

pvc in der
müllverbrennung

pvc
aktuell

Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt e.V.



TITEL:

PVC in der Müllverbrennung

August 2001

HERAUSGEBER:

Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt e.V.
Am Hofgarten 1-2, 53113 Bonn

Tel.: 0228/91783-0

Fax: 0228/5389594

E-Mail: agpu@agpu.com

Internet: www.agpu.com

AUTOREN:

Dr. Wilfried Schmitt

Dipl.-Ing. Michael Vetter



Ex_DokMVA_Papier_100801_lang.ve

VORWORT:

Aufgrund ihrer variablen und vielfältigen Einsatzmöglichkeiten findet man PVC-Produkte in einer Vielzahl von Anwendungen. Die Nutzungsdauer kann bei langlebigen Produkten – wie z.B. Fenstern und Rohren – bis zu 100 Jahren betragen. PVC trägt damit unter den Aspekten der Nachhaltigen Entwicklung zur Ressourcenschonung bei.

Für eine Vielzahl von PVC-Produkten wurden seit Anfang der 90er Jahre – in Deutschland auf Initiative der Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt e.V. – Recyclingsysteme entwickelt. Aus abfallwirtschaftlicher Sicht entscheidend ist dabei ein ökoeffizienter Entsorgungsmix aus werkstofflichem- und rohstofflichem Recycling, energetischer Verwertung und Deponierung.

Es ist heute gängige Praxis, PVC-Abfälle mechanisch aufzubereiten und das Mahlgut wieder in gleichen Anwendungen einzusetzen. Auch im Bereich des rohstofflichen Recyclings wurden eine Vielzahl von Projekten gestartet. Selbst auf der Deponie können PVC-Abfälle problemlos abgelagert werden. Detaillierte Informationen zum PVC-Recycling finden Sie in unserer Broschüre „PVC-Recycling – die aktuelle Information 2001“.

Aufbauend auf diese Vorarbeit hat die PVC-Branche (PVC-Hersteller, Additiv-Hersteller und Verarbeiter), vertreten durch ihre europäischen Verbände ECVM, ECPI, ESPA und EuPC, als eine der ersten Branchen im Jahr 2000 eine Selbstverpflichtung zur nachhaltigen Entwicklung vorgelegt. Die freiwillige Selbstverpflichtung basiert auf den Prinzipien des „Responsible Care“ (verantwortliches Handeln) und beschäftigt sich mit den jeweiligen Schlüsselfragen in den einzelnen Abschnitten des Lebensweges; also auch mit der verantwortungsbewussten Entsorgung von PVC-Produkten am Ende der Nutzungsdauer.

Die Verbrennung kommunaler und gewerblicher Abfälle in Müllverbrennungsanlagen gehört zu den Bausteinen im PVC-Recycling-Mix. In der vorliegenden Broschüre haben die Autoren den aktuellen Stand zum Thema „PVC in der Müllverbrennung“ zusammengetragen. Neben einer Bestandsaufnahme wurden aktuelle ökologische und ökonomische Aspekte analysiert und bewertet. Des Weiteren werden Ergebnisse der EU-Horizontalstudien zu PVC erläutert.

Bonn, August 2001



Werner Preusker
Geschäftsführer

1. ISTZUSTAND

1.1 STANDORTE, KAPAZITÄTEN UND ENTSORGUNGSPREISE DER DEUTSCHEN MVA

Im August 1999 hat das Umweltbundesamt in Berlin eine Studie¹ veröffentlicht, die Standorte und Kapazitäten von Müllverbrennungsanlagen auflistet – eine wichtige Grundlage für künftige Abfallwirtschaftsplanungen in Deutschland. Demnach verfügt die Bundesrepublik derzeit über insgesamt 60 thermische Behandlungsanlagen für die Entsorgung bzw. Beseitigung von Siedlungsabfällen, die eine Gesamtkapazität von 13.7 Millionen Tonnen pro Jahr aufweisen. Dabei gibt es von Bundesland zu Bundesland aber erhebliche Unterschiede.

Nordrhein-Westfalen, mit 18 Mio. Einwohnern bevölkerungsreichstes Land, hat 16 Anlagen, die zusammen gut 5 Mio. Tonnen per anno verarbeiten können, gefolgt von Bayern (12 Mio. Einwohner) mit 17 Anlagen, deren Verarbeitungsmenge bei 2.6 Mio. Tonnen/Jahr liegt. Eher erstaunlich ist die Tatsache, dass Hamburg mit 850.000 t/a eine höhere Kapazität besitzt als der Flächenstaat Niedersachsen (505.000 t/a). In der Hansestadt an der Elbe wurde im übrigen bereits 1894/95 die erste Müllverbrennungsanlage auf deutschem Boden errichtet, Auslöser für diese Entwicklung war die schwere Cholera-Epidemie von 1892.

Bremen und Hamburg erreichen als Stadtstaaten mit 100 % die höchsten Einwohneranschlußquoten² an die Verbrennung, die in Bayern mit über 70 % ebenfalls weit über dem deutschen Durchschnitt liegt. Bemerkenswert ist auch, dass in den Neuen Bundesländern Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt und Thüringen nur wenige Möglichkeiten zur thermischen Behandlung von Abfällen existieren.

Die größten Einzelanlagen zur Müllverbrennung stehen in München-Nord (Jahresdurchsatz 750.000 t), in Essen (644.000 t), Oberhausen (578.000 t) und Berlin-Ruhleben (520.000 t). In Deutschland ist ohnehin ein Trend zu größeren Anlagen (140.000 bis 250.000 t/a) zu erkennen², ähnlich wie in den Niederlanden und Österreich. Bei anderen europäischen Nachbarn wie Frankreich, Italien und der Schweiz überwiegen dagegen kleine Einheiten mit Kapazitäten zwischen 8.000 und 70.000 t/a.

Auch die Verbrennungspreise für Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle in Deutschland differieren weiterhin deutlich. Das belegt die jährlich durchgeführte Umfrage von EUWID³ unter Anlagenbetreibern, Kommunen, Zweckverbänden und Entsorgern. Immer noch ausgeprägt ist ein Süd-Nord Gefälle. So sind Preise und Gebühren in den Bundesländern Baden-Württemberg und Bayern teilweise doppelt so hoch wie in Schleswig-Holstein. Hier und in Hamburg liegen sie für Hausmüll zwischen 66,5 und 188 € je Tonne. In Baden-Württemberg gehen die Forderungen dagegen bis hinauf zu 341 €, wobei die meisten jedoch in einer Spanne von 141 bis 281 € rangieren. Ähnlich hoch sind die Preise in Bayern, wo für die Verbrennung gemischter Siedlungsabfälle zwischen 97 und 298 € gezahlt werden müssen, in einem Fall sogar 358 €. Auf den Spotmärkten bewegt sich der Preis zwischen 66,5 und 102 € pro Tonne.

Vergleicht man die Entwicklung der vergangenen Jahre, so sind zwei Dinge auffällig: Zum einen sind die Preise in ihrer großen Spreizung weitgehend stabil geblieben, zum anderen sind die Aufwendungen für die Deponierung auf dem Weg der Angleichung. Noch im Jahr 1999 waren die Preisunterschiede zwischen Verbrennung und Deponierung deutlich größer.

¹ Michaela Bart, Bernt Johnke und Wolfgang Butz: Thermische, mechanisch-biologische Behandlungsanlagen und Deponien für Siedlungsabfälle in der Bundesrepublik Deutschland, Umweltbundesamt, 2. Auflage, Oktober 1999

² Martin Kaimer, Diethard Schade: "Bewerten von thermischen Abfallbehandlungsanlagen, Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 111, Erich Schmidt Verlag, Berlin 1999

³ EUWID Recycling Nr. 40 vom 04.10.2000

1.2 DURCHSCHNITTLICHER PVC-ANTEIL IM EINGABESTROM VON MVA

PVC-Abfälle im Hausmüll sind in der Regel zu 0.7 % am Gewicht und zu 2 % am Heizwert beteiligt⁴. Grundsätzlich besteht PVC zu 57 Gewichts-% aus Chlor und zu 43 % aus organischen Verbindungen. Dabei variiert der PVC-Gehalt in typischen Produkten (Folien, Kunstleder, Kabelisierungen, Dachbahnen, Rohre, Fensterprofile) zwischen 30 und 95 %, weil in den Produkten noch verschiedene Additive wie Stabilisatoren, Weichmacher und Füllstoffe enthalten sind.

PVC ist nicht die einzige Chlorquelle im Hausmüll, sie trägt zu etwa 50 % zur Chlorfracht bei.⁵ Die Bertin Studie⁶ nennt einen Bereich von 38 bis 66 %. Daraus folgt, dass eine Chlorreinigung in jedem Fall notwendig ist – unabhängig davon, ob PVC im Müll enthalten ist oder nicht.

2. RECHTLICHE RAHMENBEDINGUNGEN

2.1 KREISLAUFWIRTSCHAFTS- UND ABFALLGESETZ

Im Oktober 1996 trat das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) in Kraft, das seitdem die zentrale gesetzliche Vorschrift für die Abfallwirtschaft und -behandlung ist und in diesem Bereich zu tiefgreifenden Wandlungen geführt hat. Das Gesetz führt das Prinzip der Kreislaufwirtschaft als neues Element ein und enthält u.a. einen Gleichstellungsgrundsatz von stofflicher und energetischer Verwertung von Abfällen, wenn bestimmte Bedingungen erfüllt sind. Das Gesetz gibt eine klar formulierte Zielhierarchie in der Abfallwirtschaft vor: Vermeidung vor Verwertung, Verwertung vor Beseitigung.

Sie gilt unter dem Vorbehalt, dass damit keine negativen Umweltauswirkungen ausgelöst werden. Dieser Vorrang entfällt, wenn die Beseitigung von Abfällen die umweltverträglichere Lösung darstellt, d.h. hinsichtlich der zu erwartenden Emissionen, der Schonung der natürlichen Ressourcen, der Energiebilanz sowie der Schadstoffbilanz günstiger ist als die Verwertung.

Diese angestrebte Verwertung kann sowohl stofflich als auch energetisch erfolgen. Im ersten Fall geht es um das Gewinnen von Sekundärrohstoffen bzw. die Nutzung der stofflichen Eigenschaften der Abfälle, in der zweiten Variante um den Einsatz von Abfällen als Ersatz für fossile Brennstoffe. Vorrang hat auch hier die umweltverträglichere Lösung. Der Gesetzgeber unterscheidet die energetische Verwertung und thermische Behandlung nach ihrer Zielsetzung, obwohl es sich bei beiden Alternativen um Verbrennungsprozesse handelt: Zum einen geht es um die Energiegewinnung aus Abfall, der dazu bestimmte Vorgaben an den Heizwert erfüllen muß, zum anderen um die langfristige, mit geringen Umweltauswirkungen verbundene Beseitigung, die einer Deponierung von zumindest weitgehend inerten Reststoffen vorausgehen.

Aus dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz leiten sich verschiedene Verordnungen ab, die für einzelne Bereiche gelten. Dazu zählen die Verordnung über die Vermeidung von Verpackungsabfällen (Verpack VO), die Elektronikschrott-Verordnung, die Batterie-/Akkumulatorenverordnung, die Altölverordnung (AltölV) sowie die Bioabfall-/Kompostverordnung. Teilweise befinden sich diese Verordnungen noch in der Planung bzw. Diskussion, u.a. auch mit der EU in Brüssel. Die Verordnungen werden in Allgemeinen Verwaltungsvorschriften wie TA Abfall oder TA Siedlungsabfall umgesetzt.

⁴ Dieter O. Reimann: Einfluß von PVC auf die Müllverbrennung, Entsorgungspraxis, Nr. 5/1990

⁵ Umweltbundesamt, Handlungsfelder und Kriterien für eine vorsorgende nachhaltige Stoffpolitik am Beispiel PVC, S. 41, Erich Schmidt Verlag, Berlin 1999

⁶ Bertin Technologies, The influence of PVC on the quantity and hazardousness of flue gas residues from incineration, Study for DG XI, April 2000

2.2 TA-SIEDLUNGSABFALL

Für die Behandlung von Siedlungsabfällen ist die Technische Anleitung Siedlungsabfall (TASi) die zentrale Verwaltungsvorschrift. Sie regelt im wesentlichen die Zuordnung des Abfalls zu Entsorgungsverfahren und legt Anforderungen an das Getrennthalten bzw. Getrennt sammeln von Wertstoffen, Bioabfällen, Sperrmüll etc., an die stoffliche Verwertung sowie an die Behandlung und Ablagerung von Siedlungsabfällen nach Stand der Technik fest. Im Anhang B werden die Anforderungen an die oberirdische Ablagerung auf Deponien formuliert und damit zugleich die Rahmenbedingungen für den Einsatz der thermischen Abfallbehandlung festgelegt.

In Bezug auf die Verbrennung sind insbesondere zwei Grenzwerte relevant: Zum einen darf der Gesamt-Kohlenstoff-Gehalt (TOC-Gehalt) der abzulagernden Abfälle drei Masseprozent nicht überschreiten, zum anderen soll der Glühverlust-Anteil der Abfälle nicht höher als fünf Masseprozent liegen. Diese Werte können zur Zeit nur durch eine thermische Behandlung der Abfälle erreicht werden. Die Kriterien werden zum 1. Juni 2005 wirksam, danach dürfte es zu einer verstärkten Nachfrage nach thermischer Behandlungskapazität kommen.

In den letzten fünf Jahren haben TASi und Kreislaufwirtschaftsgesetz die Abfallwirtschaft grundlegend gewandelt. Bis 1996 stiegen die Abfallmengen beständig an, immer häufiger war vom Müllnotstand die Rede. Inzwischen sind in nahezu allen Regionen aus vielfältigen Gründen die Abfallmengen deutlich zurückgegangen und haben auch jüngere Prognosezahlen unterschritten. Deponiebetreiber und Eigentümer von Müllverbrennungsanlagen fragen sich, wie sie ihre Einrichtungen auslasten können. Dazu haben Abfallvermeidung ebenso beigetragen wie höhere Verwertungsquoten. Zunehmend werden dabei industrielle thermische Prozeßanlagen, wie Zementwerke, Hochöfen oder Kraftwerke, als Möglichkeiten angesehen, alternative Wege der Abfallverwertung zu beschreiten.

2.3 17. BUNDESIMMISSIONSCHUTZVERORDNUNG

Anlagen zur thermischen Abfallbehandlung, ihre Errichtung, ihr Betrieb und auch wesentliche Änderungen sind grundsätzlich genehmigungsbedürftig und unterliegen dem förmlichen Genehmigungsverfahren nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG). Darin sind Vorgaben gemachte, Anlagen so zu betreiben, dass

- schädliche Umwelteinwirkungen und sonstige Gefahren, Nachteile und Belästigungen für die Allgemeinheit und die Nachbarschaft vermieden werden,
- dem Stand der Technik entsprechende Maßnahmen zur Emissionsbegrenzung ergriffen werden,
- Abfälle vermieden werden, es sei denn, sie werden ordnungsgemäß und schadlos verwertet oder beseitigt,
- entstehende Wärme, soweit technisch möglich und mit den anderen Vorgaben vereinbar, zu nutzen.

Neben den allgemeinen Bestimmungen des BImSchG ist insbesondere die 17. Verordnung (17. BImSchV) zu seiner Durchführung für die Begrenzung der Emissionen von Abfallverbrennungsanlagen relevant. Die Anforderungen an die Emissionen lassen sich einerseits durch eine Nachbehandlung der Rauchgase, andererseits durch feuerungstechnische Maßnahmen erreichen. Die 17. BImSchV definiert neben den Anforderungen an die Feuerung (Mindesttemperatur 850°C und zwei Sekunden Verweilzeit bei einem Sauerstoffgehalt von mindestens 6 Volumenprozent) die maximal zulässigen Emissionsgrenzwerte, die von Neuanlagen seit Dezember 1990 erfüllt werden müssen und an denen sich auch der Entwurf der EU-Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen orientiert.

Gegenüber der TA Luft von 1986 verschärft die 17. BImSchV alle Grenzwerte noch einmal deutlich. Zum ersten Mal wird dabei auch ein Limit für Dioxine und Furane gesetzt, das bei 0.0000001 mg/m³ sogenannten Toxizitätsäquivalenten (TE) liegt. Dabei handelt es sich um einen Summenwert für beide Stoffklassen, die viele chemische Homologe bilden. Da in der Umwelt fast immer Gemische von Dioxinen (PCDD) und Furanen (PCDF) vorkommen, hat man diese TE

eingeführt, um ihre Gesamtwirkung angeben zu können. Die relative toxische Wirkung der einzelnen PCDD- bzw. PCDF-Verbindung wird auf das am stärksten wirksame 2,3,7,8-TCDD bezogen und durch einen Toxizitätsäquivalentfaktor wiedergegeben.

2.4 EU-VERBRENNUNGSRICHTLINIE

Im November 2000 hat das Europäische Parlament die "Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen"⁷ verabschiedet, die im Oktober 1998 von der Kommission vorgelegt worden war. Ihre Zielsetzung ist die signifikante Reduktion von Schadstoffemissionen, obwohl die Menge des verbrannten Abfalls in der Gemeinschaft seit 1990 von 31 Millionen Tonnen auf inzwischen 56.5 Millionen Tonnen pro Jahr gestiegen ist.⁷

Die Richtlinie soll in diesem Sinne u.a. einen wesentlichen Beitrag zur Erreichung der Vorgaben des Fünften Umwelt-Aktionsprogrammes leisten, demnach die Dioxin- und Furanemissionen aus bekannten Quellen von 1985 bis 2005 um 90 Prozent verringert werden soll. Erstmals wurde deshalb jetzt ein Grenzwert für diese Stoffe bei 0.1 Nanogramm pro Normkubikmeter Abluft festgelegt. Ein Ausschluss für PVC, wie von einigen nichtstaatlichen Organisationen gefordert, ist in der Richtlinie nicht enthalten. Durch die Festsetzung strenger Emissionsnormen für die Anlagen soll vielmehr sichergestellt werden, dass der Verbrennungsvorgang die Umwelt nicht schädigt, unabhängig davon, was verbrannt wird.

Im einzelnen wurden für Großfeuerungsanlagen Grenzwerte festgelegt, die nach Größe der Anlage und Art der Abfälle differieren. Weitgehend einheitlich sind sie für feste und flüssige Brennstoffe sowie für Biomasse bei Anlagen mit einer Leistung von größer 300 MWth. Für die festen Abfälle und Biomasse gilt als Randbedingung ein Sauerstoffgehalt von sechs Prozent, für flüssige Abfälle drei Prozent O₂-Anteil.

Alle Angaben erfolgen in Milligramm pro Normkubikmeter Abgas (mg/Nm³):

Feste Brennstoffe

Schadstoffe	50 bis 100 MWth	100 bis 300 MWth	>300 MWth
Schwefeldioxid	850	850 bis 200*	200
Stickoxide	400	300	200
Staub	50	30	30

Biomasse

Schadstoffe	50 bis 100 MWth	100 bis 300 MWth	>300 MWth
Schwefeldioxid	200	200	200
Stickoxide	350	300	300
Staub	50	30	30

Flüssige Brennstoffe

Schadstoffe	50 bis 100 MWth	100 bis 300 MWth	>300 MWth
Schwefeldioxid	850	850 bis 200*	200
Stickoxide	400	300	200
Staub	50	30	30

* lineare Abnahme von 100 bis 300 MWth

Darüber hinaus wurden Emissionsgrenzwerte für Schwermetalle sowie gemeinsam für Dioxine und Furane festgelegt, wobei die Konzentrationen in Milligramm pro Normkubikmeter bei den Metallen, in Nanogramm pro Normkubikmeter bei den organischen Verbindungen angegeben sind:

⁷ Directive 2000/EC of the European Parliament and of the Council on the incineration of waste, Brüssel, 21.11.2000

Schadstoff	C
Cadmium und Thallium	0.05
Quecksilber	0.05
Antimon, Arsen, Blei, Chrom, Kobalt, Kupfer, Mangan, Nickel und Vanadium	0.5
Dioxine und Furane	0.1

Für alle beteiligten Zweige und Anlagen wurden einheitliche Grenzwerte festgelegt. Zudem wird der Mülltourismus verhindert.

3. TECHNIK

3.1 VERBRENNUNGSVORGANG

Das Hauptziel der modernen thermischen Behandlung von Abfällen liegt darin, sie in eine umweltverträgliche Form zu überführen, die entweder eine Verwertung oder eine nachsorgearme Ablagerung erlaubt. Im einzelnen bedeutet das die weitestgehende Stabilisierung, Mineralisierung und Hygienisierung der Abfälle, die Zerstörung organischer Schadstoffe bei hohen Temperaturen, die Einbindung von Schwermetallen in eine mineralische Feststoffmatrix mit hoher Immobilität sowie die Abscheidung und Aufkonzentrierung flüchtiger Schadstoffe zur kontrollierten Beseitigung.

Darüber hinaus geht es um die Verringerung des Abfallvolumens und damit des Flächenverbrauchs für abzulagernde Abfälle. Die Verbrennung dient zudem zur Rückgewinnung der Energie (energetisches Recycling), die im Abfall enthalten ist, oder zur Herstellung von wiederverwertbaren Produkten (stoffliches Recycling).

Durch das energetische Recycling wird eine Schonung natürlicher Ressourcen in Form von Primärbrennstoffen oder die Verbesserung der Kohlendioxid-Emissionsbilanz ermöglicht. Zudem entscheidet die Höhe der auskoppelbaren, überschüssigen Energie, die in Strom oder Prozesswärme umgesetzt wird, wesentlich über die Wirtschaftlichkeit einer thermischen Entsorgungsanlage.

Die Verbrennung ist chemisch betrachtet eine Oxidation, also eine Reaktion mit Sauerstoff. Neben der klassischen Verbrennung von Abfällen werden heute eine Reihe alternativer thermischer Abfallentsorgungsverfahren angeboten. Im wesentlichen nutzen sie drei grundlegende Prozessschritte: die Verbrennung (Reaktion mit Sauerstoffüberschuß), die Vergasung (Sauerstoffunterschluß) und die Pyrolyse, auch Entgasung oder Verschwelung genannt, die unter Luftausschluß abläuft.



3.2 FEUERUNGSTECHNIK

Das klassische Verfahren für die thermische Behandlung von Siedlungsabfällen ist die seit Jahrzehnten praktizierte Verbrennung auf dem Rost, hier liegen weltweit eindeutig die größten Erfahrungen von insgesamt mehr als 500 Anlagen² vor. Auch in Deutschland dominiert dieser Anlagentyp eindeutig, von den 60 in Betrieb befindlichen Einrichtungen arbeiten nicht weniger als 57¹ mit verschiedenen Rostfeuerungen.

3.2.1 ROSTSYSTEME MIT NACHGESCHALTETEN BRENNKAMMERSYSTEMEN

Für die Verbrennung von Restabfällen auf dem Rost sind keine Vorbehandlungsschritte erforderlich, von der Zerkleinerung von Sperrmüll einmal abgesehen. Die Anlagen sind in Verbrennungseinheiten (Linien) aufgebaut, deren Durchsatzleistung zwischen drei und 40 Tonnen pro Stunde variiert. In Europa sind Anlagengrößen zwischen 20.000 und über 700.000 Tonnen pro Jahr Durchsatz realisiert. Die durchschnittliche Anlagenleistung in Deutschland liegt bei 193.000 t/a². Die mittlere Verfügbarkeit erreicht über 80 %, wobei im allgemeinen mit 7.500 Betriebsstunden im Jahr gerechnet wird.²



MVA-Weisweiler (Aachen)

Bei der Rostfeuerung fallen Rückstände zwischen 29 und 35 Gewichtsprozenten an, wobei Schlacke mit 22 bis 25 Gewichtsprozenten den größten Anteil stellen. Rückstände aus der Rauchgasreinigung erreichen sieben bis 10 Gewichtsprozent².

Je nach Führung der Rauchgasableitung kommen in Bezug auf den eingebrachten Abfallstrom unterschiedliche Feuerungen zum Einsatz. Bei einer Gleichstromfeuerung, die sich für trockene, schnellzündende und heizwertreiche Brennstoffe anbietet, strömen Brennstoff und Rauchgas in die gleiche Richtung durch den Feuerraum. Die Gegenstromfeuerung indes läßt die Rauchgase dem Abfall entgegenströmen. Sie ist besonders bei feuchtem, heizwertarmen Brennmaterial geeignet. Die dritte Variante, die Mittelstromfeuerung, versucht einen Kompromiss zwischen den vorgenannten Prozessen.

Grundsätzlich übernehmen Roste die Aufgabe, den Abfall zu transportieren, durch mechanische Bewegungen eine Schürwirkung zu erzielen und eine geregelte Zufuhr von Verbrennungsluft zu ermöglichen. In Deutschland sind vorzugsweise drei Rost-Grundsysteme verbreitet: das Walzen-, Vorschub- und Rückschubrost.

3.2.2 WIRBELSCHICHTREAKTOREN

Die Wirbelschichttechnik wird seit vielen Jahren bei chemischen Prozessen angewendet, bei der Müllverbrennung in Deutschland und Mitteleuropa ist sie noch selten. Während in Japan über 60 Anlagen laufen, sind es in ganz Europa nur sechs, davon vier in Skandinavien². Allerdings sieht man in Deutschland für Wirbelschichtanlagen zur thermischen Behandlung bzw. energetischen Verwertung von Siedlungsabfällen eine Perspektive, z.B. bei abgetrennten hochkalorischen Fraktionen.

Das Prinzip der Wirbelschichtfeuerung beruht darauf, dass eine Schüttung von körnigem, inerten Material (z.B. Sand und Asche) gemeinsam mit dem Abfall in einem Reaktor verwirbelt werden. Durch einen Düsenboden strömt Luft, wirbelt das Gemisch auf und hält es in der Schwebelage. Aufgrund der turbulenten Bewegung der Feststoffpartikel kommt es zu einer intensiven Durchmischung der Bettmasse mit den eingebrachten Brennstoffen, die fest, flüssig oder gasförmig sein können.

Der Abfall wird direkt in die Wirbelschicht eingebracht oder oberhalb der Schicht abgeworfen. Der Verbrennungsvorgang läßt sich über die Primärluft steuern, die durch den Düsenboden in den Feuerungsraum gelangt. Zum einen muß sie eine ausreichende Fluidisierung gewährleisten, zum anderen können die Verbrennungsbedingungen durch den Sauerstoffgehalt in der Luft beeinflusst werden. Für einen vollständigen Ausbrand wird Sekundärluft in den oberen Bereich des Wirbelschichtreaktors eingeblasen.

Die heißen Rauchgase aus der Wirbelschichtfeuerung haben gegenüber dem Rost einen viel höheren Staubanteil, der vor allem als Kesselasche anfällt. Aufgrund der besonderen

Abbrandbedingungen weist die ausgeschleuste Asche in der Regel brennbare Bestandteile von unter einem Prozent (angegeben als Kohlenstoff) auf.

Die Lurgi Umwelt GmbH hat mit der Zirkulierenden Wirbelschichtfeuerung (ZWS) eine Alternative entwickelt, die in Anlagen ab ca. 70.000 t Jahresdurchsatz eine hohe Energieausbeute bei wirtschaftlicher Betriebsweise ermöglicht, da sehr günstige Dampfparameter (500°C, 90 bar) erreicht werden.

3.2.3 THERMOSELECT-VERFAHREN

Das Thermoselect-Verfahren wurde im großtechnischen Maßstab in Fondotoce am Lago Maggiore (Italien) zur Serienreife entwickelt. Seit April 1994 arbeitete die Anlage, die inzwischen stillgelegt worden ist, kommerziell mit einer unbefristeten Betriebsgenehmigung (Jahresdurchsatz 30.000 t/a). Prinzipiell handelt es sich bei diesem Prozess um eine neue Variante des Schmelz-Brenn-Verfahrens, also um eine Pyrolyse mit nachgeschalteter Verbrennung.

Im ersten Prozessschritt werden Abfälle aller Art unvorbehandelt auf einen Teil ihres ursprünglichen Volumens verdichtet und in einen beheizten Entgasungskanal gepreßt. Durch die hohe Verdichtung wird der Restluftanteil erheblich verringert. Unter Ausschluss von Sauerstoff werden mit zunehmender Erwärmung die organischen Bestandteile des Mülls entgast und verkohlt. Die kohleartigen Produkte und die darin eingeschlossenen anorganischen Materialien wie Metalle und Mineralien werden unterbrechungslos in einen Hochtemperaturreaktor eingebracht und unter dosierter Sauerstoffzugabe bei Temperaturen bis über 2000°C behandelt. Kohle wird vergast, die metallischen und mineralischen Bestandteile werden aufgeschmolzen. Chlorierte Kohlenwasserstoffe wie Dioxine und Furane sowie andere organische Verbindungen werden sicher zerstört.

Durch schockartiges Kühlen (Quenchen durch Einsprühen von Wasser auf rund 70°C) des Syntheserohgases wird die Neubildung (De-novo-Synthese) toxischer Substanzen ausgeschlossen. Das Synthesegas (ca. 890 Kubikmeter pro Tonne Abfall²) durchläuft eine mehrstufige Reinigung, in der Schadstoffe absorbiert bzw. kondensiert werden. Danach steht es als Energieträger zur Stromerzeugung, Wärmegewinnung oder Methanolsynthese zur Verfügung. Schadstoffemissionen liegen nach Angaben von Thermoselect Südwest⁸ im Bereich der Nachweisgrenzen.

Die Homogenisierung der mineralischen Bestandteile findet in einem zweiten gekoppelten Hochtemperaturreaktor statt. Unter Zugabe von Sauerstoff und Synthese- bzw. Erdgas entstehen bei Temperaturen bis 2000°C Rohstoffe, deren Qualität Naturprodukten entspricht. Die homogenisierten Metalle und Mineralstoffe trennen sich, werden mit Wasserstrahlen schlagartig abgekühlt, als Granulatgemenge gefahrlos ausgetragen und können ohne weitere Nachbehandlung sofort industriell genutzt werden.



Im Februar 1995 wurde zwischen der Badenwerk AG sowie der Stadt und dem Landkreis Karlsruhe ein Entsorgungsvertrag geschlossen, der den Bau und Betrieb einer Thermoselect-Anlage mit drei Linien von je 75.000 t/a Kapazität vorsah. Die immissionsschutzrechtliche Genehmigung liegt seit Oktober 1996 vor, im März 1997 erfolgte der erste Spatenstich. Seit April 1999 läuft die Anlage im Probetrieb, wobei es aber immer wieder zu Störungen kam. Im November 2000 wurde der Einbau eines neuen Brennkammersystems (die bisher offene

⁸ Presse-Mitteilung der Thermoselect Südwest vom 14.04.1997

Brennkammer wird durch ein geschlossenes System mit Reinigungsstufen ersetzt)⁹ durch das Regierungspräsidium genehmigt, das die Schwierigkeiten beheben soll.

Eine zweite Anlage in Deutschland wird derzeit in Ansbach errichtet, die mit einer Kapazität von 75.000 t/a (eine Linie) Mitte 2001 in den Probetrieb gehen soll.¹⁰ Seit 1994 bereits ist die Müllbehandlung in Herten bei Thermoselect beauftragt, die über drei Linien verfügen wird.

Seit September 1999 läuft in Chiba bei Tokio (Japan) eine Anlage zur Verbrennung von maximal 100.000 t/a Industriemüll, die unter Lizenz von Kawasaki Steel errichtet wurde. Zwei Nachfolgeprojekte sind in der Planung, nachdem das japanische Ministry of Health and Environment im Jahr 2000 die generelle Genehmigung für das Verfahren erteilt hat. Für Arkansas (USA) ist ein Projekt unter Vertrag, die die erste emissionsfreie Anlage generieren soll, indem das Synthesegas in Ammoniak und Wasserstoff umgesetzt wird. Brennmaterial ist in diesem Fall Giftmüll¹¹.

3.2.4 SCHWEL-BRENN-VERFAHREN

Das Schwel-Brenn-Verfahren wurde von der Siemens-KWU (Erlangen) entwickelt und stellt eine Kombination aus Pyrolyse und Hochtemperaturverbrennung dar. Ziel des Konzeptes war die weitgehend rückstandsfreie Umwandlung der Restabfälle in verwertbare Stoffe sowie nutzbare Energie. Von 1988 bis 1996 betrieb Siemens in Ulm-Wiblingen eine Versuchsanlage mit einer Durchsatzleistung von 0.2 t pro Stunde. Schon 1991 nahm die japanische Mitsui Engineering & Shipbuilding Co. Ltd. (MES, Tokio) eine Lizenz auf das Verfahren, seit 1994 lief eine Demonstrationsprojekt in Yokohama mit einem Durchsatz von einer Tonne pro Stunde. Später wurde eine zweite Lizenz an die Takuma Co. Ltd. (Osaka), einen der größten japanischen Hersteller von Rostfeuerungsanlagen, vergeben. 1994 wurde die erste großtechnische Anlage für den Zweckverband Abfallentsorgung Rangau (ZAR) am Standort Fürther Hafen mit einer Kapazität von 100.000 t/a genehmigt, die im Februar 1997 in den Probetrieb ging.

Im Schwel-Brenn-Prozess wird der Abfall zunächst in einer Konversionstrommel bei sauerstoffarmer Atmosphäre auf 450°C erhitzt. Das dabei anfallende Prozessgas wird direkt der nachgeschalteten Brennkammer zugeführt. Im Unterschied zu anderen Verfahren werden die festen, unbrennbaren Bestandteile des Mülls, also Glas, Steine, Eisen und Aluminium, nach der Verschwelung sortenrein und hygienisiert ausgeschleust und als Wertstoffe in den Wirtschaftskreislauf zurückgeführt. Der in der Konversionstrommel entstandene Kohlenstaub wird zerkleinert und gemeinsam mit dem Prozessgas verbrannt. Als Endprodukt in diesem Schritt entsteht ein Schmelzgranulat, in dem anorganische Schadstoffe nicht auslaugbar eingebunden sind und das sich in der Bauindustrie einsetzen läßt. Durch die hohe Verbrennungstemperatur von 1.300°C werden organische Verbindungen wie Dioxine und Furane sicher zerstört. Von einer eingesetzten Tonne Müll bleiben maximal 30 kg übrig, die als Sondermüll entsorgt werden müssen.

Insgesamt fallen Rückstände von etwa 30 Gewichtsprozenten an. Den wesentlichen Anteil bildet das nach Absiebung und Waschung gewonnene Granulat mit ca. 17 Gewichtsprozenten. Zusätzlich werden neun Gewichtsprozent verwertbare Inertmaterialien abgetrennt. Aus der Rauchgasreinigung fallen Reaktionsprodukte wie Salzsäure und Gips und ein Schwermetallkonzentrat in einer Menge von weniger als einem Gewichtsprozent an, das untertägig verbracht oder als Sonderabfall entsorgt werden muß.

Von Ende 1997 bis Juli 1998 kam es zu einem Stillstand der Fürther Anlage wegen erforderlicher Umbauarbeiten an der Reststoffaufbereitung. Kurz nach Wiederaufnahme des Testbetriebs ereignete sich ein zweiter Zwischenfall, der eine weitere Stilllegung der Anlage nötig machte. Im Februar 1999 wurde das Projekt in Fürth im Rahmen einer einvernehmlich Regelung beendet. Auf

⁹ Pressemitteilung der EnBW vom 16.11.2000

¹⁰ Persönliche Mitteilung der Thermoselect S.A. (Locarno, Schweiz) vom 19.12.2000

¹¹ Persönliche Mitteilung der Thermoselect S.A. (Locarno, Schweiz) vom 19.12.2000

Grund rückläufiger Müllmengen und höherer Recyclingquoten war der Zweckverband an einer Fortführung nicht mehr interessiert. Da der vertraglich vorgesehene Übergabetermin nicht eingehalten werden konnte, war Siemens gezwungen, der Beendigung des Projektes zuzustimmen.

Die Probleme der Anlage in Fürth stellen das Schwel-Brenn-Verfahren nach Angaben von Siemens¹² nicht grundsätzlich in Frage. In Japan sind eine Anlage zur Verwertung von Autoschredderresten seit Herbst 1998 (Lizenznehmer Takuma), eine weitere für Hausmüll seit Dezember 1999 in Betrieb (Lizenznehmer MES). An einer zusätzlichen Hausmüll-Verwertungseinrichtung wird seit Ende 1999 gebaut. MES rechnet mit weiteren Aufträgen noch Ende 2000/Anfang 2001.

3.3 RAUCHGASREINIGUNG

3.3.1 ZUSAMMENSETZUNG DER RAUCHGASE

Bei der konventionellen Verbrennung werden je nach Verfahren und Zusammensetzung der Abfälle etwa 4.000 bis 6.000 Normkubikmeter Rauchgas pro Tonne Abfall erzeugt. Abgesehen von den hauptsächlichlichen Verbrennungsprodukten Kohlendioxid und Wasserdampf entstehen eine Reihe von Schadstoffen, die entfernt werden müssen. Mit der Rauchgasreinigung werden durch Entstaubung, durch kombinierte Vorgänge von Kondensation, Absorption und Adsorption sowie durch chemische Reaktion Stäube, gasförmige Schadstoffe und Schwermetalle erfaßt. Die wesentlichen Schadstoffgruppen sind

- Stickoxide (NO, NO₂),
- Saure Schadgase wie Chlorwasserstoff (HCl), Fluorwasserstoff (HF) und Schwefeloxide (SO₂, SO₃),
- Organische Schadstoffe wie polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/PCDF) und polyaromatische Kohlenwasserstoffe
- flüchtige Schwermetalle wie Quecksilber (Hg), Thallium (Tl) und Cadmium (Cd)



Für all diese Stoffe setzt die 17. BImSchV Grenzwerte.

Chloride gelangen bei der thermischen Umsetzung mit Temperaturen oberhalb von 800°C größtenteils in die Gasphase und werden damit zum Bestandteil der Rauchgase. Im Gegensatz zu anderen Schadstoffen lassen sich die in Form von HCl freigesetzten Chloride sehr einfach mit Wasser auswaschen oder mit Reagenzien wie Kalk, Steinmehl u.ä. binden.

3.3.2 ABSCHIEDUNG STAUBFÖRMIGER PARTIKEL

Zur Entstaubung werden verschiedene Verfahren eingesetzt, insbesondere Elektro- bzw. Gewebefilter, wobei auch Kombinationen von Elektrofiltern zur Vorentstaubung und Gewebefiltern zur Abscheidung von Reaktionsprodukten nach einer Additivzugabe möglich sind. Weitere Optionen sind Massenkraftabscheider in Zyklonen oder die Nassentstaubung mit Venturiwäschern.

Elektrostatische Entstauber sind Standardaggregate, die eine breite Einsetzbarkeit und Robustheit aufweisen. Die Staubpartikel werden in einem Hochspannungsfeld mit Ionen und Elektronen negativ aufgeladen und auf positiven Niederschlagselektroden abgeschieden. Die dort abgelagerte Staubschicht wird intermittierend durch Klopfen entfernt.

¹² Persönliche Mitteilung von Siemens-KWU vom 19.12.2000

Gewebefilter bestehen aus einer Vielzahl von Taschen oder Schläuchen, die in Gehäusen angeordnet und in mehrere Kammern unterteilt sind. In den Filtern passieren die Rauchgase eine poröse Schicht, die den Staub zurückhält. Die volle Filterleistung wird erst erreicht, wenn der Staubbelag eine bestimmte Höhe erreicht hat, weil vor allem der Filterkuchen zur Adsorption fähig ist.

Auch der Restkohlenstoffgehalt in den Flugstäuben begünstigen diesen Effekt. Die Abreinigung dieses Kuchens von dem Gewebe erfolgt meistens pneumatisch durch Pressluftstöße im Gegenstrom. Durch diese Stöße werden die auf ein Stützgerüst aufgezogenen Schläuche aufgebläht und die Staubschichten fallen ab.



3.3.3 ABSCHIEDUNG SAURER KOMPONENTEN

Für die Entfernung von sauren, flüchtigen Schadstoffen aus dem Rauchgas werden drei unterschiedliche Verfahren angewendet, wobei die Aggregatzustände der Reaktanden beim Ein- und Austrag als Bezugsgrößen dienen. Das Grundprinzip aller drei Varianten besteht in einer chemischen Reaktion zwischen den sauren Schadgasen und basischen Absorptionsmitteln, wodurch eine Neutralisation erreicht wird. Im einzelnen unterscheidet man

- nasse Verfahren, bei denen Waschlösungen verwendet werden und die Reaktionsprodukte in wässriger Form vorliegen,
- quasi-trockene Verfahren, bei denen die Waschlösung im Rauchgasstrom verdampft und die Reaktionsprodukte in trockenem Zustand abgeschieden werden, sowie
- trockene Verfahren, in denen die Reaktanden trocken in den Rauchgasstrom ein- und ausgetragen werden.

Die Verfahren im Überblick

Verfahren	Chlorabscheidung	Produkt
Nass	Absorption mit Wasser, Kalkmilch oder Natronlauge	Kalk/Salz/ Staubmischprodukt
Quasi-trocken	Absorption mit Kalkmilch und Eindampfung	Kalk/Salz/ Staubmischprodukt
Trocken	Adsorption an Trockenkalk	Abwasser/Mischsalz ggf. Salzsäure

In Europa und Deutschland dominieren Nass- und Quasi-trocken-Verfahren mit einem Anteil über 60 %. Sie haben die geringsten Rückstände und sind deshalb am günstigsten. Der Trend zu diesen beiden Alternativen wird sich in Europa fortsetzen.¹³ Nach der Bertin-Studie¹⁴ ist in Europa die Nasswäsche mit 64% am weitesten verbreitet, gefolgt vom quasi-trockenen mit 22 % und dem trockenen Prozess mit 14 %.

3.3.3.1 NASSVERFAHREN

Bei den nassen Verfahren wird eine Waschflüssigkeit mit den zu reinigenden Abgasen in möglichst innigen Kontakt gebracht, so dass ein Stofftransport von der gasartigen in die flüssige Phase stattfinden kann. Hier werden die Schadgase chemisch absorbiert. Randbedingung dabei ist die

¹³ Gemeinsame Stellungnahme von VCI, VKE und AgPU zum Grünbuch zu PVC der EU-Kommission, 28.09.2000

¹⁴ Bertin Technologies, Feasibility Study of the Salt Mines Storage Route, Tarnos, 14.4.2000

Sättigungstemperatur der Rauchgase. Die Eigenschaften der Waschlauge bestimmt in erster Linie Leistungsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit des Verfahrens. Auswahlkriterien für die Waschflüssigkeit sind insbesondere eine hohe Selektivität gegenüber den abzuscheidenden Komponenten, eine hohe Aufnahmefähigkeit für die Schadgase, niedriger Dampfdruck und hohe Siedetemperatur, geringe Konzentration an Waschmitteldampf im gereinigten Abgas sowie ein günstiger Preis.

Das Nassverfahren wird häufig zweistufig und pH-abhängig durchgeführt. Im ersten stark sauer gefahrenen Wäscher werden bei pH-Werten zwischen 0.5 und 1.5 überwiegend Chloride, Fluoride, Bromide und noch vorhandene, leicht flüchtige Schwermetalle wie Quecksilber gelöst. Die Schwermetalle werden z.T. aus ihrer oxidischen, schwerlöslichen Form in leichtlösliche Chloride überführt.

Diese müssen aus dem Abwasser durch Fällung oder Ionenaustausch entfernt oder nach einer Sprühtrocknung im nachgeschalteten Entstauber abgeschieden werden.

In der zweiten Waschstufe werden bei fast neutralem Milieu (pH-Wert 6 bis 7) Schwefeldioxid und -trioxid ausgewaschen. Dem Wasser wird dazu preiswertes Kalkhydrat ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) bzw. Kalkstein (CaCO_3) oder Natronlauge (NaOH) zugesetzt. Im Wäschersumpf kann durch Aufoxidation von Calciumsulfit Gips (Calciumsulfat) entstehen.



3.3.3.2 QUASI-TROCKEN VERFAHREN

Bei quasi-trockenen Verfahren werden Lösungen oder Suspensionen als Neutralisationsmittel (z.B. Kalkmilch) flüssig eingebracht und im heißen Rauchgasstrom zerstäubt. Die entstehenden Salze werden in einem nachgeschalteten Entstauber dann trocken abgetrennt. Menge und Konzentration des Absorbermediums müssen dabei so bemessen sein, dass die im Rauchgas enthaltene Wärme ausreicht, das Wasser zu verdampfen, ohne dass der Taupunkt unterschritten wird und Kondensationsvorgänge einsetzen. Die Temperatur im Rauchgas wird durch das Einsprühen des Absorbens herabgesetzt, darf aber nicht unter 130°C fallen, weil sonst eine Verklebung des Gewebefilters eintritt und das Gemisch aus Reaktionsprodukt und Reagens nicht mehr staubförmig und ohne Verkrustungen abgeschieden werden kann. Die abgeschiedenen Stäube werden in der Regel als Bergversatz verwertet.

3.3.3.3 TROCKENVERFAHREN

Bei diesen Verfahren erfolgt die Abscheidung durch die Reaktion der Schadgaskomponenten mit trocken in den heißen Rauchgasstrom eingeblasene Absorptionsmittel. Die Reaktionsprodukte werden dann in einem nachgeschalteten Entstauber entfernt. In nahezu allen Fällen wird Kalkhydratpulver zur Neutralisation verwendet, da es z.B. gegenüber dem preiswerteren Kalziumoxid eine deutlich erhöhte Oberfläche besitzt und damit reaktionsfreudiger ist.

Die Gas-Feststoff-Reaktion erfolgt in mehreren Phasen. Zwingend notwendig ist die gleichmäßige Verteilung der Reaktanden im Rauchgas. Um die Reaktion des Additivs mit den Schadstoffen zu verbessern und den Überschuss des Absorptionsmittels in Grenzen zu halten, wird das Rauchgas üblicherweise durch Einsprühen von Wasser auf 140 bis 160°C abgekühlt, weil sich mit sinkender Temperatur die Abscheideleistung erhöht. Zur Entfernung der Reaktionsprodukte und des im Überschuss eingesetzten Absorptionsmittels werden fast ausschließlich Gewebefilter eingesetzt. Dabei stellt der Filterkuchen selbst noch eine Reaktionsschicht dar.

Um den Chemikalienbedarf zu senken und Kosten zu sparen, wird das abgeschiedene und nur teilweise verbrauchte Absorptionsmittel bis zu zehnmal im Kreis gefahren, bevor eine optimale, mittlere Beladung erreicht ist und eine Ausschleusung erfolgt. Durch Beimischung von Aktivkohle

oder -koks in einer Menge zwischen 1.5 und 5 Gewichtsprozenten² lassen sich gleichzeitig auch leichtflüchtige Schwermetalle sowie organische Schadstoffe in den Gewebefiltern binden und ausschleusen.

Trockene Verfahren schienen noch in den 70er und 80er Jahren ungeeignet, die damals gültigen Emissionsgrenzwerte der TA Luft einzuhalten. Inzwischen wurden die Verfahren aber so weiterentwickelt, dass selbst die deutlich verschärften Anforderungen der 17. BImSchV eingehalten werden.¹⁵

3.3.4 ENTSTICKUNG

Wie bei jeder Verbrennung mit Luft entstehen auch bei der Abfallbeseitigung Stickoxide (NO_x), wenn höhere Temperaturen vorliegen. Bereits durch Primärmaßnahmen wie optimierte Feuerungsführung (gestufte Verbrennung), Begrenzung der Verbrennungstemperatur und Rezirkulation von Rauchgasen in den Feuerraum lässt sich ein mittlerer NO_x -Wert von 300 bis 350 mg/m^3 erreichen².

Zur weiteren Verringerung der Emissionen bzw. zur Einhaltung des Grenzwertes der 17. BImSchV müssen zusätzliche Sekundärmaßnahmen ergriffen werden. Im wesentlichen stehen zwei Verfahren zur Wahl, die nichtkatalytische (SNCR, selectiv non-catalytic reduction) und die katalytische Entstickung (SCR-Verfahren).

Die SNCR ist das preisgünstigere Verfahren, weil der verfahrenstechnische Aufwand geringer ist. Dabei wird noch im Feuerraum Ammoniak bzw. Ammoniakwasser bei Temperaturen zwischen 800 und 950°C eingesprüht, als Reaktionsprodukte entstehen Stickstoff und Wasser, die ja ohnehin Luftbestandteile sind. Alternativ können auch Harnstoff oder aufbereitete Gülle aus der Tierhaltung im Temperaturbereich von etwa 900 bis 1050°C eingesetzt werden. Da die Reaktionen nur in diesen relativ schmalen Temperaturbereichen stattfinden, wird das Reduktionsmittel im Überschuss eingesetzt.

Mit der SNCR lässt sich eine NO_x -Verringerung um 40 bis 80 % (im Mittel 50 %) erreichen². Ein günstiger Nebeneffekt ist, dass die Neubildung von Dioxinen und Furanen eingeschränkt wird, weil Ammoniak als Inhibitor wirkt.



Beim katalytischen Verfahren SCR (selectiv catalytic reduction) werden die mit Ammoniak oder Harnstoff vermischten Rauchgase über einen Katalysator geleitet. Bei Temperaturen zwischen 250 und 450°C² (150 und 400°C¹³) werden die Stickoxide zu Stickstoff und Wasserdampf umgesetzt. Dabei können auch organische Schadstoffe wie z.B. PCDD und PCDF oxidativ zerstört werden. Weil Stäube, Schwermetalle und saure Schadstoffe wie insbesondere Schwefeldioxid zur Verstopfung bzw. zur Vergiftung des Katalysators führen können, ist die katalytische Entstickung grundsätzlich hinter der Entstaubung und Abscheidung saurer Gase angeordnet. Da die Rauchgase dabei auf unter 200°C abkühlen, müssen sie auf die erforderliche Reaktionstemperatur aufgeheizt werden, was über Wärmetauscher oder unter Einsatz von Primärenergie realisiert wird.

Mit der katalytischen Entstickung lassen sich hohe Abscheidungsraten zwischen 70 und 90% erreichen, so dass NO_x -Werte kleiner 70 mg/m^3 sicher eingehalten werden.

¹⁵ ATV-Information, Thermische Behandlung von Abfällen, Hennef, April 1999

3.3.5 RÜCKSTÄNDE UND REAKTIONSPRODUKTE DER RAUCHGASREINIGUNG UND IHRE ENTSORGUNG

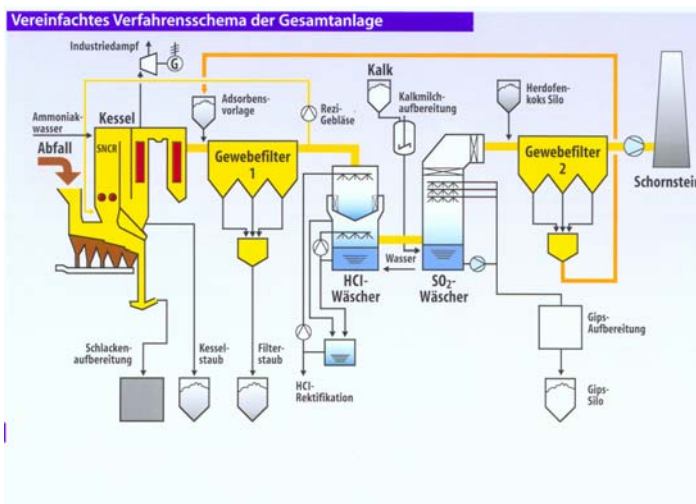
Bei der Müllverbrennung entstehen grundsätzlich drei verschiedene Rückstände: Direkte Verbrennungsreste, Materialien aus der Rauchgasbehandlung sowie überwiegend gasartige Emissionen über den Schornstein. Den größten Anteil bilden Aschen bzw. Schlacken, die in der Regel 25 bis 30 % des verbrannten Mülls ausmachen¹⁴. Die typische Zusammensetzung enthält 30 bis 50 % Glas, 30 bis 60 % Sand, 10 bis 20 % Metallschrott (insbesondere Eisen) sowie 5 bis 20 % Wasser¹⁴. Die Rückstände aus der Rauchgasbehandlung fallen im Kessel (5 %), in den Filtern (20 %) und bei der Neutralisation (12 %) an¹⁴. Die Reststoffe aus der Neutralisation bestehen hauptsächlich aus den Neutralisationssalzen (Natriumchlorid, Calciumchlorid etc.) und den im Überschuss eingesetzten Neutralisationsreagenzien (Natronlauge, Calciumhydroxid, Natriumcarbonat).

Das Rauchgasreinigungsverfahren hat direkten Einfluß auf die Menge und die Zusammensetzung der Rückstände aus der Rauchgasreinigung – abhängig von der Konzentration der sauren Bestandteile, die insbesondere Salzsäure und Schwefeloxide ausmachen.

Wie in den vorausgegangenen Abschnitten aufgezeigt, werden zur Abscheidung der sauren Komponenten in erster Linie nasse, quasi-trockene und trockene Verfahren eingesetzt. Hierbei entstehen im Durchschnitt 29.3 kg Rückstände pro Tonne Abfall im nassen Verfahren, 50.3 kg/t im quasi-trockenen und 51.7 kg/t im trockenen Prozess¹⁴.

In Europa (EU) fallen nach jüngsten Erhebungen¹⁴ 1.690 Kilotonnen pro Jahr an Reststoffen aus der Rauchgasreinigung an – 482 kt/a, also mehr als ein Viertel davon, in Deutschland. Bislang werden derartige Substanzgemische in aller Regel deponiert, in der Bundesrepublik als sogenannter Bergversatz unter Tage eingelagert. Neben 400 kt/a aus eigenen Müllverbrennungsanlagen übernimmt Deutschland nahezu dieselbe Menge (394 kt/a) von seinen Nachbarn Schweiz, Dänemark und den Niederlanden.

Für die Zukunft zeichnen sich allerdings alternative Nutzungsmöglichkeiten ab, die dem Recycling-Gedanken noch mehr entsprechen. In Deutschland gibt es eine zunehmende Anzahl von Anlagen, die die Nasswäsche nutzen, um den Chlorwasserstoff aus den Rauchgasen separat zu absorbieren und die entstehende Salzsäure für kommerzielle Zwecke aufzuarbeiten. Um die Konzentration der Säure zu erhöhen, wird die wäßrige Lösung im allgemeinen nach der ersten Absorption zu einem zweiten Absorptionsschritt in den Wäscher zurückgeführt.



Um die Konzentration der Säure zu erhöhen, wird die wäßrige Lösung im allgemeinen nach der ersten Absorption zu einem zweiten Absorptionsschritt in den Wäscher zurückgeführt.

Danach liegt die HCl-Konzentration bei 10 bis 12 %. Die Produktion von Salzsäure von weniger als 20 % ist bedeutend einfacher, hat aber ein wesentlich niedrigeres Marktpotential. Die Erhöhung der HCl-Konzentration auf rund 30 % ist deshalb kommerziell deutlich attraktiver.

Derzeit arbeiten fünf Anlagen in Deutschland mit Salzsäuregewinnung, drei weitere sind im Bau. Mitte 1999 wurde die *Müllverwertung Rugenberger Damm* in Hamburg offiziell in Betrieb genommen, die für den Durchsatz von 320.000 Tonnen Abfälle pro Jahr ausgelegt ist und als Nebenprodukt Salzsäure erzeugt. Bei der Abgasreinigung entsteht in der sauren Wäsche eine 10 bis 12 %ige Rohsalzsäure. Diese wird in einer unabhängig betriebenen Rektifikationsanlage zu mindestens 30 %iger Salzsäure aufbereitet.

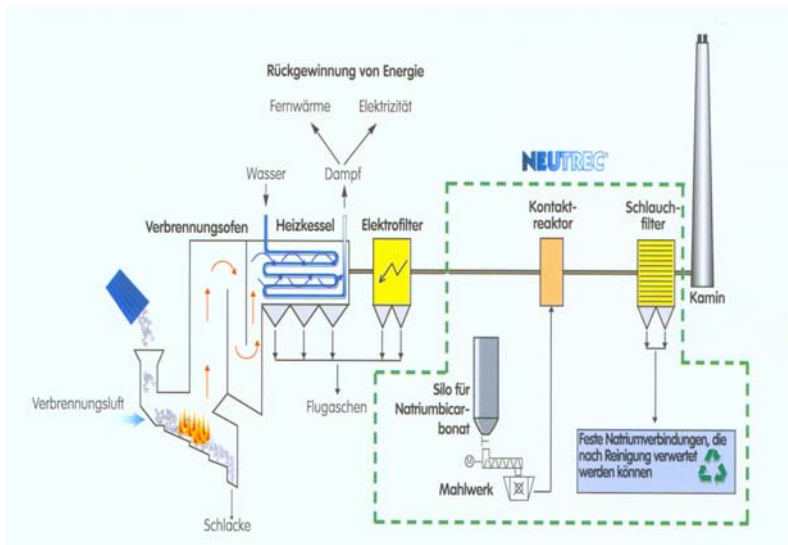
In mehreren Behandlungsstufen werden störende Bestandteile der Rohsäure wie z.B. andere Halogenverbindungen, Ammoniak, Staub sowie andere anorganische und organische

Verbindungen abgetrennt. Anschließend wird in einem Destillationsprozess, bei dem Calciumchlorid zur Verschiebung des azeotropen Punktes eingesetzt wird, aus der vorbehandelten Rohsäure HCl-Gas erzeugt, das mit vollentsalztem Wasser zu 30%iger Produktsäure aufbereitet wird.¹⁶

Eine Alternative zur HCl-Gewinnung ist der sogenannte Neutrec-Prozess, der von Solvay entwickelt wurde und die Neutralisation der sauren Gase durch Natriumbicarbonat mit dem chemischen Recycling der salzartigen Rückstände verbindet. In dem Verfahren wird trockenes Natriumbicarbonat ohne vorherige Nasswäsche eingedüst. Im Vergleich mit Calciumhydroxid, das üblicherweise in der klassischen Trocken-Behandlung der Rauchgase verwendet wird, generiert das Neutrec-Vorgehen weniger feste Rückstände.

Dafür gibt es mehrere Gründe: Zum einen hat Natriumbicarbonat eine höhere Oberfläche und Reaktivität, so dass der Überschuss an Reagens niedriger ausfallen kann. Zum anderen setzt das überschüssige Bicarbonat Kohlendioxid frei und zum dritten enthalten die entstehenden Reststoffe im Gegensatz zum Calciumhydroxid-Pfad kein Kristallwasser. So entstehen nach Schätzung von TNO im Neutrec-Verfahren ca. 15 Kilogramm Reststoffe pro Tonne Müll, deutlich weniger als beim herkömmlichen Trocken-Prozess, wo der Wert bei ca. 27 kg/t beträgt.¹⁷

Die Rauchgasreinigung ist aber nur der erste Schritt im Neutrec-Verfahren. Der zweite Abschnitt umfasst die Reinigung der Rückstände aus der Rauchgasbehandlung. Zunächst werden die Salze in Wasser gelöst und anschließend über mehrere Filtrationsstufen (u.a. Sand, Aktivkohle, Ionenaustauscher) gereinigt. Im Ergebnis enthält die Salzlake Natriumchlorid, Natriumsulfat und Natriumcarbonat, das in die Bicarbonaterzeugung zurückgespeist wird.



Im ganzen generiert der Neutrec-Prozess nur 2,5 kg/t Müll, wovon die Hälfte Feuchtigkeit ist. Das ist der niedrigste Wert von allen Verfahren überhaupt.¹⁷

Auch Akzo Nobel hat Versuche unternommen, das Aufkommen von Reststoffe aus der Rauchgasreinigung zu minimieren. So enthalten Rückstände aus Sprühtrocknern lösliche und unlösliche Salze. Die lösliche Fraktion ist - mit Ausnahme von einigen Schwermetallsalzen - Bestandteil des natürlichen Salzwassers und damit ökologisch unbedenklich. Die Rückstände werden in Wasser gelöst, die gelösten schwermetallhaltigen Salze ausgefällt und alle Feststoffe abfiltriert. Die nachbleibende Lösung kann eingeleitet werden. Insgesamt lassen sich die Rückstände mit dieser Methode von 15.0 kg/t Abfall auf 7.4 bis 10.4 kg/t verringern.¹⁷

¹⁶ Umwelterklärung 2000 der Müllverwertung Rugenberger Damm, Hamburg, April 2000

¹⁷ TNO-Report "MSWC salt residues: Survey of technologies for treatment", L.P.M. Rijpkema, Apeldoorn, August 2000

4. DIE ÖKOLOGISCHE BEDEUTUNG VON PVC IN DER MÜLLVERBRENNUNG

4.1 PCDD/PCDF UNABHÄNGIG VOM PVC-/CHLOR-GEHALT IN DER MÜLLVERBRENNUNG

PVC in der Müllverbrennung hat Auswirkungen auf die Reststoffe aus der Rauchgasbehandlung sowie auf die gasförmigen Emissionen. Im Mittelpunkt des Interesses stehen hier vor allem Dioxine und Furane, obwohl auch andere Emissionen wie z.B. Chlorwasserstoff Relevanz besitzen.

Umgangssprachlich wird die Bezeichnung Dioxine für die Gruppe der perchlorierten Dibenzodioxine (PCDD) und manchmal auch für die polychlorierten Dibenzofurane (PCDF) verwendet. Von den PCDD existieren 75, von den PCDF 135 Isomere, wobei an die Stelle von Chlor auch andere Halogene treten können. Die chemischen und physikalischen Eigenschaften der einzelnen Verbindungen und damit auch ihre Wechselwirkungen mit der Umwelt und ihren Bewohnern unterscheiden sich beträchtlich.¹⁸

Heutige Müllverbrennungsanlagen sind ohne weiteres in der Lage, selbst strenge Abgaswerte von 0.1 Nanogramm (ng) Toxizitätsäquivalente pro Normkubikmeter (TEQ/Nm³) zu erfüllen, wie sie seit 1999 nach der 17. BImSchV in Deutschland gilt und nach dem Entwurf von 1998 auch EU-weit vorgesehen ist. Untersuchungen, die insbesondere vom Forschungszentrum Karlsruhe durchgeführt worden sind^{19,20,21} belegen, dass moderne Müllverbrennungsanlagen eine Dioxin-Senke darstellen. In einer neuen Untersuchung an 8 bayrischen MVA im Zeitraum von 1993 bis 1997 konnten sogar Abscheidegrade für PCDD/PCDF von etwa 99 % festgestellt werden.²²

Für die Dioxin-Belastung im Rauchgas gibt es mehrere Quellen. Zum einen werden PCDD und PCDF zusammen mit dem Müll eingetragen und bei der Verbrennung nicht zerstört. Zum anderen bilden sich derartige Moleküle während der Verbrennung und zum dritten entstehen sie nach der Verbrennung durch sogenannte Denovo-Synthese meist direkt hinter dem Kessel. Moderne Luft-Reinhalte-vorschriften wie in den Niederlanden, Österreich und Deutschland fordern eine Verweilzeit von mindestens zwei Sekunden bei Temperaturen über 850°C und einem Sauerstoffgehalt von mindestens 6%. Unter diesen Bedingungen werden Dioxine und andere organische Verbindungen vor allem dann sicher zerstört, wenn ein effektives Kontrollsystem in der Anlage installiert ist.

Verschiedene Studien belegen, dass PVC in der Müllverbrennung die Bildung von Dioxinen und Furanen nicht begünstigt, sondern sogar den Ausbrand von Feststoffen und Gasen positiv beeinflusst. Die entscheidenden Faktoren bei der Entstehung von PCDD und PCDF sind vielmehr die Anlagenauslegung, die Verbrennungsbedingungen und das Abkühlverhalten der Rauchgase²³.

Weder das erhöhte Chlor-Angebot, noch größere Mengen eventuell als Pigmente vorliegender Kupfer-Verbindungen haben eine signifikante Auswirkung auf die Bildung chlorierter organischer Verbindungen. Insbesondere für PCDD und PCDF konnte selbst bei fünffach erhöhten Chlor-Fracht keine Erhöhung der Konzentrationen im Rauchgas ermittelt werden", so die zusammenfassende Bewertung vom Forschungszentrum Karlsruhe.²⁴

¹⁸ Römpf Chemie Lexikon, Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York, 9. Auflage, 1990

¹⁹ J. Vehlow, H. Vogg, "Thermische Zerstörung organischer Verbindungen", Müllverbrennung und Umwelt 5, EF-Verlag, Berlin, 1991

²⁰ J. Vehlow, H. Vogg, Th. Wanke, F.E. Mark, A.H.M. Kayen, "Co-Combustion of Mixed Plastic Waste and Municipal Solid Waste in the Karlsruhe Test Incinerator TAMARA, Part II: The Influence of PVC and Cu Speciation on the Formation of low Volatile Organic

²¹ The Relationship between Chlorine in Waste Streams and Dioxin Emissions from Waste Combustor Stacks, The American Society of Mechanical Engineers, New York, 1995

²² H.Riedel, "Restmüllverbrennung: Schadstoffverteilung im Gaspfad", Müll und Abfall, 1 (2000), S. 15-24

²³ TNO-Report „PVC and municipal solid waste combustion: burden or benefit?“, TNO Institute of Environmental Sciences, Energy Research and Process Innovation, L.P.M. Rijkema, Apeldoorn, December 1999

²⁴ J.Vehlow, "Korrelation zwischen PVC-Fracht und Dioxinen bei der Mitverbrennung im Restabfall", Forschungszentrum Karlsruhe, Institut für Technische Chemie, Bereich Thermische Abfallbehandlung, September 1996

4.2 SCHWERMETALLE

Die meisten Schwermetalle, die in Müllverbrennungsanlagen auftreten, werden entweder mit der Schlacke ausgetragen oder sind an Partikel gebunden, die sich wiederum durch Kondensation und Sublimation im Filterstaub anreichern. Dieser Effekt läßt sich durch eine wirkungsvolle Entstaubung zur Schwermetallausschleusung nutzen. Nur das leichtflüchtige Quecksilber erfordert eine Feinreinigung mittels geeigneter Additive, die in der Regel aus Aktivkohle bzw. aus einem Aktivkohle/Kalk-Gemisch bestehen.

In Bezug auf Schwermetalle haben Chloride einen positiven Nebeneffekt: Sie sind als Transportmedien zur besseren Mobilisierung und Abscheidung von Schwermetallen bei hohen Verbrennungstemperaturen vorteilhaft.²⁵ Auf diese Weise verbessert PVC die Qualität von Schlacken, indem es die Schwermetalle auf den mengenmäßig kleinen Anteil der Rauchgasreinigungsrückstände konzentriert. Die ca. 300 kg Schlacke pro Tonne Müll werden im Regelfall verwertet, die rund 25 kg Reste pro Tonne Müll müssen als Sonderabfall behandelt werden.

Riedel berichtet über Messungen für wichtige Schadstoffgehalte im Rohgas (meist nach dem Abhitzekeessel) im Vergleich zu ihrer Konzentration im Reingas.²² Dabei gab es überraschende

Ergebnisse: Mit großem Abstand lässt sich Chlorwasserstoff am besten abscheiden-, moderne Anlagen reduzieren diese anorganische Verbindung sehr effektiv. Die Konzentration im Rohgas lag bei 1.300 mg/m³, im Reingas dagegen nur noch bei 0.8 mg/m³ - der Abscheidegrad beträgt 99.94 Prozent, das Verhältnis zwischen Roh- und Reingasgehalt 1.600. Diese Ergebnisse korrigieren Ökobilanzen, die für die Schweiz erstellt wurden und die Faktoren 25 und 100²⁶ nennen, die also um Dimensionen niedriger liegen.

Des weiteren hat Riedel die sauren Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen miteinander verglichen, wobei die Konzentrationen mit dem Versauerungspotential^{22,27} gewichtet wurde. Demnach spielt Chlorwasserstoff mit einem Anteil von nur 0.67 Prozent an den Gesamtemissionen eine völlig untergeordnete Rolle. Noch niedriger wurden die Werte für Fluorwasserstoff (<0.15 Prozent) bestimmt.

Schwefeloxide tragen mit 3,3 Prozent und Stickoxide mit 96,1 Prozent zu den sauren Emissionen bei. Beide Untersuchungsergebnisse legen den Schluss nahe, das bisher die Rolle von Chlorwasserstoff deutlich überschätzt wurde.

4.3 KORROSION

Grundsätzlich sind in Müllverbrennungsanlagen Niedrig- und Hochtemperaturkorrosion zu unterscheiden. Unterhalb des Taupunktes der Säuren wie Salz- und Schwefelsäure tritt Niedrigtemperaturkorrosion auf, oberhalb von 150°C ist diese Art des Rostfraßes ungewöhnlich. Da die Temperatur des Rauchgases am Kesselausgang immer noch 200 bis 230°C beträgt, ist Niedrigtemperaturkorrosion allenfalls hinter dem Kessel im Quenchbereich zu finden, wo die Rauchgastemperatur mit etwa 70°C in der Tat unter dem Taupunkt liegt.²³

Hochtemperaturkorrosion, die wesentlich wichtigere Variante, ist ausschließlich im Kessel anzutreffen. Hauptgrund für ihr Auftreten sind Chloride, wobei der genaue Entstehungsmechanismus noch nicht völlig geklärt ist. Bekannt dagegen ist quantitativ die HCl-Konzentration, die in Müllverbrennungsanlagen toleriert werden kann, wobei Chlor allerdings nicht der einzige Faktor hinsichtlich des Korrosionspotentials ist. So zeigen Untersuchungen an Holzverbrennungsanlagen, in denen die HCl-Konzentration etwa 100fach niedriger liegt als in

²⁵ Dieter O. Reimann, "Einfluß von PVC auf die Müllverbrennung", EntsorgungsPraxis 5/1990

²⁶ Ökoinventare für Verpackungen, Band I, II, Schriftenreihe Umwelt Nr. 250/I, II, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), 1996

²⁷ "Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen", UBA Texte 23/95, 1995

Müllverbrennungsanlagen (typischerweise 12 mg/Nm^3 gegenüber $800 \text{ bis } 1.500 \text{ mg/Nm}^3$), dass Hochtemperaturkorrosion im selben Ausmaß auftritt. Weitere Einflußfaktoren sind die Menge an Metallchloriden in den Dampfrohren, das Verhältnis zwischen Chlor und Schwefel in der Gasphase und das Ascheaufkommen. Auch die Rauchgastemperatur, sein Wasser- und Sauerstoffgehalt, seine Strömungsgeschwindigkeit und das Oberflächenmaterial der Wärmetauscherrohre spielen offenbar eine Rolle^{28,29}.

Obwohl beide Arten der Rostbildung in Müllverbrennungsanlagen auftreten, ist die Niedrigtemperaturkorrosion eindeutig weniger relevant. Das liegt vor allem daran, dass sie sich viel besser durch den Einsatz von Schutzmaterialien beherrschen läßt. Derartige Schutzschilde sind hier deutlich preisgünstiger, einfacher herstellbar und wesentlich effektiver.



Ohne Zweifel spielt Chlor generell eine Rolle bei der Entstehung von Korrosion in Müllverbrennungsanlagen. Doch dieser Effekt ist Chlor-spezifisch, nicht PVC-spezifisch. Selbst bei einer kompletten Entfernung von PVC im zu behandelnden Abfall bleibt das Korrosionsproblem erhalten, weil auch viele andere Stoffe für den Chlorgehalt im Müll verantwortlich sind. Korrosion entsteht durch das Zusammenwirken vieler Faktoren, die Wirkung von PVC kann nicht einzeln betrachtet und angegeben werden.

5. DIE ÖKONOMISCHE ROLLE VON PVC IN MÜLLVERBRENNUNGSANLAGEN

5.1 ENERGIEBILANZ

Da PVC nicht die einzige Chlorquelle im Hausmüll ist, sind die Investitions- und Abschreibungskosten einer Müllverbrennungsanlage unabhängig von der Anwesenheit von PVC in den Abfällen. Die variablen Kosten dagegen können vom PVC-Gehalt im Hausmüll beeinflusst werden, da abhängig vom eingesetzten Rauchgasreinigungssystem Kosten für Neutralisationsmittel oder die Entsorgung von Mischsalzen anfallen. Als Gutschriften sind dagegen die Erlöse für die energetische Verwertung von PVC in Form von Strom oder Dampf zu berücksichtigen.

In den vergangenen Jahren wurden die meisten Müllverbrennungsanlagen so konzipiert, dass die im Müll enthaltene Energie in Strom umgewandelt werden kann. Die Auskopplung von Wärme zu Heiz- oder Prozesszwecken (Kraft-Wärme-Kopplung) läßt sich dagegen in der Regel schwieriger realisieren (Ausnahmen gibt es hier allerdings in Nord- und Westeuropa, so arbeitet z.B. die erwähnte Müllverwertung Rugenberger Damm in Hamburg nach diesem Prinzip).

Die "Ausbeute" an Elektrizität von Müllverbrennungsanlagen liegt zwischen 20 und 25 %. Konventionelle Kraftwerke auf Basis von Gas, Öl oder Kohle erreichen dagegen, immer bezogen auf den Energie-Input, einen Wert von 40 bis 42 %²³. Gelegentlich wird diese Differenz PVC angelastet, vor allem wegen seines Einflusses auf die Korrosion. Doch ist die Hochtemperaturkorrosion, die ohnehin nicht allein auf die Anwesenheit von PVC zurückzuführen ist (siehe Kapitel 4.2), nur einer von vielen Faktoren, die die Energieeffizienz beeinflussen.

²⁸ M. Born, P. Seifert, "Thermodynamische Berechnungen zur chlorinduzierten Korrosion an Heizflächen von Feuerungsanlagen, VGB Technisch-wissenschaftliche Berichte "WärmeKraftwerke", VGB-TW 214, Essen, Mai 1997

²⁹ Ulrich Schirmer, Persönliche Mitteilung, VGB, Essen, September 1999

Dazu zählt u.a. ein großer Überschuss bei der Verbrennungsluft, der zu niedrigeren Temperaturen im Kessel führt und zu höheren Wärmeverlusten des Rauchgases am Ausgang des Kessels. Außerdem wird die Energiebilanz durch einen höheren Eigenverbrauch (15 bis 20 %) an elektrischer Energie --der durch den höheren Aufwand bei der Gasreinigung und beim Reststoffhandling bedingt ist, beeinflusst. Des Weiteren ist ein höherer Wärmeverlust durch die Bodenasche, deren Menge deutlich größer ist als bei Kohle- oder Gaskraftwerken (30 % gegenüber 10 % bzw. 0 %).²³



Die im Hausmüll enthaltenen PVC-Abfälle sind zu 2 % am Heizwert des Hausmülls beteiligt²⁶. Der Mischheizwert von einem Kilogramm PVC beträgt demnach ca. 18 Megajoule. Da der mittlere Heizwert von Müll insgesamt bei 9 bis 10 MJ/kg³⁰ liegt, ist klar ersichtlich, dass PVC wie alle Kunststoffe ein Energieträger in der Verbrennung ist. Da PVC zu 57 Gewichtsprozenten aus Chlor besteht, ist der Heizwert anderer Kunststoffe allerdings noch höher.

5.2 KOSTEN DER RAUCHGASREINIGUNG BEI UNTERSCHIEDLICHEN AUSLASTUNGSGRADEN

Die variablen Kosten einer Müllverbrennungsanlage können vom PVC-Gehalt im Hausmüll beeinflusst werden. Die Zusatzkosten – einschließlich Abschreibung, Kapitaldienst sowie Entsorgungs- bzw. Verwertungskosten für Rückstände - werden insbesondere durch Neutralisationsmittel oder für die Ablagerung von Mischsalzen im Fall der trockenen und quasi-trockenen Reinigungsverfahren verursacht.

Diese Aufwendungen betragen nach den EU-Horizontalstudien ca. 164 €/t für Hart-PVC und 84 €/t für Weich-PVC³¹. Hochgerechnet aus verschiedenen Studien, liegen die Mehrkosten für Deutschland unter 0,25 Euro pro Einwohner und Jahr.^{31,32,33,34,36} Die Bertin-Studie im Auftrag der EU-Kommission stellt fest, die Mehrkosten seien "marginal".⁶

Auch das niederländische Forschungsinstitut TNO hat die spezifischen Behandlungskosten untersucht, die bei der Verbrennung verschiedener Abfallströme entstehen. Im einzelnen wurden die Kosten für Papier, Glas, Metalle, Holz, Biomüll, Kunststoffe insgesamt sowie für PVC hart und weich bestimmt. Wichtig ist die Schlussfolgerung, dass die Kosten von der thermischen Auslastung der Müllverbrennungsanlagen abhängig sind. Deshalb wurden die Behandlungskosten für drei unterschiedliche Auslastungssituationen betrachtet: thermische Vollaustausung, Mengenvollaustausung und Minderauslastung³³.

Bei thermischer Vollaustausung haben Kunststoffe und auch PVC hohe Behandlungskosten, da eine Tonne ihrer Abfälle mehr als eine Tonne Restmüll verdrängt. Bei thermischer Anlagenminderauslastung liegen die Kosten dagegen unter denen des Restmülls. Für Kunststoffe und PVC werden die Aufwendungen z.T. sogar negativ, weil Gutschriften für den Energieeintrag gegen zu rechnen sind. In diesen Fällen könnte bei Anlieferung der Abfälle theoretisch eine Vergütung erfolgen³⁴.

³⁰ Umwelterklärung 2000 der Müllverwertung Rugenberger Damm, Hamburg, April 2000

³¹ AEA-Technology, Economic Evaluation of PVC Waste Management, Report for European Commission Environment Directorate, Juni 2000, Zusammenfassung

³² VCI, VKE, AgPU, Stellungnahme zum Grünbuch zu PVC der EU-Kommission, September 2000

³³ L.P.M. Rijkema, J.A. Zeevalkink, "Specific processing costs of waste materials in a municipal solid waste combustion facility", TNO-report R96/248, 1996

³⁴ Michael Christill, "Behandlungskosten von PVC in einer Hausmüllverbrennungsanlage", PVC-Workshop der Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt e.V., 1997

Derzeit sind in Deutschland nahezu alle Müllverbrennungsanlagen nicht ausgelastet. Nach den Berechnungen der TNO-Studie sind unter diesen Bedingungen die Behandlungskosten für PVC nicht höher als für Restmüll. In Zukunft wird die Auslastung der Anlagen angestrebt. Wie die niederländische Untersuchung zeigt, steigen in diesem Fall für viele Produkte die spezifischen Verbrennungskosten. Für PVC wirkt sich dies dann nicht nachteilig aus, wenn die Forderung nach Einbeziehung bisher externer Kosten der Entsorgung in den Produktpreis für alle Materialien gleichmäßig gilt, wie es z.B. die Enquête-Kommission des Deutschen Bundestages vorschlägt.³⁵

Der Anteil der variablen Kosten von PVC im Hausmüll beträgt etwa 2 %^{32,34} und ist damit nicht dominierend. Die Behandlungskosten für Restmüll würden sich also nur unwesentlich reduzieren, selbst wenn PVC vollständig aus dem Restmüll eliminiert würde. Die gelegentlich behaupteten Mehrkosten von PVC-Müll rechtfertigen deshalb keine Sonderregelung für den Werkstoff. Es besteht zudem die Gefahr, dass Werkstoffe bevorzugt werden, die gleiche oder noch höhere Kosten verursachen. Selbst wenn man Mehrkosten von 0.15 € pro Einwohner und Jahr unterstellt, müsste der Nutzen von PVC-Produkten für den Verbraucher und die Volkswirtschaft in Rechnung gebracht

werden. Dieser beträgt nach verschiedenen Abschätzungen rund 6,14 Milliarden € pro Jahr oder 77 € pro Einwohner und Jahr.

Die kürzlich veröffentlichte Bertin-Studie³⁶ hat die Kosten (Werkstoffbezogene Mehrkosten plus Kosten für durchschnittlichen Siedlungsabfall) verschiedener Materialien in der Müllverbrennung verglichen. Am günstigsten schneiden dabei Kompost, Glas und Papier ab. Kunststoffe dagegen nehmen einen Bereich zwischen 260 und 400 Euro pro Tonne ein. Die häufig unterstellten besonders hohen Aufwendungen für PVC werden nicht bestätigt, vielmehr liegt der Werkstoff mit 320 Euro für Weich-PVC, 340 Euro für Hart-PVC und 330 Euro für PVC allgemein im Mittelfeld aller untersuchten Materialien. Andere Standardkunststoffe (PP, PE etc.) verursachen ähnliche Kosten bei vergleichbaren Rahmenbedingungen. Auch hieran zeigt sich, dass sorgfältig recherchierte Fakten häufig andere Ergebnisse erbringen als bloße Annahmen.

5.3 BEHANDLUNGSKOSTEN FÜR RÜCKSTÄNDE UND REAKTIONSPRODUKTE AUS DER RAUCHGASREINIGUNG

Die Kosten der Müllverbrennung bestimmen verschiedenste Faktoren. Der höchste Einzelwert mit etwa 43 % wird dem Investment zugerechnet, danach folgt mit 20 % die Reststoffbehandlung, die sich wiederum aus Beiträgen für Rostasche (30 %) und Reststoffe aus der Rauchgasreinigung (70 %) zusammensetzen³⁶. Die Kosten für die Reststoffbehandlung variieren in Abhängigkeit von den Anlagenkapazitäten von 17 bis 18 Euro/Tonne Müll bei kleinen Anlagen von rund 18.000 bis 38.000 Tonnen Jahresdurchsatz über 15 bis 17 Euro/t bei mittleren Anlagengrößen (75.000 t/a) bis zu 12 bis 13 Euro bei Großanlagen mit 150.000 t/a³⁶. Die Reststoffbehandlung schließt die Kosten für die Deponierung mit ein, die bei 6 Euro pro Tonne Müll (das entspricht im allgemeinen 5 % der Gesamtkosten) bzw. 180 Euro pro Tonne Reststoffe liegen.

Die festen Rückstände aus der Rauchgasreinigung, die in der trockenen bzw. quasi-trockenen Behandlung anfallen, bestehen aus einem Calcium-Salzgemisch. Grundsätzlich sind dafür auch industrielle Einsatzmöglichkeiten denkbar, die die Kostensituation noch einmal verbessern könnten. Möglich ist die Verwendung als Bestandteil des Streusalzes im Straßenwinterdienst, als Entstaubungs- bzw. Feuchtemittel im Kohlebergbau und in der Offshore-Förderung entweder in Form einer Salzsole als Kühlmittel oder zur Viskositätseinstellung von Bohrschlämmen. Hier sind aber weitere Untersuchungen notwendig.³⁷

³⁵ Auszug aus dem Bericht der Enquête-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt - Bewertungskriterien und Perspektiven für umweltverträgliche Stoffkreisläufe in der Industriegesellschaft", Drucksache 12/8260

³⁶ Bertin Technologies, "Incineration of PVC and other products in MSW", Assessment of additional costs for various wastes with comparison to PVC in domestic Waste Incineration, Tarnos, November 2000

³⁷ Bauer, Solvay Salz GmbH, persönliche Mitteilung

6. ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Schon heute leisten Müllverbrennungsanlagen einen wesentlichen Anteil zur Entsorgung von Restmüll. In den derzeit 60 Anlagen werden rund 13.7 Mio. Tonnen Abfälle entsorgt, weitere Anlagen sind im Bau. Die TA Siedlungsabfall wird zu einem weiteren Ausbau der Kapazitäten führen. Derzeit befinden sich bereits zusätzlich 15 Anlagen im fortgeschrittenen Planungszustand¹. Fünf davon für eine Gesamtkapazität von 1.105 Mio. Tonnen sollen 2002/2003 in Betrieb gehen, fünf weitere zwischen 2004 und 2005 (Gesamtdurchsatzmenge maximal 1.268 Mio Tonnen)¹.

Gemäß der TA Siedlungsabfall dürfen ab 2005 nur solche Abfälle auf Deponien entsorgt werden, die nicht verwertet werden können und höchstens 5 % organische Bestandteile aufweisen, also weitgehend mineralisiert sind. Diese Forderung ist nur über den Weg der thermischen Behandlung möglich. Müllverbrennung heute ist ein hochtechnisierter Vorgang, bei dem Volumen reduziert und organische Schadstoffe sicher zerstört werden, die auf Deponien für erhebliche Schädigungen von Luft und Grundwasser führen. In modernen Anlagen liegen die organischen Anteile mit rund 1 % deutlich unter den gesetzlichen Vorgaben.³⁸

Die Vorteile der thermischen Behandlung nach Stand der Technik sind eindrucksvoll:

- Das Müllvolumen wird auf 10 % reduziert,
- das Müllgewicht auf 30 % verringert,
- die Energie im Müll, dessen Heizwert bis zu 30 % über dem von deutscher Braunkohle liegt, wird genutzt,
- Dioxine, Furane und andere organische Schadstoffe werden vernichtet, moderne Müllverbrennungsanlagen stellen eine Senke hinsichtlich dieser Substanzen dar,
- bestimmte anorganische Stoffe werden aus ihren Verbindungen gelöst (z.B. Schwefeltrioxid) und
- es werden verwertbare bzw. leicht deponierbare Rückstände gewonnen.

Die Rauchgasreinigung hat eine hohe Effektivität und Zuverlässigkeit erreicht. Staub, Schwermetalle und Chlorwasserstoff werden im Bereich von 99 % abgeschieden. Der Dioxin-Emissionswert beträgt in den fortschrittlichsten Anlagen weniger als 0.05 Nanogramm pro Normkubikmeter Rauchgas und stellt die derzeitige Grenze der Messtechnik dar.

Generell hängt die Höhe der Verbrennungskosten vom gewählten Verfahren und den damit verbundenen Investitionen, dem Auslastungsgrad der Anlage und den Folgekosten insbesondere für die Rauchgaswäsche und die Rückstandsdeponierung ab. In Europa werden überwiegend Rostfeuerungen mit nachgeschalteter Rauchgasreinigung betrieben. Dabei dominieren die Nass-



und quasi-trockenen Verfahren mit einem Anteil über 60 %. Diese Prozesse haben die geringsten Rückstände und sind deshalb am preisgünstigsten. Dieser Trend wird sich in Europa fortsetzen. Inzwischen stehen Techniken zur Verfügung, die auf die Vermeidung der Rückstände in Form von Neutralisationssalzen abzielen. Dazu zählen die in Deutschland bei den meisten neuen Anlagen praktizierte HCl-Gewinnung und die Bicarbonat-Technik, die eine Nutzung des im Müll enthaltenen Chlors realisieren.

PVC verursacht in der Müllverbrennung keine Belastungen, die den Betrieb stören. Der Chlorgehalt, der zu 40 bis 50 % durch PVC (andere Schätzungen gehen von 38 bis 66 % aus) eingetragen wird, führt zudem nur zu marginalen Mehrkosten. Deshalb ist es unnötig, PVC-Abfälle

³⁸ Information des Heizkraftwerks (HKW) Nord im Internet, MVV Wissen schafft Lösungen "Thermische Müllverbrennung", 10.01.2000

aus der Müllverbrennung fern zu halten oder einen speziellen Deckungsbeitrag für PVC-Produkte zu erheben. Ob in Zukunft mehr PVC-Abfälle in die Verbrennung gelangen, bleibt abzuwarten: Zum einen steigt die Menge an rückläufigem Altmaterial, zum anderen werden werkstoffliche Recycling-Verfahren insbesondere für die großen PVC-Fraktionen wie Bodenbeläge, Dachbahnen, Fenster, Kabel und Rohre immer umfassender und effektiver. Auch für gemischte PVC-Abfälle sind inzwischen rohstoffliche Verwertungsmöglichkeiten entwickelt worden.

Das Thema PVC in der Müllverbrennung ist in seinen vielfältigen Aspekten durch zahlreiche Studien sehr intensiv erforscht worden. Die gute Datenlage läßt generell den Schluss zu, dass PVC in der Verbrennung kein Problemstoff darstellt. Auch angesichts des großen Nutzens, den der Werkstoff in zahlreichen Anwendungen besitzt, sollte die künftige Diskussion auf Grundlage der vorliegenden Fakten und weniger auf Basis emotionaler Überzeugungen geführt werden.

Hier erfahren Sie alles Wissenswerte über Aufgaben, Struktur und Zielsetzungen der Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt e.V.

Pressemeldungen und aktuelle Berichte informieren umfassend über das Thema PVC und Umwelt.

Über unsere Publikationsliste können Sie kostenlos Unterlagen anfordern. Die PVC-Verwerterliste informiert über die Recycling-Möglichkeiten von PVC in Deutschland.

PVC von A bis Z.

Nutzen Sie den schnellen Service und besuchen Sie uns auf unserer Homepage

Arbeitsgemeinschaft
PVC und Umwelt e.V.
Am Hofgarten 1-2
D-53113 Bonn
T 0049 228 917 83 0
F 0049 228 538 95 94

