CO₂-eq /a, Blei 370 t CO₂-eq /a

Die Berechnung der CO₂-Reduktion bei ADAM (2007) geht dabei vom Trockenaustrag, einer Rückgewinnung von 10% Fe-Metallen, 1,6% Al und 0,3% Cu (jeweils bezogen auf die MV-Rostasche) aus und verwendet für das Referenzszenario Daten zu Bergbau- und Hüttenprozessen aus der Ecoinvent-Datenbank.

Selbst im Bereich des KFZ-Shredder-Schrottes ist die Energiebilanz der Sekundärmetall-Schiene trotz teilweise energieintensiver Zerkleinerung der Altfahrzeuge deutlich günstiger, wie die folgenden Daten aus Österreich zeigen:

Vergleich Primäraufwand / Metallkreislauf auf Basis von Schrott nach KLETZMAYR (2010):

- Stahlherstellung primär 16,0 GJ/t / sekundär aus Schrott 5,4 GJ/t
- Kupferherstellung primär 48,6 GJ/t / sekundär aus Schrott 6,1 GJ/t
- Alu-Herstellung primär 183,6 GJ/t / sekundär aus Schrott 7,2 GJ/t

Die Rückgewinnung von Metallen aus MV-Rostasche ist daher aus ökologischer Sicht anzustreben.

8.2 Methoden zur Bestimmung der Metallanteile

In der Überschrift zu diesem Abschnitt wird bewusst der Begriff „Metallanteile“ verwendet, weil die Bestimmung von Metallgehalten im Sinne von Gesamtgehalten andere Ziele verfolgt und die Anwendung anderer Methoden verlangt. Es ist zu unterscheiden:

- **„Gesamtgehalt plus“** (mg/kgTM): Massenanteil eines chemischen Elementes (z.B. Ni) an der Gesamt-Trockenmasse.
- **„Gesamtgehalt minus“** (mg/kgTM): Gesamtgehalt nach Aussortierung von Metallanteilen: Massenanteil eines chemischen Elementes (z.B. Ni) an der Gesamt-Trockenmasse ohne Berücksichtigung von Metallen, die vor der Zerkleinerung der Proben im Labor aussortiert wurden. Da in der Praxis kein Zerkleinerungsgerät im Labor sehr harte, robuste Metallteile (z.B. Edelstahl, Durchmesser > 4 mm) zerkleinern kann, wird meistens dieser Gesamtgehalt in Tabellen angegeben.
- **Metallanteil, auch Wertmetallanteil genannt** (mg/kgTM oder mg/kgFS): Anteil an metallischen Bestandteilen in der Trockenmasse oder Feuchtsubstanz. Unterschieden werden dabei zumindest Fe-Metalle und NE-Metalle, oder auch mehrere Kategorien von Metallen.
- **Metallfraktion** (meist: mg/kgFS bzw. %FS): Masse der durch Aufbereitung abgetrennten Metallfraktion, inklusive der darin enthaltenen Beimengungen/Anbackungen, bezogen auf den Input der Aufbereitung oder auf MV-Rostasche.

Die Bestimmung von Metallanteilen beruht auf einer maschinellen und/oder manuellen Sortierung. Für die manuelle Sortierung ist nur das Korngrößenspektrum > 2 mm zugänglich. Prinzipiell ist bei Korngrößen < 2 mm noch eine maschinelle Sortierung/Klassierung möglich, jedoch sehr schwierig und nicht verbreitet.

PRETZ (2006) schlägt folgende Methode zur Bestimmung der Metallanteile vor:

- Aufbereitung einer Probe, Masse > 100 kg, in einer Prallmühle
- Absiebung auf 2 mm
- Einsatz eines Wirbelstrom-Aggregates mit hervorragender Trennleistung im Labor

Eine Schwierigkeit hierbei ist, dass die Fraktion aus dem Wirbelstrom-Aggregat immer noch 45% Anbackungen (mineralisches Schlackenkorn) enthalten.

Die Methode der Technischen Universität Wien (TU) besteht im Wesentlichen aus folgenden Schritten:

- Es werden Tagesproben von ca. 200 kg über einen möglichst langen Zeitraum entnommen und in Sub-Inkrementen a 13 bis 15 kg unterteilt.
- Klassierung der Sub-Inkrementen in unterschiedliche Kornklassen durch Nasssiebung. Hierbei erfolgt insbesondere auch eine Abtrennung der Feinanteile < 2mm.
- Aussortieren der Glasscherben zur Bestimmung des Glasanteiles
- Aufschluss der Kornklassen durch Überfahren mit einer Vibrationswalze auf einer betonierten Fläche, dabei sukzessives Aussortieren der Metallanteile und wiederholtes Abtrennen (Sieben) der durch die mechanische Beanspruchung der Vibrationswalze erzeugten mineralischen Feinfraktion.
- Die nach Behandlung mit der Vibrationswalze verbleibenden Anteile wurden auf Basis der Magnetisierbarkeit (Neodym-Magnet für Fe), aufgrund der optischen

Eigenschaften (Glas, Cu, Al, Messing, Edelstahl) manuell sortiert. Teilweise wurde auch unter Verwendung von Schwertrübetrennung Aluminium maschinell sortiert.

Die Details der Durchführung wurden bereits in früheren Studien und Publikationen beschrieben (MITTERBAUER et al., 2009 a, b).

HU & REM (2009) entwickelten auch eine Methode zur Identifizierung von Al-Partikeln und zur Bestimmung der Al-Gehalte. Die anzuwendende Methode hängt von der Korngröße ab. Im Intervall zwischen 2 mm und 20 mm wurde folgende Methode angewendet:

- Reinigung mit Schmirgelpapier
- Zugabe von 30%-iger NaOH: Unterscheidet Mg und Al, sowie niederlegierte und höherlegiertes Al durch unterschiedliche Färbung der Oberflächen
- Zugabe von 65% HNO₃ zu der höherlegierten Fraktion: Unterscheidet Mg, Si-legiertes Al und (Cu, Ni, Zn)-legiertes Al, je nachdem ob die vorher durch NaOH erreichte Schwarz-Färbung verschwindet oder nicht. Mg reagiert heftig

Al- und Mg-Partikel >20 mm wurden durch anbohren und XRF analysiert. Al-Legierungen enthalten typischerweise zwischen ca. 1 und 5% Nicht-Aluminiummetall (häufig Si, Mn, Mg, Cu, Fe, Zn, seltener Pb, Ni), sodass eine Unterscheidung von Al- und Mg-basierten Legierungen mittels XRF nicht schwierig ist.

Die von HU & REM (2009) in dieser Weise bestimmten Gehalte an metallischen Al-Legierungen folgen in Abschnitt 8.3.2.

8.3 Grundlagen und Vorschläge für die Begrenzung der Wertmetallanteile

In diesem Abschnitt wird der Anteil der als Metalle (metallisches Fe, Cu, Al, Zn) vorliegenden Bestandteile in MV-Rostasche bzw. Produkten der Aufbereitung betrachtet. In oxidischer oder sonstiger chemischer Form gebundene Metalle können durch den Parameter „Gesamtgehalte“ begrenzt werden (siehe Abschnitt 8.4).

Der Wirkungsgrad der Metallabscheidung hängt von der jeweiligen Technik der Aufbereitung ab. Unmittelbar bei der Metallabscheidung durch Magnete oder Wirbelstrom kann zwar eine Maximierung der Metallrückgewinnung erreicht werden, welche jedoch auf Kosten der Qualität und Reinheit der abgetrennten Metallfraktion geht. Die folgenden Strategien führen eher zum Erfolg, wenn gleichzeitig eine gute Qualität der Metallfraktion und ein hoher Wirkungsgrad der Metallabscheidung erreicht werden soll:

- Zerkleinerung bzw. mechanischer Aufschluss der Metall-Nichtmetall-Aggregate
- Enger Sieblinienbereich und geringer Feinkornanteil vor dem Fe- und NE-Abscheider
- Windsichtung zur Abtrennung von organischen und flugfähigen Partikeln
- Zuverlässige Vermeidung der Überlastung der Fe- und NE-Abscheider
- Trockenaustrag und Aufbereitung der trockenen MV-Rostasche

Ein direkter Zusammenhang zwischen den am Markt vorhandenen Recycling-Technologien und dem Restmetallanteil kann derzeit aufgrund der großen Zahl der Anlagenkonfigurationen und spärlichen sowie teilweise nur marketing-orientierten Angaben über die Abscheideleistungen nicht hergestellt werden. Der erreichbare Rest-Metallgehalt kann jedoch auf Basis der in den folgenden Absätzen dargestellten Werte über Restmetall-Gehalt und Wirkungsgrad der Metallabscheidung abgeschätzt werden (siehe auch Tabelle 30). Die nun folgenden Angaben erfolgen in chronologischer Reihenfolge der zitierten Publikationen.

Die Massenbilanz einer Aufbereitungsanlage in Deutschland wurde bereits von PRETZ und MEIER-KORTWIG (1998) ermittelt. Der Wirkungsgrad der Fe-Metallrückgewinnung wird mit 96,9% beziffert. Diese Aufbereitungsanlage (Standort: unbekannt) enthielt auch einer Shredder für den mechanischen Aufschluss der Fraktion 0 - 32 mm und neben einem Überbandmagneten noch zwei weitere Trommelmagneten. Die Trommelmagnete lieferten jedoch ein Fe-Produkt, welches große Anteile nichtmetallischer Bestandteile enthält.

Nach JORDI (2005) wurde in einem Pilotprojekt der UMTEC unter Beteiligung der Industriepartner Roll Inova und Eberhard Recycling AG im Jahr 2003 ein Wirkungsgrad der Metallrückgewinnung von „über 67%“ erreicht. Dabei handelte es sich um eine der ersten Anlagen zur Aufbereitung von konventionell ausgetragener MV-Rostasche in der Schweiz.

Gemäß PRETZ (2006) kann mittels Starkfeld-Magnetabscheidung eine Anreicherung von NE-Metallen vor der Wirbelstromabscheidung erreicht werden. Mehrere Anlagen dieses Typs wurden bereits verwirklicht. Die Ausbeute an NE-Metallen liegt über 80%. Bei einer Anlagen-Konfiguration ohne Starkfeld-Magnetabscheidung, bestehend aus Sizer (inklusive Abtrennung von Fe-Metallen), Zerkleinerung, Überbandmagnet, Siebung auf 12 mm, Magnetabscheider für <12 mm optimiert und Wirbelstromabscheider wird ein Wirkungsgrad der Fe-Metallrückgewinnung von über 95% erreicht. Die NE-Rückgewinnungsrate ist jedoch gering.

Der Wirkungsgrad der Abscheidung im Wirbelstromabscheider beträgt gemäß KINNUNEN (2006) rund 85% für graues, nichtmagnetisches Metall und ca. 90% für rötliche nichtmagnetische Metalle. Die betreffende Pilotanlage dürfte jedoch auf maximalen Austrag eingestellt worden sein, denn die gewonnene NE-Metallfraktion enthielt etwa 45% Nichtmetallanteile.

MUCHOVA & REM (2007) geben für die Pilotanlage Amsterdam, bei der ein Schwergutabscheider zur Trennung der NE-Metallanteile eingesetzt wurde, folgende Wirkungsgrade und Reinheiten an:

Wirkungsgrade:	Fe 83%	NE 73%	Al 80%
Reinheit (Metallgehalt):	Fe 80%	NE 80%	

Im Vergleich dazu geben MUCHOVA & REM (2007) für die „konventionelle Aufbereitung“ für die Rückgewinnung von Fe-Metallen einen Wirkungsgrad von 82% und bei NE-Metallen einen Bereich von nur 9% bis 28% an. Die letzteren Zahlenwerte für die NE-Metallabscheidung dürften sich jedoch auf schlecht eingestellte Wirbelstromabscheider beziehen.

MORF et al. (2009) schätzen auf Basis der großtechnischen Versuche zur Aufbereitung von trocken ausgetragener MV-Rostasche, dass sowohl bei Fe-Metallen als auch bei NE-Metallen ein Metallaustrag von über 90% erreicht werden kann.

MORF & KÜHN (2009) geben die „theoretischen Potentiale“, „technischen Potentiale“ und die real im großtechnischen Maßstab erreichten Abscheideleistungen für die mobile Aufbereitungsanlage der Firma MMA GmbH, Degersheim (Technologiestand: 2007) an. Man beachte, dass sich die zitierten Wirkungsgrade der MMA-Anlage in der rechten Spalte der Tabelle auf den geschätzten Gesamtgehalt (Metalle und Nichtmetallisches) beziehen.

Tabelle 29: Potentiale und Wirkungsgrade der Metallabscheidung nach MORF & KÜHN (2009)

Element	Theoretisches Potential a)	Technisches Potential b)	Wirkungsgrad der Anlage der MMA Degersheim bezogen auf den Gesamtgehalt
Fe	60%	60%	42 ± 4 % c)
Al	65%	29%	13 ± 3 %
Cu	90%	22%	13 ± 2 %
Cr	90%	62%	56 ± 4 %
Ni	90%	67%	60 ± 5 %

a) Theoretisches Potential an Metallen in der Rostasche geschätzt anhand von Literatur sowie Schätzungen von MORF & KÜHN, 2009, bezogen auf den Gesamtgehalt

b) Technisches Potential = Summe der in der Anlage der MMA Degersheim und nachträglich in der Restschlacke durch Sortieranalyse im Labor abgeschiedenen Metalle, bezogen auf den Gesamtgehalt

c) Bezogen auf den Fe-Metallgehalt sind das 70 ± 7%.

MESTERS (2010) untersuchte den Fe-Metallgehalt von 24 aufbereiteten Rostaschen unterschiedlicher Anlagen (vorwiegend: Norddeutschland) im Korngrößenbereich zwischen 0 und 32 mm. Der Fe-Metallgehalt in den mineralischen Fraktionen weist eine starke Streuung auf und reicht von 0,4 bis 4,8%. Acht (= ein Drittel) der untersuchten Proben erreichen durch optimierte Metallabscheidung Werte unter 1,0% (Fe-Metallgehalt).

Um einen Bezug zwischen Metallgehalten, Wirkungsgraden der Metallabscheidung und Rest-Metallgehalten der gewonnenen mineralischen Fraktion herzustellen, wurde in der vorliegenden Studie auch eine Literaturrecherche zum Metallgehalt in nicht aufbereiteter MV-Rostasche durchgeführt. Die Ergebnisse werden in Abschnitt 8.3.2 dargestellt. Diese zeigen auch auf, dass der NE-Gehalt (Metalle, nicht Metallfraktion) sich häufig im Bereich zwischen 2,1 und 2,5% bewegt. In der NE-Fraktion überwiegen Al-, Al-Legierungen und Cu-Legierungen (z.B. legiertes Cu, Messing).

8.3.1 Vorschlag für Orientierungswerte für den Wertmetallgehalt

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass nach dem Stand der Technik **Fe-Restmetallgehalte unter 1,0%**, bezogen auf die jeweilige mineralische Fraktion erreichbar sind. Bei NE-Metallen kann mit einer verbreitet eingesetzten Technik (Wirbelstromabscheider) ein Wirkungsgrad der Metallabscheidung von über 80% erreicht werden. Die Reinheit der abgeschiedenen NE-Fraktion ist jedoch variabel und hängt von der gesamten Prozesskette ab. Ausgehend von einem NE-Metallgehalt von 2,4% in MV-Rostasche (2,4% bezogen auf Rostasche nach Vorabscheidung der Grobfraction und nach Fe-Abscheidung) und einer Abscheideleistung von über 66% kann erwartet werden, dass ein **NE-Restmetallgehalt unter 0,8%**, bezogen auf die jeweilige mineralische Fraktion mit vertretbarem technischen Aufwand erreicht wird und gleichzeitig ein marktfähiges NE-Produkt erzielt wird.

Bei Fraktionen mit Korngröße unter ca. 4 bis 5 mm sind die genannten Orientierungswerte (1,0% für Fe-Metalle und 0,8 für NE-Metalle) jedoch mit vertretbarem technischem Aufwand nicht erreichbar. Für Fraktionen unter 4 mm sollten daher keine Orientierungs- oder Grenzwerte für den Restmetallgehalt definiert werden, unabhängig davon, ob eine Verwertung oder Ablagerung vorgesehen ist.

8.3.2 Metallgehalt von MV-Rostasche

Im vorliegenden Abschnitt werden ergänzende Informationen zum Wertmetallgehalt von MV-Rostasche dargestellt. Die folgende Tabelle unterscheidet Literaturangaben über real in Anlagen durch Aufbereitung abgetrennte Metallfraktionen (oberer Teil der Tabelle) und tatsächlich enthaltene Metallanteile, welche überwiegend durch zusätzliche Sortieranalyse der mineralischen Fraktionen bestimmt wurden. In Anlagen abgetrennte Metallfraktionen enthalten mehr oder minder große Anteile von Anbackungen und Fehlwürfen und bestehen daher oft zu einem erheblichen Anteil aus Nichtmetall. Bei dem als „Fe-Metall“ und „NE-Metall“ angegebenen Werten wurde die Methode der Metallbestimmung gut dokumentiert und es ist erkennbar, dass die jeweiligen Autoren sich um die Bestimmung des „realen“ Metallgehaltes (ohne Anbackungen) bemüht haben.

Bezüglich der Technologie wurden zwei Typen unterschieden:

- A) Konventionelle Aufbereitung von gequenchter MV-Rostasche inklusive hydromechanischer Aufbereitung (Ludwigshafen) und integrierter Schlackenwäsche (Rugenberger Damm)
- B) Aufbereitung von trocken ausgetragener MV-Rostasche

Eindeutig ist der Unterschied zwischen „Fraktionen“ und realen Metallgehalten z.B. bei den Aufbereitungsversuchen von FIERZ & BUNGE (2007) dokumentiert. Da die Aufbereitung in großtechnischen Anlagen erfolgte und 25 t bzw. 75 t aufbereitet wurden, wurden die Daten von FIERZ & BUNGE (2007) in zweifacher Weise tabelliert. Bei hoher Reinheit der abgetrennten NE-Fraktion ergibt sich ein geringerer Wert für die NE-Metallfraktion und umgekehrt.

Zusätzlich werden aus den Bilanzen von FIERZ & BUNGE (2007) die Restmetallanteile einzelner Fraktionen rückgerechnet (siehe Tabelle 31), um den Metallgehalt bezogen auf die Masse der jeweiligen Fraktion darzustellen.

Tabelle 30: Massenanteil der abtrennbaren Metallfraktion bzw. Metalle

Anlage, Aufbereitungsmethode, Standort, Land		Fe-Metall-Fraktion (%)	NE-Metall-Fraktion (%)	Metall-Fractionen Summe(%)
Anlagen A): Konventionelle Aufbereitung, hydro-mechanische Aufbereitung und integrierte Wäsche	Adonkshof, Kreis Wesel, D	---	---	7,2
	Eschbach bei Freiburg im Breisgau, D	7,3	1 bis 1,2	8,5
	Ludwigshafen, hydromechanisch D	7 – 10	3 bis 5	---
	Rein mechanische Aufbereitung, D SCHMIDT, 2006	6,7	---	---
	Hydromechanische Aufbereitung, D SCHMIDT, 2006	8,1	---	---
	Hagenholz, D, MOERGELI, 1996	ca. 8	---	---
	Rugenberger Damm, D, ZWAHR, 2006	ca. 10	ca. 1	ca. 11
	PRETZ, 2006, D	ca. 10	bis 1,3	ca. 11
Anlagen B): Trockener Austrag	Harderwijk NL, FIERZ & BUNGE, 2007	8,8	3 b)	11,8
	Kassel, D, FIERZ & BUNGE, 2007	5,7	2,2 a)	ca. 8
Aufbereitungsversuch bzw. Sortieranalyse		Fe-Metalle (%)	NE-Metalle(%)	Metalle in Summe(%)
Versuche	Aufbereitungsversuche, ASTRUP, 2007	3,6 – 6,9	0,2 – 0,5	---
	Harderwijk NL und anschließend weitere Aufbereitung FIERZ & BUNGE, 2007	9,8 c)	2,5	---
	Aufbereitungsversuch in Wels, LINSMEYER et al., 2009	---	2,1 d)	---
Sortieranalysen	Sortieranalysen aus den 90-er Jahren	8 bis 14	---	---
	Sortieranalyse, MV-Rostasche aus Amsterdam, NL, MUCHOVA et al., 2007	ca. 13	2,3	ca. 15
	Sortieranalyse nach Brechen mit Walze, A, MITTERBAUER et al., 2009a	3,4 + ca.7 = ca.10,4	2,3	ca. 13

a) Nichtmetallanteil ca. 10% b) Nichtmetallanteil ca. 65% c) Anbackungen nicht auszuschließen

d) Es wurden 2,6% NE-Metallfraktion abgetrennt. Abzüglich von 20% mineralischer Verunreinigungen ergeben sich 2,1% NE-Metalle. Asche aus der Wirbelschichtfeuerung lieferte in der Aufbereitung 3,3% NE-Metallfraktion. Abzüglich 28% Verunreinigungen sind dies ca. 2,4% NE-Metalle.

Tabelle 31: Restmetallgehalte nach Trockenaustrag, nach FIERZ & BUNGE (2007)

Aufbereitungsversuch	Harderwijk	Harderwijk	Kassel
Fraktion (Mineralisches)	3 - 10 mm	10 - 40 mm	0 - 6 mm
Restmetallgehalt Fe	3,8%	1,1%	3,7%
Restmetallgehalt NE-Metalle	0,80%	0,56%	1,0%

Man beachte, dass die Bestimmung der Restmetallgehalte hier durch weitere Aufbereitung und nicht durch Sortierung/Klassierung im Labor erfolgte.

Weitere Informationen über die Art der NE-Metalle stehen zur Verfügung (siehe folgende Tabelle). Diese Daten wurden gewonnen durch:

- durch sorgfältige Sortierung der MV-Rostasche (MITTERBAUER et al., 2009a,b) oder
- durch erweiterte NE-Metallabscheidung und anschließende Sortierung von abgetrennten NE-Fraktionen (FIERZ & BUNGE, 2007, MUCHOVA et al., 2007)

Tabelle 32: Stoffgruppenzusammensetzung der NE-Metalle

Bestandteil (jeweils % FS, bezogen auf MV-Rostasche)	FIERZ & BUNGE, 2007 (Harderwijk)	MITTERBAUER et al., 2009a (Wien)	MUCHOVA et al., 2007 (Amsterdam)
Al, Al-Legierungen	1,4	1,4	1,5
Kupfer, Bronze, Kupferlegierungen	0,54	0,5	0,7
Edelstahl	n.b.	0,3	0,1 bis 0,2
Zink, Zinklegierungen	---	0,1	---
Silber	---	---	0,001
Mineralische Bestandteile	1,0	---	---

Nach HU & REM (2009) enthält die Fraktion > 20 mm deutlich mehr metallisches Al. Die von HU & REM (2009) gemessenen Gehalte an metallischem Al (samt Legierungsbestandteilen) der in Siebfractionen von MV-Rostasche sind:

- Fraktion 0,075 – 2,0 mm: 2%
- Fraktion 2 – 6 mm: 0,9%
- Fraktion 6 – 20 mm: 1,8%
- Fraktion > 20 mm: 4,5%

Da metallisches Aluminium ein Leitparameter für die Raum(un)beständigkeit von Ersatzbaustoffen ist, wurde bereits in den Jahren 1995 bis 2005 in Hamburg eine Serie von spezifischen Analysen durchgeführt. MV-Rostaschen aus Hamburg enthielten zwischen 3,0% (im Jahr 2005) und 4,67% (im Jahr 1995) metallisches Aluminium (MESTERS, 2009). Es ist nicht bekannt, ob sich dieser Gehalt an metallischem Aluminium auf TM oder Feuchtschubstanz bezieht.

Über den Gold-Gehalt in MVA-Rostasche liegen widersprüchliche Daten vor. Gemäß Angaben eines Betreibers einer Aufbereitungs-Pilotanlage in Österreich wird die NE-Fraktion fallweise nach China verkauft, wo eine Nachsortierung in Bezug auf Edelmetalle erfolgt. Das Abschöpfen der Edelmetalle vor dem Verkauf der NE-Fraktion ist wertmindernd.

8.4 Orientierungswerte für Gesamtgehalte

Der Behandlungsgrundsatz soll nicht für Reststoffe aus der Verbrennung gefährlicher Abfälle und keinesfalls für Filterstaub aus MVA-Anlagen gelten. Die Vermischung von Filterstaub oder Abgasreinigungsprodukten mit MV-Rostasche vor der Verwertung entspricht nicht dem Stand der Technik (EIPPC, 2006). Durch Orientierungswerte für Gesamtgehalte soll daher der Eintrag von Fremdstoffen in den Brennstoff bzw. in die MV-Rostasche zuverlässig vermieden werden. Geeignet für eine derartige Kontrollfunktion sind die Parameter Pb, Cd, Cr und Ni. Insbesondere sind die Gesamtgehalte der Metalle Pb und Cd geeignete Indikatoren für die nicht zulässige Vermischung von Filterstaub mit MV-Rostasche.

Bei der Festlegung von Gesamtgehalten ist von Grundsätzen des Bodenschutzes, von erreichbaren Gesamtgehalten für Ersatzbaustoffe und vom Schwankungsbereich der Gesamtgehalte in MV-Rostasche auszugehen. Es wird eine flächendeckende Sammlung von Elektroaltgeräten und Problemstoffen vorausgesetzt, die den Eintrag von Pb, Cd und Ni in den Abfall verringert. Die derzeitige Datengrundlage ist durch folgendes gekennzeichnet:

- Zum Gesamtgehalt von MV-Rostasche liegen langjährige Analysen aus mehreren Anlagen in Österreich vor
- Der Gesamtgehalt von Proben aus Aufbereitungsversuchen in Österreich wurde bisher nicht veröffentlicht (Eluatwerte sind vereinzelt verfügbar)
- Daten über Gesamtgehalt von Ersatzbaustoffen, die aus MV-Rostasche gewonnen wurden, sind auch im Ausland rar. Bei einem Teil der verfügbaren Daten kann in Frage gestellt werden, ob die dargestellten Analysenwerte repräsentativ sind
- Analysen über Siebfraktionen, die im Labor gewonnen wurden, sind in ausreichendem Maß verfügbar

Demnach bilden die Gesamtgehalte (Tabelle 13, Tabelle 33), insbesondere die Gesamtgehalte von nicht aufbereiteter, nur von Fe-Metallen befreiter MV-Rostasche (Daten aus Österreich ausgenommen Anlage Flötzersteig) eine bessere Datengrundlage für die Festlegung von Orientierungswerten als die wenigen publizierten Werte zum Gesamtgehalt aufbereiteter MV-Rostasche. Es wird daher der Weg gewählt, die Abreicherung (=Verringerung der Gesamtgehalte) einerseits anhand der verfügbaren Daten aus Anlagen, andererseits auch unter Einbeziehung von vielen Analysen von Siebfraktionen (siehe Abschnitt 8.4.1) abzuschätzen.

Der Vergleich der Zusammensetzung aufbereiteter MV-Rostaschen mit den Input-Materialien zweier Anlagen (siehe Tabelle 35) zeigt, dass durch Aufbereitung bei den Elementen Cr, Cu, Ni, Zn und Pb eine Verringerung der Gesamtgehalte erreicht werden kann. Diese Abreicherung ist bei der Definition von Orientierungswerten zu beachten.

Aufgrund der Selektivität der unterschiedlichen Aufbereitungsschritte für Metalle und Feinstanteile liegt im Fall einer trockenen Klassierung von konventionell ausgetragender MV-Rostasche im Trend eine geringere Abreicherung vor als bei Nass-Siebung, Attrition oder auch bei der Aufbereitung von trocken ausgetragener MV-Rostasche. Es war dabei nur eine grobe Abschätzung der Abreicherungsfaktoren möglich. Für die Schätzung der unteren Grenze des Abreicherungsfaktors im Fall der konventionellen mechanischen Aufbereitung von gequenchter MV-Rostasche wurde ein konservativer Ansatz gewählt, d.h. es wurde nur eine minimale Abreicherung angenommen (Abreicherungsfaktor 1,2 bis 1,3 – bedeutet der Input der Anlage weist im Vergleich zu den Produkten einen 20 bis 30% höheren Gesamtgehalt auf). Es wurde in jedem Fall der Einsatz effizienter Magnetabscheider und Wirbelstromabscheider und die Absiebung der Feinfraktion angenommen – also keine Verwertung von Fraktionen, deren Siebschnitt bei null beginnt. Weiters wurden das von

MORF & KÜHN (2009) geschätzte technische Potential zur Metallabschöpfung bei Ni (67%) und Cr (62%) sowie die Bilanz der Aufbereitungsanlage MMA Degersheim bezüglich dieser beiden Elemente berücksichtigt (vgl. Tabelle 29). Die Anreicherung von Metallverbindungen in der Feinfraktion im Fall der Ablagerung dieser Feinfraktion in Österreich wird nicht im Konflikt mit der Deponieverordnung stehen, da die entsprechenden Grenzwerte für den Gesamtgehalt von As und Cd (jeweils 5000 mg/kgTM) um Zehnerpotenzen größer sind als der Gehalt von MV-Rostasche und weil erwartet werden kann, dass bei entsprechender Aufbereitung (und gegebenenfalls Alterung der abzulagernden Feinfraktion) auch die Auslaugkriterien für die Reststoffdeponie erfüllt sind.

Tabelle 33: Gesamtgehalt nicht aufbereiteter MV-Rostasche in Österreich

Parameter	Gesamtgehalt nach WINTER et al, 2005				LINSMEYER et al, 2009	
	Spittelau	Flötzersteig	Dürnröhr	Arnoldstein	Wels 2005	Wels 2007
(mg/kgTM)	Grobes Fe abgetrennt	keine Aufbereitung	Grobes Fe abgetrennt	Grobes Fe abgetrennt	Grobes Fe abgetrennt	Grobes Fe abgetrennt
Ag	29	40	3			
As	13	10	2,5	6	6	12
Ba	1366	2038	117		271	123
Cd	10	8	12	5	5	19
Co	38	51	16		18	31
Cr	314	350	218			266
Cu	1982	1842	665		2520	2230
Fe	56500	30000			30900	38200
Hg	1,2	2,3	0,39	< 0,6	0,36	< 0,2
Mn	642	700			854	969
Ni	257	329	125		99	145
Pb	1336	1954	1013	926	877	1210
Sb	39				45	74
Sn	128				215	136
V	30				27	32
Zn	2385	3843	3273		2770	4640
Cl	3000	5340			3100	5600
S (XRF)					6300	9200
TOC	13900	21600	28000			
PAK	0,03	0,011	0,46	0,066		

Tabelle 34: Zusammensetzung von MV-Rostasche (WINTER et al., 2005)

Parameter	MVA	Minima	Mittelwert	Maxima
Blei (mg/kgTM)	Spittelau	250	1336	5500
	Flötzersteig	1000	1954	3500
	Dürnrrohr	57	1013	1810
	Arnoldstein	319	926	1541
Cadmium (mg/kgTM)	Spittelau	2	10	50
	Flötzersteig	4	8	15
	Dürnrrohr	2,1	12,2	19
	Arnoldstein	0,8	5,4	8
Chrom (mg/kgTM)	Spittelau	100	314	550
	Flötzersteig	200	350	500
	Dürnrrohr	27	218	350
Nickel (mg/kgTM)	Spittelau	42	257	420
	Flötzersteig	50	329	1200
	Dürnrrohr	14	125	230

Tabelle 35: Vergleich aufbereitete MV-Rostaschen – Ausgangsmaterialien

Gesamtgehalte (mg/kgTM)	As	Cd	Cr	Hg	Ni	Cu	Zn	Pb	EOX
Rostasche aus MV Rugenberger Damm, Mittelwert 2004 (ZWAHR, 2006)	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	258	8549	6296	2562	0,5
Rostasche aus MV Rugenberger Damm, Mittelwert 2005 (ZWAHR, 2006)	n.b.	7	275	0,016	393	9903	5509	1609	0,8
EMVAU – Produkt a) Mittelwert 2005 bis 2006, (HSK, 2010)	7	4	137	< 0,02	174	5285	2602	957	< 0,2
MV-Rostasche Ludwigshafen nach 3- monatiger Lagerung (LÜCK, 2004)	3	2,5	110	n.n.	74	710	1700	1000	n.b.
Daraus gewonnener Ersatzbaustoff (LÜCK, 2004)	n.n.	0,8	67	n.n.	23	150	470	190	n.b.

a) Gewonnen durch Aufbereitung von MV-Rostasche aus MVA Rugenberger Damm

Im Vergleich zu Vorsorge- und Orientierungswerten für den Boden- und Gewässerschutz ist vor allem beim Element Blei (Pb) eine Verringerung des Gesamtgehaltes vor der Verwertung anzustreben. Vorsorgewerte für Böden sind z.B. in Deutschland Werte zwischen 40 mg/kgTM und 100 mg/kgTM. Der Grenzwert im Trinkwasser für Pb in Österreich beträgt derzeit 0,025 mg/l. Zum Schutz von Schwangeren und Kleinkindern hat die WHO bereits jetzt einen Vorsorgegrenzwert von 0,01 mg/l vorgeschlagen. In Österreich wird der Trinkwassergrenzwert ab 1.12.2013 ebenfalls auf 0,01 mg/l verringert.

Die Vorschläge für Orientierungswerte für den Gesamtgehalt von Pb, Cd, Cr und Ni werden in Tabelle 36 dargestellt. Als Vergleichsgrößen enthält die Tabelle auch Werte aus der Verordnung „VLAREA“ aus Flamen (Belgien). Die VLAREA-Werte sind nicht verbindlich – also Richt- bzw. Orientierungswerte. Vielleicht fällt hier auf, dass der Belgische Orientierungswert für Ni geringer ist als z.B. der Mittelwert des Ni-Gehaltes der Anlage Flötzersteig. Dies ist darauf zurückzuführen, dass bei der MVA Flötzersteig die Fe-Metallabscheidung nachträglich (am Standort Rinterzelt) durchgeführt wird, bei den beiden MVA-Anlagen in Flamen jedoch Metallabscheider installiert sind. Das Element Ni liegt im Restmüll überwiegend als Metalllegierung vor. Nickel-legierte Metalle werden (mit Ausnahme von Edelstahl) sowohl bei der Fe- wie auch bei der NE-Abscheidung abgetrennt. Da in die Aufbereitung stets eine (meist mehrstufige) Fe- und NE-Abscheidung integriert ist, kann ein Orientierungswert gewählt werden, der geringer ist als der Gesamtgehalt von MV-Rostasche aus Anlagen ohne Metallabscheidung.

Tabelle 36: Vorschlag für Orientierungswerte für den Behandlungsgrundsatz

Parameter	Rostasche ohne Aufbereitung (mg/kgTM) c)	Konventionelle Aufbereitung a)	Nasssiegung, Attrition	Aufbereitung nach Trockenaustrag	VLAREA Richtwert aus Belgien (mg/kgTM)	Vorschlag für den Behandlungsgrundsatz (mg/kgTM)
	Gesamtgehalt	Geschätze Abreicherungs-faktoren b)			Orientierungswerte	
Blei	300 - 3000	1,3 bis 2,5	1,5 bis 4	1,5 bis 4	1250	900
Cadmium	4 - 15	1,2 bis 2	1,5 bis 3	1,5 bis 4	10	10
Chrom	200 - 600	1,2 bis 2,5	1,3 bis 3	1,5 bis 3	1250	800
Nickel	50 - 400	1,3 bis 3	1,5 bis 3,5	1,5 bis 3,5	250	300
a) Konventionelle Aufbereitung: gequenchte Rostasche, Vorabscheidung, allfällige Zerkleinerung, Siebung, Magnetabscheider, Wirbelstrom, allenfalls integrierte Wäsche im Nassentschlacker						
b) Abreicherungs-faktor: Konzentration im Input der Aufbereitung: Konzentration im Ersatzbaustoff						
c) Häufig in Österreich vorgefundene Bereiche. Seltene Extremwerte wurden nicht berücksichtigt						

Als Bestimmungsmethode für den Gesamtgehalt sollte in Übereinstimmung mit der Österreichischen Deponieverordnung der Königswasseraufschluss der zerkleinerten und gemahlten Probe nach ÖNORM EN 13657 „Charakterisierung von Abfällen – Aufschluss zur anschließenden Bestimmung des in Königswasser löslichen Anteils an Elementen in Abfällen“ verwendet werden. In die silikatische Gesteinsmatrix eingeschlossene Anteile von

Cr und Ni, die nicht auslaugbar sind, werden bei dieser Bestimmungsmethode nicht erfasst, sind jedoch auch nicht umweltrelevant.

8.4.1 Ergänzende Literaturdaten zur Auslaugbarkeit und Zusammensetzung von Siebfractionen

Der vorliegende Abschnitt beschäftigt sich ergänzend und vertieft mit folgenden Fragen:

- Welche Abreicherung/Abtrennung von löslichen Komponenten wird durch Klassierung (Siebung, Waschen) erreicht?
- Sind auch Schadstoffe, z.B. Schwermetalle, durch Klassierung abtrennbar?

Die Aussagen beziehen sich dabei größtenteils auf Siebschnitte, die im Labor hergestellt wurden. Die Verifizierung im großtechnischen Maßstab steht zwar noch aus, jedoch stellen die Resultate aus Labor-Siebungen im Allgemeinen eine gute Basis für die technische Umsetzung dar, wenn dafür gesorgt wird, dass die Trennleistung auch im großtechnischen Maßstab entsprechend groß ist.

Eine vollständige Abtrennung von Feinfraktionen ist insbesondere bei der Klassierung von herkömmlich ausgetragener (gequenchter) MV-Rostasche nicht möglich, da Restanteile der Feinfraktionen am Grobkorn anhaften. Selbst bei Trockenaustrag und effizienter trockener Siebung von MV-Rostasche kann nicht erwartet werden, dass der Bereich der geogenen Grundgehalte (Gesteine, Sedimente) erreicht wird (FIERZ & BUNGE, 2007).

REICHELT und PFRANG-STOTZ (1997), untersuchten in elf Kornklassen einer aufbereiteten MV-Rostasche den Mineralphasenbestand und die Auslaugbarkeit. Die Aufbereitung erfolgte durch Alterung über mehrere Wochen, Magnetabscheidung und Siebung bei 32 mm. Die Weitere Klassierung in elf Kornklassen erfolgte im Labor (0,063 mm, 0,09 mm, 0,25 mm, 0,71 mm, 2 mm, 5 mm, 8 mm, 11,2 mm, 16 mm, 22,4 mm, 32 mm).

Viele Mineralphasen sind nach REICHELT & PFRANG-STOTZ (1997) in allen Kornklassen nachweisbar. Folgende Mineralphasen sind jedoch in den Feinfraktionen deutlich angereichert:

- Bassanit ($\text{CaSO}_4 \times 0,5 \text{H}_2\text{O}$) in allen Feinfraktionen < 5 mm
- Halit (Salz, NaCl) in allen Feinfraktionen < 0,71 mm
- Portlandit [$\text{Ca}(\text{OH})_2$], Magnesit (MgCO_3) und Ettringit [$3 \text{CaO} \times \text{Al}_2\text{O}_3 \times 3 \text{CaSO}_4 \times 30\text{-}32 \text{H}_2\text{O}$] in den feinsten Fraktionen 0,063 – 0,09 mm sowie < 0,063 mm

Die Auslaugbarkeit der genannten Siebfractionen zeigt bei den Elementen K, Ca, Sr, Rb, As, Cu und Cr einen deutlichen Rückgang mit steigender Korngröße. Ausnahme ist die Fraktion 22,4 bis 32 mm, bei der gegenüber der Fraktion 16 bis 22,4 wieder ein Anstieg der Auslaugbarkeit eintritt.

Im Gegensatz dazu ist bei den Elementen Ni, Zn und Pb die Abhängigkeit der Auslaugbarkeit von der Korngröße wenig ausgeprägt. Obwohl die Fraktion 16 - 22,4 mm auch hier die geringste Auslaugbarkeit aufweist, kann auf Basis einer einzelnen Probe nicht entschieden werden, ob ein Zusammenhang zwischen Korngröße und Auslaugbarkeit bei den Elementen Ni, Zn und Pb vorliegt.

Die mitunter starke Anreicherung von Salzen bzw. leicht löslichen anorganischen Komponenten in der Feinfraktion ist anhand der Untersuchung der Auslaugbarkeit von Kalium (K) und Rubidium (Rb) sowie der XRD-Bande von NaCl im Feststoff offensichtlich.

Tabelle 37: Abhängigkeit der Auslaugbarkeit von der Korngröße bezogen auf die Auslaugbarkeit der Fraktion 16 - 22,4mm (Faktoren, gerundet). Datenquelle: REICHEL & PFRANG-STOTZ (1997)

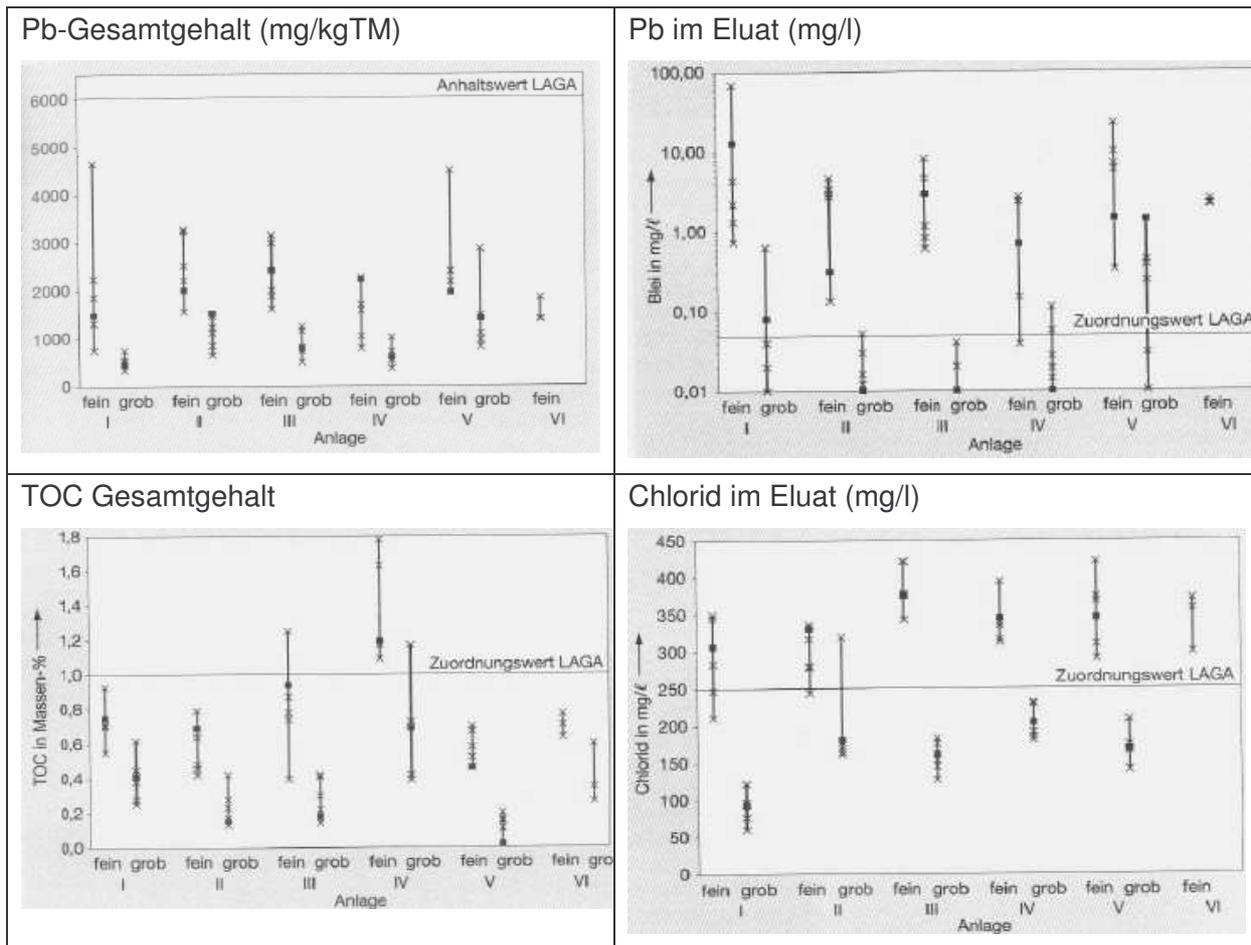
Parameter	Fraktion 16 - 22,4 mm	Fraktionen 0,06 - 0,25 mm, 0,25 mm - 0,71 mm, 0,71 - 2,0 und 2 - 5 mm	Feinstfraktionen 0 - 0,063 mm und 0,063 - 0,09 mm
K	1	2 bis 4	5 bis 6
Ca	1	1,5 bis 2	1,5 bis 2
Sr ^{a)}	1	2 bis 4	4 bis 6
Rb ^{a)}	1	ca. 4 bis 10	ca. 10 bis 15
As	1	2,5 bis 5	5 bis 6
Cu	1	2,5 bis 5	5 bis 6
Cr	1	2,5 bis 5	5 bis 6

^{a)} Strontium (Sr) bis zu 1 mg/l im Eluat, Rubidium (Rb) bis zu ca.0,3 mg/l im Eluat

MARB et al. (2002) und RIEDEL (2004) untersuchten die Auslaugbarkeit von jeweils zwei Kornfraktionen von MVA-Rostasche aus Verbrennungsanlagen in Bayern. Die Klassierung erfolgte jeweils im Labor. Die Zusammensetzung und Auslaugbarkeit der Feinfraktion (0 – 6 mm) und Grobfraktion (6 - 40 mm) der Asche der MVA Burgkirchen wird in Tabelle 38 dargestellt.

Tabelle 38: Feinfraktion und Grobfraktion der MVA Burgkirchen (MARB et al., 2002)

Parameter, Dimension	Gesamtgehalt Feinfraktion 0 - 6 mm	Gesamtgehalt Grobfraktion 6 - 40 mm	Eluat der Feinfraktion 0 - 6 mm	Eluat der Grobfraktion 6 - 40 mm
TOC (mg/kgTM) bzw. DOC	5000	1000	103	28
el.LF (mS/m)	---	---	263	85
As (mg/kgTM)	13,4	7,7	< 0,05	< 0,05
Pb (mg/kgTM)	1567	767	< 0,05	0,052
Cd (mg/kgTM)	6,9	1,5	< 0,05	< 0,01
Cr (mg/kgTM)	266	249	0,78	0,17
Cu (mg/kgTM)	3936	2447	0,41	0,09
Ni (mg/kgTM)	238	175	0,015	0,063
Hg (mg/kgTM)	0,26	0,45	0,008	< 0,005
Zn (mg/kgTM)	4238	2153	0,62	0,47
Cl (mg/kgTM)	---	---	4435	1135



Anmerkung: Feinfraktion bei RIEDEL (2004): 0 – 8mm, Grobfraktion: 8 – 32 mm

Abbildung 4: Grob- und Feinfraktion von sechs MVA's in Bayern (RIEDEL, 2004)

Gleichzeitig berichtet RIEDEL (2004) auch von einer deutlichen Anreicherung von PCDD/F, PCB, PCBz, PCPh und PAK in der Feinfraktion. Auch am Beispiel der bei KNORR et al. (1999), untersuchten Fraktionen 0 - 8 mm („Feinschlacke“, dies ist eigentlich eine Asche-Fraktion) und 8 - 32 mm („Grob Schlacke“) ist die Anreicherung der organischen Schadstoffe in der Feinfraktion vor allem beim Median-Wert erkennbar.

Tabelle 39: Organische Schadstoffe in Fein- und Grobfraktion (KNORR et al., 1999)

Parameter	Dimension	Feinschlacke (Mittelwert)	Grob Schlacke (Mittelwert)	Feinschlacke (Median)	Grob Schlacke (Median)
PAK	µg/kg	746	329	631	127
PCDD / PCDF	Ng I-TEQ/kg	14,8	5,3	14,0	5,2
PCB	µg/kg	21,7	34,1	24,3	15,7
PCPh a)	µg/kg	28,1	8,7	9,8	2,8
PCBz a)	µg/kg	7,1	2,7	5,5	2,6

a) PCPh....polychlorierte Phenole, PCBz.....polychlorierte Benzole

MARCHESE & GENON (2010), bestimmten die Zusammensetzung des Feinkornes (<0,35mm) und der gesamten Asche-Probe von Rostaschen aus drei Linien derselben MVA in Italien. Auffällig ist hierbei der geringe Si-Gehalt und große Ca-Gehalt der Feinfraktion. Chlorid und Sulfat wird in der Feinfraktion angereichert (

Tabelle 40). Eine schwache Anreicherung von Zn in der Feinfraktion wurde beobachtet.

Tabelle 40: Zusammensetzung Feinfraktion und Gesamtprobe (MARCHESE & GENON, 2010)

Linie		Linie 1		Linie 2		Linie 3	
		< 0,35mm	gesamt	< 0,35mm	gesamt	< 0,35mm	gesamt
Si	%	4,6	15,3	7,3	17,1	7,0	16,2
Ca	%	35,3	20,0	30,8	20,8	36,1	22,2
Al	%	5,60	3,72	4,92	2,97	2,34	2,31
Mg	%	3,00	3,50	2,97	3,45	3,81	3,95
S	%	1,00	0,49	0,90	0,56	1,28	0,51
Cl	%	1,87	0,67	1,97	0,74	2,24	0,97
Ba	mg/kgTM	1433	1410	269	900	1970	2002
Mn	mg/kgTM	1262	3616	1146	909	1495	903
Cr	mg/kgTM	732	546	920	402	630	408
Ni	mg/kgTM	236	234	228	243	283	211
Cu	mg/kgTM	2221	2894	2365	3637	3259	3063
Zn	mg/kgTM	2860	2274	3069	2396	4370	2487
Pb	mg/kgTM	845	697	1875	1554	1745	1238

CHIMENOS et al. (1999), beobachteten, dass Glas vor allem in den Fraktionen 4 - 6,3 mm, 6,3 mm -16 mm und 16 mm - 25 mm sowie Keramik/Ton/Ziegel vor allem in der Fraktion 16 - 25 mm angereichert wird. Um die Unterschiede deutlich sichtbar zu machen, haben CHIMENOS et al. (1999) hierbei alle Kornfraktionen >1 mm mit Wasser gewaschen. Trotz Glassammlung in Barcelona und Tarragona ergaben sich hierbei für die Fraktion 4 - 6,3 mm in der Rostasche dieser beiden MVA-Anlagen (nach einstufiger Magnetabscheidung) Glasgehalte über 65%. Dieser Wert ist beachtlich, jedoch nicht unmittelbar auf die Situation einer verdichteten, flächendeckenden Sammlung von Altglas in Österreich hin übertragbar.

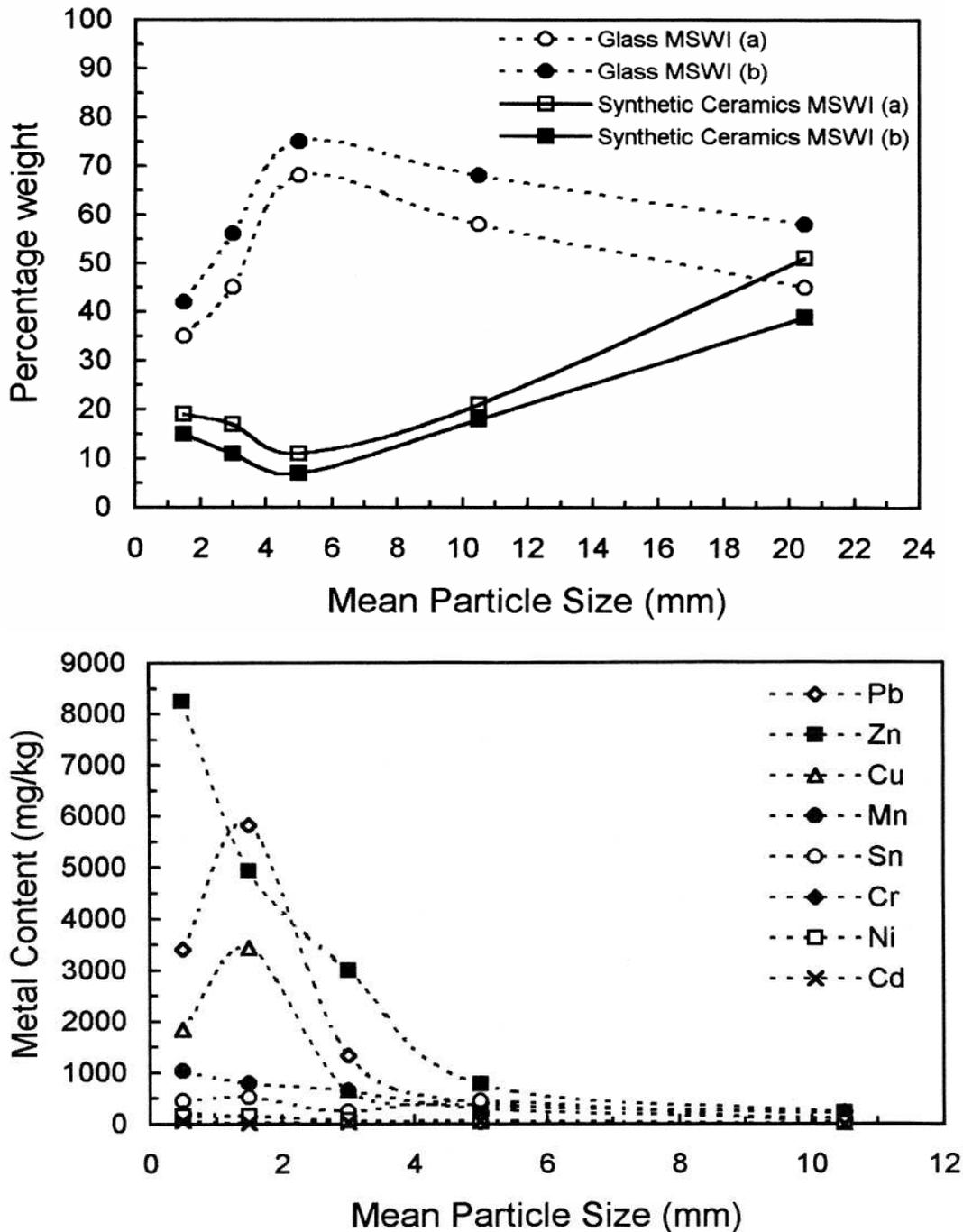


Abbildung 5 a/b: Zusammensetzung von gewaschenen Kornklassen (CHIMENOS et al., 1999)

Durch das Waschen der Fraktionen in Kombination mit vorgeschalteter Klassierung wird nach CHIMENOS et al. (1999) auch eine deutliche Abreicherung von Pb, Zn, Cu und Mn erreicht.

ONORI et al. (2009), klassierten eine MV-Rostasche aus Italien im Labor. Die Siebfractionen 0,425 – 2 mm, 2 mm – 5,6 mm und 5,6 – 12 mm wurden untersucht. Das Ergebnis wird in Tabelle 41 dargestellt. „TC“ stellt den Gesamtgehalt und „L“ die Auslaugbarkeit, bestimmt nach EN 12457-2 bei L/S=10 dar.

Tabelle 41: Zusammensetzung und Auslaugbarkeit von Siebfractionen nach ONORI et al. (2009)

element	CLASS A (12.0 – 5.6 mm)		CLASS B (5.6 – 2.0 mm)		CLASS C (2.0 – 0.425 mm)	
	TC* (mg/kg)	L** (mg/kg)	TC* (mg/kg)	L** (mg/kg)	TC* (mg/kg)	L** (mg/kg)
Al	64,591	57	68,087	242	52,470	202
As	2	0	3	0	2	0
Ca	228,165	663	232,945	928	264,349	982
Cd	61	0	40	0	7	0
Cr	487	0	467	0	483	0
Cu	6,452	0	8,499	0	4601	1
Fe	21,313	0	18,795	0	17,632	0
K	4,410	221	4,852	240	5,447	281
Mg	16,311	0	16,652	1	19,403	0
Mn	458	0	475	0	503	0
Mo	128	0	13	0	12	0
Na	14,901	242	15,175	204	20,442	208
Ni	209	0	97	0	100	0
Pb	2,441	51	2,782	41	3,403	83
Sb	102	0	42	0	25	0
Si	118,872	5	115,175	0	93,474	0
Zn	2,824	4	2,424	1	1,892	1
Cl ⁻	18,953		19,306		25,639	
SO ₄ ²⁻	13,417		10,427		8,800	

Im Gegensatz zu anderen Literaturquellen wurde keine Anreicherung von Cadmium und Zink in der Feinfraktion beobachtet. Es handelt sich jedoch um Analysen einer Einzelprobe, deren Aussagekraft nicht überbewertet werden sollte.

ROCCA et al. (2009), untersuchten folgende zwei Materialien in frischem Zustand und nach passiver Alterung (3 und 6 Monate):

- Asche aus einer Spitalsabfall-Verbrennungsanlage
- Rostasche aus einer MVA, Fraktion < 50mm.

Sowohl frische als auch gealterte Proben wurden bei 60°C getrocknet und danach im Labor klassiert. Da der zeitliche Verlauf der Auslaugbarkeit nicht dargestellt wurde, werden hier die Daten von ROCCA et al. (2009) dementsprechend ausgewertet und graphisch dargestellt.

Man kann erkennen, dass für einige Elemente (Pb, Cu) die Auslaugbarkeit in den feinsten Fraktionen (< 0,15 mm, 0,15 – 0,43 mm) größer ist. Die noch als „technisch verwertbar“ einzustufende Fraktion 4,8 bis 9,2 mm weist geringere Auslaugbarkeit bei den Elementen Pb, Cu und Cr auf als feinere Fraktionen. Beim Element Antimon (Sb) ist ein Zusammenhang zwischen Korngröße und Auslaugbarkeit nicht erkennbar, jedoch ein Anstieg der Sb-Konzentration im Eluat mit dem Alter vorhanden.

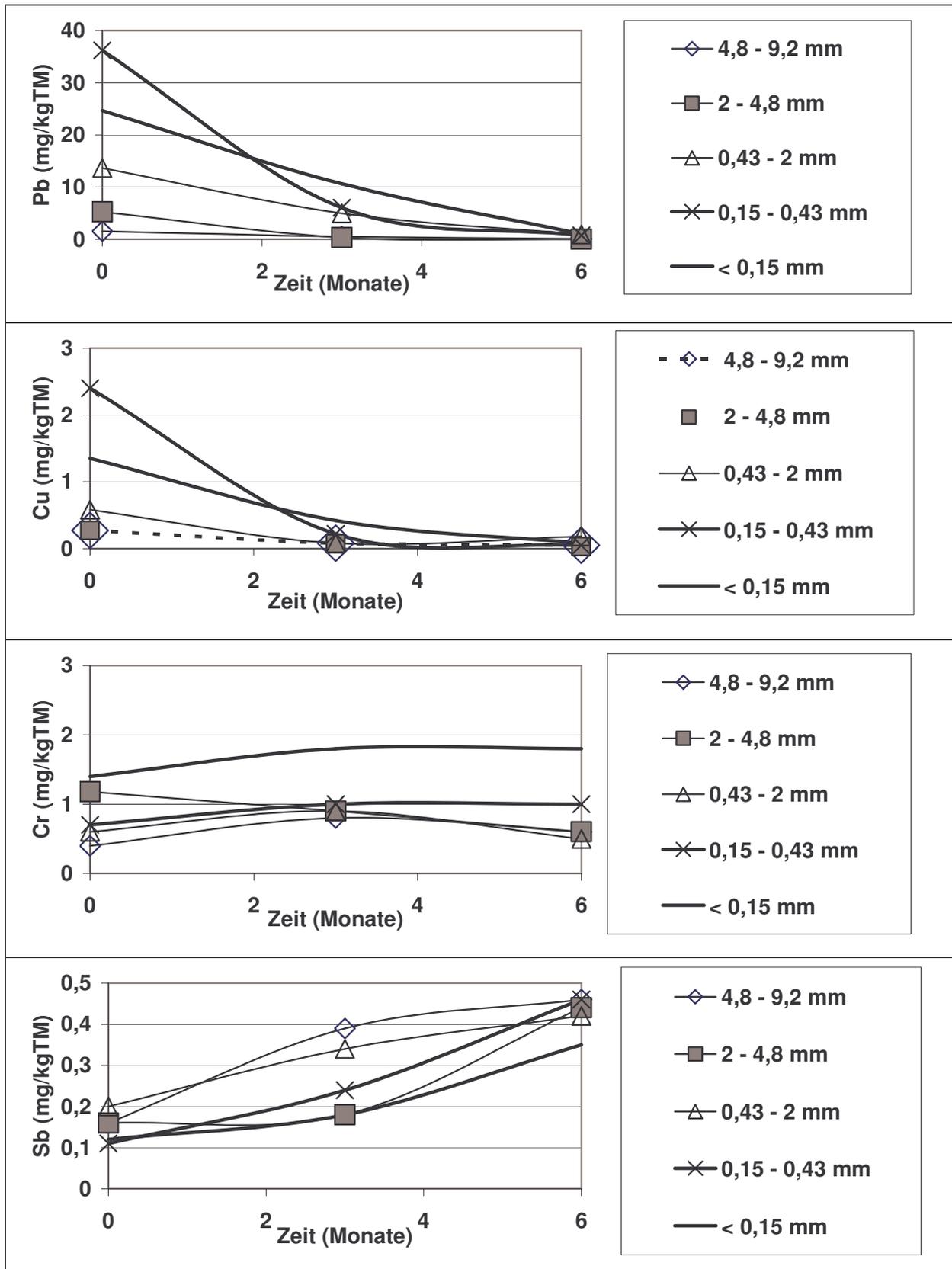


Abbildung 6: Eluate von Kornklassen in Abhängigkeit vom Probenalter (Daten aus: ROCCA et al., 2009)

Vielversprechend für das Erreichen einer besseren Trennschärfe bezüglich der Metallgehalte ist neben den Waschprozessen auch die trockene Aufbereitung von MV-Rostasche nach Trockenaustrag. Die Zusammensetzung von unterschiedlichen Kornfraktionen aus dem

Trocken-Aufbereitungsversuch in Hinwil (Schweiz) wurde von FIERZ & BUNGE (2007) untersucht. Es konnten Trennvorgänge bzw. selektive Anreicherungen beobachtet werden. Die Zusammensetzung und Auslaugbarkeit der Kornfraktionen wird von FIERZ & BUNGE (2007) folgendermaßen kommentiert:

„Die Entfrachtung an Schwermetallen in der trocken ausgetragenen Schlacke ist zwar insgesamt nicht sehr erheblich, aber es werden vor allem solche Schwermetalle, die in wasserlöslichen Verbindungen (Zn-, Cu-, Pb -Verbindungen) vorliegen, mit dem Feinanteil abgetrennt. Dies hat zu Folge, dass die Grobfraktion der Schlacke viel weniger wasserlösliche Schwermetallverbindungen enthält und somit ein deutlich verbessertes Eluationsverhalten für diese Elemente (Zink Zn, Kupfer Cu, Blei Pb) aufweist.“

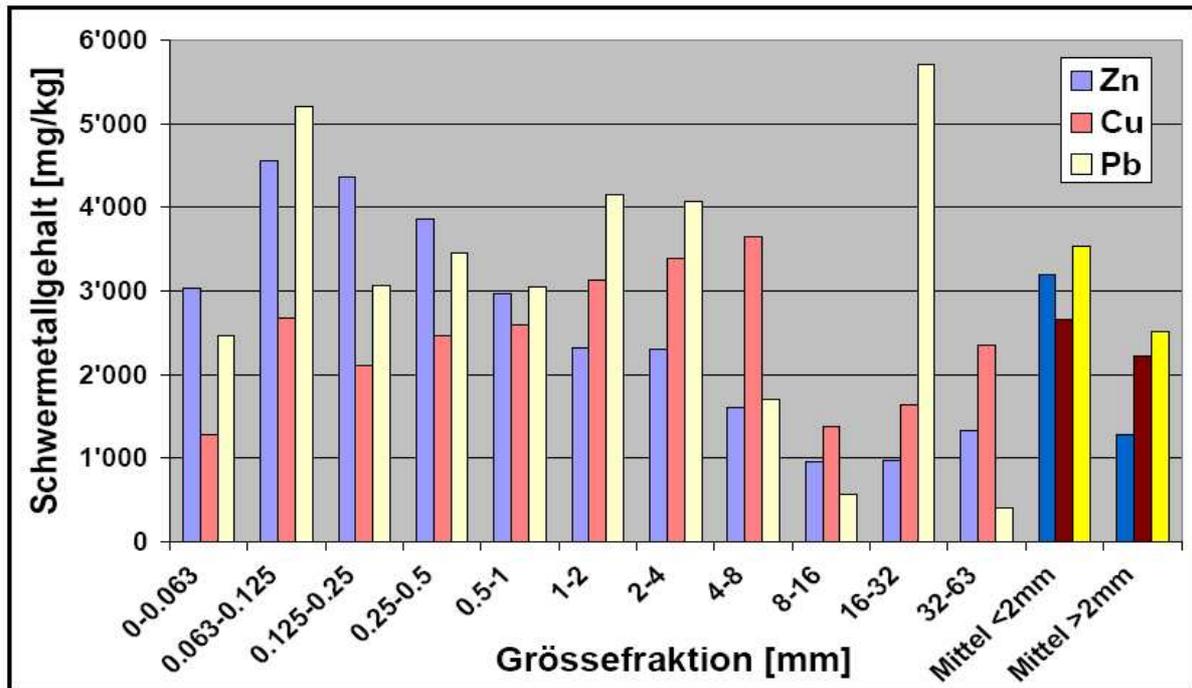


Abbildung 7: Zusammensetzung von Kornfraktionen nach FIERZ & BUNGE, 2007

Bei näherer Betrachtung von Abbildung 7 fällt auf, dass die Elemente Zn und Cu in den Fraktionen 0,063 – 0,125 mm, 0,125 mm – 0,25 mm und 0,25 mm – 0,5 mm gegenüber den Fraktionen 8 - 16 mm und 16 - 32 mm stark angereichert sind. Die Anreicherung beträgt bei Zn ca. das 3,5- bis 4,5-fache, diejenige von Cu ca. das zwei bis dreifache, bezogen auf die Gesamtgehalte der Fraktionen 8 - 16 mm und 16 - 32 mm. Die Feinfraktionen enthalten auch deutlich mehr Pb als z.B. die Fraktion 8-16 mm. Bei der Fraktion 16-32 mm könnte eine singuläre Verunreinigung durch ein Pb-hältiges Partikel vorliegen.

Der von der AVE Österreich GmbH in Wels durchgeführte Versuch (LINSMEYER et al., 2009) zum Trockenaustrag ergab eine bessere Trennleistung bei der Abtrennung der Fe- und NE-Metalle. Abgetrennte Metallfraktionen weisen einen höheren Reinheitsgrad auf (siehe auch Abbildung in Teil B der Studie, Abschnitt B5.2). Die trockene Klassierung und Untersuchung der trocken ausgetragenen Rostasche im Labor zeigt außerdem, dass die Feinfraktion deutlich höhere Auslaugbarkeit bei Salzen, Cr und Pb aufweist. Ni und Cd waren in den Eluaten aller Siebfraktionen nicht nachweisbar (< 0,5 mg/l).

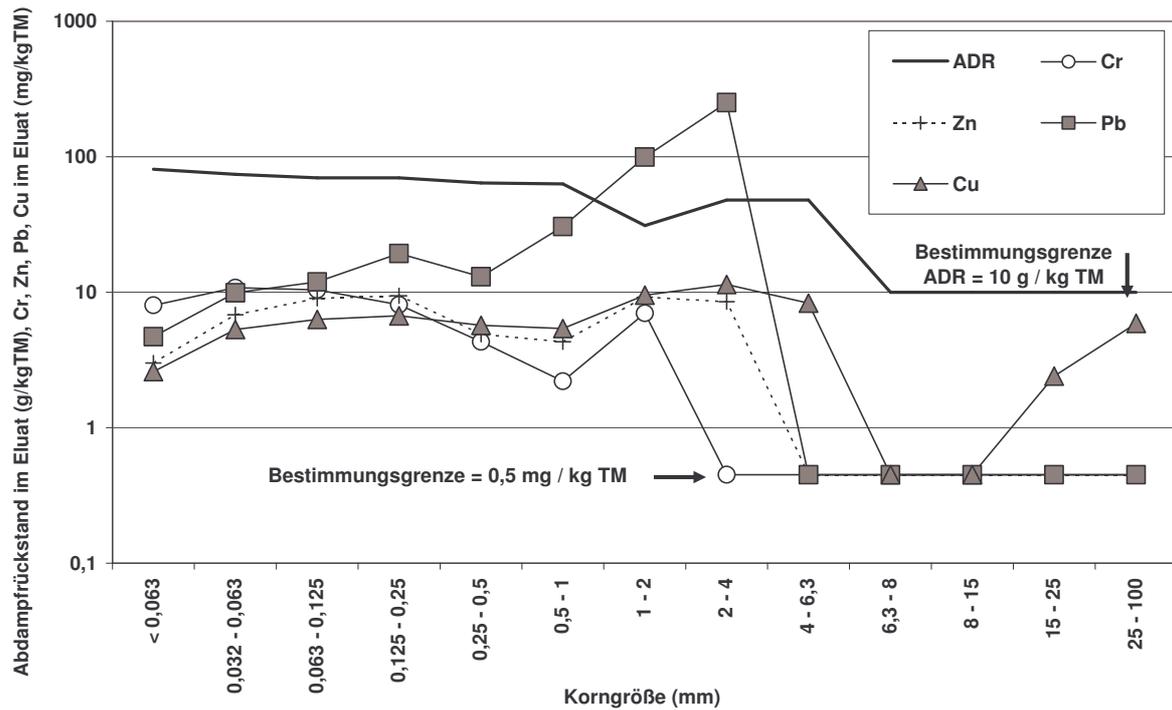


Abbildung 8: Auslaugbarkeit von Siebfractionen, Trockenaustrag-Pilotversuch Wels

Die Daten zu Abbildung 8 stammen aus LINSMEYER et al. (2009). Die Proben wurden im üblichen Batchtest (L/S = 10, 24 h) eluiert. Der Massenanteil der Siebfractionen mit besonders geringer Auslaugbarkeit (von 4 mm bis 15 mm) an der Gesamtmasse der trockenen MV-Rostasche beträgt 18,6%.

8.5 Unverbrannter Anteil und TOC

MV-Rostasche enthält organische Kohlenstoffverbindungen in Form von unverbrannten Anteilen sowie elementarem Kohlenstoff, der keinem Abbau unterliegt. Unverbrannte Anteile liegen teilweise als große oder flugfähige Objekte (z.B. große Papierrollen, Geflechte etc.) vor, die den Rost zu rasch durchlaufen haben. Diese großen Objekte werden bei der Probenahme für die TOC-Bestimmung jedoch nicht erfasst und gewöhnlicherweise wieder in die Rostfeuerung bzw. den Bunker der MVA zurückgeschleust.

Der TOC-Wert wird in Proben von MV-Rostasche derzeit oft als Differenz zwischen TC und TIC bestimmt. Der TOC-Wert setzt sich zusammen aus dem EC (elementarem bzw. refraktären Kohlenstoffgehalt) und TOC_{ORG} , dem tatsächlich organisch gebundenen Kohlenstoff.

Als Maß für den unverbrannten Anteil wird auch oft der Glühverlust (GV) angesehen. GV und TOC sind jedoch in MV-Rostasche nur schwach korreliert. Der Glühverlust beruht neben dem thermischen Abbau der organischen Substanz auch auf dem Verlust von Kristallwasser und der Zersetzung thermisch labiler anorganischer Stoffe (z.B. Al-hydroxid). Feinfraktionen zeigen einen deutlich höheren Glühverlust als Siebfraktionen ab mehreren mm Durchmesser (BACIOCCHI et al., 2008, ROCCA et al., 2009).

Die verfügbaren Daten betreffend aufbereitete MV-Rostasche zeigen, dass in grobkörnigem Material geringere TOC-Werte erreicht werden können als in feinkörnigem Material bzw. bei weitem Kornspektrum. Es ist zu erwarten, dass sich feinkörniger refraktärer Kohlenstoff (EC) bevorzugt in der Feinfraktion befindet. Zusätzlich besteht im Mittel- und Grobkorn die Möglichkeit, unverbrannte Anteile durch Windsichtung sorgfältig abzutrennen.

Tabelle 42: TOC und Glühverlust in aufbereiteter MV-Rostasche

Literaturquelle	Art der Daten, Bezugsjahr	Korngröße	TOC (%)	Glühverlust GV (%)
MARB et al., 2002	Einzelproben, 2001	< 6 mm	0,5	3,4
		6 – 40 mm	0,1	0,7
ZWAHR, 2005	Mittelwerte 2002 / 2003 / 2004	0 – 32 mm	0,65 / 0,78 / 0,52	1,85 / 1,68 / 1,86
	Bereich 2004	0 – 32 mm	0,1 bis 0,8	1,10 bis 2,21
SVB, 2010	Jeweils vier Proben, 2009/10	0 – 11 mm	0,52 bis 1,6	4,3 bis 6,0
		0 – 56 mm	0,43 bis 0,71	1,6 bis 2,7 ^{a)}

^{a)} Ein Einzelwert von 7,1 % Glühverlust wurde nicht berücksichtigt. Es könnte ein Probenahme-, Analysen- oder Schreibfehler vorliegen oder auch eine untypische Abfallzusammensetzung.

Die Aufbereitungstechnik zu dieser Tabelle wird in Abschnitt 4 beschrieben (siehe Tabelle 15).

Ein Merkblatt der Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FSVG, 2005) empfiehlt für Ersatzbaustoffe einen Gehalt an „Unverbranntem“ von $\leq 0,5\%$.

9 Hinweise bezüglich Schutzbauten

Die Niederländische „Soil quality regulation“ aus dem Jahr 2007 fordert für die Qualitätsklasse 2 von Ersatzbaustoffen, das so genannte „IBC building material“ in Artikel 3.9.2 die Errichtung von Schutzbauten.

Als Schutzbauten sind demnach zulässig:

- Bentonitmatten
- Sand-Bentonit-Polymer
- HDPE-Folien, Stärke 2mm, die bestimmte technische Kriterien erfüllen

Die Schutzbauten müssen gewährleisten, dass bei einer Wassersäule von 20 cm die während 200 d im Jahr einwirkt, die Leckage-Rate maximal 6 mm/a ist. Die Lebensdauer der Schutzbauten soll mindestens 100 Jahre sein.

Bentonitmatten und Sand-Bentonit-Polymerabdichtungen müssen gegenüber Beschädigung durch Bitumenemulsionen (4 kg/m^2) oder Kunststofffolien geschützt werden.

Für die Ableitung von Niederschlagswasser ist bei der Errichtung von Schutzbauten zu sorgen. Die Neigung von Schutzbauten muss auch unter Berücksichtigung von Setzungen mehr als 2% betragen.

In Deutschland enthält die FGSV-Publikation „Merkblatt über Technische Sicherungsmaßnahmen bei Böden und Baustoffen mit umweltrelevanten Inhaltsstoffen im Erdbau“ (FGSV-E2007) insgesamt sechs Vorschläge für die Ausführung von Schutzbauten für Dämme. Die Vorschläge der FGSV für den Oberflächenaufbau sind den oben beschriebenen, aus den Niederlanden stammenden Maßnahmen sehr ähnlich.

- a) 0,5 m mineralische Abdichtung $k \leq 5 \times 10^{-10} \text{ m/s}$, darüber der übliche Dammbaustoff (z.B. 1,5 m), Neigung 1:1,5 an den Böschungen
- b) Ähnlicher Aufbau wie A, zusätzlicher Einsatz von Dränmatten / Sickerschichten
- c) Kunststoffdichtungsbahn, darüber der übliche Dammbaustoff, Neigung 1:1,5 an den Böschungen
- d) Der Ersatzbaustoff selbst ist nur schwach durchlässig, $k \leq 1 \times 10^{-7} \text{ m/s}$, darüber der übliche Dammbaustoff
- e) „Kernbauweise“: Einbau von Ersatzbaustoff nur im „Kernbereich“ unter wasserundurchlässiger Deckschicht, nicht an den Böschungen
- f) Abdichtung mit Bitumenemulsion-Anspritzung mit mindestens $0,8 \text{ kg/m}^2$. Neigung auch am Dammkopf mindestens 2,5%, Böschungsneigung 1:1,5

Diese FGSV-Vorschläge und die entsprechenden Konstruktionszeichnungen befinden sich auch im ersten Entwurf der deutschen Ersatzbaustoff-VO. Aus dem Text des ersten Entwurfes geht jedoch nicht hervor, ob die Errichtung dieser Schutzbauten verbindlich ist.

Falls die Errichtung von Schutzbauten verbindlich festgelegt wird bzw. per Bescheid auferlegt wird, sollte die Dauerhaftigkeit der Schutzbauten kritisch geprüft werden. Hier sind viele Fragen noch offen, z.B.:

- Zuverlässige Vermeidung der Veränderung von tonmineralgebunden Konstruktionen und mineralischen Dichtschichten unter dem Einfluss von Streusalz

- Erosionsbeständigkeit
- UV-Beständigkeit
- Technische Ausführung in einer Form, welche das Risiko einer Sulfatkorrosion von Betonbauteilen (z.B. Betonrohre, -rinnen) im Abflußsystem der Straße minimiert
- Vor dem Hintergrund von Langzeitstudien mit Straßenabschnitten, in denen MV-Rostasche verwendet wurde (ABERG et al., 2006, FLYHAMMER & BENDZ, 2006, DABO et al., 2009, De WINDT et al., 2010) kann erwartet werden, dass bereits innerhalb eines Jahrzehntes ein deutlicher Rückgang der Auslaugbarkeit eintritt. Damit ist fraglich, ob eine Dauerhaftigkeit von 100 Jahren wie in den Niederlanden gefordert werden soll. Die Alterung von MV-Rostasche im Einbauzustand wird durch CO₂, welches in das Material eindiffundiert, wesentlich beeinflusst. Damit ist naheliegend, dass die Errichtung von langzeitbeständigen Schutzbauten nur bei entsprechend großer Schichtdicke des Ersatzbaustoffes sinnvoll ist.

Die Errichtung von Schutzbauten kann jedoch kein Ersatz für eine mangelnde Eignung des Einbau-Standortes sein. Im Sinne des Gewässerschutzes sind jedenfalls Wasserschutzgebiete, der Schwankungsbereich des Grundwassers und hochwassergefährdete Zonen (z.B. HQ 100) auszuschließen.

10 Hinweise bezüglich bautechnischer Anforderungen

Die vorliegende Studie beschäftigt sich mit der Entwicklung von Anforderungen an Ersatzbaustoffen aus der Sicht des Gewässer- und Bodenschutzes. Zusätzlich zu den ökologischen Anforderungen müssen Ersatzbaustoffe selbstverständlich die bautechnischen Kriterien erfüllen. Diese wurden in den entsprechenden bautechnischen Vorschriften und Empfehlungen in Deutschland vor allem durch die Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (FGVS, Köln) und bei der Österreichischen Forschungsgemeinschaft Straße und Verkehr (FSV, Wien) veröffentlicht und weiterentwickelt.

Die bautechnischen Anforderungen an Baustoffe hängen von der Art der Anwendung ab. Grundsätzlich sind aus bautechnischer Sicht hierbei folgende Kategorien von Anwendungen zu unterscheiden:

- Zementgebundene Anwendungen (Betonzuschlag)
- Ersatz von Gesteinskörnungen in Asphalt
- Ungebundene und stabilisierte Anwendungen

Für die Verwertung von MV-Rostasche in ungebundener oder stabilisierter Form ist vor allem die Bestimmung des **Feinkornanteiles**, der **Sieblinie** und **Raumbeständigkeit** sehr wichtig.

„Treiberscheinungen“, die durch die Korrosion von Metallen oder andere Reaktionen bedingt sind, können bei Anwendung von MV-Rostasche als Ersatzbaustoff zu Hebungen führen. Diese Hebungen können punktuell oder auch flächenhaft auftreten (MESTERS, 2004). Durch weitgehende Abtrennung von Metallen und Alterung oder Behandlung mit CO₂ können diese Treiberscheinungen deutlich verringert werden.

Bei hohem Feinkornanteil ist keine Frostsicherheit gewährleistet (gefrierendes Porenwasser oder eingestautes Wasser führt zu Hebungen). Der Feinkornanteil wird daher sowohl bei primären Baustoffen wie auch bei Ersatzbaustoffen begrenzt. Sieblinie, Grob- und Feinkornanteil können durch Klassierung kontrolliert beeinflusst werden. In vielen Fällen wird die geforderte Sieblinie bereits nach einer einfachen Aufbereitung erreicht.

Von „Frostbeständigkeit“ spricht man, wenn durch Frosteinwirkung keine bzw. nur eine begrenzte Kornzerkleinerung eintritt. Auch diese Frostbeständigkeit muss gewährleistet sein, weil sie die Tragfähigkeit des Bauwerks oder auch die Frostsicherheit des Ersatzbaustoffes während der Lagerung und nach dem Einbau ungünstig verändern kann.

Beispiele für festgelegte Kriterien und Prüfverfahren bei der Herstellung von ungebundenen Tragschichten werden in der folgenden Tabelle dargestellt. Die Beispiele für technische Anforderungen stammen aus den Österreichischen Technischen Vertragsbedingungen Unterbauplanum und ungebundene Tragschichten, Blatt „Ungebundene Tragschichten“, Ausgabe 1. April 2008 (RVS 8S.05.11, 5/2004) und den Technischen Lieferbedingungen für Baustoffgemische und Böden zur Herstellung von Schichten ohne Bindemittel im Straßenbau der FSGV (TL SoB-StB 04, Ausgabe 2004, Fassung 2007).

Anmerkungen zur Tabelle 43:

- RVS8S.05.11 (2004) legt obere und untere Siebliniengrenzen für die Körnungen 0/22, 0/32, 0/45 und 0/63 mm fest. Die entsprechenden Sieblinienbereiche in der SoB-StB 04 (2004) sind bei Schotter- und Kiestragschichten 0/32, 0/45 und 0/56 mm und bei Frostschutzschichten 0/8, 0/11, 0/16, 0/22, 0/32, 0/45, 0/56 und 0/63 mm. Weiters sind auch der Richtlinie für Recycling-Baustoffe des Österreichischen Baustoff-Recycling-Verbandes (BRV, 2007)

Empfehlungen für Siebliniengrenzen enthalten. Diese beziehen sich auf Tragschichten mit Körnungen 0/22, 0/32, 0/45, 0/63 und 0/90 mm.

- RVS8S.05.11 (2004) enthält weiters Anforderungen an die Herstellung der Tragschichten, wie Verdichtungsgrad, Verformungsmodul, maximale Dicke der eingebauten Schicht etc.
- Nach TL SoB-StB 04 (2004) dürfte MV-Rostasche nur in Baustoffgemischen für Frostschutzschichten der Bauklassen III – VI eingesetzt werden, nicht jedoch in Schottertragschichten (STS) und Kiestragschichten (KTS). Vermutlich wird hier demnächst eine Anpassung an die Ersatzbaustoff-Verordnung erfolgen. Analoges gilt für die „Technischen Lieferbedingungen für Gesteinskörnungen im Straßenbau“ der FGSV (TL Gestein StB 04).
- TL SoB-StB 04 (2004) enthält weiters technische Anforderungen an Baustoffgemische für Deckschichten ohne Bindemittel. Da hier aus ökologischer Sicht die Anwendung von MV-Rostasche nicht anzustreben ist, werden diese technischen Anforderungen hier nicht dargestellt.
- Der CBR-Wert ist ein Maß für die Tragfähigkeit und Verformung unter Auflast.

Tabelle 43: Beispiele für bautechnische Anforderungen, ungebundene Tragschichten

Technisches Merkmal	RVS 8S.05.11 (2004)		TL SoB-StB 04 (2004)		Prüfbestimmungen, Anmerkungen
	uT	oT	FSS	STS	
uT ungebundene untere Tragschicht oT ungebundene obere Tragschicht FSS Frostschutzschicht STS Schottertragschicht	uT	oT	FSS	STS	Probenahme nach ÖNORM EN 13286-1, ÖNORM EN 932-1, RVS 11.062
Korngrößenverteilung	-	X	X	X	ÖNORM EN 933-1
Überkorn (Siebschnitt)	X	X	X	X	ÖNORM EN 933-1
Maximal zulässiger Feinkornanteil / Frostsicherheit	X	X	X	X	ÖNORM EN B 4810
Kornform	X	X	TL Gestein: X		ÖNORM EN 933-4
Anteil an gebrochenen Körnern	X	X	TL Gestein: X		ÖNORM EN 933-5
Widerstand gegen Zertrümmerung	X	X	-	X	ÖNORM EN 1097-2
California bearing ratio (CBR)	-	-	-	X	DIN EN 13286-47
Raumbeständigkeit	X	X	TL Gestein: X		Bei Stahlwerksschlacke, ÖNORM EN 1744-1
Sonnenbrand (8/11)	X	X	TL Gestein: X		Bei Basalt, EN 1367-3
Wasseraufnahme	X	X	TL Gestein: X		ÖNORM EN 1097-6
Frostbeständigkeit: Widerstand gegen Frost-Tau-Wechsel (8/11)	X	X	-	X	Falls Wasseraufnahme >1% ist: ÖNORM 1367-1

11 Kosten der Aufbereitung von MV-Rostasche

Nur wenige Angaben über die Kosten der Aufbereitung von MV-Rostasche wurden bisher publiziert. Die vorliegenden Angaben sind Schätzungen der zitierten Autoren und die Datengrundlagen sind nicht sehr transparent. Die von ZWAHR (2004), GEVAG (2008) sowie RUTTEN et al. (2006) angegebenen spezifischen Aufbereitungskosten beruhen auf Erfahrungen mit großtechnischen Anlagen bzw. großtechnischen Aufbereitungsversuchen und sind damit zuverlässiger als andere verfügbare Datenquellen. Die von FEHRENBACH et al. (2008) genannten Daten beruhen auf einer stichprobenweisen Erhebung. Diese Daten können gemäß den Autoren dieser Studie „eine sehr kurzlebige Repräsentativität aufweisen“ (FEHRENBACH et al., 2008). Bei KOHAUPT (2009) könnte eine Unterschätzung der Kosten vorliegen.

Tabelle 44: Schätzungen zu den spezifischen Kosten der Aufbereitung

Aufbereitungsmethode	Kosten (€/t) a)	Literaturquelle
Erhöhte Wasserzugabe im Naßentschlacker 2-tägige Zwischenlagerung Siebung 0 – 32 mm Zerkleinerung von > 32 in Prallmühle Fe- und NE-Abscheider für 0 – 32 und > 32 mm Alterung über 3 Monate	21	ZWAHR, 2004
Siebung 150 mm Belüftung mit CO ₂ -haltiger Luft in Mieten	7 bis 9	RUTTEN et al., 2006
Alterung 2-stufiges Waschen in Miete Behandlung des Abwassers	50 bis 100	
Alterung 1-stufiges Waschen in Miete, L/S = ca. 0,5 bis 1 Stabilisierung/Behandlung zur Verringerung der Sulfat-Auslaugbarkeit	37 bis 44	
Alterung Siebung 6mm 1-stufiges Waschen und Stabilisierung der <6mm Fraktion	17 bis 24	
Betrieb eines Wirbelstrom-Abscheiders (10 t/h, Investition: 60.000 bis 85.000 €, hohe Verfügbarkeit angenommen, optimistische Schätzung)	2,5 bis 2,8	KOHAUPT, 2009
„Einfache Aufbereitung mit Metallabscheidung (z.B. für den Versatz)“	ca. 30	FEHRENBACH et al., 2008
Alterung, Metallabscheidung (Aufbereitung für Straßenbau)	ca.40	
„Differenzierte Aufbereitung mit integrierter Schlackenwäsche und dreimonatige Alterung“	ca.50	

a) bezogen auf eine Tonne Inputmaterial

Der Geschäftsbericht der Fa. GEVAG für das Jahr 2008 gibt folgende Kosten für Aufbereitung und Entsorgung von Rostasche an (www.gevag.ch):

Tabelle 45: Kosten der Aufbereitung und Entsorgung von MV-Rostasche (GEVAG, 2008)

Prozess bzw. Posten	Summe 2008 (Schweizer Franken)
Betrieb der Aufbereitung	148.503 sfr
Entsorgung der MV-Rostasche	619.121 sfr
Transportkosten für MV-Rostasche	428.508 sfr
Abschreibung und Zinsen (5a)	499.050 sfr
Erlös Wertstoffe = Metalle (2008)	468.378 sfr

Der Input in die GEVAG-Anlage im Jahr 2008 war 21.651 t. Umgerechnet mit dem €/sfr – Wechselkurs von Dezember 2008 (0,65) ergeben sich damit spezifische Aufbereitungskosten von 4,1 €/t (Betrieb) und 13,9 €/t (Abschreibung, 5a), insgesamt also 18 €/t. Die Aufbereitungsanlage besteht im Wesentlichen aus Sternsieb (<10 mm), STEINERT Überbandmagneten und STEINERT Wirbelstromabscheidern.

Literaturliste

ABERG A., KUMPIENE J., ECKE H., 2006: Evaluation and prediction of emissions from a road built with bottom ash from municipal solid waste incineration (MSWI). *Science of the Total Environment* 355:1-12.

ADAM F., AMMANN P., BÖNI D., LIECHTI J., SCHWAGER S., STEINER P., 2007: Klimafreundliche und ressourcenschonende KVA – Vorschlag für eine Branchennorm. Version 28.11.2007. Hrsg: Baudirektion Kanton Zürich, Amt für Wasser, Energie und Luft (AWEL).

ALWAST H., RIEMANN A., 2010: Verbesserung der umweltrelevanten Qualitäten von Schlacken aus Abfallverbrennungsanlagen. Sachverständigengutachten der Fa. Prognos, April 2010, unveröffentlicht.

ARICKX S., van GERVEN T., VANDECASTEELE C., 2006: Accelerated carbonation for treatment of MSWI bottom ash. *Journal of Hazardous Materials B137*:235-243.

ARICKX S., van GERVEN T., KNAEPKENS T., HINDRIX K., EVENS R., VANDECASTEELE C., 2007: Influence of treatment techniques on Cu leaching and different organic fractions in MSWI bottom ash leachate. *Waste Management* 27:1422-1427.

ASTRUP T., 2007: Pretreatment and utilization of waste incineration bottom ashes: Danish experiences. *Waste Management* 27:1452-1457.

ASTRUP T., CHRISTENSEN T., 2005: Waste Incineration Bottom Ashes in Denmark. Status and Development Needs by 2003. Editor: Affald Danmark, DK. <http://www2.er.dtu.dk/publications/fulltext/2005/MR2005-011.pdf>

BACIOCCHI R., COSTA G., POLETTINI A., POMI R., POSTORINO P., ROCCA S., 2008: Accelerated carbonation of RDF incineration bottom ash: CO₂ storage potential and environmental behavior. 2nd Int. Conference on Accelerated Carbonation, ACEME08, Rom, 1-3.Okt 08.

BJURSTRÖM H., HERBERT R., RIBBING C., THAM G., 2009: Using ash in a sustainable society, swedish R&D programme 2002-2008. Proceedings Sardinia 12th International Waste Management & Landfill Symposium, Cagliari. CD. Hrsg: CISA, IT.

BÖHMER, S.; KÜGLER, I.; STOIBER, H.; WALTER, B., 2007: Abfallverbrennung in Österreich – Statusbericht 2006. Report REP-0113. Hrsg: Umweltbundesamt, Wien.

BRV, 2007: Richtlinie für Recycling-Baustoffe (Grüne Richtl.). 7.Auflage, 2007. Hrsg: Österreichischer Baustoff-Recycling-Verband, 1040 Wien, Karlsgasse 5.

- CHANDLER A.J. et al., 1997: Municipal solid waste incinerator residues. Studies in Environmental Science 67. Monografie. Herausgeber: Elsevier.
- CHIMENOS J.M., SEGARRA M., FERNANDEZ M.A., ESPIELL F., 1999: Characterization of the bottom ash in municipal solid waste incinerator. Journal of Hazardous Materials A:64:211-222.
- CORNELIS C., BIERKENS J., JORIS I., NIELSEN P., PENSAERT S., 2006: Quality criteria for re-use of organotin-containing sediments on land. Journal of Soil and Sediments 6:3:156-162
- CRILLESSEN K., SKAARUP J., 2006: Management of bottom ash from WTE plants. Hrsg: International Solid Waste Association (ISWA).
- CRILLESSEN K., 2009: Overview of management of MSWI bottom ash in Europe. 3rd BOKU Waste Conference, April 15-17.2009, S.197-206. Editor: LECHNER P., Facultas, Vienna.
- DABO D., BADREDDINE R., De WINDT L., DROUADAIN I., 2009: Ten-year chemical evolution of leachate and municipal waste incineration bottom ash used in a test road site. Journal of Hazardous Materials 172:904-913.
- DEC-NY, 2010: Environmental Conservation Law, Subpart 360-3: Solid waste incinerators or refuse-derived fuel processing facilities or solid waste pyrolysis units. Verordnung, Dez.1988, zuletzt geändert im Nov.1999. Department of Environmental Conservation, New York State. www.dec.ny.gov. Download: Mai 2010.
- De WINDT L., DABO D., LIDELOW S., BADREDDINE R., LAGERKVIST A., 2010: Reactive transport modeling of leachate evolution of MSWI bottom ash used as a road basement, Dava (Sweden) and Herouville (France) sites. Rohfassung des Artikels. Accepted for publication in Waste Management.
- EIPPC, 2006: Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration (BAT Incineration). Integrated Pollution Prevention and Control Bureau, European Commission, Sevilla.
- ENVIRONMENT CANADA, 2010: <http://www.ec.gc.ca>, Download Mai 2010.
- FEHRENBACH H., GIEGRICH J., MAHMOOD S., 2008: Beispielhafte Darstellung einer vollständigen, hochwertigen Verwertung in einer MVA unter besonderer Berücksichtigung der Klimarelevanz. UBA-Texte 16/08, Umweltbundesamt, Berlin.
- FGSV, 1986: Merkblatt über die Verwendung von industriellen Nebenprodukten im Straßenbau. Teil Müllverbrennungsasche (MV-Asche). Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Köln.
- FGSV, 2005: Merkblatt über die Verwendung von Hausmüllverbrennungsasche im Straßenbau – HMVA, Ausgabe 2005. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Köln.
- FHWA & USEPA, 2008: User guidelines for byproducts and secondary use – Materials in pavement construction. <http://www.recycledmaterials.org/tools/uguidelines/mswca1.asp> Herausgeber: RMRC, Stand: 2008. Download: Mai 2010.
- FIERZ R., BUNGE R., 2007: Trockenaustrag von KVA-Schlacke. Phase 2: Pilotversuch zum Trockenaustrag und Schlackenaufbereitung im technischen Massstab. Hochschule für Technik Rapperswil (HSR), Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik (UMTEC), Eigenverlag.
- FLYHAMMAR P., BENDZ D., 2006: Leaching of different elements from subbase layers of alternative aggregates in pavement constructions. J. Hazard.Mater. 137:603-611.
- FREMGEN B., MEINKEN K., 2004: Einsatz aufbereiteter MV-Rostasche als Baustoff auf Deponien – noch möglich trotz DepVerwV? Teil 2. Müll und Abfall 8:04:364-372.
- FREMGEN B., 2006: Verwendung aufbereiteter MV-Rostasche als güteüberwachter Deponiebaustoff-Praxisbeispiele. Vortrag am 12.10.2006 auf dem 16. Karlsruher Deponie- und Altlastenseminar 2006.
- FREMGEN B., 2007: Schlacke als güteüberwachter Baustoff. Umweltmagazin 4/5 2007:21-23.
- HALL D.H., DRURY D., GRONOW J.R., ROSEVEAR A., POLLARD S.J.T., SMITH R., 2006: Estimating pollutant removal requirements for landfills in the UK: I. Benchmarking study and characteristics of waste treatment technologies. Envir. Technol. 27:1309-1321.
- HEINE W., SCHÜRIG C., ROSPUNT J., 2009: Anforderungen an die Aufbereitung von MVA-Rohaschen – entspricht das LAGA Merkblatt 19 noch dem Stand der Technik? Müll und Abfall 7:09:356-360.

- HJELMAR O., Van der SLOOT H., GUYONNET D., RIETRA R., BRUN A., HALL D., 2001: Development of acceptance criteria for landfilling of waste: An approach based on impact modelling and scenario calculations. Proceedings Sardinia 2001, 8th International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari. III:711-721. Editor: CISA, IT.
- HJELMAR O., HANSEN A, 2009: Risk-based leaching criteria for MSWI bottom ash utilisation. 3rd BOKU Waste Conference, April 15-17.2009. Editor: LECHNER P., Facultas, Vienna.
- HOLNSTEINER R., WEBER L., 2010: Der Österreichische Rohstoffplan. In: Abfallwirtschaft im Wandel- Werte, Märkte und Strukturen. Tagungsunterlagen. Herausgeber: ÖWAV, Wien.
- HSK, 2010: Internetseiten der Hanseatischen Schlackenkontor GmbH., Download: Mai 2010. <http://www.schlackenkontor.de/de/umweltvertraeglichkeit/feststoffgehalte.html>
- HU Y., REM P., 2009: Aluminium alloys in municipal solid waste incineration bottom ash. Waste Management & Research 27:251-257.
- ITAD, 2009: Mitteilung der Interessensgemeinschaft Thermische Abfallbehandlung in Deutschland (ITAD), Würzburg, an die Prognos AG, zitiert in ALWAST & RIEMANN, 2010.
- IWSA, 2010 (MICHAELS T.): The 2007 IWSA Directory of Waste-to-Energy-Plants. Statistik der Integrated Waste Services Association, Washington D.C., www.wte.org, Download: Mai 2010.
- JURIC, B., HANZIC, L., ILIC, R., SAMEC, N., 2006: Utilization of municipal solid waste bottom ash and recycled aggregate in concrete Waste Management 26: 1436-1442
- JORDI B., 2005: Aufbereitung der Schlacke entlastet die Umwelt. GSA Informationsbulletin 1/2005 S.38-43.
- KINNUNEN M., 2006: A Study on Physical Separation Techniques for Recovery of Metals from Municipal Solid Waste Incineration (MSWI) Bottom Ash. PhD, Helsinki University of Technology, Department of Materials Science and Engineering, Mechanical Process Technology and Recycling.
- KLETZMAYR W., 2010: Rohstoffsicherung – Wie kann der „Abfluss“ von Metallen verhindert werden?. In: Abfallwirtschaft im Wandel- Werte, Märkte und Strukturen. Tagungsunterlagen. Herausgeber: ÖWAV, Wien.
- KOHAUPT U., 2009: Aspekte bei Auswahl und Anwendung von Wirbelstromabscheidern. BHM 154:4:160-163. Springer Verlag.
- KOPP A., 2010: Anforderungen an den Einbau von mineralischen Ersatzbaustoffen und Verfüllungen. Tagung „Ersatzbaustoffe“. Zeche Zollverein Essen, 23.4.2010.
- KNORR W. et al., 1999: Rückstände aus der Müllverbrennung. Chancen für eine stoffliche Verwertung von Aschen und Schlacken. E.Schmidt Verlag, Berlin.
- LIND B.B., NORRMAN J., LARSSON L.B., OHLSSON S.-A., BRISTAV H., 2008: Geochemical anomalies from bottom ash in a road construction – Comparison of the leaching potential between an ash road and the surroundings. Waste Management 28:170-180.
- LINSMEYER T. et al., 2009: Composition and chemical properties of slag from MSW combustion in a grate fired incinerator and coarse bottom ashes from RDF combustion in a fluidized bed incinerator. 3rd BOKU Waste Conference, April 15-17.2009. Editor: LECHNER P., Facultas, Vienna.
- LÜCK T., 2004: Die weitergehende Aufbereitung von Müllverbrennungsschlacke nach dem Verfahren der Scherer + Kohl GmbH. In: THOME-KOZMIENSKY K.J.: Optimierung der Abfallverbrennung 1, S.621-642. ISBN 3-935317-16-6. TK Verlag, Neuruppin.
- MANN W., 2009: Exploding concrete banned. www.contractjournal.com. Download: Mai 2010.
- MARB C. et al., 2002: Verwertung von Rostschlacken aus der thermischen Abfallbehandlung im Rahmen von Bauvorhaben. Hrsg: Bayrisches Landesamt für Umweltschutz.
- MARCHESE F., GENON G., 2010: Effect of operating conditions in an MSW incinerator on the resulting release capacities of bottom ash. Submitted to: Journal of Hazardous Materials.
- MARZI T., PALIZSCH S., KÜMMEL R., PELLENS J., BLEEKER P., 2004: Künstliche Alterung von Rostaschen aus der thermischen Abfallbehandlung. Müll und Abfall 1: 23-30.
- MEINFELDER T., RICHERS U., 2008: Entsorgung der Schlacke aus der thermischen Restabfallbehandlung. Wissenschaftliche Berichte FZKA 7422, Forschungszentrum Karlsruhe.

- MESTERS K., 2004: Bestimmungsverfahren zur Raumbeständigkeit von HMV-Aschen. VGB Power Tech 3/2004, 49ff.
- MESTERS K., 2009: Wissenschaftliche Studie zu Verwertungsmöglichkeiten von HMV-Schlacke des Hanseatischen Schlackenkontors im Straßen- und Erdbau unter Berücksichtigung bau- und umwelttechnischer Aspekte. Hrsg: KM GesmbH für Straßen- und Umwelttechnik, Bochum. Im Auftrag der Hanseatischen Schlackenkontor GmbH, Hamburg.
- MESTERS K., 2010: Schlacken aus der Hausmüllverbrennung. Vortrag während der Tagung „Ersatzbaustoffe“. Zeche Zollverein Essen, 23.4.2010.
- MITTERBAUER G., SKUTAN S., RECHBERGER H., 2009a: Contents and variability of recoverable metals in MSWI bottom ash. In: Prosperity waste and waste resources. 3rd BOKU Waste Conference, April 15-17.2009. Editor: LECHNER P., Facultas, Vienna.
- MITTERBAUER G., SKUTAN S., RECHBERGER H., 2009b: Charakterisierung der Rostasche der MVA Dürnrohr im Hinblick auf die Rückgewinnung von Metallen (ChaRo). Im Auftrag der AVN, unveröffentlicht.
- MOERGELI R., 1996: Schlackenaufbereitung mit einem Walzenbrecher. Unveröffentlichter Bericht der CT Umwelttechnik.
- MORF L., KUHN E., 2009: Qualitätsentwicklung konventionell ausgetragener Schlacke. Hrsg: AWEL Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Baudirektion Kanton Zürich.
- MORF L., KUHN E., ADAM F., BÖNI D., 2009: Optimized metal recovery from waste incineration bottom ash with dry extraction system – successful full size plant experience. In: R'09 Twin World Congress, DAVOS, 14.-16.Sept 2009. Hrsg.: EMPA, CH.
- MOSTBAUER P., LENZ S., LECHNER P., 2008: MSWI bottom ash for upgrading of biogas and landfill gas. Environmental Technology 29: 757-764.
- MOSTBAUER P., LECHNER P., MEISSL K., 2007: Langzeitverhalten von MVA-Reststoffen – Evaluierung von Testmethoden. Monografie. Facultas Verlag, Wien.
- MUCHOVA L., REM P., 2007: Wet or dry separation. Waste Management World, Dec.2007.
- MUCHOVA L., REM P., Van BERLO M., 2007: Innovative technology for the treatment of bottom ash. ISWA / NVRD World Congress, Amsterdam, 24-27.Sept 2007.
- NIELSEN P., KENIS C., VANASSCHE EN S., VRANCKEN K., 2008: Beste Beschikbare Technieken (BBT) voor behandeling van bodemas van huisvuilverbranding, Academia Press – Gent
- OCA, 2009: Kommentar der Oakgreenville Conservation Association zum „Bottom Ash Pilot Project“. Stand: 2009. Download: Mai 2010. <http://oakvillegreen.sheridanc.on.ca/>
- ONORI R., POLETTINI A., POMI R., 2009: An investigation of different activation methods of MSWI bottom ash for blended cement formation. 3rd BOKU Waste Conference, April 15-17.2009. Editor: LECHNER P., Facultas, Vienna.
- PRETZ T., MEIER-KORTWIG J., 1998: Aufbereitung von Müllschlacken unter besonderer Berücksichtigung der Metallrückgewinnung. www.iar.rwth-aachen.de
- PRETZ T., 2006: Processing of incineration ash by using eddy-current separators. Acta Metallurgica Slovaca 12:328-333.
- PFRANG-STOTZ G., REICHEL J., 1999: Charakterisierung und Bewertung von Müllverbrennungsschlacken aus 15 MV-Anlagen unterschiedlicher Verfahrenstechnik. Müll und Abfall 5:99:262-268.
- REICHEL J., PFRANG-STOTZ G., 1997: Qualitätsverbesserung von Müllverbrennungsschlacken. Abschlußbericht zu den PWAB-Projekten PD94145 und PD94146 Langzeitverhalten und Bautechnische Eignung von Müllverbrennungsreststoffen. Hrsg: Landesamt Baden-Württemberg.
- REICHEL J., PFRANG-STOTZ G., 2000: Langzeitverhalten und bautechnische Eignung von Müllverbrennungsreststoffen. Eigenverlag Universität Karlsruhe.
- RIBBING C., 2009: Swedish Ash Program with focus on bioashes. Vortragsunterlagen im Rahmen von: Recycling of Biomass Ashes. Internationale Konferenz, 22-23.März 2010, Innsbruck.

- RIEDEL H., 2004: Umweltrelevante Eigenschaften von Schlacken aus Müllverbrennungsanlagen. Hrsg: Bayrisches Amt für Umweltschutz.
- ROCCA S., LATEGANO E., COSTA G. GALEOTTI L., LOMBARDI F., 2009: The reuse potential of waste incineration bottom ash: A comparative experimental study. Proceedings Sardinia 2009. 12th International Waste Management and Landfill Symposium. Cagliari, CD, CISA, IT.
- RUTTEN S., MULDER E., FEENSTRA L., de BODE A., van AALTEN J., 2006: Transition from MSWI bottom ash to construction material – A combination of treatment techniques for environmental quality improvement. WASCON 2006, 6th International Conference, Belgrad, 30.Mai-2.Juni 2006.
- RYLANDER H., HAUKOHL J., 2002: Waste Management World, ISWA, Mai-Juni 2002
- SABBAS T., RAUTNER T. MOSTBAUER P. et al., 2001: Evaluierung von Testmethoden und Modellen für die Bewertung des mittel- und langfristigen Emissionsverhaltens schadstoffhaltiger anorganischer Abfälle und Immobilisierungsprodukte. Im Auftrag der MA22 (Stadt Wien), des BMFLFUW, BMBWK und Interreg (EFRE).
- SCHARFF H., 2005: Sustainability and the EU landfill directive. Kurzbeitrag der AVN Avfallzorg Holding. www.sustainablelandfillfoundation.eu, Download: 27.4.2010.
- SCHMIDT R., 2006: Ökoeffizienz-Analyse zu Entsorgungsoptionen von Schlacken/Aschen aus der Hausmüllverbrennung in Rheinland-Pfalz. Herausgeber: Sonderabfall-Management Gesellschaft Rheinland-Pfalz mbH (SAM mbH), Mainz.
- SPIEGEL W., HUBER A., 1996: Chemische und mineralogische Informationen als Bewertungsmaßstab für die Qualität von Schlacken aus der thermischen Abfallverwertung. Technisch-wissenschaftliche Berichte "Feuerungen", VGB, Essen.
- SUSSET B, LEUCHS W., 2008: Ableitung von Materialwerten im Eluat und Einbaumöglichkeiten mineralischer Ersatzbaustoffe – Umsetzung der Ergebnisse des BMBF-Verbundes „Sickerwasserprognose“ in konkrete Vorschläge zur Harmonisierung von Methoden. Umweltbundesamt Berlin.
- SUSSET B., 2010a: Fachliches Konzept der ErsatzbaustoffV und Weiterentwicklungen für den zweiten Arbeitsentwurf. Tagung „Ersatzbaustoffe“. Zeche Zollverein Essen, 23.4.2010.
- SUSSET B., 2010b: Diskussionsbeiträge zur Tagung „Ersatzbaustoffe“. Zeche Zollverein Essen, 23.4.2010, unveröffentlicht.
- VRANCKEN K., 2001: Vergelijking van verwerkingsscenario's voor restfractie van HHA en niet-specifiek categorie II bedrijfsafval. Niederländisch, Herausgeber: VITO.
- WAHLSTRÖM M., LAINE-YLIJOKI J., HJELMAR O., BENDZ D., ROSQVIST H., 2006: Models for impact evaluation on landfill – Aspects for appropriate modeling. Nordtest TR 601. Hrsg: Nordic Innovation Centre, Stensberggata, NO. www.nordicinnovation.net
- WILES C., SHEPHERD P., 1999: Beneficial use and recycling of municipal waste combustion residues – a comprehensive resource document. NREL/BK-570-25841. Hrsg: NREL, National Renewable Energy Laboratory, Colorado.
- WILLART W.M.A.J., 2005: The application of MSWI residues in The Netherlands, current use and research. Nagano International Waste Conference, 2th-4th April 2005.
- WINTER B., SZEDNYJ I., REISINGER H., BÖHMER S., JAHNSEN T., 2005: Abfallvermeidung und –verwertung: Aschen, Schlacken und Stäube in Österreich. UBA Report REP-0003, Umweltbundesamt Wien.
- ZWAHR H., 2004: Ash Recycling: Just a Dream? North American Waste-to-Energy Conference NAWTEC 12, Savannah, GA. 2004.
- ZWAHR H., 2005: MV-Rostasche – mehr als nur ein ungeliebter Baustoff? Müll und Abfall 3:05:114-122.
- ZWAHR H., 2006: Eigenschaften mineralischer Abfälle – Stand der Aufbereitungstechnik und Untersuchungsverfahren von MV-Rostaschen. In: BMU-Workshop zu den Anforderungen an die ordnungsgemäße und schadlose Verwertung mineralischer Abfälle, 13.+14.Feb.2006, Bonn. Freier Download: www.bmu.de.