

Chimia 48 (1994) 187–191
© Neue Schweizerische Chemische Gesellschaft
ISSN 0009–4293

Chemische und mineralogische Charakterisierung einer thermisch behandelten Elektrofilterasche

Heinz Vonmont, Roland Gutmann* und François Röthlisberger

Abstract. The incineration of municipal solid waste creates a highly toxic fly ash, collected by the electrostatic precipitator. This residue requires a treatment before being disposed or partially recycled. One way for the detoxification is a thermal processing between 1300 and 1400°. At this temperature range all organic pollutants will be destroyed and the inorganic compounds separated into a heavy metal containing condensate, an inert, vitreous silicate-phase and a sulfurdioxid enriched waste gas. For the study of this process different samples of the glass phase (both from the melt vessel and after the outlet) were investigated by X-ray fluorescence spectrometry (XRF), X-ray diffraction (XRD), and optical microscopy (OM). The samples from the melt vessel showed an increase of lead, zinc, manganese, copper, and iron from the top to the bottom of the crucible by a factor of 5. Sulfur displayed an even larger increase from 0.005 g/100 g (%) in the top part to 12 g/100 g (%) near the bottom. In the lower part of the melting tub sulfides like FeS, ZnS, Cu₂S, and MoS₂ dominate. Oxides like melilites and spinels are enriched in the top part and show decreasing concentrations with increasing depth.

1. Einleitung

In der Schweiz werden zur Zeit jährlich rund 2.5×10^6 t Siedlungsabfälle in Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA) verbrannt. Bei diesem Aufarbeitungsschritt fallen neben 600 000–700 000 t Schlacke, Wasch- und Kühlwasser, Rückstände der weitergehenden Rauchgasreinigung auch 40 000–60 000 t Elektrofilterasche (EFA) an. Die Elektrofilterasche wird auf Grund ihrer Belastung an organischen Giftstoffen (Dioxine und Furane) und den hohen Schwermetallgehalten als Sondermüll eingestuft. Eine Deponierung dieser Rückstände ist wegen den hochtoxischen organischen Verbindungen und guten Wasserlöslichkeit der Schwermetalle und deren Verbindungen nur in geologisch stabilen Untertage-Deponien, z.B. in Salzminen im Ausland möglich.

Auf der Suche nach umweltverträglichen Verfahren zur Entsorgung der Rückstandsprodukte der Kehrichtverbrennung wurden verschiedene Aufbereitungsverfahren entwickelt. Diese Verfahren [1] basieren entweder auf einer Abtrennung, Auswaschung und/oder Immobilisierung der vorhandenen Schwermetalle.

Bei der thermischen *Abtrennung* werden die Rückstandsprodukte aufgeschmolzen und in ein auslaugfestes, glasartiges Material und ein schwermetallhaltiges Kondensat übergeführt. Die organischen Verbindungen werden bei Temperaturen oberhalb 1000° in der Regel vollständig zerstört. Die Unterschiede der einzelnen Methoden [1–7] liegen im wesentlichen im Heizsystem und in der Materialführung. Als Nachteil dieser Verfahren lässt sich der hohe Energieverbrauch und der hohe finanzielle Aufwand für grosstechnische Anlagen anführen.

Auch mittels einer *Auswaschung* lässt sich die Umweltverträglichkeit der Rückstandsprodukte aus der Kehrichtverbrennung verbessern, da leicht lösliche Schwermetallverbindungen und Salze bei bestimmten pH-Werten und genügender

Verweilzeit extrahiert werden [8]. Die Nachteile dieser Verfahren sind die schwerlöslichen Schwermetalle und die verbleibenden organischen Verbindungen.

Die *Immobilisierung* durch Verfestigung mittels Bindemittel führt zu einer verbesserten Umweltverträglichkeit, da eine gewisse Einbindung von Schadstoffen erfolgt und die Handhabung der Aschenprodukte mit einem geringen finanziellen Aufwand vereinfacht wird [9]. Auf der Negativseite steht das Langzeitverhalten in Bezug auf Stabilität und Auslaugverhalten, die Chloridauswaschung, die Volumen- und Massenzunahme sowie die vorhandenen toxischen organischen Verbindungen.

Die Auswahl eines geeigneten Verfahrens hängt von dem beabsichtigten Verwendungszweck der EFA ab. Für eine Deponierung in einer Salzmine ist ein energieaufwendiges Verfahren nicht sinnvoll. Hier wäre ein einfaches Bindeverfahren ausreichend. Bei einer Rohmehlsubstitution in der Zementindustrie ist ein Waschprozess zur Reduktion des Chloridgehaltes und der Schwermetallkonzentrationen zu empfehlen. Das gleiche gilt für die Verwendung im Strassenbau unter der Voraussetzung, dass die erforderlichen Eluatwerte erreicht werden. Für eine effektive Stofftrennung und Verwendung der Rückstandsprodukte einschliesslich Recycling ist der energetische und finanzielle Aufwand einer thermischen Behandlung gerechtfertigt, da damit Primärrohstoffe geschont und der immer knapper werdende Deponieraum entlastet wird.

Das Ziel der vorliegenden Arbeit war, einen tieferen Einblick in den Prozess der thermischen Behandlung von EFA zu erhalten. In diesem Zusammenhang wurden Stoffflussanalysen und Rückstandsuntersuchungen durchgeführt. Erste chemische und mineralogische Untersuchungen der glasartigen Rückstände sollen einen Aufschluss über die Zusammensetzung und die vorliegenden Phasen geben. Resultate über die EFA-Zusammensetzung und deren Schwankung in der Schweiz von 1985–93 werden in einem separaten Artikel [10] veröffentlicht.

2. Thermische Behandlung der Elektrofilterasche

Die Elektrofilterasche ist ein staubförmiges, trockenes Rückstandsprodukt aus der Kehrichtverbrennung, welches hauptsächlich aus kondensierten leichtflüchtigen Metallen und Metallverbindungen (vor allem Chloride) und Aschepartikeln besteht. Die Hauptkomponenten einer durch-

*Korrespondenz: Dr. R. Gutmann
Eidgenössische Materialprüfungs- und
Forschungsanstalt (EMPA)
Überlandstrasse 129
CH-8600 Dübendorf

schnittlichen EFA sind Si, Al, Ca, Cl, K, Na, Zn, C, Fe, Mg, S und Pb mit Konzentrationen im %-Bereich [10]. Zu den problematischen Komponenten im Spurenbereich gehören die Schwermetalle Cd, Hg und Tl und organische Giftstoffe wie Dioxine und Furane.

Die Ziele einer thermischen Behandlung sind im allgemeinen die Abtrennung der leichtflüchtigen Schwermetalle Cd, Hg, Pb und Zn, die Inertisierung der restlichen Schwermetalle in einer stabilen Glasphase und wie bereits erwähnt die Zerstörung der organischen Komponenten. Dazu wird eine Temperaturbehandlung zwischen 1200–1500° durchgeführt, bei der die leichtflüchtigen Schwermetalle und Schwermetallverbindungen verdampfen, in einem Kühlsystem kondensieren und in einem Filter als Kondensat abgeschieden werden. Die restlichen Metalle verbleiben in der oxidischen Glasphase und werden beim Erstarren des Glases eingebunden und immobilisiert. Die bei diesem Prozess entstehende inerte Glasphase kann auf Grund der sehr guten Eluatwerte [3][6][7] problemlos deponiert oder im Strassenbau verwendet werden. Der bei der thermischen Behandlung verbleibende Restgasstrom lässt sich mit einem Aktivkohlefilter reinigen oder in den Verbrennungsraum der Kehrlichtverbrennungsanlage zurückführen. Die thermischen Verfahren ermöglichen eine Volumenreduktion von bis zu 75% [3].

3. Probennahme und Probenvorbereitung

Nach Abkühlen des Ofens wurde aus der erstarrten Schmelze ein Bohrkern (Durchmesser 73 mm, Länge 230 mm) entnommen und längs in zwei Hälften geschnitten. Von der einen Hälfte wurden 8 je 30 mm dicke Scheiben abgetrennt und daraus die noch ganzen Keramikbruchstücke (Al₂O₃ Korund) und Metallteile defekter Heizstäbe herausgetrennt und verworfen. Der Rest dieser Scheiben wurde dann in einer Wolframcarbid-Scheibenschwingmühle während 1 min fein gemahlen. Das gemahlene Pulver zeigte eine Farbtonänderung von hellgrau bis schwarz mit zunehmender Tiefe im Bohrkern. Für die Elementaranalysen des unbehandelten Ausgangsproduktes wurde die EFA gemahlen und homogenisiert.

4. Analytische Untersuchungen

Zur Untersuchung der gemahlene Pulverproben wurden folgende Analyse-

methoden verwendet:

- i) Röntgen-Fluoreszenzspektrometrie (XRF) für die Elementanalyse der EFA vor und nach der thermischen Behandlung
- ii) Röntgen-Diffraktion (XRD) für die Bestimmung der kristallinen Anteile
- iii) optische Mikroskopie (OM) für die Phasenidentifikation und Homogenitätsanalyse.

Die Elementaranalysen wurden an einem wellenlängendispersiven Röntgen-Fluoreszenz-Spektrometer Philips PW 1404 (Cr-Röhre) durchgeführt. Die Betriebsparameter waren: U = 60 kV, I = 40 mA, He-Atmosphäre. Für die einzelnen Analysen wurden die pulverförmigen Proben mit einer wässrigen Lösung von Polyvinylalkohol (4 g Probe, 20 mg Polyvinylalkohol in 400 µl Wasser) zu Tabletten (Durchmesser 40 mm, Dicke 2–3 mm) gepresst (400 kg/cm², 5 min) und bei 80° getrocknet. Das Analysenprogramm am Röntgen-Spektrometer umfasste 41 Elemente und wurde mittels 45 internationaler Standards aus den Bereichen Geologie und Umwelt kalibriert. Die Kalibrationsbereiche betragen je nach Element 0.005 bis 33 g/100 g (%) und die Nachweisgrenzen liegen für die meisten Elemente zwischen 0.001 und 0.01 g/100 g (%). Zur Herstellung einer Driftkorrekturprobe (Monitor) wurden 1.24 g einer Standardprobe (Spectromel Powder Mixture No. 1, Batch 52 602, Johnson Matthey, mit 53 Elementen à 1.18%) mit 4 g Technovitpulver gemischt und mit Lösungsmittel verfestigt. Die Analysendauer beträgt für eine Probe 40 min. Die Genauigkeit der Analysenresultate wurde mit einem Flugstaub (BCR-176, 'City Waste Incineration Ash' mit 13 zertifizierten Schwermetallen) und einem Meersediment (PACS-1, 'Marine Sediment Reference Materials for Trace Metals and Other Constituents' mit 17 zertifizierten Metallen im Spurenbereich und 12 zertifizierten Hauptelementen) überprüft. Die relative Abwei-

chungen der Resultate liegen in der Regel für die Hauptelemente bei ca. 10% und für die Spurenelemente bei maximal 30%. Für Elemente mit Konzentrationen nahe der Nachweisgrenze kann der relative Fehler in Ausnahmefällen mehr als 50% betragen.

Die Resultate der Untersuchungen sind in den nachfolgenden Tab. 1 und 2 dargestellt. Tab. 1 zeigt im Rahmen einer Stoffflussanalyse die verschiedenen Konzentration von Si, K, Zn, Pb, Cd und Hg im Ausgangsprodukt (reine EFA), im thermisch behandelten Rückstand (EFA-Glas) und im Kondensat, welches bei der thermischen Behandlung entsteht. Das Kondensat besteht im wesentlichen aus Alkalihalogenidsalzen und leicht flüchtigen Schwermetallverbindungen. Die Zahlen in dieser Tab. zeigen, dass

- i) eine drastische Reduktion der Schwermetallkonzentration von Zn, Pb, Cd und Hg mittels einer thermischen Behandlung von EFA möglich ist und
- ii) aus diesem Verfahren ein verhüttbares Schwermetallkondensat gewonnen werden kann.

Bei der thermischen Verglasung entstehen aus 100 Gew-% EFA ca. 80 Gew-% EFA-Glas und 5–8 Gew-% Kondensat. Der restliche Anteil entweicht über die Gasphase.

Für das Studium des Aufschmelzvorganges wurde die Elementverteilung in der im Ofen erstarrten restlichen Schmelze an Hand eines Bohrkerns quantitativ als Funktion der Tiefe untersucht. Diese Untersuchung zeigte, dass die Elementkonzentrationen von Al, Ca, Mg, Mo, Pb, Si und Ti mit zunehmender Bohrkertiefe abnehmen, während Fe, Mn, Na, S und Zn tendenziell angereichert werden. Für die restlichen Elemente sind keine Aussagen in dieser Hinsicht möglich. Die Resultate von Tab. 2 lassen sich nicht mit denen von Tab. 1 vergleichen, da die beiden Untersuchungen nicht zum gleichen Zeitpunkt durchgeführt wurden.

Tab. 1. Konzentrationen von Si, K, Zn, Pb, Cd, Hg in EFA (vor und nach der thermischen Behandlung/Verglasung) und in dem bei der Verglasung entstehenden Kondensat

Element	Massenanteile in g/100 g [%]		
	EFA	EFA-verglast	Kondensat
Si	14	19	0.03
K	3.3	1.4	56
Zn	2.0	0.6	14
Pb	0.54	0.04	1.0
Cd	0.025	0.0004	0.58
Hg	0.002	< 0.00001	0.0007

Tab. 2. *Quantitative Elementverteilung in einer erstarrten EFA-Schmelze als Funktion der Tiefe (Oberfläche = 0 mm)^{a)}*

Element	Massenanteile in g/100 g [%] Bohrkerntiefe in mm (Oberfläche = 0 mm)							
	0-30	30-60	60-90	90-120	120-150	150-180	180-210	210-230
Al	9.6	12	11	8.1	7.3	7.0	6.6	2.1
Ba	0.2	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.2	0.06
Ca	14	10	11	11	11	10	9.0	2.9
Cd	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn
Cl	0.2	0.1	0.2	0.2	0.3	0.2	0.3	0.2
Cr	0.2	0.3	0.3	0.3	0.2	0.3	0.2	0.3
Cu	0.2	0.5	0.2	0.2	0.3	1.0	0.8	0.3
Fe	2.7	3.8	5.2	5.8	6.2	6.0	6.2	12
Hg	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn	nn
K	0.7	0.6	0.5	0.6	0.7	1.0	1.3	0.6
Mg	1.4	1.0	1.0	1.1	1.1	1.0	0.8	0.3
Mn	0.07	0.08	0.1	0.1	0.1	0.09	0.1	0.4
Mo	0.4	0.5	0.07	0.1	0.2	0.02	0.03	0.06
Na	1.1	1.6	1.7	1.6	1.6	1.8	2.2	3.6
Ni	0.06	0.09	0.08	0.09	0.07	0.08	0.08	0.04
P	0.6	0.5	0.6	0.7	0.7	0.7	0.6	0.4
Pb	0.09	0.2	0.06	0.07	0.1	0.4	0.3	0.03
S	nn	0.07	0.3	0.02	0.3	1.9	4.2	12
Sb	0.2	0.2	0.06	0.07	0.1	0.2	0.2	0.06
Si	15	12	12	12	13	12	12	6.6
Sn	0.2	0.3	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.04
Ti	0.8	0.7	0.7	0.7	0.7	0.6	0.6	0.2
Zn	4.2	8.5	8.6	8.5	7.9	7.1	7.2	14

^{a)} nn = nicht nachweisbar. Nachweisgrenzen: 0.005 g/100 g [%].

Zur Bestätigung und besseren Interpretation dieser quantitativen Ergebnisse wurde eine Phasenanalyse mittels Röntgen-Beugung und optischer Mikroskopie durchgeführt. Für die Röntgen-Beugungsexperimente an einem Pulverdiffraktometer Siemens D-500 wurde das fein gemahlene Pulver mit Vaseline auf einem einkristallinen Si-Plättchen (111-Achse um 13° zur Oberflächennormalen verkippt) fixiert und mit Cu-Strahlung in dem Winkelbereich von 2θ = 5–80° untersucht. Die Aufnahmebedingungen waren: U = 40 kV, I = 40 mA, w_{2θ} = 1.2°/min.

Die Ergebnisse der Röntgen-Beugungsaufnahmen von 2 Proben aus unterschiedlichen Bohrkerntiefen (0–30 mm und 210–230 mm, s. Tab. 3) bestätigen die quantitativen Untersuchungen von Tab. 2. Im oberen Bereich sind grosse Konzentration leichter Phasen wie Melilite und Spinelle zu finden während im unteren Bereich die schweren Sulfide dominieren. Die einzelnen Phasen und ihre Konzentrationsbereiche sind in Tab. 3 dargestellt.

Tab. 3. *Qualitative Analyseresultate der kristallinen Anteile des Bohrkerntiefe in Abhängigkeit von der Bohrkerntiefe (Oberfläche = 0 mm)*

Mengenanteil	Bohrkerntiefe in mm (Oberfläche = 0 mm)	
	0-30 mm	210-230 mm
gross	Melilite wie z.B.: Ca ₂ Al ₂ SiO ₇ (Gehlenit) Ca ₂ MgSi ₂ O ₇ (Äkermanit) Ca ₂ ZnSi ₂ O ₇ (Hardystonit)	Sulfide ^{a)} wie z.B.: FeS (Eisensulfid) ZnS (Zinksulfid) CuS (Kupfersulfid)
mittel	Spinelle wie z.B.: FeAl ₂ O ₄ (Hercynit) ZnAl ₂ O ₄ (Gahnit) MgAl ₂ O ₄ (Spinell)	Melilite
klein	Pyroxene wie z.B.: Ca(Mg,Fe)Si ₂ O ₄ (Augit) CaMgSi ₂ O ₆ (Diopsid)	Spinelle MoS ₂ (Molybdänsulfid, Molybdänit)

^{a)} Diese Sulfide zeigen fast identische Spektren und sind deshalb mit dieser Methode nicht mehr zu unterscheiden.



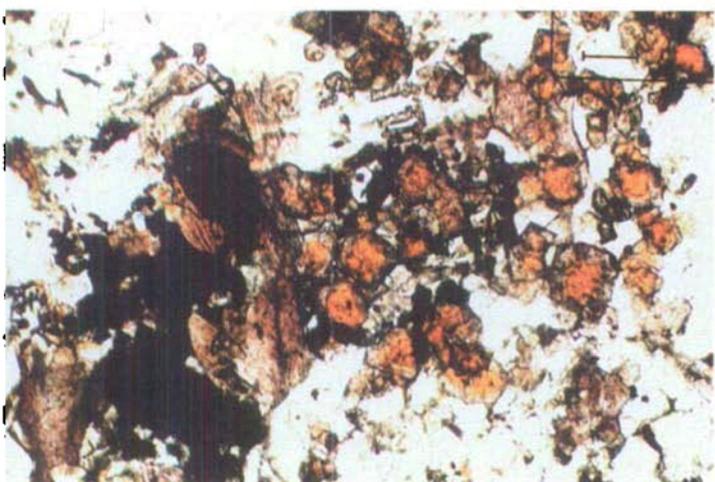
125 µm

Abb. 1. Durchlichtaufnahme eines Dünnschliffes der abgeflossenen, erstarrten Schmelze mit Strömungsstreifen und Spinelleinschlüssen (gekrenzte Polarisatoren und λ -Plättchen zur Kontrastverstärkung)



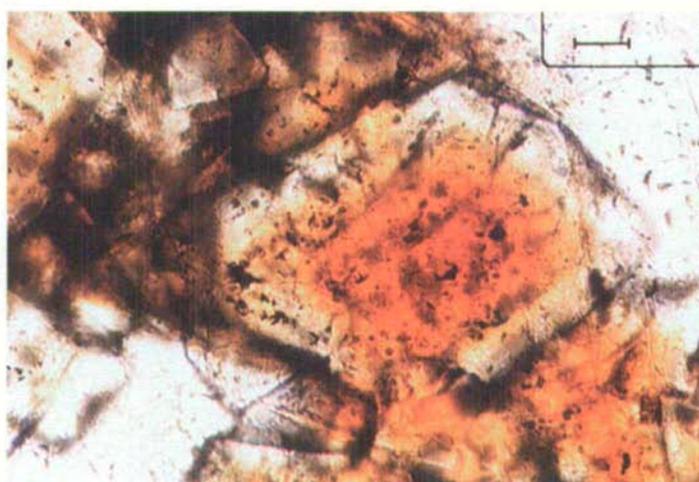
125 µm

Abb. 2. Dünnschliffaufnahme (Durchlicht) aus dem oberen Bereich des Bohrkerns mit Melilitkristallen (weiss) und Spinellen (grün) als Einschlüsse



125 µm

Abb. 3. Übersichtsaufnahmen von inhomogenen (zonierten) Spinellen



10 µm

Abb. 4. Grossaufnahme eines Spinellkristalls mit Zonierung hervorgerufen durch Festkörperreaktion

Für die mikroskopischen Untersuchung wurden nach bekannter Technik An- und Dünnschliffe hergestellt. Die Aufnahmen dargestellt in Abb. 1–8 wurden im Durchlicht angefertigt und zeigen die Inhomogenität der abgeflossenen, abgekühlten Schmelze mit Einschlüssen (Abb. 1), und verschiedene mineralische Phasen, wie z.B. Melilite, Spinelle, Plagioklase, Pyroxene und sulfidische Metallverbindungen in unterschiedlichen Bereichen des Bohrkerns (Abb. 2–8). Auch diese Untersuchungen bestätigen, dass es infolge der prozessbedingten Durchlaufzeiten zu einer nicht überraschenden Dichtentrennung infolge Kristallisation hochschmelzender Sulfide (mit höheren Dichten als die verbleibende Schmelze) kommt.

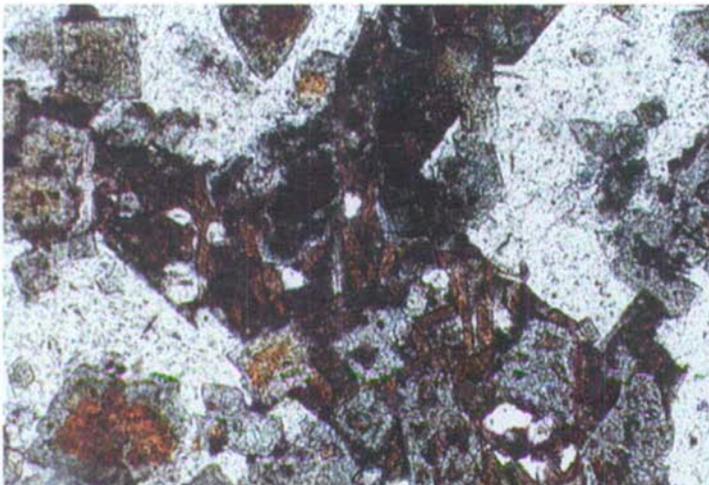
5. Zusammenfassung und Diskussion

Die thermische Behandlung von Elektrofilterasche ist ein vielversprechender

Schritt zur Entsorgung dieses Sondermüllproduktes durch Recycling. Auf Grund der Zusammensetzung lässt sich die EFA mittels geeigneter thermischer Verfahren in ein inertes Glas und in ein Schwermetallkondensat überführen. Unter der Voraussetzung von entsprechenden Absatzmöglichkeiten wäre damit eine fast vollständige Wiederverwertung möglich.

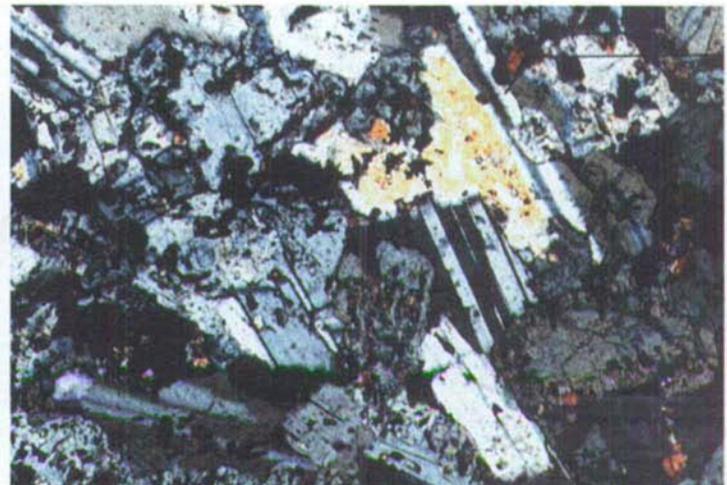
Die vielfältige und nicht konstante Zusammensetzung der EFA verursachen technische Schwierigkeiten in Bezug auf die Materialauswahl des Ofens und der Schmelzwanne, und erschweren die Prozessführung. Als erster Schritt zur Untersuchung der Schmelzvorgänge und besseren Verständnis des Verglasungsprozesses wurde die vorliegende Untersuchung durchgeführt. Die Resultate der einzelnen Analysen zeigen eine inhomogene Glasphase (Schlieren) mit Spinelleinschlüssen. Die vermuteten chemischen Unterschiede zwischen den hellen und dunklen Bereichen in der abliessende Glasschmel-

ze konnten bisher mit den zu Verfügung stehenden analytischen Methoden noch nicht detektiert werden. Das erstarrte Material in der Schmelzwanne ist im oberen Teil poröse, überwiegend transparent und besteht hauptsächlich aus Meliliten (z.B. $\text{Ca}_2\text{Al}_2\text{SiO}_7$ Gehlenit, $\text{Ca}_2\text{MgSi}_2\text{O}_7$ Äkermanit, $\text{Ca}_2\text{ZnSi}_2\text{O}_7$ Hardystonit), Aluminatspinellen (z.B. FeAl_2O_7 Hercynit, ZnAl_2O_4 Gahnit, MgAl_2O_4 Spinell) und untergeordnet aus Pyroxenen (z.B. $\text{Ca}(\text{Mg},\text{Fe})\text{Si}_2\text{O}_6$ Augit) und Plagioklasen (z.B. Anorthit $\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$). Der untere Teil des Bohrkerns setzt sich vor allem aus opaken Sulfiden (z.B. FeS und ZnS) und in geringen Anteilen aus Spinellen und Pyroxenen zusammen. Auf Grund der Morphologie der opaken Bestandteile waren diese während des Schmelzprozesses grösstenteils flüssig. Die Zonierung der Spinelle deutet auf eine sich ändernde Zusammensetzung der Umgebung hin. Eine weitere Ursache für eine Zonierung, die Veränderung der physikalischen Para-



31 µm

Abb. 5. Idiomorphe Melilitkristalle (weiss), hellgrüne Spinelle und eine evtl. später ausgeschiedene Phase von Pyroxenkristallen (?)



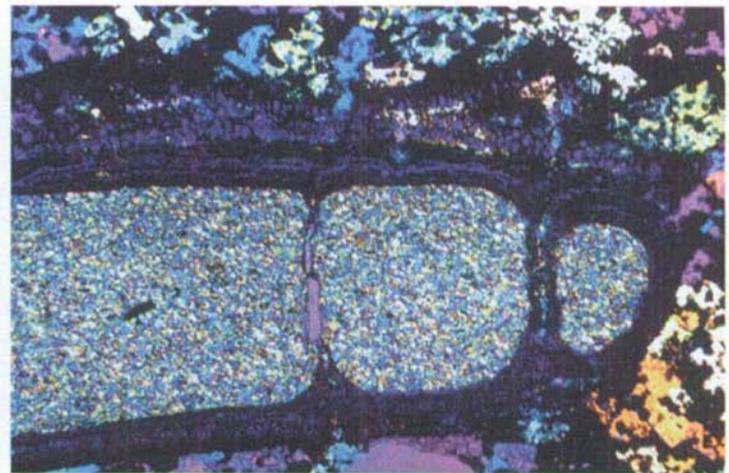
62 µm

Abb. 6. Polysynthetische Verzwilligung von Plagioklasen, die auf eine Entmischungserscheinung hindeuten



250 µm

Abb. 7. Durchlichtaufnahme aus einem tieferen Teil des Bohrkerns mit Sulfiden (opak), umgeben von einer transparenten silikatischen Matrix



250 µm

Abb. 8. Teil eines Keramikheizstabes in der erstarrten Schmelze mit einer Corona, hervorgerufen durch eine Festkörperreaktion

meter wie Temperatur oder Druck kann in diesem Zusammenhang ausgeschlossen werden.

Die erhaltenen Ergebnisse geben richtungsweisende Hinweise für die Optimierung der Prozessparameter, wie z.B.

- i) eine eventuelle Erhöhung der Schmelztemperatur zur Vermeidung einer Sedimentation von Sulfiden in der Schmelzwanne,
- ii) die Beimischung von Zusätzen zur Reduktion der Schlierenbildung und damit Homogenisierung der Gläser,
- iii) die Zugabe von Additiven zur Unterdrückung der Kristallisation in dem entstehenden Glasprodukt,
- iv) die Untersuchung der Viskosität der Schmelze in Bezug auf das Sedimentationsproblem oder Erhöhung der Durchflussraten (falls möglich) und
- v) die Untersuchungen der Einstellung von Quasi-Gleichgewichtsverhältnissen zwischen der Zusammensetzung der Schmelze und der Gläser.

Die durchgeführte chemische-mineralogische Charakterisierung der Rückstände der Verglasung ist für das Verständnis des Schmelzprozesses und dessen Optimierung sowie im Hinblick auf mögliche Produktanwendungen von grosser Bedeutung. Erste Resultate von analytischen Untersuchungen am abfliessenden Glasprodukt werden demnächst in einem weiteren Artikel veröffentlicht.

Diese Arbeit wurde teilweise vom Schweizerischen Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung (Schwerpunktprogramm Umwelt) finanziert.

Eingegangen am 5. April 1994

- [1] M. Faulstich, 'Rückstände aus der Müllverbrennung', EF-Verlag, Berlin, 1992.
- [2] O. Gohlke, D. Bieniek, R. Melero, A. Kettner, *Fresenius Envir. Bull.* **1992**, 1, 191.
- [3] J. Jochum, H. Jodeit, Ch. Wieckert, in 'Rest-

stoffe aus der Rauchgasreinigung', Beiheft Nr. 29 zu *Müll Abfall* **1990**, 112.

- [4] H. Klein, K. Tscheschlok, in 'Müllverbrennung und Umwelt 3', Ed. Thomé-Kozmiensky, EF-Verlag, Berlin, 1989, S. 823.
- [5] T. Fujimoto, S. Abe, T. Kimura, in 'Müllverbrennung und Umwelt 3', Ed. Thomé-Kozmiensky, EF-Verlag, Berlin, 1989, S. 833.
- [6] H. Pieper, H. Zschocher, G. Mayer-Schwining, H. Merlet, in 'Reststoffe aus der Rauchgasreinigung', Beiheft Nr. 29 zu *Müll Abfall* **1990**, 116.
- [7] H. Schug, K. Horch, in 'Müllverbrennung und Umwelt 3', Ed. Thomé-Kozmiensky, EF-Verlag, Berlin, 1989, S. 841.
- [8] R. Frey, *Abfallwirtschafts J.*, **1991**, 3(4), 1.
- [9] K. M. Kautz, O. J. Eickelmann, in 'Müllverbrennung und Umwelt 3', Ed. Thomé-Kozmiensky, EF-Verlag, Berlin, 1989, S. 561.
- [10] R. Gutmann, H. Vonmont, *Z. Umweltchem. Ökotox.* **1994**, eingereicht.