

Forschungszentrum Karlsruhe

Technik und Umwelt

Wissenschaftliche Berichte

FZKA 5693

**Untersuchung der physikalisch / chemischen
Eigenschaften von Filterstäuben
aus Müllverbrennungsanlagen (MVA)**

L. Birnbaum*, U.Richers, W.Köppel*

Institut für Technische Chemie

Projekt Schadstoff- und Abfallarme Verfahren

* Institut für Mechanische Verfahrenstechnik und Mechanik
Universität Karlsruhe (TH)

Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe

1996

Kurzfassung

Charakterisierung der physikalisch / chemischen Eigenschaften von Filterstäuben aus Abfallverbrennungsanlagen

Die vorliegende Studie enthält eine umfassende Charakterisierung der physikalisch / chemischen Eigenschaften von Filterstäuben aus Abfallverbrennungsanlagen. Ausgedehnte Maßeihen an einer großtechnischen Anlage über einen längeren Zeitraum wurden durch eine intensive Literaturrecherche ergänzt.

Eine genauere Untersuchung der Filterstäube mit Sorptionsmethoden zeigte bestimmte Porenraumstrukturen in den Stäuben aus allen Anlagen. Die Ursache konnte im partikulären Kohlenstoff gefunden werden. Die Ergebnisse der Studie sind von Interesse als grundlegende Informationen für die Untersuchung von Rauchgasreinigungen und tragen zum Wissen über die de-Novo-Synthese von chlorierten, aromatischen Verbindungen bei.

Abstract

Characterization of the properties of fly ashes from municipal solid waste incinerators (MSWI)

This study contains a comprehensive description of the physical and chemical properties of filter dusts arising from waste incineration plants. A detailed evaluation of the literature was accompanied by extensive measurements in a technical scale facility over prolonged periods of time.

Close examination by sorption techniques of the filter dusts shows specific porous void structures to be typical of filter dusts. The reason for this typical structures was found to be the particulate carbon. The results of the study are of interest as basic information about flue gas cleaning, and contribute further to the knowledge existing about the de-novo-synthesis of aromatic chlorine compounds.

INHALTSVERZEICHNIS

1 EINLEITUNG	3
2 PARTIKELGRÖSSENVERTEILUNGEN VON FILTERSTÄUBEN	4
3 CHEMISCHE ZUSAMMENSETZUNG VON FILTERSTAUB	6
3.1 ZUSAMMENSETZUNG DESGESAMTSTAUBES	6
3.2 ZUSAMMENSETZUNG INABHÄNGIGKEIT DERPARTIKELGRÖSSE	9
3.3 THEORETISCHEÜBERLEGUNGEN ZUR CHEMISCHENZUSAMMENSETZUNG	11
3.3.1 ALLGEMEINES	11
3.3.2 GRUNDLAGEN	12
3.3.3 BERECHNUNG DES SYSTEMS KUPFER	14
3.3.4 BERECHNUNG DES SYSTEMS BLEI	15
3.3.5 SYSTEM ZINK	16
4 PHYSIKALISCHE EIGENSCHAFTEN DES FLUGSTAUBS	17
4.1 BESTIMMUNG DER SPEZIFISCHEN OBERFLÄCHEN	17
4.2 PORENVOLUMEN UND PORENRADIENVERTEILUNGEN	19
4.3 UNTERSUCHUNGEN DER KOHLENSTOFFPARTIKEL	21
5 ZUSAMMENFASSUNG	25
6 LITERATUR	27
7 ANHANG	31
7.1 ELEMENTARE ZUSAMMENSETZUNG VON FILTERSTÄUBEN	31
7.2 ELEMENTARE ZUSAMMENSETZUNG DER SIEBFRAKTIONEN	41
7.3 FRACHT ÜBER DEN SIEBFRAKTIONEN	45

1 Einleitung

Der Betrieb von Abfallverbrennungsanlagen führt zum Anfall verschiedener Reststoffströme. Dazu zählen auch die Filterstäube. Dabei handelt es sich um die Flugaschen, die nach dem Kessel vor dem Einbringen von Sorbentien (z.B. CaCO_3) in die Rauchgasreinigung bzw. bei nassen Verfahren vor dem Eintritt in die Wäscher abgetrennt werden. Flugaschen, die erst danach anfallen, werden unter dem Begriff Rauchgasreinigungsrückstand erfaßt. Flugaschen, die aus dem Kessel ausgetragen werden, werden als Kesselaschen bezeichnet. In Abfallverbrennungsanlagen entstehen pro Tonne verbranntem Abfall 10-30 kg Filterstaub [IAWG 1994, Reimann 1990]. Durch Optimierung der Feuerraum- und Rostgeometrien sowie eine Reduzierung des Sauerstoffgehaltes im Rauchgas konnte das Staubaufkommen in den letzten Jahren kontinuierlich gesenkt werden [Vogg 1991, Nasserzadeh 1991].

Filterstäube sind einerseits erheblich mit Schadstoffen wie toxischen Schwermetallen, z.B. Cadmium und Blei, und organischen Verbindungen, z.B. polychlorierten Dibenzop-Dioxinen (PCDD) und -Furanen (PCDF), belastet. Darüber hinaus sind sie aber auch aktiv an der Bildung von PCDD, PCDF und anderen Kohlenwasserstoffen nach der maßgeblich im Forschungszentrum Karlsruhe entdeckten de-Novo-Synthese beteiligt [Vogg 1986, Stieglitz 1987, Vogg 1987, Hagenmaier 1987, Stieglitz 1989, Gullet 1990, Bruce 1991, Stieglitz 1991, Stieglitz 1992, Stieglitz 1993, Eichberger 1994, Hunsinger 1994]. Diese Bildungsreaktion von Organochloroverbindungen auf Flugaschen verläuft bei Temperaturen zwischen ca. 200-500°C in zwei Teilschritten. In einem ersten Schritt reagiert anorganisches Chlorid mit dem organischen Restkohlenstoff unter Bildung von Kohlenstoff-Chlorverbindungen. In einem weiteren Teilschritt werden makromolekulare Strukturen oxidativ abgebaut. Neben dem Hauptprodukt Kohlendioxid entstehen als Nebenprodukte flüchtige Organochloroverbindungen. Diese Prozesse werden durch Metallionen, besonders Kupferionen, katalysiert.

Trotz dieser Bedeutung der Filterstäube in der Abfallverbrennung finden sich in der Literatur erstaunlicherweise kaum umfassende Angaben zu ihrer Charakterisierung. In der Regel wird nur die chemische Zusammensetzung angegeben [Schneider 1986, Griepink 1987, Clapp 1988, Borchers 1989, Reimann 1990]. Relativ häufig untersucht ist auch das Elutionsverhalten solcher Stoffe im Hinblick auf eine Entsorgung (Deponierung) oder Wiederverwendung [Gruber 1984, Cernuschi 1990, Kirby 1994, Eighmy 1995]. Vereinzelt finden sich auch Angaben zu physikalischen Eigenschaften, wie BET-Oberflächen und Partikelgrößenverteilungen [Ontiveros 1989, Hoffmann

1990]. Zusammenhänge zwischen dem Kohlenstoffgehalt und der spezifischen BET-Oberfläche, sowie die Verteilung von einzelnen Elementen über der Partikelgröße sind bekannt, werden aber nur selten anhand von Meßdaten belegt [Zink 1988, Vehlow 1992]. Unterschiede zwischen den Ergebnissen von Laboruntersuchungen und Messungen an Großanlagen zeigen, daß auch der Vorgeschichte der Filterstäube, z.B. Alter, Verweilzeiten in verschiedenen Temperaturbereichen, eine erhebliche Bedeutung für die Aktivität der Flugstäube zukommt. So wird an Großanlagen bereits um 200°C eine Bildung von Chloraromaten beobachtet, während Laborversuche eine solche Bildung erst ab 250°C erwarten lassen [Birnbaum 1995, Hunsinger 1994]. Auf den Zusammenhang dieser Aspekte mit den Flugstaubeigenschaften wird in der Literatur nicht eingegangen.

Somit fehlt für ein tieferes Verständnis der ablaufenden Mechanismen zunächst eine umfassende Darstellung sowohl der physikalischen als auch der chemischen Eigenschaften von Filterstäuben. Weiterhin ist auch nicht bekannt, ob der Filterstaub aus einer Anlage über einen längeren Zeitraum konstante Eigenschaften aufweist. Sehr wohl weiß man dagegen, daß sich der Müllinput einer Anlage in Abhängigkeit der Jahreszeit und vieler anderer Faktoren erheblich verändern kann. Mit Hilfe einer genaueren Kenntnis von physikalischen und chemischen Eigenschaften von Filterstäuben wäre u.a. ein besseres Verständnis der Bildungsmechanismen von PCDD und PCDF zu erreichen. Auch könnte der Einfluß verschiedener Staubabscheider auf das Verhalten von PCDD und PCDF abgeschätzt werden.

Die vorliegende Arbeit faßt den Stand der Kenntnis zu physikalischen und chemischen Eigenschaften zusammen und stellt zusätzlich umfassende Ergebnisse eigener Untersuchungen und Berechnungen vor. Der Schwerpunkt liegt einerseits auf einer Untersuchung von Filterstaub aus einer Anlage über einen längeren Zeitraum und andererseits auf der Betrachtung der Feststoffstruktur von Filterstäuben aus verschiedenen Anlagen. Nicht eingegangen wird auf das bereits erwähnte Elutionsverhalten.

2 Partikelgrößenverteilungen von Filterstäuben

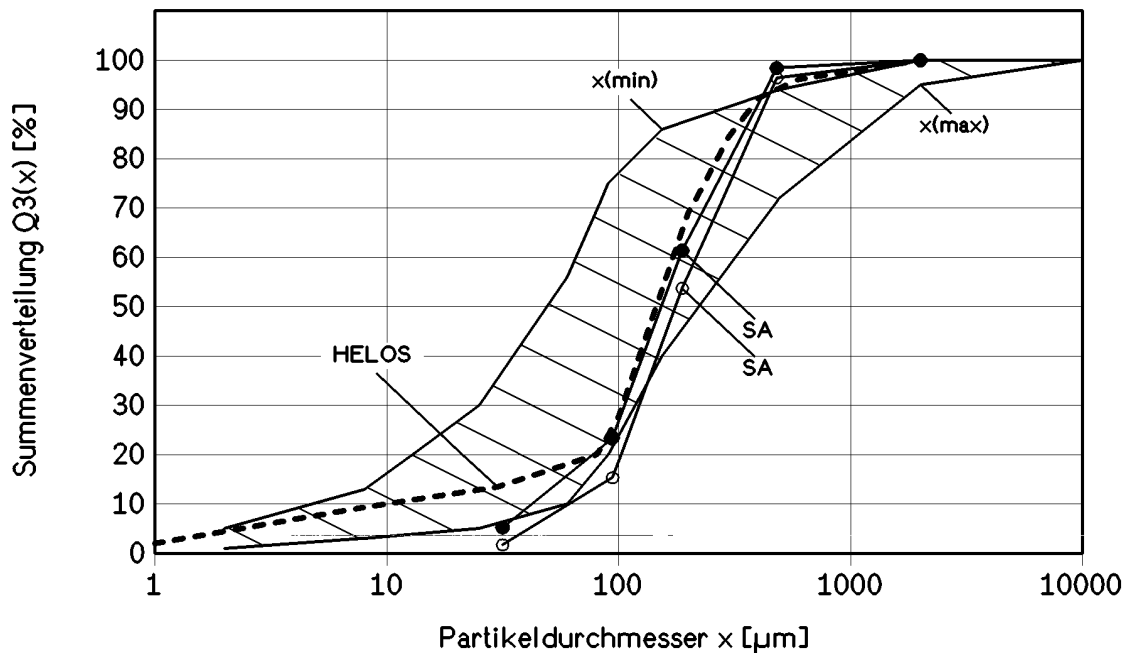
Bei Filterstäuben aus der Abfallverbrennung handelt es sich um weiß/gelbliche bis graue Stäube, die schwarze, hauptsächlich aus Kohlenstoff bestehende Partikel enthalten. Für diese kohlenstoffhaltigen Partikel wird besonders im Zusammenhang mit der PCDD- und PCDF-Problematik häufig der Begriff „partikulärer Kohlenstoff“ verwendet. Die Kohlenstoffpartikel haben eine flächige/plättchenartige oder flockenar-

tig/körnige Struktur [Clement 1982, Griepink 1987]. Die Partikeldichte liegt im Bereich von Quarz, jedoch ist die Dichte des partikulären Kohlenstoffes deutlich niedriger.

Die Stäube sind sehr stark hygroskopisch und neigen deshalb zur Agglomeration [Clement 1982]. Dementsprechend ist ihre Schüttdichte empfindlich von den Umgebungsbedingungen und der Behandlung der Probe abhängig.

Abbildung 1 zeigt die Ober- und Untergrenzen für Partikelgrößenverteilungen nach Hartlen und Elander [Hartlen 1986]. Es handelt sich um breite Verteilungen zwischen ca. 1 μm bis über 1000 μm . Die Partikelgrößenverteilungen streuen dabei sehr stark. Einzelne Partikel, z.B. unvollständig verbrannte Textilreste, können Abmessungen von mehreren Millimetern erreichen. Dabei dürfte es sich jedoch nicht um Äquivalentdurchmesser handeln.

Ebenfalls eingetragen sind die Minimal- und Maximalwerte der Verteilungen, die von den Autoren über einen Zeitraum von 11 Wochen an der MVA I gemessen wurden. Die Anlage wurde in diesem Zeitraum bei konstanter Last betrieben. Es ist zu erkennen, daß diese Werte in den von Hartlen und Elander angegebenen Bereich fallen, jedoch vergleichsweise deutlich steiler sind und relativ wenig streuen. Im Bereich unter 100 μm erkennt man zwischen Siebanalysen und Laserbeugungsspektroskopie deutliche Unterschiede. Hier zeigt sich die Tendenz der Feinstäube zur Agglomeration, die zu einer Verschiebung der Verteilung führt und bei der Siebanalyse kaum unterdrückt werden kann.



$x(\min)$ Untergrenze der Partikelgrößenverteilungen nach [Hartlen 1986]

$x(\max)$ Obergrenze der Partikelgrößenverteilungen nach [Hartlen 1986]

HELOS Filterstaub der MVA I (1995) gemessen mit LBS

SA Filterstaub der MVA I (1995) gemessen durch Siebanalyse

Abbildung 1: Partikelgrößenverteilungen für Filterstäube. Aufgetragen sind die Grenzen nach [Hartlen 1986] sowie eigene Messungen über einen Zeitraum von 11 Wochen an der MVA I mittels Laserbeugung bzw. Siebanalyse.

3 Chemische Zusammensetzung von Filterstaub

3.1 Zusammensetzung des Gesamtstaubes

Zur elementaren Zusammensetzung von Filterstäuben finden sich in der Literatur eine ganze Reihe von Angaben, die allerdings z.T. ganz erheblich streuen. Die Ursachen dafür sind der schwankende Abfallinput, sowie die Problematik einer repräsentativen Probenahme und Probenteilung, welche häufig nicht ausreichend beachtet wird [IAWG 1994]. Tabelle 1 zeigt die in der Literatur aufgeführten Konzentrationsbereiche. Ebenfalls angegeben sind die Ergebnisse aus der wöchentlichen Beprobung einer großtechnischen, westdeutschen Hausmüllverbrennungsanlage (MVA I) über einen Zeitraum von 11 Wochen. Man erkennt, daß die Schwankungsbreiten der einzelnen Konzentrationen in einer Anlage, von wenigen Ausnahmen abgesehen, etwa bei einem Faktor 2

liegen. Sie sind auf jeden Fall deutlich kleiner, als die in der Literatur zu findenden Bereiche.

Im Anhang sind sämtliche elementaren Staubzusammensetzungen, die im Rahmen dieser Studie gefunden wurden, noch einmal aufgeführt.

	Literatur	MVA I		Literatur	MVA I
Al	25000-120000	n.a.	Mg	10000-20000	n.a.
As	40-200	150-1420	Mn	400-4000	920-1430
Ca	40000-340000	130000-170000	Na	15000-80000	n.a.
Cd	100-1400	270-550	Ni	100-1000	180-430
Cl	30000-200000	44200-87000	Pb	2500-25000	4500-18455
Cr	300-2000	470-1000	S	10000-50000	27900-47300
Cu	50-5000	860-1900	Sb	150-2500	580-1430
F	100-3000	n.a.	Si	40000-200000	n.a.
Fe	10000-60000	17600-23000	Sn	500-6000	1020-2150
Hg	1-10	n.a.	Ti	3000-20000	6690-10200
K	30000-160000	34700-63300	Zn	5000-100000	18800-32200

Tabelle 1: Konzentrationen einzelner Elemente in Filterstäuben [ppm] aus Literaturangaben sowie aus wöchentlichen Messungen an der MVA über einen Zeitraum von 11 Wochen (n.a. - nicht analysiert).

Durch eine ständige Verbesserung der Feuerung in Abfallverbrennungsanlagen wurden die Restkohlenstoffgehalte in den Filterstäuben in den letzten Jahren deutlich gesenkt [Nasserzadeh 1991, Schwarz 1994]. Tabelle 2 zeigt die gemessenen Kohlenstoffkonzentrationen von Filterstäuben aus verschiedenen Anlagen zwischen 1986 und 1994. In den meisten Fällen werden heute Konzentrationen um 1 Gew.% oder sogar weit darunter erreicht. An der MVA I (siehe Tabelle 3) wurden im Zeitraum zwischen dem 31.1.95 und 4.4.95 Konzentrationen zwischen 0.7 und 1.2 Gew.% mit einem mittleren Wert von 0.92 Gew.% gemessen. In diesem Zeitraum wurde die Anlage bei konstanter Dampflast gefahren.

	Kohlenstoff
--	--------------------

	Kohlenstoff
--	--------------------

	[Gew.%]
MVA II 1986	4,1
MVA III 1986	1,6
MVA I 1990	1,0
MVA II 1994	0,6

Tabelle 2: Kohlenstoffkonzentrationen in verschiedenen Filterstäuben aus den Jahren 1986-95.

	[Gew.%]
MVA I 31.1.95	0,9
MVA I 15.2.95	1,1
MVA I 28.2.95	0,7
MVA I 14.3.95	1,2
MVA I 4.4.95	0,7

Tabelle 3: Kohlenstoffkonzentrationen in Filterstaub der MVA I vom 31.1.1995 - 4.4.1995.

Die elementare Zusammensetzung macht keine Aussagen über die im Filterstaub vorliegenden chemischen Verbindungen. Eingehende qualitative Untersuchungen sind vor allem von Hundesrügge [Hundesrügge 1990] und von Eighmy et al [Eighmy 1995] durchgeführt worden. In der Tabelle 4 ist eine Auswahl der bei diesen beiden Untersuchungen gefundenen Verbindungen aufgeführt. Diese Auflistung von Verbindungen ist keineswegs vollständig.

Al ₂ O ₃	FeOOH	PbO
Al ₂ SiO ₅	Fe ₂ O ₃	PbCl ₂
CaCO ₃	Fe ₃ O ₄	PbSO ₄
CaSO ₄	Fe ₂ Cl ₆	SiO ₂
CaSO ₄ *1/2H ₂ O	Fe ₂ TiO ₄	SnO
CaSO ₄ *2H ₂ O	FeTiO ₃	TiO ₂
Ca(OH) ₂	KCl	Zn
CaCl ₂ *Ca(OH) ₂ *2H ₂ O	KClO ₄	ZnO
CaSiO ₃	K ₂ ZnCl ₄	ZnCl ₂
CaAl ₂ SiO ₆	K ₄ PbO ₄	ZnBr ₂
CdCl ₂	NaCl	ZnCl ₂ *4Zn(OH) ₂
Cu ₂ O	Pb	Zn ₄ Si ₂ O ₇ (OH) ₂ *2H ₂ O

Tabelle 4: Auswahl von Verbindungen, die in Flugstaub enthalten sind [Hundesrügge 1990, Eighmy 1995].

3.2 Zusammensetzung in Abhängigkeit der Partikelgröße

Von großer Bedeutung für die Staubabscheidung und die de-Novo-Synthese ist die Tatsache, daß die einzelnen Substanzen nicht homogen über sämtliche Partikelgrößen verteilt sind. Schwermetalle werden im allgemeinen als flüchtige Chloride aus dem Feuerraum ausgetragen und kondensieren im kälteren Teil der Anlage auf dem Flugstaub [Brunner 1986, Schneider 1986, Borchers 1989, Fernández 1992, Kirby 1993, IAWG 1994]. Hierbei ist die äußere Oberfläche entscheidend, so daß es zu einer ausgeprägten Anreicherung dieser Substanzen im Feinstaub kommt [Zink 1988, Ontiveros 1989, Buchholz 1993, Hunsinger 1994]. Dagegen wird der partikuläre Kohlenstoff vor allem durch Entrainment mitgerissen und ist in den Grobstäuben angereichert.

Tabelle 5 zeigt die Konzentrationen an Kupfer [ppm] und Chlorid [Promille] und Kohlenstoff [Promille] in den Staubausträgen einer Serienschaltung von Zyklon und anschließendem Planfilter, wie sie 1992 an der MVA I gemessen wurden. Der Zyklon dient dabei zur Abscheidung des Grobstaubes. Die Kupferkonzentrationen liegen in den feineren Planfilterstäuben um einen Faktor 5-15, die Chloridkonzentrationen (mit zwei Ausnahmen) um einen Faktor von ca. 4-9 höher als in den Zyklonstäuben. Auch die Anreicherung der Kohlenstoffes in den Grobfractionen (Zyklonstäuben) ist deutlich zu erkennen.

	Messung 1		Messung 2		Messung 3		Messung 4	
	Zyklon	Filter	Zyklon	Filter	Zyklon	Filter	Zyklon	Filter
Kupfer	617	3812	491	3626	572	3354	546	3397
Chlorid	40	228	44	201	113	228	40	234
Kohlenstoff	14,1	0,4	15,4	0,4	16,2	0,3	15,2	0,7

	Messung 5		Messung 6		Messung 7		Messung 8	
	Zyklon	Filter	Zyklon	Filter	Zyklon	Filter	Zyklon	Filter
Kupfer	446	4473	463	3525	776	4900	372	5643
Chlorid	55	184	21	197	26	233	42	288
Kohlenstoff	13,9	1,9	14,8	1,7	14,9	1,4	12,7	0,4

	Messung 9	Messung 10	Messung 11	Messung 12

	Zyklon	Filter	Zyklon	Filter	Zyklon	Filter	Zyklon	Filter
Kupfer	565	4295	368	3634	398	2865	573	2905
Chlorid	41	274	39	276	44	282	34	259
Kohlenstoff	15,8	0,4	16,8	0,2	14,9	0,2	14,4	1,9

Tabelle 5 : Konzentrationen an Kupfer [ppm], Chlorid [Promille] und Kohlenstoff [Promille] in den Staubausträgen einer Serienschaltung aus Zyklon und Filter.

Ein ähnliches Bild ergibt sich bei der Darstellung der Kupferkonzentrationen in verschiedenen Siebfraktionen. Abbildung 2 zeigt die Kupferkonzentrationen in Siebfraktionen aus Staub der MVA II aus dem Jahr 1994 und aus Staub der MVA I vom 14.3.1995. Deutlich ist die Anreicherung in den Feinfraktionen zu erkennen. Zu beachten ist auch, daß Feinpartikel durch Agglomeration in gröbere Siebfraktionen verschleppt werden. Die tatsächlichen Unterschiede in den Kupferkonzentrationen zwischen Feinfraktionen und Grobfraktionen liegen daher noch höher, als aus den Meßwerten hervorgeht.

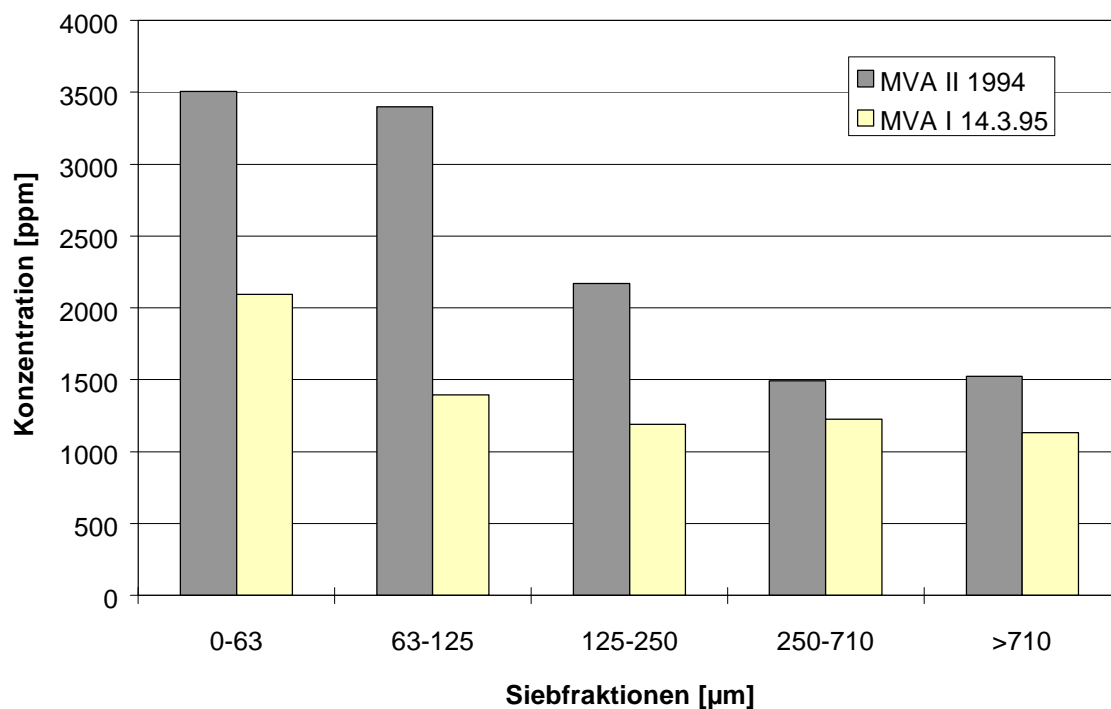


Abbildung 2 : Kupferkonzentrationen in Siebfraktionen aus Staub der MVAII von 1994 und aus Staub der MVAI vom 14.3.1995.

Zur elementaren Zusammensetzung verschiedener Siebfraktionen aus unterschiedlichen Anlagen finden sich im Anhang in Abschnitt 7.2 ausführliche Tabellen.

Abbildung 3 zeigt beispielhaft die Kohlenstoffkonzentrationen und -frachten in verschiedenen Siebfractionen einer Elektrofilterstaubprobe der MVA I. Die Kohlenstofffracht entspricht der Kohlenstoffmasse in einer Fraktion bezogen auf das Kohlenstoffinventar des Gesamtstaubes. Demnach finden sich in den gröbereren Partikelfractionen höhere Kohlenstoffkonzentrationen. Die Fracht ist entsprechend der Partikelgrößenverteilung zum Feineren hin verschoben. Ausführliche Tabellen zur Verteilung der Fracht verschiedener Elemente auf einzelne Siebfractionen finden sich im Anhang in Abschnitt 7.3.

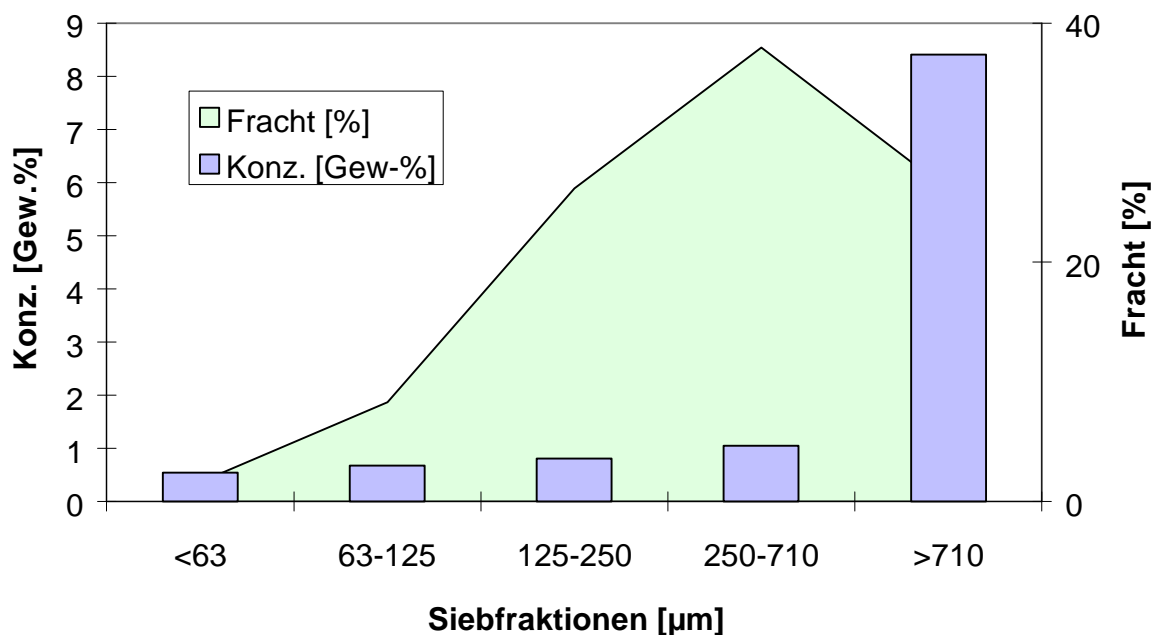


Abbildung 3: Kohlenstoffkonzentration und -fracht im Filterstaub aus der MVA I; Be-
probung vom 31.1.1995

3.3 Theoretische Überlegungen zur chemischen Zusammensetzung

3.3.1 Allgemeines

Das Verhalten von Schwermetallen und anderen Spurenelementen kann auch auf der Basis der Freien Reaktionsenthalpie nach Gibbs berechnet werden. In dem komplexen System der Verbrennung, müssen dabei sämtliche Verbindungen berücksichtigt werden, die unter den jeweiligen Bedingungen gebildet werden können. Weiter muß angenommen werden, daß die jeweiligen Verweilzeiten zum Erreichen des

thermodynamischen Gleichgewichtes ausreichen. Der Vergleich der berechneten Freien Enthalpien in Abhängigkeit der Temperatur ergibt dann einen Hinweis, welche der Verbindungen unter den jeweiligen Bedingungen stabil sind. In den folgenden Abschnitten sollen nach einer kurzen Darstellung der theoretischen Grundlagen die Systeme für das Kupfer, das Zink und das Blei berechnet werden.

3.3.2 Grundlagen

Die Bildung von chemischen Verbindungen wird durch die Thermodynamik und die Kinetik der chemischen Reaktion beschrieben.

Die Thermodynamik gibt den Gleichgewichtszustand für eine chemische Reaktion in Abhängigkeit des Volumens, des Druckes und der Temperatur wieder. Sie bestimmt somit die Richtung in der eine Reaktion abläuft. Als Maß hierfür wird die Freie Reaktionsenthalpie $\Delta_r G$ einer Reaktion benutzt. Sie ist eine Zustandsgröße, die nur von den angegebenen äußeren Bedingungen Temperatur, Volumen und Druck abhängt.

Spontan ablaufende Reaktionen mit $\Delta_r G < 0$ werden exergonisch genannt. Reaktionen mit $\Delta_r G > 0$, die spontan in die Gegenrichtung ablaufen, werden als endergonisch bezeichnet. Eine Reaktion ist im Gleichgewicht, wenn $\Delta_r G = 0$ ist. Die Freie Enthalpie kann auch zum Vergleich von Reaktionen mit Bezug auf deren Reaktionswahrscheinlichkeit verwendet werden, d.h. eine Reaktion läuft um so wahrscheinlicher ab, je negativer $\Delta_r G$ ist.

Sämtliche im folgenden durchgeführten Berechnungen beziehen sich, wenn nicht anders vermerkt, auf den Standarddruck $p = 101325 \text{ Pa}$.

Bei der Kinetik gehen in die Rechnung neben der Temperatur und dem Druck, die Verweilzeit, die Zusammensetzung der Mischphase und die äußeren Bedingungen mit ein. Die Kinetik bestimmt die Reaktionsgeschwindigkeit einer chemischen Umsetzung.

Die Freie Enthalpie ist wie folgt definiert :

$$\Delta_r G_T^0 = \Delta H_T^0 - T\Delta S_T^0 \quad \text{Gleichung 3-1}$$

mit

$$\Delta H_T^0 = \Delta H_{298}^0 + \int_{298K}^{T_{\text{trans1}}} c_p(T) dT + \Delta H_{\text{trans1}} + \int_{T_{\text{trans1}}}^{T_{\text{trans2}}} c_p(T) dT + \Delta H_{\text{trans2}} + \dots + \int_{T_{\text{transi}}}^T c_p(T) dT \quad \text{Gleichung 3-2}$$

$$\Delta S_T^0 = \Delta S_{298}^0 + \int_{298K}^{T_{\text{trans1}}} \frac{c_p(T)}{T} dT + \Delta S_{\text{trans1}} + \int_{T_{\text{trans1}}}^{T_{\text{trans2}}} \frac{c_p(T)}{T} dT + \Delta S_{\text{trans2}} + \dots + \int_{T_{\text{transi}}}^T \frac{c_p(T)}{T} dT \quad \text{Gleichung 3-3}$$

mit

ΔH_T^0 : Enthalpie bei der Temperatur T und Standarddruck p

ΔH_{298}^0 : Standardbildungsenthalpie bei 298K

ΔH_{transi} : Enthalpie bei Kristall- und Phasenumwandlungen

ΔS_T^0 : Entropie bei der Temperatur T und Standarddruck p

ΔS_{298}^0 : Standardbildungsentropie bei 298K

ΔS_{trans} : Entropie bei Kristall- und Phasenumwandlungen

$c_p(T)$: spezifische Wärmekapazität bei konstanten Druck

T : Temperatur

Mit der Freien Enthalpie $\Delta_r G$ kann die Gleichgewichtskonstante der Reaktion für konstantem Druck K_p berechnet werden. Sie wird in manchen Literaturstellen anstelle von $\Delta_r G$ benutzt.

$$\ln K_p = \frac{-\Delta_r G}{RT} \quad \text{Gleichung 3-4}$$

mit

K_p : Gleichgewichtskonstante für konstantem Druck

R : Universelle Gaskonstante

Die für die im folgenden dargestellten Berechnungen der Systeme Kupfer, Blei und Zink benötigten Daten sind der thermodynamischen Datensammlung von Ihsan Barin [Barin 1989a, Barin 1989b] entnommen.

3.3.3 Berechnung des Systems Kupfer

Wenn elementares Kupfer mit den Komponenten HCl und O₂ reagiert, kann theoretisch CuO, Cu₂O, CuCl und CuCl₂ entstehen. Folgende Reaktionen wurden hierfür berechnet.

- 1) $2\text{CuCl} + \frac{1}{2}\text{O}_2 + 2\text{HCl} \Leftrightarrow 2\text{CuCl}_2 + \text{H}_2\text{O}$
- 2) $\text{Cu} + \text{CuCl}_2 \Leftrightarrow 2\text{CuCl}$
- 3) $\text{Cu} + \frac{1}{2}\text{O}_2 \Leftrightarrow \text{CuO}$
- 4) $2\text{Cu} + \frac{1}{2}\text{O}_2 \Leftrightarrow \text{Cu}_2\text{O}$
- 5) $\text{Cu}_2\text{O} + 2\text{HCl} \Leftrightarrow 2\text{CuCl}_2 + \text{H}_2\text{O}$
- 6) $\text{Cu} + \frac{1}{2}\text{O}_2 + 2\text{HCl} \Leftrightarrow \text{CuCl}_2 + \text{H}_2\text{O}$
- 7) $\text{Cu}_2\text{O} + \frac{1}{2}\text{O}_2 + 4\text{HCl} \Leftrightarrow 2\text{CuCl}_2$
- 8) $2\text{Cu} + \frac{1}{2}\text{O}_2 + 2\text{HCl} \Leftrightarrow 2\text{CuCl} + \text{H}_2\text{O}$
- 9) $\text{CuCl}_2 + \frac{1}{2}\text{O}_2 \Leftrightarrow \text{CuO} + \text{Cl}_2$
- 10) $\text{CuO} + 2\text{HCl} \Leftrightarrow \text{CuCl}_2 + \text{H}_2\text{O}$
- 11) $2\text{HCl} + \frac{1}{2}\text{O}_2 \Leftrightarrow \text{Cl}_2 + \text{H}_2\text{O}$

In Abbildung 4 sind die Freie Enthalpien für die Reaktionen 1 bis 8 in Abhängigkeit der Temperatur aufgetragen. Die Reaktionen 1, 2, 6 und 7 sind nur bis 900 K berechnet, da ab dieser Temperatur das CuCl₂ nicht mehr stabil ist.

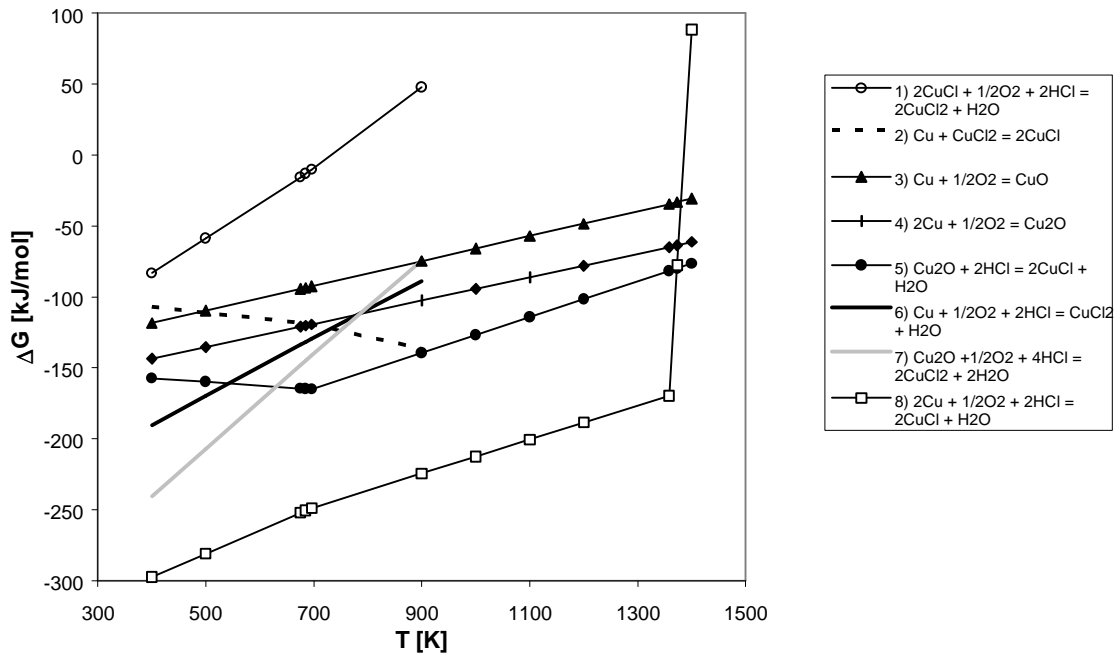


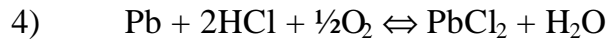
Abbildung 4: Berechnung der Freien Enthalpie der Reaktionen 1-8 für das System Kupfer (Reaktionen 1-8).

In Abbildung 4 ist deutlich zu erkennen, daß die Freie Enthalpie in dem Temperaturbereich 400 bis 800 K von $\text{CuCl} < \text{CuCl}_2 < \text{Cu}_2\text{O} < \text{CuO}$ ist (Reaktion 8, 6, 4 und 3). Ab der Temperatur von 800 K tauschen nur die Freie Enthalpie von Cu_2O mit CuCl_2 die Plätze (Reaktion 4 und 6). Für die Folgereaktionen bzw. die Reaktionen aus CuO , Cu_2O , CuCl und CuCl_2 ist aus der Abbildung 4 zu erkennen, daß aus Cu_2O bis ca. 650 K bevorzugt CuCl_2 entsteht (Reaktion 7) und daß ab ca. 650 K bevorzugt CuCl entsteht (Reaktion 5). Von Interesse ist noch die Umsetzung von CuCl_2 mit elementarem Cu zu CuCl (Reaktion 2), da hier ab einer Temperatur von ca. 700 K das aus elementarem Kupfer und aus Cu_2O gebildete CuCl_2 mit elementarem Kupfer weiter zu CuCl reagiert.

3.3.4 Berechnung des Systems Blei

In Abbildung 5 sind für das System Blei die Reaktionen

- 1) $\text{Pb(l)} \rightleftharpoons \text{Pb(g)}$
- 2) $\text{PbO} + 2\text{HCl} \rightleftharpoons \text{PbCl}_2 + \text{H}_2\text{O}$
- 3) $\text{Pb} + 1/2\text{O}_2 \rightleftharpoons \text{PbO}$



in Abhängigkeit der Temperatur aufgetragen.

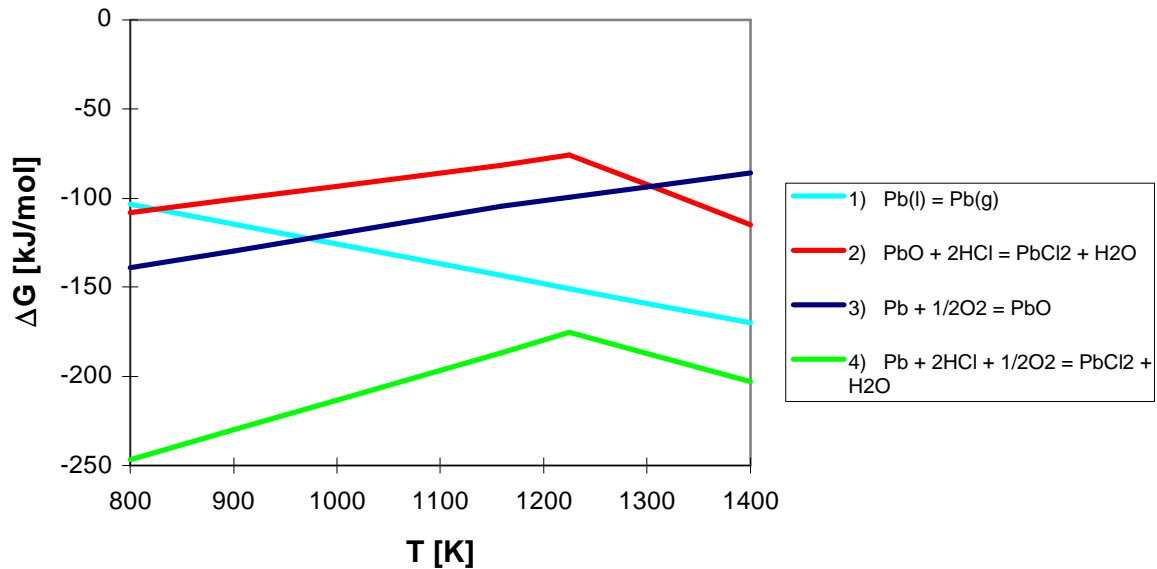
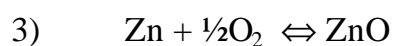
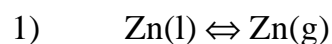


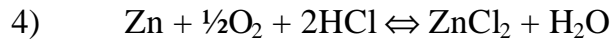
Abbildung 5: Freie Enthalpieberechnung für das System Blei.

In Abbildung 5 ist zu erkennen, daß die Freie Enthalpie für die Reaktion aus elementaren Pb mit O_2 und HCl zu PbCl_2 (Reaktion 4) über den gesamten Temperaturbereich am negativsten ist. Dagegen bleibt ab einer Temperatur von ca. 1000 K das elementare Pb eher elementar zurück (Reaktion 1), als daß eine Reaktion mit O_2 zu PbO (Reaktion 3) abläuft. Ab einer Temperatur von ca. 1230 K wird die Freie Enthalpie kleiner für die Reaktion von PbO mit HCl zu PbCl_2 und H_2O (Reaktion 2). Gebildetes PbO hat also das Bestreben sich zu PbCl_2 umzusetzen. Insgesamt wird erneut deutlich, daß der Austrag der Schwermetalle in das Rauchgas über die Bildung flüchtiger Schwermetallchloride erfolgt.

3.3.5 System Zink

In Abbildung 6 sind die Freien Enthalpien der Reaktionen





für das System Zink dargestellt.

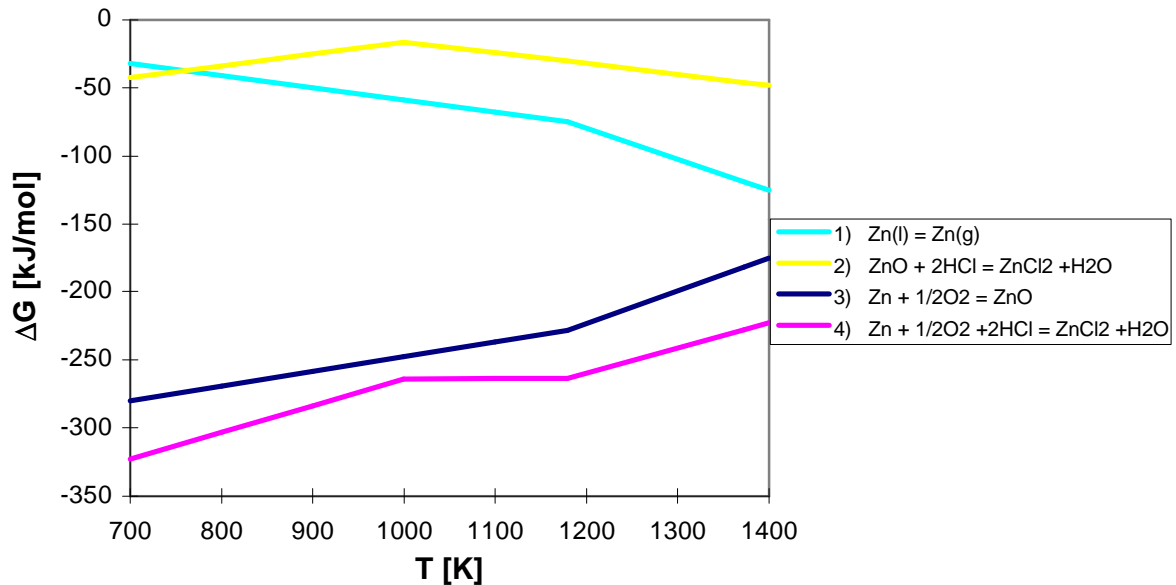


Abbildung 6: Freie Enthalpieberechnung für das System Zink.

Aus Abbildung 6 kann entnommen werden, daß das elementare Zn mit O₂ und HCl eher zu ZnCl₂ (Reaktion 4) reagiert als nur mit O₂ zu ZnO (Reaktion 3). Das entstehende ZnO kann aber wiederum mit HCl zu ZnCl₂ (Reaktion 2) reagieren. Die Wahrscheinlichkeit, daß elementares Zn nicht reagiert, ist gering (Reaktion 1), da sowohl die Reaktion mit O₂ zu ZnO (Reaktion 3), als auch die Reaktion mit O₂ und HCl zu ZnCl₂ und H₂O (Reaktion 4) wahrscheinlicher ist.

4 Physikalische Eigenschaften des Flugstaubs

4.1 Bestimmung der spezifischen Oberflächen

Aufgrund der eingangs beschriebenen katalytischen Wirkung von Filterstäuben bieten sich für deren nähere Charakterisierung Meßmethoden an, die allgemein zur Untersuchung von Katalysatoren eingesetzt werden. Eine wichtige Größe ist die spezifische Oberfläche, die neben der (sehr kleinen) äußeren Partikeloberfläche auch die innere Oberfläche in den Poren des Feststoffes erfaßt. Die Bestimmung erfolgt in der Regel

nach der BET-Methode [DIN 66131]. Bei den eigenen Messungen wurde auch die sogenannte Einpunktmethode nach Haul und Dümbgen eingesetzt [DIN 66132].

In Tabelle 6 sind BET-Oberflächen von Filterstäuben aus verschiedenen Anlagen aufgeführt. Die Werte liegen zwischen 2 und 10 m²/g. Die Messungen an der MVA I vom 31.1.1995 bis 14.3.1995 zeigen, daß für eine Anlage in großtechnischem Maßstab bei konstanter Fahrweise mit relativ konstanten Werten zu rechnen ist.

Anlage	BET [m ² /g]	Anlage	BET [m ² /g]
MVA III 1986	3,9	MVA I 31.1.95	3,2
MVA I 1990	7,1	MVA I 15.2.95	3,2
MVA IV 1994	4,2	MVA I 28.2.95	2,9
MVA II 1994	1,9	MVA I 14.3.95	2,9
Chicago	7,9		
Chicago	9,6		
Toronto	2,6		

Tabelle 6 : BET-Oberflächen von Filterstäuben aus verschiedenen Anlagen; die Werte für Chicago und Toronto stammen aus [Eiceman 1983, Hoffmann 1990].

Die Vermutung, daß die BET-Oberflächen mit dem Kohlenstoffgehalt der Filterstäube ansteigen, ist naheliegend. Abbildung 7 zeigt die gemessenen BET-Oberflächen verschiedener Filterstäube und Filterstaubfraktionen in Abhängigkeit vom Kohlenstoffgehalt. In der Abbildung sind Daten aus der Literatur und Meßwerte aus eigenen Untersuchungen dargestellt.

Aus der Abbildung ist eindeutig zu entnehmen, daß die BET-Oberflächen mit dem Kohlenstoffgehalt zunehmen. Im Bereich mit Kohlenstoffgehalten von 0 bis 4 Gew.% läßt sich keine direkte Korrelation zwischen der Kohlenstoffkonzentration und der spezifischen Oberfläche ableiten. Die Oberflächenwerte schwanken zwischen 1 und 10 m²/g (vergl. auch Tabelle 6). Für Kohlenstoffgehalte von mehr als 5 Gew.% wurden Oberflächen von bis zu 75m²/g gemessen.

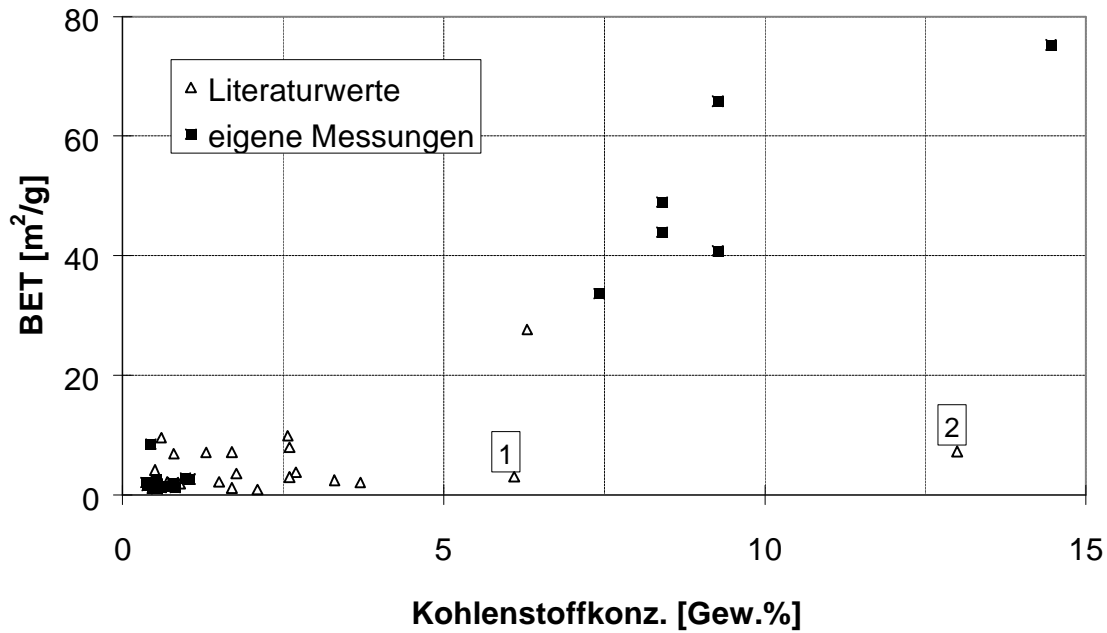


Abbildung 7: Spezifische Oberfläche (BET) über dem C-Gehalt für verschiedene Filterstäube und Filterstaubsiebfraktionen.

Besonders bei den niedrigen Kohlenstoffkonzentrationen zeigt sich die Problematik der Auswertung von Literaturdaten. Im allgemeinen ist die Vorgehensweise bei der Probennahme, Probenaufbereitung und anschließenden Messung nicht ausreichend dokumentiert. Erfahrungsgemäß werden besonders Glühverlustmessungen und Bestimmungen des TOC-Gehaltes nicht klar voneinander unterschieden. Die Meßpunkte 1 und 2 sind z.B. angesichts der eigenen Meßpunkte und der anderen Literaturwerte nicht nachvollziehbar. Besonders für Punkt 2 mit einer Kohlenstoffkonzentration von ca. 13 Gew.% (!) sind spezifische Oberflächen unter $10\text{m}^2/\text{g}$ einfach zu niedrig.

4.2 Porenvolumen und Porenradienverteilungen

Neben der spezifischen Oberfläche sind zur Charakterisierung von Feststoffen auch die Porositäten und Informationen über die Struktur des Porenraumes von Bedeutung. Entsprechende Informationen erhält man aus den Porenradienverteilungen, die einen Teil des Porenvolumens bestimmten Porendurchmessern zuordnen. Nach Vorgaben der IUPAC ist zwischen Mikroporen ($d_p < 20 \text{ \AA}$), Mesoporen ($20 \leq d_p \leq 500 \text{ \AA}$) und Makroporen ($d_p > 500 \text{ \AA}$) zu unterscheiden. Für die Bestimmung der Porenradienverteilungen wurden Sorptionsmessungen mit einem Gerät der Fa. Micromeritics, Typ ASAP 2000, durchgeführt und ausgewertet. Im Blickpunkt der eigenen Untersuchun-

gen stand dabei der Mesoporenbereich. Die Grundlagen dieser Meßtechnik sind z.B. in [Seifert 1987] erläutert. Die folgende Abbildung 8 zeigt die Porenradienverteilung für verschiedene Siebfractionen von Filterstaubproben aus der MVA.

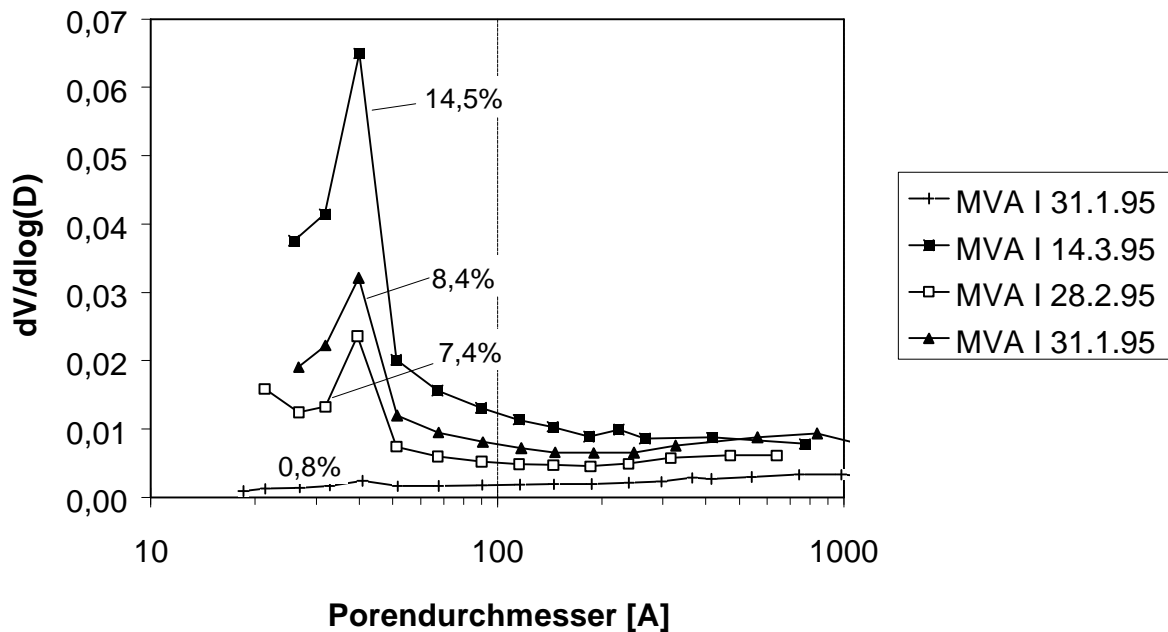


Abbildung 8 : Porenradienverteilung für Flugstaub-Siebfractionen aus der MVA. Eingetragen sind auch die Kohlenstoffkonzentrationen der Staubproben in Gew. %.

Die vier in Abbildung 8 dargestellten Porenradienverteilungen zeigen einen ähnlichen Verlauf. Im Bereich von 40 \AA liegt ein ausgeprägtes Maximum. Außerdem ist eine Abhängigkeit der Kurvenverläufe vom Kohlenstoffgehalt der Filterstaubprobe festzustellen. Die absolute Höhe des Maximums in den Meßkurven nimmt mit ansteigendem Kohlenstoffgehalt immer größere Werte an.

Weitere Messungen ergaben, daß der für die Staubproben der MVA I gemessene Kurvenverlauf auch bei Filterstaubproben aus anderen Müllverbrennungsanlagen gefunden wird. Abbildung 9 zeigt Porenradienverteilungen für Filterstäube der MVA II und der MVA III.

Auch hier tritt bei ca. 40 \AA ein Maximum in der Porenradienverteilung auf. Es zeigt sich wieder ein Zusammenhang zwischen dem Kohlenstoffgehalt der Probe und der Höhe des Maximums. Wie bei den Filterstaubproben aus der MVA I nimmt die Höhe des Maximums mit steigendem Kohlenstoffgehalt zu. In Abbildung 9 sind die Ergebnisse zweier Meßreihen der Porenradienverteilung für die Siebfraction $>710 \mu\text{m}$ aus

Filterstaub der MVA II enthalten. Die fast identischen Kurvenverläufe zeigen die gute Reproduzierbarkeit der Messungen.

Besondere Bedeutung kommt hier dem Alter der Filterstäube zu. Die Staubprobe aus der MVA II stammt aus dem Jahr 1994. Bei der Filterstaubprobe aus der MVA III handelt es sich um eine 9 Jahre alte Probe aus dem Jahr 1986. Aufgrund dieser Messungen kann davon ausgegangen werden, daß ein Maximum von 40 Å in der Porenradienverteilung, dessen Höhe mit dem Kohlenstoffgehalt korreliert, typisch für Filterstäube aus Müllverbrennungsanlagen ist. Die Vorgänge, die zur Ausbildung der gefundenen Feststoffstrukturen führen, sind offensichtlich in allen untersuchten Abfallverbrennungsanlagen identisch und dürften auch in anderen Anlagen entsprechend ablaufen. Experimentelle Untersuchungen an Stäuben aus einer Anlage sind daher durchaus auf andere Anlagen übertragbar.

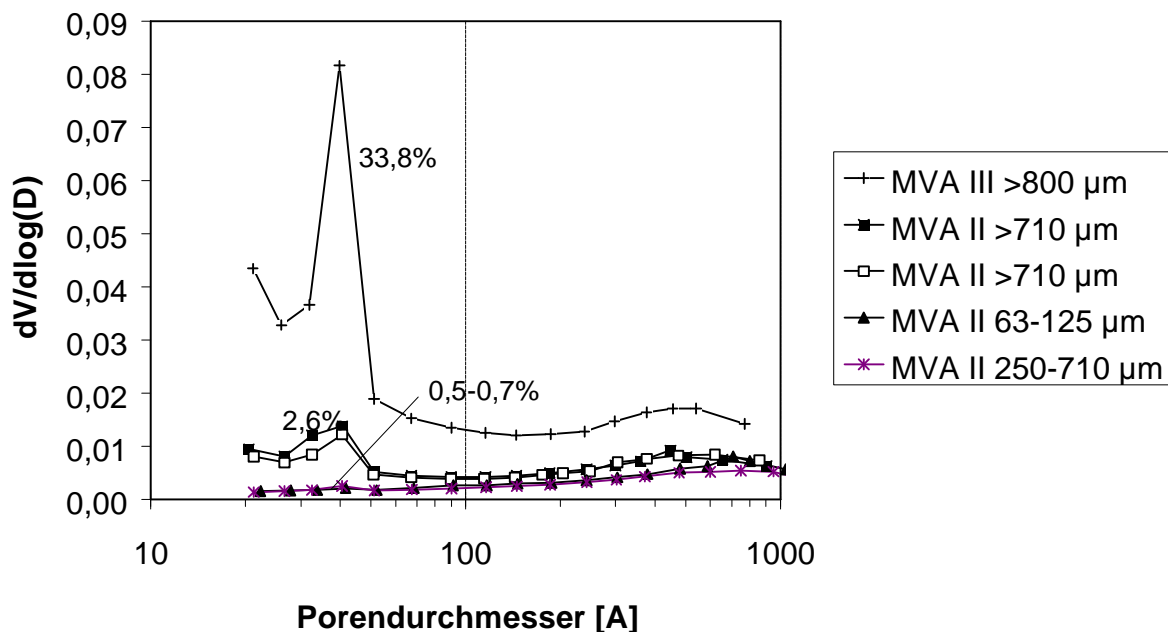


Abbildung 9: Porenradienverteilungen für Filterstäube aus den MVAIII (1986) und MVA II (1994). Eingetragen sind auch die Kohlenstoffkonzentrationen der Staubproben in Gew.%.

4.3 Untersuchungen der Kohlenstoffpartikel

Nach den Ergebnissen aus dem vorangegangenen Abschnitt müssen in allen untersuchten Filterstäuben kohlenstoffhaltige Anteile enthalten sein, welche die aufgezeig-

ten Eigenschaften besitzen. Für eine genauere Untersuchung einzelner Anteile im Filterstaub wurden REM-Aufnahmen unterschiedlicher Siebfraktionen von Stäuben aus verschiedenen Anlagen aufgenommen. Abbildung 10 zeigt eine REM Aufnahme der Siebfraktion 300-800 μm der MVA III.

Es sind drei verschiedene Strukturen zu erkennen, die sich in allen anderen Siebfraktionen auch aus anderen Anlagen finden. Die weißen bis gelblichen Partikel der Filterstäube besitzen eine quarzähnliche Struktur. Sie sind entweder flache Plättchen oder von flockenartiger/körniger Form. Die schwarzen, kohlenstoffhaltigen Partikel unterteilen sich in flache Plättchen mit faseriger Oberfläche („Plättchen“; siehe Abbildung 10) und Körner mit einer wabenförmigen Struktur („Korn“; siehe Abbildung 10). Abbildung 11 zeigt eine analoge REM-Aufnahme der Siebfraktion von 150-300 μm .

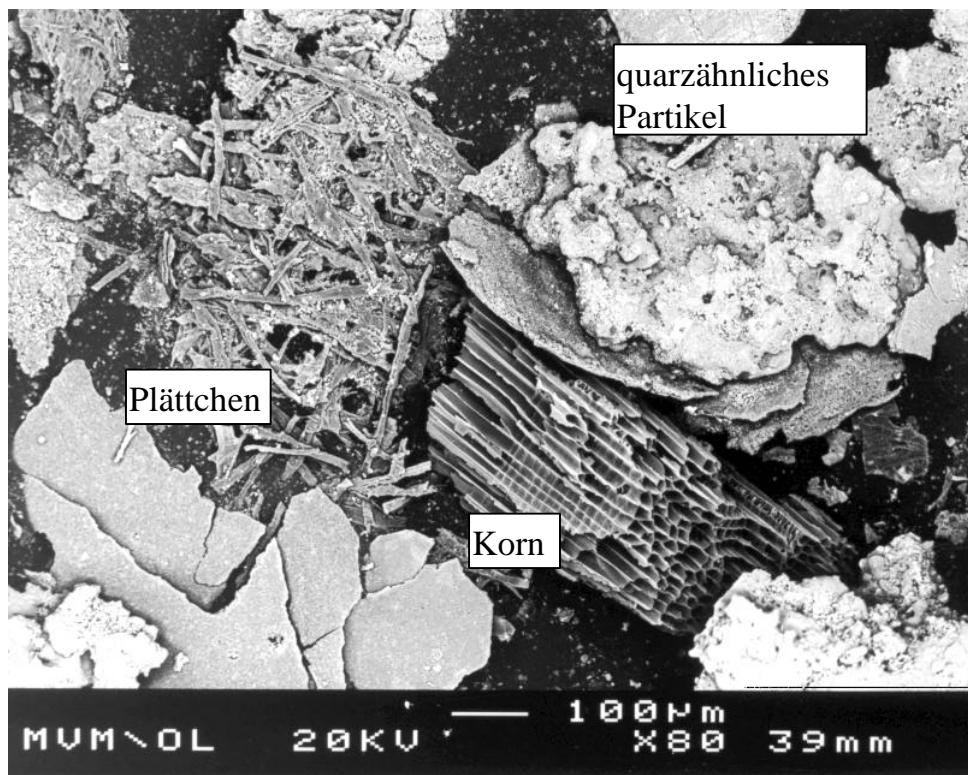


Abbildung 10: REM Aufnahme von Filterstaub der MVAIII; Siebfraktion 300 bis 800 μm ; 80-fache Vergrößerung.

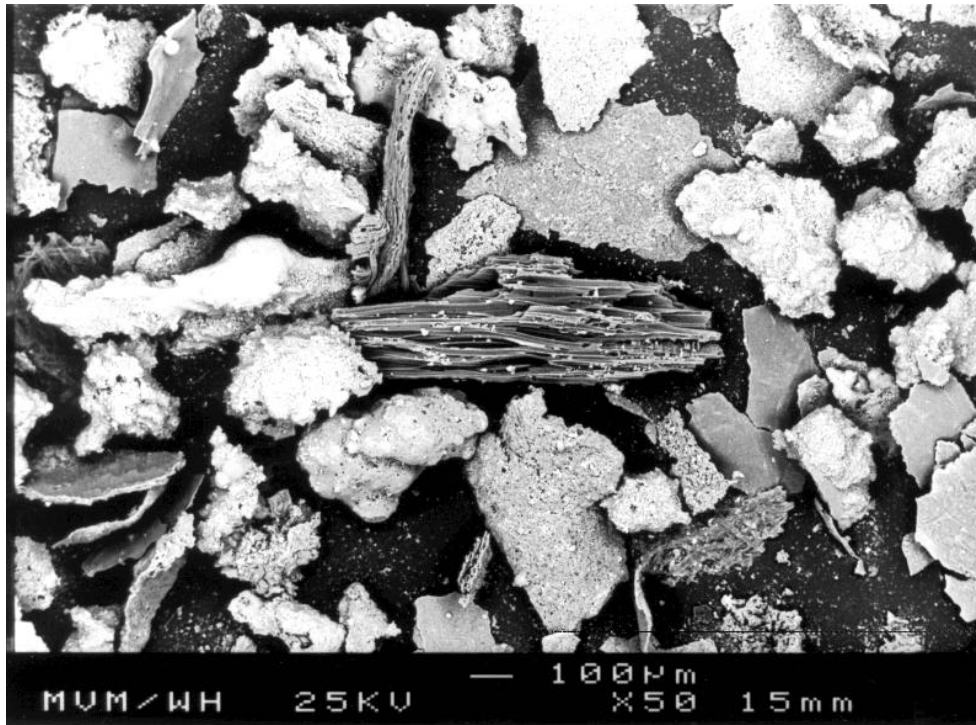


Abbildung 11: REM Aufnahme von Filterstaub der MVA III; Siebfraktion 150 bis 300 µm; 50-fache Vergrößerung.

Die Herkunft der Plättchen kann mit Sicherheit auf das Ausgangsmaterial Papier oder Pappe zurückgeführt werden. So wurden auf verschiedenen der manuell aussortierten Partikeln dieses Typs wiederholt noch deutlich Buchstaben erkannt (siehe Abbildung 12). Zusätzlich durchgeführte Färbeversuche nach Herzberg [Harders 1974], an einzelnen aus Partikeln herauspräparierten Fasern ergaben eindeutig, daß es sich um Papier- oder Pappefasern handelt. Die Herkunft der Körner läßt sich höchstwahrscheinlich auf Holz zurückführen.

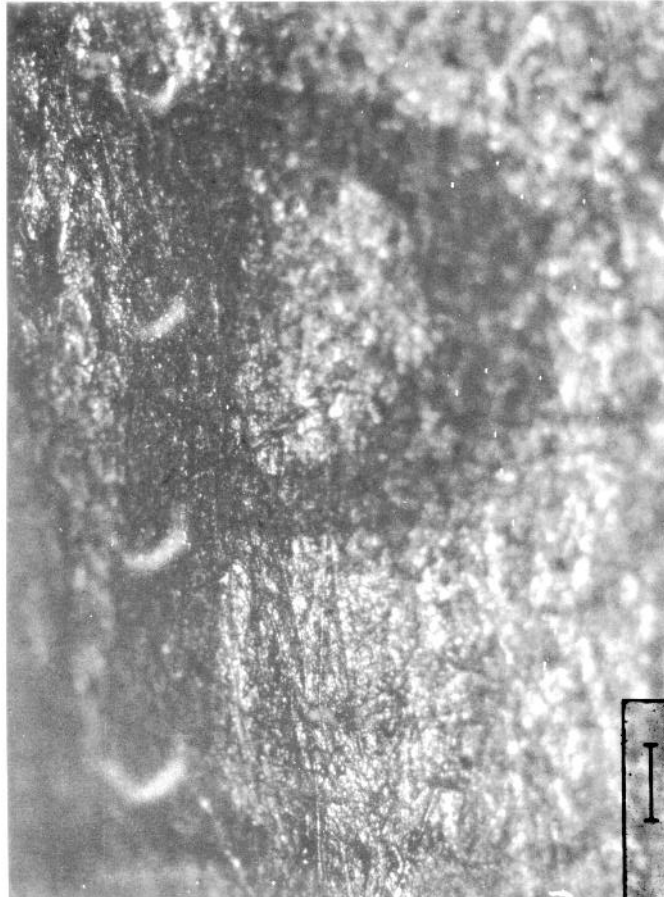


Abbildung 12: Beschriftetes Plättchen aus einer Filterstaubprobe, 50-fache Vergrößerung im Lichtmikroskop.

Zur genaueren Untersuchung, ob in der Tat die kohlenstoffhaltigen Plättchen und Körner für die beobachteten Eigenschaften der Filterstäube entscheidend sind, wurden aus den Siebfractionen $>710\ \mu\text{m}$ einzelne Partikel von Hand aussortiert und die Porenradienverteilungen bestimmt. Eine graphische Darstellung zeigt die Abbildung 13

Die Proben „C Plättchen“ und „C Körner“ stammen aus Stäuben der MVA I. Die Proben „C MVA II“ sind aus Stäuben der MVA II aussortiert worden. Vergleicht man die Porenradienverteilung dieser aussortierten Partikel mit den Porenradienverteilungen der Filterstäube, so ist festzustellen, daß das Maximum der Porenradienverteilungen ebenfalls bei $40\ \text{Å}$ liegt.

Die BET-Oberflächen der aussortierten Kohlenstoffpartikel lagen bei diesen Messungen im Bereich von $500\ \text{m}^2/\text{g}$ und damit deutlich über den BET-Oberflächen der Siebfractionen $>710\ \mu\text{m}$. Diese Werte liegen im Bereich schwach aktivierter Aktivkohlen.

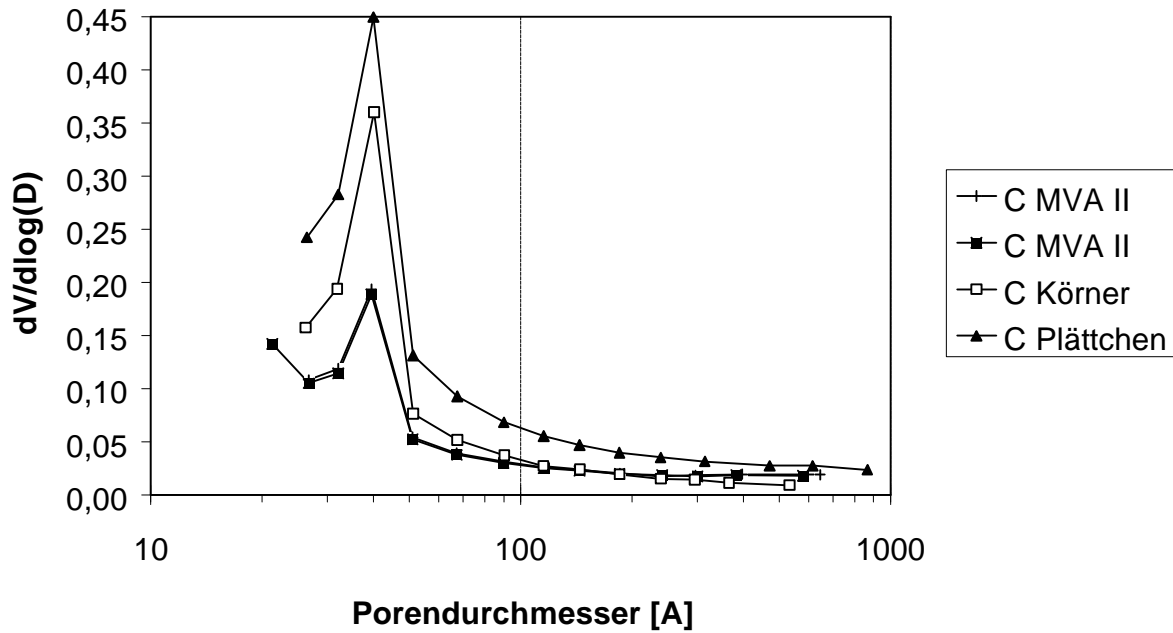


Abbildung 13: Porenradienverteilungen für kohlenstoffhaltige Partikel, die aus den Fraktionen $> 710 \mu\text{m}$ verschiedener Anlagen manuell aussortiert wurden.

Untersuchungen zur Natur des organisch gebundenen Chlors am Institut für Technische Chemie des Forschungszentrums Karlsruhe zeigen, daß die Fasern in den Plättchen (vergl. Abbildung 10 und Abbildung 11) im wesentlichen aus Kohlenstoff und Chlor bestehen, weitere anorganische Komponenten sind nur in untergeordnetem Maße enthalten. Mit Hilfe von Röntgen-Photo-Elektronen-Spektroskopie konnte sowohl die Art des Kohlenstoffs als auch des Chlors weiter charakterisiert werden. Erstmals wurde damit das Vorliegen aromatischer chlorhaltiger Makrostrukturen bewiesen [Eichberger 1995].

5 Zusammenfassung

Dieser Bericht gibt einen Überblick über die in der Literatur veröffentlichten Daten und Informationen zu Filterstäuben. Eigenschaften, die nur in Hinsicht auf eine Wiederverwertung oder Entsorgung (Deponierung) der Filterstäube von Interesse sind, wurden nicht betrachtet. Es wurden die Angaben über die chemische Zusammensetzung, Partikelgrößenverteilungen, BET-Oberflächen und Kohlenstoffkonzentrationen zusammengestellt. Diese Informationen wurden durch umfangreiche eigene Untersuchungen ergänzt. Außerdem wurden theoretische Betrachtungen zum Vorkommen einzelner chemischer Verbindungen im Filterstaub durchgeführt.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde eine großtechnische Anlage über einen Zeitraum von 11 Wochen beprobt, um der Frage nachzugehen, wie sich die betrachteten Eigenschaften des Filterstaubs mit der Zeit verändern. Bei den Partikelgrößenverteilungen, den spezifischen Oberflächen und Kohlenstoffkonzentrationen wurden bei konstantem Betrieb der Anlage nur kleine Schwankungen festgestellt. Die Auswirkung des wechselnden Abfallinputs wurde bei der Analyse der chemischen Zusammensetzung der Filterstäube deutlich. Insbesondere bei den Spurenelementen wurden größere Schwankungen in den Konzentrationen festgestellt. Ein Vergleich mit möglichen Konzentrationsbereichen aus der Literatur zeigte, daß die gefundenen Streubreiten deutlich kleiner sind.

Zur genaueren Untersuchung der Feststoffstruktur der Filterstäube wurden neben BET-Oberflächen auch Porenradienverteilungen bestimmt. Die Porenradienverteilungen von allen untersuchten Filterstaubproben zeigten einen ähnlichen Verlauf mit einem Maximum bei einem Porendurchmesser von 40 Å. Es ist in diesem Zusammenhang besonders zu beachten, daß die Staubproben nicht nur aus unterschiedlichen Anlagen stammen, sondern ein unterschiedliches Alter aufwiesen. Es wurden Stäube aus den Jahren 1986, 1994 und 1995 untersucht.

Es konnte ferner gezeigt werden, daß der sogenannte partikuläre Kohlenstoff die Ursache für den beobachteten Verlauf der Porenradienverteilung ist. Wird der partikuläre Kohlenstoff separiert, so werden spezifische Oberflächen von bis zu 500 m²/g gemessen. Diese Werte liegen im Bereich schwach aktivierter Aktivkohlen. Mit Hilfe zusätzlicher Untersuchungsmethoden wurde konnte nachgewiesen werden, daß es sich bei den flächigen Kohlenstoffpartikeln um Papier handelt.

Vor dem Hintergrund dieser Erkenntnisse ist davon auszugehen, daß die zur Ausbildung der gefundenen Feststoffstrukturen führenden Vorgänge in allen untersuchten Anlagen identisch sind. Sie dürften auch in anderen Anlagen entsprechend ablaufen.

Aufgrund der Versuchsergebnisse scheint es sinnvoll, die Bildung und Konzentrationen von polychlorierten Dibenz-p-Dioxinen (PCDD) und Dibenzofuranen (PCDF) an unterschiedlichen Staubfraktionen und insbesondere auf dem partikulärem Kohlenstoff zu untersuchen. Die Ergebnisse solcher Messungen sollten ein besseres Verständnis der diesbezüglichen Bildungsvorgänge in Abfallverbrennungsanlagen ermöglichen.

6 Literatur

- [Barin 1989a] Barin, J.: Thermodynamical Data of pure Substances, Part I. VCH, Weinheim 1989
- [Barin 1989b] Barin, J.: Thermodynamical Data of pure Substances, Part II. VCH, Weinheim 1989
- [Borchers 1989] Borchers, H.W.; Thomé-Kozmiensky, K.J.: Flugstaubabscheidung vor dem Kessel einer MVA - Erste Ergebnisse. AbfallwirtschaftsJournal, 1 (1989), 28-31
- [Born 1993] Born, J.G.P.; Mulder, P.; Louw, R.: Fly ash mediated reactions of phenol and monochlorophenols: oxychlorination, deep oxidation and condensation. Environ.Sci.Technol., 27 (1993), 9, 1849-1863
- [Brunner 1986] Brunner, P.H.; Zobrist, J.: The Flux of Metals Through Municipal Solid Waste Incinerators. Waste Management & Research, 4 (1986), 105
- [Bruce 1991] Bruce, K.R.; Beach, L.O.; Gullet, B.K.: The role of gas-phase chlorine in the formation of PCDD/PCDF during waste combustion. Waste Management, 11 (1991), 97-102
- [Buchholz 1993] Buchholz, B.A.; Landsberger, S.: Trace metal analysis of size-fractionated municipal solid waste incinerator fly ash and its leachates. Journal of Environmental Science and Health, A28/2 (1993), 423-441
- [Cernuschi 1990] Cernuschi, S.; Giugliano, M.; de Paoli, I.: Leaching of residues from MSW Incineration. Waste Management & Research, 8 (1990), 419-427
- [Clapp 1988] Clapp, T.L.; Magee II, J.F.; Ahlert, R.C.; Kosson, D.S.: Municipal solid waste composition and behavior of metals in incinerator ashes. Environmental Progress, 8 (1988), 3, 200-206
- [Clement 1982] Clement, R.E.; Karasek, F.W.: Distribution of organic compounds adsorbed on size-fractionated municipal incineration fly-ash particles. Journal of Chromatography, 234 (1982), 395-405
- [DIN 66131] DIN 66131: Bestimmung der spezifischen Oberfläche von Feststoffen durch Gasadsorption nach Brunauer, Emmet und Teller (BET) - Grundlagen. Deutsche Normen, Oktober 1973
- [DIN 66132] DIN 66132: Bestimmung der spezifischen Oberfläche von Feststoffen durch Stickstoffadsorption - Einpunkt-Differenzenverfahren nach Haul und Dümbgen. Deutsche Normen, Juli 1975
- [Eiceman 1983] Eiceman, G.A.; Vandiver, V.J.: Adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons on fly ash from a municipal incinerator and a coal fired power plant. Atmospheric Environment, 17 (1983), 3, 461-465
- [Eichberger 1994] Eichberger, M; Stieglitz, L.: The influence of different types of activated carbons on the formation of polychlorinated compounds in de-novo-syntheses. Organohalogen compounds, 20 (1994), 385-390

- [Eichberger 1995] Eichberger, M.: Zusammenhang zwischen der Kohlenstoffstruktur und der Bildung organischer Spurenstoffe auf Flugschen. FZKA-Bericht 5639, Karlsruhe 1995
- [Eighmy 1995] Eighmy, T.T. et al.: Comprehensive approach toward understanding element speciation and leaching behavior in municipal solid waste incineration electrostatic precipitator ash. *Environ.Sci.Technol.*, 29 (1995), 3, 629-646
- [Fernández 1992] Fernández, M.A.; Martíez, L.; Segerra, M.; Garcia, J.C.; Espiell, F.: Behavior of metals in combustion gases of urban waste incinerators. *Environ.Sci.Technol.*, 26 (1992), 5, 1040-1049
- [Greenberg 1978] Greenberg, R.R.; Zoller, W.H.; Gordon, G.E.: Composition and size distribution of particles released in refuse incineration. *Environ.Sci.Technol.*, 12 (1978), 566-573
- [Griepink 1987] Griepink, B.; Muntau, H.: The certification of Cd, Co, Cu, Fe, Hg, Zn, Sb, Se, Ti and Cr in a city waste incineration. *Fresenius Z. Anal Chem*, 326 (1987), 414-418
- [Gruber 1984] Gruber, H.: Elutionsverhalten von Blei- und Cadmiumverbindungen in Feststoffrückständen aus Rauchgasreinigungen. *GIT Fachz. Lab.*, 28 (1984), 603-605
- [Gullet 1990] Gullet, B.K.; Bruce, K.R.; Beach, L.O.: The effect of metal catalysts on formation of PCDD and PCDF. *Chemosphere*, 20 (1990), 10-12, 1945-1952
- [Hagenmaier 1987] Hagenmaier, H.; Kraft, M.; Brunner, H.; Haag, R.: Catalytic Effects of Fly Ash from Waste Incineration Facilities on the Formation and Decomposition of Polychlorinated benzo-p-dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans. *Environ.Sci.Technol.*, 21 (1987), 11, 1080-1084
- [Harders 1974] Harders, M.: Faseratlas zur mikroskopischen Untersuchung von Zellstoffen und Papieren. Günther-Staib Verlag, Biberach/Riß 1974
- [Hartlen 1986] Hartlen, J.; Elander, P.: Residues from Waste Incineration - Chemical and Physical Properties. Swedish Geotechnical Institute, Linköping, SGI VARIA 172, 1986
- [Hoffmann 1990] Hoffmann, R.V.; Eiceman, G.A.; Long, Y.T.; Collins, M.C.; Lu, M.Q.: Mechanism of chlorination of aromatic compounds adsorbed on the surface of fly ash from municipal incinerators. *Environ.Sci.Technol.*, 24 (1990), 11, 1635-1641
- [Hundesruegge 1990] Hundesrügge, T.: Systematische Untersuchungen im Multikomponentensystem der Hausmüllverbrennung. Beiheft zum *European Journal of Mineralogy*, 2 (1990), 1, S.280-285
- [Hunsinger 1994] Hunsinger, H.; Kreis, S.; Vogg, H.: Erfahrung mit der Beprobung von Chloraromen im Rohgas von Abfallverbrennungsanlagen. *Staub und Reinhaltung der Luft*, 54 (1994), 369-377
- [IAWG 1994] International Ash Working Group: van der Sloot, H.; Sawell, S.; Chandler, A.J.; Hjemmar, O.; Eighmy, T.; Kosson, D.S.; Hartlen, D.S.; Vehlow, J.: An International Perspective on

- Characterization and Management of Residues from Municipal Solid Waste Incineration. Summary Report, WASCON 1994, Maastrich (NL), 1.-3.6.1994
- [Kirby 1993] Kirby, C.S.; Rimstidt, J.D.: Mineralogy and surface properties of municipal solid waste ash. *Environ.Sci.Technol.*, 27 (1993), 4, 652-660
- [Kirby 1994] Kirby, C.S.; Rimstidt, J.D.: Interaction of municipal solid waste ash with water. *Environ.Sci.Technol.*, 27 (1993), 4, 652-660
- [Kutzke 1985] Kutzke, M.: Untersuchungen zur Emission polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe und polychlorierter Biphenyle an zwei MVA's. Dissertation, Universität Hamburg, 1985
- [Law 1979] Law, S.L.; Gordon, G.E.: Sources of Metals in Municipal Incinerator Emissions. *Environ.Sci.Technol.*, 13 (1979), 4, 432-438
- [LIS 1983] Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes NRW: Dioxin Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen. LIS-Berichte Nr. 17 (1983)
- [N.N. 1995] N.N.: Ergebnisbericht über Forschung und Entwicklung 1994. Institut für Technische Chemie. Wissenschaftliche Berichte FZKA 5531, Karlsruhe 1995
- [Nasserzadeh 1991] Nasserzadeh, V.; Swithenbank, J.; Scott, D.; Jones, B.: Design optimization of a large municipal solid waste incinerator. *Waste Management*, 11 (1991), 249-261
- [Ontiveros 1989] Ontiveros, J.L.; Clapp, T.L.; Kosson, D.S.: Physical Properties and chemical species distribution within municipal waste combustor ashes. *Environmental Progress*, 8 (1989), 3, 200-206
- [Reimann 1990] Reimann, D.O.: Reststoffe aus thermischen Abfallverbrennungsanlagen. Beihefte zu *Müll und Abfall*, 29 (1990), 12-16
- [Schneider 1986] Schneider, J.: Determination of Elemental Waste Composition by Analysis of Incineration Residues. in: Thome-Kozmiensky (Hrsg.), *Recycling International*, Vol.1.1, EF-Verlag, Berlin 1986
- [Schwarz 1994] Schwarz, H.: Persönliche Mitteilung 1994
- [Seifert 1987] Seifert, J.; Emig, G.: Mikrostrukturuntersuchungen an porösen Feststoffen durch Physorptionmessungen. *Chem.-Ing-Tech.*, 59 (1987), 6, 475-484
- [Stieglitz 1987] Stieglitz, L.; Vogg, H.: On Formation Conditions of PCDD/PCDF in Fly Ash from municipal Waste Incinerators. *Chemosphere*, 16 (1987), 1917ff
- [Stieglitz 1989] Stieglitz, L.; Zwick, G.; Beck, J.; Roth, W.; Vogg, H.: On the de-Novo Synthesis of PCDD/PCDF on Fly Ash from Municipal Waste Incinerators. *Chemosphere*, 18 (1989), 1-6, 1219-1226
- [Stieglitz 1991] Stieglitz, L.; Vogg, H.; Zwick, G.; Beck, J.; Bautz, H.: On Formation of Organohalogen Compounds from Particulate Carbon of Fly Ash. *Chemosphere*, 23 (1991), 8-10, 1255-1264

- [Stieglitz 1992] Stieglitz, L.: Chemische Reaktionen in Flugaschen. KfK Bericht 5000, Karlsruhe 1992, 1-22
- [Stieglitz 1993] Stieglitz, L.; Eichberger, M.; Schleihauf, J.; Beck, J.; Zwick, G.; Will, R.: The Oxidative Degradation of Carbon and its Role in the de-Novo Synthesis of Organohalogen Compounds in Fly Ash. Chemosphere, 27 (1993), 1-3, 343-350
- [Tobler 1994] Tobler, H.P.; Noger, D.: Beurteilung und Entsorgung der festen Rückstände von Altholzfeuerungsanlagen. Müll und Abfall, 6 (1994), 334-344
- [Vehlow 1992] Vehlow, J.; Pfrang-Stotz, G.; Schneider, J.: Reststoffe-Charakterisierung, Behandlung, Verwertung. KfK Bericht 5000, Karlsruhe 1992, 124-149
- [Vogg 1986] Vogg, H.; Stieglitz, L.: Thermal behavior of PCDD/PCDF in fly ash from municipal incinerators. Chemosphere, 15 (1986), 9-12, 1373-1378
- [Vogg 1987] Vogg, H.; Metzger, M.; Stieglitz, L.: Recent Findings on the Formation and Decomposition of PCDD/PCDF in Municipal Solid Waste Incineration. Waste Management & Research, 5 (1987), 285-294
- [Vogg 1989] Vogg, H.; Stieglitz, L.; Vehlow, J.: Chemical-Process Engineering Aspects of Dioxin Reduction in Waste Incineration Processes. VGB-Kraftwerkstechnik, 69 (1989), 8, 693-699
- [Vogg 1991] Vogg, H.; Hunsinger, H.; Merz, A.; Stieglitz, L.; Vehlow, J.: Head-end-Techniken zur Dioxinminderung. VDI-Berichte Nr. 895, 1991, 193-210
- [Zink 1988] Zink, P.: Analytische Untersuchungen von Elektrofilterstäuben aus Müllverbrennungsanlagen (MVA) unter besonderer Berücksichtigung des Schwermetalles Blei. Dissertation, Universität Karlsruhe 1988

7 Anhang

7.1 Elementare Zusammensetzung von Filterstäuben

Element	Allgemein	Allgemein	MVA III	MVA II
[ppm]	[Messung]	[Messung]	[Messung]	[Messung]
	Flugasche	Flugasche	Flugasche	Flugasche
Ag	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Al	k.A.	k.A.	74000	71000
As	60-120	k.A.	k.A.	k.A.
Ba	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Br	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ca	50000-100000	k.A.	104000	99000
Cd	100-800	100-800	400	400
Cl	30000-60000	k.A.	50000	25000
Co	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Cr	k.A.	100-1000	1000	800
Cs	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Cu	k.A.	50-5000	1300	2000
F	2000	k.A.	3000	2000
Fe	30000-60000	30000-60000	33000	33000
Hg	1-20	k.A.	k.A.	k.A.
K	40000	k.A.	51000	43000
Mg	k.A.	k.A.	19000	17000
Mn	k.A.	800-1500	2000	1500
Mo	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Na	20000-40000	k.A.	31000	28000
Nd	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ni	k.A.	200-300	200	1000
P	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Pb	5000-12000	5000-12000	13000	7500
Rb	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
S	12000-120000	k.A.	26000	27000
Sb	300-800	300-800	k.A.	k.A.
Se	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Si	k.A.	k.A.	117000	159000
Sm	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Sn	k.A.	k.A.	3000	2300
Sr	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ti	k.A.	7000-9000	9000	8000
V	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
W	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Zn	15000-60000	15000-60000	30000	20000
C	5000-50000	k.A.	50000	18000
H2O	k.A.	k.A.	18000	368000
O	k.A.	k.A.	321000	368000

Element	MVA II	MVA IV	Stellinger Moor	Stellinger Moor
[ppm]	[Messung]	[Messung]	[Kutzke 85]	[Kutzke 85]
	Flugasche	Flugasche	FA E-Filter	FA Zyklon
Ag	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Al	k.A.	k.A.	16000-21000	45000-53000
As	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ba	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Br	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ca	122660	97900	18000-82000	53000-66000
Cd	520	340	k.A.	k.A.
Cl	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Co	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Cr	890	510	k.A.	k.A.
Cs	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Cu	2170	940	k.A.	k.A.
F	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Fe	26600	10900	5000-22000	25000-30000
Hg	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
K	46510	35820	1000-4000	1000-2000
Mg	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Mn	910	850	k.A.	k.A.
Mo	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Na	k.A.	k.A.	30000-33000	11000-32000
Nd	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ni	160	100	k.A.	k.A.
P	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Pb	9660	6600	2000-7000	1000-2000
Rb	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
S	59730	36080	k.A.	k.A.
Sb	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Se	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Si	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Sm	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Sn	2100	1290	k.A.	k.A.
Sr	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ti	17210	9150	k.A.	k.A.
V	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
W	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Zn	35750	23210	7000-31000	2000-7000
C	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
H2O	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
O	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.

Element	Allgemein	Düsseldorf	Hamburg	k.A.
[ppm]	[Zink 88]	[Zink 88]	[Zink 88]	[LIS 83]
	RGRR	RGRR	k.A.	FA Zyklon
Ag	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Al	k.A.	35000	87000	k.A.
As	k.A.	k.A.	k.A.	78
Ba	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Br	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ca	k.A.	340000	86000	k.A.
Cd	300	300	300	810
Cl	k.A.	52000	k.A.	k.A.
Co	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Cr	800	400	800	790
Cs	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Cu	1100	500	1100	k.A.
F	k.A.	1000	k.A.	k.A.
Fe	k.A.	13000	33000	k.A.
Hg	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
K	k.A.	16000	31000	k.A.
Mg	k.A.	10000	9000	k.A.
Mn	k.A.	400	1100	k.A.
Mo	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Na	k.A.	10000	25000	k.A.
Nd	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ni	k.A.	400	300	330
P	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Pb	8000	2500	8000	16500
Rb	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
S	k.A.	10000	k.A.	k.A.
Sb	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Se	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Si	k.A.	70000	k.A.	k.A.
Sm	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Sn	k.A.	1200	k.A.	k.A.
Sr	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ti	k.A.	4000	k.A.	k.A.
V	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
W	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Zn	24000	9000	24000	36600
C	k.A.	59000	k.A.	k.A.
H2O	k.A.	44000	k.A.	k.A.
O	k.A.	295000	k.A.	k.A.

Element	Allgemein	Allgemein	k.A.	k.A.
[ppm]	[Vehlow 92]	[Gruber 84]	[Hunsinger 94]	[Hunsinger 94]
	Flugasche	Flugasche	Flugasche	Flugasche
Ag	k.A.	k.A.	150	164
Al	60000-120000	k.A.	k.A.	k.A.
As	20-100	k.A.	217	208
Ba	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Br	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ca	k.A.	k.A.	57043	66216
Cd	100-600	500	1436	1336
Cl	15000-60000	k.A.	222000	219000
Co	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Cr	k.A.	2600	270	294
Cs	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Cu	500-2000	1000	3096	2893
F	50-300	k.A.	k.A.	k.A.
Fe	k.A.	k.A.	9899	10718
Hg	k.A.	40	k.A.	k.A.
K	k.A.	k.A.	136369	124033
Mg	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Mn	k.A.	k.A.	530	566
Mo	k.A.	k.A.	50	48
Na	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Nd	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ni	50-300	1300	349	383
P	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Pb	3000-10000	11000	17210	18881
Rb	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
S	7000-30000	k.A.	k.A.	k.A.
Sb	300-1500	k.A.	2677	2503
Se	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Si	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Sm	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Sn	k.A.	k.A.	4521	4174
Sr	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ti	k.A.	k.A.	2827	3049
V	k.A.	k.A.	135	154
W	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Zn	7000-25000	19500	84324	78651
C	k.A.	k.A.	6900	8450
H2O	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
O	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.

Element	k.A.	Allgemein	Holland MVA1	Holland MVA2
[ppm]	[Hunsinger 94]	[Borchers 89]	[Born 93]	[Born 93]
	Flugasche	Flugasche	k.A.	k.A.
Ag	117	k.A.	23	56
Al	k.A.	k.A.	49150	k.A.
As	288	65	50	38
Ba	k.A.	k.A.	1569	k.A.
Br	k.A.	k.A.	237	k.A.
Ca	13720	k.A.	119950	k.A.
Cd	2067	240	222	125
Cl	2870000	k.A.	49890	k.A.
Co	k.A.	35	20	100
Cr	146	1000	677	600
Cs	k.A.	k.A.	7	k.A.
Cu	4122	1300	2140	400
F	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Fe	5689	k.A.	17620	k.A.
Hg	k.A.	17	3	2
K	162324	k.A.	35680	k.A.
Mg	k.A.	k.A.	16900	k.A.
Mn	321	1600	875	k.A.
Mo	50	k.A.	19	100
Na	k.A.	k.A.	21375	k.A.
Nd	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ni	348	260	98	200
P	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Pb	23602	7500	11300	3200
Rb	k.A.	k.A.	75	k.A.
S	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Sb	3341	450	607	126
Se	k.A.	20	12	6
Si	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Sm	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Sn	5697	1700	900	500
Sr	k.A.	k.A.	345	k.A.
Ti	156	60	7200	k.A.
V	64	k.A.	49	k.A.
W	k.A.	k.A.	12	k.A.
Zn	99817	17700	7408	8100
C	2830	k.A.	k.A.	k.A.
H2O	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
O	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.

Element	Allgemein	Allgemein E-Filter	k.A.	MSWI Barceba
[ppm]	[Borchers 89]	[Tobler 94]	[Griepink 87]	[Fernandez 92]
	Flugasche	RGR	Flugasche	Flugasche
Ag	k.A.	k.A.	3	40
Al	k.A.	k.A.	10000	60120
As	k.A.	100	95	25
Ba	k.A.	k.A.	5000	1200
Br	k.A.	k.A.	300	380
Ca	k.A.	k.A.	k.A.	119100
Cd	175-800	200-600	470	400
Cl	k.A.	40000-78000	40000	106000
Co	k.A.	k.A.	31	16
Cr	k.A.	500-1700	863	580
Cs	k.A.	k.A.	k.A.	11
Cu	k.A.	1000-5000	1302	1400
F	k.A.	105	k.A.	k.A.
Fe	k.A.	k.A.	21300	9400
Hg	k.A.	2-14	31	1
K	k.A.	k.A.	k.A.	77000
Mg	k.A.	k.A.	k.A.	9400
Mn	k.A.	k.A.	1500	1200
Mo	k.A.	k.A.	k.A.	25
Na	k.A.	k.A.	30000	59300
Nd	k.A.	k.A.	k.A.	13
Ni	k.A.	200-300	124	58
P	k.A.	1000-12000	k.A.	k.A.
Pb	3600-51800	600-12000	10870	10020
Rb	k.A.	k.A.	k.A.	150
S	k.A.	k.A.	35000	k.A.
Sb	450-580	k.A.	412	240
Se	k.A.	k.A.	41	13
Si	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Sm	k.A.	k.A.	k.A.	2
Sn	1700-6200	k.A.	6	3300
Sr	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ti	k.A.	k.A.	k.A.	7500
V	k.A.	k.A.	k.A.	40
W	k.A.	k.A.	k.A.	13
Zn	9900-46000	13000-39000	26	14800
C	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
H2O	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
O	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.

Element	MSW Barcebn	MSWI Chicago	MSWI Toronto	Canada1
[ppm]	[Fernandez 92]	[Hoffmann 91]	[Hoffmann 91]	[Ontiveros 89]
	Flugasche	Flugasche	Flugasche	Flugasche
Ag	5-70	k.A.	k.A.	k.A.
Al	58200-62300	46400	28680	42000
As	12-39	k.A.	k.A.	k.A.
Ba	1050-1400	k.A.	k.A.	2910
Br	290-420	k.A.	k.A.	k.A.
Ca	118000-123000	k.A.	k.A.	77000
Cd	200-600	k.A.	k.A.	190
Cl	100675-112358	k.A.	k.A.	k.A.
Co	6,0-27,0	2040	2360	k.A.
Cr	340-770	360	520	k.A.
Cs	3-19	k.A.	k.A.	k.A.
Cu	1100-1630	720	880	620
F	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Fe	8300-10000	13300	15200	9480
Hg	0-3	k.A.	k.A.	k.A.
K	74800-82000	k.A.	k.A.	14900
Mg	8600-10300	k.A.	k.A.	14100
Mn	950-1300	1400	880	1330
Mo	10-42	k.A.	k.A.	k.A.
Na	57800-62000	k.A.	k.A.	21300
Nd	2-18	k.A.	k.A.	0
Ni	25-70	240	300	70
P	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Pb	8760-11900	8800	22720	5530
Rb	80-190	k.A.	k.A.	k.A.
S	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Sb	150-300	k.A.	k.A.	k.A.
Se	0-20	k.A.	k.A.	k.A.
Si	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Sm	0-3	k.A.	k.A.	k.A.
Sn	2750-4100	k.A.	k.A.	k.A.
Sr	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ti	6800-8100	6280	2880	k.A.
V	10-60	k.A.	k.A.	k.A.
W	5-21	k.A.	k.A.	k.A.
Zn	10800-15300	20800	30600	k.A.
C	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
H2O	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
O	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.

Element	Canada3	Massachusetts	New Jersey	Pennsauken
[ppm]	[Ontiveros 89]	[Ontiveros 89]	[Ontiveros 89]	[Clapp 1988]
	Flugasche	RGRR	RGRR	Flugasche
Ag	k.A.	k.A.	k.A.	1
Al	48800	79600	k.A.	k.A.
As	k.A.	k.A.	k.A.	47
Ba	1870	1940	2353	250
Br	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ca	76100	60000	9800	k.A.
Cd	200	230	597	490
Cl	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Co	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Cr	k.A.	k.A.	k.A.	30
Cs	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Cu	520	780	1900	k.A.
F	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Fe	10000	13400	k.A.	k.A.
Hg	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
K	15500	10134	39200	k.A.
Mg	15100	15900	k.A.	k.A.
Mn	1270	910	k.A.	k.A.
Mo	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Na	21400	16100	37350	k.A.
Nd	0	k.A.	k.A.	k.A.
Ni	21400	16100	37350	k.A.
P	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Pb	5580	8380	4721	4990
Rb	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
S	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Sb	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Se	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Si	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Sm	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Sn	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Sr	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ti	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
V	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
W	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Zn	k.A.	k.A.	k.A.	4700
C	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
H2O	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
O	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.

Element	MSW Magnolia	MSW Somerset	Mittelwert	Alexandria MI
	[Clapp 88]	[Clapp 88]	[Clapp 88]	[Greenberg 78]
	ppm	ppm	ppm	ppm
	Flugasche	Flugasche	RGRR	RGRR
Ag	1	1	130	85
Al	k.A.	k.A.	121000	109000
As	80	87	k.A.	40
Ba	218	1892	1500	2800
Br	k.A.	k.A.	k.A.	120
Ca	k.A.	k.A.	23000	43000
Cd	130	227	64	42
Cl	k.A.	k.A.	k.A.	8000
Co	k.A.	k.A.	100	35
Cr	50	52	1160	1330
Cs	k.A.	k.A.	k.A.	1
Cu	k.A.	k.A.	510	980
F	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Fe	k.A.	k.A.	24000	52000
Hg	k.A.	k.A.	1	k.A.
K	k.A.	k.A.	12200	k.A.
Mg	k.A.	k.A.	9700	13000
Mn	k.A.	k.A.	1500	4300
Mo	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Na	k.A.	k.A.	16000	14500
Nd	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ni	k.A.	k.A.	1800	740
P	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Pb	2838	3993	7200	4000
Rb	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
S	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Sb	k.A.	k.A.	340	270
Se	k.A.	k.A.	k.A.	3
Si	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Sm	k.A.	k.A.	k.A.	4
Sn	k.A.	k.A.	1250	1430
Sr	k.A.	k.A.	k.A.	610
Ti	k.A.	k.A.	k.A.	32000
V	k.A.	k.A.	k.A.	135
W	k.A.	k.A.	k.A.	16
Zn	k.A.	k.A.	10000	10800
C	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
H2O	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
O	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.

Element	SW Center #1	Bamberg	Bamberg	Kanada
[ppm]	[Greenberg 78]	[Reimann 90]	[Reimann 90]	[Eighmy 95]
	RGRR	Flugasche	Flugasche	Flugasche
Ag	220	k.A.	k.A.	k.A.
Al	135000	k.A.	60000-120000	20800
As	59	k.A.	k.A.	960
Ba	3200	k.A.	k.A.	k.A.
Br	35	k.A.	k.A.	2380
Ca	50000	k.A.	30000-90000	46300
Cd	185	300	200-600	1656
Cl	1300	38000	40000-78000	232000
Co	27	k.A.	k.A.	13
Cr	780	450	500-1700	494
Cs	1	k.A.	k.A.	k.A.
Cu	950	1050	1000-5000	2200
F	k.A.	105	k.A.	k.A.
Fe	25000	k.A.	28000-40000	496
Hg	k.A.	8	2-14	k.A.
K	k.A.	k.A.	k.A.	109000
Mg	13000	k.A.	28000-40000	10000
Mn	2100	k.A.	k.A.	448
Mo	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Na	14700	k.A.	20000-80000	84000
Nd	0	k.A.	k.A.	k.A.
Ni	0	145	200-300	69
P	k.A.	k.A.	1000-12000	k.A.
Pb	0	4900	6000-12000	27000
Rb	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
S	k.A.	k.A.	20000-40000	50000
Sb	580	k.A.	k.A.	2073
Se	12	k.A.	k.A.	k.A.
Si	k.A.	k.A.	230000-320000	38000
Sm	5	k.A.	k.A.	k.A.
Sn	2400	k.A.	k.A.	5900
Sr	280	k.A.	k.A.	10000
Ti	29000	k.A.	k.A.	6100
V	140	k.A.	k.A.	k.A.
W	15	k.A.	k.A.	k.A.
Zn	24000	16600	13000-39000	104000
C	k.A.	k.A.	14000-36000	49000
H2O	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
O	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.

k.A. : keine Angabe

RGRR : Rauchgasreinigungsrückstand

7.2 Elementare Zusammensetzung der Siebfraktionen

MVA III von 1986					
[eigene Daten]					
Fraktion [μm]	Cd	Cu	Pb	Ti	Zn
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
0-38	646	1650	20700	8000	36950
38-63	517	1430	17550	9200	33000
63-150	341	1010	107550	10400	22220
150-300	258	787	9250	11800	17020
300-800	166	1130	5750	13540	11700
>800	214	750	7435	11700	15030

Tabelle 7: Konzentration der Siebfraktionen, MVA III von 1986.

MVA II von 1994					
[eigene Daten]					
Fraktion [μm]	Cd	Cu	Pb	Ti	Zn
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
0-63	857	3505	15855	15565	58313
63-125	732	3401	16070	17855	52902
125-250	491	2168	8876	15749	35555
250-710	326	1492	6294	15272	24382
>710	418	1523	6992	9450	22785

Tabelle 8: Konzentration der Siebfraktionen, MVA II von 1994.

MVA IV von 1994					
[eigene Daten]					
Fraktion [μm]	Cd	Cu	Pb	Ti	Zn
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
0-160	400	1327	8803	13455	31099
160-800	253	841	6150	9563	18532
>800	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.

k.A : keine Angabe

Tabelle 9: Konzentration der Siebfraktionen, MVA IV von 1994

MVA Göppingen					
[Zink 1988]					
Fraktion [μm]	Cd	Cu	Fe	Pb	Zn
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
45-63	700	1000	28000	17000	39000
140-160	1100	2000	25000	16000	36000
355-500	100	1000	20000	19000	16000

Tabelle 10: Konzentration der Siebfraktionen, Göppingen.

MVA Göppingen						
[Zink 1988]						
Fraktion [μm]	Al	Cd	Cl	Cu	F	Fe
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
<10	59000	700	130000	2000	900	30000
10-50	71000	400	73000	1600	800	32000
>50	74000	300	45000	900	500	31000

Fraktion [μm]	Pb	S	Si	Ti	Zn
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
<10	31000	48000	47000	3000	40000
10-50	12000	37000	111000	7000	39000
>50	8000	30000	124000	10000	26000

Tabelle 11: Konzentration der Siebfraktionen, MVA Göppingen.

MVA Düsseldorf					
[Zink 1988]					
Fraktion [μm]	Cd	Cu	Fe	Pb	Zn
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
45-63	400	400	11000	5000	13000
140-160	100	200	16000	3000	9000
355-500	100	400	11000	5000	7000

Tabelle 12: Konzentration der Siebfraktionen, MVA Düsseldorf.

MVA I vom 31.1.95							
[eigene Daten]							
Fraktion [μm]	As	Ca	Cd	Cl	Cr	Cu	Fe
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
<63	481	139956	330	69570	852	1482	18717
63-125	595	207325	363	50325	1269	1616	24963
125-250	591	192352	353	71290	1095	1359	19301
250-710	829	181444	497	22315	776	1717	14888
>710	278	43161	167	45035	140	510	3697

Fraktion [μm]	K	Ni	Pb	Sb	Sn	Ti	Zn
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
<63	34063	149	4962	1061	1580	7163	24198
63-125	44654	285	6148	1087	1514	10390	26627
125-250	45536	204	6253	1106	2231	9143	25096
250-710	59571	138	9166	1281	2223	9213	33844
>710	24490	44	3044	387	622	4485	9817

Tabelle 13: Konzentration der Siebfraktionen, MVA I vom 31.1.1995.

MVA I vom 28.2.95							
[eigene Daten]							
Fraktion [µm]	As	Ca	Cd	Cl	Cr	Cu	Fe
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
<63		161475	676	79735	1041	1958	29247
63-125		162927	461	74540	937	1376	28093
125-250		108077	246	67300	427	708	18400
250-710		143854	468	80320	473	1150	19202
>710		98581	394	46760	359	873	11748

Fraktion [µm]	K	Ni	Pb	Sb	Sn	Ti	Zn
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
<63	52109	174	10746	1260	2416	10103	48909
63-125	41504	226	7698	1067	1667	9812	34348
125-250	25838	133	4417	556	907	6263	18616
250-710	47490	116	8338	980	1746	8567	31927
>710	44770	91	6949	-639	1498	11517	23794

Tabelle 14: Konzentration der Siebfraktionen, MVA I vom 28.2.1995.

MVA I vom 14.3.95							
[eigene Daten]							
Fraktion [µm]	As	Ca	Cd	Cl	Cr	Cu	Fe
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
<63	827	149638	600	70685	1236	2095	25227
63-125	537	132695	337	68950	748	1397	21577
125-250	542	134241	308	65370	861	1190	20615
250-710	588	111208	366	93260	438	1225	11948
>710	580	90558	366	49450	315	1132	11776

Fraktion [µm]	K	Ni	Pb	Sb	Sn	Ti	Zn
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
<63	58808	263	9135	1682	2313	9393	46767
63-125	43672	267	5799	796	1145	8331	29579
125-250	47223	312	5333	702	1145	8489	28068
250-710	54508	140	6688	720	1324	7064	31442
>710	53572	96	5815	743	1286	10438	25438

Tabelle 15: Konzentration der Siebfraktionen, MVA I vom 14.3.1995.

MVA IV von 1995							
[eigene Daten]							
Fraktion [μm]	As	Ca	Cd	Cl	Cr	Cu	Fe
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
<63	835	120788	668	76905	1084	1978	143850
63-125	636	131406	532	76255	601	1546	158055
125-250	720	154491	586	86255	447	1588	113770
250-710	726	120958	488	73440	424	1532	118110
>710	439	88371	400	71810	268	1055	12312

Fraktion [μm]	K	Ni	Pb	Sb	Sn	Ti	Zn
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
<63	65905	260	11935	2081	2805	6481	37570
63-125	55198	236	9466	1380	1985	7864	30951
125-250	58234	180	9974	1397	2248	6120	30365
250-710	56220	165	9927	1312	2033	5826	27609
>710	51686	69	5790	872	1387	10104	23663

Tabelle 16: Konzentration der Siebfraktionen, MVA IV vom 28.3.1995.

7.3 Fracht über den Siebfractionen

Fracht MVA I vom 31.1.95							
[eigene Daten]							
Fraktion [µm]	As	Ca	Cd	Cl	Cr	Cu	Fe
	%	%	%	%	%	%	%
<63	2	2,6	2,8	5,1	3,1	3,4	3,6
63-125	12	16,1	12,6	15,2	19,0	15,1	20,0
125-250	32	39,0	32,2	56,4	43,0	33,2	40,5
250-710	51	41,4	51,0	19,9	34,3	47,2	35,2
>710	1	0,8	1,5	3,4	0,5	1,2	0,7

Fraktion [µm]	K	Ni	Pb	Sb	Sn	Ti	Zn
	%	%	%	%	%	%	%
<63	2	2,8	2,3	3,2	2,7	2,7	2,9
63-125	13	22,4	11,9	13,4	10,5	16,1	13,3
125-250	34	42,0	31,8	35,7	40,4	37,2	32,8
250-710	50	32,0	52,5	46,5	45,4	42,2	49,8
>710	2	0,9	1,5	1,2	1,1	1,8	1,2

Tabelle 17: Fracht der Siebfractionen, MVA I vom 31.1.1995.

Fracht MVA I vom 28.2.95							
[eigene Daten]							
Fraktion [µm]	As	Ca	Cd	Cl	Cr	Cu	Fe
	%	%	%	%	%	%	%
<63		2,1	3,2	2,6	3,9	3,3	2,5
63-125		19,0	19,6	22,2	29,1	21,1	21,9
125-250		28,9	21,8	1,1	28,1	24,3	32,3
250-710		48,3	53,2	72,1	37,4	49,4	42,0
>710		1,6	2,3	2,0	1,5	1,9	1,3

Fraktion [µm]	K	Ni	Pb	Sb	Sn	Ti	Zn
	%	%	%	%	%	%	%
<63	2	2,3	2,8	3,6	3,0	2,1	3,2
63-125	17	27,9	17,9	22,3	19,1	19,5	19,6
125-250	25	31,5	23,3	23,5	21,8	27,9	24,5
250-710	53	36,7	53,8	52,4	53,6	47,3	50,8
>710	3	1,7	2,3	-1,8	2,5	3,2	1,9

Tabelle 18: Fracht der Siebfractionen, MVA I vom 28.2.1995.

Fracht MVA I vom 14.3.95							
[eigene Daten]							
Fraktion [µm]	As	Ca	Cd	Cl	Cr	Cu	Fe
	%	%	%	%	%	%	%
<63	3	2,6	3,8	2,0	4,0	3,6	3,2
63-125	15	16,8	15,5	14,3	17,3	17,5	19,5
125-250	41	45,6	38,1	36,3	53,6	40,2	50,1
250-710	39	33,5	40,2	46,0	24,2	36,7	25,8
>710	2	1,6	2,3	1,4	1,0	2,0	1,5

Fraktion [µm]	K	Ni	Pb	Sb	Sn	Ti	Zn
	%	%	%	%	%	%	%
<63	3	2,4	3,3	4,9	4,1	2,6	3,4
63-125	14	17,9	15,2	16,8	14,5	16,4	15,6
125-250	40	56,3	37,6	39,9	39,1	45,0	39,7
250-710	41	22,4	41,8	36,2	40,1	33,2	39,5
>710	2	0,9	2,1	2,2	2,2	2,8	1,8

Tabelle 19: Fracht der Siebfraktionen, MVA I vom 14.3.1995.

Fracht MVA IV von 1995							
[eigene Daten]							
Fraktion [µm]	As	Ca	Cd	Cl	Cr	Cu	Fe
	%	%	%	%	%	%	%
<63		8,0	10,9	8,8	17,8	11,2	9,9
63-125		31,9	31,6	31,6	35,9	31,7	39,4
125-250		35,8	33,3	34,2	25,5	31,2	27,1
250-710		23,4	23,1	24,2	20,2	25,1	23,5
>710		0,9	1,0	1,2	0,7	0,9	0,1

Fraktion [µm]	K	Ni	Pb	Sb	Sn	Ti	Zn
	%	%	%	%	%	%	%
<63	10	11,6	10,8	13,1	11,7	8,7	11,1
63-125	31	38,4	31,1	31,6	30,1	38,2	33,2
125-250	32	28,1	31,4	30,6	32,7	28,5	31,1
250-710	25	21,4	26,0	23,9	24,6	22,6	23,6
>710	1	0,5	0,8	0,8	0,9	2,0	1,1

Tabelle 20: Fracht der Siebfraktionen, MVA IV vom 28.3.1995.