



Grundlagen für die Verwertung von MV-Rostasche

Teil B: Aufbereitungstechnik und Innovationen

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	3
2	Technik der Metallabscheidung	4
2.1	Überblick über die Technik der Metallabscheidung	4
2.2	Magnetabscheider	4
2.3	Starkfeld-Magnetabscheidung	5
2.4	Wirbelstrom-Abscheider	6
2.5	Dichtentrennung	7
2.6	Sensortrennung	12
3	Mechanische Aufbereitung gequenchter Schlacke ohne Kornzerkleinerung inklusive passive Alterung	13
3.1	Anlagenbeispiele	13
3.2	Pilotanlagen mit Starkfeld-Magnetabscheidung	15
3.3	Wirksamkeit der Lagerung / Alterung in Mieten (passive Karbonatisierung)	16
4	Verfahren mit Zerkleinerung des Grobkornes	20
4.1	Anlagenbeispiele	20
4.2	Pilotanlagen	20
4.3	Literatur, Laborversuche	21
5	Trockener Rostasche-Austrag	22
5.1	Anlagenbeispiele	23
5.2	Pilotanlagen / Pilotversuche	24
5.3	Patent	27
6	Aktive Alterung, Karbonatisierung	28
6.1	Anlagenbeispiele	28
6.2	Pilotanlagen und Versuche im Technikumsmaßstab	28
6.3	Weitere Vorschläge in der Literatur, Laborversuche, Patente	31
7	Schlackenwäsche und integrierte Schlackenwäsche	33
7.1	Anlagenbeispiele	33
7.2	Pilotanlagen und Laborversuche	38
8	Additivverfahren und Extraktion	45
8.1	Phosphat-Stabilisierung	45
8.2	Behandlung mit organischen Schwefelverbindungen	45
8.3	Zugabe von Fe- oder Al-Verbindungen	45
8.4	NaHCO ₃ -Lösung als Additiv	46
8.5	Extraktion unter Verwendung organischer, gelöster Stoffe	46

9	Vitrifikation, Verglasung, thermische Nachbehandlung	47
9.1	Niedertemperatur-Nachbehandlung	47
9.2	Hochtemperaturverfahren.....	47

1 Einleitung

Die vorliegende Studie besteht aus zwei Teilen: Im Teil A werden Vorschläge für die Begrenzung von Gesamtgehalten, Wertmetallanteilen und auslaugbaren Anteilen für die Verwertung von MV-Rostasche als Ersatzbaustoff dargestellt. Die im Teil A dargestellten Schlußfolgerungen erfordern detaillierte Kenntnisse zu den technischen Möglichkeiten und Grenzen der Aufbereitung. Im vorliegenden Teil (Teil B) wird nach einem einleitenden Abschnitt über die Methoden der Metallabscheidung (Abschnitt 2) der Stand der Technik der Aufbereitung von MV-Rostasche dargestellt. Der Teil B ist als „Materialiensammlung“ für den Teil A zu verstehen und enthält demnach keine Zusammenfassung.

Wie bereits im Teil A, wird für den vom Rost von MVA-Anlagen ausgetragenen Reststoff die Bezeichnung „MV-Rostasche“ verwendet. Ältere Bezeichnungen sind „MV-Schlacke“ bzw. „MVA-Schlacke“.

Verfahren zur Verfestigung von MV-Rostasche (mit oder ohne Filterstaub) sind nur für den Deponiebau von großer Bedeutung. Das Ziel der vorliegenden Studie ist jedoch in erster Linie die Erarbeitung von Vorschlägen, mit denen Rahmenbedingungen für die Verwertung außerhalb von Deponien geschaffen werden sollen. Der Stand der Technik der Verfestigung und die deponieseitigen Verwertungswege sind daher nicht Thema der Studie.

2 Technik der Metallabscheidung

2.1 Überblick über die Technik der Metallabscheidung

Tabelle 1: Verfahren zur FE/NE Metallabscheidung

Nr.	Sortiertechnik	Referenz bzw. Kommentar
1	Leseband	Für Metalle > ca.40 mm, für Edelstahl, Kontrollfunktion
2	Magnetabscheider: Überbandmagnet Magnetbandrolle Trommelmagnet	ODIC (1999), STELTER & RAABE (2009)
3	Wirbelstromscheider	JULIUS (1987, 2001); STELTER, (2009); Niederländische Organisation für angewandete Forschung (1998)
4	Dichtentrennanlagen: Setzmaschinen Schwertrübescheider Magnetic Density Separation (MDS) Kinetische Setzmaschine (KGS) Humphrey-Spirale (Wendelrinne) Magnus Separator	STADTSCHNITZER & FLACHBERGER (2008) Patentschrift DE 41 23 277, REW Entsorgungs AG, 27.05.1993 SATTLER und EMBERGER (1992) MUCHOVA & REM (2007) MUCHOVA et al. (2009) VAN KOOY et al. (2004) REM et al. (2002)
5	Sensortrennanlagen: Farbsortierung HLP Sensoren Elektro Magnetic CAMera (EMCAM) und Planare Magnet-Induktions-Tomographie (PMIT) Induktionssortiersysteme (CCD) Röntgensortiersysteme	HABICH (2007); HARBECK (2004) WEINGART (2008) WMS (2006), Pilotanlage bei UEG Eisenerz STEINER (2009a) STEINER (2009b)

2.2 Magnetabscheider

Überbandmagnet

Ein starker Magnet ist über der Fördereinrichtung längs oder quer zur Fördereinrichtung angebracht. Durch die magnetische Wirkung werden Metallteile ausgesondert und durch ein Austragsband auf ein anderes Förderband oder in einen Container abgeworfen. Bei der Anordnung des Magneten muss der Abstand zum Förderband so gewählt werden, dass die magnetische Feldstärke ein günstiges Maß für die Abtrennung von Fe-Metallen erreicht und es zu keiner Verstopfung durch sperrige Schrottteile kommen kann. Weiters ist auf eine

ausreichende Breite des Förderbandes zu achten, um zu hohe Schütthöhen der Feststoffe und damit einen unzureichenden Trennungserfolg zu vermeiden. Dabei hat sich eine Längsanordnung des Überbandmagneten bewährt (ODIC, 1999).

Magnetbandrolle

Eine Magnetbandrolle ist am Abwurfende als Antriebsrolle des Förderbandes angeordnet. Das Magnetfeld ist über das gesamte Förderband wirksam. Eisenteile werden durch das Magnetfeld so lange festgehalten bis sie das Magnetfeld verlassen.

Magnettrommel (Trommelmagnet)

Die Magnettrommel ist ähnlich aufgebaut wie die Magnetbandrolle, wird jedoch getrennt vom Förderband installiert.

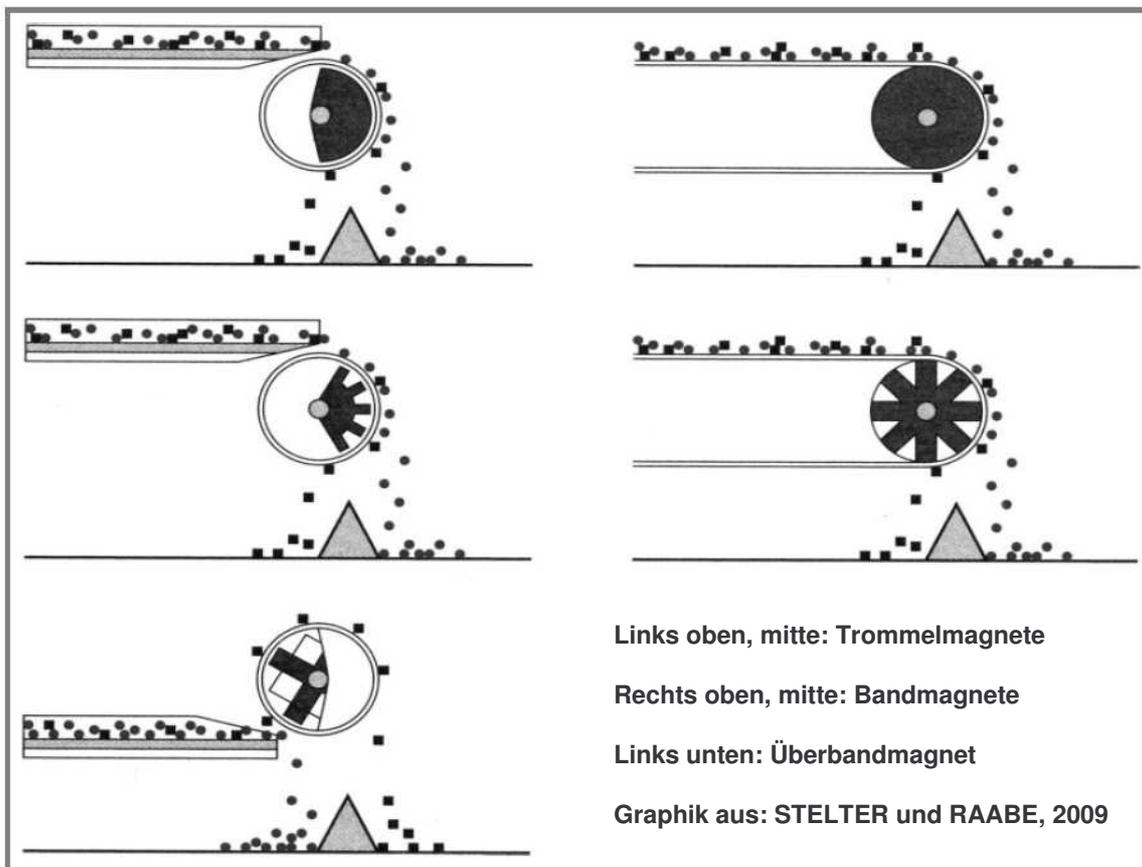


Abbildung 1: Magnetabscheidersysteme

Für hohe Trennleistungen wird die Sortierung aus dem trockenen Sortiergut im freien Fall mit einem Überbandmagneten (Längs-Anordnung) oder Trommelmagnet empfohlen. Bei MV-Rostasche erhöht Zerkleinerung (Prallmühle, Walzenbrecher etc.) die Qualität der Fe-Metalle und die Ausbeute.

2.3 Starkfeld-Magnetabscheidung

Mit steigender magnetischer Feldstärke können aus MV-Rostasche nicht nur ferromagnetische, sondern auch paramagnetische mineralische Komponenten abgetrennt werden, so genannte „Schmelzschlacke“. Die bisher durchgeführten Versuche zur Starkfeld-Magnetabscheidung ergaben jedoch keine gute, sortenreine Qualität der abgetrennten „Schmelzschlacke“.

2.4 Wirbelstrom-Abscheider

Das System Wirbelstromabscheider nützt die abstoßende Wirkung zwischen dem äußeren Magnetfeld und dem induzierten Magnetfeld eines elektrischen Leiters infolge induzierter Wirbelströme aus (JULIUS, 2001). Wenn ein elektrisch leitendes Partikel, d.h. ein NE-Metall einem magnetischen Wechselfeld ausgesetzt bzw. sich durch ein stationäres, gekrümmtes Magnetfeld bewegt, so baut sich in diesem Partikel senkrecht zum magnetischen Wechselfluss ein elektrischer Strom auf. Dieser wiederum erzeugt ein Magnetfeld um das Partikel. Das aufgebaute magnetisches Feld ist dem induzierten Feld entgegengerichtet und stößt das NE-Partikel ab.

Die Separierungsmerkmale sind die unterschiedliche spezifische Leitfähigkeiten γ_e oder der spezifische Widerstand ρ_r der Stoffe. Ein Metallteil wird im magnetischen Wechselfeld um so stärker abgestoßen, je höher dessen elektrische Leitfähigkeit ist. Andererseits lassen sich spezifische leichte Metalle leichter auslenken, als solche die eine höhere Dichte ρ besitzen. Somit stellt der Quotient aus spezifischer elektrischer Leitfähigkeit γ_e und der Stoffdichte γ ein wesentliches Trennkriterium dar. In Tabelle 2 sind diese für einige NE-Metalle dargestellt.

Tabelle 2: Spezifische Leitfähigkeiten γ_e , Dichte ρ und Verhältnisse von der Leitfähigkeit zur Dichte unterschiedlicher NE-Metalle (JULIUS, 1978)

NE-Metalle	γ_e 10^8 S m^{-1}	ρ 10^3 kg m^{-3}	γ_e / ρ $10^3 \text{ m}^2 \text{ S kg}^{-1}$
Aluminium	0,35	2,7	13
Magnesium	0,15	1,87	8
Kupfer	0,59	8,9	6,6
Silber	0,63	10,5	6
Zink	0,17	7,1	2,4
Messing	0,14	8,5	1,6
Zinn	0,09	7,3	1,2
Blei	0,05	11,3	0,4

Zur Erzeugung des magnetisch wirkenden Wechselfeldes dienen entweder ein Elektromagnete oder Permanentmagnete. Permanentmagnetsysteme gewinnen stark an Bedeutung.

Für eine ausreichende Abscheideleistung ist eine Verringerung des Kornspektrums und Kornvereinzelung unumgänglich (PRETZ, 2006). Diese ist nur möglich, wenn das Feinstkorn (z.B. < 2 bis 4 mm) abgesiebt wird.

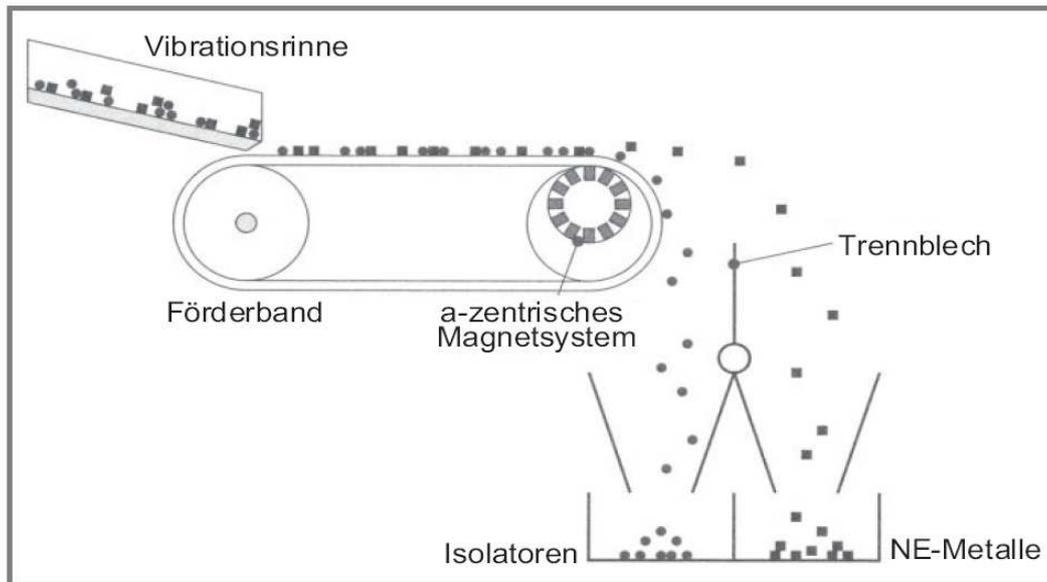


Abbildung 2: Systemskizze Wirbelstromscheider (STELTER & RAABE, 2009)

Das TNO-Verfahren ist eine Spezialanwendung des Wirbelstromscheiders. Dabei wird die Schlacke in einer trichterförmigen Schale eingebracht. Durch die induzierten Wirbelströme werden die NE-Metalle aus dem Trichter geschleudert und die nicht magnetischen Bestandteile sinken ab. Laut der Niederländischen Organisation für angewandte Forschung ist dadurch eine Abtrennung kleinerer Teilchen möglich (Niederländische Organisation für angewandte Forschung, 1998).

2.5 Dichtentrennung

Dichtentrennung kommt vor allem für Partikel in Frage, deren Dichte deutlich größer oder kleiner ist als die mittlere Korndichte des Aufgabematerials. Betreffend MV-Rostasche sind die Verfahren der Dichtentrennung noch in Entwicklung bzw. es wurden noch keine hohen Trennleistungen erzielt. Die gegenüber anderen Bestandteilen spezifisch schweren Metalle Cu, Edelstahl und Pb können prinzipiell abgeschieden werden, doch das erzeugte Metallgemisch ist von geringerem Wert als Cu aus der Wirbelstromabscheidung. Wie auch bei der Aufbereitung von Erzen, ist jeweils eine dem Verfahren angepasste Rohgutvorbereitung vorzuschalten. Ein breites Korngrößenintervall erschwert die Dichtentrennung.

Tabelle 3: Überblick über die Dichttrenn-Systeme bei der Aufbereitung von Erz, nach STADTSCHNITZER & FLACHBERGER, 2009.

Verfahren	Untergliederung nach	Aggregat	
Schwertrübscheidung	Schwerkraftfeld	Trog-/Kastenscheider	
		Konusscheider	
	Fliehkraftfeld	Trommelscheider	
		Schwertrübezyklon	
		Vorsyl-Scheider	
		Larcodems-Scheider	
		Dyna-Whirlpool-Scheider	
		Tri-Flo-Scheider	
	Setzarbeit	Trockenverfahren	Wirbelschichtscheider
		Dispersität	Grobkornsetzmaschine
Feinkornsetzmaschine			
Pulsungsart		Kolbensezmaschine	
	Pulsatorsetzmaschine		
Herdarbeit	Austragsart	Luftgepulste Setzmaschine	
		Mechanischer Austrag	
	Trockenverfahren	Statischer Austrag	
		Durchsetzmaschine	
	unbewegt	Aerosetzmaschine	
		Kippherd	
		Fettherd	
		Rundherd	
	gleichsinnig bewegt	Bandherd	
		Stoßherd	
schwingend bewegt trockenverfahren	Aeroherde		
Rinnenarbeit	einfache Rinne	Hydrorinne	
	Einschnürrinne	Fächerrinne	
	Wendelrinne	Reichert-Konusscheider	
	Trockenverfahren	Wendelscheider	
		Humphrey-Spirale	
		Dryflo-Scheider	

Die in dieser Tabelle genannten Dichttrenn-Systeme können grundsätzlich auch für die Metallabtrennung aus MV-Rostasche eingesetzt werden. Bei vielen Methoden ist jedoch noch Entwicklungsarbeit nötig. Bisher wurden – wie auf den folgenden Seiten beschrieben – nur Schwertrübscheidung, Setzmaschinen (inklusive kinetische Setzmaschine) und die Humphrey-Spirale in großtechnischem Versuch bzw. im Technikum erprobt, sowie Hydrozyklone für die Abtrennung der Feianteile aus dem Waschwasser eingesetzt.

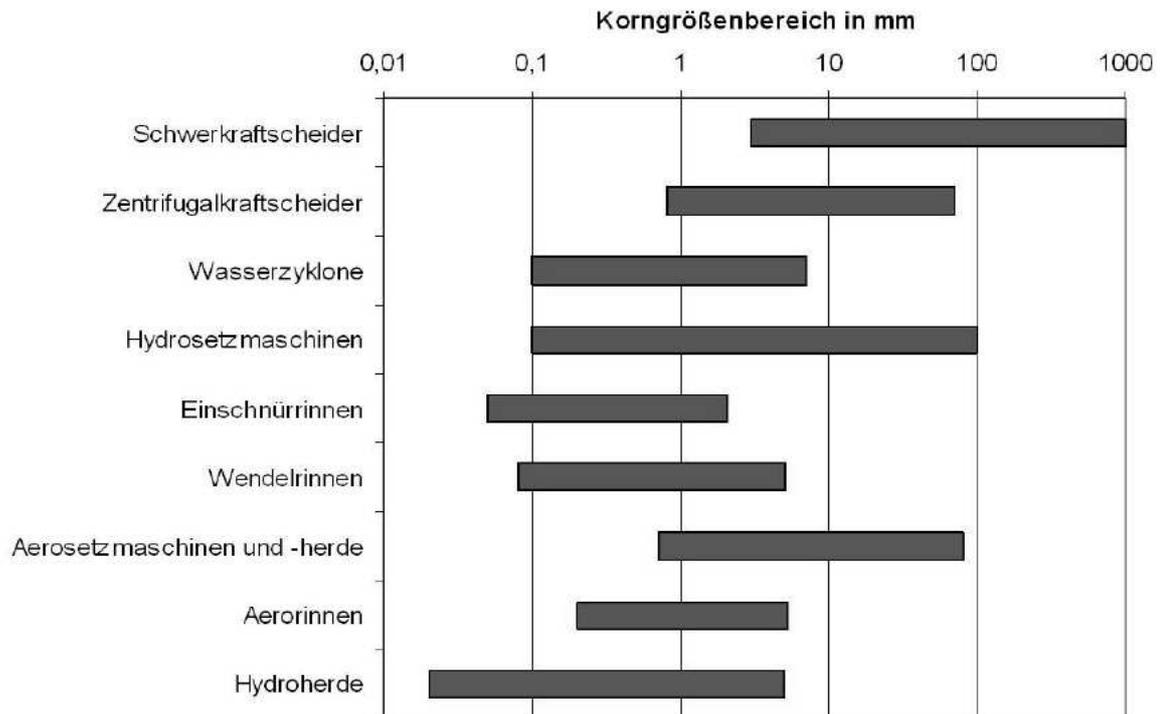


Abbildung 3: Mittels Dichtesortierung verarbeitbare Korngrößenbereiche nach SCHUBERT, 1996.

Setzmaschine /Setzarbeit

Setzmaschinen mit Wasser oder Luft als Fluid werden für die Trennung von Metallen und mineralischen Komponenten in MV-Rostasche angeboten.

Bei der Setzmaschine strömt das Fluid pulsierend durch die Schicht eines zu sortierenden Stoffes. Das Fluid ist bei der Aufbereitung von MV-Rostasche meistens sogenannte „Schwertrübe“, bestehend aus in Wasser dispergierten, feinkörnigen Feststoffen höherer Dichte, z.B. Wasser + Magnetit, Wasser + Ferrosilizium. Das zu sortierende Stoffgemisch wird mittels eines Transportwasserstromes (bzw. Transportfluidstrom im Fall von Schwertrübesortierung) über den Setzgutträger, der aus einem Sieb oder einem Rost besteht, bewegt, wobei ein pulsierender Aufstrom das Setzgut auflockert und anhebt (siehe auch Patentschrift DE 41 23 277, REW Entsorgungs AG, 27.05.1993). Anschließend setzt sich das Material nach der Dichte geschichtet ab, wobei sich die spezifisch schwereren Partikel nach unten absetzen, während die spezifisch leichteren oben verbleiben. Durch mehrmaliges Auflockern, Anheben und Absetzen des Setzgutes soll eine Trennung von Schwer- und Leichtgut erreicht werden.

SCHEFFLER (1991) verwendete bei Versuchen zur Aufbereitung von MV-Rostasche Wasser als Fluid – jedoch nur mit mäßigem Erfolg. Die gewonnene Cu-Fraktion ist deutlich mit Pb verunreinigt. Die Verwertbarkeit einer zusätzlich im Setzprozess gewonnenen Fraktion (Fe- und NE-metallreich, 30% Fe) ist fraglich. Nach SATTLER & EMBERGER, 1992 kann dagegen bei diesem Verfahren eine hohe Trennschärfe auch bei geringen Dichteunterschieden erreicht werden. Voraussetzung dafür ist wiederum ein relativ enger Korngrößenintervall. Eingeschlepptes Fein- und Feinstkorn kann die Eigenschaften der Schwertrübe negativ beeinflussen und die Trennung verschlechtern (STADTSCHNITZER & FLACHBERGER, 2009).

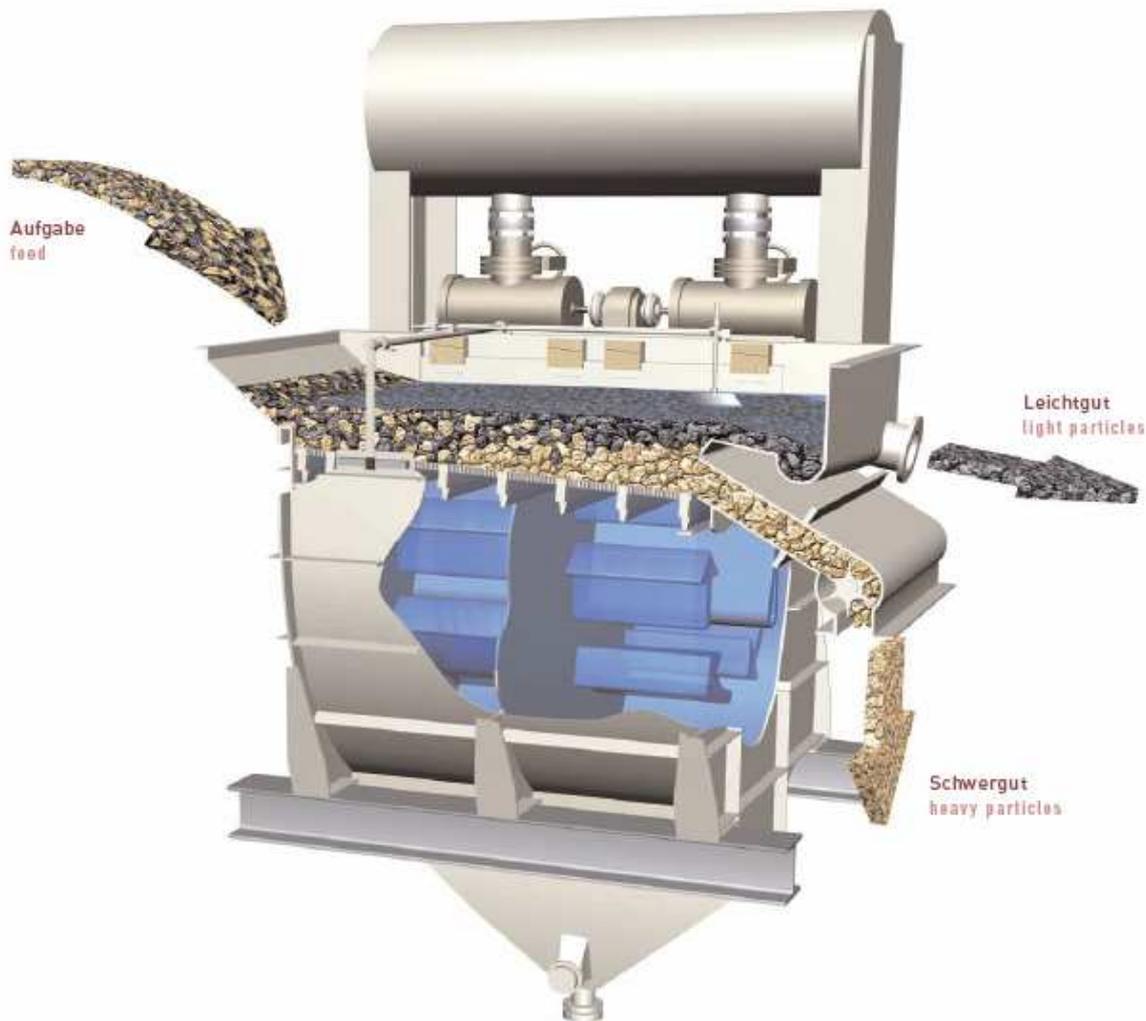


Abbildung 4: Luftgepulste Setzmaschine, schematisch (Graphik: Setzmaschine Marke ALLJIG der Fa.ALLMINERAL, www.allmineral.com)

WOLF (1996) führte Trennversuche für NE-Metall durch, in denen Wirbelstromabscheidung (Pilotmaßstab) mit anschließender Schwertrübesortierung (Labormaßstab) kombiniert wurde. Die Schwertrübe wurde dabei aus Schlacken-Feinfraktionen hergestellt. WOLF (1996) konnte durch Schwertrübesortierung der im Wirbelstrom-Aggregat (Hersteller: ERIEZ Magnetics) abgeschiedenen Fraktion im Korngrößenbereich 20 - 40 mm fast 100 % reines Schwergut erzeugen, welches überwiegend aus Messing besteht. Das Leichtgut war mit 7,4 Masse% Kupfer- und Messingblechen, -rohren und anderen flächig ausgebildeten Schwergutpartikeln verunreinigt. Da eine Trübedichte von mindestens $2,1 \text{ g/cm}^3$ nötig ist, um eine Trennung zu erreichen, läßt sich dieser Fehlaustrag nach WOLF (1996) nicht vermeiden. Im Korngrößenbereich 10 - 20 mm ist weder das erzeugte Schwergut noch das Leichtgut frei von Fehlausträgen. Allerdings ist die Verunreinigung des Leichtgutes mit 1,4 Masse% Schwergut nicht sehr bedeutend. Auch der Fehlaustrag von Leichtgut im Sinkgut ist mit 3,9 Masse% nicht allzu hoch. Die Reinigung von Leichtgut, Schwergut, Wasser und Schwertrübe aus dem Prozess benötigen jedoch zumindest zusätzliche Verfahrensschritte, entsprechende Einrichtungen zur Regenerierung der Schwertrübe und zusätzliche elektrische Energie. Im Fall einer großtechnischen Umsetzung ist vermutlich auch eine mehrstufige mechanische und chemische Abwasserreinigung erforderlich.

Magnetic Density Separation (MDS)

MUCHOVA et al. (2009) beschreiben die Magnetic Density Separation für die Anwendung bei MV-Rostasche. Die Funktion dieses Verfahrens beruht auf der Trennung durch ein magnetisches Feld und die Dichte der unterschiedlichen NE-Metalle. Bei dem MDS Verfahren fließt eine dunkelbraune Mischung von Eisen-Oxid Partikeln und Wasser über ein speziell konstruiertes, rotierendes Band. Ein Magnet an der Unterseite des Bandes zieht die Metallteile mit höherer Dichte an. Durch den starken Magneten bilden sich unterschiedliche Dichte-Stufen in der Flüssigkeit aus. Materialien mit geringerer Dichte bleiben in der Flüssigkeit mit ihrer jeweiligen Dichte.

Kinetische Setzmaschine = Kinetic Gravity Separation (KGS)

Das Prinzip der kinetischen Setzmaschine (KGS, kinetic gravity separator) wird in Abbildung 5 dargestellt. Durch Klassierung vorsortierte Partikel fallen in ein Fluidum (Wasser) und werden je nach Sinkgeschwindigkeit verschieden weit horizontal transportiert. Die Sinkgeschwindigkeit ist von der Partikeldichte und -form abhängig. Die kinetische Setzmaschine (rotierende Form, siehe rechte Hälfte der Abbildung) wurde im Technikums-Maßstab für die Reinigung von NE-Metallkonzentraten aus der herkömmlichen Aufbereitung von MV-Rostasche eingesetzt. Es konnte eine mit Cu und Pb stark angereicherte Fraktion abgetrennt werden.

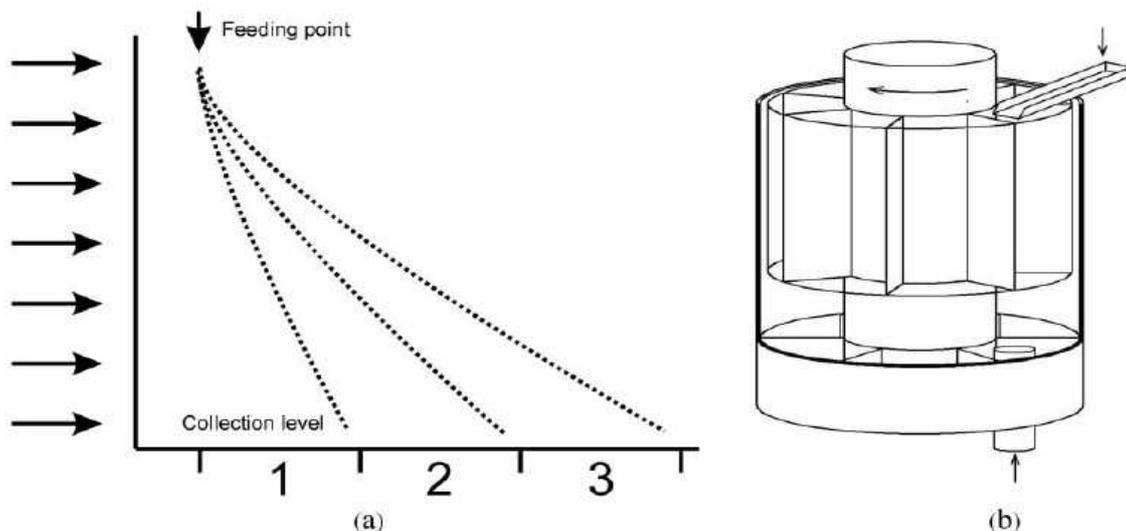


Abbildung 5: Kinetische Setzmaschine (Van KOOY et al, 2004)

Die geringen Unterschiede in der Dichte von Bleilot (Pb, Sn) und Kupfer bzw. Messing erschweren die Trennung in der kinetischen Setzmaschine. Cu-Anteile könnten jedoch nachträglich mittels Wirbelstrom gut abgetrennt werden.

Humphrey-Spirale

Die Humphrey-Spirale gehört zur Gruppe der Wendelrinnen. Die Trennung der Materialien mit unterschiedlicher Dichte erfolgt hier durch kreisende Bewegung in Metallrinnen. Der Einsatz der Humphrey-Spirale wird von HU et.al., 2009 erwähnt. Details zur Trennleistung sind nicht bekannt.

2.6 *Sensortrennung*

Farbsortiersystem (optischer Sensor)

Mit Hilfe von sensorgestützten Sortiergeräten können Buntmetalle von den Weißmetallen, sowie die Buntmetalle Kupfer und Messing getrennt werden. (HABICH, 2007; HARBECK, 2004)

Hochleistungsprozessor-gesteuerte Sensor (HLP)

Durch die Hochleistungsprozessor-gesteuerten Sensoren wird eine genauere Erkennung von Stoffen ermöglicht. Während bei Standardsensoren die Erkennung über die Einstellung von Sensibilität oder Abstand erfolgt, sind HLP-gestützte Sensoren programmierbar. Nach WEINGART (2008) ist eine sinnvolle Edstahlsortierung mit unbehauelter MV-Rostasche derzeit aufgrund des hohen Eisenanteils trotz Eisenabscheidung noch nicht möglich. Wird dagegen bereits vorher entsprechend aufbereitet, ist eine sinnvolle und hochwertige Edstahlsortierung möglich.

Induktionssortiersysteme (CCD)

Induktionssensoren erkennen die Metalle und deren Größe an der Magnetisierbarkeit. Die Sensoren geben ein Signal an Druckluftdüsen weiter, die die Metalle „ausblasen“. Für die Sortierung können einige Geräte nicht nur die „Empfindlichkeit“ - also die Größe der auszuschleusenden Teile (dünnwandig oder massiv) - eingestellt werden sondern auch auf die Magnetisierbarkeit der Materialien. Eine Unterscheidung von Fe-, NE und Edstahl ist damit begrenzt möglich.

Die Anordnung erfolgt z.B. unter dem Förderband, unmittelbar vor der Kopfrolle von Magnet- oder Wirbelstromabscheidern. Durch nebeneinander positionierte Metallsensoren, die das Material über die ganze Breite des Förderbandes mittels magnetischer Induktion analysieren, werden Metalle erkannt und wird ein elektrisches Signal an eine zentrale Steuerung gegeben (STEINERT, 2009a). Die erkannten Metalle werden durch einzeln angesteuerte Druckluftdüsen ausgeblasen, die hinter der Kopfrolle angeordnet sind.

Die Homepage eines Herstellers (<http://www.exsor.de>) lässt erkennen, dass man bei der Konstruktion der Geräte die Energieeffizienz und die Minimierung des Druckluftverbrauches beachtet.

Elektromagnetic Camera (EMCAM)

Das Prinzip basiert auf der Kernspin-Tomographie bzw. der planaren Magnet-Induktions-Tomographie (PMIT) (WMS, 2006). In weniger als 1 msec erfolgt eine Stoffidentifizierung und eine morphologische Berechnung (Objekt- und Schwerpunkterkennung). Hierdurch wird es möglich, farb-, beschichtungs-, beleuchtungs-, temperatur- und feuchtigkeitsunabhängig Stoffe zu identifizieren. Der Vorteil liegt in einer gleich bleibenden Erkennungsqualität, welche selbst bei schwankenden Umfedeinflüssen erhalten bleibt.

Röntgensortiersysteme

Eine wichtige Anwendung der Röntgensortierung ist die Sortierung von Leicht- und Schwermetallen, nachdem Magnetscheider das Eisen und Wirbelstromscheider die Nichteisenmetalle gewonnen haben. Die Abtrennung von Aluminium und Magnesium aus einer schwermetallreichen Fraktion wie Kupfer, Bronze, Zink und Blei wird durch den XSS[®] der Firma Steinert ermöglicht (STEINERT, 2009b).

3 Mechanische Aufbereitung gequenchter Schlacke ohne Kornzerkleinerung inklusive passive Alterung

In diesem und den folgenden Abschnitten waren die Autoren der Studie darum bemüht, die Aufbereitungstechnik vorwiegend anhand bestehender großtechnischer Anlagen darzustellen.

3.1 Anlagenbeispiele

Kreis Wesel

MV-Rostasche wird in einer Halle unter Dach zwischengelagert. Die Aufbereitung besteht aus folgenden Schritten:

- Das Überkorn wird über einen Stangensizer aussortiert. Dann wird über eine Siebanlage in eine Grobfraction (> 32 mm) und Feinfraction (< 32 mm) klassiert. Fe-Metall wird aus der Feinfraction mittels Magnetabscheider separiert.
- Die Grobfraction wird zerkleinert. Es folgen Windsichtung und Magnetabscheider.
- Nach einer weiteren Siebung (12 mm) wird die NE-Metallabscheidung durchgeführt.

Die wieder verwertbaren Metall-Fractionen betragen in Summe 7,2% des Inputs.

(www.aez-asdonkshof.de/schlackeaufbereitung.html)

SVB in Eschbach / Breisgau (DE)

Die SVB GmbH in Eschbach nahe Freiburg im Breisgau (DE) bereitet jährlich ca. 40.000 t Schlacke aus der Abfallverbrennungsanlage Freiburg sowie ca. 10.000 t aus Schweizer Verbrennungsanlagen auf. Die Aufbereitungsschritte sind (FREMGEN, 2006; FREMGEN & MEINKEN, 2004):

- 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, seit September 2009: 0 - 40 mm)
- Abscheidung des Überkorns (> 400 mm) zum Anlagenschutz, v.a. 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. zwei Monate, so dass Gesamtlagerzeit > 90 Tage beträgt

Ein Brecher bzw. Zerkleinerungsaggregat wird nicht eingesetzt.

Die Verteilung der im Jahr 2008 abgetrennten Metalle wird in folgender Tabelle dargestellt (www.schlacke-breisgau.de):

Tabelle 4: Im Jahr 2008 bei der SVB abgetrennte Metalle

Aggregat	Korngröße	Fraktion	Menge(t)
Überbandmagnet 1	0 - 56 mm	Eisen	1900
Überbandmagnet 2	0 - 56 mm	Eisen	250
Wirbelstromabscheider	11 - 56 mm	NE-Metalle	350
Trommelmagnet 1	56 - 400	Eisen	1700
Manuelle Nachsortierung	56 - 400	NE-Metalle	150
Magnetbagger	> 400	Eisen	200

Anzumerken ist, dass die Fraktion vom Überbandmagnet 2 noch ca. 40 - 50% Schlacke in Form von Anbackungen enthält. In Summe beträgt die Eisen-Masse damit rund 3.900 t. Dies ist in guter Übereinstimmung mit früher publizierten Werten der SVB-Anlage von 3.700 t/a für Eisenmetalle und 500 t/a für NE-Metalle (FREMGEN, 2007).

Die Massenbilanz der SVB-Anlage ist bekannt (www.schlacke-breisgau.de). Die folgende Abbildung stellt die aus 1.000 t Input gewonnenen Fraktionen dar.

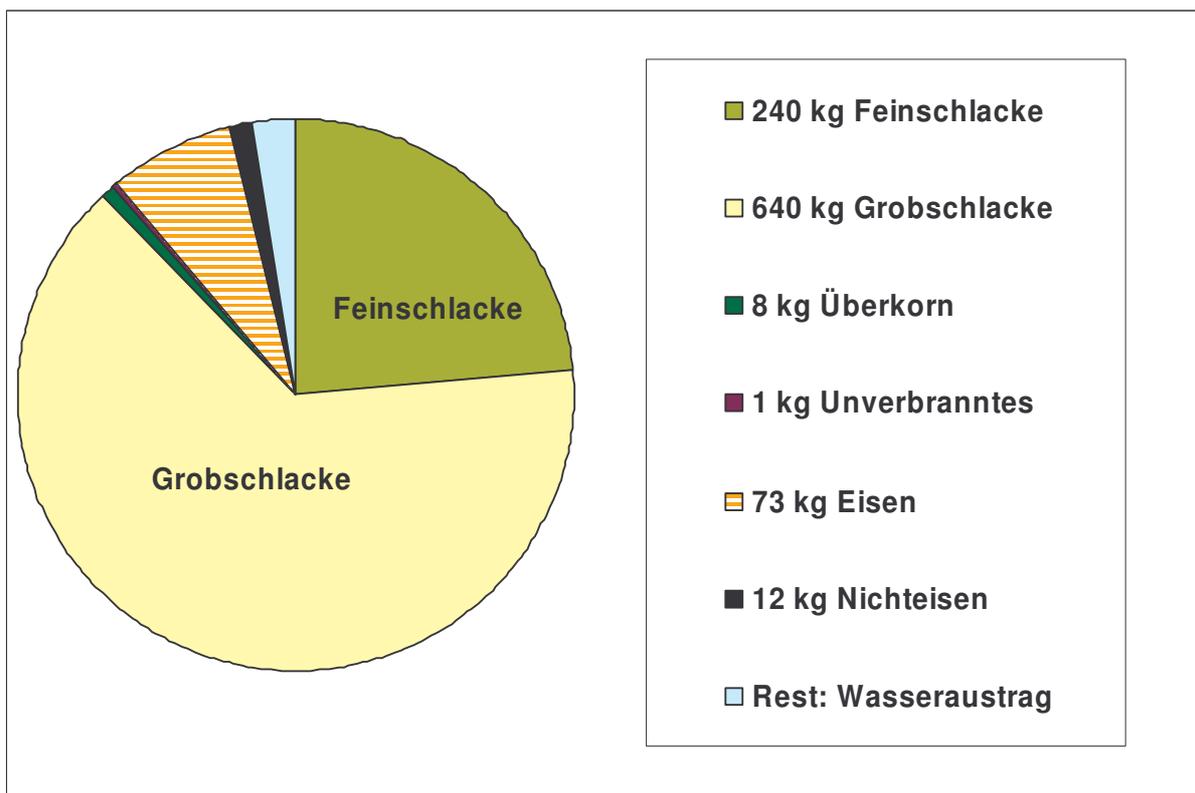


Abbildung 6: Massenbilanz, Aufbereitungsanlage der SVG in Eschbach / Breisgau

Zur technischen Eignung und Qualität der beiden Schlacke-Körnungen (0/11 bzw. 0/56 mm) macht der Betreiber der Anlage folgende Angaben:

- Verformungsmodul der Grobschlacke: $E_{v2} \geq 120 \text{ MN/m}^2$, $E_{v2}/E_{v1} \leq 2,2$
- Sichere Einhaltung der Belastungsgrenzwerte (siehe Tabelle 5) nach DepVerw-Verordnung Spalte 7
- Grundsätzliche Einhaltung der Z2-Werte nach LAGA M20 für HMV-Rostasche und der HMVA-2-Werte nach TL Gestein-StB 04

Die aufbereitete MV-Rostasche wird in folgenden Bereichen eingesetzt:

- Frostschutzschicht in einem Recyclinghof und einer Bahnverladestation
- Grobschlacke als Gasdrainageschicht in einer Deponie
- „Trag- und Stüttschicht“ unter der Oberflächenabdeckung einer weiteren Deponie

Die Auslaugbarkeit der gewonnenen Schlacke-Fractionen (0-56 mm, 0-11 mm) wird in der folgenden Tabelle mit den Grenzwerten der Deutschen Deponie-Verwertungsverordnung (DepVerwV) und den Richtwerten der Richtlinie LAGA M20 verglichen.

Tabelle 5: Auslaugbarkeit von aufbereiteter MV-Rostasche nach FREMGEN, 2007

Parameter		DepVerwV Anh.1Tab.1,Spalte7=DKI(=Z3)	LAGAM19undM20, Z2fürHMV- Schlacke	SVB-Schlacke Grob(0- 56)Median	SVB-Schlacke Fein(0- 11)Median
Feststoffanalyse:					
TOC	Masse-%	1	1	0,9	1,0
Eluatkriterien:					
pH-Wert	-	5,5-13,0	7-13,0	11,1	11,1
Leitfähigkeit	µS/cm	10.000	6.000	2.510	3.120
DOC	mg/l	50	-	13,5	21,5
Phenole	mg/l	0,2	-	0,02	0,04
Blei	mg/l	0,2	0,05	0,005	0,002
Chromgesamt	mg/l	0,3	0,2	0,03	0,05
Chrom-VI	mg/l	0,05	-	0,03	0,05
Kupfer	mg/l	1	0,3	0,08	0,06
Nickel	mg/l	0,2	0,04	0,03	0,01
Zink	mg/l	2	0,3	0,04	0,01
Weitere SMe (As,Cd,Hg)	mg/l			Unter den Nachweisgrenzen	
Barium	mg/l	5	-	0,18	0,18
Molybdän	mg/l	0,3	-	0,05	0,07
Selen	mg/l	0,03	-	0,01	0,01
Antimon	mg/l	0,03	-	0,02	0,02
Fluorid	mg/l	5	-	0,6	0,6
Ammonium-N	mg/l	4	-	0,2	0,2
Chlorid	mg/l	1500	250	520	685
Sulfat	mg/l	2000	600	120	215
Cyanide, leicht freisetzbar	mg/l	0,1	0,02	<0,005	<0,005
AOX	mg/l	0,3	-	0,05	0,05
Wasserlöslicher Anteil (Abdampfrückstand)	Masse-%	3	-	0,12	0,180

Neuere Daten (2009/10) zur Auslaugbarkeit der Produkte der SVB-Anlage Eschbach im Breisgau befinden sich im Teil A der Studie.

3.2 Pilotanlagen mit Starkfeld-Magnetabscheidung

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%. Ausschlaggebend

für die hohe Ausbeute ist die kontrollierte Verringerung der Durchsatzleistung des Wirbelstromabscheiders. Durch den Einsatz des Starkfeld-Magnetabscheiders („high gradient magnetic separator“ in der Grafik) wird der Abfallstrom etwa im Massenverhältnis 1:1 geteilt und damit der Durchsatz im Wirbelstromabscheider verringert. Die mineralische Fraktion aus dem Starkfeld-Magnetabscheider ist nahezu frei von Metallanteilen.

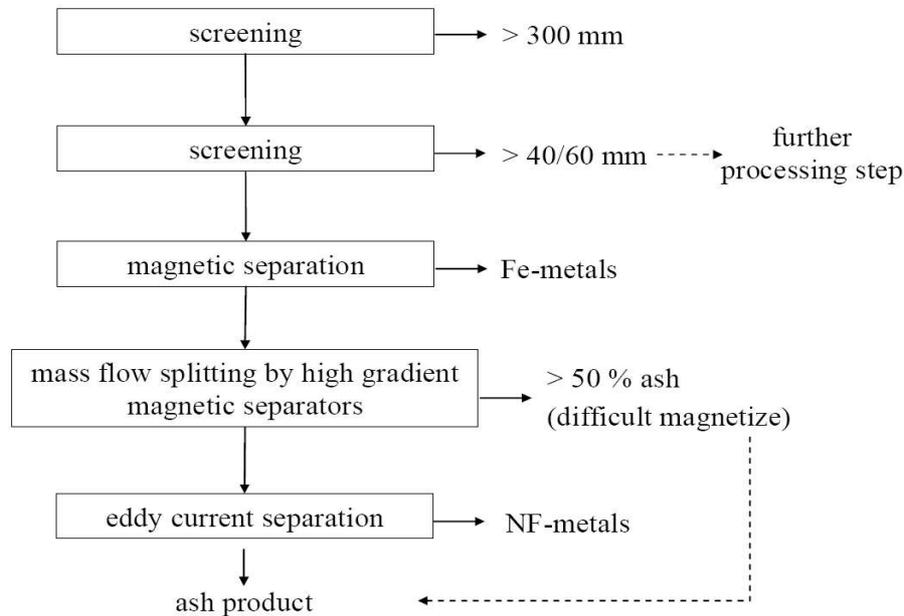


Abbildung 7: Anlagen mit Starkfeld-Magnetabscheidung (Graphik: PRETZ, 2006)

3.3 Wirksamkeit der Lagerung / Alterung in Mieten (passive Karbonatisierung)

Nach mündlicher Mitteilung von mehreren Betreibern von Aufbereitungs-Pilotanlagen in Österreich wirkt sich eine mehrwöchige Alterung bzw. Lagerung von MV-Rostasche in Mieten günstig auf nachfolgende die Abtrennung der Metalle aus. Bei längerer Alterung könnten dagegen kleinere Al-Partikel durch Korrosion zersetzt werden, und der Metall-Erlös könnte schrumpfen. Um die Frage zu klären, inwiefern die passive Alterung (also Alterung ohne Zufuhr von Luft, CO₂ oder CO₂-haltigem Gas) das Auslaugverhalten verändert, wurde ein Literatur-Review durchgeführt. Das Ergebnis dieser Literaturlauswertung befindet sich in den nun folgenden 3 bis 4 Seiten.

Bei drei- bis sechsmonatiger Lagerung von MV-Rostasche in Mieten bzw. Fässern ohne aktive Belüftung wird – allerdings oftmals nur nahe der Mietenoberfläche - ein Rückgang des pH-Wertes des Eluates von weniger als 1,5 pH-Einheiten beobachtet (LAHL, 1992, PFRANG-STOTZ & REICHEL, 1996, KNORR et al., 1999). Sehr alkalische MV-Rostasche kann darüber hinaus einen Rückgang des pH-Wertes um ca. zwei pH-Einheiten aufweisen, z.B. wenn der pH-Wert im Eluat der frischen Schlacke zwischen 12,8 und 13,0 beträgt. Die Kinetik der Verwitterung dürfte in diesem Fall durch die Geschwindigkeit des Gasaustausches bestimmt werden. MARZI et al., 1998 und PALITZSCH, 2002, berichten über einen pH-Rückgang in Tiefen von 0 bis 5 cm (Versuche in Fässern) bzw. 0 bis 30 cm (Freilandmiete, Schlackenfraktion 0 - 22 mm), während ab 30 cm Tiefe der pH-Wert des Eluates auch nach 12 Wochen unverändert ist (Abbildung 8 a,b).

Ähnlich wie MARZI et al.(1998) beobachteten ARICKX et al.(2006), dass die Reichweite der passiven Karbonatisierung in der Feinfraktion nur gering ist (ca. 4 bis 5 cm). Dazu wurde die

Feinfraktion (0,1 - 2 mm) getrockneter MV-Rostasche wieder befeuchtet und in Petrischalen (zylindrische Glasschalen) im Labor bei Raumtemperatur offen gelagert. Nach 2, 4, 7 und 12 Wochen wurden die Petrischalen schichtenweise entleert. Von den einzelnen Schichten (jeweils 0,5 cm) wurden Eluate gemäß EN12457-2 hergestellt. Der Einfluss von CO₂ wandert während der 12 Wochen Beobachtungsdauer tiefer, wie am Knickpunkt der pH-Kurven erkennbar ist.

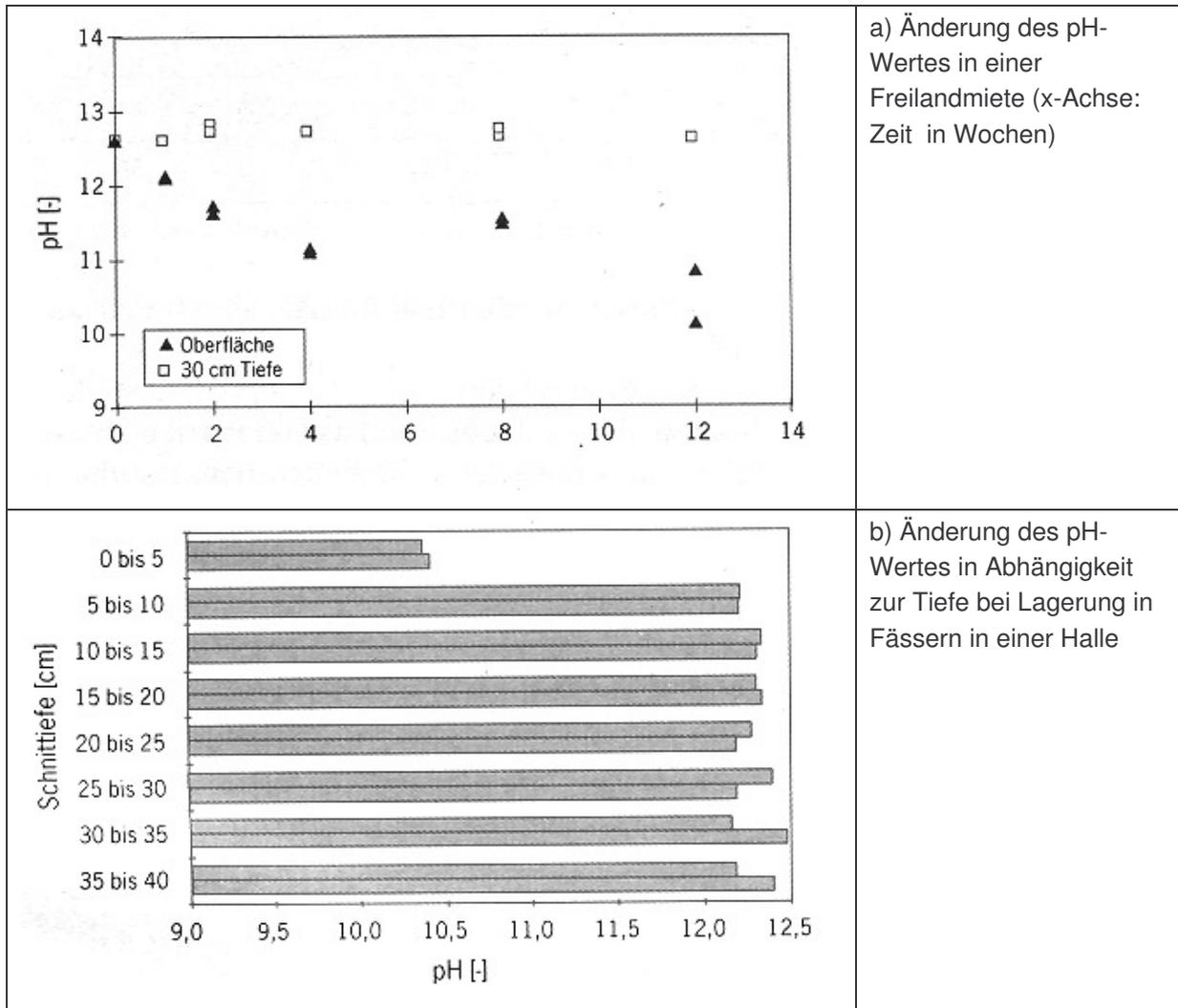


Abbildung 8: pH-Wert passiv gealterter MV-Rostasche, nach MARZI et al.(1998)

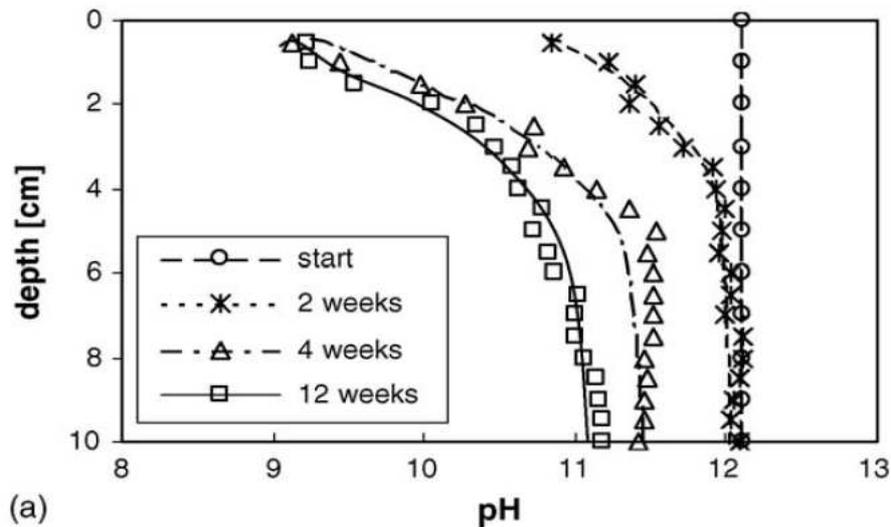


Abbildung 9: Passive Karbonatisierung der Feinfraktion von MV-Rostasche. Quelle der Grafik: ARICKX et al. (2006)

Der Gehalt an Portlandit (CaO) nimmt bei der passiven Alterung bereits während der ersten Tage der Lagerung deutlich ab. Nach KNORR et al., 1999 sowie übereinstimmend auch nach ZWAHR, 2005 ist Portlandit etwa ab der vierten Woche nicht nachweisbar. Anhydrit (CaSO_4) ist gemäß KNORR et al., 1999 nach ca. 20 Wochen nicht mehr nachweisbar. Von ZWAHR, 2005 wurden Diagramme dargestellt, aus denen ersichtlich ist, dass der Anhydritgehalt in den ersten drei Monaten der Lagerung deutlich zurückgeht und nach 12 Wochen weniger als ca. 4% beträgt.

Die Neubildung von Mineralphasen bewirkt nach Messungen von KNORR et al., 1999 einen deutlichen Anstieg des Glühverlustes (mehrere %, bezogen auf die TS). Neu gebildete Mineralphasen sind deutlich wasserreicher (z.B. mehr Kristallwasser) und weisen eine hohe spezifische Oberfläche auf. Damit steigt insgesamt die spezifische Oberfläche der MV-Rostasche (der BET-Wert). FERNANDEZ-BERTOZ et al., 2004 konnten im Fall der aktiven Alterung auch eine Verringerung der Porosität und Tortuosität messen.

STEGEMANN et al. (1995) führten Lysimeterversuche zur alkalischen Extraktion und Behandlung von MV-Rostasche der MVA Göttingen (DE) durch. Jeweils 360 kg MV-Rostasche (306 kg TM) wurden in zwei Lysimeter eingebaut, die im Freien aufgestellt waren. Die Lysimeter wurden zwei Jahre lang betrieben. In eines dieser Lysimeter wurde Lauge zugegeben. Von Interesse ist hier das Kontroll-Lysimeter, welches nur mit Wasser betrieben wurde, und zwar mit 357,5 l natürlichem Niederschlag und 450 l Wasser. Von STEGEMANN et al. wird eine Verdunstungsrate von 49% angegeben. Das L/S-Verhältnis beträgt somit nach zwei Jahren 1,34. Der pH-Wert im Sickerwasser des Referenzlysimeters zeigt nur geringfügig fallende Tendenz und liegt fast durchwegs zwischen $\text{pH}=11,8$ und $\text{pH}=12,8$. Ausnahmen sind nur zwei von ca. 80 pH-Messungen, bei denen der pH-Wert geringer ist (vermutlich aufgrund von Starkregen). Nach Ausbau der MV-Rostasche wurden Proben von der Oberfläche und von der Mitte des Lysimeters analysiert. Die Ergebnisse dieser Eluatanalysen werden in Tabelle 6 dargestellt. Der pH-Rückgang in der Mitte des Lysimeters beträgt nur 0,6 pH-Einheiten. Massive Karbonatisierung ist somit nicht gegeben. Dennoch beträgt der Rückgang der Auslaugbarkeit von Blei (Pb), ermittelt durch Eluatanalysen bei $\text{L/S}=10$, fast zwei Zehnerpotenzen. Auch der Rückgang von Pb im Sickerwasser (hier nicht dargestellt) ist deutlich.

Tabelle 6: Auslaugbarkeit von frischer und zwei Jahre alter MV-Rostasche

Parameter, Dimension	Frische MV-Rostasche	Zwei Jahre alte Schlacke von der Oberfläche	Zwei Jahre alte Schlacke in ca. 35 bis 50 cm Tiefe
pH-Wert	12,2	9,4	11,6
Sulfat (mg/l)	35	80	17
Chlorid (mg/l)	206	1,5	14
Cr (mg/l)	n.n.	0,003	0,005
Ni (mg/l)	0,047	0,007	0,010
Cu (mg/l)	0,70	0,019	0,10
Zn (mg/l)	0,33	0,014	0,045
Pb (mg/l)	4,0	n.n.	0,054
n.n.: nicht nachweisbar. Datenquelle: STEGEMANN et al., 1995			

Wenn nicht über den gesamten Mietenquerschnitt, sondern an der Oberfläche beprobt wird – wie z.B. bei KNORR et al., 1999 auf S.40 und 41 beschrieben – dann kann sich eine Fehleinschätzung der Wirkung und Reichweite der passiven Alterung (betreffend pH-Rückgang, Auslaugbarkeit etc.) ergeben. Umsetzen einer Mieten und Probenahme während des Umsetzungsvorgangs ergeben deutlich geringeren Rückgang von pH, Pb und Zn im Eluat als die Proben von der Oberfläche ruhender Mieten (PALIZSCH, 2002).

Unser Institut untersuchte im Jahr 2009 Reststoffe, die zum Zeitpunkt der Untersuchung wenige Wochen bis zu vier Jahre lang in Reststoffdeponien abgelagert waren (MOSTBAUER & LECHNER, 2009). Um die Alterung unter Feldbedingungen zu dokumentieren, wurden 22 Proben von abgelagerten (teilweise auch von zwischengelagerten) alkalischen Abfällen aus Deponien entnommen und zwar MV-Rostasche, Flugasche aus der Papierindustrie und Bettasche aus der Papierindustrie. In den beprobten Abschnitten von Reststoffdeponien, in denen MV-Rostasche abgelagert wird, zeigen pH-Wert sowie die Auslaugbarkeit von Salzen, Al, Pb, Cu und Se fallenden Trend. Nur Antimon (Sb) zeigt geringfügig steigenden Trend. Alle Proben von MV-Rostasche aus den Deponien (4 Deponien, 14 Proben) halten die Grenzwerte der Reststoffdeponie (Tabelle 8 von Anhang 1 der DVO) ein. Der pH-Wert der Schlackenproben aus Deponien, welche ein Alter zwischen 3 Wochen und ca. 4 Jahren aufweisen, liegt zwischen pH=10,9 und pH=12,3 (ein Ausreißer, pH = 9,95 ist hier nicht berücksichtigt, weil besondere Randbedingungen vorliegen). Das Säurebindungsvermögen von MV-Rostasche, gemessen als SNK_6 , wird durch die Alterung und mehrjährige Auswaschung in Reststoffdeponien nicht oder nur geringfügig verringert.

Aus den in diesem Abschnitt genannten Untersuchungen ergibt sich, dass die Verringerung des pH-Wertes innerhalb der ersten zwei Jahre nach der Ablagerung bzw. nach der Errichtung einer Miete in tieferen Bereichen gering ist, wenn man als CO_2 -senkende Mechanismen primär Auswaschung und Eintrag von atmosphärischem CO_2 betrachtet. Diese Mechanismen bzw. Reaktionen führen jedoch oberflächennah zur Auswaschung und zu einem räumlich begrenzten pH-Rückgang durch Karbonatisierung. Eine Verringerung der Auslaugbarkeit von Pb wird jedoch auch durch einen geringen Rückgang des pH-Wertes erreicht.

4 Verfahren mit Zerkleinerung des Grobkornes

Aufbereitungsversuche mit 25 t MV-Rostasche unter Verwendung einer Prallmühle und mit 75 t derselben Rostasche (Trockenaustrag aus MVA Hinwil, CH) unter Verwendung eines Backenbrechers zeigen auf, dass die Zerkleinerungswirkung der Prallmühle deutlich bessere Zerkleinerungswirkung für das nichtmetallische Schlackenkorn besitzt (FIERZ & BUNGE, 2007). Zumindest für den Trockenaustrag gilt: Prallmühlen sind eine wichtige Voraussetzung für die Gewinnung von Metallen mit ausreichend hohem Reinheitsgrad. Es kann erwartet werden, dass diese Aussage auch für den Nassaustrag von MV-Rostasche gilt.

4.1 Anlagenbeispiele

Rugenberger Damm, Hamburg

Für die Zerkleinerung der Siebfraction >32 mm wird in Hamburg eine Prallmühle eingesetzt. Die Verfahrensfließbilder und Details zur Aufbereitungsanlage werden in Abschnitt 7.1 dargestellt.

4.2 Pilotanlagen

GROTJOHANN (1993) bilanzierte eine Versuchsanlage, die einen Durchsatz von 600 bis 700 kg Schlacke/h aufwies. Obwohl die damals eingesetzten Aggregate zur Magnetabscheidung nicht mehr dem Stand der Technik entsprechen (es wurden Trommelmagnete verwendet) und auch die Verwendung eines Trockners aufgrund seines Energiebedarfes nicht vorteilhaft ist, sollen die Ergebnisse in Bezug auf die Wirksamkeit einer Zerkleinerung des Grobkornes hier dargestellt werden. Die Abbildung 10 fasst die Massenbilanzen von GROTJOHANN (1993) zusammen. Große, fett gedruckte %-Zahlen sind dabei die gewonnenen Massenanteile, bezogen auf die getrocknete MV-Rostasche. Kleine, in Klammern gesetzte %-Zahlen gibt die jeweils wichtigste Kennziffer zur chemischen Zusammensetzung an (gerundet auf 1%).

Man kann erkennen, dass durch Zerkleinerung der aufbereiteten Fraktion 4-40 mm und neuerliche Fe- und NE-Abscheidung eine eher bescheidene Erhöhung der Ausbeute erreicht wird. Diese Erhöhung beträgt zweimal 2,3% beim Fe-angereicherten Produkt und 0,2% beim NE-Produkt, jeweils bezogen auf die getrocknete MV-Rostasche.

Die schlechte Qualität der gewonnenen Fe-Fraktionen beruht auf dem Einsatz von wenig selektiven Trommelmagneten (48% Fe_2O_3 entsprechen nur 33,6% Fe).

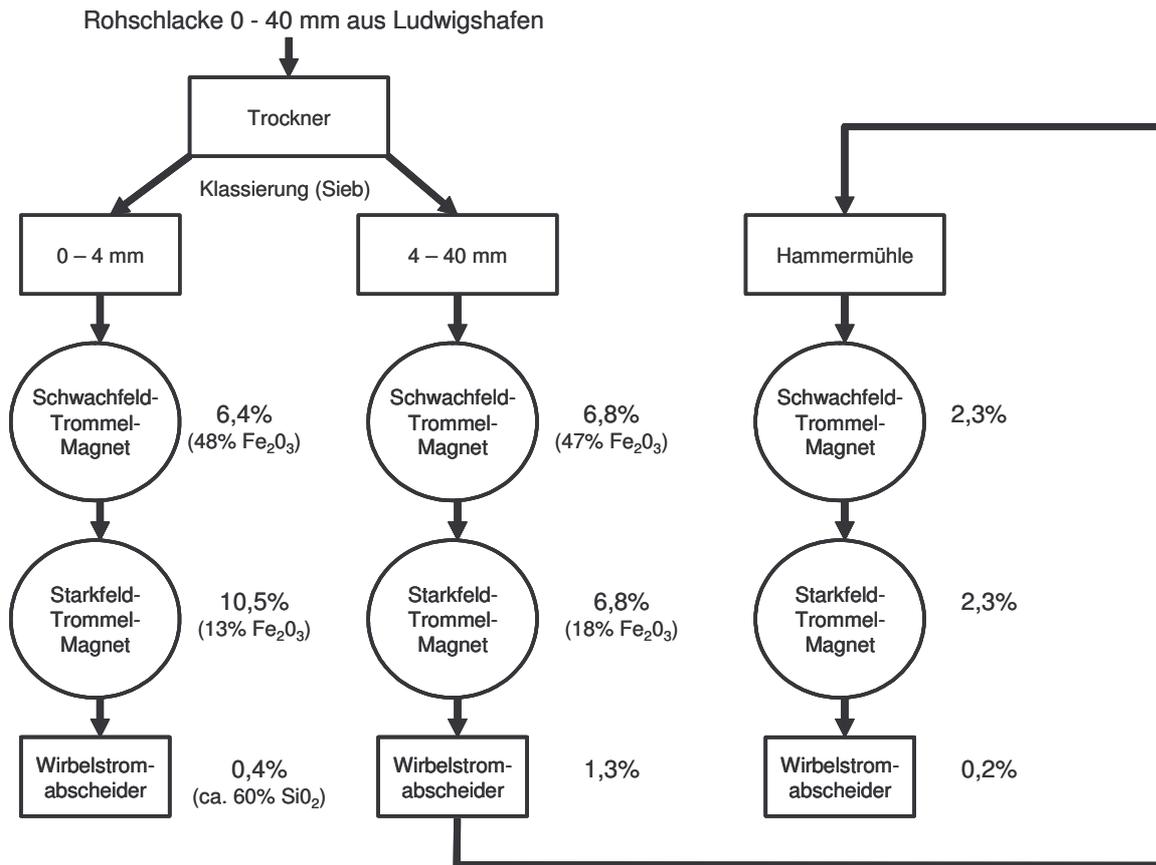


Abbildung 10: Massenbilanz einer Pilotanlage, nach GROTJOHANN, 1993

4.3 Literatur, Laborversuche

Versuche zur Zerkleinerung des gesamten Siebdurchgangs < 63 mm mit wurden von MOERGELI (1995, 1996) durchgeführt. Dabei wurden ein Backenbrecher im Labormaßstab und ein Walzenbrecher im Technikumsmaßstab eingesetzt. Ausgangsmaterial war auf < 63 mm und vom Hauptanteil der Fe-Metalle bereits befreite MV-Rostasche aus der MVA Hagenholz (D). Das Brechen der MV-Rostasche (Fraktion 0 - 63 mm) und die anschließende Klassierung mit einem Siebsatz führte zu einer Anreicherung von NE-Metallen in den größeren Fraktionen, vor allem im Korngrößenbereich > 2 mm. Cu, Pb und Cd weisen die stärkste Anreicherung im Siebschnitt 2 bis 4 mm auf.

Die NE-Metalle wurden in diesem Fall auch durch Sortieranalysen bestimmt. Für die Bestimmung der Metallgehalte wurden weiters geeignete Aufschlussmethoden verwendet.

Die Behandlung derselben MV-Rostasche im Labor-Backenbrecher liefert eine ähnliche Verteilung der Metallgehalte (MOERGELI, 1995).

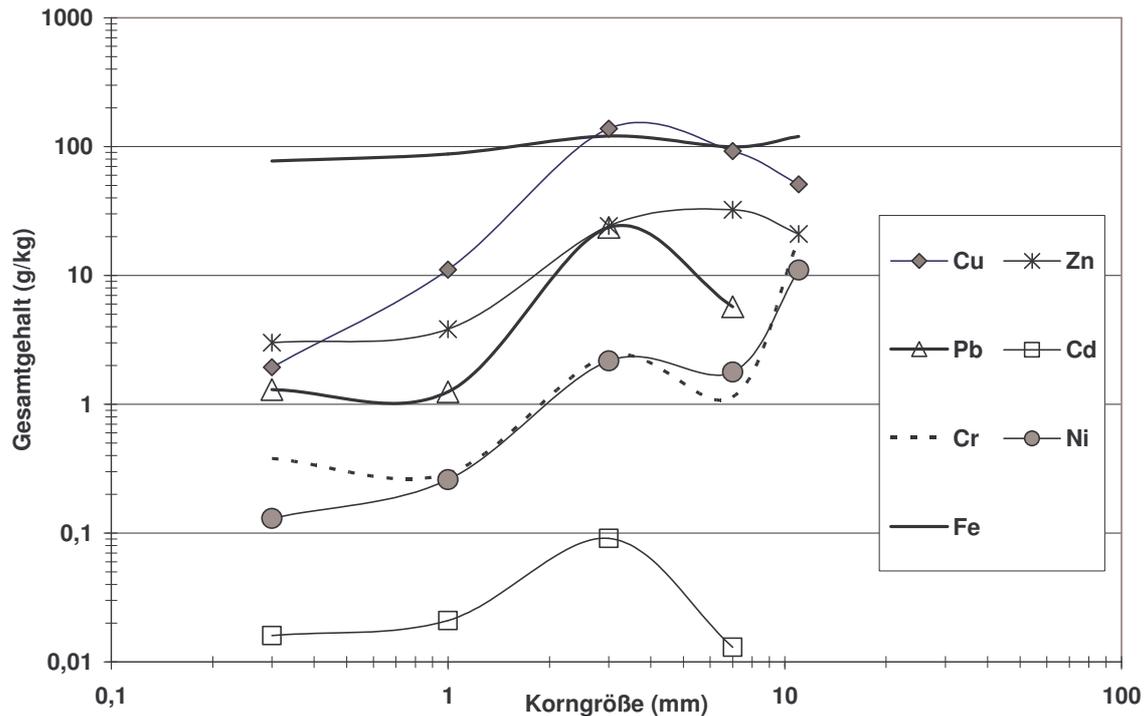


Abbildung 11: Anreicherung in der Grobfraktion von gebrochener MV-Rostasche. Graphisch modifiziert, nach MOERGELI, 1996.

5 Trockener Rostasche-Austrag

Der Trockenaustrag von MV-Rostasche ist bereits Stand der Technik. Die potentielle Umrüstung bestehender Anlagen ist jedoch vom vorhandenen Raum (Fläche und Raum für die Erweiterung) abhängig und wird auch unter günstigen bautechnischen Voraussetzungen noch einige Zeit beanspruchen. Die Vorteile des trockenen Rostasche-Austrages sind:

- Durch die in den Ofen zurückgeleitete „Tertiärluft“ wird der filterstaubähnliche Feinstanteil der Rostasche zurück in den Ofen gesogen. Damit wird ein Teil der Schwermetallfracht von der Rostasche zum Filterstaub hin verschoben.
- Die in der heißen MV-Rostasche enthaltene Wärme geht nur teilweise verloren, der andere Teil der Wärme dient der Vorerhitzung der Tertiärluft.
- Die Gewinnung von Metallen aus der Rostasche wird erleichtert, weil trockenes Material besser klassiert werden kann und weil Magnetabscheider und Wirbelstromabscheider bei gleichem Aufwand größere Abscheideleistungen erreichen.
- Die erzielbaren Metallqualitäten (Fe-Metalle, NE-Metalle) sind besser im Vergleich zur Aufbereitung gequenchter Rostasche.
- Die durch reine Klassierung (Siebung) erzielbaren Qualitäten an mineralischen Körnungen sind besser, weil die Abtrennung der Feinkornanteile erleichtert wird.

Diesen Vorteilen stehen folgende Nachteile gegenüber:

- Die Filterstaubmenge in der MVA wird erhöht.

- Hochtemperatur-Mineralphasen, insbesondere CaO reagieren erst im Fall der Ablagerung oder Verwertung mit Wasser. Dies kann zum Temperaturstress im Bauwerk bzw. an der Basisdichtung führen, sowie zu Treiberscheinungen.
- Trocken aufbereitete Rostasche kann gegenüber gequenchter Rostasche höhere Auslaugbarkeit an Chrom-VI aufweisen.
- Geringfügig höherer Raumbedarf im Vergleich zur Nassentschlackung (die Geringfügigkeit bezieht sich hier auf den gesamten Raumbedarf einer MVA).
- Kosten durch Umbau bestehender Anlagen.

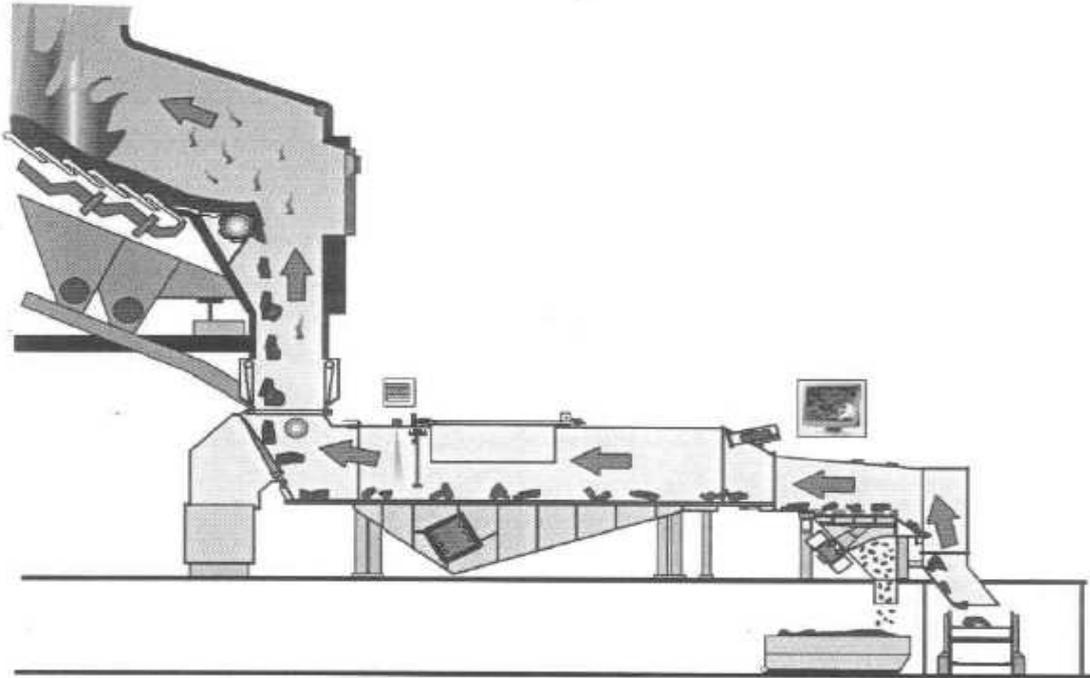


Abbildung 12: Trockenaustrag KEZO-Hinwil (Graphik: MORF et al, 2009)

5.1 Anlagenbeispiele

In der KVA Hinwil (KEZO) wurde im Jahr 2005 in einem ersten Schritt eine Ofenlinie für mehrere Tage mit einem Trockenaustrag der Rostasche betrieben. Hierbei wurden etwa 180 t trockene Schlacke als Probematerial produziert. Teilmengen bzw. Proben dieser Rostasche wurden dann in unterschiedlicher Weise aufbereitet und auf ihre physikalischen und chemischen Eigenschaften (Löslichkeit, Glühverluste, Korngrößenverteilung und chemische Zusammensetzung) hin untersucht (siehe Abschnitt 5.2).

Der Trockenaustrag wurde in der Anlage Hinwil in der ersten Ofenlinie bereits 2007 großtechnisch umgesetzt. Die zweite Ofenlinie folgte 2009. Die MVA in Monthey (französische Schweiz) wurde 2008 auf Trockenaustrag umgebaut (SCHU, 2008).

Über die Aufbereitung von MV-Rostasche aus dem Trockenaustrag liegen Ergebnisse von Pilotversuchen vor (siehe Abschnitt 5.2).

5.2 Pilotanlagen / Pilotversuche

Aufbereitungsversuche in Harderwijk und Kassel

Gut dokumentierte Aufbereitungsversuche im Pilotmaßstab wurden von der Fa. RNS (**R**ecovery of **N**on-Ferrous **S**crap) im Jahr 2005 in Harderwijk, NL und Kassel, DE durchgeführt. 25 t der Rostasche aus dem Trockenaustrag der MVA Hinwil wurden in Vink / Barneveld / NL vorabgesiebt, vorzerkleinert und nach Harderwijk gebracht. Weitere 75 t wurden in der mobilen Aufbereitungsanlage in Kassel behandelt (FIERZ & BUNGE, 2007).

Der erste Aufbereitungsversuch in Vink / Barneveld und Harderwijk besteht aus:

- Vorsortierung von Fe-Metallen mittels Rechen / Gabel und Hand in Vink / Barneveld.
- Trommelsieb 20 mm
- Brechen der Fraktion > 20 mm in einer Prallmühle auf < 40 mm
- Siebdurchgang < 20 mm und die in der Prallmühle gebrochene Fraktion < 40 mm wurden gemischt und nach Harderwijk transportiert
- Abtrennung der Fraktion 0 - 3 mm durch Linearsieb in Harderwijk, anschließend:
- Magnetabscheidung für Fraktion 3 - 40 mm
- In Trommelsieben wurde die Fraktion 3 - 40 mm in Fraktionen 3 - 10, 10 - 40 und > 40 mm aufgetrennt (Fraktion > 40 mm war nur eine sehr geringe Masse)
- Getrennte NE-Wirbelstromscheidung für 3 -10 mm und 10 – 40 mm

Es ergibt sich folgende Massenbilanz:

- Fe-Metalle 8,8% (davon mehr als die Hälfte aus der Handsortierung)
- Mineralisches < 3 mm: ca. 36%
- Mineralisches 3 -10 mm: 17,4%
- Mineralisches 10 - 40 mm: 26,5%
- Mineralisches > 40 mm: ca. 8%
- NE-Metalle mit teilweise mehr als 60% Verunreinigungen: ca.3%

Der hohe Feinkornanteil < 3 mm zeigt, dass durch Aufbereitung trockener Rostasche eine schärfere Trennung von Feinkorn und größeren verwertbaren mineralischen Anteilen erreicht wird.

Erwartet wurde auch eine größere Reinheit der Metalle. Der NE-Metallabscheider in Harderwijk war jedoch auf Maximalaustrag eingestellt. Dadurch ergibt sich in den NE-Metallen, die aus der Fraktion 10 - 40 mm abgetrennt wurden, ein hoher Anteil an Verunreinigungen (rund 65%, d.h. 1% bezogen auf MV-Rostasche-Input).

Während der ersten Absiebung in Harderwijk (3 mm Sieb) traten sehr intensive Staubfahnen auf. Dies bedeutet, dass bei Aufbereitung trockener MV-Rostasche jedenfalls für eine Kapselung und Stauberfassung zu sorgen ist.

Von den mineralischen Fraktionen 3 - 10 mm und 10 - 40 mm wurden Proben in „Big Bags“ rückgestellt und später von der Fa. HEROS erneut aufbereitet. Die Aufbereitung unterscheidet sich von der Anlage in Harderwijk im Wesentlichen durch stärkere Überbandmagneten und Wirbelstromscheider mit hoher magnetische Feldstärke. Zusätzlich

konnten damit (bezogen auf MV-Rostasche) nochmals 1,05% Fe und 0,32% NE-Metalle aus den in Harderwijk bereits aufbereiteten Fraktionen abgetrennt werden.

Durch Verwendung einer höheren Feldstärke in einem Neodymmagnet wurde auch versucht, Sinterschlacke abzutrennen. Die Austragsraten für Sinterschlacke waren jedoch nur gering (1-2%).

Die Aufbereitungsanlage für den großtechnischen Versuch in Kassel wird in der folgenden Abbildung dargestellt.

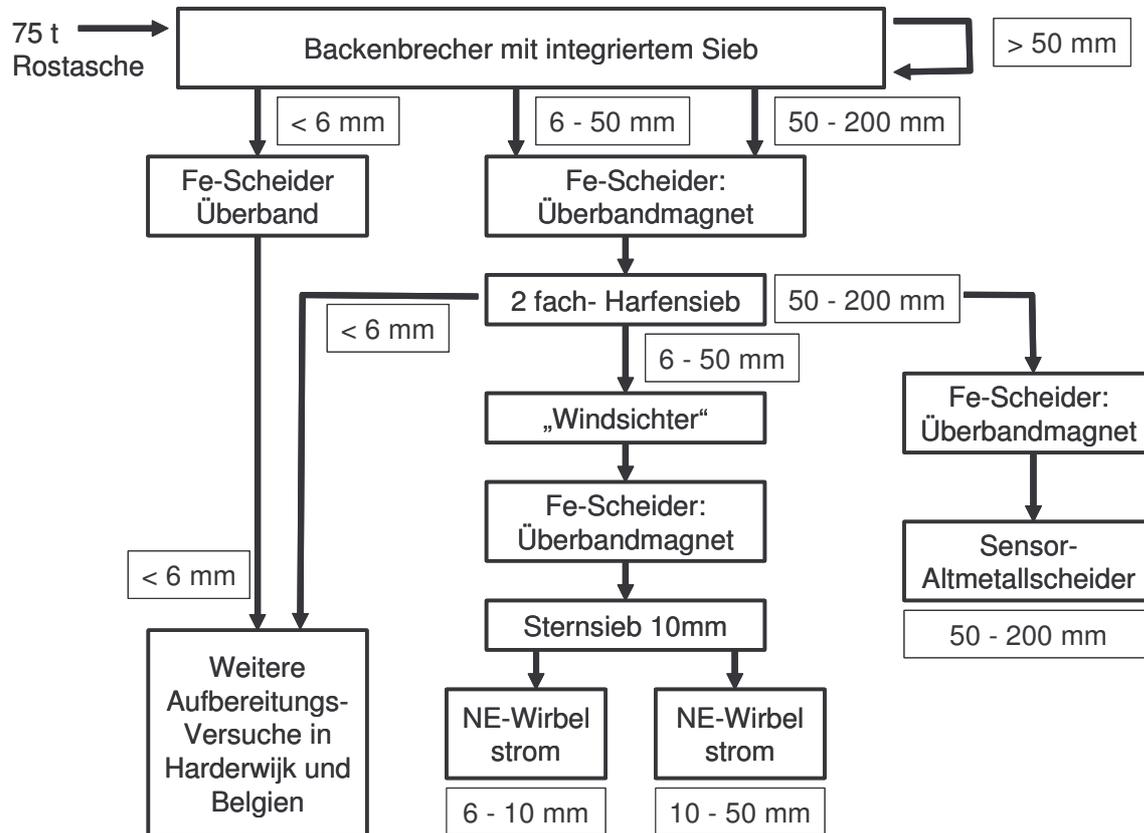


Abbildung 13: Aufbereitungsversuch in Kassel, nach FIERZ & BUNGE, 2007 (graphisch modifiziert und ergänzt)

Der Austrag an Fe-Metallen ist beim Aufbereitungsversuch in Kassel deutlich geringer. Ursachen für den geringeren Austrag sind die schlechte Zerkleinerungswirkung des Backenbrechers und die geringere Abscheideleistung der Überbandmagneten. Die RNS empfiehlt, für die Zerkleinerung von MV-Rostasche eine Prallmühle statt eines Backenbrechers zu verwenden.

Die Massenbilanz des Aufbereitungsversuches in Kassel ergab (FIERZ & BUNGE, 2007):

- Fe-Metalle: 5,7%
- Mineralisches < 6 mm: 65,5%
- Mineralisches 6 – 10 mm: 9,0%
- Mineralisches 10 – 50 mm: 16,2%
- Mineralisches >50 mm: 1,4%
- NE-Metalle (10% Verunreinigungen): 1,94% (inklusive der nachträglich bei der HEROS-Anlage abgetrennten NE-Metalle ergeben sich 2,22%)

Die NE-Metallfraktion < 50 mm weist mit nur ca.10% Verunreinigungen (Sinterschlacke, Anbackungen etc.) eine hohe Qualität auf. Sortieranalysen ergaben folgende Zusammensetzung (bezogen auf den Schlacke-Input):

- Mineralisches 0,22%
- Aluminium 1,39%
- Messing 0,31%
- Kupfer 0,28%
- Zink 0,02%

Bei Einsatz einer Prallmühle wären sehr wahrscheinlich auch in Kassel mehr als 8% Fe-Metalle erzielt worden. Die mangelhafte Zerkleinerungswirkung des Backenbrechers wirkt sich auch auf die Sortierleistung des Sensor-Altmetallscheiders aus. Das optische System identifizierte in der Fraktion > 50 mm viele Sinterschlacken-Körner als „NE-Metall“ und trug diese dann aus. Eine Kombination aus Backenbrecher und anschließendem Sensorsystem ist somit wenig geeignet.

In Kassel wurde eine Probe der Fraktion 0 - 6 mm für die weitere, externe Aufbereitung rückgestellt. Durch weitere Aufbereitung in einem großtechnischen Versuch der Fa. HEROS konnten aus der Fraktion 0 – 6 mm weitere 2,38% Fe-Metalle und 0,62% NE-Metalle rückgewonnen werden.

Insgesamt ergibt sich aus den Aufbereitungsversuchen bei HEROS:

- Der Rest-Fe-Metallanteil beträgt je nach vorhergehender Aufbereitung zwischen ca.1 bis ca.2,4%, bezogen auf den Rostasche-Input
- Der Rest-NE-Anteil beträgt je nach vorhergehender Aufbereitung zwischen ca.0,3 und ca.0,6%, bezogen auf den Rostasche-Input
- Die ausgetragenen NE-Metalle sind von hoher Reinheit

Diese Aussagen gelten nur für die eingesetzten Anlagen-Konfigurationen und für den Trockenausstrag und die Aufbereitung von trockener MV-Rostasche. Bezogen auf die in Harderwijk und Kassel gewonnenen Fraktionen, können aus den von FIERZ & BUNGE, 2007 dargestellten Massenbilanzen folgende Restmetallgehalte rückgerechnet werden:

Tabelle 7: Restmetallgehalte nach Aufbereitung trockener MV-Rostasche

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.

Aufbereitungsversuch in Wels

Im August 2008 wurde in der MVA Wels (Ö) der Naßentschlacker ausgepumpt und die Wasserzufuhr zwei Tage lang stillgelegt. Die in dieser Form trocken ausgetragene MV-Rostasche (insgesamt 18 t) wurde in einer mobilen Anlage aufbereitet (LINSMEYER et al., 2009). Bei der Aufbereitung konnten 250 kg Fe-Metall (1,4%) und 450 kg NE-Metallfraktion (2,5%) gewonnen werden, welche nur einen geringen Grad von Anbackungen aufwiesen. Die Aufbereitungstechnik ist im Detail nicht bekannt, bestand aber aus Magnetabscheidung, Sieben (6 und 45 mm) und Wirbelstromabscheidern.

Die fotografische Dokumentation der abgetrennten NE-Metallfraktion ermöglicht einen Vergleich von Trockenaustrag und konventionellem Austrag (Queche). Im linken Teil der folgenden Abbildung ist die Anhaftung von mineralischen Feinanteilen in der grauen Farbe der NE-Metallfraktion erkennbar. Im Fall der Aufbereitung nach Trockenaustrag (rechts) enthält die Metallfraktion nur wenige anhaftende Feinanteile.

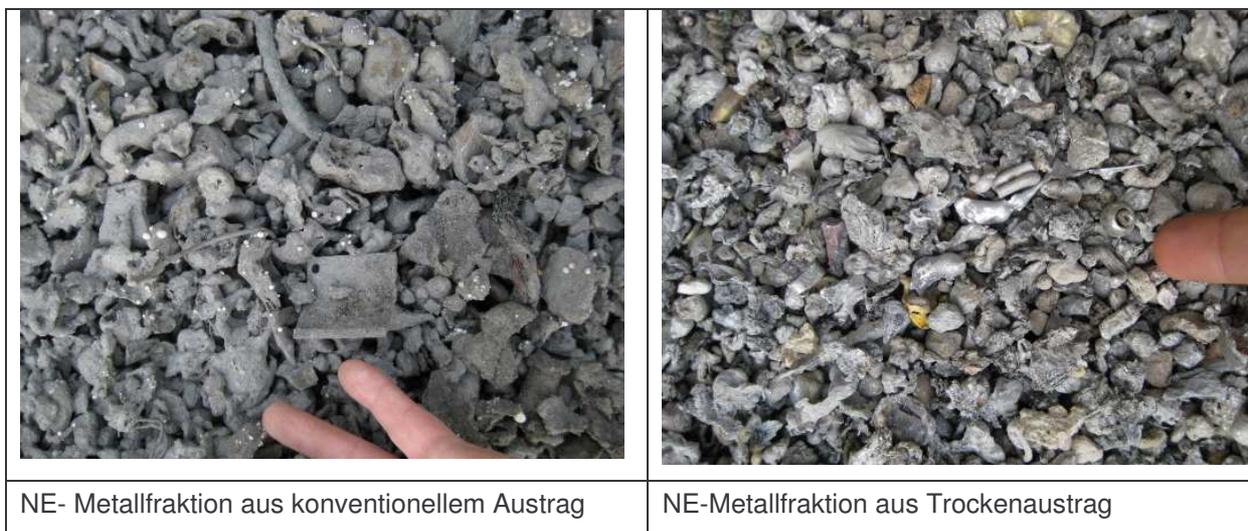


Abbildung 14: Aufbereitungsversuche in Wels - NE Metalle (Fotos: AVE Österreich)

Die Fraktionierung der trocken ausgetragenen im Labor zeigt, dass die Auslaugbarkeit von Salzen (bestimmt als Abdampfrückstand), Zn und Pb mit zunehmender Korngröße stark abnimmt (LINSMEYER et al., 2009). Besonders gering ist die Auslaugbarkeit der Fraktionen 6,3 – 8 mm und 8 – 15 mm. Details zur Auslaugbarkeit der Siebfraktionen werden im Teil A der Studie dargestellt (Abschnitt A8.4.1).

5.3 Patent

In einem Patent der ASEA Brown Boveri AG wird eine Kombination aus Drehrohrfeuerung kommunaler Abfälle und trockener Aufbereitung der Schlacke beschrieben (MILLARD, 1999). Der Drehrohrofen wird unterstöchiometrisch betrieben, und die Siebfraktion < 2 mm aus der daran anschließenden Aufbereitung der Drehrohr-Schlacke wird in das Drehrohr zurückgeführt. Eine Klassierung in mehrere Kornklassen mittels Schwingsieb war vorgesehen. Obwohl das Patent bereits konkrete Daten für eine Dimensionierung von Luftmenge und andere technische Details enthält, ist eine großtechnische Umsetzung nicht bekannt.

6 Aktive Alterung, Karbonatisierung

Aktive Alterung bedeutet, dass Luft oder CO₂-haltiges Gas mit dem Abfall in Kontakt gebracht wird, um den Alterungsprozess zu beschleunigen. Man unterscheidet wiederum:

- Statische Systeme: Der Abfall ruht und das Gas bzw. die Prozessluft wird durch den Abfall geleitet
- Dynamische Systeme: Der Abfall ist in Bewegung (z.B. in einer Trommel)

Eine weitere Möglichkeit der Unterscheidung der Prozesse ist (COSTA et al., 2007):

- Indirekte Route: Die alkalischen Verbindungen werden zuerst aus dem Abfall extrahiert, die alkalische Lösung wird mit CO₂-haltigem Gas neutralisiert.
- Direkte Route: Der Abfall (Feststoff) reagiert mit dem CO₂-haltigem Gas. Bei der Direkten Route können wiederum System mit Kornzerkleinerung und ohne Kornzerkleinerung unterschieden werden, sowie (siehe oben) statische und dynamische Systeme.

Der Alterungsprozess wird über einen oder mehrere Schlüsselparameter, das sind Wassergehalt, Korngröße des Materials, CO₂-Gehalt und O₂-Gehalt des Gases, Gasaustausch und Temperatur gesteuert bzw. geregelt.

Tabelle 8: Aktive Alterung versus passive Alterung

Vorteile aktiver Methoden	Nachteile aktiver Methoden
<ul style="list-style-type: none"> • Höhere Prozessraten • Steuerung / Regelung des Prozesses • Vollständige Karbonatisierung bereits nach wenigen Stunden bis Tagen • Gleichmäßige Verteilung der die Schadstoff-Immobilisierung betreffenden Faktoren über die Tiefe (pH-Wert etc.) • Vermeidung oder einfacherer Abzug des Sickerwassers • Nachvollziehbare CO₂-Fixierung 	<ul style="list-style-type: none"> • Höherer technischer Aufwand • Personalaufwand • Wartungsbedarf

6.1 Anlagenbeispiele

Bisher wurden nur Pilotversuche in großtechnischem Maßstab verwirklicht. Siehe folgender Abschnitt.

6.2 Pilotanlagen und Versuche im Technikumsmaßstab

MARZI et al. (2004) führten einen Großversuch mit 167 t aufbereiteter, vier Monate alter MV-Rostasche (Fraktion < 4 cm) in einem Komposttunnel durch. Die Schütthöhe der Schlacke war ca. 1 m. Der Komposttunnel ermöglichte die Kreislaufführung des Prozessgases und eine Steuerung via CO₂-Gehalt des Prozessgases. Die Kreislaufführung des Prozessgases bewirkt eine rasche Verteilung des Gases über die gesamte Höhe der Schüttung und beschleunigt damit die Karbonatisierung.

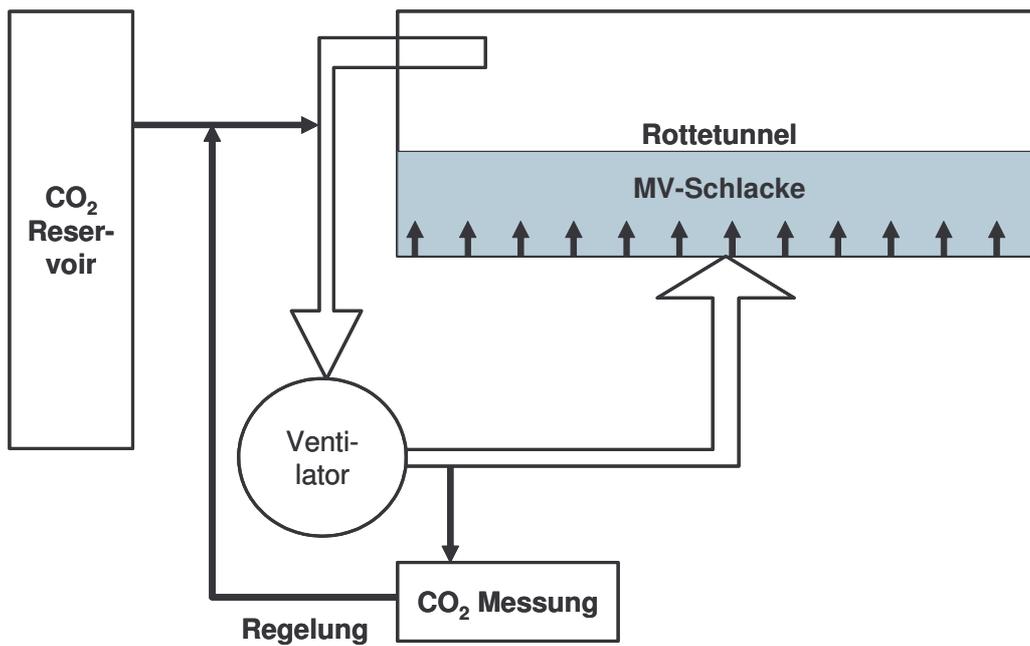


Abbildung 15: Pilotanlage nach MARZI et al., 2004 (graphisch überarbeitet)

Die Behandlung mit CO₂-haltiger Luft (8 Vol.% CO₂) führte innerhalb weniger Tage zu einem Rückgang des pH-Wertes auf ca. pH = 8 und zur Verringerung der Auslaugbarkeit von Pb, Cu und Mo.

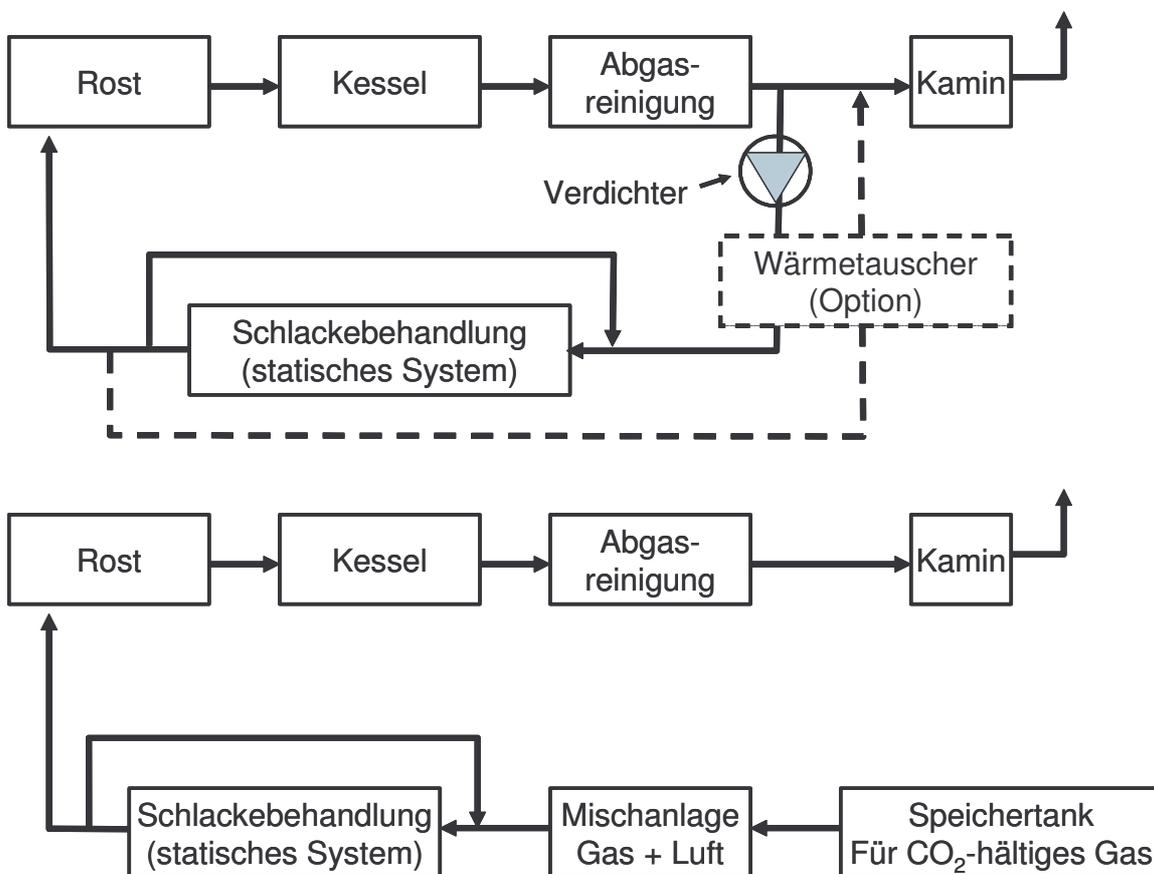


Abbildung 16: Prozessschemata aus der Patentschrift von STEKETEE et.al, 1999, übersetzt und graphisch modifiziert.

STEKETEE et al. (1999, 2006, 2007) von der Niederländischen Firma TAUW BV in Deventer (NL) entwickelten bereits vor mehr als zehn Jahren im Labor-Maßstab (zunächst mit jeweils ca. 1 kg Schlacke) ein Verfahren zur Behandlung von Schlacke mit CO₂ und CO₂-haltigem Abgas. MV-Rostasche wird in einem statischen Verfahren mit Verbrennungsabluft oder einem Gemisch aus CO₂ und Luft behandelt (siehe Abbildung 16).

In den Jahren 2004 und 2005 wurden von der Fa. TAUW BV großtechnische Pilotversuche zu diesem Verfahren durchgeführt. MV-Rostasche aus Belgien und den Niederlanden wurde in nicht mehr benötigte Kohlesilos in einer Höhe von 11 m eingebaut und mit einem Gasgemisch, bestehend aus Luft und CO₂, begast. Der CO₂-Gehalt beträgt 4 Vol.%, die Gaszufuhr beträgt 1 bis 2 Nm³/t (bezogen auf eine Tonne Schlacke). Unter diesen Bedingungen wird eine vollständige Karbonatisierung der Schlacke nach 4 bis 5 Tagen erreicht. Insgesamt wurden 11 dieser Versuche im Pilotmaßstab durchgeführt. Der pH-Wert der MV-Rostasche wird dabei auf ca. 8,5 gesenkt. Die Behandlung bewirkt eine starke Verringerung der Auslaugbarkeit bei Pb, Cu und DOC. Der Rückgang der Auslaugbarkeit bei Cr, Ni und Mo wird mit „50-60%“ beziffert (STEKETEE et al., 2006). Der Sulfatgehalt im Eluat steigt an.

PALIZSCH et al., 1999, haben in einer Skizze dargestellt, dass die aktive Alterung unter Verwendung von Abgas direkt im Anschluss an die Nassentschlackung bei der MVA-Anlage durchgeführt werden könnte. In Anbetracht der bei STEKETEE et al., 2006 sowie MOSTBAUER et al., 2008 genannten Zeiten für die vollständige Karbonatisierung erscheint jedoch eine Integration der Schlackenbehandlung in die Verbrennungsanlage wenig attraktiv. Darüber hinaus könnten die höheren Abgastemperaturen (im Vergleich zu Biogas oder Deponiegas) zur Austrocknung der MV-Rostasche führen, und in der Folge zur Verringerung der Geschwindigkeit der Karbonatisierung.

RUTTEN et al. (2006) führten Versuche zur aktiven Karbonatisierung im Labor- und Pilotmaßstab durch. Ihre Schlussfolgerungen aus den Experimenten sind unter anderem:

- Die physikalische Struktur von MV-Rostasche ist geeignet. Bevorzugte Luftwege sind kaum vorhanden.
- Die CO₂-Aufnahme ist bei einem CO₂-Gehalt der Zuluft von 4% optimal.
- Der Prozess der Karbonatisierung dauert ein bis zwei Wochen und ist vom Wassergehalt abhängig.
- Eine Verringerung der Auslaugbarkeit von Cu um 90% wird erreicht.

MOSTBAUER et al., 2008, entwickelten ein Verfahren zur Behandlung von MV-Rostasche mit Deponie-, Klär- oder Biogas (BABIU-Verfahren). CO₂ und H₂S werden dabei aus dem Deponiegas / Biogas abgetrennt, und Methan wird angereichert. Gleichzeitig werden dabei der pH-Wert und die Auslaugbarkeit von Al und Pb deutlich verringert und es wird ein Karbonatpuffer aufgebaut, der langfristig der Freisetzung von Schwermetallen entgegenwirkt.

Verfahrensablauf, BABIU-Verfahren:

- Schlacke kann direkt aus dem Schlackebad von MVA-Anlagen entnommen werden und weist dabei bereits einen geeigneten Wassergehalt auf. Eine Fe-Abtrennung und Verwertung von Metallen kann erfolgen und hat wenig Einfluss auf den BABIU-Prozess.
- Klassierung (Siebung): Optimal sind Korngrößen < 2 bis 10 cm.
- Alterung in Mieten, z.B. unter Geotextil: Dauer > 2 Tage, optimal sind 2 bis 4 Wochen
- Beschickung eines statischen Reaktors (Containers), Spülen mit Inertgas.

- Die MVA-Schlacke wird im Reaktor direkt von unten angeströmt, das feuchte Reingas oben abgezogen.
- Nach Trocknung des Gases (z.B. in einem Kondensationstrockner) wird das angereicherte Gas für die Einspeisung in das Erdgasnetz geeignet sein. Alternativ dazu kann die Verwertung von Deponiegas verlängert werden, wenn der CO₂-Gehalt zu stark ansteigen sollte

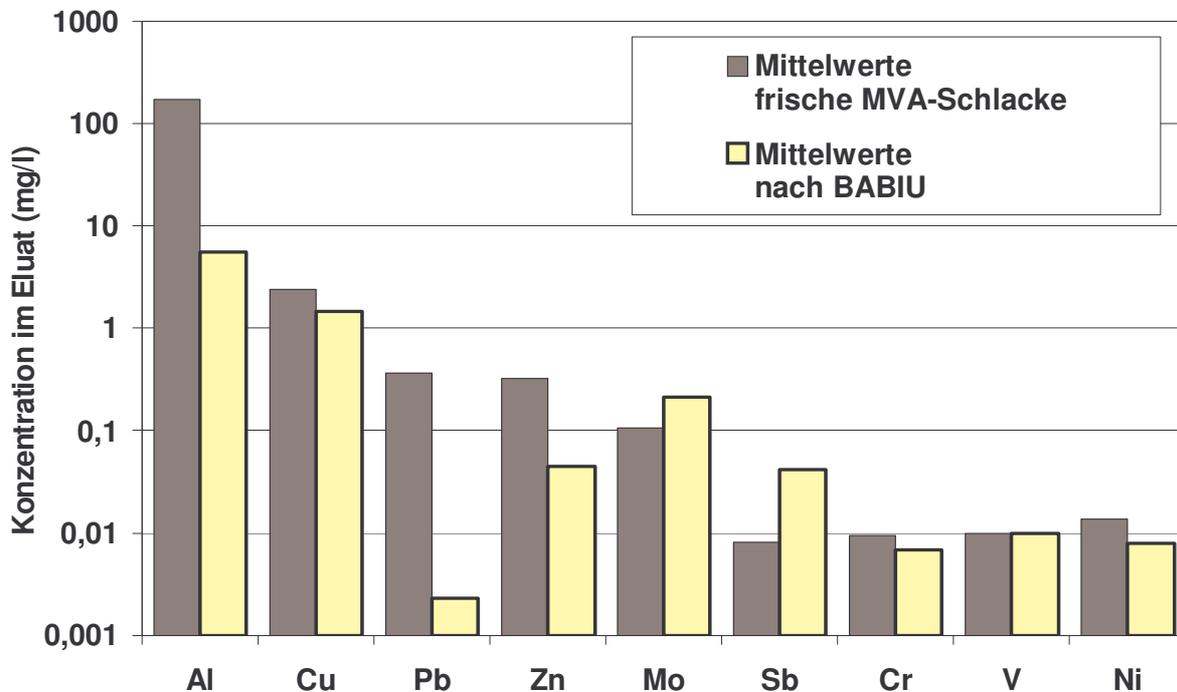


Abbildung 17: Verringerung der Auslaugbarkeit im BABIU-Verfahren

Die Fähigkeit von MV-Rostasche zur Eliminierung von H₂S wurde auch im Pilotmaßstab von DUCOM et al. (2009) sowie in kleinerem Maßstab auch von PARKER et al. (2009) demonstriert.

Im Anschluss an die Entwicklung des BABIU-Verfahrens wird im Rahmen des LIFE+Projekt „UPGAS-LOWCO₂“ ein größerer Pilot-Reaktor errichtet. Mehrere Tonnen MV-Rostasche werden voraussichtlich ab 2011 zur Reinigung von Deponiegas in der Nähe von Florenz (IT) verwendet.

6.3 Weitere Vorschläge in der Literatur, Laborversuche, Patente

Die bis 2006 durchgeführten Laborversuche und Forschungsarbeiten zur aktiven Karbonatisierung von alkalischen Abfällen wurden im Review von COSTA et al., 2007, zusammengefasst. Die Experimente wurden im Temperaturbereich zwischen ca. 20°C (Raumtemperatur) und 50°C und häufig bei atmosphärischem Druck durchgeführt. Im Anschluss an die Tabelle 9 werden ausgewählte Ergebnisse detailliert dargestellt. Im Trend wird eine ähnliche Verringerung der Auslaugbarkeit beobachtet wie beim BABIU-Verfahren sowie wie bei MARZI et al., 2004.

Weiters haben auch HUBER et al., 1996, die Alterung im Labor ausführlich untersucht. In Übereinstimmung mit anderen Autoren wurde festgestellt, dass die Karbonatisierung bei Belüftung mit Luft (0,04% CO₂) sehr langsam verläuft. Die Untersuchungen von HUBER et al., 1996 belegen auch, dass der Abbau der Restorganik und die Oxidation von Sulfiden in MV-Rostasche keine wirksame Absenkung des pH-Wertes ergibt (bei gutem Ausbrand).

Table 2 Summary of operating conditions for accelerated carbonation of MSWI BA

Material type	Carbonation conditions					
	CO ₂ conc.	Pressure	Temperature	Duration	Water content	Reference
MSWI BA	10% vol.	atmospheric	50°C	1 h, 2 h, 3 h, 6 h, 1 d, 2 d, 3 d, 1 w, 2 w, 3 w, 4 w	natural moisture content (initial)	Arickx et al. 2006
MSWI BA	100% vol.	not specified (slight overpressure)	Ambient	20 min, 40 min, 1 h, 3 h, 6 h	not specified	Bodénan et al. 2000
MSWI BA	100% vol.	atmospheric	Ambient	not specified	not specified	Bone et al. 2003
MSWI BA	20% vol.	not specified	37°C	2 h, 6 h, 1 d, 7 d	6.4%	Cornelis et al. 2006
MSWI BA	20% vol. (CO ₂ -enriched air)	atmospheric	not specified	24 h	not specified	Dijkstra et al. 2006
MSWI BA	100% vol. (R.H. 65%)	3 bar	Ambient	0–400 min	0–60 %	Fernández-Bertos et al. 2004b)
MSWI BA	0.03% (atmospheric air)	atmospheric	Ambient	3–4 d	slurry phase (L/S 5)	Meima et al. 2002
MSWI BA	100% vol. (water-saturated CO ₂ flow)	atmospheric	Ambient	24 h, 48 h	not specified	Polettini and Pomi 2004
MSWI BA	100% vol.	atmospheric	Ambient	24 h, 48 h	slurry phase (L/S 10)	Polettini et al. 2005
MSWI BA	100% vol.	2, 3, 5, 7, 11, 17 bar	Ambient	0–180 min	5–25% (initial)	Rendek et al. 2006a
MSWI BA	100% vol.	atmospheric	Ambient	27 d (+49 d)	natural moisture content (initial)	Todorovic and Ecke 2006
MSWI BA	10% vol., 20% vol.	not specified	30°C, 37°C, 50°C	1 h, 2 h, 3 h, 1 d, 2 d, 3 d, 6 d/7 d,	2.3%, 6%, 13%, 25%, 37%, 50% (initial)	Van Gerven et al. 2005
MSWI BA	0.03% (atmospheric air)	atmospheric	40°C	1 h, 2 h, 3 h, 1 d, 2 d, 3 d, 6 d/7 d	6% (initial)	Van Gerven et al. 2005

Tabelle 9: Review zu Laborversuchen betreffend aktive Karbonatisierung (COSTA et al, 2007)

FERNANDEZ-BERTOS et al., 2004 behandelten unterschiedliche Siebfraktionen von MV-Rostasche und Abgasreinigungsprodukten im Labor mit reinem CO₂. Dynamische Bedingungen werden durch Bewegung des Versuchsreaktors auf einer Rüttelplatte gewährleistet. Unter dynamischen Bedingungen wird eine Beschleunigung der Reaktion auf ca. das Doppelte beobachtet. Bei MV-Rostasche weist die Fraktion von 0,7 bis 2,8 mm den höchsten Massenzuwachs (rund 6%) und damit die höchste CO₂-Aufnahme auf.

Van GERVEN et al, 2005 und ARICKX et al, 2006, untersuchten die aktive Alterung der Feinfraktionen aus der mechanischen Aufbereitung von MV-Rostasche. Unterschieden wurde die „Sandfraktion“ welche 32% der ursprünglichen Schlackemasse beträgt, Korngröße 0,1 – 2,0 mm, und die „Schlamm-Fraktion“, Korngröße < 0,1 mm, rund 8% der ursprünglichen Schlackenmasse. Die Feinfraktionen wurden im Labor mit einem Gasgemisch behandelt, welches 10% oder 20% CO₂ enthält. Die Temperatur des Versuchsmaterials beträgt 30, 37 oder 50°C. Durch die Behandlung werden pH-Wert und die Auslaugbarkeit der als „kritisch“ bezeichneten Parameter Cu und Ba verringert. Bei Mo und Sb wird ein Anstieg der Auslaugbarkeit registriert. Da die Flämischen Grenzwerte für die Auslaugbarkeit im Falle der Verwertung nicht erreicht werden konnten, schließen ARICKX et al, 2006 dass eventuell weitere Behandlungsschritte z.B. Extraktion oder thermische

Behandlung – in Kombination mit aktiver Alterung – erforderlich sind, wenn diese Feinfraktionen verwertet werden sollen.

Für die CO₂-Bilanzen der aktiven Alterung ist die Quantifizierung des Aufnahmevermögens von MV-Rostasche von Bedeutung. Diesbezüglich ergibt sich jedoch derzeit ein heterogenes Bild über das CO₂-Aufnahmevermögen (siehe Tabelle 10). Es wurden weiters unterschiedliche Methoden zur Bestimmung des CO₂-Aufnahmevermögens eingesetzt, z.B. Massenbilanzen, Bestimmung von Karbonat mittels FTIR, TIC-Analyse und TC-Analyse. Hier ist noch Forschungsbedarf gegeben.

Tabelle 10: CO₂-Aufnahmevermögen von MV-Rostasche

Aufnahmevermögen (kg CO ₂ /t Schlacke)	Referenz
16, maximal 22	RENDEK et al., 2006
ca. 10	RUTTEN et al., 2006
ca. 14	STEKETEE et al., 2006
15 bis 40, im Mittel 25	MOSTBAUER et al., 2008
20 bis 32	MOSTBAUER, 2009

Van GERVEN (2009), Universität Leuven koordiniert derzeit das Arbeitspaket „Carbon Sink“ im EU-Projekt SmaRT-Pro. SmaRT-Pro steht für „*Sustainable Materialisation of Residues from Thermal Processes into Products*“ und beschäftigt sich mit der Verwertung von Reststoffen aus verschiedenen thermischen Prozessen. Das Projekt besteht aus mehreren Arbeitspaketen. Schwerpunkte im Paket „Carbon Sink“ sind:

- Alkalische Reststoffe als CO₂-Senke
- Untersuchung neuer Ansätze zur Erhöhung der CO₂-Fixierung und Beschleunigung der Karbonatisierung, wie Karbonatisierung in Flüssigphase, als Suspension sowie ein so genannter „hot-stage“ Prozess

Von diesem Projekt sowie vom Projekt „UPGAS-LOWCO₂“ werden auch neuer Erkenntnisse zum CO₂-Aufnahmevermögen von MV-Rostasche erwartet.

7 Schlackenwäsche und integrierte Schlackenwäsche

7.1 Anlagenbeispiele

Integrierte Schlackenwäsche: Rugenberger Damm, Hamburg

Die MV-Rostasche der Verbrennungsanlage Rugenberger Damm in Hamburg wird seit 2002 in mittels integrierter Schlackenwäsche und mehrstufiger Aufbereitung verwertet (ZWAHR, 2005). Der gute Ausbrand der MV-Rostasche und der hohen Bedarf an ungebundenen Baustoffen in der Stadt Hamburg – z.B. beim Ausbau des Hafens – waren gute Voraussetzungen für den Betrieb einer Aufbereitungsanlage. Hinzu kommt, dass Kies in Norddeutschland teilweise aus der Nordsee gewonnen wird und diese Form der Kiesgewinnung augenscheinlich einen Konflikt mit Naturschutzinteressen darstellt.

Das Verfahren wird in Abbildung 18 und Abbildung 19 dargestellt. Der Salzgehalt der MV-Rostasche wird durch erhöhte Wasserzugabe im Naßentschlacker annähernd halbiert. Das Schlacken-Wasser wird mehrstufig gereinigt.

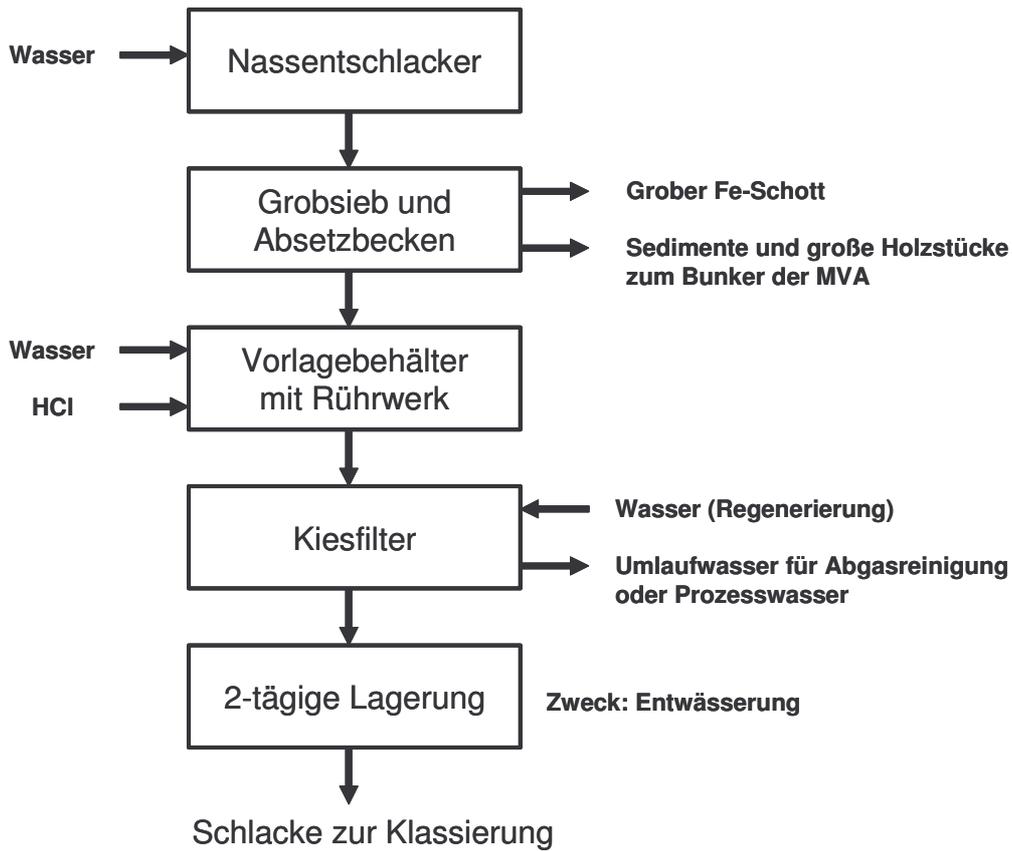


Abbildung 18: Integrierte Schlackenwäsche Rugenberger Dam, schematisch

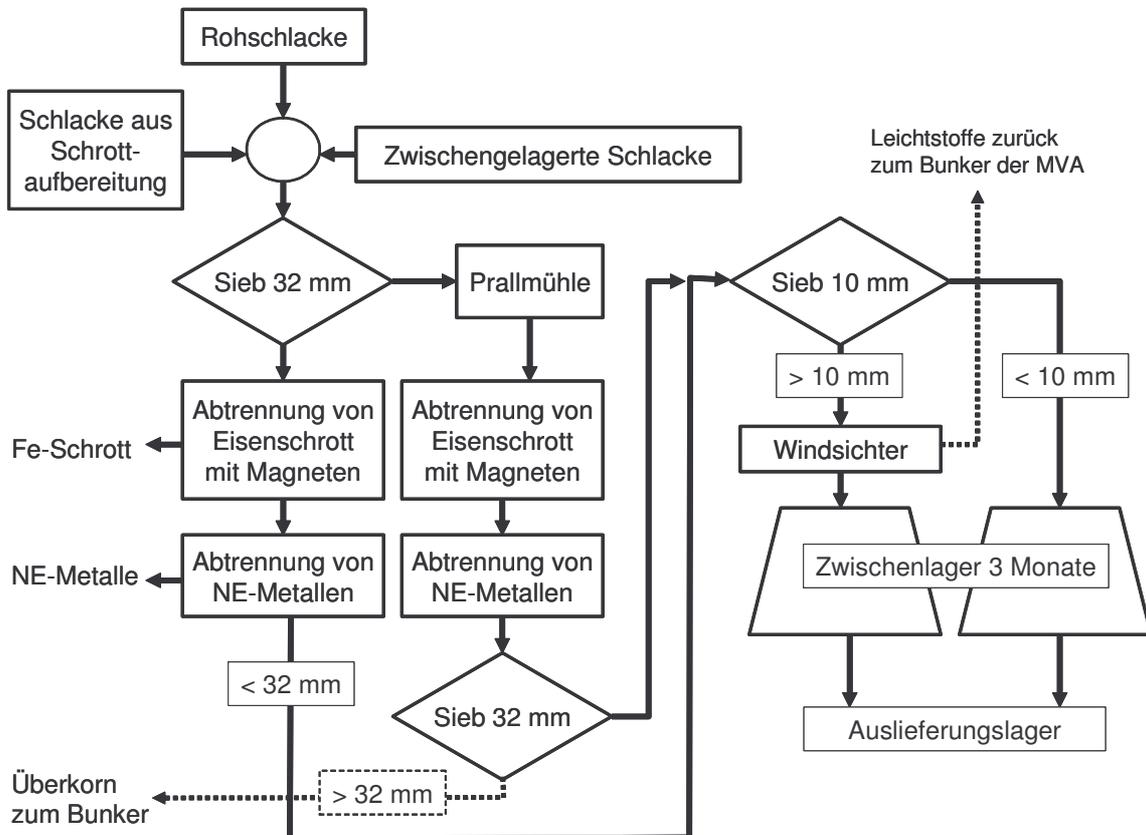


Abbildung 19: Zerkleinerung und Klassierung der vorgewaschenen Schlacke, Rugenberger Dam (ZWAHR, 2004)

Ein Grobsieb trennt Eisenmetalle und große unverbrannte Anteile (z.B. Holz) ab. Danach wird das Schlacken-Wasser durch Sedimentation und Kiesfilter gereinigt und als Prozesswasser bzw. in der Abwasserreinigung wieder eingesetzt. Die im Naßentschlacker vorgewaschene Schlacke wird zwei Tage lang zur Entwässerung zwischengelagert. Gemäß ZWAHR, 2005 wäre eine längere Lagerung vorteilhaft, diese ist jedoch aus Platzmangel an diesem Standort nicht umsetzbar.

Die Produkte der Aufbereitung sind (bezogen auf 1 t verbrannten Abfall):

- Rund 2 kg/t NE-Metalle
- Rund 23 kg/t Eisenschrott
- Rund 220 kg/t Mineralgemisch aus Schlacke

Die Zusammensetzung und Auslaugbarkeit der Schlackenfraktion 0 - 32 mm ist durch die Publikationen von ZWAHR, 2005, 2006 gut dokumentiert. Der pH-Wert im Eluat beträgt in den Jahren 2002 bis 2004 im Mittel zwischen 11,1 und 11,3. Die Richtwerte der in Deutschland derzeit noch maßgeblichen LAGA-Richtlinie werden eingehalten.

Die Behandlungskosten zu den in Abbildung 18 und Abbildung 19 genannten Prozessschritten beziffert ZWAHR (2004) in Summe mit „rund 25 \$/t“. Umgerechnet mit dem damaligen Kurs des US-Dollars und Euros (Jan.2004 bis Okt. 2004, 1€ = 1,18 bis 1,28 US\$, meist um 1,2 US\$) sind dies rund 21 €/t.

Nass-Siebung: SCHERER & KOHL Technologie, Ludwigshafen

Von der Fa. SCHERER & KOHL wurde eine mehrstufige trockene und nasse Aufbereitung entwickelt. Das Verfahren wird in der Anlage „Kaiserwörthhafen“ in Ludwigshafen seit etlichen Jahren großtechnisch angewendet. Infolge steigender Ansprüche an die Qualität der Ersatzbaustoffe wurde an die bestehende trockene Aufbereitung eine nasse Aufbereitung mit Attrition angeschlossen. Der Prozess und der zur Wäsche (Abtrennung der Feinfraktion) verwendete Hydrobandscheider werden in den folgenden Abbildungen dargestellt.

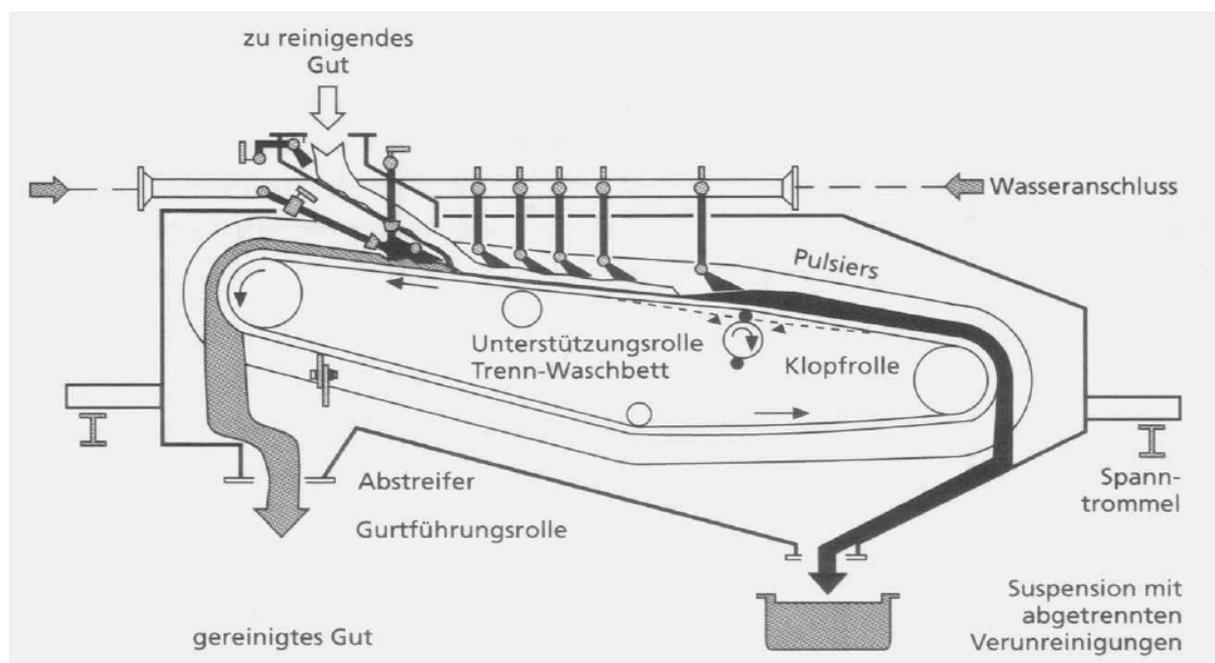


Abbildung 20: Hydrobandscheider: Attrition und Wäsche von Schlacke (LÜCK, 2004)

Das Verfahren wird weiters auch im Patent von SCHERER (2006) beschrieben.

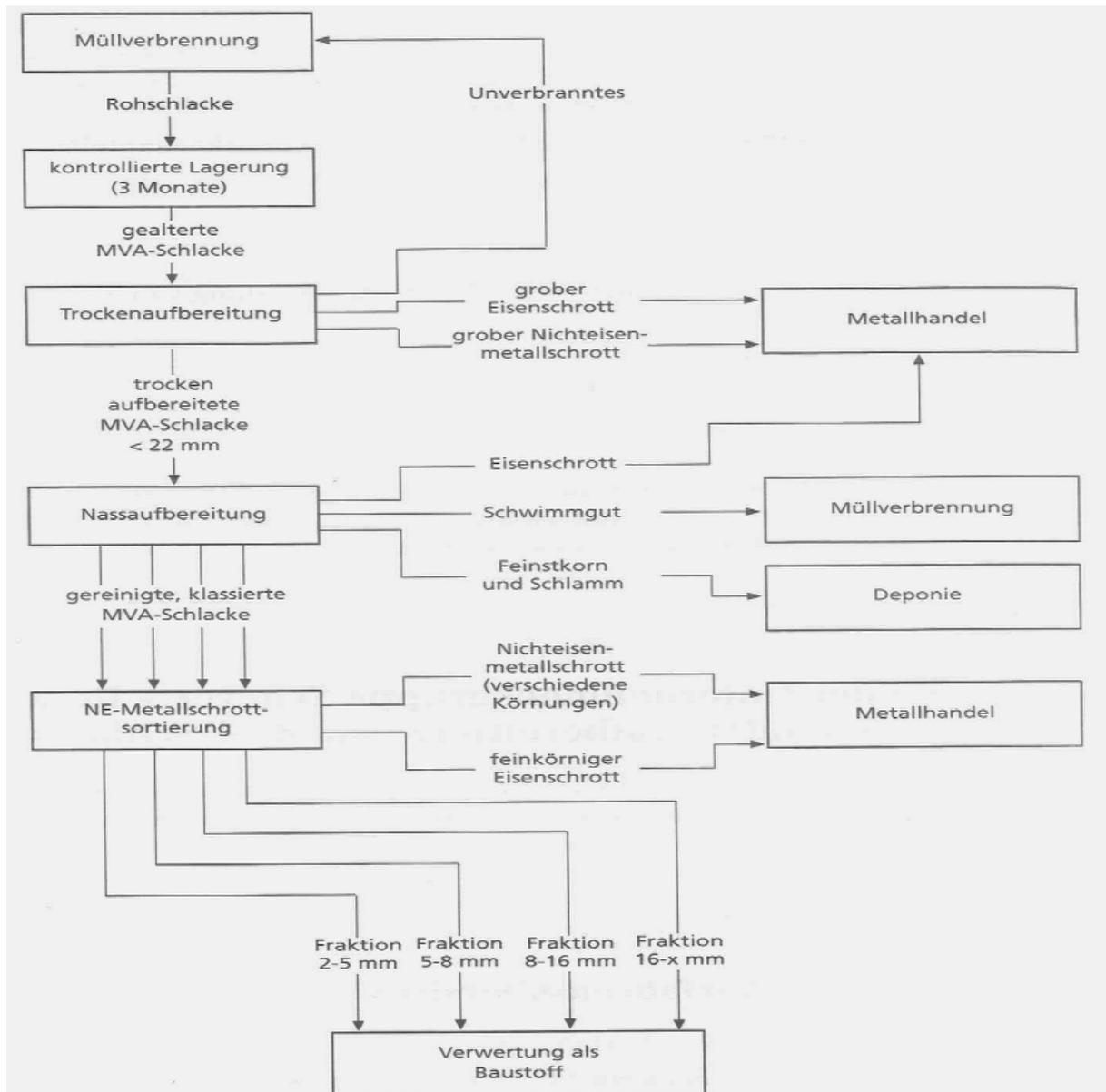


Abbildung 21: SCHERER & KOHL-Verfahren der Aufbereitung (LÜCK, 2004)

Die mehrmonatige Lagerung vor der Alterung hat den Nachteil der Korrosion von Al und Fe-Metallen, die zu geringeren Metall-Erlösen und zur Verschlechterung der Qualität der abgetrennten Metalle führt. Grundsätzlich könnte die Alterungsdauer jedoch verkürzt werden.

Für die Qualität der erzeugten Baustoffe gibt LÜCK (2004) Werte für den Gesamtgehalt und die Auslaugbarkeit an, die deutlich unter denjenigen der trockenen Aufbereitung liegen. Welche Betriebsbedingungen (z.B. Wasseraustausch, Wassermenge) im Einzelfall vorlagen und welche Kornfraktion untersucht wurde, ist jedoch nicht dokumentiert. Weiters wurde auch nicht bekannt gegeben, ob die Untersuchung einer einzelnen Probe vorliegt (siehe Tabelle 11) oder der Mittelwert aus der Qualitätssicherung der Ersatzbaustoffe.

Tabelle 11: Zusammensetzung frischer, verwitterter und aufbereiteter MV-Rostasche (LÜCK, 2004)

Parameter	Frische Rostasche	Nach 3 Monaten	Aufbereitet (Scherer & Kohl-Verfahren)
As (mg/kg)	7,5	3,0	n.n.
Pb (mg/kg)	2900	1000	190
Cd (mg/kg)	9,2	2,5	0,8
Cr (mg/kg)	86	110	67
Cu (mg/kg)	860	710	150
Ni (mg/kg)	46	74	23
Hg (mg/kg)	n.n.	n.n.	n.n.
Tl (mg/kg)	n.n.	n.n.	n.n.
Zn (mg/kg)	1200	1700	470

Die Qualitätssicherung (Eigen- und Fremdkontrolle) der erzeugten Ersatzbaustoffe enthält folgende Schritte (HEBERGER, 2006):

- Vorerkundung (bei Aushubmaterial, Schürfe und Voranalytik)
- Eingangskontrolle
- Wöchentliche Probenahme der produzierten Ersatzbaustoffe
- Monatliche Untersuchung von Mischproben
- Bodenmechanik nach TL Gestein sowie DIN 4226

Nass-Siebung: Aufbereitungsanlage der Fa. INDAVER (Belgien) in Beveren

In Flamen (BE) bestehen zwei Anlagen zur Aufbereitung von MV-Rostasche:

- „trockene“ mechanische Aufbereitungsanlage der VALOMAC in Grimbergen
- Nasse Aufbereitung der INDAVER in Beveren

Die Kapazität dieser Anlagen beträgt in Summe 350.000 t/a. Damit können in den beiden Anlagen nicht nur die gesamte MV-Rostaschemenge aus Flamen (230.000 t/a) sondern auch Reststoffe aus dem zweiten Landesteil Belgiens, Wallonien, aufbereitet werden.

Das Verfahrensschema der INDAVER-Anlage wurde für den vorliegenden Bericht aus dem Niederländischen übersetzt und graphisch modifiziert (Abbildung 22). Primäres Verfahrenziel ist die Abtrennung der Feinfraktion 0 - 2 mm (NIELSEN et al., 2008) und die Verbesserung der Qualität der Produkte. Dazu werden eine Waschtrommel und ein mehrstufiges Nass-Sieb eingesetzt. Korngrößenintervall der Produkte und Output-Ströme sind 0 – ca. 0,7 mm, ca. 0,7 – 2 mm, 2 – 6 mm und 6 – 50 mm.

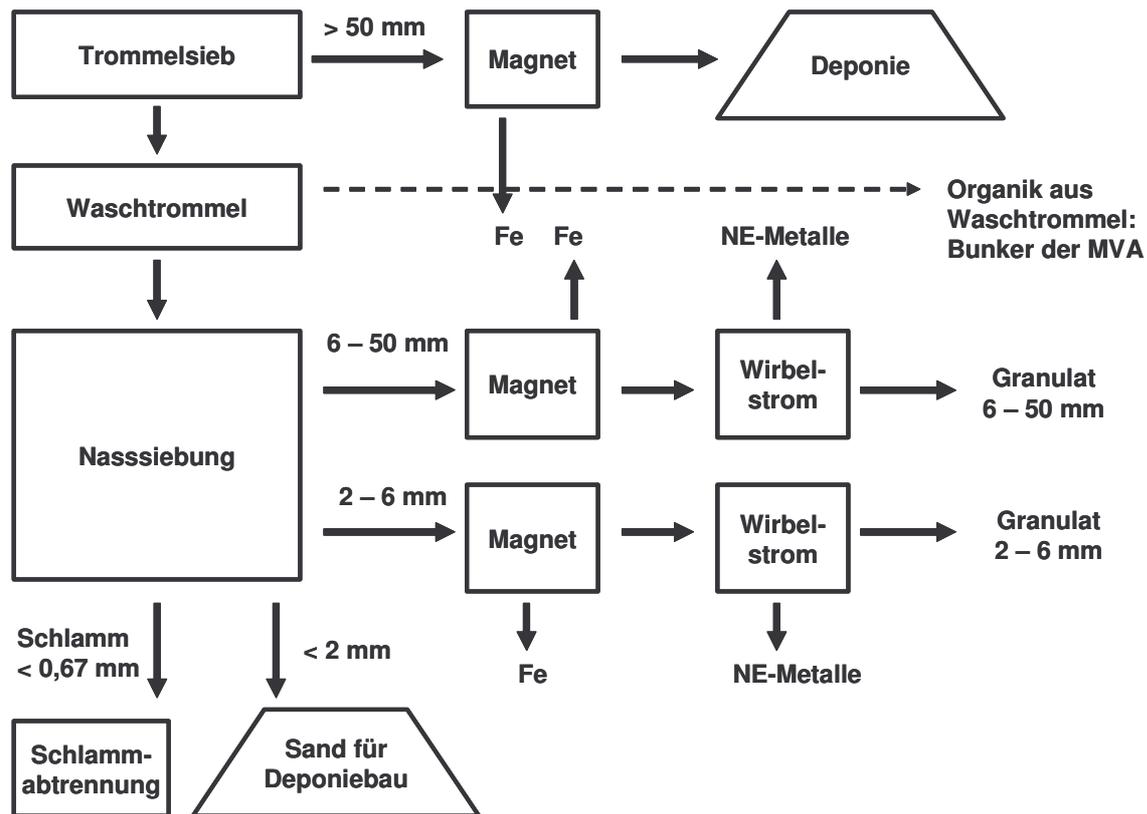


Abbildung 22: Aufbereitungsanlage INDAVER-Beveren (graphisch modifiziert und übersetzt, gemäß NIELSEN et al., 2008)

Gemäß Angaben der Fa. Indaver aus dem Jahr 2006 liegt folgende Massenbilanz vor:

- Fe Fraktionen 10%
- NE Fraktionen 1%
- Schwach magnetisch 3%
- Granulat 6 – 50 mm 24%
- Granulat 2 – 6 mm 11%
- Sandfraktion 0,67 – 2 mm 33%
- Schlamm / Filterkuchen 10%
- „Restfraktion“ 8%

Da keine Aufbereitung der Sandfraktion erfolgte, enthält diese ein weiteres Potential zur Metall-Rückgewinnung. Die Granulate 2 – 6 mm und 6 – 50 mm können als Baustoff verkauft werden. Die Sandfraktion wird im Deponiebau eingesetzt.

7.2 Pilotanlagen und Laborversuche

GOHLKE & WESTINER, 1999 führten eine der frühesten Pilotversuche zur integrierten Schlackenwäsche in einer deutschen MV-Anlage durch. In dieser Anlage waren dem Rost zwei MARTIN Stößelentschlacker nachgeschaltet. Einer der Entschlacker wurde als Referenz wie gewöhnlich weiter betrieben, während im zweiten Entschlacker ein Waschwasserkreislauf installiert wurde. Unter Verwendung einer Waschwassermenge von 1 m^3 pro t Schlacke wurden Verbesserungen der Abfalleigenschaften für die Verwertung im Straßenbau erreicht.

Tabelle 12: Effekt der integrierten Schlackenwäsche, nach GOHLKE & WESTINER, 1999

Eigenschaft	Parameter, prozentuelle Verbesserung
Auslaugbarkeit	Chlorid 60 – 70% NH ₄ -N und Kupfer jeweils ca. 50% ADR, el.LF., Cyanid, Fluorid, Phenole, DOC, jeweils ca. 20%
Bautechnische Eigenschaften	Wasserschluckwert (DIN 18035 Teil 5) wird erhöht Raumbeständigkeit steigt durch Verringerung des Feinkornanteiles und durch Verringerung des Freikalk(CaO)-Anteils

Im Pilotmaßstab wurde die integrierte Schlackenwäsche auch in der MVA ROSKILDE in Dänemark erprobt. BODDUM & SKAARUP, 2000 erhöhten durch Wasserzugabe im Naßentschlacker das L/S-Verhältnis von 0,5 (Normalbetrieb) auf L/S=1 bis 4. Der Effekt der Erhöhung des L/S-Verhältnisses war gering. Dies wurde von den Autoren auf die mangelnde Durchmischung im Naßentschlacker zurückgeführt. Behandlungsversuche in einer Bodenwaschanlage (Abbildung 23) waren erfolgreicher. Der Chloridgehalt in den Eluaten der MV-Rostasche konnte von ursprünglich ca. 550 bis 600 mg/l je nach L/S-Verhältnis auf rund 150 mg/l (bei L/S=1,5) bzw. auf rund 80 bis 120 mg/l (bei L/S=4 und L/S=10) verringert werden.

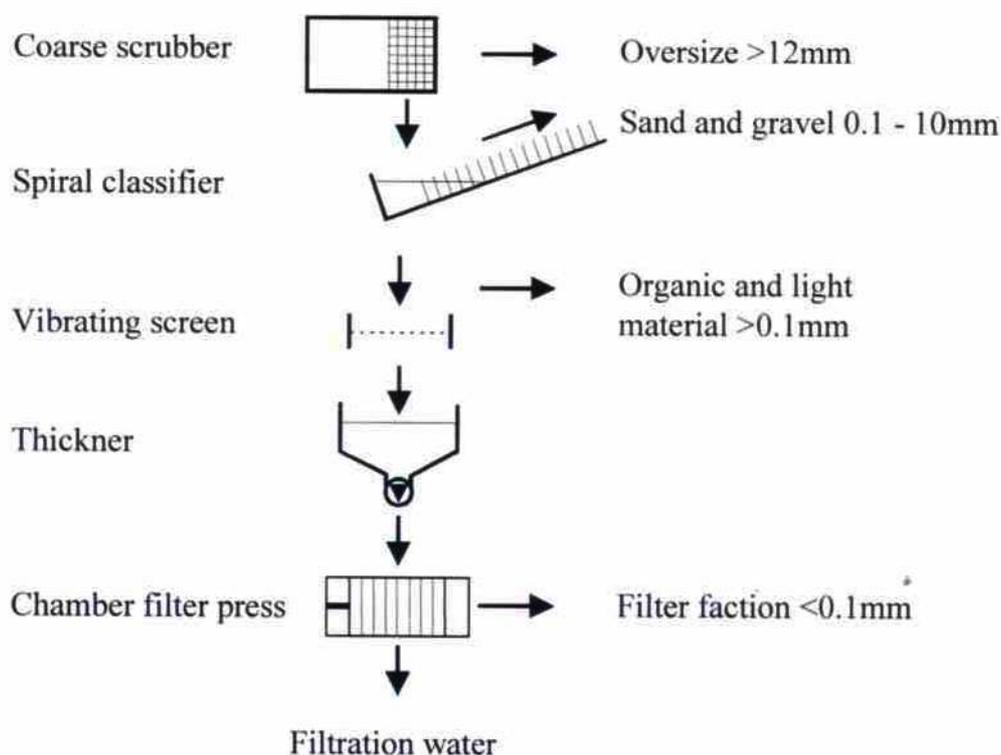


Abbildung 23: Behandlung in einer Bodenwaschanlage, BODDUM & SKAARUP, 2000.

Von KINNUNEN (2006) wurden im Rahmen ihrer Dissertation Versuche zur Klassierung und Metallabscheidung im Technikumsmaßstab durchgeführt. Obwohl die erreichte Qualität der Fe-Fraktion mit Eisengehalten von nur 25% bzw. 20% sehr schlecht war, sind die Massenbilanzen der Nass-Siebung und einige praktische Erfahrungen von KINNUNEN von

Bedeutung. Darüber hinaus enthält diese Dissertation einen Review über Aufbereitungsmethoden für MV-Rostasche.

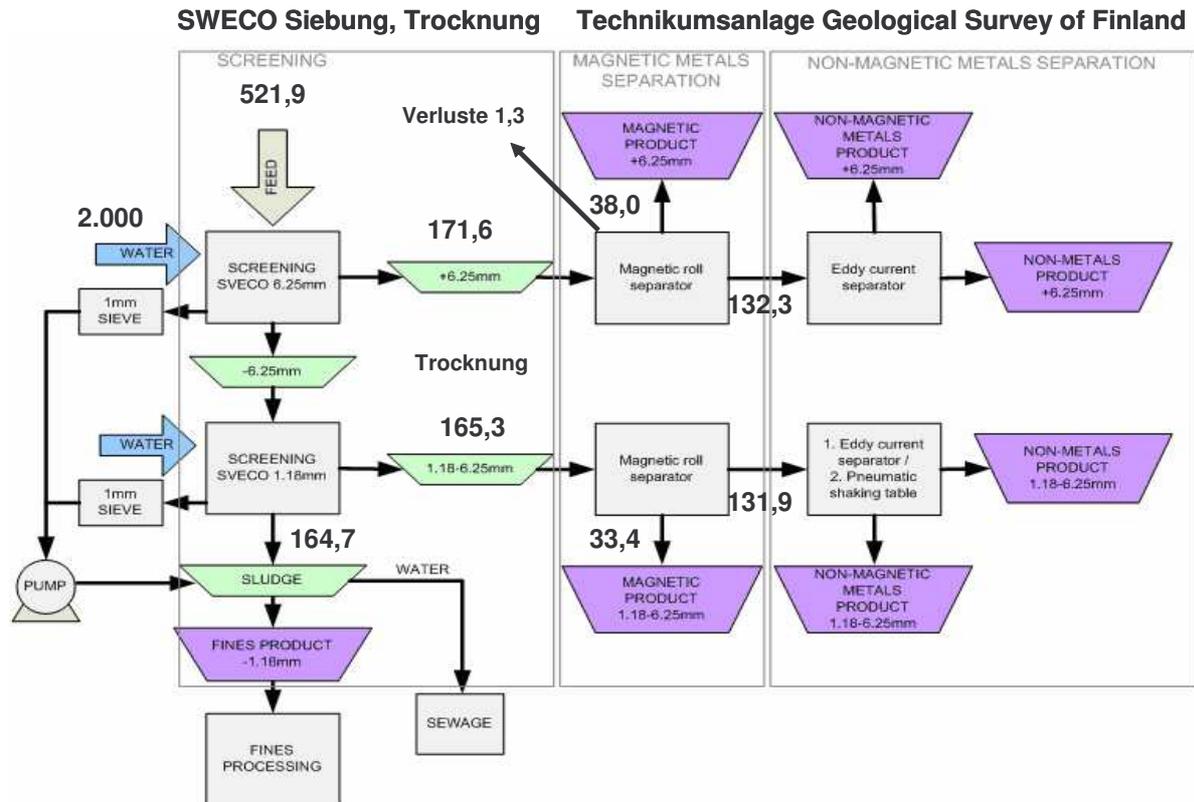


Abbildung 24: Pilotanlagen von KINNUNEN, 2006, Massenbilanzen (kg TS)

Die obige Abbildung verwendet als Hintergrund das bei KINNUNEN, 2006 dargestellte Prozessschema. Für die Nass-Siebung wurde eine Anlage der Type „SWECO“ verwendet. Im Vordergrund werden einige Bilanzdaten dargestellt (Massen in kg TS, Wassermasse in kg). Um anschließend die Metallabscheidung im Technikum der Firma „Geological Survey of Finland“ in Outokumpu, Finnland durchführen zu können, wurden die Siebfraktionen 6 - 25 mm sowie 1,18 - 6,25 mm getrocknet. Der Walzenmagnet wurde 3-mal durchfahren (dies ist in der Abbildung nicht erkennbar).

Die Untersuchungen lieferten aus der Sicht der gegenständlichen Fragestellung folgende Ergebnisse:

- Eine Maschenweite um ca.1 bis 1,2 mm ist ungünstig, weil sich z.B. im 1,18 mm Sieb Drähte verfangen, die die Siebleistung verringern. Bereits ein 2,0 mm Sieb liefert deutlich besseren Erfolg, weil die meisten Drähte ins Feinkorn durchfallen.
- Die Untersuchungen bestätigen die Aussagen von FRAUNHOLCH et al., 2002, wonach Wirbelstromabscheider am besten für Korngrößen ≥ 10 mm funktionieren. Für Korngrößen < 5 mm sind Wirbelstromabscheider kaum geeignet.
- Als Aggregat für die NE-Metallabscheidung wurde auch ein pneumatischer Rütteltisch erprobt. Er erwies sich als wenig geeignet. Eventuell können pneumatische Rütteltische für die Voranreicherung von Cu-Metall verwendet werden.
- Der Wirkungsgrad der Abscheidung im Wirbelstromabscheider beträgt rund 85% für graues, nichtmagnetisches Metall und ca.90% für rötliche nichtmagnetische Metalle.

Im NE-Produkt sind jedoch noch etwa 45% Nichtmetallanteile vorhanden. Es kann vermutet werden, dass der Wirbelstromabscheider auf Maximalaustrag eingestellt war.

- Handsortierung erweist sich als geeignete Methode für die Qualitätskontrolle der gewonnenen Metallfraktionen

Die MVA Rugenberger Damm, Hamburg, führte Versuche zur intensivierten Wäsche von MV-Rostasche in einer Kieswaschanlage durch (ZWAHR, 2005, 2006). Die Anlage trennt in die gewünschten Fraktionen auf (0,5 – 2 mm, 2 – 8 mm, 8 - 16 mm und 16 - 32 mm) und der Schlamm (< 0,5 mm) kann als Abfall ausgeschleust werden. Bei den Fraktionen > 2 mm tritt bei derart behandelte MV-Rostasche der hohe Glasanteil sichtbar hervor. ZWAHR, 2005 schätzte die Summe aus Glas- und Keramikanteil im Jahr 2005 auf „üblicherweise 10 bis 25%“. Sensorgesteuerte (opto-pneumatische) Sortierung der gewaschenen Fraktionen mit dem Ziel der Gewinnung von Glas ist nahe liegend. Von ZWAHR, 2006 wird der Glasanteil, der in den Glas-Kreislauf zurückgeführt werden kann, mit „etwa 20 kg/t Abfall“ (bezogen auf den Brennstoff Restmüll) angegeben.

Empfehlungen der Fa. HEROS zur Aufbereitung

AVR Rotterdam, der Betreiber einer der weltweit größten MVA-Anlagen, beauftragte die Fa. HEROS, NL, mit der Entwicklung von Aufbereitungsmethoden. In den Jahren 2003 und 2004 wurden Aufbereitungsversuche im Pilotmaßstab durchgeführt (und Versuche zur Stabilisierung mit Zement im Labormaßstab). Ziele dieser Entwicklungsarbeit war das Erreichen der Kategorie 1 der ehemals gültigen Anwendungsrichtlinie, also die uneingeschränkte Verwertung im Tiefbau. Die Ergebnisse wurden bei RUTTEN et al., 2006, teilweise publiziert. Die Autoren dieser Publikation bewerten eine 2-stufige Wäsche von MV-Rostasche als „zu aufwändig“ und geben dafür Behandlungskosten von 50 bis 100 €/t an. Die Chancen für ein einstufiges Verfahren (einstufig in Bezug auf die Wäsche) wurde sowohl von der Ökonomie her als auch von der erreichten Verringerung der Auslaugbarkeit her als gut eingestuft. Uneingeschränkte Verwertbarkeit konnte jedoch nur erreicht werden, indem die Fraktion < 6 mm zuletzt mit Zement „stabilisiert“ wurde. Ohne diesen Schritt der Verfestigung erfüllt das Material nicht die Grenzwerte der Kategorie 1 für Sb und Cu.

Der von RUTTEN et al. (2006) empfohlene Weg der Aufbereitung beinhaltet:

- Siebung < 150 mm
- Beschleunigte Alterung mittels CO₂-haltigem Abgas
- Siebung der karbonatisierten Rostasche in zwei oder drei Kornklassen
- Metall-Rückgewinnung in allen Kornklassen: Magnetabscheidung, anschließend NE-Metallabscheidung
- 1-stufige Wäsche für die Kornklasse < 6 mm in Mietenform, Dauer: wenige Wochen, L/S = 0,5 bis 1, anschließende Verfestigung mit Zement

Schätzungen für die spezifischen Behandlungskosten belaufen sich bei dieser Prozesskette auf 37 bis 44 €/t.

SYNCOM-Plus Verfahren - Pilotanlage Arnoldstein

In Österreich wurde in den Jahren 2006 bis 2008 eine Pilotanlage zur Aufbereitung von MV-Rostasche nach dem SYNCOM-Plus Verfahren betrieben. Aufbauend auf die Erfahrungen mit früheren Pilotanlagen (Clausthal, DE, Yokohama, JP) wurde von MARTIN & GOHLKE, 2004 folgendes Konzept der Aufbereitung präsentiert:

- Nassentschlackung
- Fe-Metallabscheidung
- NE-Metallabscheidung
- Brecher, danach Klassierung in eine Fein- und Grobfraction
- Waschen der Feinfraction in einem Waschaggregat (nicht näher beschrieben)
- Rückführung des Waschwassers in einen Speicher, aus dem die Nassentschlackung gespeist wird

Das Konzept wurde in modifizierter Form bei der Kärntner Restmüllverwertungs-GmbH (KRV) in Arnoldstein umgesetzt. Über Ergebnisse dieser Pilotversuche ist nichts bekannt. Das Verfahren erreicht gemäß Homepage der MARTIN GmbH eine Pb-Auslaugbarkeit von weniger als 0,01 mg/l und einen Glühverlust weniger als 0,1% im Produkt („Granulat“). Siehe: (http://www.martingmbh.de/download_pdf.php?pfad=pdf%2Fbroschueren%2FSYNCOM_Plus_02_07.pdf).

Gemäß Bescheid der Kärntner Landesregierung, Abteilung 7 – Wirtschaftsrecht und Infrastruktur vom 12.2.2010 zur Erweiterung der Kapazität der MVA Arnoldstein wurde das SYNCOM-Plus Verfahren aufgrund der fehlenden Rahmenbedingungen betreffend die Verwertung des Granulates nicht weiter verfolgt. Bis auf weiteres ist eine Ablagerung der MV-Rostasche auf einer Reststoffdeponie vorgesehen.

Komplexe Aufbereitung – Pilotanlage(n) Amsterdam

Die Arbeitsgruppe um Peter REM und Lenka MUCHOVA von der Delft University of Technology, NL, arbeitet seit vielen Jahren an der Weiterentwicklung der Aufbereitung von MV-Rostasche und an der Gewinnung von Metallen aus Feinfractionen. In Zusammenarbeit mit der Fa. AEB wurde in Amsterdam eine Pilotanlage betrieben.

Ausgangspunkt der Forschungsarbeiten war die Beobachtung, dass bei herkömmlicher trockener Aufbereitung der Wirkungsgrad der NE-Abscheidung gering ist.

Die unterschiedlichen Verfahrensschemata (REM et al, 2004, HU et al, 2009, MUCHOVA et al, 2009, HU & REM, 2009) sowie eine ältere Massenbilanz (REM et al, 2004) der Pilotanlage Amsterdam zeigen, dass die Pilotanlage Amsterdam in den Jahren 2004 bis 2009 ständig weiterentwickelt wurde bzw. Teilströme mit unterschiedlichen Technologien abgetrennt wurden. Die pauschale Bezeichnung „AEB Prozess“ ist daher unklar. Da die neueste verfügbare vollständige Massenbilanz aus dem Jahr 2006 stammt, wird diese Bilanz hier dargestellt. Das zugehörige Verfahrensschema, das den Stand der Anlage Amsterdam von 2006 darstellt, befindet sich in Abbildung 25. Die Pilotanlage hatte in dieser Zeit einen Durchsatz von 20 t/h.

Tabelle 13: Pilotanlage Amsterdam, Stand: 2006 (MUCHOVA et al., 2007)

Prozessschritt, Input	Produkte (% bezogen auf MV-Rostasche-Input)	Abfälle (% bezogen auf MV-Rostasche-Input)
Input: 100% Rostasche Trockene mechanische Aufbereitung (Siebung, Zerkleinerung < 40 mm, Magnetabscheider, Wirbelstrom)	Fe-Metallfraktion 7,0% NE-Metallfraktion 1,1%	Organik 5,0%
Input: 86,9% aus trockener mechanischer Aufbereitung Nasschemische Trennung der drei Siebfractionen < 2 mm, 2-6 mm und 6-20 mm	Fe-Metallfraktion 6-20 mm 4,6% NE-Metallfraktion 6-20 mm 0,6% NE-Metallfraktion 2-6 mm 0,3% Aluminium 2-6 mm 0,3% NE-Metallfraktion „Sand“ 0,5% Sand-Produkt 16,3% 2-6 mm Mineralisches 20,6% 6-20 mm Mineralisches 13,2% > 20mm Material 9,6%	Organik 4,5% Paramagnetisch-Mineralisches in Fraktion 2-6 mm 1,3% Paramagnetisch-Mineralisches im „Sand“ 2,1% Schlamm 13,0 %

Anmerkung zur Tabelle: Es ist unwahrscheinlich, dass die MV-Rostasche so geringe Anteile an löslichen Salzen enthält, dass die Bilanz exakt 100% (auf 0,1% genau) ergibt. Wo hier auf- oder abgerundet wurde oder eine Bilanzgröße aus der Differenz zu 100% abgeleitet wurde, ist jedoch unklar.

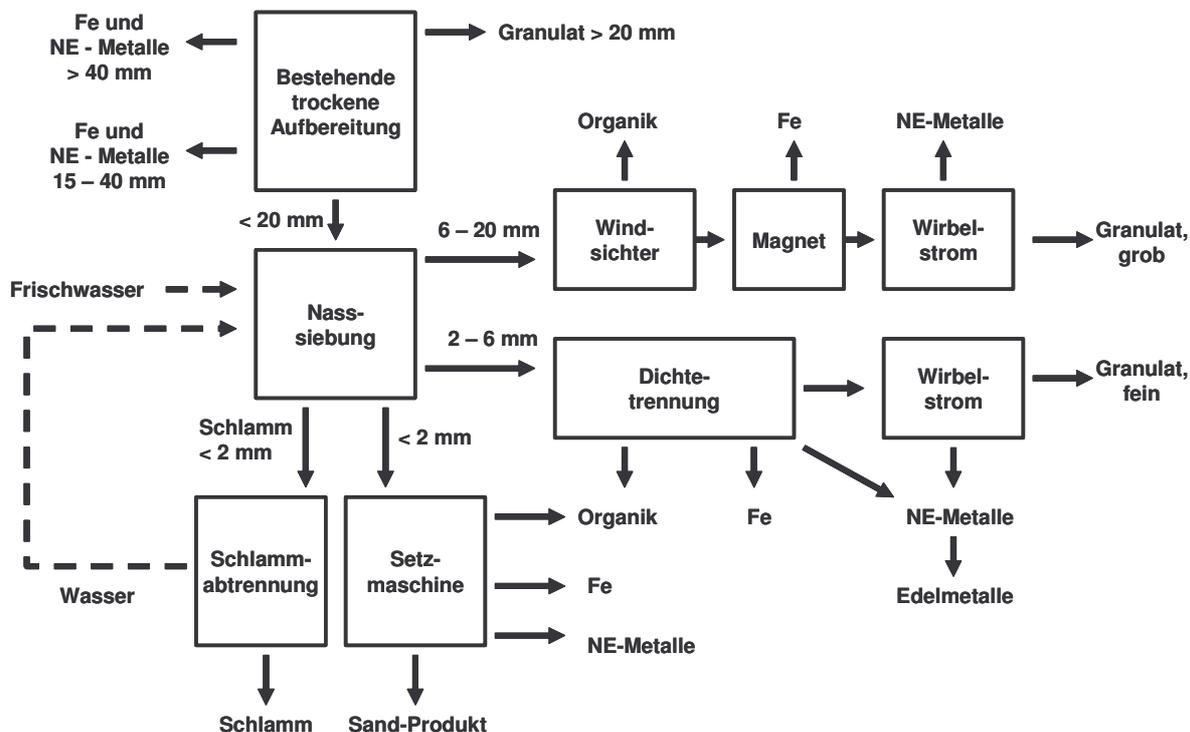


Abbildung 25: Pilotanlage Amsterdam, Stand: 2006

Die Auslaugbarkeit der Produkte ist bei den Parametern Cu, Mo, Sulfat und Chlorid deutlich geringer als diejenige der frischen MV-Rostasche. Nur bei Sb ist der Effekt der Aufbereitung gering.

Tabelle 14: Eluate der Produkte, Pilotanlage Amsterdam (MUCHOVA et al, 2007)

Parameter	Dimension	Rostasche 2004 / 2005	Sand 2006	Granulat grob 2006	Granulat fein 2006
Cu	mg/kgTM	5,4 ± 3,2	0,7	1,3	1,1
Mo	mg/kgTM	1,2 ± 0,4	1,2	0,5	0,5
Sb	mg/kgTM	0,21 ± 0,13	0,29	0,2	0,19
Sulfat SO ₄	mg/kgTM	6100 ± 1838	2633	1717	1277
Chlorid	mg/kgTM	4150 ± 495	1282	692	975

Die aus der Dichtentrennung der Fraktion 2 – 6 mm stammende NE-Metalle werden auch als „HNF-Metalle“ („Heavy nonferrous metals“) bezeichnet. HNF-Metalle enthalten auch Edelmetalle (Silber, Gold) die eine spezifische weitere Aufbereitung dieser Metallfraktion nahe legen. Der Silbergehalt beträgt nach MUCHOVA et al., 2007, ca. 3.000 ppm, derjenige von Gold ca. 100 ppm. Diese Angaben beziehen sich auf die HNF-Fraktion der Rostasche aus Amsterdam. Nach MUCHOVA et al, 2009 ist der Gold-Gehalt von Rostasche aus Ludwigshafen geringer. Es ist anzunehmen, dass diese Metalle zu einem erheblichen Anteil aus Elektroaltgeräten stammen, die nicht getrennt gesammelt wurden und aufgrund der unterschiedlichen Intensität der Sammlung und Siedlungsstrukturen der Anteil der Elektroaltgeräte im Restmüll variiert. Ein anderer Anteil der Edelmetalle sind versehentlich in den Restmüll geworfene Schmuckgegenstände und Münzen (LINSMEYER et al., 2009).

Der Wert der Edelmetalle (Summe aus Ag und Au, potentieller Erlös pro t Rostasche) ist nach Schätzungen von MUCHOVA et al., 2009, trotz der relativ geringen Gesamtgehalte ein Mehrfaches im Vergleich zu Kupfer. Durch Versuche im Technikumsmaßstab konnte gezeigt werden, dass Magnetic density separation (MDS) geeignet ist, Edelmetalle aus der HNF-Fractionen abzutrennen (MUCHOVA et al., 2009).

Kombinierte Alterung und Wäsche - Laborversuche

Versuche, bei denen integrierte Schlackenwäsche und Alterung kombiniert wurden, führten ASTRUP & CHRISTENSEN, 2003 durch. Die folgende, auf Niederländisch verfasste Tabelle vergleicht die Auslaugbarkeit von 2 - 3 bzw. 7 - 8 Monate gealterter MV-Rostasche aus der integrierten Schlackenwäsche (Spalte B) mit derjenigen nur durch Alterung in Mieten behandelte MV-Rostasche (Spalte A). Bei einigen der Experimente (C1, C2, C3) wurde auch NaHCO₃ mit der Absicht einer zusätzlichen Schwermetall-Fixierung zugesetzt. Bei Chlorid, Cu und As wird eine deutliche Verringerung der Auslaugbarkeit durch integrierte Wäsche erzielt. Man kann auch erkennen, dass die fortgesetzte Alterung einen günstigen Effekt auf die Auslaugbarkeit von Pb, Cu und Cr hat und den pH-Wert weiter verringert.

Tabelle 15: Effekt der integrierten Schlackenwäsche bei Kombination mit Alterung in Mieten (ASTRUP & CHRISTENSEN, 2003)

Conditioes		A		B		C1	C2		C3	
		2-3	7-8	2-3	7-8	2-3	2-3	7-8	2-3	7-8
Ouderdom (maanden)		2-3	7-8	2-3	7-8	2-3	2-3	7-8	2-3	7-8
pH		10,0	8,7	9,8	8,8	9,8	9,8	8,2	9,7	8,6
DOC	mg/l	100	31	23	11	25	18	8,5	20	0,7
Chloride	mg/l	900	920	490	280	280	230	130	190	170
Sulfaat	mg/l	1200	1800	920	1800	870	960	1500	1200	1700
As	µg/l	2,3	2,2	1,0	1,0	<0,9	<0,9	1,7	0,9	2,0
Cd	µg/l	0,6	0,3	0,7	0,2	0,4	0,6	0,5	0,3	0,2
Cr	µg/l	39	5	310	18	70	8	2	6,3	3
Cu	µg/l	1900	580	340	110	410	160	60	230	80
Ni	µg/l	9,7	11	< 3,3	2	< 3,3	< 3,7	4	2	3
Pb	µg/l	9,5	3	11	2	2,0	13	2	1,3	2
Zn	µg/l	< 10	10	< 47	< 10	< 10	< 140	< 10	< 10	10

Conditioes....Randbedingungen, Ouderdom (maanden).....Mietenlagerung (Monate)

8 Additivverfahren und Extraktion

8.1 Phosphat-Stabilisierung

Die Phosphatbehandlung von Reststoffen aus der thermischen Behandlung verringert die Mobilität von Pb, Cd, Zn und Cu durch die Bildung von schwerlöslichen Phosphatverbindungen (TODOROVIC & ECKE, 2006). Gemäß KIM et al. (2005) wird jedoch durch eine Kombination von Waschen und CO₂-Behandlung eine stärkere Verringerung der Pb- und Ca-Konzentrationen in den Eluaten erreicht als bei Phosphat-Stabilisierung.

Großtechnische Anwendungen sind bisher nicht bekannt. Aufgrund der globalen Knappheit der Ressource Phosphat und der Bedeutung von Phosphat für die Grundversorgung (Düngung) wären bei einer weit verbreiteten Anwendung der Phosphat-Stabilisierung ökologische Nachteile zu erwarten.

8.2 Behandlung mit organischen Schwefelverbindungen

Thiole, Dithiocarbamate und andere organische Schwefelverbindungen können zur Fixierung von Metallverbindungen verwendet werden. Die Zugabe von organischen Schwefelverbindungen zu MV-Rostasche und Abgasreinigungsprodukten vor der Ablagerung ist in Japan verbreitet (TODOROVIC & ECKE, 2006). Nachteil ist die reduzierende, sauerstoffzehrende Wirkung der Additive (MIZUTANI et al., 2000). Der Zutritt von Sauerstoff kann zur Oxidation des Reagens führen und damit die Wirkung schmälern.

MIZUTANI et al., 2000, weisen weiters darauf hin dass die Bildung von H₂ eine potentielle Gefahr für den Betrieb von Behandlungsanlagen ist. Dies betrifft auch andere Behandlungswege, bei denen Additive in Form gelöster Stoffe eingesetzt werden.

8.3 Zugabe von Fe- oder Al-Verbindungen

COMANS et al., 2000, untersuchten folgende Additive in Bezug auf die Behandlung von MV-Rostasche:

- FeCl₃ – Lösung 40%-ig

- $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_2$ – Lösung 40%-ig
- FeClSO_4 – Lösung 40%-ig
- Al – OH – Cl- Lösungen
- Stahlschlacke < 1 mm
- Apatit, Allophan, Bauxit

Nur bei Al- und Fe-III-Verbindungen wurde eine ausreichende Verringerung der Auslaugbarkeit erreicht. Die durch Reaktion mit OH- gebildeten Fe-III- und Al-hydroxide weisen eine große spezifische Oberfläche auf und sorbieren Schwermetalle und gelöste Spurenelemente. Der Effekt ist vor allem bei Pb und Cu sehr deutlich. Auch die kritischen Elemente Antimon (Sb) und Molybdän (Mo) werden sorbiert (MEIMA & COMANS, 1998). Der Chemikalienbedarf wäre bei großtechnischer Umsetzung jedoch beträchtlich.

Das FERROX-Verfahren verwendet Fe-II-Verbindungen, die anschließend durch Belüftung des behandelten Materials oxidiert werden. Bei der Oxidation werden Fe-III-hydroxide und Goethit gebildet. Behandlungsversuche mit einem Abgasreinigungsprodukt wurden bereits in großtechnischem Maßstab durchgeführt. Dabei wurde das Abgasreinigungsprodukt in einer Fe-II-Lösung suspendiert. Die Vorteile des Verfahrens wurden bisher vor allem für Filterstaub und Abgasreinigungsprodukte beschrieben (JENSEN et al., 2002, LUNDTORP et al., 2002, BABCOCK WILCOX, 2009). Das FERROX-Verfahren ist für MV-Rostasche aufgrund des sehr großen Wasserbedarfes nicht geeignet.

8.4 NaHCO_3 -Lösung als Additiv

Dieses Additiv wird von ASTRUP (2007) erwähnt. NaHCO_3 hat ähnliche Wirkung wie CO_2 , jedoch einen geringeren Effekt auf den pH-Wert. Eine CO_2 -Fixierung wird nicht erreicht, und ökologische Vorteile im Vergleich zur Behandlung von MV-Rostasche mit CO_2 sind nicht gegeben. Weiters ist CO_2 kostengünstiger.

8.5 Extraktion unter Verwendung organischer, gelöster Stoffe

Für die Behandlung von MV-Rostasche spielen diese Verfahren eine untergeordnete Rolle. Mehr als Versuche im Labor wurden bisher nicht verwirklicht. Verwendet wurden im Labor bisher z.B. Chelatbildner (EDTA), verdünnte Säuren, alkalische Lösungen und Molasse.

STEGEMANN et al. (1995) führten Lysimeterversuche zur alkalischen Extraktion und Behandlung von MV-Rostasche der MVA Göttingen (DE) im Pilotmaßstab durch. Jeweils 360 kg MV-Rostasche (306 kgTM) wurden in zwei Lysimeter eingebaut. Eines dieser Lysimeter wurde mit NaOH-Lösung beaufschlagt. Die großtechnische Umsetzung scheitert voraussichtlich am Chemikalienbedarf und an den negativen ökologischen Auswirkungen der Chemikalien-Bereitstellung sowie an der Ökologie und den Kosten für die Neutralisation und Behandlung des Abwassers.

Erwähnenswert ist die Verringerung der Auslaugbarkeit von Cu durch Extraktion mit Zitronensäure-Lösung bzw. Citrat (Van GERVEN et al., 2004). Durch 2-malige Extraktion (L/S = jeweils 10) konnte bei einer Konzentration der Zitronensäure von 0,2 Mol/l die Auslaugbarkeit von Cu von 13,4 mg/kgTM auf 0,81 mg/kgTM verringert werden. Der Chemikalienbedarf ist moderat, und das Extraktionsmittel (Zitronensäure) ist ungiftig. Überschüssiges Extraktionsmittel kann durch Spülen mit Wasser entfernt und eventuell in den Prozess zurückgeführt werden.

9 Vitrifikation, Verglasung, thermische Nachbehandlung

9.1 Niedertemperatur-Nachbehandlung

Diese Form der Behandlung wurde bisher großtechnisch nicht umgesetzt. Labor-Versuche liegen für den Temperaturbereich zwischen 220°C und 700°C vor (Van GERVEN et al., 2004). Die Behandlung bei über 300°C führt zur Verringerung der Auslaugbarkeit von Cu. Ab ca. 600°C treten jedoch Veränderungen im Versuchsmaterial ein, welche den pH-Wert und die Auslaugbarkeit von Zn und Pb erhöhen.

Vor dem Hintergrund der neueren Entwicklungen beim Trockenaustrag von MV-Rostasche erscheint die erneute Trocknung von gequenchter MV-Rostasche und Behandlung bei Temperaturen jedoch wenig sinnvoll. Der Energiebedarf ist groß. Derzeit ist außerdem nicht gesichert, ob das behandelte Material gegenüber Wasser längerfristig stabil ist. Phasenumwandlungen könnten erneut zu einem Anstieg der Auslaugbarkeit führen.

9.2 Hochtemperaturverfahren

Diese Verfahren werden vor allem in Japan für die Behandlung von Filterstaub verbreitet eingesetzt. Die Behandlung kann in den Verbrennungsprozess integriert oder extern durchgeführt werden. Grundsätzlich unterscheidet man (SABBAS et al., 2003):

- Vitrifikation: Verfahren bei denen die Reststoffe mit Quarzsand, Glas-Rohstoffen bzw. Glas gemischt und dann erhitzt werden. Es wird ein weitgehend homogenes Produkt erhalten. Typischer Temperaturbereich: 1000 bis 1500°C.
- Kalzinierung: Durch Zugabe von CaO oder CaCO₃ wird ein Produkt erzeugt, welches Ähnliche Eigenschaften wie Zementklinker aufweist.
- Schmelzen: Ähnlich wie Vitrifikation, jedoch werden keine Glas-Rohstoffe und kein Glas und kein Quarzsand zugemischt. Der Schmelzprozess liefert mehrere flüssige Phasen (Metallphasen, Schlackephase), die getrennt abgezogen werden.
- Sinterprozesse: Hierbei werden die Reststoffe soweit erhitzt, dass eine Verschmelzung von Partikeln eintritt, verbunden mit mineralogischen und chemischen Änderungen der Matrix. Es wird ein heterogenes Produkt erhalten. Typische Temperaturbereiche: 900 bis 1100°C.

Unabhängig von der Art des Prozesses wird ein Schlacke-Produkt mit größerer Dichte und geringerer Auslaugbarkeit erhalten. Jedoch bestehen folgende Nachteile:

- Häufige Materialmängel und Stillstände durch Wartungsarbeiten
- Sehr großer Energiebedarf
- Freisetzung flüchtiger Elemente beim Prozess, insbesondere Cl, S, Sb, Hg, Pb, Zn und Cd
- Erhöhte Bildung von Stickoxiden durch die hohen Temperaturen

Unter den ökologischen Bewertungen (Studien, Veröffentlichungen) zu Hochtemperaturverfahren überwiegen Wertungen, die den Energiebedarf und die Stickoxid-Problematik nicht berücksichtigen und die Verfahren damit als „ökologisch vorteilhaft“ präsentieren. Die Einseitigkeit solcher Studien ist oft bereits aus der Formulierung des Titels erkennbar (z.B. Titel der Publikation von CHIYOU et al., 2009). Umfassendere Bewertungen dagegen berücksichtigen den Energie-Aspekt. In diesem Fall wird vor allem der sehr große Energiebedarf als ein wichtiger Nachteil eingestuft (SABBAS et al., 2003, ALWAST &

RIEMANN, 2010, TODOROVIC & ECKE, 2006). Der Energiebedarf beträgt nach TODOROVIC & ECKE, 2006 bis zu 2,5 MJ pro kg Asche.

Ein Verfahrensvergleich und eine umfassende ökologische Wertung erfolgte z.B. von ALWAST & RIEMANN, 2010 (siehe Tabelle 16). Man beachte vor allem den hohen elektrischen Eigenenergiebedarf und die geringe Netto-Stromabgabe für das Plasma-Schmelzverfahren, sowie die höheren Kosten. Unter Einbeziehung der Stickoxid-Problematik ergibt sich nochmals ein Nachteil für das Schmelzverfahren.

Tabelle 16: Bewertung des Gesamtsystems Verbrennung + Aufbereitung nach ALWAST & RIEMANN, 2010.

	konventionelle MVA + Eisen- und Nicht-Eisenmetallabtrennung	SYNCOM-Verfahren + Eisen- und Nicht-Eisenmetallabtrennung	SYNCOM-Plus-Verfahren + Eisen- und Nicht-Eisenmetallabtrennung	konventionelle MVA + Eisen- und Nicht-Eisenmetallabtrennung + Plasma-Schmelz-Verfahren
Abgasvolumenstrom	ca. 5.700 Nm ³ /Mg _{Abfall}	ca. 3.700 Nm ³ /Mg _{Abfall}	ca. 3.700 Nm ³ /Mg _{Abfall}	ca. 5.750 Nm ³ /Mg _{Abfall}
Luftschadstoffe (Emissionsfrachten am Kamin); ca.	HCl: 0,54 kg/h SO ₂ : 2,68 kg/h	HCl: 0,32 kg/h SO ₂ : 1,60 kg/h	HCl: 0,32 kg/h SO ₂ : 1,60 kg/h	HCl: 0,54 kg/h SO ₂ : 2,69 kg/h
Bedarf an Betriebsmitteln: Kalkhydrat	ca. 141 kg/h	ca. 150 kg/h	ca. 157 kg/h	ca. 205 kg/h
Elektrischer Energieeigenbedarf	ca. 128 kWh/Mg _{Abfall}	ca. 211 kWh/Mg _{Abfall}	ca. 218 kWh/Mg _{Abfall}	ca. 556 kWh/Mg _{Abfall}
Strom-Nettoabgabe	ca. 536 kWh/Mg _{Abfall}	ca. 466 kWh/Mg _{Abfall}	ca. 455 kWh/Mg _{Abfall}	ca. 112 kWh/Mg _{Abfall}
Energetischer Beitrag* der Ressourcenschonung (Metalle)	182 kWh/Mg _{Abfall}	182 kWh/Mg _{Abfall}	182 kWh/Mg _{Abfall}	182 kWh/Mg _{Abfall}
Spezifische Behandlungskosten	ca. 74,50 €/Mg _{Abfall}	ca. 80 €/Mg _{Abfall}	ca. 82 €/Mg _{Abfall}	ca. 102,50 €/Mg _{Abfall}

* KEA fossil

Anmerkung: SYNCOM beinhaltet eine Sauerstoff-Anreicherung für die Primärluft der Verbrennungsanlage. SYNCOM-Plus bezieht sich auf das für den Standort Arnoldstein geplante, jedoch nicht durchgeführte Verfahren, inklusive Sauerstoff-Anreicherung und mehrstufige trockene und nasse Aufbereitung von MVA-Rostasche (siehe Abschnitt 7.2).

Literaturliste

ALLJIG, 2010: www.allmineral.com, Download: Mai 2010.

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.

ASTRUP, T., CHRISTENSEN T.H., 2003: Slagge fra affaldsforbrænding: Status og udviklingsmuligheder år 2003, 97 p. Zitiert in: NIELSEN et al., 2008.

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

BABCOCK WILCOX, 2009: The FerroX technology. Informationen von der Homepage der Fa. Babcock Wilcox, www.volund.dk Download: August 2009.

BODDUM J.K., SKAARUP J. 2000: Pilot and full-scale washing of incinerator bottom ash. In: DHIR R.K. et al. *Sustainable construction: use of incinerator ash*. Telford, London, S. 111–123.

BONI D., 2009: MV-Rostasche Trockenaustrag: Betriebserfahrungen in der Schweiz. Vortrag im Rahmen des Arbeitskreises „Rückgewinnung von Fe- und NE-Metallen aus Stoffströmen aus der Abfall(vor)behandlung“, Lebensministerium, Wien, 24.2.2009, unveröffentlicht.

CHANDLER A.J. et al., 1997: Municipal solid waste incinerator residues. *Studies in Environmental Science 67*. Monografie. Herausgeber: Elsevier.

CHIOU I-J., WANG K-S., TSAI C-C., 2009: Enhancing performance and durability of slag made from incinerator bottom ash and fly ash. *Waste Management 29*:2:510-505.

COMANS R.N.J., MEIMA J.A., GEEHOED P.A., 2000: Reduction of contaminant leaching from MSWI bottom ash by addition of sorbing components. *Waste Management 20*:125-133.

COSTA G. et al., 2007: Current status and perspectives of accelerated carbonation processes on municipal waste combustion residues. *Environ. Monit. Assess.* 135:55-75.

DUCOM G., RADU-TIRNOVEANU D., PASCUAL C., BENADDA B., GERMAIN P., 2009: Biogas – Municipal solid waste incinerator bottom ash interactions: Sulphur compounds removal. *Journal of Hazardous Materials 166* : 1102-1108.

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.

FERNANDEZ-BERTOS M., SIMONS S., HILLS C., CAREY P., 2004: Investigation of accelerated carbonation for the stabilisation of MSW incinerator ashes and the sequestration of CO₂. *Green Chem.* 2004:6:428-436.

FIERZ R., BUNGE R., 2007: Trockenaustrag von KVA-Schlacke. Phase 2: Pilotversuch zum Trockenaustrag und Schlackenaufbereitung im technischen Masstab. Hochschule für Technik Rapperswil (HSR), Institut für Umwelt- und Verfahrenstechnik (UMTEC), Eigenverlag.

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.

FRAUNHOLCH N., REM P., HAESER P., 2002: Dry magnus separator. *Minerals Engin.* Vol.15:45-51.

GOHLKE O., WESTINER E., 1999: Bautechnische Aspekte der Wäsche von Müllverbrennungsschlacken. *Müll und Abfall 2*:99:74-77.

GROTJOHANN P., 1993: Untersuchungen an einer Versuchsanlage zur Aufbereitung von Rostschlacken aus Hausmüllverbrennungsanlagen unter besonderer Berücksichtigung der NE-Metallabtrennung. Diplomarbeit am Institut für Aufbereitung, Kokerei und Brikettierung, Rheinisch - Westfälische Technische Hochschule Aachen.

- HABICH U., 2007: Automatische Sortiersysteme für Anwendungen in der Abfallsortierung, 2. Internationale Tagung Mechanisch-biologische Abfallbehandlung und automatische Abfallsortierung, Wasteconsult, 22. - 24. Mai 2007
- HARBECK H., 2004: Neue Möglichkeiten der Metallsortierung durch den Einsatz von Mehrsensoren-Systemen, RWTH.
- HEBERGER S., 2006: Fortschrittliche Recyclingverfahren – Ein zentraler Baustein der Kreislaufwirtschaft mineralischer Abfälle. Vortragsfolien zum BMU-Workshop „Anforderungen an die ordnungsgemäße und schadlose Verwertung mineralischer Abfälle“, Bonn, 13.-14.2.2006.
- 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.
- HU Y., REM P., 2009: Aluminium alloys in municipal solid waste incineration bottom ash. Waste Management & Research 27:251-257.
- HU Y., REM P., Van de WINCKEL T., 2009: Fine heavy non-ferrous and precious metals recovery in bottom ash treatment. www.iswa.it/materiali/iswa_apesb_2009/7_349paper_long.pdf
- HUBER H., JAROS M., LECHNER P., 1996: Emissionsverhalten von MV-Schlacke nach künstlicher Alterung. Im Auftrag der AEE, Fernwärme Wien und Stadt Wien. Institut für Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien.
- JENSEN D.L., CHRISTENSEN T.H., LUNDTORP K., 2002: Treatment of waste incinerator air-pollution control residues with FeSO₄: laboratory investigation of design parameters. Waste Management & Research 20:1:80-89.
- JULIUS J., 1978: Anwendungsmöglichkeiten der Trennung mit magnetischen und elektrischen Feldern in Verfahren zur Sortierung von Haushaltsabfällen, Materialrecycling aus Haushaltsabfällen, Hrsg. Jager, Prof. Thomé Kozmiensky, TU Berlin, S. 275-296.
- JULIUS J., 2001: Sortierung feinkörniger Nichteisenmetalle mittels Wirbelstromscheidung In: Kuyumcu H., Sortieren, Innovationen und Anwendungen, Vorträge zum 2. Kolloquium Sortieren am 11. und 12. Oktober 2001 in Berlin, S. 76-84.
- 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.
- KIM S.-Y., TANAKA N., MATSUTO T., TOJO Y., 2005: Leaching behaviour of elements and evaluation of pre-treatment methods for municipal solid waste incinerator residues in column leaching tests. Waste Management & Research 23:3:220-229.
- KNORR W. et al., 1999: Rückstände aus der Müllverbrennung. Chancen für eine stoffliche Verwertung von Aschen und Schlacken. E.Schmidt Verlag, Berlin.
- LAHL U., 1992: Ein Verfahren zur Schlackeaufbereitung. In: FAULSTICH M., Rückstände aus der Müllverbrennung, EF-Verlag.
- 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.
- LUNDTORP K., JENSEN D.L., SORENSEN M.A., 2002: Treatment of waste incinerator air-pollution control residues with FeSO₄: concept and product characterization. Waste Management & Research 20:1:69-79.
- MARTIN J., GOHLKE O., 2004: Energie und Inertstoffe aus Abfall. Integration von Schlackeaufbereitung und Flugascheentsorgung in den Verbrennungsprozess. In: THOME-KOZMIENSKY K.J., Optimierung der Abfallverbrennung, S.601-619. TK Verlag, Neuruppin.
- MARZI T., PALIZSCH S., BECKMANN R., KÜMMEL R., BEARD A., KELDENICH K., 1998, Wirkungsmechanismen bei der Alterung von Müllverbrennungaschen. Müll und Abfall 5/98 S.316-322

- 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.
- MEIMA J.A., COMANS R.N.J., 1998: Reducing Sb-leaching from municipal solid waste incinerator bottom ash by addition of sorbent minerals. Journal of Geochemical Exploration 62:299-304.
- MILLARD J., 1999: Verfahren zur Verbrennung von Müll in einem Verbrennungsöfen und zur Aufbereitung der Schlacke aus der Müllverbrennung. Europäisches Patent EP 0 908674 A1.
- MIZUTANI S., Van der SLOOT H., SAKAI S-I., 2000: Evaluation of treatment of gas cleaning residues from MSWI with chemical agents. Waste Management 20:233-240.
- MOERGELI R., 1995: Schlacke – Schwermetallbilanz für die Aufbereitung von Eberhard-Schlacke (SE) mit einem Backenbrecher. Unveröffentlichter Bericht der SULZER ChemTech, Winterthur.
- MOERGELI R., 1996: Schlackenaufbereitung mit einem Walzenbrecher. Unveröffentlichter Bericht der CT Umwelttechnik.
- 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., 2009: Grundlagen für die Festlegung von Randbedingungen bei Alterungstests. Endbericht. Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion Stoffstromwirtschaft, Umwelttechnik und Abfallmanagement (Sektion VI).
- MOSTBAUER P., 2009: Unveröffentlichte Daten über die Schlackenfeinfraktion aus einer Aufbereitungsanlage in Deutschland.
- 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.
- MUCHOVA L., REM P., 2007: Wet or dry separation. Waste Management World, Dec.2007.
- MUCHOVA L., BAKKER E., REM P., 2009: Precious metals in municipal solid waste incineration bottom ash, Water, Air, and Soil Pollution: Focus 9 (1-2) pp. 107-116.
- NIEDERLÄNDISCHE ORGANISATION FÜR ANGEWANDTE FORSCHUNG, 1998: Nachrichten von TNO, Delft.
- NIELSEN P., KENIS C., VANASSCHE S, VRANCKEN K., LANGSTRUMPF P., 2008: Beste Beschickbare Techniken (BBT) voor behandeling van bodemas van huisvuilverbranding. Academia Press, Gent. 119 S.
- ODIC M.A., 1999:, Stand der Technik der Aufbereitung und Verwertung von Müllschlacken aus Rostfeuerungen, Waste Reports No.09, Herausgeber: LECHNER P., Institut für Abfallwirtschaft, 1999
- PALIZSCH I.S. 2002: Einfluss der Alterung auf die wasserwirtschaftliche Qualität von Rostaschen der thermischen Abfallbehandlung. Fraunhofer Insitut Umwelt-, Sicherheits-, Energietechnik. UMSICHT-Schriftenreihe Band 42.
- PARKER T., POINTER P., CONRY S., MORRISH I., 2009: Using incinerator ash to remove hydrogen sulphide from landfill gas. Proceedings of the 12th International Waste Management & Landfill Symposium, Cagliari, 5-9 Oct 2009. Publisher: CISA, IT.
- Patentschrift DE 41 23 277, REW Entsorgungs AG, 27.05.1993
- PFRANG-STOTZ G., REICHEL J., 1996: Elutionsverhalten und bautechnische Eignung von Müllverbrennungsschlacken unter besonderer Berücksichtigung mineralogischer Einflüsse. In: Schlackeaufbereitung, -verwertung und -entsorgung. VDI Bildungswerk Seminar, 13.-14.Juni 1996, VDI, Düsseldorf.
- PRETZ T., 2006: Processing of incineration ash by using eddy-current separators. Acta Metallurgica Slovaca 12:328-333.
- REM P.C., FRAUNHOLCZ N., SCHOKKER E.A., 2002: Magnus Separation. Separation Science and Technology 37:16:3647-3660.

- REM P.C., De VRIES C., Van KOOY L., BEVILACQUA P., REUTER M.A., 2004: The Amsterdam pilot plant. Technical Note. Minerals Engineering 17:363-365.
- RENDEK E., DUCOM G., GERMAIN P., 2006: Carbon dioxide sequestration in municipal solid waste incinerator (MSWI) bottom ash. Journal of Hazardous Materials B128:73-79.
- 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.
- 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).
- SABBAS T. et al., 2003: Management of municipal solid waste incineration residues. Waste Management 23:61-88.
- SATTLER K. und EMBERGER J., 1992: Behandlung fester Abfälle, Vogel-Verlag.
- SCHEFFLER J., 1991: Untersuchungen zur Dichtesortierung von Hausmüllverbrennungsschlacke. Diplomarbeit. Rheinisch - Westfälische Technische Hochschule Aachen.
- SCHERER G., 2006: Treatment from slags coming from waste combustion installations. European Patent EP 1447138, publiziert 11/22/2006.
- SCHU K., 2008: Veredelung von Mineralstoffen am Abfall. Vortragsfolien zur Berliner Rohstoff- und Recyclingkonferenz 5./6.Nov. 2008.
- SCHUBERT H., 1996: Aufbereitung fester Stoffe, Band II: Sortierprozesse. ISBN 3-342-00555-6. Verlag für Grundstoffindustrie.
- 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.
- STADTSCHNITZER A., FLACHBERGER H., 2008: Beitrag zur Auswahl von Verfahren der Dichtesortierung. BHM 153:Heft 6:211-216.
- STEINERT, 2009a, Zugriff 26.12.2009 <http://www.steinert.de/56.0.html>
- STEINERT, 2009b, Zugriff 26.12.2009 <http://www.steinert.de/234.0.html?&L=>
- STEGEMANN J.A., SCHNEIDER J., BAETZ B.W., MURPHY K.L., 1995: Lysimeter washing of MSW incinerator bottom ash. Waste Management & Reseach 13/2:149-165.
- STEKETEE J., URLINGS L., 1999: Method for the treatment of incineration residues. US Patent Nr.5.928.128, 27.Juli 1999. Assignee: Tauw Milieu BV, Deventer.
- STEKETEE J., RUTTEN S., DE BODE A., 2006: Accelerated carbonation of MSWI bottom ash on a practical scale. In: Fentiman C., Hills C., Mangabhai R. (Editors): First International Conference on Accelerated Carbonation for Environmental and Materials Engineering. Cement and Concrete Science, London, 12.-14.Juni 2006.
- STEKETEE J., 2007: Leach no more. Chemical Engineer Nr.793, Juli 07, S.40-41.
- STELTER M., RAABE L., 2009: Recycling von Nichteisenmetallen aus Elektronikschrott – Chance und Risiken Chemie Ingenieur Technik 81, No. 7.
- TODOROVIC J., ECKE H., 2006: Treatment of MSWI residues for utilisation as secondary construction materials: A review of methods. Minerals & Energy 20:3-4:45-59.
- Van GERVEN T., IMBRECHTS K, Van KEER E., JASPERS M., WAUTERS G., VANDECASTEELE C., 2004: Investigation of washing, heating and carbonation as treatment techniques for the improvement of environmental characteristics of MSWI-bottom ash, in view of recycling. Waste Management and the Environment II. Editor: POPOV et al, WIT Press.
- Van GERVEN T., Van KEER E., ARICKS S., JASPERS M., WAUTERS G., VANDECASTEELE C., 2005: Carbonation of MSWI-bottom ash to decrease heavy metal leaching, in view of recycling. Waste Management 25:3:291-300.
- Van GERVEN T., 2009: persönliche Mitteilung.

VAN KOOY L., MOOIJ M. and REM P., 2004: Kinetic gravity separation, Physical Separation in Science and Engineering, Vol. 13, No.1, pp. 25-32.

WEINGART A., 2008: Gewinnung von Edelstählen mit Sensortechnik. Forum „Wertstoffgewinnung aus Trockenschlacke“, 01. September 2008 in Rapperswil.

WOLF S., 1996: Aufbereitung und metallurgische Weiterverarbeitung eines NE-Metallgemisches aus der HMV-Rostasche. Diplomarbeit am Institut für Aufbereitung, Kokerei und Brikettierung, Rheinisch - Westfälische Technische Hochschule Aachen.

WMS, 2006: Die neueste Sortiergeneration mit EMCAM® -Technologie, VBSA Herbsttagung 2006.

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