

GREENPEACE

OKTOBER 2001

MÜLLVERBRENNUNG UND GESUNDHEIT

Aktueller Forschungsstand über den Einfluss der Müllverbrennung auf die Gesundheit des Menschen.

Von Michelle Allsopp, Pat Costner und Paul Johnston
Greenpeace Forschungslabors,
Universität Exeter, England.

Übersetzung aus dem Englischen: Veronika Neuhold¹

Impressum:

Greenpeace Österreich
Siebenbrunnengasse 44
A-1050 Wien
Tel.: 01/5454580
Fax.: 01/5454588
Office@greenpeace.at

Unser besonderer Dank gilt Dr. Vyvyan Howard, Universität Liverpool (England), Alan Watson, Public Interest Consultants, Gower, Swansea (England), Andy Moore, Community Recycling Network, Bristol (England), Wytze van der Naald, Greenpeace International, sowie Mark Strutt, Greenpeace Großbritannien, für die Revision des vorliegenden Berichts.

¹ Die Übersetzerin behält sich das Recht vor, im Text vorkommende Daten über die EU-Richtlinien zur Verbrennung von Abfällen entsprechend zu aktualisieren, d.h. dem Stand vom Oktober 2001 anzugleichen.

”Gelangen Schadstoffe aus einer Müllverbrennungsanlage in die Luft, können die Anrainer der Anlage diesen Emissionen entweder direkt oder indirekt ausgesetzt sein: direkt über die Atemluft, indirekt über die Nahrungskette, bedingt durch die Ablagerung von Schadstoffen aus der Luft im Boden, in der Vegetation und im Wasser. Bei Schwermetallen und anderen besonders langlebigen Umweltgiften erstrecken sich die möglichen Auswirkungen weit über die unmittelbare Umgebung der Verbrennungsanlage hinaus. Einmal freigesetzt, können Dauergifte große Entfernungen zurücklegen, etliche chemische und physikalische Transformationsprozesse durchlaufen und sich währenddessen immer wieder in der Erde, im Wasser oder in der Nahrung anreichern.”

US National Research Council (2000)

MÜLLVERBRENNUNG UND GESUNDHEIT

VORWORT UND ÜBERSICHT	6
MVA = MÜLLVERURSACHER	7
EXPOSITION DER UMWELT UND DES MENSCHEN MIT MVA-EMISSIONEN	8
GESUNDHEITLICHE AUSWIRKUNGEN	8
MVA-EMISSIONEN UND GRENZWERTE	13
Schornsteinabgase	13
Dioxine	13
Andere organische Verbindungen	13
Schwermetalle	13
Staubpartikel	13
Feste MVA-Rückstände (Schlacken)	14
Die Lösung	14
GREENPEACE FORDERT	15
1. EINFÜHRUNG IN DIE GESUNDHEITLICHEN RISIKEN DER MÜLLVERBRENNUNG	16
Arten der Forschungsstudie	17
1.2 Expositionsstudien	17
1.3 Epidemiologische Studien	18
1.4 Risikobewertung	18
2. GESUNDHEITLICHE BEEINTRÄCHTIGUNG DER MVA ARBEITER	21
2.1 Exposition	22
2.1.1 Dioxine	22
2.1.2 Andere organische Verbindungen	23
2.1.3 Schwermetalle	24
2.1.4 Biomarker	24
2.1.5 Mutagene Verbindungen	25
2.2 Gesundheitliche Risiken	25
2.2.1 Mortalität	25
2.2.2 Morbidität	26
3. GESUNDHEITLICHE BEEINTRÄCHTIGUNG DER MVA ANRAINER	28
3.1 Expositionsstudien	29
3.1.1 Dioxine und PCBs	29
3.1.2 Schwermetalle	30
3.1.3 Biomarker	30
3.2 Gesundheitliche Auswirkungen: Epidemiologische Studien	31
3.2.1 Krebs	31
Weichteilsarkome und Non-Hodgkin-Lymphome	31
Lungenkrebs	31
Kehlkopfkrebs	32
Leberkrebs und andere Krebsarten	33

Krebs im Kindesalter	33
3.2.2 Atemwegserkrankungen	34
3.2.3 Geschlechtsverhältnis	37
3.2.4 Angeborene Anomalien	37
3.2.5 Mehrlingsschwangerschaft	39
3.2.6 Hormonwirkungen	39
3.3 Risikobewertung	40
4. VERSCHMUTZUNG DER UMWELT	42
4.1 Absichtliche und unbeabsichtigte Freisetzung von Schadstoffen	43
4.2 Studien über die Verschmutzung der Umwelt	43
4.2.1 Boden und Vegetation	44
Dioxine	44
Schwermetalle	45
4.2.2 Kuhmilch	45
5. EMISSIONEN AUS MVAS	47
5.1 Emissionen in die Luft	49
5.1.1 Organische Verbindungen	50
Dioxine	50
Die Entstehung von Dioxinen in MVAs	50
Dioxin-Bestandsaufnahmen und Müllverbrennung	51
Emissionswerte neuer und technisch verbesserter MVAs	54
5.1.2 Andere organische Verbindungen	55
PCBs	55
PCNs	55
Chlorbenzole	55
Halogenierte Phenole	56
Bromierte und gemischte halogenierte Dioxine	56
Polychlorierte Dibenzothiophene (PCDBTs)	56
PAHs	56
VOCs	56
5.1.3 Schwermetalle	56
5.1.4 Staubpartikel	58
5.1.5 Anorganische Gase	59
5.1.6 Andere Gase	59
5.2 Emissionen in das Wasser aus Reinigungsanlagen	60
5.3 Emissionen in feste Verbrennungsrückstände	60
5.3.1 Organische Verbindungen	60
Dioxine	60
Andere organische Verbindungen	61
5.3.2 Schwermetalle	61
5.4 Entsorgung der festen Verbrennungsrückstände	62
5.4.1 Entsorgung der Filterasche	63
5.4.2 Entsorgung der Schlacke	64
6. DIE LÖSUNG: MÜLLVERMEIDUNG,	

WIEDERVERWENDUNG UND RECYCLING UND AUSSTIEG AUS DER MÜLLVERBRENNUNG	66
6.1 Probleme der Müllverbrennung	67
6.1.1 Umwelt und Gesundheit	67
6.1.2 Rentabilität	67
6.1.3 Umweltverträglichkeit	68
6.2 Aktuelle EU-Politik und Abfallwirtschaft	68
6.3 Die Lösung: Anwendung des Vorsorgeprinzips und der Null-Emissions-Strategie	69
6.3.1 Anwendung des Vorsorgeprinzips	69
6.3.2 Anwendung der Null-Emissions-Strategie	69
6.3.3 Einführung einer Abfallwirtschaftspolitik, basierend auf VERMEIDUNG, WIEDERVERWENDUNG und RECYCLING	69
7. LITERATURVERZEICHNIS	71
8. ANHANG	81
ANHANG A	81
GESUNDHEITLICHE AUSWIRKUNGEN AUSGEWÄHLTER SCHADSTOFFE AUS DER MÜLLVERBRENNUNG	81
1. Staubpartikel	82
1.1 Einführung	82
1.2 Gesundheitliche Auswirkungen von Staubpartikeln	83
2. Dioxine	84
3. Schwermetalle	88
3.1 Blei	88
3.2 Kadmium	88
3.3 Quecksilber	89
Literaturverzeichnis für Anhang A	90
ANHANG B	95
Liste der Chemikalien, die in den atmosphärischen Emissionen einer Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll nachgewiesen wurden	95

VORWORT UND ÜBERSICHT

Die Entsorgung von Siedlungs- und Industrieabfällen wird weltweit zum wachsenden Problem. Während die Müllproduktion auch in Europa kontinuierlich steigt, werden zunehmend restriktive Gesetze über die zur Deponierung zugelassene Abfallmenge verabschiedet. Gleichzeitig wurden in den letzten Jahren viele Müllverbrennungsanlagen (MVAs) aufgrund neuer, strengerer Bestimmungen über deren Emissionsbegrenzung geschlossen. In Europa müssen Verbrennungsanlagen alle rechtlichen Rahmenbedingungen erfüllen, die in der jüngsten EU-Richtlinie 2000/76/EG vom 4.12.2000 über die Verbrennung von Abfällen festgelegt sind.

Zum Glück gibt es Alternativlösungen zur Müllverbrennung, die helfen, die Müllkrise auf lange Sicht zu überwinden. In erster Linie bezieht man sich dabei auf Strategien zur Müllvermeidung, und damit in engem Zusammenhang stehen Wiederverwendung und Recycling. Trotz dieser Alternativen ist derzeit ein steigender Trend zum Bau und zur Planung neuer MVAs zu beobachten – wohl ein Zeichen dafür, die Müllkrise im Schnellverfahren lösen zu wollen. Verbrennungsanlagen haben sich hier als besonders beliebt erwiesen, geht man doch im allgemeinen davon aus, dass sich das Abfallvolumen durch Verbrennung auf ein Zehntel reduziert und folglich weniger Abfälle deponiert werden müssen.

Das Thema Müllverbrennung löst jedoch Kontroversen aus, sowohl hinsichtlich der möglichen Auswirkungen auf Mensch und Umwelt als auch aufgrund wirtschaftlicher Überlegungen, die Zweifel über die Nachhaltigkeit dieser Technologie aufkommen lassen. Bei der Müllverbrennung gelangen zahlreiche giftige Chemikalien in die Atmosphäre, Schlacke und andere Verbrennungsrückstände werden gebildet. Ein Land, die Philippinen, hat die diesbezüglichen Ängste und Sorgen der Bevölkerung ernst genommen und auf Regierungsebene gehoben. Nach wachsendem Widerstand der Öffentlichkeit gegen die Müllverbrennung wurde 1999 der „Clean Air Act“ erlassen, ein Gesetz, das Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll, medizinische Abfälle und gefährliche Abfälle verbietet. Abfallverminderung, Wiederverwendung und Recycling werden forciert, für Abfälle, die beseitigt werden müssen, werden Alternativen zur Verbrennung empfohlen. Zur gleichen Zeit machen sich verschiedene Regierungen Europas für den Bau von noch mehr MVAs stark.

Der vorliegende Greenpeace-Bericht schließt alle derzeit verfügbaren wissenschaftlichen Erkenntnisse über Emissionen aus MVAs und deren Auswirkungen auf die Gesundheit des Menschen mit ein. Menschen, die in der Nähe einer MVA wohnen oder bei einer solchen Anlage beschäftigt sind, sind Untersuchungen zufolge verstärkt einer Reihe gesundheitlicher Gefahren ausgesetzt. Dazu zählen ein erhöhtes Krebsrisiko (sowohl bei Kindern als auch bei Erwachsenen), Atemprobleme, Herzkrankheiten, Schädigung des Immunsystems, allergische Reaktionen und angeborene Anomalien.

Einige Studien, speziell solche über Krebs, beziehen sich eher auf alte als auf moderne MVAs. Jedoch wurden auch moderne MVAs, die erst seit wenigen Jahren in Betrieb sind, mit bedenklichen Auswirkungen auf die Gesundheit in Zusammenhang gebracht.

Trotz Reduktion einiger Schadstoffe in Schornsteinemissionen gelangen durch moderne MVAs nach wie vor zahlreiche giftige Substanzen in die Atmosphäre. Diese Chemikalien finden sich auch in den festen Verbrennungsrückständen wie Filterasche und Schlacke. Zudem führt die Reduktion von Dioxinen und anderen Schadstoffen in den Schornsteinabgasen (Rauchgasen, Verbrennungsgasen) gewöhnlich zu erhöhten Emissionen dieser Chemikalien in den anderen MVA-Rückständen. In der Mehrheit der Fälle können die mit MVAs in Zusammenhang gebrachten Gesundheitsschäden nicht auf einen bestimmten einzelnen Schadstoff zurückgeführt werden. Da zudem nicht genügend Datenmaterial vorhanden ist, ist es unmöglich, vorherzusagen, welche gesundheitlichen Schäden durch MVAs auftreten können, egal, ob es sich um neue oder umwelttechnisch verbesserte Anlagen handelt. Unter Berücksichtigung dieser Umstände macht der vorliegende Bericht deutlich, dass zwei Dinge dringend passieren müssen: ein völliger Ausstieg aus der Müllverbrennung und die Einführung einer vernünftigen Abfallwirtschaftspolitik, basierend auf Müllvermeidung, Wiederverwertung und Recycling.

MVA = MÜLLVERURSACHER

Es ist ein gängiger Irrtum, dass Dinge einfach verschwinden, wenn sie verbrannt werden. In Wahrheit kann Materie nicht zerstört werden – sie ändert lediglich ihre Form. Dies soll anhand einiger Abfallstoffe veranschaulicht werden, die in Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll behandelt werden. Solche Anlagen werden gewöhnlich mit gemischten Abfällen beschickt, die gefährliche Schadstoffe wie Schwermetalle und chlorierte organische Chemikalien enthalten. Nach erfolgter Verbrennung werden die im festen Abfall enthaltenen Schwermetalle über Schornsteinabgase und an Feinstaub gebunden in die Atmosphäre entlassen. Schwermetalle sind auch durchgängig in der Schlacke und den übrigen Verbrennungsrückständen zu finden. Die Verbrennung von chlorhaltigen Abfallstoffen wie Polyvinylchlorid (PVC) führt dazu, dass neue Chlorchemikalien, wie z.B. hochgiftige Dioxine, entstehen, die über Rauchgase, Schlacke und andere Rückstände freigesetzt werden. Mit einem Wort, MVAs lösen das Problem „Giftstoffe im Müll“ nicht. Sie wandeln giftige Chemikalien lediglich in andere chemische Verbindungen um, die noch giftiger sein können als die Ausgangssubstanz. Diese neugeschaffenen Chemikalien gelangen dann als Schadstoffe in Schornsteinabgasen, Schlacken und anderen Rückständen wieder in die Umwelt.

Jede Art von MVA entlässt über Schornsteinabgase, Schlacke und andere Rückstände Schadstoffe in die Atmosphäre. Unzählige Chemikalien werden freigesetzt, darunter zahlreiche chemische

Verbindungen, die bislang nicht identifiziert werden konnten. Die über Schornsteinabgase emittierten Chemikalien sind oft auch in der Schlacke und in anderen Rückständen enthalten. Hauptsächlich sind Dioxine, polychlorierte Biphenyle (PCBs), polychlorierte Naphtalene (PCNs), Chlorbenzole, polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAHs), zahlreiche flüchtige organische Verbindungen (VOCs) sowie Schwermetalle wie Blei, Kadmium und Quecksilber im Spiel. Man weiß, dass ein Großteil dieser Chemikalien persistent (schwerflüchtig und besonders schwer abbaubar), bioakkumulativ (fähig, sich im Gewebe lebender Organismen anzureichern) und toxisch (giftig) ist. Diese drei Eigenschaften machen Schornsteinemissionen sicher zu den gefährlichsten Umweltgiften. Die freigesetzten Chemikalien sind zum Teil karzinogen (krebserzeugend) und haben hormonelle Wirkungen. Andere wiederum, wie z.B. Schwefeldioxid (SO₂), Stickstoffdioxid (NO₂) sowie Staubpartikel, wurden mit schädlichen Auswirkungen auf die Atmungsorgane in Verbindung gebracht.

Die Annahme, dass sich Masse und Volumen des Mülls durch Verbrennung erheblich reduzieren lassen, ist falsch. Oft wird behauptet, dass durch die Müllverbrennung eine Volumenreduzierung von ca. 90% erreicht werde. Aber selbst wenn man nur die Rückstandsasche einkalkuliert, liegt der tatsächliche Wert nur bei etwa 45%. Die Müllmasse wird durch Verbrennung angeblich um etwa ein Drittel reduziert. Dieser Wert bezieht sich jedoch wiederum nur auf die festen Verbrennungsrückstände, Emissionen in Form von Gasen, die zu einem erhöhten Masse-Output führen, bleiben unberücksichtigt. In anderen Worten, zählt man die Masse aller aus MVAs ausgebrachten Rückstände, einschließlich der gasförmigen Emissionen, zusammen, so ist die Ausbringungsmenge (*Output*) größer als die eingebrachte Abfallmenge (*Input*).

EXPOSITION DER UMWELT UND DES MENSCHEN MIT MVA-EMISSIONEN

Derzeit gibt es nur eine begrenzte Anzahl von Untersuchungen darüber, welche Auswirkungen durch Müllverbrennung freigesetzte Schadstoffe auf Mensch und Umwelt haben können. Bislang waren diesbezügliche Studien in erster Linie auf Dioxine und Schwermetalle gerichtet. Untersuchungen haben gezeigt, dass sowohl bei älteren als auch bei moderneren MVAs der Boden und die Vegetation im Umkreis der Anlage mit Dioxinen und Schwermetallen belastet sind. Zudem hat sich in mehreren europäischen Ländern herausgestellt, dass Kuhmilch, die aus Bauernhöfen in unmittelbarer Umgebung von MVAs stammt, erhöhte Dioxinkonzentrationen aufweist; in einigen Fällen wurden die gesetzlichen Grenzwerte überschritten.

Menschen, die in der Nähe von MVAs wohnen, nehmen die Schadstoffe entweder durch Einatmen der kontaminierten Luft, durch den Verzehr kontaminierter landwirtschaftlicher Erzeugnisse

(z.B. Gemüse, Eier, Milch) aus dem Umfeld der MVA oder durch Hautkontakt mit kontaminierter Erde auf. In Großbritannien, Spanien und Japan wurden signifikant erhöhte Dioxinwerte im Körpergewebe von Menschen gefunden, die in der Nähe einer MVA leben – ein direkter Zusammenhang zwischen Schadstoffexposition und Dioxinbelastung liegt nahe. Demgegenüber ergaben jedoch zwei in Deutschland und den Niederlanden durchgeführte Studien keine erhöhten Dioxinwerte im Gewebe von MVA-Anrainern. Bei Untersuchungen von Anrainern einer MVA in Finnland wurden jedoch erhöhte Quecksilberwerte im Haar der betroffenen Personen festgestellt – wiederum liegt nahe, dass die Ursache dafür auf MVA-Emissionen zurückzuführen ist. Untersuchungen von Kindern, die in der Nähe einer MVA in Spanien leben, ergaben erhöhte Konzentrationen an Thioäthern im Urin, einem Biomarker der Schadstoffexposition. Weiters wurden erhöhte Konzentrationen bzw. ein häufigeres Vorkommen bestimmter PCBs im Blut von Kindern nachgewiesen, die in der Nähe einer gefährlichen MVA in Deutschland leben.

Mehrere Studien haben erhöhte Konzentration an Dioxinen (Gesamt-TEQ²) und/oder bestimmten Dioxin-Kongeneren im Körpergewebe von Personen nachgewiesen, die teils bei neuen und teils bei älteren MVAs beschäftigt sind. Dies wird als direkte Folge der berufsbedingten Exposition gegenüber kontaminierten Aschenteilen gesehen. Ebenso haben einige Studien erhöhte Konzentrationen an Chlorphenolen, Blei, Quecksilber und Arsen im Körpergewebe von MVA-Arbeitern ergeben.

GESUNDHEITLICHE AUSWIRKUNGEN

Die Untersuchungsergebnisse diverser Studien bestätigen die Schadstoff-Freisetzung durch Müllverbrennung und die Exposition des Menschen mit diesen Emissionen. Untersuchungen an Personen, die bei MVAs beschäftigt sind, (MVA-Arbeitern) und an Personen, die in der Nähe von MVAs leben, (MVA-Anrainern) haben eine breite Palette von Gesundheitsschäden ergeben, die mit MVA-Emissionen in Zusammenhang stehen (siehe nachstehende Tabellen). Diese Studien geben Anlass zu größter Sorge, was mögliche Gesundheitsschäden durch MVAs betrifft, ungeachtet der Tatsache, dass die Anzahl der verfügbaren Studien (besonders solcher, die unter entsprechend strengen wissenschaftlichen Bedingungen durchgeführt wurden) derzeit noch stark begrenzt ist. Die bereits vorhandenen Untersuchungsergebnisse sind ein untrügliches Zeichen dafür, dass sich MVA-Emissionen sehr nachteilig auf die menschliche Gesundheit auswirken können.

² TEQ (toxicity equivalent, Toxizitätsäquivalent): Die Zusammensetzung aus polychlorierten Dioxinen und Furanen kann, abhängig von der Dioxinquelle, sehr unterschiedlich sein. Da die einzelnen Verbindungen unterschiedlich giftig sind, bezieht man, um Summenwirkungen und Grenzwerte angeben zu können, ihre Wirkung auf die giftigste Verbindung, das „Seveso“-Dioxin 2,3,7,8-TCDD (Tetrachlordibenzodioxin).

Zusammenfassung der Studien über Gesundheitsschäden bei MVA-Arbeitern

GESUNDHEITLICHE AUSWIRKUNG	BEMERKUNGEN
Biomarker der Exposition	
Erhöhte Anzahl an Mutagenen im Urin.	Feste Verbrennungsrückstände und Schornsteinemissionen sind mutagen, d.h. sie können das Erbgut verändern. MVA-Arbeiter sind demzufolge mutagenen Verbindungen ausgesetzt. Eine erhöhte Anzahl an Mutagenen im Urin weist auf eine Exposition mit mutagenen Verbindungen hin. (Studie aus den Jahren 1990 und 1992.)
Erhöhte Konzentration an Hydroxypyren im Urin.	Hydroxypyren ist ein Indikator für eine interne Exposition mit PAHs. Das Studienergebnis deutet auf eine erhöhte PAH-Exposition hin (1992).
Erhöhte Mengen an Thioäthern im Urin.	Thioäther im Urin sind ein Indikator für eine Exposition mit elektrophilen Verbindungen wie PAHs. Die Studienergebnisse deuten auf eine Exposition mit elektrophilen Verbindungen hin (1981).
Krebs	
3,5-fach erhöhtes Sterblichkeitsrisiko bei Lungenkrebs.	Personen, die zwischen 1920 und 1985 bei einer schwedischen Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll beschäftigt waren (1989).
1,5-fach erhöhtes Sterblichkeitsrisiko bei Speiseröhrenkrebs.	Personen, die zwischen 1920 und 1985 bei einer schwedischen Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll beschäftigt waren. In Verbindung mit Anhaltspunkten aus anderen Untersuchungen weist das Studienergebnis auf ein erhöhtes Gesundheitsrisiko der Arbeiter hin (1989).
2,79-fach erhöhtes Sterblichkeitsrisiko bei Magenkrebs.	Personen, die zwischen 1962 und 1992 bei einer italienischen Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll beschäftigt waren. Einige der erhöhten Werte sind möglicherweise auf konfundierende (i.e. das Untersuchungsergebnis verfälschende) Faktoren zurückzuführen (1997).
Andere Einflüsse	
Erhöhtes Sterblichkeitsrisiko bei ischämischer Herzerkrankung.	Personen, die zwischen 1920 und 1985 bei einer schwedischen Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll beschäftigt waren. Das Studienergebnis war bei Arbeitern mit einer Beschäftigungsdauer von mehr als 40 Jahren statistisch signifikant (1989).
Stark erhöhte Inzidenz der Hyperlipidämie (hohe Anteile an Fett). Ein direkter Zusammenhang zwischen der Dioxinkonzentration im Blut und der Aktivität der natürlichen Killerzellen ist wahrscheinlich (Auswirkung auf das Immunsystem). Geändertes Geschlechtsverhältnis der Nachkommenschaft. Verminderte Leberfunktion. Erhöhtes Allergierisiko.	Personen, die bei einer japanischen MVA beschäftigt waren, die zwischen 1988 und 1997 in Betrieb war. Die erhöhte Inzidenz von Hyperlipidämie war signifikant. Veränderung der Immunzellen. Das geänderte Geschlechtsverhältnis war statistisch nicht signifikant. Ein direkter Zusammenhang zwischen Allergien und Dioxinexposition muss erst bestätigt werden (2000).
Stark erhöhte Inzidenz der Proteinurie (Vorkommen von Eiweiß im Urin) und Hypertonie (Bluthochdruck). Möglicherweise erhöhte Inzidenz von peripheren Atemwegserkrankungen (nicht bestätigte Diagnose). Anomale Zusammensetzung des Blutes.	Bei einer US-amerikanischen Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll beschäftigte Personen. Die Anzahl der Arbeiter mit signifikanter Proteinurie war stark erhöht (1992).
Chlorakne (eine durch Dioxinexposition bedingte Hauterkrankung).	Die Chlorakne wurde bei einem Arbeiter diagnostiziert, der bei einer alten japanischen MVA beschäftigt war und eine hohe Dioxinkonzentration im Blut aufwies (1999).

Zusammenfassung der Studien über Gesundheitsschäden bei MVA-Anrainern

GESUNDHEITLICHE AUSWIRKUNG	BEMERKUNGEN
Biomarker der Exposition	
Erhöhte Konzentrationen an Thioäthern im Urin von Kindern.	Die Thioätherkonzentrationen im Urin waren bei Kindern, die in der Nähe einer kürzlich errichteten MVA in Spanien leben, überdurchschnittlich hoch. (Studie aus dem Jahr 1999.)
Keine anomalen Chromosomenschäden.	Keine überhöhte Chromosomenschädigung bei Kindern, die in der Nähe von zwei belgischen MVAs leben (1998).
Krebs	
44%-iger Anstieg der Weichteilsarkome (Bindegewebskrebs) und 27%-iger Anstieg der Non-Hodgkin-Lymphome (Krebs des Lymphsystems).	Signifikant erhöhte Inzidenz dieser Krebsarten bei Anrainern einer MVA in Frankreich. Möglicherweise bedingt durch die Exposition mit Dioxinmissionen aus der MVA, weitere Untersuchungen sind jedoch zur Bestätigung dieser Hypothese nötig (2000).
6,7-fach erhöhtes Sterblichkeitsrisiko bei Lungenkrebs.	Signifikant erhöhte Inzidenz bei Anrainern einer Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll in einem italienischen Stadtgebiet (1996).
Erhöhte Inzidenz von Kehlkopfkarzinomen.	Wurde in der Umgebung einer gefährlichen Verbrennungsanlage für Lösungsmittel in Großbritannien festgestellt (1990), jedoch nicht bei neun anderen MVAs. In Italien wurde ein überhöhtes Sterblichkeitsrisiko bei dieser Krebsart bei Anrainern einer MVA, einer Mülldeponie und einer Ölraffinerie festgestellt.
37%-ige Erhöhung des Sterblichkeitsrisikos bei Leberkrebs.	Studie an 14 Millionen Menschen, die bis zu 7,5 km von 72 britischen Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll entfernt lebten. Weitere Untersuchungen zur Ausschaltung möglicher konfundierender Faktoren ergaben eine wahrscheinliche Erhöhung des Leberkrebs-Risikos um 20–30%. Armut konnte als möglicher konfundierender Faktor nicht völlig ausgeschlossen werden (1996 und 2000).
2-fach erhöhte Krebssterblichkeit bei Kindern.	Studie an 70 britischen Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll (1974–87) und 307 Verbrennungsanlagen für Krankenhausmüll (1953–1980). Die Ergebnisse stimmen mit denen einer anderen Studie überein, bei der ein erhöhtes Krebsrisiko im Kindesalter für Krankenhausmüll-Verbrennungsanlagen und großen Hochtemperatur-Verbrennungsindustrien festgestellt wurde (1998 und 2000).
Atemwegserkrankungen	
Erhöhter Konsum von Medikamenten gegen Atemwegserkrankungen.	Studie, die in einem französischen Dorf nahe einer Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll durchgeführt wurde. Die Untersuchungsergebnisse weisen auf einen erhöhten Konsum von Medikamenten gegen Atemprobleme hin, eine Ursache-Wirkungs-Beziehung konnte jedoch nicht hergestellt werden (1984).
Erhöhte Inzidenz von Atembeschwerden, einschließlich einer 9-fach erhöhten Inzidenz von selbst berichtetem Husten und pfeifendem Atem.	US-Studie an Personen aus der Umgebung einer Verbrennungsanlage für gefährliche Abfälle. Die Ergebnisse der Studie sind aufgrund von Bedenken hinsichtlich der verwendeten Methoden nur begrenzt brauchbar (1993).

GESUNDHEITLICHE AUSWIRKUNG	BEMERKUNGEN
Atemwegserkrankungen	
Beeinträchtigung der Lungenfunktion von Kindern.	Untersuchung an Kindern aus der Umgebung einer Kabel-Wiederaufbereitungsanlage in Taiwan. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass erhöhte Luftverschmutzung, die nicht unbedingt auf die Verbrennungsanlage selbst zurückzuführen ist, die Ursache für die Lungenfunktionsstörungen der Kinder darstellt (1992).
Erhöhte Inzidenz von Atemwegserkrankungen wie Lungenerkrankungen, pfeifender Atmung, Reizhusten und Bronchitis.	Untersuchung an 58 Personen in den USA, die in der Nähe von Zementöfen leben, in denen gefährliche Abfälle verbrannt werden. Signifikanter Anstieg von Atemwegserkrankungen (1998).
Keine negative Auswirkung auf die Häufigkeit und Schwere von Asthma bei Kindern.	Untersuchung an Kindern, die in der Nähe einer australischen Verbrennungsanlage für Klärschlamm leben (1994).
Kein Anstieg der Atemwegserkrankungen und keine Beeinträchtigung der Lungenfunktion.	Studie an drei Gemeinden (6963 Personen) in der Nähe einer Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll, gefährliche Abfälle bzw. Krankenhausmüll in den USA. Der fehlende Zusammenhang zwischen der Exposition mit partikelförmigen Luftverunreinigungen und Atemwegserkrankungen muss hier aufgrund begrenzt vorhandener Daten über die Exposition der einzelnen Personen vorsichtig interpretiert werden.
Geschlechtsverhältnis	
Anstieg weiblicher Geburten.	Studie an Personengruppen, die in der Nähe zweier MVAs in Schottland, GB, leben. Die Veränderung wurde in dem Gebiet mit der potentiell höchsten Schadstoffexposition festgestellt. Weitere Studien ergaben einen Anstieg weiblicher Geburten in Familien, bei denen die Väter aus verschiedenen Gründen hohen Dioxinbelastungen ausgesetzt waren (1995 und 1999).
Angeborene Anomalien	
Erhöhte Inzidenz von Gesichtsspalten. Weitere Spaltbildungen wie Spina bifida (Spaltbildung der Wirbelsäule) und Hypospadie (untere Harnröhrenspalte).	Der signifikante Anstieg von Gesichtsspalten wurde bei Neugeborenen festgestellt, die im Umkreis eines MVA-Geländes zur Welt kamen, auf dem zwischen 1960 und 1969 Chemikalien offen verbrannt wurden. Ein direkter Zusammenhang zwischen den Missbildungen und der nahegelegenen Verbrennungsanlage ist wahrscheinlich, konnte jedoch nicht bestätigt werden.
1,26-fach erhöhte Wahrscheinlichkeit von angeborenen Missbildungen bei Neugeborenen.	Studie an einer Bevölkerungsgruppe aus der Umgebung zweier Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll in Wilrijk, Belgien (1998).
Erhöhte Inzidenz von angeborenen Fehlbildungen der Augen (anekdotischer Bericht).	Wurde in einem Gebiet in der Nähe zweier Verbrennungsanlagen für chemische Abfälle in Schottland, Großbritannien, berichtet. Bei weiteren Forschungsarbeiten in Großbritannien konnte kein Zusammenhang zwischen Verbrennungsabgasen und Missbildungen festgestellt werden, die Untersuchung war jedoch durch fehlende Daten über die Krankheit beeinträchtigt (1989).

GESUNDHEITLICHE AUSWIRKUNG	BEMERKUNGEN
Mehrlingsschwangerschaft	
Mögliche Erhöhung der Zwillings- und Mehrlingsgeburtswahrscheinlichkeiten.	Ein Anstieg der Zwillingsgeburten war 1980 bei einer Bevölkerungsgruppe aus der Umgebung einer MVA in Schottland, GB, signifikant. Eine 2,6-fach erhöhte Wahrscheinlichkeit von Mehrlingsgeburten wurde in der Umgebung einer MVA in Belgien festgestellt (2000). Kein Einfluss auf Mehrlingsgeburten wurde im Zuge einer Studie an einer MVA in Schweden festgestellt. Die Daten der verschiedenen Studien sind widersprüchlich und führen zu keinem schlüssigen Ergebnis.
Andere Einflüsse	
Niedrige Schilddrüsenhormon-Werte bei Kindern.	Kinder aus der Umgebung einer deutschen MVA wiesen signifikant niedrigere Blutwerte bestimmter Schilddrüsenhormone auf (1998).
Anstieg von Allergien, erhöhte Inzidenz von Schnupfen, Anstieg allgemeiner gesundheitlicher Beschwerden, erhöhte Medikamenteneinnahme bei Schulkindern.	Studie an Schulkindern aus der Umgebung zweier Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll in Wilrijk, Belgien (1998).

MVA-EMISSIONEN UND GRENZWERTE

• Schornsteinabgase

Wie bereits erwähnt, gelangen über die Schornsteinabgase von MVAs zahlreiche Schadstoffe in die Atmosphäre. Nachstehend ein paar grundlegende Informationen über einige dieser Schadstoff-Emissionen:

• Dioxine

Umfassende Forschungen haben gezeigt, dass Dioxine eine Vielzahl von toxischen Effekten haben können. Sie sind zu weltweit verbreiteten Giftstoffen geworden und haben sich rund um den Globus im Körpergewebe von Menschen angereichert. Untersuchungen deuten darauf hin, dass in den Industriestaaten die Dioxinwerte im Gewebe von Frauen mittlerweile so hoch sind, dass sie leichte, nachteilige Auswirkungen auf das Immunsystem und das Nervensystem ihrer Babys haben können.

Müllverbrennung, insbesondere die Verbrennung von Siedlungsabfällen, wurde in den 80er und den frühen 90er Jahren als eine der wichtigsten Dioxinquellen erkannt. Man schätzt, dass sie in mehreren Industriestaaten für 40–80% aller atmosphärischen Dioxin-Emissionen verantwortlich ist. Die tatsächlichen Werte sind möglicherweise noch höher, denn nahezu alle Studien über atmosphärische Dioxinmissionen aus der Müllverbrennung weisen methodologische Mängel auf.

Man nimmt an, dass beachtliche Fortschritte auf dem Gebiet der Rauchgasreinigung, die während der 90er Jahre bei neuen und technisch auf den neuesten Stand gebrachten MVAs zur Anwendung kamen, zu einer erheblichen Reduktion der Dioxinmenge geführt haben, die über Schornsteinmissionen in die Atmosphäre gelangt. Jedoch sind neuesten Schätzungen zufolge Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll nach wie vor eine der Hauptquellen für die Dioxinbelastung unserer Umwelt. Man schätzt, dass in Großbritannien der 90er Jahre Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll für 30–56% aller Dioxinmissionen verantwortlich waren. Zudem ergab eine unlängst in Dänemark durchgeführte Stoffstromanalyse, dass die Verbrennung von Siedlungsmüll die Hauptquelle für Dioxinmissionen in die Atmosphäre darstellt und auch einen signifikanten Dioxineintrag in Deponien (aufgrund der festen Verbrennungsrückstände) verursacht. Darüber hinaus hat die Reduktion der atmosphärischen Dioxinmissionen durch Maßnahmen zur Rauchgasreinigung aller Wahrscheinlichkeit nach zu einer entsprechenden Erhöhung des Dioxingehalts der festen Verbrennungsrückstände (Schlacken) geführt.

Während Messungen an einigen neuen und modernisierten MVAs gezeigt haben, dass diese die Emissionsgrenzwerte der neuen EU-Richtlinie erfüllen, ist dies bei anderen nicht der Fall. Zu den MVAs, die diese Richtlinie nicht einhalten, zählen

erst vor kurzem getestete Anlagen in Spanien, Polen, Schweden und Belgien. In Belgien wurde eine MVA zuerst mit dem Verfahren der sog. „Punktmessung“ getestet, einer Routinetechnik, bei der die Dioxinwerte über einen Zeitraum von mehreren Stunden überwacht werden. Als dieselbe MVA jedoch später durch sog. „kontinuierliche Überwachung“ über einen Zeitraum von 14 Tagen getestet wurde, führten diese Messungen zu völlig anderen Resultaten, als die Punktmessung ergeben hatte: bei letzterer waren die Dioxinmissionen um das 30- bis 50-fache unterschätzt worden. Aus diesem Grund ist die Tatsache, dass sehr wenige MVA durch kontinuierliche Überwachung und unter normalen Betriebsbedingungen getestet werden, Anlass zu größter Besorgnis. Darüber hinaus schreibt die neue EU-Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen nicht vor, dass Messungen mit der Methode der kontinuierlichen Überwachung durchgeführt werden müssen; der übliche Einsatz der Punktmessung bei der Routineüberwachung von Schornsteinmissionen führt demzufolge dazu, dass grobe Messfehler auftreten und die Dioxinmissionen in der Luft stark unterschätzt werden.

• Andere organische Verbindungen

Zur Verringerung der Emission organischer Schadstoffe hat die EU einen Summengrenzwert für die Emission von organischen Kohlenstoffverbindungen in die Atmosphäre festgelegt. Diese Emissionsbegrenzung berücksichtigt jedoch nicht die Giftigkeit (Toxizität) und die gesundheitlichen Auswirkungen der einzelnen bekannten organischen Chemikalien, die über die Schornsteinabgase von MVAs in die Atmosphäre gelangen. Darüber hinaus werden unbekannte organische Verbindungen, über deren Toxizität und mögliche negative Auswirkungen auf die Gesundheit man nichts weiß, völlig ignoriert.

• Schwermetalle

Schwermetalle wie Blei und Cadmium werden über Schornsteinabgase in die Atmosphäre entlassen. Viele Schwermetalle sind persistent und können eine ganze Reihe von Gesundheitsschäden auslösen.

Mit der Ausnahme von Quecksilber sind die Schwermetallemissionen in Schornsteinabgasen in den letzten zehn Jahren dank verbesserter Rauchgasreinigungstechniken beträchtlich zurückgegangen. Dennoch treten die noch vorhandenen Emissionen dieser Schadstoffe aus modernen MVAs als zusätzlicher Belastungsfaktor zur natürlichen Grundbelastung von Mensch und Umwelt hinzu. Ebenso wie die Reduktion von Dioxinmissionen führt auch die Reduktion von Schwermetallemissionen in die Atmosphäre zu einem entsprechenden Anstieg der Schwermetallkonzentration in den Schlacken, was bei der Entsorgung dieser Rückstände mit einer hohen Umweltbelastung verbunden ist.

• Staubpartikel

Verbrennungsanlagen aller Art geben Staubpartikel in die Atmosphäre ab. Den Großteil dieser

Feststoffteilchen bilden ultrafeine Staubpartikel (Feinststaub). Mit Hilfe herkömmlicher Abgasreinigungssysteme können nur 5–30% der sog. „lungengängigen“ (<2,5 µm) Staubteilchen (Feinstaub) und praktisch keine ultrafeinen Partikel (<0,1 µm) entfernt werden. Lungengängige Staubteilchen und insbesondere ultrafeine Partikel können bis in die feinsten Verzweigungen der Bronchien vordringen und werden demzufolge mit schädlichen Auswirkungen auf die Gesundheit in Zusammenhang gebracht. MVAs tragen somit wesentlich zu dieser Art von „partikelförmiger“ Luftverschmutzung, die für die Gesundheit des Menschen besonders gefährlich ist, bei. Zudem lassen neueste Forschungsergebnisse darauf schließen, dass schwermetallhaltige Staubpartikel wie solche, die durch Müllverbrennung entstehen, hochgradig gesundheitsschädlich sind. Partikelförmige Emissionen aus MVAs gelten demzufolge als noch giftiger als vergleichbare Emissionen aus Kohlekraftwerken u.ä.

Die neue EU-Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen gibt keine Grenzwerte für die Emission von feinen bzw. ultrafeinen Partikeln aus MVAs vor. Angesichts der Palette von hohen Gesundheitsrisiken, die sich aus dieser Art von Luftverschmutzung ergeben, muss dies als grobe Missachtung von gesundheitlichen Risikofaktoren gewertet werden, die einer strengen Kontrolle auf Gesetzesebene bedürfen.

• **Feste MVA-Rückstände (Schlacken)**

Filterasche aus Rauchgasreinigungssystemen (i.e. Gewebefilter zur Staubabscheidung) und die Schlacke, die nach der Verbrennung in den Brennkammern zurückbleibt, enthalten zahlreiche gefährliche Chemikalien wie Dioxine und Schwermetalle. Trotz möglicher Toxizität dieser festen Verbrennungsrückstände gibt es auf EU-Ebene keine verbindlichen Grenzwerte für persistente organische Schadstoffe und Schwermetalle in Schlacken.

Die Entsorgung der festen MVA-Rückstände stellt aufgrund ihres Schadstoffgehalts ein gravierendes Umweltproblem dar. Ein Großteil der Schlacken wird deponiert. Dies kann zu Verunreinigungen des Bodens und des Grundwassers führen. In einigen Fällen konnte die Kontaminierung des Grundwassers mit ausgelaugten Substanzen nachgewiesen werden. Dabei handelte es sich überwiegend um Schwermetalle wie Blei oder Kadmium, die aus der Filterasche stammten. Um die Auslaugung zumindest teilweise zu verhindern, wird Filterasche vor der Ablagerung manchmal in Zement gebunden. Obwohl mit dieser Methode die Auslaugung von Schwermetallen und anderen giftigen Chemikalien kurzfristig verringert werden kann, wird die Schadstofffracht, bedingt durch Witterung und Erosion, im Lauf der Zeit größtenteils doch wieder in die Umwelt freigesetzt.

In einigen europäischen Ländern ist man dazu übergegangen, Schlacke und/oder Filterasche als Baumaterial im Straßen- und Wegebau zu

verwerten. Mit dieser Praktik lassen sich die Kosten „sicherer“ Schlackenentsorgung erheblich reduzieren. Sie ist jedoch insofern problematisch, als auch hier im Lauf der Zeit langlebige toxische Substanzen (sog. „Dauergifte“) frei werden können, die sich zu einer Belastung für Mensch und Umwelt entwickeln. Dies zeigte sich unlängst in Newcastle, Großbritannien, wo zwischen 1994 und 1999 Filterasche und Schlacke von einer derzeit in Betrieb stehenden, modernen MVA im Wegebau verwendet und auch als Dünger für Schrebergärten eingesetzt wurden. Eine Analyse der über die Gärten gestreuten Aschenteile ergab, dass diese mit extrem hohen Gehalten an Schwermetallen und Dioxinen kontaminiert sind. Die Verwertung von festen Rückständen der Müllverbrennung stellt zweifellos eine potentielle Gefahr für die Gesundheit des Menschen dar, dennoch wird dieser Praktik weder auf EU- noch auf nationaler Ebene durch angemessene gesetzliche Maßnahmen und Bestimmungen ein Riegel vorgeschoben.

• **Die Lösung**

Nur eine begrenzte Anzahl epidemiologischer Untersuchungen war bisher auf die Erforschung der gesundheitlichen Risiken der Müllverbrennung gerichtet. Jedoch haben zu diesem Thema durchgeführte wissenschaftliche Studien ergeben, dass Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll und andere MVAs mit negativen Auswirkungen auf die Gesundheit verbunden sind.

In der EU-Richtlinie vom 4. 12. 2000 über die Verbrennung von Abfällen wird in Zusammenhang mit den Emissionsvorgaben und Überwachungsmaßnahmen für Verbrennungsanlagen die Gefährdung der Gesundheit des Menschen außer Acht gelassen. Vielmehr sind die in der Richtlinie festgelegten Emissionsgrenzwerte darauf abgestimmt, was als technisch durchführbar gilt. Diese relativ neue EU-Richtlinie muss bereits wieder als überholt angesehen werden. Viele Länder Europas haben sich bereits bei der sog. OSPAR-Konvention (Oslo- und-Paris-Konvention zum Schutz des Nordostatlantiks) von 1998 dazu verpflichtet, bis spätestens 2020 jegliche Form der Freisetzung gefährlicher Schadstoffe in die Umwelt zu verbieten. Das hieße im Zusammenhang mit MVAs, dass keine Emissionen gefährlicher Chemikalien über Schornsteinabgase und feste MVA-Rückstände erlaubt sind. Es ist äußerst unwahrscheinlich, dass diese „Null-Emission“ selbst mit den besten MVA-Technologien je erreicht werden kann.

Darüber hinaus wurde bei der fünften Verhandlungsrunde des Intergovernmental Negotiating Committee (INC-5) über die Eliminierung von persistenten organischen Schadstoffen (POPs) im Dezember 2000 ein weltweit bindendes Abkommen zur Reduktion der Dioxin-Gesamtemissionen erzielt, mit dem Schlussziel, diese Emissionen möglichst bald zu eliminieren. Verbrennung gilt als eine der wichtigsten Dioxinquellen im Bereich der Industrie und erfordert laut INC den Einsatz von BAT (Best Available Techniques/Besten Verfügbaren

Techniken) bei neuen und technisch hochgradig verbesserten Verbrennungsanlagen. Um die Entstehung und Freisetzung von Dioxinen zu verhindern, kam das Expertenkomitee überein, auch die Entwicklung von Ersatzstoffen, -produkten und -verfahren zu forcieren und, wo es angemessen erscheint, die Verwendung solcher Alternativen auch gesetzlich vorzuschreiben. In Zusammenhang mit der Müllverbrennung gilt hervorzuheben, dass Verbrennung weltweit als wichtige Dioxinquelle anerkannt ist und demzufolge durch alternative Technologien ersetzt werden sollte.

Damit die Bestimmungen der OSPAR-Vereinbarung und der UNO POPs-Konvention vom Mai 2001 erfüllt werden können, muss ein radikales Umdenken seitens der Industrie und der Wirtschaft erfolgen. An die Stelle von müllverursachenden, „dreckigen“ Technologien, die auf Müllverbrennung und andere, aus ökologischer Sicht bedenkliche Techniken der Abfallbeseitigung angewiesen sind, müssen im Einklang mit den OSPAR-Forderungen Technologien für saubere Produktion treten, die Giftmüll ausschließen. Die Anwendung der sog. „Null-Abfall-Strategie“ als Grundprinzip der Umweltgesetzgebung bedeutet auch, dass das Vorsorgeprinzip im Umweltschutz eine Schlüsselstellung bei der Entwicklung rechtlicher Rahmenbedingungen einnimmt. Das Vorsorgeprinzip verlangt, dass Umweltschützer nicht erst nachweisen müssen, dass tatsächlich ein Schaden vorliegt; vielmehr soll die Beweislast beim möglichen Verursacher liegen: Er soll beweisen, dass ein Schaden nicht wahrscheinlich ist. Gemäß dem Vorsorgeprinzip steht außer Frage, dass es bereits genügend Hinweise auf Umweltverschmutzung und Gesundheitsschäden gibt, um einen völligen Ausstieg aus der Müllverbrennung zu fordern.

Stichwort Abfallwirtschaft: Die Strategie der Null-Emission und eine Verminderung der Gesundheitsrisiken der Abfallbeseitigung verlangen einen entscheidenden Vorstoß in Richtung Umweltmanagement, d.h. einer Politik, die sich im Zusammenhang mit Industrie- und Siedlungsabfällen aus den drei Säulen Vermeidung, Wiederverwendung und Recycling zusammensetzt.

GREENPEACE FORDERT

Ein Vorstoß in Richtung „Müllvermeidung, Wiederverwendung und Recycling“ – und somit auch in Richtung „weniger Gesundheitsrisiken durch Abfallbehandlung“ – muss folgende Maßnahmen einschließen:

- Den Ausstieg aus allen Formen der industriellen Verbrennung, einschließlich der Verbrennung von Siedlungsabfällen, bis spätestens 2020. Dies entspricht der OSPAR-Forderung nach einem Ausstieg aus der

Emission und Freisetzung aller gefährlichen Stoffe bis spätestens 2020.

- Finanzielle und rechtliche Mittel, um die Wiederverwendung von Verpackungen (z.B. Flaschen, Behälter) und industriellen Erzeugnissen (z.B. Computergehäuse, elektronische Bauteile) zu forcieren.
- Finanzielle Mittel (wie z.B. die Einführung einer Deponiesteuer), die direkt eingesetzt werden, um die für effektives Recycling notwendige Infrastruktur zu schaffen.
- Stimulierende Märkte für Recyclingstoffe durch die gesetzliche Vorschrift, dass Verpackungen und Produkte, wo angemessen, bestimmte Mindestanteile an Recyclingstoffen enthalten müssen.
- Stoffe, die am Ende ihres Lebenszyklus nicht gefahrlos recycelt oder kompostiert werden können (z.B. PVC), müssen verboten und durch nachhaltigere Materialien ersetzt werden.
- Kurzfristig muss zu Lasten des Herstellers verhindert werden, dass Stoffe und Produkte, die zur Bildung gefährlicher Substanzen in MVAs beitragen, in den Abfallstrom gelangen. Dazu zählen Metallteile aus elektronischen Geräten und metallhaltige Produkte wie Batterien und Leuchtstoffröhren sowie Vinyl-Kunststoffe (PVC-Bodenbeläge, PVC-Kabel, PVC-Verpackungen, PVC-*u*-Fensterrahmen u.ä.) und andere Erzeugnisse, die gefährliche Stoffe enthalten.

Darüber hinaus fordert Greenpeace:

- Die Entwicklung von Technologien für saubere Produktion, die hinsichtlich ihres Material- und Energieverbrauchs effizienter sind und „saubere“ Produkte herstellen, die weniger Müll verursachen; Technologien, die letzten Endes einen geschlossenen Kreislauf ohne Reststoffe bilden, um so für die Bedürfnisbefriedigung unserer Gesellschaft auf harmonische und nachhaltige Weise zu sorgen.
- Die volle Umsetzung des Vorsorgeprinzips, damit Probleme in Zukunft abgewendet werden können, bevor sie entstehen. Die Fortführung und Weiterentwicklung wissenschaftlicher Forschungsarbeit hat im Erkennen potentieller Probleme und Lösungen eine zentrale Rolle zu spielen. Obwohl es im Zusammenhang mit den gesundheitlichen und ökologischen Auswirkungen der Müllverbrennung viele Unsicherheiten gibt, die oft schwer zu beseitigen sind, müssen wir alle effektive Vorsorgemaßnahmen treffen, um uns selbst und die Umwelt zu schützen.

1. EINFÜHRUNG IN DIE GESUNDHEITLICHEN RISIKEN DER MÜLLVERBRENNUNG

Die Auswirkung der Müllverbrennung auf die Gesundheit und die Freisetzung von gefährlichen Verbrennungsprodukten wie Dioxinen und PAHs aus MVAs geben in der Öffentlichkeit Anlass zu größter Sorge (Ardevol *et al.* 1999). Bei Untersuchungen wurden zahlreiche giftige Verbindungen identifiziert, die über Schornsteinabgase und Schlacken an die Umwelt abgegeben werden; ebenso wurden viele unbekannte Schadstoffe, über deren Toxizität nichts bekannt ist, nachgewiesen (s. Kapitel 5). Zu den Personen, die den gefährlichen Emissionen aus MVAs ausgesetzt sind und deren Gesundheit einer solchen Exposition zufolge beeinträchtigt sein kann, zählen Menschen, die bei MVAs beschäftigt sind (MVA-Arbeiter) und Menschen, die in der Nähe von MVAs leben (MVA-Anrainer). Studien über Schadstoffexposition und Gesundheitsbeeinträchtigung durch Müllverbrennung haben ihr Augenmerk vollständig auf diese beiden Personengruppen gerichtet.

Es gilt jedoch darauf hinzuweisen, dass eine unlängst veröffentlichte Studie des US-amerikanischen National Research Council (NRC 2000), einer Unterorganisation der Staatlichen Akademie der Wissenschaften zur Beratung der U.S.-Regierung, ergab, dass nicht nur die Gesundheit von MVA-Arbeitern und -Anrainern beeinträchtigt sein kann: Dem NRC zufolge müssen auch Personengruppen, die in größeren Entfernungen zu MVAs leben, mit MVA-bedingter Schadstoffexposition rechnen.

Ein Auszug aus der Studie:

„Persistente Luftschadstoffe wie Dioxine, Furane und Quecksilber können über weite Strecken transportiert werden – weit über die unmittelbare Umgebung der Schadstoffquelle hinaus und sogar über Landesgrenzen hinweg... Kontaminierte Nahrung nahe einer Verbrennungsanlage kann sowohl von Personen, die sich in der Nähe der Anlage befinden, als auch von Personen in großer Entfernung zur Anlage konsumiert werden. Demzufolge kann eine lokale Schadstoffablagerung in der Nahrung zu einer gewissen Schadstoffexposition von weit entfernt lebenden Personengruppen führen, bedingt durch den Transport der Nahrung zu den Biomarkern der Exposition. Jedoch sind weiter weg lebende Personen wahrscheinlich stärker exponiert durch den grenzüberschreitenden Transport der Schadstoffe und deren weiträumige Ablagerung in geringen Mengen auf Getreidefeldern fernab der Schadstoffquelle.“

Oder:

„Die möglichen Auswirkungen von Metallen und anderen besonders langlebigen Umweltgiften können weit über die unmittelbare Umgebung der Verbrennungsanlage hinausgehen. Einmal freigesetzt, können diese Dauergifte große Entfernungen zurücklegen, etliche chemische und physikalische Transformationsprozesse durchlaufen und sich währenddessen immer wieder in der Erde,

im Wasser oder in der Nahrung anreichern. Dioxine, Furane und Quecksilber sind Beispiele für Dauergifte, bei denen Verbrennungsanlagen erheblich zu den jeweiligen Gesamt-Emissionen des Staates beigetragen haben. Während eine Verbrennungsanlage nur zu einem geringen Teil zu den Gesamt-Konzentrationen dieser Chemikalien in der Umwelt beitragen mag, kann die Summe der Emissionen aller Verbrennungsanlagen in einer bestimmten Region erheblich sein. Der wichtigste Expositionspfad für Dioxine ist die Aufnahme kontaminierter Nahrung, die weite Bevölkerungskreise betreffen kann. In so einem Fall muss die überhöhte Schadstoffbelastung durch die Summe aller Verbrennungsanlagen ernsthaften Maßnahmen weichen, die über lokale Vorkehrungen hinausgehen.“

Im vorliegenden Bericht werden veröffentlichte Forschungsarbeiten über die Exposition des Menschen mit Schadstoffen aus Verbrennungsanlagen sowie Studien über die gesundheitlichen Auswirkungen der Müllverbrennung auf MVA-Arbeiter und -Anrainer einander gegenübergestellt. Bei den im Vorsatz erwähnten Personengruppen wurde eine breite Palette an gesundheitlichen Auswirkungen nachgewiesen, einschließlich schädlicher Auswirkungen auf Kinder, die in Siedlungen nahe den Verbrennungsanlagen leben. Es ist jedoch oft schwer nachweisbar, dass zwischen den MVA-Schadstoffen und den beobachteten Gesundheitsrisiken tatsächlich ein ursächlicher Zusammenhang besteht.

1.1 Arten der Forschungsstudien

Zur Untersuchung der Auswirkungen der Müllverbrennung auf die menschliche Gesundheit wurden bislang im wesentlichen drei verschiedene Studienarten verwendet: Expositionsstudien, epidemiologische Studien und Studien zur Risikobewertung. Expositionsstudien und epidemiologische Studien liefern die stichhaltigsten Beweise für die gesundheitlichen Risiken der Müllverbrennung, da sie wissenschaftliche Daten direkt aus Untersuchungen an Individuen ableiten. Im Gegensatz dazu sind Risikobewertungen theoretische Schätzungen über mögliche gesundheitliche Auswirkungen, basierend auf mathematischen Berechnungen.

1.2 Expositionsstudien

Die Exposition mit Schadstoffen, die aus einer MVA emittiert werden, kann zum Beispiel durch das Einatmen der verunreinigten Luft, durch den Konsum lokaler landwirtschaftlicher Erzeugnisse, die durch die Ablagerung von Schadstoffen aus der Luft kontaminiert sind, oder auch durch Hautkontakt mit kontaminierter Erde erfolgen. Darüber hinaus können bei MVAs beschäftigte Personen mit kontaminierten Verbrennungsrückständen (Schlacken) exponiert sein.

Um mögliche Gesundheitsrisiken durch Exposition mit MVA-Emissionen angemessen beurteilen zu können, sind zuverlässige Techniken der

Expositionsbewertung vonnöten. Eine Methode zur Bewertung möglicher Exposition ist die Überwachung der MVA-bedingten Schadstoffkonzentration in der Luft, im Boden, in der Vegetation sowie in landwirtschaftlichen Erzeugnissen (s. z.B. Kap. 4). Jedoch kann anhand solcher Untersuchungen die „interne Exposition“ von Menschen nicht direkt bewertet werden (Ardevol *et al.* 1999). Die Bewertung der internen Exposition setzt eine mengenmäßige Erfassung der im menschlichen Körper vorhandenen Schadstoffverbindungen voraus. In den letzten Jahren ist es dank technologischer Fortschritte möglich geworden, die Konzentration bestimmter giftiger Verbindungen aus MVAs im Körpergewebe von Menschen zu überwachen. Die Voraussetzung dafür ist eine Bestimmung der Schadstoffkonzentrationen in biologischen Proben wie z.B. im Blut, im Urin, im Haar oder in der Muttermilch.

Expositionsstudien analysieren biologische Proben auf eine der drei folgenden Stoffgruppen:

- 1) Chemische Schadstoffe, die aus einer MVA emittiert werden;
- 2) Metaboliten (Abbauprodukte) dieser Chemikalien;
- 3) Biomarker der Exposition (welche die biologischen Auswirkungen einer toxischen Exposition anzeigen).

Die Analyse-Ergebnisse werden jeweils mit einer Kontrollgruppe von Personen verglichen, die als unexponiert gelten.

Eine Reihe von Studien wurde zur Beurteilung der Exposition von MVA-Arbeitern (s. Kap. 2.1) und MVA-Anrainern (s. Kap. 3.1) unter Verwendung oben beschriebener Analysen durchgeführt.

1.3 Epidemiologische Studien

Anhand von epidemiologischen Studien wird versucht, die Inzidenz (Prävalenz) von Krankheiten, die mit der Aufnahme von Schadstoffen aus einer MVA in Zusammenhang stehen könnten, festzulegen. Dabei wird Datenmaterial, das sich auf die potentiell exponierten Personen bezieht, verwendet, z.B. Geburts- und Sterbeurkunden, Krankheitsregister, Ärzteberichte, von den Patienten selbst berichtete Symptome und Krankheiten. Diese Informationen werden mit ähnlichen Daten von potentiell unexponierten oder weniger exponierten Personen verglichen. Einige der Hauptschwierigkeiten bei der Herstellung einer Ursache-Wirkungs-Beziehung durch epidemiologische Studien sind (NRC 2000):

- Gut exponierte Bevölkerungsgruppen zu finden, die groß genug sind, um einen brauchbaren Grad statistischer Signifikanz festlegen zu können.
- Die vielen Faktoren, welche die Schadstoffwirkung beeinflussen, (z.B. Alter, Geschlecht usw.) und/oder mögliche konfundierende Faktoren (z.B. Rauchen, Diäten usw.) zu identifizieren.
- Bias (die Statistik verzerrende systematische Fehler), einschließlich Fehler in der

Berichterstattung, in der Datensammlung zu erkennen.

- Die Häufigkeit und Konzentration spezifischer Schadstoffe innerhalb der betroffenen Personengruppe und einer potentiell nicht betroffenen Kontrollgruppe zu messen.
- Wirkungen zu messen, die schwach sind, nicht häufig oder erst nach vielen Jahren auftreten und/oder die nicht bei den exponierten Personen, sondern bei deren Nachkommenschaft in der Kindheit, in der Pubertät oder im Erwachsenenalter auftreten.

Anhand von epidemiologischen Studien wurden eine Vielzahl von gesundheitlichen Folgeerscheinungen, die sich aus der Exposition mit MVA-Emissionen ergeben, sowohl bei Arbeitern als auch bei Anrainern von MVAs untersucht. Insbesondere wurden Krebs und Atemwegserkrankungen analysiert. Solche epidemiologischen Untersuchungen an Menschen sind jedoch im Hinblick auf die weit verbreitete Besorgnis über die möglichen Gesundheitsrisiken der Müllverbrennung zahlenmäßig stark begrenzt. Die Seltenheit dieser Art von Studie ist möglicherweise auf ihre hohen Kosten und die schwere Durchführbarkeit zurückzuführen. Epidemiologische Studien sind im allgemeinen aussagekräftiger als andere Gesundheitsstudien, denn sie berücksichtigen explizit oder implizit die Exposition mit *allen* Schadstoffen, die aus Verbrennungsanlagen stammen, und spiegeln somit die „reale“ Situation wider (Rowat 1999). Die tatsächliche Aussagekraft einer solchen Studie hängt jedoch stark davon ab, wie sie aufgebaut ist.

1.4 Risikobewertung

Bei der Risikobewertung wird versucht, die Exposition mit einer bestimmten Chemikalie aus einer bestimmten Emission abzuschätzen und schließlich die Wahrscheinlichkeit einer Gesundheitsbeeinträchtigung aufgrund der vermuteten Exposition zu berechnen. Risikobewertung ist ein Schritt-für-Schritt-Prozess, bei welchem mathematische Gleichungen verwendet werden, um Schadstoffemissionen, deren Verbreitung und Transformation in der Umwelt, die Exposition von Menschen und schließlich die Wahrscheinlichkeit gesundheitlicher Beeinträchtigung aufgrund der Exposition abzuschätzen. Risikobewertungsmethoden beruhen in erster Linie auf regulatorischer Beschlussfassung.

Der Prozess der Risikobewertung selbst ist jedoch voll von Unsicherheitsfaktoren, und ökologische Vorgänge werden zwangsläufig stark vereinfacht. Aus diesem Grund ist äußerste Skepsis angesagt, wenn es um die Frage geht, ob Risikobewertung wirklich dem Schutz der Gesundheit dient (z.B. Johnston *et al.* 1996). Ein grundlegendes Problem der Risikobewertung liegt darin, dass das Abschätzen der gesundheitlichen Auswirkungen von Schadstoffen nach wie vor eine dürrtig entwickelte Wissenschaft ist. Sogar beim Dioxin TCDD, einer der meistuntersuchten Chemikalien, bleiben viele Unbekannte offen. Um Gesundheitsrisiken abschätzen zu können, ist die Risikobewertung auf toxikologische Daten angewiesen und kann

demzufolge nur so gut wie das ihr zugrundeliegende Datenmaterial sein. Bei zahlreichen Chemikalien besteht leider ein erheblicher Mangel an toxikologischer Information. Dies führt zwangsläufig zu fehlerhaften Resultaten bei der Risikobewertung. Darüber hinaus sind im Falle ungeborener Kinder und Kleinkinder die Unsicherheitsfaktoren hinsichtlich der toxikologischen Signifikanz langfristiger und geringer Schadstoffexposition sehr hoch. Es steht jedoch außer Frage, dass der Organismus gerade in den Entwicklungsphasen des Lebens besonders sensibel auf Gifteinwirkung reagiert. Methoden zur Risikobewertung basieren jedoch in den allermeisten Fällen auf Risikoeinschätzung bei Erwachsenen – die potentiellen Schadstoffauswirkungen auf Föten und Kinder werden ignoriert.

Bei der Risikobewertung stellen sich in jeder Phase des Einschätzungsprozesses neue Unsicherheitsfaktoren ein. Unsicherheit bereitet z.B. das Einschätzen der Emissionsmengen, das Einschätzen der Verbreitung und der Transformation von Schadstoffen in der Umwelt und, von diesen Berechnungen ausgehend, das Einschätzen der menschlichen Exposition. Es ist äußerst schwierig, wenn nicht unmöglich, die tatsächlichen Schadstoffkonzentrationen zu bestimmen, die für eine bestimmte Umweltexposition verantwortlich sind. Um solche Unsicherheiten bei der Risikoabschätzung möglichst auszuschalten, greift man i.d.R. auf „konservative“ Schätzungen zurück, in der Annahme, dass das Überschätzen von Risiken die vorhandenen Probleme beseitigt und so dem Schutz der öffentlichen Gesundheit dient. Jedoch ist „konservativ“ in diesem Zusammenhang ein nicht klar definierter Begriff und wirft in der Praxis grundlegende Fragen darüber auf, wie konservativ genau eine Risikobewertung eigentlich sein soll und ob alle Unsicherheitsparameter konservativ behandelt werden sollen, oder nur einige ausgewählte Faktoren. Auf diese Weise wird deutlich, dass bei der Risikobewertung nicht nur viele Unsicherheitsfaktoren im Spiel sind, sondern auch die Subjektivität anstelle der wissenschaftlichen Objektivität im Vordergrund steht. Dies, wiederum, lässt starke Zweifel darüber aufkommen, ob die aus Risikobewertungen abgeleiteten Vorschriften wirklich dem Schutz der Gesundheit dienen können.

In Zusammenhang mit Müllverbrennung und Risikobewertung schreibt der National Research Council (NRC 2000), dass die Methoden zur Risikobewertung „stark variieren und die Palette vom blitzartig getroffenen Urteil bis hin zur Verwendung komplexer analytischer Modelle reicht“, und beschreibt andere damit verbundene Schwierigkeiten:

„Die Bewertung der Thematik ‚Müllverbrennung und öffentliche Gesundheit‘ durch das Komitee war durch den Mangel an verfügbaren Datenzusammenstellungen über die Grundkonzentrationen von Schadstoffen in Emissionen aus Verbrennungsanlagen substantiell beeinträchtigt. Darüber hinaus beschränken hohe

Variabilitäten und Unsicherheitsfaktoren bei Prognosen der Risikobewertung oft die Möglichkeit, die Risiken der Müllverbrennung zu definieren... Um Schadstoffkonzentrationen in der Umwelt – zum Zwecke einer anschließenden Bewertung gesundheitlicher Risiken – vollständig beschreiben zu können, werden Daten über Emissionswerte benötigt, die bei den meisten Verbrennungsanlagen nicht problemlos verfügbar sind. Solche Daten fehlen vor allem bei Dioxinen und Furanen, Schwermetallen (wie z.B. Blei, Quecksilber, Kadmium) und Feinstaub... In der Regel werden während der Inbetriebsetzung, in Abschaltphasen und bei Störfällen – d.h. gerade dann, wenn die höchsten Emissionen zu erwarten sind – keine Daten gesammelt. Zudem basieren die Daten für jeden einzelnen Schadstoff zumeist nur auf einigen wenigen, den Schornsteinabgasen entnommenen Proben. Aus diesem Grund ist unklar, ob solche Emissionsdaten für die vollständige Beschreibung des Beitrags der Müllverbrennung zu Schadstoffkonzentrationen in der Umwelt – zum Zwecke einer anschließenden Bewertung der gesundheitlichen Risiken – geeignet sind.“

Ein weiteres Problem bei der Einschätzung von Emissionen aus MVAs liegt darin, dass die Daten üblicherweise auf Testverbrennungen beruhen, die unter Optimalbedingungen durchgeführt werden. Es ist wahrscheinlich, dass solche Daten die Emissionen unter Betriebsbedingungen unterschätzen (s. auch Kap. 5.1.1), (Webster and Connet 1990).

Risikobewertungen von MVAs sind zumeist nur auf eine oder wenige Substanzen beschränkt, die bekanntermaßen freigesetzt werden; das Augenmerk wird speziell auf Dioxine und einige ausgewählte Schwermetalle gelegt. Es ist jedoch eine unbestrittene Tatsache, dass MVA-Emissionen aus komplexen Gemischen hunderter verschiedener Chemikalien bestehen; darunter befinden sich auch viele unbekannte chemische Verbindungen von unbekannter Toxizität. Bei der Risikobewertung werden die gesundheitlichen Auswirkungen vieler bekannter und aller unbekanntener Chemikalien nicht einkalkuliert (Johnston *et al.* 1996). Dadurch, dass nur einzelne Chemikalien berücksichtigt werden, wird bei der Risikobewertung die Problematik der Kombinationstoxizität von Chemikaliengemischen in Schornsteinemissionen außer Acht gelassen (Johnston *et al.* 1998). So kann die Kombination zweier oder mehrerer Chemikalien zu einer additiven (zusätzlichen) Wirkung oder gar zu einer überadditiven (synergetischen) Kombinationswirkung führen, oder umgekehrt einen antagonistischen (entgegengesetzten) Effekt erzielen.

Ein weiteres Problem der Risikobewertung liegt in der Tatsache begründet, dass es sehr schwierig ist, die wirksamsten und sensibelsten Endpunkte zu bestimmen, auf deren Grundlage die Giftigkeit von Chemikalien festgelegt werden kann. Eine schädliche Auswirkung auf das Immun- oder Atemsystem kann sich beispielsweise bei niedrigeren Chemikalienkonzentrationen zeigen als andere gesundheitliche Beeinträchtigungen. Bei der

Bewertung der gesundheitlichen Risiken der Müllverbrennung können die toxikologischen Endpunkte sowohl karzinogene als auch nicht-karzinogene Wirkungen einschließen. Egal, für welchen Endpunkt man sich letztlich entscheidet, er wird immer als Gradmesser der Giftwirkung akzeptiert, der es ermöglicht, die Gesundheit des Menschen vollständig zu schützen. Es ist jedoch fraglich, ob bei der Risikobewertung je die richtigen Endpunkte verwendet werden. Zudem bleibt, wie bereits erwähnt, unberücksichtigt, dass Föten und Kinder wahrscheinlich sensibler auf schädliche Chemikalien reagieren als Erwachsene.

Kurz, es gibt im Prozess der Risikobewertung eine alarmierend große Zahl von Unzulänglichkeiten und Unsicherheiten, angefangen bei der Einschätzung der Art und der Menge der Schadstoffe, bis hin zu Schätzungen über Exposition und gesundheitliche Risiken. Jedes dieser Probleme kann für sich allein zu einem Handikap der Risikobewertung werden. Es ist besonders wichtig, diese Beschränkungen zu erkennen, wenn Methoden der Risikobewertung im Zuge der Formulierung und Einführung von Vorschriften angewandt werden. Risikobewertung ist mit äußerster Skepsis zu betrachten, sofern nicht alle Unsicherheitsparameter explizit definiert sind (Johnston *et al.* 1998). Für Verbrennungsanlagen durchgeführte Risikobewertungen werden kurz in Kap. 3.3 erläutert.

2. GESUNDHEITLICHE BEEINTRÄCHTIGUNG DER MVA-ARBEITER

2.1 Exposition

Menschen, die in Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll arbeiten, sind hochgradig mit festen Verbrennungsrückständen (Schlacken) exponiert. Es besteht daher Grund zur Annahme, dass sie beträchtliche Mengen an Dioxinen und anderen in diesen Rückständen vorhandenen Giftstoffen aufnehmen. Das höchste Risiko einer Exposition mit den giftigen Schlackenbestandteilen besteht bei der Durchführung von Maßnahmen zur Schlackenreinigung (Schechter *et al.* 1991). Um den Arbeitern Schutz vor den Schadstoffen zu gewähren, werden Atemschutzgeräte entwickelt; es gilt jedoch festzuhalten, dass Dioxine und viele andere giftige Substanzen auch über die Haut aufgenommen werden können.

Der NRC (2000) schreibt dazu:

„Arbeiter bei Verbrennungsanlagen und Wartungsarbeiter solcher Anlagen sowie Personen, die an der Sammlung, am Transport und an der Entsorgung von Filterasche und Rückständen aus der Abgasreinigung beteiligt sind, sind potentiell am höchsten mit den giftigen Substanzen, die mit der Müllverbrennung in Zusammenhang stehen, exponiert.“

Unter der Feststellung, dass *„bei Verbrennungsanlagen beschäftigte Personen hohen Konzentrationen an Dioxinen und Schwermetallen, insbesondere Blei, Kadmium und Quecksilber, ausgesetzt sind“*, spricht der NRC den MVA-Arbeitern seine höchste Besorgnis zu, unabhängig davon, ob die besten verfügbaren Kontrolltechnologien eingesetzt werden oder nicht (NRC 2000).

Studien über die Exposition von MVA-Arbeitern sind zahlenmäßig und hinsichtlich der untersuchten Schadstoffe begrenzt. Die überwiegende Mehrheit der Studien befasste sich mit der Exposition gegenüber Dioxinen und einigen Schwermetallen; nur in zwei Studien wurden neben den Dioxinen auch andere organische Verbindungen untersucht. Bei fast allen Studien waren Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll, und keine anderen Arten von MVAs, Gegenstand der Untersuchung.

2.1.1 Dioxine

Wissenschaftlichen Untersuchungen zufolge können MVA-Arbeiter an ihrem Arbeitsplatz erhöhten Dioxinkonzentrationen in der Luft ausgesetzt sein. Zudem ergaben während der 90er Jahre veröffentlichte Studien über die MVA-Arbeiter selbst, dass die Arbeiter unter einer berufsbedingten Exposition mit Dioxinwerten, die über den Hintergrundwerten (der natürlichen Grundbelastung) lagen, litten. Speziell wurden bei einigen Studien erhöhte Dioxinwerte (Gesamt-TEQ) im Blut der Arbeiter nachgewiesen. Andere Studien ergaben keine Erhöhung der Gesamt-TEQ-Konzentration an Dioxinen, dafür jedoch erhöhte Werte einzelner Dioxin-Kongenere. Insgesamt zeigten diese Studien, dass bei Verbrennungsanlagen

beschäftigte Personen mit einer erhöhten Dioxinexposition zu rechnen haben.

Eine U.S.-Studie über eine Verbrennungsanlage, die mit Brennstoff aus Abfallstoffen und Kohle befeuert wird, ergab, dass die Arbeiter mit Dioxinkonzentrationen in der Umgebungsluft exponiert sind, die über die Hintergrundwerte hinausgehen (Pilsanen *et al.* 1992). Die am Arbeitsplatz gemessenen Dioxinwerte waren höher als die atmosphärischen Dioxinkonzentrationen anderer Orte der Region. Als mögliche Schadstoffquelle kamen Staubeilchen in Frage, die durch den Verbrennungsgegendruck oder eine undichte Stelle im Kessel frei werden und in weiterer Folge durch Luftströmungen in der gesamten Anlage verbreitet werden. Für Marty (1993) ist diese Studie ein Beweis dafür, dass die berufsbedingte Exposition mit Dioxinen bei MVA-Arbeitern im Vergleich zur Exposition der Allgemeinbevölkerung unverhältnismäßig hoch ist. 1992 untersuchte das National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH), das US-amerikanische Institut für Arbeitsschutz und Arbeitshygiene, drei Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll in New York. Die Wissenschaftler stellten fest, dass die atmosphärischen Dioxingehalte während einer Reinigungsoperation (an der unteren Brennkammer) so hoch waren, dass die Gasmasken, welche die Arbeiter bei der Durchführung dieser Operation trugen, keine Schutzwirkung mehr hatten (NIOSH 1995). Die US-Experten schlossen daraus, dass Reinigungsarbeiten an MVA-Einrichtungen ein Gesundheitsrisiko darstellen.

Kitamura *et al.* (2000) zeigten, dass im Fall einer MVA in Japan die durchschnittlichen Dioxinkonzentrationen im Blut der Arbeiter um das 3,7-fache höher als die bei den Anrainern gemessenen Werte waren. Die Anlage war von 1988 bis 1997 in Betrieb. Sie wurde aufgrund der hohen Dioxinmissionen über die Schornsteinabgase und der damit verbundenen Kontaminierung des Bodens in der Umgebung geschlossen. Im Rahmen der Studie wurden die Dioxinkonzentrationen im Blut von 94 Arbeitern gemessen. Die Dioxinkonzentrationen in Blutproben reichten von 13,3 bis 805,8 ppt³ TEQ, mit einem Durchschnittswert von 93,5 ppt TEQ (Fettbasis). Arbeiter, die das Innere einer Verbrennungsanlage gereinigt hatten, wiesen die höchsten Dioxinkonzentrationen auf. Darüber hinaus wurde der Kontakt mit Filterasche als wichtiger Faktor für hohe Dioxinwerte im Blut identifiziert. Arbeiter, die in keinem direkten Kontakt mit der Filterasche standen, hatten niedrigere Blutdioxinwerte (durchschnittlich 34,2 ppt TEQ). Im Vergleich dazu, betrug die durchschnittliche Dioxinkonzentration im Blut von Menschen, die im Umkreis von 2 km lebten, 25,3 ppt TEQ. Koplanare PCBs (Polychlorierte Biphenyle) waren ebenfalls Gegenstand der Studie. Einige Arbeiter wiesen hohe PCB-Werte auf (3,1–54,2 ppt TEQ). Die Studie machte deutlich, dass Umweltmessungen

³ ppt = „parts per trillion“ = 10⁻¹² Teile

von PCBs notwendig wären. Die im Rahmen dieser Studie beobachteten gesundheitlichen Beeinträchtigungen der Arbeiter werden nachstehend in Kap. 2.2.2 behandelt.

Bei einer Studie an einer Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll in Deutschland wurde 56 männlichen Arbeitern eine Blutprobe entnommen. Diese Proben wurden zu einer einzigen sog. „gepoolten“ Probe vereinigt, und anschließend wurde die darin enthaltene Dioxinkonzentration gemessen (Schechter *et al.* 1991). Die Probe wurde mit einer anderen gepoolten Blutprobe verglichen, die einer Kontrollgruppe von Männern entnommen worden war, die keiner bekannten Exposition mit toxischen Substanzen unterlagen. Die Ergebnisse zeigten, dass die MVA-Arbeiter, verglichen mit der Kontrollgruppe, eine um 30% höhere Dioxinkonzentration (Gesamt-TEQ) im Blut aufwiesen. Besonders erhöht waren bei den Arbeitern die Konzentrationen an Dibenzofuranen (103 ppt versus 47 ppt in der Kontrollgruppe). Darüber hinaus war das Kongener-Profil (Summe der für die verschiedenen Dioxin-Kongeneren charakteristischen Werte) im Blut der Arbeiter dem Kongener-Profil der Schlacke ähnlich. Zusammen mit den erhöhten Dioxinwerten im Blut bedeutete dies, dass die Arbeiter an ihrem Arbeitsplatz einer Exposition mit Dioxinen unterlagen. Diese Untersuchungsergebnisse führten in weiterer Folge zu strengeren Arbeitsschutzbestimmungen in der Anlage (Schechter *et al.* 1994).

Eine Studie in Japan an zwei Arbeitern, die über acht Jahre bei einer nunmehr veralteten Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll beschäftigt gewesen waren, ergab, dass die Dioxinwerte im Blut dieser Personen mehrere Jahre nach Beschäftigungsschluss immer noch unverhältnismäßig hoch waren (360 ppt TEQ bzw. 278 ppt TEQ, Fettbasis) (Schechter *et al.* 1999). Im Vergleich dazu beträgt in Japan die durchschnittliche Dioxinkonzentration im Blut 24 ppt TEQ. Die Werte der beiden Männer waren somit um das 15- bzw. 11,5-fache höher als die der Durchschnittsbevölkerung. Dibenzofurane waren die Hauptursache für die hohen Blutwerte. In der Verbrennungsanlage war Haushaltsmüll, einschließlich PVC und anderer Kunststoffe, verbrannt worden. Es gilt zu beachten, dass eine Erhöhung der Konzentration an Dibenzofuranen – und weniger an Dibenzodioxinen – öfter im Zusammenhang mit solchen Verbrennungsprozessen berichtet wurde. Auch die Frau eines der beiden Arbeiter wies erhöhte Blutdioxinwerte auf (98 ppt TEQ); die Frau des anderen Arbeiters hingegen hatte keine erhöhten Werte (18 ppt TEQ). Man vermutet, dass die hohen Dioxinwerte bei einer der Frauen darauf zurückzuführen sind, dass diese regelmäßig kontaminierte Kleidungsstücke ihres Mannes gewaschen hatte.

Im Gegensatz zu den o.a. Studien wurden bei Untersuchungen an einigen MVAs nicht immer erhöhte Dioxinwerte (Gesamt-TEQ) im Blut der Arbeiter festgestellt. Man stieß jedoch auch hier auf erhöhte Konzentrationen an bestimmten Dioxin-

Kongeneren, insbesondere Hexa- und Heptadibenzofuranen. Eine Studie an zehn Personen, die bei einer deutschen Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll beschäftigt sind, (Papke *et al.* 1993) ergab erhöhte Konzentrationen an diesen Kongeneren, neben erhöhten Gesamt-TEQ-Konzentration an Dioxinen bei einigen Arbeitern. In einer weiteren Studie an vier Personen, die bei einer niederländischen Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll arbeiten, wurde über erhöhte Konzentrationen an diesen Kongeneren sowie an Hepta- und Oktadibenzodioxinen berichtet; die Blutfettwerte der Arbeiter waren mit denen von fünf Anrainern verglichen worden (van den Hazel und Franort 1996). Die Untersuchungsergebnisse zeigten, dass bei den Arbeitern die durchschnittliche Konzentration an Heptadibenzodioxinen drei mal, die an Oktadibenzodioxinen 1,7 mal so hoch ist; die Konzentration an Hexadibenzofuran ist fast doppelt, die an Heptadibenzofuran 1,9 mal so hoch.

Eine Studie an 31 Personen, die bei drei Verbrennungsanlagen für chemische Abfallstoffe in Deutschland beschäftigt sind, ergab dagegen keine erhöhten Dioxinwerte im Blut der Arbeiter (Papke *et al.* 1994). Die Blutdioxinwerte der Arbeiter bewegten sich im Normalbereich. Ähnlich wie in den beiden o.a. Studien wurden jedoch zwei Arbeiter mit erhöhten Konzentrationen an Hepta- und Hexadibenzofuranen identifiziert.

2.1.2 Andere organische Verbindungen

Eine Studie wurde an Angestellten einer deutschen MVA mit angeblich modernen Gesundheits- und Sicherheitsnormen durchgeführt (Wribitzky *et al.* 1995). Es wurden 45 Arbeiter untersucht, die in direktem Kontakt mit der Anlage standen und weitere Personen, die keinen Kontakt mit der Anlage hatten, nämlich 54 Peripheriearbeiter und geschäftsführende Angestellte. Die für Deutschland geltenden Grenzwerte biologischer Exposition wurden bei Benzol, Toluol und Xylol nicht überschritten, obwohl die Werte dieser Substanzen bei einigen Angestellten über dem Bevölkerungsdurchschnitt lagen. Im Blut von MVA-Arbeitern wurden jedoch signifikant höhere Toluolkonzentrationen als bei anderen Angestellten nachgewiesen. Zudem wurden bei MVA-Arbeitern im Vergleich zu anderen Angestellten höhere Konzentrationen an Chlorphenolen gefunden, was auf eine berufsbedingte Exposition der MVA-Arbeiter schließen lässt. Der Grad der Erhöhung der Toluol- und Chlorphenolwerte war jedoch gering und wurde von den Forschern als nicht arbeitsmedizinisch relevant erachtet.

Der NRC (2000) überprüfte eine Studie von Angerer (1992), worin die Werte mehrerer organischer Chemikalien im Blut und Urin von 53 Angestellten einer deutschen Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll gemessen und mit denen von 431 Kontrollpersonen verglichen wurden. Die Studie ergab erhöhte Konzentrationen an Hexachlorbenzol im Plasma und an Chlorphenolen im Urin. Die Arbeiter hatten signifikant höhere Konzentrationen an 2,4- und 2,5-Dichlorphenol und 2,4,5-Trichlorphenol sowie einen erhöhten Gehalt an

Hexachlorbenzol (HCB) im Plasma. Diese Chemikalien wurden untersucht, weil sie Vorläufersubstanzen des Dioxins sind. Was andere im Urin nachgewiesene Chemikalien betrifft, so war der Gehalt an 4-Monochlorphenol und Tetrachlorphenol in der Kontrollgruppe höher. Keine signifikanten Unterschiede zwischen MVA-Arbeitern und Kontrollgruppe gab es bei den Konzentrationen an PCBs im Plasma, Benzol im Blut und 2,4,6-Trichlorphenol und Pentachlorphenol im Urin. Der NRC schrieb in seinem Revisionsbericht, dass die Untersuchungen an Arbeitern und Kontrollpersonen zu keinen konsistenten Ergebnissen geführt hätten. Aus diesem Grund liefere die Studie keine Anhaltspunkte bezüglich der Exposition mit Dioxinvorläufersubstanzen, und infolge dessen könnten daraus auch keine Schlussfolgerungen bezüglich der Dioxinexposition gezogen werden. Ein Biomarker der Exposition lässt jedoch darauf schließen, dass die Arbeiter möglicherweise einer erhöhten Exposition mit PAHs unterlagen (s. Kap. 2.1.4).

2.1.3 Schwermetalle

Anhand von Studien wurde auch untersucht, ob MVA-Arbeiter mit erhöhten Konzentrationen an Schwermetallen in der Umgebungsluft exponiert sind. Drei Studien kamen zu dem Ergebnis, dass MVA-Arbeiter einer erhöhten Exposition mit bestimmten Schwermetallen unterliegen; eine Studie hingegen lieferte kaum Hinweise darauf, dass eine solche erhöhte Exposition vorliegt.

Der NRC (2000) beschreibt eine Studie, die 1992 vom US-amerikanischen Institut für Arbeitsschutz an drei Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll in New York durchgeführt wurde. Darin wurden die Schwermetallkonzentrationen am Arbeitsplatz untersucht (NIOSH 1995). Die atmosphärischen Konzentrationen an Aluminium, Arsen, *Kadmium*, Blei und Nickel waren im Zuge der Reinigung des elektrostatischen Filters in bestimmten Phasen so hoch, dass die Atemschutzgeräte, welche die Arbeiter während dieser Reinigungsarbeiten trugen, keine Schutzwirkung mehr hatten. Dies führte zu dem Ergebnis, dass das Arbeiten bei Verbrennungsanlagen während solcher Reinigungsoperationen ein Gesundheitsrisiko darstellt.

1989 ergab eine an MVAs in New York durchgeführte Studie, dass die Arbeiter in einigen Fällen hohen Bleikonzentrationen in der Luft ausgesetzt waren. Im Anschluss an diesen Bericht wurde an drei New Yorker MVAs eine Studie über die Bleikonzentration im Blut der Arbeiter durchgeführt (Malkin *et al.* 1992). Die Ergebnisse zeigten, dass der durchschnittliche Blutbleiwert der Arbeiter im Vergleich zu einer Kontrollgruppe von Arbeitern statistisch signifikant erhöht war (11,0 mg/dl versus 7,4 mg/dl), wenn auch der US-Grenzwert für berufsbedingte Exposition, der bei 40 mg/dl liegt, nicht überschritten wurde. Die Studie ergab, dass das Vorhandensein von Blei in den festen MVA-Rückständen zu einer Erhöhung der Bleikonzentrationen im Blut der Arbeiter führen kann. Dagegen wurden bei einer Studie an einer deutschen MVA mit sehr modernen Gesundheits-

und Sicherheitsnormen keine erhöhten Bleiwerte im Blut der Arbeiter festgestellt (Wrbitzky *et al.* 1995).

Bresnitz *et al.* (1992) führten eine Studie durch, welche die Exposition mit Schwermetallen und die gesundheitliche Beeinträchtigung von 86 Angestellten einer Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll in den USA untersuchte. Dabei stellte sich heraus, dass die Konzentration an diesen Substanzen im Blut und Urin der Arbeiter i.d.R. nicht erhöht war. Nur in 8 von 471 durchgeführten Tests über die Exposition mit Schwermetallen wurden Schwermetallkonzentrationen gemessen, die über den für eine unexponierte Bevölkerungsgruppe zu erwartenden Werten lagen. Erhöhte Konzentrationen wurden u.a. bei Zink, Quecksilber und Blei festgestellt. Diese erhöhten Werte wurden von den Forschern jedoch mit keiner Kategorie berufsbedingter Exposition in Zusammenhang gebracht und auch nicht für medizinisch signifikant erachtet.

Eine Studie an einer Verbrennungsanlage für gefährliche Abfälle in Finnland untersuchte 1984 und erneut 1994 die Quecksilberwerte im Haar von 11 Arbeitern (Kurtio *et al.* 1998). Die Ergebnisse zeigten, dass während der zehn Jahre, die zwischen den beiden Untersuchungen liegen, die Quecksilberwerte von 0,62 auf 0,98 mg/kg angestiegen waren. Die Quecksilberkonzentrationen der Arbeiter waren jedoch im Vergleich zu denen unexponierter Bevölkerungsgruppen weltweit (0,5–4,0 mg/kg im Haar) nicht erhöht. Eine Studie an Angestellten einer MVA in Deutschland mit auffallend hohen Sicherheitsnormen ergab ebenfalls keine signifikant überhöhten Hintergrundwerte von Quecksilber. Es stellte sich jedoch heraus, dass die Arsenwerte in mehreren Fällen über der natürlichen Grundbelastung lagen, sowohl bei den Arbeitern in der MVA selbst als auch bei Peripheriearbeitern und geschäftsführenden Angestellten (Wrbitzky *et al.* 1995). Bei den MVA-Arbeitern wurden die höchsten Arsenkonzentrationen gemessen. Der Studie zufolge deuten die Untersuchungsergebnisse darauf hin, dass die erhöhten Werte eine Folge der berufsbedingten Exposition mit Arsen sind. Arsen ist hochgradig karzinogen; laut Studie muss die Quelle dieses Schadstoffs identifiziert werden, um so die Exposition der Arbeiter reduzieren zu können.

2.1.4 Biomarker

Bei zwei Studien wurden Biomarker verwendet, um die Exposition von Arbeitern mit gefährlichen Chemikalien zu untersuchen. Die Ergebnisse der einen Studie wiesen darauf hin, dass die Arbeiter mit erhöhten Konzentrationen an PAHs exponiert sein könnten; die andere Studie ergab, dass die Arbeiter erhöhten Konzentrationen an elektrophilen Verbindungen wie PAHs ausgesetzt sein könnten.

Der NRC (2000) überprüfte eine Studie von Angerer (1992), bei der die Werte mehrerer organischer Chemikalien im Blut und Urin von 53 Angestellten einer deutschen Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll untersucht und mit den Werten von 431 Kontrollpersonen verglichen wurden (s. auch oben, Kap. 2.1.2.). Die Studie ergab erhöhte Konzentrationen an Hydroxypyren im Urin der

Arbeiter. Hydroxypyren ist als guter Indikator für die interne Exposition mit PAHs bekannt. Untersuchungsergebnisse, die eine höhere Konzentration an Hydroxypyren im Urin der Arbeiter zeigen, weisen demzufolge darauf hin, dass die Arbeiter einer höheren Exposition mit PAHs unterlagen.

Eine Studie an einer Verbrennungsanlage für chemische Abfälle untersuchte den Gehalt an Thioäthern im Urin der Arbeiter (Van Doorn *et al.* 1981). Die mit dem Urin ausgeschiedenen Thioäther sind die Endprodukte eines Entgiftungsprozesses im Körper, bei dem elektrophile Verbindungen wie PAHs und Benzol in ungiftige Substanzen umgewandelt werden. Thioäther können somit als Biomarker dienen, der anzeigt, wie stark ein Individuum mit elektrophilen Verbindungen exponiert war. In der Studie wurde der Harn von drei Arbeitern jeweils vor und nach der Arbeit getestet. Die Ergebnisse wurden mit Harnproben verglichen, die zu den selben Zeiten unexponierten Angestellten der Anlage genommen worden waren. Es stellte sich heraus, dass die Thioätherkonzentrationen im Urin der MVA-Arbeiter nach der Arbeit ausnahmslos höher waren als zu Beginn des Arbeitstages. Diese charakteristischen Unterschiede in der Thioätherausscheidung wurden bei den unexponierten Kontrollpersonen nicht beobachtet. Darüber hinaus waren die Thioätherkonzentrationen bei den MVA-Arbeitern nach der Arbeit ausnahmslos höher als in der Kontrollgruppe. Diese Untersuchungsergebnisse weisen der Studie zufolge darauf hin, dass MVA-Arbeiter an ihrem Arbeitsplatz elektrophile Verbindungen einatmen bzw. absorbieren können, die dann in den Stoffwechsel gelangen und schließlich als Thioäther im Urin ausgeschieden werden.

2.1.5 Mutagene Verbindungen

Mutagene Verbindungen, auch Mutagene genannt, besitzen die Fähigkeit, die DNA in den Körperzellen zu schädigen und so das Erbgut zu verändern. Studien haben gezeigt, dass mutagene Verbindungen sowohl in den atmosphärischen Emissionen aus MVAs als auch in den festen Verbrennungsrückständen enthalten sind. Ma *et al.* (1992) zufolge führen mutagene Verbindungen, die in gasförmigen MVA-Emissionen, Staubteilchen und Schlacken enthalten sind, zwangsläufig zu einer Exposition der MVA-Arbeiter mit diesen Verbindungen. Eine in diesem Kapitel behandelte Studie an MVA-Arbeitern hat ergeben, dass eine interne Exposition mit mutagenen Verbindungen am Arbeitsplatz möglich ist. Laborstudien haben gezeigt, dass atmosphärische MVA-Emissionen (z.B. Fomin und Hafner 1998, DeMarini *et al.* 1996) sowie Filterasche und Schlacke (z.B. Shane *et al.* 1993) mutagen sind. Atmosphärische MVA-Emissionen bestehen aus einem komplexen Gemisch aus organischen Chemikalien und anderen Substanzen. Man vermutet, dass innerhalb des organischen Anteils die Mutagenität nur auf eine oder einige wenige Chemikalienarten zurückzuführen ist, die in diesem Gemisch vorkommen. Unlängst wurde in einer Studie entdeckt, dass PAHs und Nitroarene (nitro-

aromatische Kohlenwasserstoffe) entscheidend zur Mutagenität von MVA-Emissionen beitragen (DeMarini *et al.* 1996).

Zur Untersuchung der berufsbedingten Exposition mit Mutagenen wurde von Scarlett *et al.* (1990) eine Studie durchgeführt, bei der festgestellt wurde, ob mutagene Verbindungen im Harn von MVA-Arbeitern vorkommen. Die Studie ergab, dass Angestellte einer Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll im Vergleich zu einer Kontrollgruppe von Angestellten einer Wasseraufbereitungsanlage eine signifikant erhöhte Häufigkeit von mutagenen Bestandteilen im Harn aufwiesen. Anschließend wurden weitere Untersuchungen an Arbeitern aus derselben Verbrennungsanlage durchgeführt, um festzustellen, ob die Menge an Mutagenen im Urin der Arbeiter konstant erhöht oder zeitlich bedingten Veränderungen unterworfen war (Ma *et al.* 1992). Der erste in einer Reihe von Tests zeigte erneut signifikant erhöhte Mutagenmengen im Urin der MVA-Arbeiter im Vergleich zur Kontrollgruppe. Bei weiteren Tests wurden jedoch geringere Mengen an mutagenen Bestandteilen im Urin der MVA-Arbeiter festgestellt. Die Menge an Mutagenen im Urin der Kontrollpersonen blieb währenddessen konstant. Die Autoren der Studie führten als mögliche Erklärung für die geringeren Mutagenmengen im Urin der MVA-Arbeiter beim zweiten und dritten Test an, dass die Exposition mit Mutagenen in Verbrennungsanlagen starken Schwankungen unterliegt. Darüber hinaus könnten die untersuchten Arbeiter nach dem ersten Test erkannt haben, dass sie möglicherweise mit Giftstoffen exponiert wurden, und so zusätzliche Maßnahmen zur Expositionsreduktion ergriffen haben, z.B. durch das Tragen von Schutzbekleidung und Gasmasken. Obwohl Mutationen bei der Krebsentstehung eine Rolle spielen, stellte die Studie fest, dass durch das Vorhandensein von Mutagenen im Urin der MVA-Arbeiter allein nicht auf tatsächlich stattfindende Mutationen geschlossen werden kann. Aus diesem Grund war es nicht möglich, aus den Untersuchungsergebnissen dieser Studie eine Bewertung der Krebswahrscheinlichkeit oder anderer Gesundheitsrisiken abzuleiten, obwohl ein direkter Zusammenhang zwischen Mutagenen und der Entstehung von Krebs als sicher gilt.

2.2 Gesundheitliche Risiken

Studien über Mortalität (Sterblichkeitsrisiko) und Morbidität (Krankheitshäufigkeit) bei MVA-Arbeitern sind zahlenmäßig stark begrenzt. Untersuchungen haben eine breite Palette von gesundheitlichen Risiken ergeben, die durch Arbeit in Verbrennungsanlagen entstehen können, wie Herzkrankheiten, bestimmte Krebsarten und Hyperlipidämie, Allergien und Bluthochdruck. In einer Studie wurde bei einem stark exponierten Arbeiter Chlorakne festgestellt, eine schwere Hauterkrankung, die speziell mit Dioxinexposition in Zusammenhang steht.

2.2.1 Mortalität

Gustavsson (1989) untersuchte die Mortalität bei 176 Arbeitern, die zwischen 1920 und 1985 ein Jahr lang oder länger bei einer schwedischen

Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll beschäftigt waren. Es stellte sich heraus, dass die Arbeitsumwelt dieser MVA stärker kontaminiert war, als bei einer modernen Verbrennungsanlage zu erwarten ist. Die Untersuchungsergebnisse der Studie ergaben eine stark erhöhte Inzidenz der ischämischen Herzerkrankung. Berechnungen zufolge ist diese erhöhte Krankheitshäufigkeit auf berufsbedingte Faktoren zurückzuführen. Die Studie ergab, dass die übermäßige Inzidenz dieser Erkrankung bei Arbeitern mit einer Exposition von mehr als 40 Jahren am höchsten (statistisch signifikant) ist.

Dieselbe Studie stellte auch ein stark erhöhtes Sterblichkeitsrisiko bei Lungenkrebs fest. Im Vergleich zu den nationalen Lungenkrebsraten in Schweden war die Wahrscheinlichkeit, an Lungenkrebs zu sterben, bei den MVA-Arbeitern 3,5 mal so hoch. Verglichen mit den lokalen Krebsraten, unterlagen die Arbeiter einem doppelt so hohen Sterblichkeitsrisiko bei dieser Krankheit. Aufgrund der geringen Probenmenge bei dieser Studie war es nicht möglich, daraus vollwertige Schlüsse bezüglich der statistischen Signifikanz der Lungenkrebsrate bei den Arbeitern zu ziehen (Marty 1993). Wie Gustavsson *et al.* (1993) betonen, deutet die Analyse der Expositionsdauer und der Latenzperiode jedoch darauf hin, dass es unwahrscheinlich ist, dass die hohen Lungenkrebsraten bei den Arbeitern auf das Rauchen zurückzuführen sind. Zudem könnten Berechnungen aus vorangegangenen Studien zufolge nur sehr exzessive Rauchgewohnheiten (100%-Raucher) einen derartigen Anstieg der Krebsraten, wie er in dieser Studie verzeichnet wurde, verursachen. Es stellte sich heraus, dass die Exposition der Arbeiter mit polyzyklischen organischen Verbindungen, insbesondere PAHs, einer der Hauptgründe für die überhöhten Lungenkrebsraten gewesen sein könnte.

Dieselbe Studie ergab auch eine 1,5-fach erhöhte Sterblichkeitswahrscheinlichkeit bei Speiseröhrenkrebs. Im alleinigen Kontext der Studie gab es kaum Hinweise auf eine berufsbedingte Entstehung dieser Krebsart. Jedoch haben andere Studien an schwedischen Arbeitern, die mit Verbrennungsrückständen exponiert sind, wie z.B. Angestellten von Gaswerken und Busdepots, Schornsteinfegern etc., ebenfalls eine stark erhöhte Inzidenz des Speiseröhrenkrebses ergeben. Bezieht man die Ergebnisse dieser Studien in die Überlegungen mit ein, erhöht sich die Wahrscheinlichkeit, dass hier ein erhöhtes Krebsrisiko bedingt durch berufsbedingte Exposition vorliegt. Dieses erhöhte Risiko kann sicher nicht allein auf Alkoholkonsum und Zigarettenrauchen zurückgeführt werden, die bekanntermaßen nur contribuierende (beitragende) Faktoren sind (Gustavsson *et al.* 1993).

Im Gegensatz zu der o.a. Studie von Gustavsson (1989) ergab eine Studie an 532 Personen, die zwischen 1962 und 1992 bei zwei Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll in Rom, Italien, beschäftigt waren keine überhöhten Lungenkrebsraten (Rapiti *et al.* 1997). Die Mortalität

bei Lungenkrebs war im Vergleich mit der Allgemeinbevölkerung reduziert, und das allgemeine Sterblichkeitsrisiko bei Krebs, das alle Krebsarten einschließt, war dem der Allgemeinbevölkerung sehr ähnlich. Es wurde jedoch ein 2,79-fach erhöhtes Sterblichkeitsrisiko bei Magenkrebs bei den Arbeitern festgestellt. Diese drastisch erhöhte Mortalität war bei Arbeitern mit einer Latenzzeit von über zehn Jahren seit ihrer Ersteinstellung signifikant. Eine erhöhte Inzidenz von Magenkrebs ist auch bei Klärwerksarbeitern beobachtet worden, die bis zu einem gewissen Grad sicher ähnlichen berufsbedingten Expositionen wie MVA-Arbeiter unterliegen; dazu zählt das Einatmen von flüchtigen Krankheitserregern, bakteriellen Giften und organischen Staubteilchen. Es gibt noch weitere contribuierende Faktoren für die Entstehung von Magenkrebs, wie z.B. Alkoholkonsum, ein unzureichender Verzehr von Obst und Gemüse und eine niedriger Sozialstatus. Solche Faktoren könnten bei dieser Studie an der Krebsentstehung beteiligt gewesen sein und mögen so bis zu einem gewissen Grad als Erklärung für die überhöhte Inzidenz von Magenkrebs bei den Arbeitern dienen. Die Autoren dieser Studie gelangten zu dem Schluss, dass MVA-Arbeiter in Zukunft anhand von epidemiologischen Studien intensiver überwacht werden sollten und dass die Rolle von Stäuben und bakteriellen Toxinen bei der Abfallwirtschaft weiteren Untersuchungen bedürfe.

2.2.2 Morbidität

Kitamura *et al.* (2000) untersuchte die Morbidität bei 94 MVA-Arbeitern, die bei einer japanischen Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll beschäftigt gewesen waren. Die Anlage war zwischen 1988 und 1997 in Betrieb gestanden; sie wurde aufgrund hoher Dioxinmissionen in die Luft, die zu einer Kontaminierung des Bodens in der Umgebung der Anlage geführt hatten, stillgelegt. Bei der Studie wurden erhöhte Dioxinwerte im Blut der Arbeiter gefunden (13,3–805,8 ppt TEQ, Durchschnittswert 93,5 ppt TEQ (Fettbasis)) (siehe auch Kap. 2.1.1). Bei Blutdioxinwerten über 100 ppt TEQ wurde ein statistisch signifikanter Zusammenhang mit Hyperlipidämie gefunden. Darüber hinaus ergab die Studie einen marginalen Zusammenhang zwischen Dioxingehalten und Allergien. Die Forscher hielten jedoch in ihrer Studie fest, dass diese Krankheiten von den Arbeitern selbst berichtet worden seien und dass unter Umständen eine Bestätigung der jeweiligen Diagnose nötig sei, denn es war kein Zusammenhang zwischen den Dioxingehalten und den Plasmafettwerten ersichtlich.

Untersuchungen der Biochemie des Blutes ergaben keine signifikanten Zusammenhänge mit den Dioxinkonzentrationen im Blut der Arbeiter; zum Teil wurde jedoch eine verminderte Leberfunktion festgestellt. Bei Untersuchungen des Immunsystems wurden hingegen signifikante Zusammenhänge zwischen den Blutdioxinwerten und der Aktivität der natürlichen Killerzellen (NK) sowie der PHA-Stimulation deutlich. Dioxin war schon vorher mit Auswirkungen auf das Immunsystem in Zusammenhang gebracht worden, deshalb wurde von den Forschern betont, dass eine Follow-up-Studie nötig sei.

In derselben Studie wurde auch das Geschlechtsverhältnis der Kinder der Arbeiter untersucht. Theoretisch sollte die Anzahl männlicher und weiblicher Geburten identisch sein, aber in der Realität lässt sich ein geringfügiger Überschuss an männlichen Geburten verzeichnen (s. Kap. 3.2.3). Im Rahmen dieser Studie wurden die Arbeiter je nach Dioxinexposition in zwei verschiedene Gruppen eingeteilt: in eine stark exponierte Gruppe (Dioxinwerte im Blut über 49 ppt TEQ), und in eine schwach exponierte Gruppe (Dioxinwerte unter 49 ppt TEQ). Zum Zeitpunkt dieser Einteilung wurden in der schwach exponierten Gruppe 16 Jungen und 17 Mädchen geboren. Im Vergleich dazu kamen in der stark exponierten Gruppe zur selben Zeit zwei Jungen und fünf Mädchen auf die Welt. Dieser leichte Überschuss an weiblichen Geburten in der stark exponierten Gruppe wurde von den Forschern jedoch nicht als statistisch signifikant erachtet.

Bresnitz *et al.* (1992) führten eine Studie über die Morbidität bei 86 Angestellten einer Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll in den USA durch. In dieser Studie wurden verschiedene Gesundheitsparameter untersucht. Die Arbeiter wurden in zwei hypothetische Gruppen eingeteilt: Die erste Gruppe bildeten jene Arbeiter, die aller Wahrscheinlichkeit nach einer hohen Exposition an ihrem Arbeitsplatz unterlagen; die zweite Gruppe setzte sich aus Arbeitern mit einer mutmaßlich niedrigeren Exposition zusammen. Die Studienergebnisse zeigten, dass ein übermäßig hoher Anteil an Arbeitern (31%) Anomalien des Harns aufwies, nämlich signifikante Proteinurie (Eiweiß im Urin). Hinsichtlich dieser Erkrankung wurden jedoch keine Unterschiede zwischen den beiden Expositionsgruppen deutlich. Die Prävalenz der Hypertonie (des Bluthochdrucks) war unter den Arbeitern ebenfalls stark erhöht – man vermutete, dass Hypertonie die Erklärung für die erhöhte Prävalenz der Proteinurie sein könnte. Lungenfunktionstests an den Arbeitern ergaben, dass die Hypertonie als Parameter durch den konfundierenden Faktor des Rauchens nur begrenzt brauchbar war. Bei Untersuchungen wurde auch eine erhöhte Disposition für periphere obstruktive Ventilationsstörungen festgestellt; die Diagnose gilt jedoch nicht als bestätigt. Die Gruppe mit hoher Exposition wies im Vergleich zur anderen eine um 19% erhöhte Wahrscheinlichkeit von peripheren obstruktiven Ventilationsstörungen auf. Bei jenen Arbeitern, die nie geraucht hatten, wurde in der stark exponierten Gruppe ein um 85% erhöhtes Risiko einer solchen Atemwegserkrankung festgestellt. Die Forscher kamen in der Studie zu dem Schluss, dass zusätzliche Studien nötig seien, um die möglichen Gesundheitsrisiken von Nebenprodukten, die bei der Verbrennung von Siedlungsabfällen entstehen, zu bewerten. Zudem wiesen die Autoren der Studie darauf hin, dass verstärkte Bemühungen zur Verminderung persönlicher Risikofaktoren und potentieller berufsbedingter Exposition nötig seien, damit die Morbidität unter den MVA-Arbeitern abnimmt.

Schechter *et al.* (1999) fanden besonders hohe Dioxinwerte im Blut zweier Männer, die vor mehreren Jahren bei einer alten japanischen

Verbrennungsanlage gearbeitet hatten (s. auch Kap. 2.1.1). Einer der Arbeiter, dessen Dioxinwerte 360 ppt TEQ betragen, litt an Chlorakne, einer durch Dioxinexposition verursachten Hauterkrankung. Der andere Arbeiter, dessen Dioxinwerte bei 278 ppt TEQ lagen, hatte keine Chlorakne. Zum Zeitpunkt der Untersuchung rekonvaleszierte er gerade nach zwei Magendarmkrebs-Perioden von unbekannter Ätiologie (medizinischer Ursache).

3. GESUNDHEITLICHE BEEINTRÄCHTIGUNG DER MVA-ANRAINER

Hens *et al.* (2000) stellen fest: Die Emission von Schadstoffen aus MVAs in Luft und Wasser ist nichts anderes als ein Verdünnungs- und Verbreitungsprozess von Schadstoffen über Raum und Zeit. Dies führt zu einer langsamen, sukzessiven Anreicherung der Schadstoffe in der Nahrungskette und im menschlichen Körper, so dass gesundheitliche Auswirkungen oft erst nach einer langen Latenzperiode sichtbar und messbar werden.

3.1 Expositionsstudien

Derzeit steht nur eine begrenzte Anzahl von Studien zur Verfügung, in denen untersucht wurde, ob Menschen, die in der Nähe von MVAs leben, mit Schadstoffen exponiert sind. Zudem sind vorhandene Studien auf die Untersuchung der Exposition mit Dioxinen und Schwermetallen beschränkt. Die Ergebnisse dieser Studien sind sehr unterschiedlich. Einige Studien bestätigten eine erhöhte Exposition unter den MVA-Anrainern, andere wiederum lieferten keine Beweise für eine erhöhte Exposition.

3.1.1 Dioxine und PCBs

Drei Studien ergaben eine Erhöhung der Dioxinwerte bei MVA-Anrainern, zwei Studien erbrachten dagegen keinen Beweis für eine erhöhte Exposition. Eine weitere Studie kam zu dem Ergebnis, dass bestimmte PCB-Kongenerne im Blut von direkt an MVAs lebenden Kindern möglicherweise erhöht sind.

Gonzalez *et al.* untersuchten die Exposition von Menschen, die in der Nähe einer neuerrichteten MVA in Mataró, Spanien, leben, sowohl vor als auch zwei Jahre nach der Inbetriebnahme der Anlage. In der Studie wurden 1995 und 1997 die Dioxinkonzentrationen gepoolter Blutproben gemessen; die Proben stammten von 104 Personen, die damals 0,5–1,5 km von der Anlage entfernt lebten, sowie von 97 Personen, die in einer Entfernung von 3,5–4,0 km lebten. 1995, vor der Inbetriebnahme der Anlage, betrug die durchschnittlichen Dioxinkonzentrationen im Blut der direkt an der Anlage und der weiter weg lebenden Personen 13,5 ppt TEQ bzw. 13,4 ppt TEQ. 1997, nach zweijähriger Betriebsdauer der Anlage, waren in beiden Personengruppen die Dioxinwerte um ca. 25%, die PCB-Werte um ca. 12% angestiegen. Die Untersuchungen wurden wiederholt, und weitere Analysen ergaben, dass der Dioxinanstieg in beiden Gruppen mit hoher Wahrscheinlichkeit nur 10–15% betrug, und nicht 25%. Der Dioxinanstieg bei den direkt an der Anlage lebenden Personen unterschied sich nicht von dem der weiter weg lebenden; dies führte die Forscher zu der Annahme, dass der Anstieg der Blutdioxinwerte wahrscheinlich nicht auf die Verbrennungsanlage zurückzuführen sei. Laut Studie betrug die Schornsteinemissionen von Dioxin 0,98–2,5 ng TEQ/m³.

In Japan wurde eine Studie in einem Gebiet nahe an einer Verbrennungsanlage für Siedlungsabfälle durchgeführt, in dem hohe lokale

Dioxinkonzentrationen des Bodens (s. Kap. 4.2.1) und eine ungewöhnlich hohe Krebsrate bei den Anrainern (doppelt so hoch wie die der Durchschnittsbevölkerung) gemessen worden waren (Miyata *et al.* 1998). In der Studie wurden Blutproben von 13 Frauen und fünf Männern getestet, die bis zu 2 km von der MVA entfernt lebten. Die Dioxinwerte waren bei diesen Anrainern im Vergleich zu den in der Allgemeinbevölkerung gemessenen Hintergrundwerten beträchtlich erhöht. So betrug die durchschnittliche Blutdioxinkonzentration bei den Frauen 149 pg TEQ/g (Fettbasis), und bei den Männern 81 pg TEQ/g (Fettbasis); der Hintergrundwert der Allgemeinbevölkerung liegt dagegen bei 15–29 pg TEQ/g (Fettbasis). Die Forscher kamen zu dem Schluss, dass die erhöhte Exposition der Anrainer eine direkte Folge des Einatmens von Dioxinen aus Müllverbrennungsabgasen und des Verzehrs von lokalem, mit Verbrennungsabgasen kontaminiertem Gemüse sei.

Nach wiederholten Meldungen über hohe Dioxinkonzentrationen in Kuhmilch von Bauernhöfen in der Nähe des Chemikalien-Unternehmens Coalite Chemicals in Derbyshire, Großbritannien, wo vor 1991 eine Verbrennungsanlage in Betrieb war (s. auch Kap. 4.2.2), wurde eine Studie über die Dioxinkonzentrationen im Blut von zehn Bewohnern der Bauernhöfe durchgeführt (Startin *et al.* 1994). Die Untersuchungsergebnisse zeigten erhöhte Dioxinkonzentrationen im Blut aller Bewohner. Die Blutwerte wurden mit verfügbaren Daten über Dioxin-Hintergrundwerte der Allgemeinbevölkerung in Deutschland verglichen, da kein entsprechendes britisches Datenmaterial zur Verfügung stand. Drei der Bewohner hatten Dioxinwerte (49, 85 und 95 pg TEQ/g, Fettbasis), die entweder knapp über den Hintergrundwerten oder an der obersten Grenze lagen, und bei den restlichen sieben Bewohnern wurden Dioxinwerte gemessen (137–291 pg TEQ/g, Fettbasis), die unverkennbar höher als die Hintergrundwerte waren.

Holdke *et al.* (1998) analysierte den Gehalt an PCBs im Blut von 384 Kindern im Alter zwischen sieben und zehn Jahren, die in der Nähe einer Verbrennungsanlage für gefährliche Abfälle in Deutschland leben. Die Untersuchungsergebnisse wurden mit denen einer Kontrollgruppe von Kindern verglichen, die in einem Gebiet mit einer vergleichbaren industriellen Umweltverschmutzung leben, sowie einer zweiten Kontrollgruppe von Kindern, die in einer Region mit einer weniger starken industriellen Verschmutzung leben. Bei den Kindern aus der Umgebung der Verbrennungsanlage für gefährliche Abfälle war der Gehalt an PCB 170 und PCB 180 statistisch signifikant höher; auch konnten in dieser Gruppe das PCB 183 und das PCB 187 häufiger nachgewiesen werden als in der Kontrollgruppe aus dem Gebiet mit der geringeren industriellen Verschmutzung. Der Studie zufolge kann die Untersuchung zwar nur als regionaler Vergleich dreier Gruppen gewertet werden, dessen Auswirkungen gering sind; dennoch weisen die

statistisch signifikanten Ergebnisse darauf hin, dass hier eine Regelmäßigkeit vorliegt, die in Bezug auf die untersuchten Gebiete plausibel erscheint.

Zwei weitere in Europa durchgeführte Studien ergaben keinen Anstieg der Dioxinwerte bei MVA-Anrainern. Deml *et al.* (1996) nahmen 1993 Blutproben von 39 Personen und Muttermilchproben von 7 Personen, die in der Nähe einer deutschen Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll lebten. Der Studie zufolge gab es keinen Hinweis auf erhöhte Dioxinkonzentrationen im Blut der Anrainer. Die Dioxinkonzentrationen im Blut (5,2–34,5 ppt TEQ, Fettbasis; Durchschnittswert 17,0 ppt TEQ, Fettbasis) und in der Muttermilch (6–19 ppt TEQ, Fettbasis; Durchschnittswert 12,4 ppt TEQ, Fettbasis) der Anrainer unterschieden sich nicht signifikant von den Hintergrundwerten der deutschen Allgemeinbevölkerung (10–48 ppt TEQ, Fettbasis im Blut und durchschnittlich 30 ppt TEQ, Fettbasis in der Muttermilch).

Eine Studie über die Exposition einer begrenzten Zahl von Personen (fünf), die in der Nähe einer MVA in Duiven, Holland, lebten, stellte ebenfalls keine erhöhten Dioxinkonzentrationen im Blut der Anrainer fest (von den Hazel und Frankort 1996). Diese Studie wurde speziell dazu durchgeführt, um zu testen, ob die Anrainer erhöhte Konzentrationen an Dioxin-Kongeneren in ihrem Körper hatten, bedingt durch ihre mögliche Exposition mit (vom Wind verblasener) Filterasche aus der Lagerungsstätte in der Nähe der MVA. Die Dioxinkonzentrationen im Blut der Anrainer (durchschnittlich 31,4 ppt TEQ, Fettbasis) unterschieden sich kaum von den Werten der Kontrollgruppe, bestehend aus fünf Personen aus der holländischen Allgemeinbevölkerung (durchschnittlich 33,8 ppt TEQ, Fettbasis). Darüber hinaus ergab die Studie keine erhöhten Konzentrationen eines bestimmten Dioxin-Kongeners unter den Anrainern.

3.1.2 Schwermetalle

In der wissenschaftlichen Literatur ist nur eine einzige Studie über die Exposition von MVA-Anrainern mit Schwermetallen verzeichnet. Kurttio *et al.* (1998) untersuchten zwischen 1984 und 1994 Veränderungen der Quecksilberkonzentrationen im Haar von 113 Personen, die in der Nähe einer Verbrennungsanlage für gefährliche Abfälle in Finnland leben. Es stellte sich heraus, dass die Quecksilberwerte der MVA-Arbeiter (s. Kap. 2.1.3) und -Anrainer mit abnehmender Entfernung zur MVA immer weiter anstiegen.

So betrug der Anstieg der Werte in einer Entfernung von 1,5–2 km (stark exponierte Gruppe) 0,16 mg/kg an, in einer Entfernung von 2,5–3,7 km (mäßig exponierte Gruppe) 0,13 mg/kg und in einer Entfernung von ca. 5 km (schwach exponierte Gruppe) 0,03 mg/kg. Die Untersuchungsergebnisse deuteten darauf hin, dass die MVA hier die wahrscheinliche Expositionsquelle war. Aller Wahrscheinlichkeit nach war die Exposition in erster Linie auf das Einatmen kontaminierter Luft und möglicherweise auch auf die Aufnahme von lokalem, kontaminiertem Brunnenwasser und

Gemüse zurückzuführen. Abschließend stellten die Forscher fest, dass die allmähliche Erhöhung der Quecksilberwerte der Anrainer im Lauf der Zeit nur gering sei und nach dem derzeitigen Wissensstand kein Gesundheitsrisiko darstelle.

3.1.3 Biomarker

Der Grund für die Verwendung von Biomarkern in epidemiologischen Studien liegt darin, dass die biologischen Auswirkungen einer toxischen Exposition (i.e. die Biomarker) sehr früh eintreten. Sie zeigen sich auch häufiger und sind in einer potentiell exponierten Personengruppe leichter nachzuweisen als Krankheiten.

Bei einer Studie an einer neuerrichteten MVA in Spanien wurden Kinder aus der Umgebung der Anlage mit Kindern, die außerhalb der Einflusszone der Anlage lebten, verglichen, wobei der Gehalt an Thioäthern im Urin als Biomarker diente (Ardevol *et al.* 1999). Die Verwendung von Thioäthern im Urin als Biomarker beruht auf der Tatsache, dass beim Abbau elektrophiler Verbindungen wie PAHs im menschlichen Körper als Endprodukte Thioäther entstehen, die im Urin nachgewiesen werden können. Elektrophile Verbindungen sind i.d.R. stark mutagen (erbgutverändernd) und karzinogen (krebserzeugend).

In der Studie wurde innerhalb eines Jahres (1997) untersucht, ob und wie stark MVA-Emissionen die Konzentration an Thioäthern im Urin von Kindern zwischen sieben und zehn Jahren beeinflussen können. Untersuchungen an Kindern schließen andere potentielle Gesundheitsrisiken, die die Untersuchungsergebnisse verzerren können, wie Rauchen, durch berufliche Arbeit und diverse Lebensgewohnheiten entstehende Risiken etc. eher aus als Untersuchungen an erwachsenen Personen. Der Studie zufolge war der Gehalt an Thioäthern im Urin bei den Kindern aus der Umgebung der MVA höher als bei den Kindern aus der Kontrollgruppe, die weiter von der Anlage entfernt lebten; das Untersuchungsergebnis war jedoch statistisch nicht signifikant.

Darüber hinaus ergab die Studie, dass das Rauchen der Eltern bei beiden Gruppen zu einem vorhersagbaren, statistisch signifikant erhöhten Gehalt an Thioäthern im kindlichen Urin führte. Zudem stellte sich heraus, dass Kinder aus der Umgebung der MVA, bei denen zu Hause beide Eltern rauchten, einen signifikant höheren Gehalt an Thioäthern im Urin aufwiesen als Kinder aus der Kontrollgruppe, deren Eltern ebenfalls Raucher waren. Möglicherweise wurde dieser Effekt dadurch erzielt, dass die Kinder aus der Umgebung der MVA einer höheren Exposition mit Tabakrauch unterlagen. Der Effekt könnte jedoch auch durch die Kombinationswirkung der Exposition mit Tabakrauch und der Exposition mit Abgasen der Müllverbrennung entstanden sein. Was die Exposition mit Verbrennungsabgasen betrifft, so könnten die höheren Thioätherkonzentrationen im kindlichen Urin auf die Exposition mit PAHs – und möglicherweise auch mit Dioxinen – zurückzuführen sein.

3.2 Gesundheitliche Auswirkungen: epidemiologische Studien

In der Mehrzahl der epidemiologischen Studien über die Gesundheit von MVA-Anrainern haben sich die Untersuchungen entweder auf die Krebshäufigkeit oder auf Atemprobleme konzentriert. Darüber hinaus gibt es noch einige Untersuchungen von anderen potentiellen Auswirkungen wie z.B. angeborenen Anomalien und Änderungen im Geschlechtsverhältnis. In Anbetracht dessen, dass die Beseitigung von Abfällen in Verbrennungsanlagen weltweit gang und gäbe ist, ist die Zahl der Studien, in denen die gesundheitlichen Auswirkungen der Müllverbrennung auf die Anrainer der Anlagen untersucht werden, äußerst gering.

3.2.1 Krebs

Einige der Substanzen, die über die Schornsteinabgase in die Atmosphäre gelangen, wie z.B. Kadmium, PAHs und Dioxin (TCDD), wurden vom Internationalen Krebsforschungszentrum (IARC) als Humankarzinogene (krebserregend für den Menschen) oder wahrscheinliche/mögliche Humankarzinogene eingestuft (McGregor *et al.* 1998, s. Elliot *et al.* 1996). Es gibt eine Reihe von Studien über die Krebshäufigkeit bei Personengruppen, die in der Nähe von MVAs oder anderen Industrieanlagen leben. Die Mehrzahl dieser Studien hat ergeben, dass ein Zusammenhang zwischen erhöhten Krebsraten (einschließlich Krebs im Kindesalter) und dem Leben und Wohnen in der Nähe von MVAs und anderen Industrieanlagen besteht. Bei den meisten Untersuchungen auf diesem Gebiet muss die Exposition mit MVA-Emissionen über einen Zeitraum von mehreren Jahren überwacht werden, denn die Zeit, die Krebs in den meisten Fällen für seine Entstehung benötigt, (Latenzperiode) ist lang.

Weichteilsarkome und Non-Hodgkin-Lymphome

Eine Studie im Gebiet von Doubs, Ostfrankreich, in der Nähe einer Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll, untersuchte die Häufigkeit von zwei Krebsarten, nämlich von Weichteilsarkomen (Bindegewebskrebs) und Non-Hodgkin-Lymphomen (Krebs des Lymphsystems) (Viel *et al.* 2000). Die Studie wurde im Anschluss an einen Bericht über hohe Dioxinmissionen aus der Verbrennungsanlage durchgeführt. Sie ergab einen hochgradig signifikanten Anstieg der Häufigkeit beider Krebsarten in direkt an der MVA liegenden Gebieten, jedoch nicht in anderen Gebieten in der Umgebung der Anlage.

1988 verkündete das französische Umweltministerium in einer Presseaussendung, dass bei 71 Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll die Dioxinmissionen in der Luft über 10 ng I-TEQ/m³ liegen. Bei einer der Anlagen, Besançon, betrug die atmosphärische Dioxinmission laut Studie gar 16,3 ng I-TEQ/m³. Das Gebiet im Umkreis dieser MVA war in einem allgemeinen Krebsregister verzeichnet, und dies bot den

Forschern die Möglichkeit, die Krebshäufigkeit in dieser Region zu untersuchen. Für die Untersuchungen wurden Weichteilsarkome und Non-Hodgkin-Lymphome ausgewählt, denn vorangegangene Forschungen hatten ergeben, dass durch Dioxinbelastung die Wahrscheinlichkeit steigt, an diesen Krebsarten zu erkranken. Die Verbrennungsanlage stand seit 1971 in Betrieb.

Zu Untersuchungszwecken wurde das Gebiet von Doubs in 26 Zonen (statistische Einheiten) eingeteilt. Zwischen 1980 und 1995 wurden 110 Fälle von Weichteilsarkomen und 803 Fälle von Non-Hodgkin-Lymphomen verzeichnet. Die Untersuchungen ergaben einen statistisch signifikanter Anstieg der Häufigkeit beider Krebsarten in 2 der 26 Zonen, Besançon und Audeux; beide Gebiete befinden sich in der geringsten Entfernung zur MVA. Es wurde eine um 44% erhöhte Inzidenz von Weichteilsarkomen und eine um 27% erhöhte Inzidenz von Non-Hodgkin-Lymphomen festgestellt. In den übrigen 24 Zonen wurde kein weiterer Anstieg der Krebshäufigkeit verzeichnet. Die Autoren der Studie hielten es für unwahrscheinlich, dass mögliche konfundierende Faktoren wie sozioökonomischer Status und Verstädterung die Untersuchungsergebnisse verfälscht haben könnten. Um sicherzugehen, dass die geringe Entfernung zu Gesundheitszentren in diesem Gebiet nicht als konfundierender Faktor auf den Plan trat (d.h. die Nähe von Krankenhäusern u.dgl. führt i.d.R. zu einem breiteren Zugang zu professioneller Gesundheitsbetreuung und, in weiterer Folge, zu häufigeren Krebsdiagnosen), wurde in der Studie darüber hinaus auch die Häufigkeit der Hodgkin-Krankheit als Kontrollparameter untersucht. Die Hodgkin-Krankheit ist eine Krebsart, die nicht mit Dioxinexposition assoziiert ist. Die Studie ergab im gesamten untersuchten Gebiet kein häufigeres Auftreten von Hodgkin-Lymphomen. Somit kamen die Forscher zu dem Ergebnis, dass die erhöhte Häufigkeit von Weichteilsarkomen und Non-Hodgkin-Lymphomen in der Nähe der MVA nicht auf die Existenz des Universitätskrankenhauses im Besançon-Audeux-Gebiet zurückzuführen sei, was verlässlichere Diagnosen dieser Krankheiten zur Folge habe.

Abschließend stellten die Forscher fest, dass die Einheitlichkeit der Untersuchungsergebnisse (erhöhte Häufigkeit von Weichteilsarkomen und Non-Hodgkin-Lymphomen im Umkreis der Verbrennungsanlage) bemerkenswert sei. Sie wiesen jedoch darauf hin, dass eine erhöhte Inzidenz von beiden Krebsarten nicht automatisch auf Dioxinmissionen aus der MVA zurückgeführt werden dürfe – zuerst sollten die Studienergebnisse anhand weiterer Untersuchungen bestätigt werden. Sollten Dioxine bei der Krebsentstehung eine Rolle spielen, müsse den Forschern zufolge der Verabreichungsweg der Exposition bestimmt werden.

Lungenkrebs

Eine Studie in Triest, einer Industriestadt im Nordosten Italiens, untersuchte den Einfluss der Luftverschmutzung, bedingt durch eine Reihe von

Faktoren (Schiffswerft, Eisengießerei, Verbrennungsanlage und Stadtzentrum), auf die Entstehung von Lungenkrebs (Biggeri *et al.* 1996). Die Studie ergab sowohl bei den Anrainern der Verbrennungsanlage als auch bei den Bewohnern/Anrainern des Stadtzentrums eine erhöhte Prävalenz von allen Lungenkrebsarten.

Das in dieser Studie angewandte Verfahren beruhte auf der Identifizierung einzelner Personen, die in diesem Gebiet an Lungenkrebs gestorben waren, und auf der anschließenden Identifizierung „gematchter“ Kontrollpersonen, die zu einem ähnlichen Zeitpunkt, jedoch nicht an Krebs oder an einer Lungenkrankheit gestorben waren. Insgesamt wurden 755 männliche Personen, die zwischen 1979 und 1981 oder zwischen 1985 und 1986 an Lungenkrebs gestorben waren, identifiziert. Diese beiden Vergleichszeiträume wurden gewählt, um eine längere Zeitspanne abzudecken zu können und gleichzeitig unverhältnismäßig hohe Kosten zu vermeiden. Am Ende wurden die Untersuchungsergebnisse auf konfundierende Faktoren hin untersucht (insbesondere Rauchgewohnheiten, Alter, Wahrscheinlichkeit einer berufsbedingten Exposition mit Karzinogenen und ungefähre Konzentration an Staubteilchen in der Luft).

Die Studie kam zu dem Ergebnis, dass die Anrainer der Verbrennungsanlage einer statistisch signifikant erhöhten Wahrscheinlichkeit unterliegen, an allen Arten von Lungenkrebs zu sterben. Das Sterblichkeitsrisiko bei Lungenkrebs ist laut Studie bei jenen Menschen, die in einer geringen Entfernung zur Anlage leben, 6,7 mal höher als bei allen übrigen untersuchten Personen. Unabhängig davon wurde auch das Leben und Wohnen unweit vom Stadtzentrum mit einem höheren (2,2-fach erhöhten) Sterblichkeitsrisiko bei Lungenkrebs in Zusammenhang gebracht. Diese Studie bestätigte die Ergebnisse einer vorangegangenen Studie in Triest, bei der ebenfalls eine erhöhte Sterblichkeitswahrscheinlichkeit bei Lungenkrebs in der Nähe der Verbrennungsanlage festgestellt worden war (Babone *et al.* 1994). Gewisse konfundierende Faktoren wie etwa die Dauer des Aufenthalts bei der Todesadresse (z.B. Wohnsitzwechsel) konnten nicht ausgeschlossen werden. Die Ergebnisse der Studie liefern den Forschern zufolge einen weiteren Beweis dafür, dass Luftverschmutzung ein mäßig contribuierender Faktor für Lungenkrebs sei; dies stimme auch mit der Hypothese überein, dass das Leben und Wohnen in der Nähe der Verbrennungsanlage und des Stadtzentrums einen (von der Müllverbrennung) unabhängigen Einfluss auf die Gesundheit habe.

Kehlkopfkrebs

Ende der 80er Jahre ließ der Kommunalrat von Lancashire, Großbritannien, eine Untersuchung der Krebsraten in der Umgebung einer Verbrennungsanlage für Lösungsmittel bei Charnock Richard durchführen. Bei einer statistischen Analyse der Ergebnisse wurde eine signifikant erhöhte Inzidenz von Kehlkopfkrebs im Umkreis der Verbrennungsanlage festgestellt, die mit zunehmender Entfernung zur Anlage immer

weiter abnahm (Diggle *et al.* 1990). Im Anschluss an diese Untersuchung wurde an dieser Anlage und an neun weiteren, ähnlichen Anlagen in Großbritannien, die vor 1979 in Betrieb genommen worden waren, eine weitere Studie über die Inzidenz von Kehlkopfkrebs durchgeföhrt (Elliot *et al.* 1992). Diese Studie ergab, dass innerhalb von 10 km Entfernung zum MVA-Gelände keine überhöhte Häufigkeit von Kehlkopf- und Lungenkrebs vorliegt, wobei Lag-Periode (= Zeitraum zwischen der Inbetriebnahme der MVA und dem Auftreten von Krebs) von fünf und zehn Jahren verwendet wurden. Demzufolge kamen die Forscher zu dem Schluss, dass der offensichtliche Anstieg der Kehlkopfkrebs-Häufigkeit in Charnock Richard, Lancashire, wahrscheinlich nicht auf die Verbrennungsanlage zurückzuführen sei. Wie jedoch die Forscher selbst einräumten, unterlag das in dieser Studie verwendete Datenmaterial zum Teil erheblichen Beschränkungen. Beispielsweise ist eine Lag-Periode von fünf und zehn Jahren angesichts der Epidemiologie von festen Tumoren äußerst kurz. So zeigte eine Studie an Senfgas-Arbeitern, dass die Kehlkopfkrebsfälle erst nach einer Follow-up-Untersuchung mindestens zehn Jahre nach der Ersteinstellung sichtbar wurden, und eine weitere Studie ergab, dass eine erhöhte Sterblichkeitswahrscheinlichkeit bei Kehlkopfkrebs durch berufsbedingte Dioxinexposition erst nach 20 Jahren eintritt.

Eine neuere Studie über die Häufigkeit mehrerer Krebsarten bei einer Gruppe von Personen, die in der Nähe einer Verbrennungsanlage, einer Mülldeponie und einer Ölraffinerie in Rom, die seit den frühen 60er Jahren in Betrieb stehen, ergab ein erhöhtes Sterblichkeitsrisiko bei Kehlkopfkrebs (Michelozzi *et al.* 1998). Die Untersuchung wurde aufgrund der geäußerten Befürchtung durchgeföhrt, die durch die Industrieanlagen verursachte Verschmutzung könnte die Gesundheit der Anrainer gefährden. Bei Leber-, Lungen- und lymphohämatopoetischen Karzinomen wurde keine überhöhte Inzidenz festgestellt. Es stellte sich aber heraus, dass in Entfernungen von 0–3 und 3–8 km zu den Industrieanlagen eine erhöhte Wahrscheinlichkeit von Kehlkopfkrebs vorliegt; das Ergebnis war jedoch statistisch nicht signifikant. Dennoch schlossen die Forscher einen möglichen Zusammenhang zwischen Industrieemissionen und Kehlkopfkrebs nicht aus, denn die Studie verzeichnete bei Männern eine statistisch signifikant abnehmende Häufigkeit dieser Krebsart mit zunehmender Entfernung zu den Industriebetrieben. Für die Forscher war dies bemerkenswert, denn die Ergebnisse anderer Studien über die Krebshäufigkeit in der Umgebung dieser Anlagen sind widersprüchlich. Sie gelangten zu dem Ergebnis, dass die Untersuchungsergebnisse bezüglich Kehlkopfkrebs auf einer begrenzten Anzahl von Fällen beruhten und dass weitere Studien nötig seien um festzustellen, ob die Anwesenheit von Raffinerien oder Verbrennungsanlagen zu einer erhöhten Wahrscheinlichkeit dieser Erkrankung bei Anrainern beiträgt.

Leberkrebs und andere Krebsarten

In Großbritannien wurde aufgrund von Befürchtungen, dass das Wohnen in der Nähe von MVAs gesundheitsschädlich sein könnte, eine Studie über die Krebshäufigkeit bei MVA-Anrainern durchgeführt (Elliot *et al.* 1996). Die Untersuchung ergab ein statistisch signifikant häufigeres Auftreten von Leberkrebs bei den Anrainern.

Die Studie untersuchte die Krebshäufigkeit bei über 14 Millionen Menschen, die bis zu 7,5 km von insgesamt 72 Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll entfernt lebten. Unter Verwendung des nationalen Krebsregistrierungssystems wurden Daten über die Krebshäufigkeit der MVA-Anrainer von 1974 bis 1978 gesammelt. Die Krebsraten der MVA-Anrainer wurden mit denen der britischen Allgemeinbevölkerung verglichen, um festzulegen, ob eine überhöhte Anzahl von beobachteten Krebsfällen im Vergleich zur erwartungsgemäßen Zahl von Erkrankungen vorlag. Die Ergebnisse zeigten, dass bei Anrainern im Umkreis von 7,5 km ein statistisch signifikanter Anstieg der Summe aller Krebsarten sowie der Häufigkeit von Magen-, Kolorektal-, Leber- und Lungenkarzinomen vorlag. Die Krebshäufigkeit nahm mit zunehmender Entfernung zu den Verbrennungsanlagen ab. Der höchste Anstieg des Krebsrisikos wurde bei Leberkrebs verzeichnet, bei dem in einer MVA-Entfernung von 0–1 km im Vergleich zu den nationalen Krebsraten ein um 37% erhöhtes Erkrankungsrisiko vorlag. Eine weitere Datenanalyse ergab jedoch, dass die überhöhte Häufigkeit der Summe aller Krebsarten sowie von Magen- und Lungenkrebs möglicherweise auf den konfundierenden Faktor der Armut zurückzuführen ist. Armut ist in stark verschmutzten Regionen ein häufig anzutreffendes Phänomen und führt oft zu einer verstärkten Häufigkeit von Krankheiten. Im Zusammenhang mit Leberkrebs wurde festgestellt, dass Armut zumindest teilweise für die erhöhte Wahrscheinlichkeit dieser Erkrankung, wie sie in der Studie beobachtet wurde, verantwortlich sein könnte. Zudem stellte sich heraus, dass einige Fehldiagnosen von primärem Leberkrebs, bedingt durch sekundäre Lebertumore (i.e. Tumore, die erst als Folge von anderen, primären Tumorarten entstehen) gestellt worden waren. Abschließend stellten die Forscher fest, dass weitere Untersuchungen nötig seien, um ausfindig zu machen, ob eine erhöhte Inzidenz von primärem Leberkrebs in der Umgebung von MVAs vorliegt oder nicht. In der Folge wurden weitere Untersuchungen zu den in dieser Studie gestellten Diagnosen von Leberkrebs durchgeführt (Elliot *et al.* 2000). Diese Untersuchungen wiesen ebenfalls auf eine Erhöhung der Leberkrebsrate bei MVA-Anrainern hin.

In der ersten Studie (Elliot *et al.* 1996) griff man auf Daten zurück, die in Todesurkunden verzeichnet waren. Zur weiteren Analyse der Daten wurden in die zweite Studie (Elliot *et al.* 2000) eine Überprüfung histologischer Dias und Berichte sowie Patientenakte einbezogen, um sicherzustellen, ob es sich bei den jeweiligen Leberkarzinomen um primäre oder sekundäre Karzinome handelte. Von den insgesamt 235 in Todesurkunden

verzeichneten Leberkrebsfällen wurden 119 Fälle (51%) überprüft. Primärer Leberkrebs wurde in 55%, sekundärer Krebs in 18% der Fälle bestätigt. Verwendet man diese Zahlen, um die in der ersten Studie verzeichnete Häufigkeit von Leberkrebs neu zu berechnen, reduziert sich die 37%ige Erhöhung von Leberkrebs (23 Fälle) in der ersten Studie auf 12,6 Fälle – bzw. auf 18,8 Fälle, wenn nur eindeutige sekundäre Karzinome ausgeklammert werden. Dies bedeutet eine Erhöhung der Leberkrebsrate um 0,53 bzw. 0,78 Krebsfälle pro 1.000.000 Einwohner pro Jahr (oder eine Erhöhung des Leberkrebsrisikos um 20 bzw. 30% bei einer Entfernung von bis zu 1 km von Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll). Die Forscher stellten die Vermutung auf, dass die tatsächliche Erhöhung der Krebshäufigkeit irgendwo zwischen den beiden genannten Werten liegen müsse. Eine mögliche, durch Armut bedingte Konfundierung der Untersuchungsergebnisse konnte bei dieser Studie nicht völlig ausgeschlossen werden. Abschließend stellten Elliot *et al.* (2000) fest: Sollte die in dieser und in der vorangegangenen Studie festgestellte Erhöhung der Leberkrebsraten auf das Wohnen in der Nähe von Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll zurückzuführen sein, dann korrelieren die Untersuchungsergebnisse mit historischen Expositionsmustern im Umkreis dieser Anlagen.

Krebs im Kindesalter

Unlängst wurde eine Analyse von Knox (2000) veröffentlicht, in der Datenmaterial über Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll aus der ersten Studie von Elliot *et al.* (1996) (s. oben) verwendet wurde, um festzustellen, ob in der Nähe von MVAs eine erhöhte Krebswahrscheinlichkeit bei Kindern besteht. Die Studie untersuchte die Kinderkrebsfälle 1974–1987 in der Umgebung von 70 Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll, und 1953–1980 im Umkreis von 307 Verbrennungsanlagen für Krankenhausabfall. Die Latenzzeiten für Krebs im Kindesalter sind kurz, und dadurch werden die Schwierigkeiten der oft längeren Latenzperioden bei Krebs im Erwachsenenalter, auf die man in der Studie von Elliot *et al.* (1996)⁴ gestoßen war, gemindert. In der Analyse wurde ein neuentwickeltes, sensibles Verfahren angewandt, bei dem die Entfernung der Geburtsadresse eines jeden Kindes zur Verbrennungsanlage, und auch die der Todesadresse, sofern sie verschieden war, einbezogen wurde. Anhand der für diese Analyse verwendeten „Migrationsmethode“ konnte man so die Entfernungen der MVAs zu den Geburtsadressen der krebserkrankten Kinder sowie zu den Todesadressen jener Kinder, die umgezogen waren, vergleichen. Die Studie stellte eine erhöhte Krebshäufigkeit bei Kindern fest, die in der Nähe von MVAs auf die Welt kamen.

In den Entwicklungsstadien reagiert unser Körper im allgemeinen besonders sensibel auf Gifteinwirkungen. Aus diesem Grund hat die Giftexposition des Fötus im Mutterleib und des

⁴ In dieser Studie wurden alle Altersgruppen untersucht (Anm. d. Ü.).

Kindes in seinen frühen Entwicklungsphasen möglicherweise schwerwiegendere Auswirkungen auf die Gesundheit (z.B. Krebs) als eine Exposition in späteren Jahren. Falls die Exposition mit toxischen Substanzen aus MVAs in den frühen Entwicklungsphasen des Lebens mit einer erhöhten Krebshäufigkeit verbunden ist, steht einer Studie von Knox (2000) zufolge die Krebshäufigkeit mit der Geburtsadresse in einem engeren Zusammenhang als mit der Todesadresse.

Die Analyseergebnisse zeigten in der Tat eine statistisch signifikant erhöhte Abwanderung von Familien, deren Kinder innerhalb einer Entfernung von 5 km zur Verbrennungsanlage auf die Welt kamen. Folglich wurde die Exposition mit MVA-Emissionen an der Geburtsadresse und somit in den frühen Entwicklungsphasen des Lebens mit einer höheren Krebswahrscheinlichkeit in Zusammenhang gebracht als eine Exposition an der Todesadresse bzw. in späteren Jahren. Kinder, die in einer Entfernung von bis zu 5 km zu Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll auf die Welt kamen, unterlagen einer doppelt so hohen Wahrscheinlichkeit, an Krebs zu sterben.

Diese Ergebnisse stimmen auch mit vorangegangenen Untersuchungen überein, denen zufolge Kinder, die unweit von Krankenhausmüll-Verbrennungsanlagen, großen Hochtemperatur-Verbrennungsanlagen sowie Industriebetrieben mit VOC-Emissionen zur Welt kamen, ein erhöhtes Krebsrisiko aufwiesen (Knox und Gilman 1998). Die überhöhte Inzidenz von Leukämien und festen Tumoren aller Art war jener, die in der von Knox (2000) durchgeführten Studie über Krebs bei Kindern in der Umgebung von MVAs festgestellt wurde, sehr ähnlich. Dieses Phänomen wurde auch in früheren Studien über Kinderkrebs in der Nähe von Industrieanlagen und die Exposition mit pränataler medizinischer Bestrahlung beobachtet. Solche Ergebnisse sind theoretisch für Wirkstoffe/Chemikalien zu erwarten, die systematischen Zugang (i.e. Zugang über den Blutkreislauf) zur DNA/RNA in allen fetalen Zellen haben (Knox 2000).

Die von Knox und Gilman (1998) durchgeführte Studie über die Häufigkeit von Krebs im Kindesalter in der Nähe vieler verschiedener Industrieanlagen ergab erhöhte Krebsraten für Kinder, die unweit von Krankenhausmüll-Verbrennungsanlagen, anderen Verbrennungsquellen sowie Industriebetrieben mit VOC-Emissionen zur Welt kamen. Aus diesem Untersuchungsergebnis schlossen die Forscher, dass für die vorgeburtliche (fetale) Krebsentstehung und für Krebsvorstufen zum Zeitpunkt der Geburt oftmals multiple toxische Quellen verantwortlich sind. Diese abträgliche Wirkung auf den Fötus bzw. das Neugeborene ist wahrscheinlich auf diverse VOCs und Verbrennungsprodukte zurückzuführen. Was die Müllverbrennung selbst anbelangt, so weisen die übereinstimmenden Untersuchungsergebnisse bezüglich Krebs im Kindesalter durch Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll (Knox 2000) und Verbrennungsanlagen für Krankenhausabfall (Knox und Gilman 1998) auf einen allgemeinen, direkten

Zusammenhang zwischen der Geburt in der Nähe von MVAs und Krebs im Kindesalter hin. Knox (2000) wies jedoch darauf hin, dass es schwierig ist festzustellen, ob die offensichtliche Bedrohung der Gesundheit durch Krebs in der Nähe von MVAs auch auf andere Gesundheitsgefahren in der unmittelbaren Umgebung zurückzuführen ist. In dieser Hinsicht befanden sich die „giftigsten“ MVAs der Studie in der Nähe von Industrieanlagen, wie sie in vorangegangenen Studien untersucht wurden. Aus diesem Grund lautete das allgemein angenommene Endergebnis der Studie, dass die erhöhte Wahrscheinlichkeit von Krebs im Kindesalter auf das Wohnen in der Nähe von großen Verbrennungsindustrien als Ganzes, zu denen auch MVAs zählen, zurückzuführen ist (Knox 2000).

3.2.2. Atemwegserkrankungen

Verbrennungsanlagen, insbesondere Zementöfen, setzen erhebliche Mengen an Schwefeldioxid (SO₂) und Stickstoffdioxid (NO₂) frei. Man weiß, dass eine langfristige Exposition mit diesen Substanzen bedenkliche Auswirkungen auf die Gesundheit der Atemwege hat (s. z.B. Ayres 1998). Auch Staubpartikel (Feinstaub) gelangen durch Verbrennungsanlagen in die Atmosphäre. Viele Studien haben ergeben, dass sich eine langfristige Exposition mit Staubpartikeln ebenfalls negativ auf die respiratorische Gesundheit und bestehende Atemprobleme auswirken kann (s. auch Anhang A). Trotz möglicher gesundheitlicher Risiken durch Substanzen, die bei der Müllverbrennung frei werden, gibt es bislang nur eine begrenzte Zahl von epidemiologischen Studien über Atembeschwerden bei Personen, die in der Nähe von MVAs leben. Von den bisherigen Untersuchungen haben einige Studien negative Auswirkungen auf die Gesundheit der Atemwege ergeben, bei anderen wurden jedoch keine solchen Beeinträchtigungen festgestellt.

Eine frühe Studie von Zmirou (1984) ergab eine erhöhte Einnahme von Medikamenten gegen Atemwegserkrankungen bei Bewohnern eines französischen Dorfes, das sich in der Nähe einer Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll befindet. Der Studie zufolge wurden Medikamente gegen Atemwegserkrankungen wie Bronchodilatoren, Expektoranzien und Hustenmedikamente bei geringeren Entfernungen zur Verbrennungsanlage signifikant häufiger erworben. Die Autoren der Studie betonten, dass es nicht möglich sei, aufgrund der Ergebnisse eine Ursache-Wirkungs-Beziehung herzustellen, wiesen jedoch darauf hin, dass die Beobachtungen in dieser Studie mit der Hypothese übereinstimmen, dass durch die MVA-bedingte Luftverschmutzung eine Verschlimmerung bestehender Atemwegserkrankungen eintreten kann (s. Marty 1993).

Bei einer gefährlichen MVA im Westen des US-Bundesstaates North Carolina wurde aufgrund von Berichten über Krankheiten und neurologische Symptome bei den MVA-Arbeitern eine Untersuchung der Gesundheit von in der Nähe der MVA lebenden Personen durchgeführt (ATSDR 1993). Nach Ausschaltung möglicher konfundierender Faktoren wie Alter, Geschlecht und

Zigarettenrauchen wurde eine signifikant erhöhte Häufigkeit selbst berichteter Atemwegserkrankungen festgestellt. So unterlagen Anrainer der Anlage im Vergleich zu weiter weg lebenden Personen einer fast neunmal so hohen Wahrscheinlichkeit von selbst berichtetem, wiederholtem Husten und pfeifendem Atem und einer fast doppelt so hohen Wahrscheinlichkeit von anderen selbst berichteten Atembeschwerden. Darüber hinaus war bei den Anrainern die Häufigkeit von Schmerzen in der Brust, Koordinationsstörungen, Schwindel und Reizerscheinungen ebenfalls signifikant erhöht. Kein Unterschied zwischen den beiden Gruppen wurde jedoch bei der Häufigkeit von ärztlich festgestellten Krankheiten und Spitaleinweisungen aufgrund dieser Krankheiten festgestellt. Obwohl eine Überprüfung dieser Studie durch den NRC ergab, dass darin ein Anstieg von Atemwegserkrankungen bei MVA-Arbeitern festgestellt wurde, gibt es gegen die Studie einige Einwände, die nur eine beschränkte Interpretation der Ergebnisse erlauben. So wurden hinsichtlich der retrospektiven Natur der Studie (die MVA war zwischen 1977 und 1988 in Betrieb, und die Studie wurde erst 1991 durchgeführt) und hinsichtlich der ablehnenden Haltung der Bevölkerung zur MVA Bedenken angemeldet. Dem NRC zufolge ist die Studie, was die Evaluierung der gesundheitlichen Auswirkungen der Exposition mit MVA-Emissionen betrifft, nur begrenzt brauchbar.

Bei einer Studie in Taiwan wurde die Gesundheit der Atemwege von Kindern aus der Umgebung einer Kabel-Wiederaufbereitungsanlage untersucht. Die Studie ergab negative Auswirkungen auf die Lungenfunktion, die zunächst mit der Verbrennungsanlage in Zusammenhang gebracht wurden (Wang *et al.* 1992). In der Studie wurden 86 Grundschulkindern getestet; die Ergebnisse wurden anschließend mit einer Kontrollgruppe von 92 Kindern aus einer „nicht verschmutzten“ Stadt verglichen. Die Luftverschmutzung im MVA-Bezirk, die anhand von SO₂ und NO₂ gemessen wurde, war beträchtlich höher als in der Vergleichsstadt. Fragebögen, die an die Kinder beider Gruppen ausgeteilt wurden, gaben keine Unterschiede in der Gesundheit der Atemwege zu erkennen. Jedoch traten Anomalien im forcierten expiratorischen Volumen in 1 Sekunde (FEV₁), einer Prüfung der Lungenfunktion, in der MVA-Gruppe signifikant häufiger auf als in der Kontrollgruppe (17,5% versus 3,2%). Bei weiteren Untersuchungen der Lungenfunktion an 26 Kindern aus jeder Gruppe wurde festgestellt, dass der Provokationstest durch Methacholine bei neun Kindern der MVA-Gruppe und nur bei einem einzigen Kind der Kontrollgruppe zu einem positiven Ergebnis führte. Aus diesen Untersuchungsergebnissen schlossen die Forscher, dass der hohe Grad an Luftverschmutzung, dem die Kinder aus der Umgebung der Verbrennungsanlage ausgesetzt waren, mit einer negativen Auswirkung auf die Lungenfunktion in Zusammenhang stand. Einer Überprüfung dieser Studie durch den NRC (2000) zufolge scheint diese Studie zu bestätigen, dass sich höhere Konzentrationen an Luftschadstoffen negativ auf die Lungenfunktion von Kindern auswirken; die Studie erlaubt laut NRC

jedoch keine Schlussfolgerungen bezüglich des Beitrags von Verbrennungsanlagen allein (d.h. unter Ausschluss anderer Schadstoffquellen) zu den beobachteten gesundheitlichen Auswirkungen.

In den USA ist es gang und gäbe geworden, gefährliche Abfälle als Teil des Brennstoffs einzusetzen, um während des Betriebs von Zementöfen hohe Temperaturen zu erzielen. Bei einer Studie an einer zufällig getroffenen Auswahl von Personen, die in der Nähe der Zementöfen in Midlothian, Texas, lebten, ergab ein Vergleich mit weiter weg lebenden Personen eine statistisch signifikant erhöhte Häufigkeit von selbst berichteten Atembeschwerden bei den Anrainern (Legator *et al.* 1998). Risikobewertungen, die auf 1997/8 aufgezeichneten Messungen von MVA-Emissionen basieren, hatten ergeben, dass von den Zementöfen keine Gefahr für die menschliche Gesundheit ausging (s. Legator *et al.* 1998). Darüber hinaus stellte das Gesundheitsministerium 1992 in einer Studie fest, dass in der Region

„keine konsistenten, typischen Muster von Krankheiten oder Symptomen zu existieren schienen, die einen Hinweis auf ... eine gemeinsame Quelle eines der Gesundheitsprobleme der Testpersonen darstellen könnten.“

Jedoch stellte sich bei anschließenden Analysen beider Untersuchungen heraus, dass in der Methodologie der Studien Fehler, Mängel und Unzulänglichkeiten aufgetreten waren. Ab diesem Zeitpunkt haben Legator *et al.* (1998) Untersuchungen durchgeführt, deren Hauptaugenmerk darauf gerichtet war festzustellen, ob die Exposition von Anrainern mit Schadstoffen aus den Zementöfen zu negativen gesundheitlichen Auswirkungen führt.

Eine Zufallsprobe von 58 in der Nähe der Anlagen lebenden Personen wurde ausgewählt und einem Interview, basierend auf einem umfangreichen Fragebogen über Gesundheit, unterzogen. Die Ergebnisse wurden mit denen einer Kontrollgruppe von 54 Personen verglichen, die in einer größeren Entfernung zu den Anlagen lebten. Die Studie ergab, dass kein Bereich der Gesundheit signifikant beeinträchtigt schien, mit Ausnahme der respiratorischen Gesundheit. In der Personengruppe in der Nähe der Verbrennungsanlagen wurden signifikant höhere Häufigkeiten von Atemwegserkrankungen ($p = 0,002$) als in der Kontrollgruppe festgestellt. Mit Ausnahme der Lungenentzündung wiesen alle im Fragebogen verzeichneten Atemwegserkrankungen, einschließlich Lungenkrankheiten, pfeifender Atmung, Emphysemen, Reizhusten und Bronchitis, eine erhöhte Häufigkeit auf. Diese Studie unterlag keinen der Beschränkungen, die Untersuchungen dieser Art leicht beeinträchtigen können, wie bei der Fragebogenuntersuchung auftretende Fehler. Zudem waren die Personen aus der Kontrollgruppe älter als die Anrainer der Verbrennungsanlagen, und da ältere Personen sensibler auf Chemikalieneinwirkung reagieren, ist es gut

möglich, dass die Auswirkungen auf die exponierte Personengruppe unterschätzt wurden. Abschließend stellten die Forscher fest, dass sich die Studienergebnisse der wachsenden Information darüber anschließen, dass Menschen, die unter MVA-bedingter Luftverschmutzung leiden, einer erhöhten Häufigkeit von Atemwegserkrankungen unterliegen.

Gray *et al.* (1994) führten eine Studie über die Häufigkeit von Asthma in zwei Gruppen von Kindern durch, die in der Nähe von Verbrennungsanlagen für Klärschlamm in Sydney, Australien leben. Die Atemwegserkrankungen wurden anhand von Fragebögen und verschiedenen physiologischen Tests, einschließlich Lungenfunktionstests, untersucht. Bei Vergleichen der Untersuchungsergebnisse mit einer Kontrollgruppe von Kindern, die in einem anderen Gebiet Sydneys leben, wurden keine negativen Auswirkungen auf Häufigkeit und Schwere des Asthmas bei den betroffenen Kinder festgestellt. Darüber hinaus waren auch keine Unterschiede in der Lungenfunktion ersichtlich. Messungen der Konzentration an Schwefeloxiden (SO_x), Stickoxiden (NO_x), Schwefelwasserstoff (H₂S), Ozon (O₃) und Staubteilchen ergaben keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen dem MVA-Gebiet und den zum Vergleich herangezogenen Gebieten. Die Forscher kamen in der Studie zu dem Schluss, dass Emissionen aus Hochtemperatur-Verbrennungsanlagen für Klärschlamm offenbar keine negativen Auswirkungen auf Häufigkeit und Schwere von Kinderasthma haben.

Eine US-Studie ergab keine signifikanten Unterschiede in der Höhe der partikelförmigen Luftverschmutzung bzw. in der Gesundheit der Atemwege bei Personengruppen, die von 1992 bis 1994 in der Nähe von drei MVAs lebten (Shy *et al.* 1995). Die Untersuchung wurde in North Carolina, USA durchgeführt, in drei Gemeinden, die sich bei einer Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll, gefährliche Abfälle bzw. Krankenhausmüll befinden, und in drei Kontrollgemeinden, die in einer Entfernung von über 3 km (gegen den Wind) zu den Verbrennungsanlagen liegen. In der Studie wurden gleichzeitig die Luftqualität in den Gemeinden und die Auswirkungen der Emissionen auf die Atemwege der betroffenen Personen überwacht.

Insgesamt nahmen 6963 Personen an einer Telefonumfrage über Atemwegserkrankungen über einen Zeitraum von drei Jahren teil, und 100–144 Personen pro Gemeinde beteiligten sich jährlich an Lungenfunktionstests. Shy *et al.* (1995) berichteten über die Ergebnisse des ersten Jahres der dreijährigen Studie. In der Studie wurden keine signifikanten Unterschiede in der Konzentration der PM10 – so heißen die höchstens 10 Mikrometer (µm) oder einen Hunderstel Millimeter kleinen Staubpartikel – in den MVA- und den Kontrollgemeinden nachgewiesen. Berechnungen zufolge trugen die Verbrennungsanlagen zu weniger als 3% der in den Gemeinden gemessenen Staubkonzentrationen bei; der Rest stammte von anderen Quellen in der Umgebung der Gemeinden. Jedoch wurden immer dann, wenn der Wind aus der

Richtung der Verbrennungsanlagen für medizinische Abfälle und Siedlungsmüll kam, höhere Konzentrationen an Zink-, Blei- und Chlorstaub gemessen. Führt ein chemischer Bestandteil von MVA-Emissionen zu Atemproblemen bei der exponierten Personengruppe, so können laut Studie Standardmessungen der Luftverschmutzung die jeweiligen Unterschiede in der Exposition der Personen nicht immer nachweisen.

Was die in dieser Studie untersuchten Atemwegserkrankungen betrifft, so wurde zwischen den MVA- und den zum Vergleich herangezogenen Gemeinden kein signifikanter Unterschied in den Atemproblemen verzeichnet, die mittels Telefonumfrage untersucht worden waren. Zudem ergaben die Lungenfunktionstests für 1992/1993, einschließlich einer darauffolgenden Tiefenanalyse der Lungenfunktion (Lee und Shy 1999), keinen Zusammenhang zwischen den Konzentrationen an PM10-Staub in den Gemeinden und der Lungenfunktion der Bewohner. Darüber hinaus wurden bei den MVA- und den Kontrollgemeinden keine Unterschiede in der Lungenfunktion ersichtlich. Dies steht im Widerspruch zu vorangegangenen Studien, in denen eine erhöhte Inzidenz von Atemwegserkrankungen in Zusammenhang mit erhöhten PM10-Konzentrationen festgestellt worden ist (s. Anhang A). Die abweichenden Ergebnisse dieser Studie mögen darauf zurückzuführen sein, dass die Staubkonzentrationen im Vergleich zu denen früherer Studien relativ gering waren und daher Auswirkungen auf die Lungenfunktion nicht nachgewiesen werden konnten, auch wenn sie existierten (Shy *et al.* 1995).

In o.a. Studie (Shy *et al.* 1995) wurde, wie bereits erwähnt, kein Zusammenhang zwischen der geringen Entfernung zu drei bestimmten Verbrennungsanlagen und einer Zunahme an akuten oder chronischen Atemwegserkrankungen festgestellt; die Forscher wiesen jedoch nachdrücklich darauf hin, dass die Studie einigen Beschränkungen unterworfen war. So gab es z.B. in den zum Vergleich herangezogenen Gemeinden mehr Raucher, und auch Kerosinöfen wurden dort häufiger zum Heizen verwendet als in den exponierten Gemeinden. Dies mag zu einer Unterschätzung leichter bis mittelschwerer Atemwegserkrankungen bei den MVA-Gemeinden geführt haben. Eine weitere Schwierigkeit lag in der u.U. signifikanten Fehleinschätzung der Exposition mit den Schadstoffen aus den Verbrennungsanlagen, denn je nach vorherrschender Windrichtung kann die Schadstoffkonzentration in den einzelnen Gemeindegebieten große Unterschiede aufweisen. Den Forschern zufolge kann dies u.U. auch zu dem theoretischen Ergebnis eines Null-Effekts auf die Gesundheit der Atemwege führen. Zudem ergab eine weitere Analyse der Ergebnisse der Lungenfunktionstests durch Lee und Shy (1999), dass die Studie durch fehlende Information über individuelle Schadstoffexpositionen beeinträchtigt war. Abschließend stellten die Autoren fest, dass der fehlende Zusammenhang zwischen PM10-

Staub und Atemwegserkrankungen vorsichtig interpretiert werden müsse, denn eine Expositionsbewertung, die auf der Überwachung der Umgebungsluft basiere, führe leicht zu einer Fehleinschätzung der Höhe der jeweiligen Exposition.

3.2.3. Geschlechtsverhältnis

Beim Menschen sollte das Verhältnis zwischen männlichen und weiblichen Geburten theoretisch 1:1 betragen. Aber in der Realität gibt es einen leichten Überschuss an männlichen Geburten. Dies mag auf eine Reihe verschiedener Faktoren – z.B. Alter der Eltern und Zeitpunkt der Befruchtung innerhalb des Menstruationszyklus – zurückzuführen sein (Möller 1996).

Es hat sich herausgestellt, dass das Geschlechtsverhältnis je nach Land ein wenig variiert. Anomale Geschlechtsverhältnisse sind mit bestimmten berufsbedingten Faktoren in Zusammenhang gebracht worden; so z.B. wurde bei Steuerexperten und Wirtschaftsprüfern ein Überschuss an männlichen Geburten, bei Bibliothekaren und Mengenprüfern ein Überschuss an weiblichen Geburten verzeichnet (s. Williams *et al.* 1992). Bis heute steht nicht fest, welche Mechanismen das Geschlechtsverhältnis bestimmen; ein gewisser hormoneller Einfluss spielt dabei aber sicher eine Rolle.

Jüngste Forschungen haben eine Abnahme männlicher Geburten in der Allgemeinbevölkerung Dänemarks, Hollands, Kanadas und der USA sowie bei Sägewerkarbeitern, die mit dioxinverseuchtem Trichlorphenat exponiert sind, ergeben. Es wurde die Hypothese aufgestellt, dass diese Änderung im Geschlechtsverhältnis auf eine Exposition mit chemischen Schadstoffen zurückzuführen sein könnte. Studien an Personengruppen, die einer Dioxinexposition unterlagen, liefern einige Anhaltspunkte dafür. So wurde z.B. in einer Studie im italienischen Industrievorort Seveso, wo 1976 durch einen Unfall in einer Fabrik, die chemische Pflanzengifte erzeugte, hohe Dosen an Dioxin (TCDD) freigesetzt wurden, das Geschlechtsverhältnis der Einwohner untersucht (Mocarelli *et al.* 2000). Personen, die zum Zeitpunkt des Unfalls entweder als Kind oder als Erwachsener exponiert waren und später eigene Kinder hatten, wurden in die Studie einbezogen. Die Exposition dieser Personen wurde durch die Analyse von Blutproben bewertet, die zum Zeitpunkt des Unfalls genommen und anschließend tiefgekühlt gelagert worden waren. Die Untersuchungsergebnisse zeigten, dass erhöhte Dioxinwerte im Blut der Väter die Wahrscheinlichkeit erhöhen, dass weibliche Kinder gezeugt werden. Die Dioxinkonzentrationen im Blut der Väter waren zum Zeitpunkt des Unfalls ca. 20 Mal so hoch wie die derzeit geschätzte Durchschnittskonzentration an TCDD bei Einwohnern von Industriestaaten; allerdings sanken die Werte in einigen Fällen nach der Zeugung der Kinder wieder. Aus der Studie ging hervor, dass die Exposition von Männern mit TCDD vor und während der Pubertät mit der Auswirkung verbunden ist, dass mehr Mädchen gezeugt werden. Dies weist darauf hin, dass Männer in der Zeit vor und

während der Pubertät wahrscheinlich sehr sensibel auf die Gifteinwirkung von Dioxinen reagieren. Männer, die zum Zeitpunkt der Exposition bereits erwachsen waren, waren ebenfalls betroffen. Insgesamt ging aus der Studie hervor, dass die Exposition von Männern mit TCDD mit einer Abnahme des Verhältnisses an männlichen/weiblichen Nachkommen in Zusammenhang steht, die jahrelang anhält.

In einer Studie wurde das Geschlechtsverhältnis von Personengruppen aus der Umgebung von MVAs analysiert. Untersucht wurden die Anrainer zweier Verbrennungsanlagen in Schottland, Großbritannien (Williams *et al.* 1992). Zu Untersuchungszwecken wurde das Gebiet hypothetisch (i.e. nach den Postleitzahlen) in 16 verschiedene Bezirke aufgeteilt, einschließlich sechs Bezirken, die sich in einer größeren Entfernung zu den Anlagen befanden und bei der Analyse der Ergebnisse zum Vergleich herangezogen wurden. Zwischen der potentiell exponierten Region (bestehend aus drei Bezirken) und dem Kontrollgebiet wurden hinsichtlich des Geschlechtsverhältnisses der neugeborenen Kinder der Anrainer keine Unterschiede festgestellt. Als man jedoch die Gebiete einzeln untersuchte, wies die Region, bei der man die höchste Exposition mit Luftschadstoffen aus MVAs verzeichnet hatte, einen statistisch signifikanten Überschuss an weiblichen Geburten auf. Ein weiterer, als potentiell hochgradig exponiert eingestuft Bezirk verzeichnete ebenfalls einen Überschuss an weiblichen Geburten; bei einem weiteren Bezirk wurde eine Zunahme männlicher Nachkommen registriert. Die zuletzt erwähnten Anomalien im Geschlechtsverhältnis sind jedoch statistisch nicht signifikant. Den Autoren der Studie zufolge könnten MVA-Emissionen wie polychlorierte Kohlenwasserstoffe, Dioxine, und, wenn vorhanden, Pestizide der Grund für diese Anomalien sein. Die Forscher hielten jedoch fest, dass es aufgrund dieser einen Studie allein nicht möglich sei, den Anstieg weiblicher Geburten auf Abgase der Müllverbrennung zurückzuführen, und meinten abschließend, dass weitere Untersuchungen nötig seien.

3.2.4. Angeborene Anomalien

Untersuchungen an Bevölkerungsgruppen aus der Umgebung von MVAs haben eine erhöhte Inzidenz von angeborenen Anomalien ergeben. Eine Studie in Amsterdam verzeichnete eine erhöhte Anzahl von Gesichtsspalten und anderen Spaltbildungen in einer Gruppe von Personen, die im Umkreis eines MVA-Geländes lebten, das für die offene Verbrennung von Chemikalien verwendet wurde. Eine weitere Studie, die in der Nähe einer belgischen MVA durchgeführt wurde, ergab eine erhöhte Häufigkeit von angeborenen Anomalien. Bei Untersuchungen über angeborene Fehlbildungen der Augen konnte keine erhöhte Häufigkeit in der Nähe von MVAs festgestellt werden.

Zwischen 1961 und 1969 wurden in einer schlecht kontrollierten MVA in Zeeburg, Amsterdam, chemische Abfälle offen verbrannt. Unlängst ergab eine Analyse von Daten der Region einen dramatischen Anstieg der Häufigkeit von

Gesichtsspalten bei Babys, die nach Beginn dieser offenen Verbrennungen zur Welt gekommen waren (ten Tusscher *et al.* 2000). Im Vergleich dazu wurde im selben Zeitraum keine erhöhte Häufigkeit von Gesichtsspalten bei Neugeborenen aus einem anderen, nicht von der offenen Müllverbrennung betroffenen Gebiet verzeichnet. So betrug die durchschnittliche Inzidenz von Gesichtsspalten in Zeeburg zwischen 1961 und 1969 2,5 pro 1000 Geburten, verglichen mit einer Häufigkeit von 1,2 pro 1000 Geburten im nicht betroffenen Gebiet. In den Jahren 1963 und 1964 belief sich die Inzidenz von angeborenen Anomalien in Zeeburg sogar auf 5,1 bzw. 7,1 pro 1000 Geburten. Das Ergebnis für 1963/4 unterschied sich statistisch signifikant vom Gebiet, das zum Vergleich herangezogen wurde.

Es stellte sich heraus, dass viele Frauen, die Kinder mit Gesichtsspalten zur Welt brachten, in einem Gebiet wohnten, in das durch den Wind besonders viele Schadstoffe aus der Müllverbrennung verfrachtet werden. Man weiß, dass Chemikalienexposition eine Ursache für Gesichtsspalten sein kann, und den Autoren der Studie zufolge ist Dioxin (TCDD) eine bekannte Ursache für Gaumenspalten bei Mäusen. Obwohl in diesem Fall kein Beweis für eine Ursache-Wirkungs-Beziehung erbracht werden konnte, hielten die Forscher fest, dass ein Zusammenhang zwischen der offenen Chemikalienverbrennung und der erhöhten Inzidenz von Gesichtsspalten in Zeeburg, Amsterdam, zwischen 1960 und 1969 sehr wahrscheinlich sei. Darüber hinaus kam von den in Zeeburg geborenen Babys mit anderen Spaltbildungen die Mehrzahl ebenfalls in dem Gebiet zur Welt, in das besonders viele MVA-Schadstoffe verfrachtet werden. Zu den anderen Anomalien, die beobachtet wurden, zählen Missbildungen des Zentralnervensystems (v.a. *Spina bifida* = Spaltbildung der Wirbelsäule) und der Genitalien (v.a. *Hypospadie* = untere Harnröhrenspalte).

Bei den Einwohnern des Neerlands in der Umgebung von Wilrijk, Belgien, wurde eine stark erhöhte Häufigkeit von angeborenen Anomalien verzeichnet. Dies führte zu Aufruhr und Protest in der Gemeinde. Die Ortschaft liegt zwischen zwei Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll, die eine ist 1200 m, die andere 800 m entfernt. Vorangegangene Forschungen hatten gezeigt, dass das Gebiet um Wilrijk zu den Regionen Flanderns mit der höchsten Konzentration an Dioxinablagerungen zählt. Dies ist auf die Verbrennung von Siedlungsabfällen zwischen 1980 und 1996 zurückzuführen. Die Besorgnis der Bewohner von Neerland über den starken Anstieg der angeborenen Missbildungen führte dazu, dass seitens der Regierung zwei Gesundheitsstudien angeordnet wurden. Diese wurden 1997/98 durchgeführt. In der ersten (Verschaeve und Schoeters 1998) wurden Chromosomenschäden in bestimmten Blutzellen (peripheren Lymphozyten) untersucht, in der zweiten (Aelvo *et al.* 1998) stand die Gesundheit der Kinder im Mittelpunkt. Van Larebeke (2000) überprüfte kürzlich diese Studien.

In der ersten Studie wurden 24 Kinder aus Neerland mit einer Kontrollgruppe von 20 Kindern aus einem andern Gemeindebezirk in der Provinz Antwerpen verglichen. In der Studie wurden zwischen den beiden Gruppen keine Unterschiede, was Schäden an den Chromosomen betrifft, nachgewiesen. Van Larebeke (2000) wies jedoch darauf hin, dass genetische Auswirkungen, wenn vorhanden, sehr schwach sein können. Der Studie fehlte es an der statistischen Sensitivität, die nötig ist, um solche geringfügigen Auswirkungen nachweisen zu können. Demzufolge besteht theoretisch die Möglichkeit, dass solche Auswirkungen vorhanden, jedoch im Rahmen dieser Studie nicht messbar waren. Wenn vorhanden, können sich genetische Effekte dieser Art äußerst bedenklich auf die Gesundheit auswirken.

In der zweiten Studie wurden die gesundheitlichen Probleme der Kinder von Neerland untersucht. Die Studie ergab im Vergleich zur Inzidenz von angeborenen Missbildungen in der belgischen Gesamtbevölkerung einen Anstieg von angeborenen Anomalien bei Babys aus Neerland. Die Wahrscheinlichkeit, ein Kind mit angeborenen Fehlbildungen zur Welt zu bringen, war bei Frauen aus Neerland 1,26 Mal höher als bei allen übrigen flämischen Frauen. Ferner verzeichnete man eine erhöhte Inzidenz an angeborenen Missbildungen bei Neugeborenen aus Neerland im Vergleich zu Babys, die in denselben Krankenhäusern geboren sind, deren Familien aber in anderen Gemeinden wohnen. Die erhöhte Wahrscheinlichkeit, ein Baby mit Missbildungen zu bekommen, schien sich auf jene Kinder zu beschränken, deren Eltern für lange Zeit in Neerland gelebt hatten.

Neben den angeborenen Anomalien wurden in der zweiten Studie auch die Leistungen und die Gesundheit von Kindern aus Neerland im Vergleich zu anderen Kindern aus einer nahegelegenen Gemeinde sowie flämischen Kindern im allgemeinen untersucht. Im Schulversagen waren keine Unterschiede ersichtlich. Die Häufigkeit von Allergien und wiederholten Schnupfenepisoden war jedoch bei Kindern aus Neerland in der **3. Klasse Vorschule** signifikant erhöht; auch klagten diese Kinder häufiger über allgemeine gesundheitliche Beschwerden. Bei Kindern im Alter von neun Jahren wurde ein signifikanter Anstieg von Allergien und der Einnahme von Medikamenten verzeichnet. Die Medikamenteneinnahme gilt als indirekter Maßstab für Gesundheitsschäden, die durch Umweltschadstoffe entstanden sind.

Van Larebeke (2000) stellte bei der Überprüfung der Studien fest, dass bei einer detaillierteren Tiefenanalyse des Gesundheitszustandes der Kinder aus Neerland andere gesundheitliche Beeinträchtigungen zum Vorschein kommen könnten, die möglicherweise auf Schadstoffexposition zurückzuführen sind. So fehlten in der Studie Daten über die individuelle Exposition, die anhand der Dioxinkonzentration im Blut ermittelt wird, sowie Daten über frühe (präsymptomatische) biologische Effekte. Die vorliegenden Ergebnisse liefern den Experten zufolge genügend Hinweise auf eine

gesundheitliche Beeinträchtigung durch Schadstoffexposition, so dass gewährleistet ist, dass bei weiteren Studien eine solche Tiefenanalyse in die Untersuchungen einbezogen wird. Beide Verbrennungsanlagen wurden im November 1997 stillgelegt, da die Emissionsgrenzwerte für Dioxin überschritten worden waren und demzufolge eine Gefährdung der öffentlichen Gesundheit vorlag (Nouwen *et al.* 1999).

In einer Abhandlung über Müllverbrennung und Gesundheit erörtern Gatrell und Lovett (1989) die Untersuchungsergebnisse bezüglich angeborener Fehlbildungen der Augen bei Kindern, die in der Nähe von MVAs zur Welt kamen. Britischen Zeitungsmeldungen zufolge wiesen Kinder, die in der Nähe zweier (im Besitz des Rechem-Konzerns stehender) Verbrennungsanlagen für chemische Abfälle in Schottland, Großbritannien, geboren worden waren, angeborene Missbildungen der Augen auf. Jedoch lieferten von der Regierung in Auftrag gegebene Studien keinen Beweis für ein häufigeres Auftreten von Fehlbildungen der Augen bei Kindern, die in der Nähe dieser Anlagen oder nahe einer anderen Rechem-Verbrennungsanlage für chemische Abfälle in Wales zur Welt gekommen waren. Diese Studien wurden jedoch hinsichtlich ihrer Genauigkeit in Frage gestellt, denn die Sammlung der Daten über die Missbildungen basierte eher auf einem freiwilligen als einem obligatorischen Notifizierungssystem, und somit besteht die Möglichkeit, dass einige der „echten“ Fälle gar nicht einbezogen worden waren. In weiteren Forschungsarbeiten zu diesem Thema untersuchten Gatrell und Lovett (1989), ob es in verschiedenen Gebieten Englands und Wales' in der Nähe von MVAs Hinweise auf eine erhöhte Inzidenz von Missbildungen der Augen gibt – es wurden jedoch keine solchen Anhaltspunkte gefunden. Auch in dieser Studie beschränkte man sich auf die Datenbasis von tatsächlich registrierten Missbildungen der Augen.

3.2.5 Mehrlingsschwangerschaft

In der wissenschaftlichen Literatur gibt es bezüglich eines möglichen Anstiegs von Mehrlingsschwangerschaften in der Nähe von MVAs sehr widersprüchliche Studienergebnisse. Nach anekdotischen Berichten über ein häufigeres Auftreten von Zwillingsgeburten bei Rindern in der Umgebung zweier Verbrennungsanlagen in Schottland, Großbritannien, wurden zwischen 1976 und 1983 in einer ersten Studie (Lloyd *et al.* 1988) die Zwillingsraten beim Menschen im Umkreis dieser Verbrennungsanlagen untersucht. Der Studie zufolge wurden in den Jahren 1980–1983 die höchsten Zwillingsraten in jenen Gebieten verzeichnet, von denen man annimmt, dass sie am stärksten mit MVA-Emissionen exponiert waren. Die Häufigkeit von Zwillingsgeburten war 1980 statistisch signifikant. In den Jahren 1976–1979 wurden vergleichsweise hohe Raten auch in Gebieten beobachtet, die als weniger exponiert galten. Eine Analyse der Studienergebnisse machte deutlich, dass das häufigere Auftreten von Zwillingsgeburten in bestimmten Gebieten in den späten 70er und frühen 80er Jahren evident wurde.

Während der späten 70er und frühen 80er Jahre stieg die Zwillingsrate auch bei den Rindern der Region dramatisch an. Lloyd *et al.* (1988) zufolge deckt sich die erhöhte Häufigkeit von Zwillingsgeburten bei MVA-Anrainern und Rindern aus der Umgebung mit der Hypothese, dass Luftschadstoffe Einfluss auf die Geburtenstatistik von Mensch und Tier nehmen können. Jedoch konnten nicht alle konfundierenden Faktoren ausgeschlossen werden, und was die Studienergebnisse betrifft, so wäre es den Forschern zufolge verfrüht, einen kausalen Zusammenhang zwischen MVA-Emissionen und Zwillingsgeburten herzustellen.

Neben den erhöhten Zwillingsraten bei ihrem Vieh hatten Landwirte der Region auch über andere Auswirkungen, wie z.B. ein häufigeres Auftreten von Anomalien, Totgeburten und plötzlichem Tod, berichtet. Eine daraufhin durchgeführte Studie (Lenihan Inquiry Report) zeigte jedoch keinen nachweisbaren Zusammenhang zwischen MVA-Emissionen und diesen Erscheinungen (zitiert in Petts 1992, Gatrell und Lovett 1989).

Van Larebeke (2000) stellte fest, dass den Daten einer belgischen Studie über Müllverbrennung und Gesundheit (s. Kap. 4.2.5) zufolge bei einer Gruppe von Personen, die direkt an zwei Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll leben, eine statistisch signifikant (2,6-fach) erhöhte Wahrscheinlichkeit von Mehrlingsschwangerschaften bestehe. In einer anderen Studie gaben die Daten über Zwillingsgeburten in Schweden zwischen 1973 und 1990 jedoch keinen Hinweis darauf, dass in der Nähe von MVAs häufiger Zwillinge zur Welt kommen (Rydstroem 1998). In der Studie wurde ein Verfahren angewandt, anhand dessen die Zahlen von Zwillingsgeburten vor und nach der Inbetriebnahme einer MVA miteinander verglichen werden konnten.

3.2.6 Hormonwirkungen

Eine Studie verglich die Schilddrüsenhormone im Blut von Kindern, die in industriell/landwirtschaftlich geprägten Gemeinden in der Umgebung der deutschen Bleibesheim-Verbrennungsanlage leben, mit denen von Kindern aus einem industriell/landwirtschaftlich geprägten Gebiet ohne MVA sowie mit denen einer Kontrollgruppe von Kindern aus einem anderen Gebiet (Osius & Karmaus, 1998). In der MVA durften PCB-kontaminierte Stoffe verbrannt werden (Osius *et al.* 1999). In der Anfangsstudie von 1998 wurden die Schilddrüsenhormone (freies Thyroxin und freies Trijodthyronin) in Blutproben von 671 Kindern im Alter von 7–10 Jahren gemessen. Die im Blutserum nachgewiesene Konzentration an freiem Thyroxin (FT4) und, in einem geringeren Ausmaß, freiem Trijodthyronin (FT4) war bei den Kindern aus dem Gebiet mit der MVA statistisch signifikant niedriger. In dieser Gruppe wurden auch häufiger FT3-Werte registriert, die unter dem normalen Durchschnitt lagen. Die Durchschnittswerte von Thyrotrophin (thyroid stimulating hormone, TSH) der einzelnen Gruppen unterschieden sich jedoch nur geringfügig voneinander. Den Autoren zufolge deuten die

Studienergebnisse unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Studie von Holdke *et al.* (1998) (s. Kap. 3.1.1) darauf hin, dass die Kinder, die im untersuchten Gebiet mit den Giftstoffen aus der Müllverbrennung exponiert waren, niedrigere Konzentrationen an freien Schilddrüsenhormonen im Blut aufwiesen. In der späteren, 1999 durchgeführten Studie versuchten die Forscher, den Schadstoffgehalt im Blut mit dem hochkomplexen Schilddrüsenhormon-System, welches die Entwicklung der Gehirnfunktion und des Zellwachstums reguliert, in Zusammenhang zu bringen. Es stellte sich heraus, dass erhöhte Konzentrationen des mono-ortho-substituierten PCB-Kongeners 118 im Blut statistisch signifikant mit erhöhten TSH-Werten assoziiert waren. Erhöhte Werte der PCB-Kongener 138, 153, 180, 183 und 187 korrelierten mit reduzierten FT3-Werten im Blut. Kein Zusammenhang konnte zwischen PCB-Kongeneren und FT4 hergestellt werden, obwohl erhöhte Kadmiumkonzentrationen im Blut mit erhöhten TSH-Werten und gesunkenen FT4-Werten assoziiert waren. Den Autoren zufolge bestärkt die Studie die Hypothese, dass Kadmium und PCBs sich auf die Konzentration der Schilddrüsenhormone nachteilig auswirken, d.h. diese senken können. Angesichts der Bedeutung des Schilddrüsenhormon-Systems für das Wachstum und die Entwicklung von Kindern empfahlen die Forscher, die Auswirkungen dieser Schadstoffe auf die Schilddrüsenhormone in verschiedenen Altersstufen anhand weiterer Studien zu untersuchen und die neurologische Entwicklung in diese Studien einzubeziehen.

3.3 Risikobewertung

Die gegenwärtige Umweltpolitik zielt darauf ab, Mengen oder Kontingente festzulegen, in denen Chemikalien legal an die Umwelt abgegeben werden dürfen. In Europa basieren solche Emissionsgrenzwerte gewöhnlich auf dem Prozess der Gefahrenabschätzung, in den letzten Jahren hat jedoch auch der Prozess der Risikobewertung zunehmend an Bedeutung gewonnen.

Bei einer Risikobewertung von gesundheitlichen Auswirkungen wird versucht, die Exposition mit einer bestimmten Chemikalie aus einer bestimmten Schadstoffemission abzuschätzen und schließlich die Wahrscheinlichkeit einer Gesundheitsbeeinträchtigung aufgrund der vermuteten Exposition zu berechnen. Viele Risikobewertungen sind zur Einschätzung der gesundheitlichen Gefahren herangezogen worden, die durch die Exposition mit MVA-Emissionen entstehen können, insbesondere des Krebsrisikos. Fast alle Risikobewertungen, die während der 80er und 90er Jahre durchgeführt worden sind, haben ergeben, dass Schadstoffe aus der Müllverbrennung kein signifikantes Gesundheitsrisiko für Anrainer der Verbrennungsanlagen darstellen. Dies steht in direktem Widerspruch zu epidemiologischen Studien, bei denen wiederholt negative Auswirkungen auf die Gesundheit von Menschen nachgewiesen werden konnten.

So kam Oppelt (1990) in einer Überprüfung von Daten einer Risikobewertung von Verbrennungsanlagen für gefährliche Abfälle aus den 80er Jahren zu dem Schluss, dass Schornsteinemissionen, die durch die Verbrennung gefährlicher Abfälle entstehen, ein geringes Risiko für die Gesundheit des Menschen darstellen. Die Daten, auf denen viele dieser Risikobewertungen beruhen, wurden jedoch vom Wissenschaftlichen Beirat des US-EPA (US-Umweltbundesamtes) als unzureichend eingestuft. Dempsey und Oppelt (1993) erörtern die Risikobewertungen von Zementöfen, in denen gefährliche Abfälle verbrannt werden. Aus diesen ging hervor, dass keine negativen Auswirkungen auf die Gesundheit durch die Emissionen zu erwarten seien. Eine US-Risikobewertung der atmosphärischen Emissionen einer Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll ergab, dass die karzinogenen und nicht-karzinogenen Risiken der Exposition über die Atemluft in einem tolerierbaren Rahmen blieben (Roffman und Roffman 1991). Auf ähnliche Weise stellte eine deutsche Studie fest, dass das Krebsrisiko, welches durch Einatmen bestimmter, durch moderne Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll freigesetzte Schwermetalle und Dioxine entsteht, noch keine Gesundheitsgefahr darstelle (Eikman 1994). Eine Studie an einer Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll in Mokdong, Seoul, Korea, behauptete zudem, dass das durch die Inhalation von Luftschadstoffen bedingte Krebsrisiko geringer sei als der tolerierbare Risikowert von einem Krebsfall bei einer Million Menschen (Lee *et al.* 1997).

Einer der Hauptkritikpunkte bei vielen Risikobewertungen von Verbrennungsanlagen liegt darin, dass nur die Exposition durch Inhalation, und kein anderer Pfad potentieller Exposition wie die orale Aufnahme kontaminierter Erde oder Vegetation und die Aufnahme von Schadstoffen über Hautkontakt, berücksichtigt wird (Webster und Connett 1990). Diese Problematik trifft auf viele der o.a. Studien zu. Die Tatsache, dass im Falle von MVAs, die sich im Umkreis landwirtschaftlicher Gebiete befinden, die Nahrungsaufnahme der Hauptpfad der Exposition darstellt, lässt starke Zweifel über die Aussagekraft o.a. Risikobewertungen aufkommen (s. z.B. Meneses *et al.* 1999, Webster and Connett 1990).

Bei einer kürzlich durchgeführten Risikobewertung einer Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll in Montcada, Katalonien, Spanien, wurden alle bekannten Pfade potentieller Dioxinexposition einbezogen. Die Exposition der Anrainer mit atmosphärischen Dioxinemissionen aus der MVA durch das Einatmen von Luft und Staubpartikeln, durch die orale Aufnahme von kontaminierter Erde und Vegetation und durch die Aufnahme von kontaminierter Erde über Hautkontakt wurde hier mit Hilfe der Risikobewertung ermittelt (Meneses *et al.* 1999). Anschließend wurde die Dioxinaufnahme über diese Pfade mit der durch eine normale Ernährungsweise bedingten Aufnahme dieser Schadstoffe verglichen. Die Ergebnisse zeigten, dass die atmosphärischen MVA-Emissionen für weniger als 6% der gesamten Dioxinaufnahme der

Anrainer verantwortlich waren, während über die Nahrung über 94% der Dioxine aufgenommen wurden. Die Studie kam zu dem Ergebnis, dass in Übereinstimmung mit dem von der Weltgesundheitsorganisation (WHO) festgelegten Grenzwert für die tolerierbare tägliche Aufnahme (TDI) von Dioxinen (i.e. die auf der Grundlage des derzeitigen Wissenstandes als ungefährlich eingestufte tägliche Dioxinaufnahme einer Person) die Dioxinaufnahme über den Pfad der Müllverbrennung mit keinen gesundheitlichen Risiken für die allgemeine Bevölkerung der Region verbunden ist. In der Studie wird jedoch unerwähnt gelassen, dass die Dioxine aus den MVA-Emissionen zu den bereits im Gewebe der Anrainer gespeicherten und in den Lebensmitteln angereicherten Dioxinen als zusätzlicher Belastungsfaktor hinzutreten.

Unlängst wurde eine Risikobewertung veröffentlicht, deren Ergebnis auf ein erhöhtes Gesundheitsrisiko durch Dioxinexposition bei einigen Kindern von MVA-Anrainern schließen lässt (Nouwen *et al.* 1999). Im Zuge dieser Risikobewertung wurde eine Personengruppe aus der Umgebung zweier Verbrennungsanlagen in Neerland, Wilrijk, Belgien untersucht. Epidemiologische Studien in dieser Region hatten eine erhöhte Wahrscheinlichkeit von angeborenen Missbildungen und einige Auswirkungen auf die respiratorische Gesundheit der Kinder – wie bereits in Kap. 4.2.5 erörtert wurde – ergeben (van Larebeke 2000). Aufgrund der Risikobewertung wurden drei Hypothesen aufgestellt, wie sich die Exposition in der Praxis vollzogen haben könnte. Im schlimmsten Fall (Hypothese 1) ernährten sich die Bewohner ausschließlich von Lebensmitteln (Fleisch, Milch, Gemüse), die in der Umgebung der MVA produziert worden waren. Hypothese 2 besagt, dass die Anrainer eine Mischung aus Handelserzeugnissen und landwirtschaftlichen Produkten aus der Region (25% Getreide, 50% Fleisch) zu sich nahmen. Hypothese 3 zufolge konsumierten die betroffenen Personen nur Handelsprodukte mit Hintergrundkonzentrationen an Dioxin. Man ging davon aus, dass zuletzt beschriebene Situation (Hypothese 3) auf die Mehrheit der Bewohner von Neerland zutraf. Die Gesamtexposition wurde auf der Grundlage der Nahrungsaufnahme, der Inhalation und der Aufnahme über die Haut bestimmt. Der derzeitige WHO-Grenzwert für die tolerierbare tägliche Dioxinaufnahme beträgt 1–4 pg TEQ/kg Körpergewicht/Tag. Geht man davon aus, dass Hypothese 1 zutrifft, so hätten Kinder der Risikobewertung zufolge diesen Grenzwert 1980 um das 4-fache überschritten (16,62 pg TEQ/kg Körpergewicht/Tag). Nimmt man, wie in Hypothese 2 beschrieben, eine mittlere Exposition an, hätten Kinder den TDI-Wert 1997 ca. um das 2-fache überschritten (8,17 pg TEQ/kg Körpergewicht/Tag). Der Studie zufolge würde die zuletzt beschriebene Situation auf relativ wenige Familien zutreffen.

3. VERSCHMUTZUNG DER UMWELT

4.1 Absichtliche und unbeabsichtigte Freisetzung von Schadstoffen

Die meisten Rückstände der Müllverbrennung wie Rauchgas, Filterasche, Schlacke, Abwasser und Filterkuchen aus der Abgasreinigung etc. werden absichtlich freigesetzt, wobei eine Vielzahl von Schadstoffen, die während des Verbrennungsprozesses entstehen oder neu verteilt werden, an die Umwelt abgegeben werden. Einige der Verbrennungsrückstände sowie die verbrannten Abfallstoffe selbst gelangen unbeabsichtigt, in Form von diffusen Emissionen, in die Umwelt.

Ein wichtiger Unterschied zwischen diesen beiden Arten der Schadstofffreisetzung ist das Maß, in dem sie einer durch gesetzliche Bestimmungen geregelten Überwachung und Kontrolle unterliegen. Von allen absichtlich freigesetzten Schadstoffen der Müllverbrennung sind Rauchgase den strengsten gesetzlichen Kontrollen unterworfen. Die Bewertung und Kontrolle der übrigen absichtlich freigesetzten MVA-Schadstoffe lässt sehr zu wünschen übrig.

Diffuse Emissionen sind Gase oder Partikel, die im Zuge der Anlieferung und Lagerung der Abfälle, Beschickung der Anlage, Verbrennung sowie Entschlackung freigesetzt werden. So z.B. können flüchtige Stäube aus Schlackengruben und Filteraschetrichtern entweichen und während der Verfrachtung der Schlacke von der Verbrennungsanlage in einen Transportkarren und vom Transportkarren in eine Schlackedeponie in die Atmosphäre gelangen. Diese Staubpartikel, insbesondere Filteraschestaub aus Rauchgasreinigungssystemen sind mit giftigen Metallen angereichert und enthalten kondensierte organische Substanzen (NRC 2000).

Bei Verbrennungsanlagen für gefährliche Abfälle werden flüchtige Emissionen im Falle flüssiger Abfälle als Gase aus Tanköffnungen, Pumpenverschüssen und Ventilen freigesetzt. Bei festen Abfällen entweichen flüchtige Emissionen als Stäube im Zuge der Abfallaufbereitung und während der Aufbereitung und Beförderung der durch Abgasreinigungssysteme gefilterten Filterasche. Auch Hochtemperatur-Dichtungen bei Drehrohröfen sind eine potentielle Quelle von Gas- und Staubemissionen, die bei dieser Art von Verbrennung entstehen (NRC 2000).

Diffuse Emissionen können auf ein Minimum reduziert werden, indem man Gebäude so konstruiert, dass ein negativer Druck entsteht, so dass die Luft aus den Bereichen abgezogen wird, wo die festen Verbrennungsrückstände und die zu verbrennenden Abfälle aufbereitet und gelagert werden. Der US National Resource Council stellt fest:

„Obwohl einige Anlagen über teils geschlossene Entschlackungssysteme verfügen, haben sehr wenige völlig geschlossene Entschlackungseinrichtungen im gesamten Betrieb.“

Diffuse Emissionen, die in Bodennähe freigesetzt werden, haben vermutlich eine weitaus größere

Auswirkung auf die Umwelt in der Umgebung der MVA als solche Emissionen, die über den Schornstein der Anlage in die Atmosphäre gelangen. Sowohl bei diffusen als auch bei Schornsteinemissionen hängt das Verteilungsmuster von einer potentiell unendlich großen Zahl von Faktoren ab, wie z.B. der Geländeart, dem Vorhandensein von Strukturelementen (Bäumen) in der Umgebung, der Windrichtung und -geschwindigkeit, den Wetterverhältnissen und der relativen Luftfeuchtigkeit sowie dem Zusammenspiel all dieser Faktoren.

4.2 Studien über die Verschmutzung der Umwelt

Schadstoffe, die über den MVA-Schornstein an die Atmosphäre abgegeben werden, sowie diffuse Emissionen können sich auf dem Gelände im Umkreis der MVA ablagern, was zu einer Verschmutzung der lokalen Umgebung führt. Bestimmte Schadstoffe wie PM10-Partikel sowie diffuse und halbdiffuse organische Verbindungen (Dioxine, PCBs) können durch Luftströmungen auch über größere Entfernungen hinweg transportiert werden. Schätzungen von Lorber *et al.* (1998) zufolge werden nur ca. 2% der atmosphärischen Dioxinmissionen in der unmittelbaren Umgebung der MVA abgelagert; der Rest verteilt sich über ein weitaus größeres Areal.

In den meisten Untersuchungen über Umweltverschmutzung in der Umgebung von MVAs haben sich die Forscher auf Dioxine und Schwermetalle konzentriert und dabei die meisten anderen Schadstoffe vernachlässigt. Studien haben gezeigt, dass Erde und Vegetation in der Nähe von MVAs mit Dioxin- und Schwermetallemissionen kontaminiert werden können, wobei die Konzentration dieser Schadstoffe meist über den normalen Hintergrundwerten liegt. Folglich besteht die Gefahr, dass auch landwirtschaftliche Produkte wie Getreidepflanzen kontaminiert werden können. Auch Nutztiere können Schadstoffe aufnehmen, in erster Linie durch den Verzehr von kontaminierten Pflanzen und verseuchter Erde. In einigen Fällen hatte dies zur Folge, dass der Verkauf von Kuhmilch aufgrund zu hoher Dioxinwerte verboten und die Empfehlung abgegeben wurde, auf Eier und Geflügel zu verzichten.

Im vorliegenden Kapitel werden ältere und aktuelle Studien über die Dioxin- und Schwermetallkonzentration im Boden und in der Vegetation in der Umgebung von MVAs erörtert. Auch die in der Kuhmilch nachgewiesenen diesbezüglichen Werte sind Gegenstand der Erläuterung. Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass landwirtschaftliche Produkte, die in der Nähe von MVAs aller Art gedeihen, mit hoher Wahrscheinlichkeit hochgradig kontaminiert sind, ist die Zahl der auf diesem Gebiet betriebenen Forschungsarbeiten äußerst gering.

4.2.1 Boden und Vegetation

Untersuchungen haben gezeigt, dass der Boden und die Vegetation ein geeignetes Medium sind, um die Kontamination durch die Ablagerung von Dioxinen und Schwermetallen aus der Luft zu überwachen (s. Schuhmacher *et al.* 1999a, Schuhmacher *et al.* 1997a, Gutenman *et al.* 1992).

Die Dioxinkonzentrationen im Boden werden i.d.R. verwendet, um langfristige Expositionen mit diesen Chemikalien zu beschreiben. Im Gegensatz dazu ist die Vegetation ein besserer Indikator für kurzfristige Dioxinexposition (Schuhmacher *et al.* 1999b).

Was die Vegetation betrifft, so können sich Dioxine und Schwermetalle einfach an der Blattoberfläche oder an Bodenpartikel gebunden auf den Pflanzen ablagern. Darüber hinaus können Metalle über die feinen Poren an den Blattoberflächen (Stomata) ins Innere der Blätter gelangen und bei Holzpflanzen von den Wurzeln aufgenommen werden (s. Bache *et al.* 1992). Einer Untersuchung zufolge können Dioxine jedoch nicht vom Wurzelsystem der Pflanzen aufgenommen werden (Hulster und Marschner 1992).

Dioxine

In städtischen Gebieten gibt es abgesehen von MVAs viele Dioxinquellen; folglich ist es in Stadt- bzw. Industriegebieten äußerst schwierig festzulegen, ob die Dioxinverseuchung auf eine MVA zurückzuführen ist oder ob sie aus anderen Quellen stammt. Dessen ungeachtet wurden in zahlreichen Studien hohe Dioxinkonzentrationen in Böden in der Umgebung von MVAs nachgewiesen. Viele Studien haben auch gezeigt, dass die im Boden und in der Vegetation gemessene Dioxinkonzentration von der Entfernung der MVA abhängig ist – ein deutliches Indiz, dass MVAs eine der Hauptquellen der Kontamination sind.

So ergab eine Studie, die Bodenproben aus der Umgebung einer spanischen Krankenhausmüll-Verbrennungsanlage nahm, dass die höchsten Dioxinwerte sich auf Gebiete in geringer Entfernung zur Anlage konzentrierten (Jimenez *et al.* 1996). Die Dioxinkonzentrationen in Böden nahe der MVA waren 2,1–7,5 Mal höher als die üblichen Dioxin-Hintergrundwerte von Böden. In einer anderen Studie wurden ungewöhnlich hohe Dioxinkonzentrationen (z.B. 252 und 211 ppt TEQ) in Böden an der Leeseite einer japanischen Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll nachgewiesen (Ohta *et al.* 1997). Diese Werte sind – verglichen mit den in Böden von Industrieländern gemessenen Hintergrundwerten (z.B. 3,6 ppt TEQ für ländliche Gegenden und 11,9 ppt TEQ für städtische Gebiete in Nordamerika, ähnliche Werte in Europa) – extrem hoch (US-EPA 2000). Diese MVA hat bedingt durch die hohe Zahl von Krebstoten in der Umgebung erhebliche Kontroversen ausgelöst. Die Studie hat gezeigt, dass die hohen Dioxinwerte der MVA-nahen Böden mit der hohen Krebsrate in diesem Gebiet in Zusammenhang stehen.

1993 wurden außergewöhnlich hohe Konzentrationen an Dioxinen und PCBs in Böden nahe der Shanks-Verbrennungsanlage für gefährliche Abfälle (ehemalige Rechem-Verbrennungsanlage) in Wales, Großbritannien, gemeldet (s. ENDS 2000b). Der höchste Dioxinwert betrug 1740 ng I-TEQ/kg (Foxall und Lovett 1994). Die Studienergebnisse wiesen darauf hin, dass andere Emissionen als die Schornsteinemissionen der MVA zu einem großen Teil für die hohen Werte verantwortlich waren, einschließlich flüchtiger Emissionen, die bei Aschenabzugsoperationen in Abfalllagerplätzen und in der Entsorgungsanlage für Transformatoren frei werden (Foxall und Lovett 1994). Seitdem ist die Anlage umwelttechnisch stark verbessert worden, und jüngsten Daten zufolge sind die Dioxingehalte der Böden bereits auf ca. zwei Drittel der Werte von 1993 gesunken. Der Rückgang an PCBs ist jedoch weitaus weniger signifikant. Darüber hinaus liegen die durchschnittlichen atmosphärischen PCB-Emissionen aus der Anlage (2 ng/m³) weit über den PCB-Konzentrationen in städtischen Gebieten Großbritanniens, die kaum jemals 1ng/m³ überschreiten und gewöhnlich unter 0,5 ng/m³ liegen. Obwohl die Firma zuvor vom Umweltamt kritisiert worden war, erhielt sie die Genehmigung, weitere 200 Transformatoren, eine bekannte PCB-Quelle, aus Italien zu importieren (ENDS 2000b).

1998 meldete eine Studie an einer alten Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll in Montcada, Barcelona, Dioxinkonzentrationen im Boden von 0,06–127,0 ng I-TEQ/kg (ppt), mit einer Durchschnittskonzentration von 9,95 ng I-TEQ/kg (ppt) (Granero *et al.* 1999). Die Studie ergab, dass die Werte an allen Stellen, die zwischen 1996 und 1997 und erneut zwischen 1997 und 1998 überwacht worden waren, zugenommen hatten. Kein Anstieg war jedoch statistisch signifikant. Obwohl die Verbrennungsbedingungen von 1996 bis 1998 konstant blieben, ist es den Forschern zufolge möglich, dass die potentielle Dioxinanreicherung in den Böden aufgrund der Müllverbrennung durch eine Abnahme der Emissionen aus anderen Quellen in diesem Gebiet zum Teil ausgeglichen wurde.

Andere Studien haben gezeigt, dass Müllverbrennung nicht immer mit hohen Dioxinwerten lokaler Böden einhergeht. So kam eine Studie in Spanien zu dem Ergebnis, dass die Dioxinkonzentrationen in der Umgebung einer alten MVA in Katalonien 1997 (0,11–3,88, Durchschnittswert 1,17 ng I-TEQ/kg [ppt]) nicht übermäßig hoch waren und mit den Werten, die in anderen Studien in den USA und den Niederlanden nahe bei Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll gemessen wurden, übereinstimmten (Schuhmacher *et al.* 1999a). Die 1997 gemessenen Werte waren jedoch im Verhältnis zu den zuvor 1996 nachgewiesenen Werten leicht angestiegen (8,3%), jedoch nicht signifikant erhöht.

1996/7 durchgeführte Studien über die Vegetation nahe einer Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll in Katalonien, Spanien, ergaben, dass die MVA zu den Dioxinkonzentrationen in den Pflanzen beitrug,

da höhere Werte in der unmittelbaren Umgebung der Anlage, und niedrigere Werte in größeren Entfernungen gemessen wurden (Domingo *et al.* 1998). Zwischen 1996 und 1997 wurde jedoch im Gegensatz zu den Bodenwerten bei der Anlage, die relativ konstant blieben, (s. oben: Schuhmacher *et al.* 1999a) in einigen Gebieten eine Abnahme der Dioxinkonzentrationen in der Vegetation verzeichnet. Da die Vegetation größtenteils kurzfristige Veränderungen in der Dioxinexposition anzeigt, während der Boden ein Indikator für langfristige Exposition ist, vermuteten die Forscher, dass für den Rückgang des Dioxingehalts in der Vegetation ein besseres Luftreinhaltesystem der MVA verantwortlich sein könnte. Den Autoren der Studie zufolge könnte die Dioxinreduktion jedoch auch auf eine allgemeine Abnahme der Dioxinmissionen aus anderen Quellen in der Region zurückzuführen sein. Ebenso stellte eine andere spanische Studie an einer alten Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll in Montcada, Barcelona, eine Abnahme der Dioxinwerte zwischen 1997 und 1998 fest. Den Autoren der Studie zufolge könnte der Rückgang der Dioxingehalte auf allgemeine Maßnahmen zur Reduktion atmosphärischer Dioxinmissionen zurückzuführen sein (Schuhmacher *et al.* 1999b).

Schwermetalle

Schwermetalle, die durch Müllverbrennung in die Umwelt freigesetzt werden, können sich im Boden und – aufgrund ihrer Bioakkumulierbarkeit – auch in Pflanzen und Tieren anreichern. Auf diese Weise bahnen sie sich schließlich über die Nahrungskette oder kontaminiertes Trinkwasser ihren Weg zu den Menschen. Zusätzlich kann bei Menschen aus der Umgebung von MVAs, insbesondere bei Kindern, die Schwermetalexposition auch durch die orale Aufnahme von Schmutz oder Staub aus kontaminierter Erde erfolgen. Weitere Aufnahmepfade für Schwermetalle sind Inhalation und die Aufnahme über die Haut (Schuhmacher *et al.* 1997b).

Wissenschaftliche Daten über die Schwermetallkonzentration in Böden nahe an MVAs sind sehr begrenzt. Eine Studie über Böden im Umkreis einer Verbrennungsanlage für industrielle Abfälle in Italien ergab, dass der Bleigehalt der Böden um ca. 600% erhöht war (Zanini und Bonifacio 1991). Eine neuere Untersuchung über die Kadmium- und Bleiwerte der Böden im Umkreis der Baldovie-Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll in Schottland kam zu dem Ergebnis, dass die MVA die Ursache für die langfristige Verteilung der Metalle in den Böden innerhalb einer Entfernung von 5 km zur Anlage darstellte (Collett *et al.* 1998). Es stellte sich heraus, dass die langfristigen Konzentrationen an Kadmium und Blei in Luftemissionen aus der MVA mit den in lokalen Böden nachgewiesenen Werten korrelierten. Obwohl die Kadmium- und Bleiwerte mit atmosphärischen MVA-Emissionen in Zusammenhang gebracht werden konnten, wurde zudem festgestellt, dass sich die Kadmium- und Bleikonzentrationen im Bereich der normalen Hintergrundwerte bei Böden bewegten. Im Zuge einer Studie an einer Klärschlamm-

Verbrennungsanlage nahe bei Birmingham, Großbritannien, wurden in Oberflächenstaub nahe der Anlage Anhaltspunkte für eine Kontamination mit Blei und Kadmium entdeckt (Feng und Barratt 1999).

Eine neuere Studie in Spanien an der alten Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll in Montcada, Barcelona, fand keine Schwermetallwerte, die als hoch eingeschätzt wurden (Schuhmacher *et al.* 1997b). Die gemessenen Kadmium- und Bleikonzentrationen unterschieden sich kaum von den in unkontaminierten Böden nachgewiesenen Werten.

In der wissenschaftlichen Literatur gibt es nur wenige Studien über die Schwermetallkonzentrationen in der Vegetation im Umkreis von MVAs. Bache *et al.* (1991) berichteten über die Kontaminierung der Vegetation in der Umgebung einer Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll (ohne Emissionskontrollsystem) in den USA durch mehrere Schwermetalle. Eine weitere Studie an einer Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll in den USA, diesmal mit Emissionskontrollsystem, stellte fest, dass die Kadmium- und Bleikonzentrationen im Laub der Bäume mit der jeweiligen Entfernung zur MVA korrelierten (Bache *et al.* 1992). Die Studie kam zu dem Ergebnis, dass selbst Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll, die mit einem Luftreinhaltesystem (i.d.R. einem elektrostatischen Filter) ausgestattet sind, für eine signifikante Ablagerung von Metallen wie Kadmium und Blei in umliegenden Gebieten verantwortlich sein können. Eine Studie an einer Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll in New Jersey ergab, dass die Quecksilberwerte in der Vegetation (Moos, das an bestimmten Plätzen in der Umgebung wuchs) mit der jeweiligen Entfernung zur Anlage korrelierten (Carpi und Weinstein 1994). Die höchsten Quecksilberkonzentrationen wurden in unmittelbarer Nähe der Anlage gemessen.

In der wissenschaftlichen Literatur ist eine einzige Studie dokumentiert, die keine Relation zwischen Müllverbrennung und Schwermetallen in der MVA-nahen Vegetation nachweisen konnte. Der Studie zufolge zeigte die Kontaminierung der Vegetation mit Kadmium und Blei keinen nachvollziehbaren Zusammenhang mit der Entfernung einer Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll (Gutenman *et al.* 1992).

4.2.2 Kuhmilch

Rinder, die in Gebieten weiden, wo sich permanent Schadstoffe aus der Luft (z.B. Dioxine) ablagern, nehmen die Giftstoffe, die sich in den Pflanzen und im Boden angereichert haben, über die Nahrung auf. Die Schadstoffe gelangen dann in die Milch, und von dort ist es kein weiter Weg mehr zu den Menschen. Kuhmilch enthält v.a. Dioxine, denn die Absonderung über die Milch ist bei Kühen ein wichtiger Ausscheidungspfad für diese Giftstoffe (Baldassarri *et al.* 1994). Untersuchungen, die während der 90er Jahre in mehreren Ländern durchgeführt wurden, haben gezeigt, dass Kuhmilch

aus Bauernhöfen in der Umgebung von MVAs besonders stark mit Dioxinen belastet ist.

Vor zehn Jahren berichtete eine Studie in den Niederlanden über hohe Dioxinkonzentrationen in Kuhmilch (bis zu 13,5 pg I-TEQ/g Fett [ppt]). Dies veranlasste die holländische Regierung, einen oberen Grenzwert für den Dioxingehalt in Milch und Milchprodukten von 6 pg I-TEQ/g (Fett) festzulegen (Liem *et al.* 1990). Dieser Grenzwert wurde später von einigen anderen europäischen Ländern wie Deutschland und Österreich übernommen (Ramos *et al.* 1997). Eine Studie in Österreich meldete hohe Dioxinkonzentrationen in Kuhmilch, die von MVA-nahen Bauernhöfen stammt (bis zu 8,6 pg I-TEQ/g Fett), (MAFF 1997a). In Großbritannien wurden ungewöhnlich hohe Dioxinkonzentrationen in Milch nachgewiesen, die von Bauernhöfen in der Nähe einer Verbrennungsanlage für chemische Abfälle und des Chemikalien-Unternehmens Coalite Chemicals in Derbyshire stammt (bis zu 1,9 pg TEQ/g Vollmilch, was 48 pg TEQ/g Fett entspricht), (MAFF 1992, EA 1997, Sandells *et al.* 1997). Die Verbrennungsanlage wurde daraufhin im November 1991 geschlossen.

Auch neuere Studien liefern Beweise für erhöhte Dioxinkonzentrationen in Kuhmilch aus MVA-nahen Bauernhöfen. So ergab eine britische Studie über Milch aus Bauernhöfen in der Umgebung potentieller Dioxinquellen in Großbritannien, dass in Bauernhöfen in der Nähe von zwei von insgesamt acht untersuchten Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll Milch hergestellt wurde, deren Dioxinwerte 1993–1995 den holländischen Grenzwert von 6 pg I-TEQ/g Fett überschritten (MAFF 1997b). 1995 wies die Milch eines Bauernhofes in der Nähe einer Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll in Bristol einen Dioxingehalt von 6,1 pg TEQ/g Fett auf, und die Milch von Bauernhöfen nahe einer MVA in West Yorkshire hatte Dioxinwerte von 3,1–11 pg I-TEQ/g Fett. Ein Wiederholungstest, der 1996 bei den Bauernhöfen im zuletzt genannten Gebiet durchgeführt wurde, zeigte, dass die Milch nach wie vor hohe Dioxinkonzentrationen aufwies (1,9–8,6 pg I-TEQ/g Fett). Die nahegelegene MVA wurde noch im selben Jahr außer Betrieb gesetzt, da sie die neueingeführten Emissionsgrenzwerte nicht einhielt.

Eine Schweizer Studie über Kuhmilch von Bauernhöfen, die sich sowohl in ländlichen als auch eher industriell geprägten Gebieten befanden, kam zu dem Ergebnis, dass der lokale Einfluss von MVAs auf die Dioxinwerte der Milch klar nachweisbar sei (Schmid und Schlatter 1992). Ebenso ergab eine neuere Studie in Spanien, dass Milch aus ländlichen Gebieten niedrigere Dioxinwerte aufweist (1,3–2,47 pg I-TEQ/g Fett) als Milch, die von einem Bauernhof in der Nähe potentieller Dioxinquellen stammt. Zudem wurde festgestellt, dass von allen Dioxinquellen eine MVA den größten Einfluss auf die Dioxinwerte der Milch hatte: Die höchsten Dioxinkonzentrationen (3,32 pg I-TEQ/g Fett) wurden nämlich in einem Hof in unmittelbarer Umgebung der Anlage nachgewiesen (Ramos *et al.* 1997).

5. EMISSIONEN AUS MVAS

MVAs sind immer auch Müllverursacher – die Verbrennung von Abfällen führt zur Bildung neuer Abfallprodukte. Denn Materie kann nicht zerstört, sondern nur in andere Substanzen umgewandelt werden. Entgegen der vorherrschenden Meinung verschwinden Stoffe, die verbrannt werden, nicht – sie ändern lediglich ihre Form. Aus der Müllverbrennung hervorgehende Abfallstoffe sind in Form von Schornsteinemissionen in die Atmosphäre, Schlacke und Filterasche (die durch Filter im MVA-Schornstein abgeschieden wird) präsent; Schlacke und Filterasche werden durch Deponierung entsorgt. Wird Wasser für die Reinigungsverfahren in einer MVA verwendet, kommt es immer auch zu Emissionen der Abfallprodukte in die Abwässer.

Es ist ein gängiger Irrtum, dass Masse und Volumen des eingebrachten Mülls im Zuge der Verbrennung erheblich reduziert werden. Entgegen der Behauptung, dass die Masse der festen Verbrennungsrückstände (Schlacken) nur ca. ein Drittel der ursprünglichen Müllmasse ausmache (Plus und Ferrell 1991) und eine Volumenreduzierung von ca. 90% erreicht werde (Williams 1990) muss festgehalten werden, dass keine dieser statistischen Daten einer genauen Analyse standhält. Zählt man die Masse aller aus MVAs ausgebrachten Abfälle zusammen, so ist die Ausbringungsmenge (*Output*) größer als die ursprünglich eingebrachte Abfallmenge (*Input*). Die im Schornstein vorhandenen Verbrennungsabgase resultieren aus der Verbindung von Substanzen auf Kohlenstoffbasis mit Sauerstoff und werden bei der Berechnung der Rückstandsmasse gewöhnlich nicht einkalkuliert, obwohl die Bildung von CO₂ mit Hilfe von Luftsauerstoff zu einem Masseanstieg führt. Rückstände der nassen Rauchgasreinigung können beträchtliche Mengen an kontaminierten Abwässern und Feststoffen bilden. Was die statistisch erwiesene Volumenreduzierung betrifft, so bezieht man sich hierbei nur auf das Volumen des nichtkomprimierten Abfalls. Durch Deponierung entsorgte, feste Siedlungsabfälle werden jedoch in der Regel komprimiert, um deren Stabilität zu erhöhen, Wassereinsickerung zu vermeiden und das Abfallvolumen zu reduzieren. Vergleicht man unverbrannten Abfall mit den festen Rückständen der Müllverbrennung, so liegt die tatsächlich erreichbare Volumenreduktion nur bei etwa 45% (DoE 1995).

In die durch Müllverbrennung erzeugten Abfälle gelangen zahlreiche Chemikalien, einschließlich gefährlicher chemischer Substanzen. Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll werden gewöhnlich mit einem gemischten Abfallstrom beschickt, und die Verbrennung solcher Abfälle führt dazu, dass ursprünglich im Abfall enthaltene gefährliche Substanzen mobilisiert und in die Emissionen aus der Anlage eingebracht werden. Während einige Chemikalien ihre ursprüngliche Form beibehalten, werden andere in neue chemische Verbindungen umgewandelt. So werden Schwermetalle durch Verbrennung nicht zerstört,

sondern lediglich in den Verbrennungsrückständen angereichert. Sie können im Zuge der Verbrennung ihre ursprüngliche Form beibehalten oder Reaktionen mit anderen Substanzen eingehen und so neue chemische Verbindungen wie Metalloxide, Chloride und Fluoride bilden (Dempsey und Oppelt 1993).

Die Art bzw. Beschaffenheit der im Zuge der Verbrennung freigesetzten Substanzen hängt von der Zusammensetzung des Abfalls ab, mit dem die Anlage beschickt wird. So führt die Verbrennung von chlorierten organischen Verbindungen zur Bildung von Chlorwasserstoff (HCl), und dies wiederum kann zur Entstehung von Dioxinen beitragen. Technologien, die beim Verbrennungsprozess und bei der Rauchgasreinigung zum Einsatz kommen, nehmen ebenfalls Einfluss auf die Endprodukte der Verbrennung (EUA 2000). Es spielt jedoch keine Rolle, welche Kontrolltechnologien angewendet werden, denn letztendlich führt jede Art von Verbrennung zu Schadstoffeinträgen in Schlacken und – in Form von Gasen/Staubpartikeln – in die Atmosphäre. Zu den emittierten Substanzen zählen Schwermetalle, zahlreiche organische Verbindungen wie z.B. Dioxine sowie Gase wie z.B. Stickstoffoxide, Schwefeloxide, Chlorwasserstoff, Fluorwasserstoff sowie Kohlendioxid. Gemäß dem NRC (2000) ...

„... [sind] die bedenklichsten Produkte, bedingt durch ihre möglichen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt, Verbindungen, die Schwefel, Stickstoff, Halogene (wie z.B. Chlor) und toxische Metalle enthalten. Spezifische Verbindungen, die als bedenklich einzustufen sind, sind CO, NO_x, SO_x, HCl, Kadmium, Blei, Quecksilber, Chrom, Arsen, Beryllium, Dioxine und Furane, PCBs und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe...“

In zahlreichen Ländern haben in den letzten Jahren neue, gesetzlich vorgeschriebene Emissionsgrenzwerte dazu geführt, dass viele alte MVAs geschlossen oder technisch auf den neuesten Stand gebracht und neue Anlagen gebaut wurden. Technisch verbesserte und neue MVAs sind aller Wahrscheinlichkeit nach mit modernen, verbesserten Abgasreinigungssystemen ausgestattet. So blieben nach der Einführung strengerer Emissionsgrenzwerte von ursprünglich 780 in den frühen 90er Jahren in Betrieb stehenden britischen MVAs (30 für Siedlungsmüll, 700 für klinische Abfälle, 40 im Besitz von Chemikalienfirmen, sechs für Klärschlamm und vier für gefährliche Abfälle) nur 110 übrig (Murray 1999). Zur Zeit stehen in Großbritannien 12 Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll in Betrieb. Man nimmt an, dass die Stilllegung bzw. technische Verbesserung alter MVAs zu einer beträchtlichen Reduktion des Schadstoffeintrags in die Atmosphäre geführt hat.

Schätzungen einer niederländischen Studie zufolge sind auch die atmosphärischen Dioxinmissionen signifikant reduziert worden (Born 1996). Murray (1999) stellt fest, dass dank modernster deutscher Technologien, die in den frühen 90er Jahren entwickelt wurden, die atmosphärischen Emissionen um den Faktor 10 zurückgegangen sind. Obwohl dies einen signifikanten Fortschritt darstellt, ist das Problem der toxischen Abfallprodukte aus der Müllverbrennung dadurch nicht aus der Welt geschafft. In Wahrheit handelt es sich hierbei nur um eine Problemverlagerung, denn der überwiegende Anteil an Dioxinen und anderen toxischen Substanzen, die durch Müllverbrennung entstehen, wird nun in die Schlacken emittiert und sorgt so für neue Entsorgungs- und Umweltprobleme. Die Europäische Umweltagentur (EUA 2000) hat davor gewarnt, dass dieser Fortschritt selbst im Falle einer Reduktion der MVA-bedingten atmosphärischen Gesamtemissionen durch verbesserte Emissionskontrollsysteme in der Zukunft „durch eine erhöhte Verbrennungskapazität wieder zunichte gemacht werden könnte.“ In dieser Hinsicht ist es äußerst besorgniserregend, dass mehrere europäische Länder für einen verstärkten Einsatz der Müllverbrennung eintreten. So wurde von der britischen Regierung nach der Schließung zahlreicher alter MVAs die Errichtung von bis zu 177 neuen Anlagen vorgeschlagen (ENDS 1999).

Was die gesetzliche Emissionsbegrenzung betrifft, so sind unter den zahlreichen Rückständen der Müllverbrennung für Schornsteinabgase die strengsten Emissionsnormen vorgeschrieben, denn die Abgase und ihre toxischen Bestandteile werden direkt in die Atmosphäre entlassen. Jedoch enthalten auch die anderen Verbrennungsrückstände toxische Schadstoffe und sind demzufolge mit Gesundheitsgefahren verbunden – Risiken, die zwar weniger deutlich und/oder unmittelbar scheinen, aber dennoch nicht von der Hand zu weisen sind.

Seit 1998 hat die Kommission der Europäischen Gemeinschaften Vorschläge für eine neue Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen ausgearbeitet. Die neue, endgültige Richtlinie trat am 4. Dezember 2000 in Kraft und wurde am 28. Dezember 2000 im Amtsblatt Nr. L 332, S. 0091–0111 veröffentlicht. Inzwischen existiert eine Berichtigung der Richtlinie 2000/76/EG, nachzulesen im Amtsblatt Nr. L 145 vom 31.5. 2001, S. 0052. Die neue Richtlinie legt Kontrollen bezüglich der Verbrennung der meisten Abfälle fest, die nicht in der früheren Richtlinie von 1994 erfasst sind, und schreibt Grenzwerte für die Emissionen einiger gefährlicher Substanzen in Schornsteinabgase und Abwässer vor. Alle neuen Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll, die nach Inkrafttreten der Richtlinie gebaut werden, müssen die in der Richtlinie festgesetzten Grenzwerte nach spätestens zwei Jahren einhalten, während bestehenden Anlagen für die Einhaltung der Emissionsbegrenzung eine Frist von fünf Jahren eingeräumt wurde. Neben den geltenden EU-Vorschriften sind derzeit auch zahlreiche nationale Bestimmungen über Verbrennungsanlagen in Kraft, und diese müssen die Richtlinie innerhalb von zwei Jahren nach ihrem Inkrafttreten erfüllen.

5.1 Emissionen in die Luft

In diesem Kapitel finden sich Daten über Substanzen, von denen bekannt ist, dass sie durch Müllverbrennung entstehen und über Schornsteinabgase in die Atmosphäre entlassen werden. In den meisten Untersuchungen über Luftemissionen liegt das Hauptaugenmerk auf Dioxinen und dem Verhalten einiger weniger toxischer Schwermetalle. Wissenschaftliche Daten über andere, in die Luft emittierte Chemikalien sind dünn gesät. Hinzu kommt, dass eine sehr große Zahl von Chemikalien, die über Schornsteinabgase emittiert werden, bislang nicht identifiziert werden konnten.

Die atmosphärischen Emissionen aus MVA-Schornsteinen werden nachstehend in folgende Kategorien eingeteilt: organische Verbindungen; Schwermetalle; Staubpartikel; Gase. Die Europäischen Gemeinschaften haben in ihrer neuen Richtlinie nur für einige wenige Chemikalien, die unter diese Kategorien fallen, Grenzwerte für Luftemissionen aus MVAs vorgesehen. Diese Grenzwerte werden in der nachstehenden Tabelle angeführt.

Tab. 5.1 EU-Luftemissionsgrenzwerte

Substanz	EU-Grenzwert (mg/Nm ³)
Dioxine	0,1 ng TEQ/Nm ³
Quecksilber	0,05 ^b
Kadmium + Thallium	Gesamt 0,05 ^b
Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V	Gesamt 0,5 ^b
Kohlenmonoxid	50 ^c
SO ₂	50 ^c
NO _x	200 ^c
HCl	10 ^c
HF	10 ^c
Staubpartikel	10

^a Durchschnittswerte, die innerhalb einer Testperiode von mindestens 6 Stunden und maximal 8 Stunden gemessen wurden.

^b Durchschnittswerte, die innerhalb einer Testperiode von mindestens 30 Minuten und maximal 8 Stunden gemessen wurden.

^c Tagesdurchschnittswert

5.1.1 Organische Verbindungen

Dioxine

Polychlorierte Dibenzoparadioxine (PCDDs) und polychlorierte Dibenzofurane (PCDFs) bilden eine Gruppe von Chemikalien, die häufig einfach als „Dioxine“ bezeichnet werden. Innerhalb der PCDD/Fs-Gruppe existieren über 200 verschiedene Kongenere (Einzelverbindungen). Das bekannteste und giftigste Kongener ist das 2,3,7,8-TCDD (2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin), auch „Seveso-Dioxin“ genannt. Es wurde als die giftigste dem Menschen bekannte Chemikalie beschrieben und gilt als Humankarzinogen (krebserregend für den Menschen). Dioxine sind toxisch, persistent (besonders langlebig bzw. schwer abbaubar), und bioakkumulativ (fähig, sich im Gewebe lebender Organismen anzureichern). Eine detaillierte Beschreibung der toxischen Auswirkungen von Dioxinen auf die Gesundheit findet sich in Anhang A.

Die Toxizität einzelner Dioxine und Furane kann, in Abhängigkeit von verschiedenen Größenordnungen, sehr unterschiedlich sein. Analyseergebnisse können 17 verschiedene Kongenere angeben oder sich auch auf die Gesamtsumme homologer Gruppen (d.h. aller Kongenere, die die gleiche Anzahl von Chloratomen aufweisen) beziehen. Deshalb ist es oft notwendig, die Toxizität der unterschiedlichen Kongenere aufzusummieren, um so einzelne Proben direkt miteinander vergleichen zu können. Dabei wird die Menge an Dioxinen, die als Toxizitätsäquivalente (TEQ) in Bezug auf das 2,3,7,8-TCDD vorhanden sind, angegeben. Das am häufigsten verwendete TEQ-System ist das Internationale Toxizitätsäquivalenzsystem (I-TEQ). Innerhalb des TEQ-Systems wird dem Dioxin 2,3,7,8-TCDD, dem giftigsten Kongener, ein Toxizitätsäquivalenzfaktor (TEF) von 1 zugeschrieben. Die Toxizität aller anderen Kongenere wird auf das Dioxin TCDD bezogen ausgedrückt, d.h. ihre Wirkung erhält einen TEQ zwischen 0 und 1. Das I-TEQ einer Probe, die ein Gemisch aus Dioxinen enthält, erhält man, indem man die Konzentration jedes einzelnen Kongeners

mit seinem TEF multipliziert und die so erhaltenen Werte addiert.

Im Zusammenhang mit atmosphärischen Dioxinmissionen aus MVAs gilt festzuhalten, dass die bestehenden gesetzlichen Bestimmungen nur die chlorierten Dioxinverbindungen berücksichtigen. Seit längerem ist jedoch bekannt, dass MVAs auch beträchtliche Mengen an bromierten und gemischten chlor- bzw. bromsubstituierten Dioxinen erzeugen und freisetzen (s. Schwind *et al.* 1998). Man nimmt an, dass diese Dioxinverbindungen, verglichen mit den chlorierten Dioxinen, von gleichwertiger toxikologischer Signifikanz sind und eine Reihe von ähnlichen biologischen Wirkungen in ähnlichen molaren Konzentrationen ausüben können (Weber und Greim 1997). Obwohl diese Verbindungen hochgradig persistent sind, wenn sie an Filterascheteilchen gebunden emittiert werden, ist ihr Einfluss auf die menschliche Gesundheit bislang kaum untersucht worden, und es gibt zur Zeit auch keine Verpflichtung seitens der MVA-Betreiber zur Überwachung und Kontrolle dieser Chemikalien.

Die Entstehung von Dioxinen in MVAs

Dioxine fallen als unbeabsichtigte Nebenprodukte bei vielen Herstellungs- und Verbrennungsvorgängen an, insbesondere bei Vorgängen, bei denen Chlorverbindungen oder Chlorderivate hergestellt oder entsorgt werden. Sie entstehen in jeder Art von MVA. Untersuchungen haben gezeigt, dass Dioxine zwar in der Verbrennungszone von MVAs zerstört, jedoch in der Nachverbrennungszone durch Prozesse, die vom Temperaturprofil abhängig sind, wieder gebildet werden können (Blumenstock *et al.* 2000, Huang und Buekens 1995, Fangmark *et al.* 1994). Der vorherrschende Entstehungspfad von Dioxinen soll die de-novo-Synthese sein (Johnke und Stelzner 1992), zudem werden sie aus Vorläufersubstanzen gebildet, die entweder Müllbestandteile sind oder auch durch chemische Neukombination von Abfallstoffen entstehen. Die Gruppe der Chlorbenzole und Chlorphenole zählt zu diesen Vorläufern (Huang und Buekens 1995). Auch PVC, eine weitverbreiteter Bestandteil von Siedlungsmüll, wurde als Dioxinvorläufer identifiziert (US-EPA 1997).

Es ist bekannt, dass bereits der unverbrannte Abfall Dioxine enthält. Beim Prozess der Müllverbrennung selbst werden jedoch erwiesenermaßen die meisten Dioxine erzeugt. So zeigen ältere und neuere Berechnungen (Massenbilanzen), dass die gesamte aus MVAs ausgebrachte Dioxinmenge in den verschiedenen Verbrennungsrückständen größer ist als die eingebrachte Menge in den Abfallstoffen (Williams 1990; Hansen 2000). Dies scheint auch bei modernen und technisch auf den neuesten Stand gebrachten MVAs, die in den späten 90er Jahren in Betrieb standen, nach wie vor der Fall der zu sein; in der Wissenschaftsliteratur ist diesbezüglich jedoch mit Ausnahme einer neueren dänischen Studie (Hansen 2000) kaum wissenschaftliches Datenmaterial vorhanden.

Eine in Spanien erstellte Massenbilanz, die auf Messungen an acht in Betrieb stehenden Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll basiert, zeigte, dass mehr Dioxine aus den Anlagen emittiert werden als ursprünglich im eingebrachten Abfall vorhanden waren (Fabrellas *et al.* 1999). Schätzungen zufolge belief sich die Dioxinkonzentration (PCDD/Fs) im unverbrannten Abfall auf 79,8 g I-TEQ/Jahr. Im Vergleich dazu betrug der gesamte geschätzte Dioxinoutput in den Schornsteinabgasen 1–1,2 g I-TEQ/Jahr, in der Filterasche 46,6–111,6 g I-TEQ/Jahr und in der Schlacke 2–19 g I-TEQ/Jahr. Eine bei einer anderen städtischen Verbrennungsanlage in Spanien erstellte Dioxin-Massenbilanz kam zu einem widersprüchlichen Ergebnis. Ein Test ergab einen höheren Dioxinoutput als -input, während bei einem anderen Test ein höherer Dioxininput festgestellt wurde (Abad *et al.* 2000). Dies ist jedoch nicht weiter verwunderlich, denn die Emissionen von Dioxinen und anderen Substanzen aus einzelnen MVAs können je nach Zusammensetzung der eingebrachten Abfälle und je nach Verbrennungsbedingungen stark variieren. Hinzu kommt, dass es solchen Schätzungen oft an Genauigkeit fehlt und eine große Bandbreite an Werten möglich ist.

Dioxin-Bestandsaufnahmen und Müllverbrennung

Während der 80er Jahre und in der ersten Hälfte der 90er Jahre wurde die Verbrennung von Siedlungsmüll als eine der Hauptquellen von Dioxinmissionen in die Luft identifiziert. So schätzte die holländische Regierungsorganisation RIVM, dass 1991 ca. 79% aller atmosphärischen Dioxinmissionen in den Niederlanden durch Müllverbrennung verursacht wurden. Auch Schätzungen in Großbritannien ergaben, dass Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll 1995 für ca. 53–82% aller atmosphärischen Dioxinmissionen verantwortlich waren. In den USA schätzte man, dass aus solchen Anlagen ca. 37% der gesamten jährlichen Dioxinmissionen in die Luft stammen (s. Pastorelli *et al.* 1999). Eine Zusammenfassung der Analyseergebnisse aus 15 Ländern, die auch als „globale“ Dioxin-Bestandsaufnahme bezeichnet wird, zeigte, dass 1995 rund 50% der atmosphärischen Dioxinmissionen auf die Müllverbrennung zurückzuführen waren (Fiedler 1999). Wissenschaftliche Untersuchungen zeigten, dass die Verbrennung von Siedlungsmüll im Vergleich zu anderen Verbrennungsvorgängen für den größten Anteil an Dioxinmissionen in die Atmosphäre verantwortlich ist (z.B. Alcock *et al.* 1998); demgegenüber stellte Fiedler (1999) auf der Grundlage der „globalen“ Dioxin-Bestandsaufnahme fest, dass 1995 in vielen Ländern alle Arten von Verbrennungsanlagen Hauptemittenten von Dioxinen waren. Dazu zählten Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll, gefährliche Abfälle, Klärschlamm und Abfallholz sowie Krematorien. Tab. 5.2 zeigt die für 1997 in Großbritannien geschätzten atmosphärischen Dioxinmissionen bei verschiedenen MVA-Arten.

Auch in jüngster Zeit haben Schätzungen ergeben, dass MVAs für einen hohen Anteil an atmosphärischen Dioxinen verantwortlich sind. So wurde in Dänemark 1998–1999 eine Dioxinbilanz erstellt (Hansen 2000). Trotz verbesserter Technologien zur Emissionskontrolle wurde die Verbrennung von Siedlungsabfällen als die größte Einzelquelle von Dioxinmissionen in die Atmosphäre identifiziert, wobei sich der geschätzte Dioxinoutput auf 11–42 g I-TEQ pro Jahr belief. Es wird angenommen, dass ein weiterer, in den festen Verbrennungsrückständen enthaltener Dioxinoutput von 35–275 g I-TEQ Jahr für Jahr durch Deponierung entsorgt wird. Diese Studie richtet ihr Augenmerk auch auf die potentielle Signifikanz der bromierten und gemischten halogenierten Dioxine (Kap. 5.1.1) und schätzt, dass dänische Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll jährlich zwischen 2 und 60 g bromierte Dioxine in die Atmosphäre entlassen.

Tab. 5.2 Für Großbritannien geschätzte PCDD/F-Luftemissionen (die fettgedruckten Zahlen stehen für Werte, die aus Messungen errechnet wurden, die übrigen Zahlen sind Schätzungen).

VERBRENNUNGSVORGANG	1997 Tiefstwert (g TEQ/Jahr)	1997 Höchstwert (g TEQ/Jahr)
Verbrennung von Siedlungsmüll	122	199
Verbrennung von chemischen Abfällen (10 Anlagen)	0,02	8,7
Verbrennung von medizinischen Abfällen (5 Anlagen)	0,99	18,3
Verbrennung von Klärschlamm (5 Anlagen)	0,001	0,37
Zementherstellung (5 Anlagen)	0,29	10,4
Krematorien	1	35
Häusliche Holzverbrennung (sauber)	2	18
Häusliche Holzverbrennung (aufbereitet)	1	5

Quelle: Alcock *et al.* 1998

Bemerkung: Die gesamte, geschätzte Dioxin-Luftemission aus allen Quellen hat einen Tiefstwert von 219 und einen Höchstwert von 663 g TEQ/Jahr.

In einer Publikation aus dem Jahr 1997, die von der Kommission der Europäischen Gemeinschaften zitiert wird (EG 1998), wurde festgestellt, dass die Verbrennung von nicht gefährlichen Abfällen möglicherweise zu bis zu 40% aller atmosphärischen Dioxinmissionen in Europa beitrage. Nichtsdestotrotz ergaben Schätzungen in einigen Ländern Europas, dass der Beitrag der Verbrennung von Siedlungsmüll zu nationalen Dioxinmissionen in der 2. Hälfte der 90er Jahre signifikant gesunken ist. Dies ist auf die Schließung alter MVAs, die hohe Konzentrationen an Dioxinen in die Atmosphäre entlassen, zurückzuführen, aber auch auf verbesserte Abgasreinigungssysteme bei verbleibenden und neuen Anlagen. Schätzungen weisen darauf hin, dass solche Verbesserungen wahrscheinlich zu der signifikanten Reduktion von atmosphärischen Dioxinmissionen aus MVAs geführt haben. So wurde ein starker Rückgang von Dioxinmissionen vor allem bei jenen Ländern verzeichnet, in denen der Einsatz modernster Technik vorgeschrieben ist oder die Müllverbrennung einer strengen Gesetzgebung unterliegt (Fiedler 1999). In Großbritannien ergaben Schätzungen der Umweltschutzinspektion (HMIP) und des Umweltschutzministeriums (DoE), dass der Beitrag der atmosphärischen Emissionen zu den jährlichen Gesamtemissionen von 53–82% im Jahr 1995 auf rund 4–14% in der Zukunft sinken werde. Das deutsche Umweltbundesamt (UBA) schätzte, dass dieser Beitrag von 33% in den Jahren 1989 und 1990 auf 3% in den Jahren 1999 und 2000 sinken werde. Die Bestätigung dieser geschätzten Daten durch empirisch gewonnene Daten steht noch aus.

Die Bestätigung dieser Daten ist sehr wichtig. So wurde in der o.a. britischen HMIP-Studie eingeräumt, dass es bei der Einschätzung von MVA-Luftemissionen für Dioxin-Bestandsaufnahmen große Unsicherheiten gibt. Im Falle der HMIP-Studie sind diese Unsicherheiten darauf zurückzuführen, dass die Schätzungen auf einer stark begrenzten Zahl von Messungen

basieren und auch Informationen aus nicht britischen Studien verwendet wurden. Eine neuere britische Studie, die diese Quellen der Unsicherheit bis zu einem gewissen Grad aufhob (Alcock *et al.* 1998), verwendete ein anderes, genaueres Schätzverfahren, das zwischen 1995 und 1997 gemessene Emissionsdaten von verschiedenen Verbrennungsanlagen einbezog (s. Tab. 5.2). Die Studie stellt gegenwärtig die umfassendste Sammlung von Dioxin-Luftemissionsdaten, die in Großbritannien gemessen wurden, dar. Es gilt darauf hinzuweisen, dass in der Studie auch Daten von MVAs verwendet wurden, die während der Testperioden unter normalen Betriebsbedingungen liefen. Dies ist realistischer als die Durchführung von Messungen unter „optimalen“ Bedingungen, die speziell für eine „Testverbrennung“ geschaffen werden, was häufig geschieht. Die Studie kam zu dem Ergebnis, dass die Dioxinmissionen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll zwischen 1995 und 1997 in Bezug auf die für 1995 von der HMIP veröffentlichten Emissionsdaten leicht gesunken waren. Dennoch stellten diese Emissionen nach wie vor einen wesentlichen Anteil des nationalen Dioxinbestands (30–56% der gesamten atmosphärischen Dioxinmissionen in Großbritannien). Der Studie zufolge steht außer Zweifel, dass die optimistischen Schätzungen der Umweltschutzbehörden einer wissenschaftlichen Bestätigung bedürfen, ehe sie als realistische Einschätzung der gegenwärtigen Situation sowie künftiger Tendenzen gewertet werden können.

Auch Webster und Connet (1998) weisen auf die Unsicherheiten und Probleme der Testverfahren hin, die i.d.R. angewendet werden, um Dioxinmissionsdaten für nationale Bestandsaufnahmen zu gewinnen. Die genannten Problemfelder werden nachstehend aufgelistet; zwei der Punkte wurden bereits in der o.g. britischen Studie erwähnt: zum einen die Tatsache, dass die Schätzungen zumeist auf sehr wenigen empirischen Messdaten von unterschiedlichen MVA-Arten basieren (s. 1. Punkt), und zum anderen der häufig

auftretende Fall, dass die Messung der Emissionsdaten unter „optimalen“ Bedingungen durchgeführt wird, und nicht unter den normalen Betriebsbedingungen der Anlage.

- **Testverfahren:** Die Methode, die gewöhnlich zur Einschätzung von Dioxinbeständen angewandt wird, der sog. „Emissionsfaktor-Ansatz“, ist auf eine begrenzte Zahl spezifischer Messungen an unterschiedlichen MVA-Arten angewiesen. Die so gewonnenen Messdaten stehen dann für die Dioxinmissionswerte aller MVAs einer bestimmten Art. Auf diese Weise werden die Dioxinmissionen in alle Umweltmedien leicht unterschätzt. Dieses Verfahren lässt die Tatsache, dass sich die Emissionswerte verschiedener MVAs derselben Art deutlich voneinander unterscheiden können, unberücksichtigt. In ihrer Studie zeigten Webster und Connet (1998), dass der Emissionsfaktor-Ansatz die MVA-Dioxinmissionen in die Luft, die in den vergangenen zehn Jahren in vielen US-Bestandsaufnahmen verzeichnet worden waren, in der Tat unterschätzte. Statt auf den Emissionsfaktor-Ansatz zurückzugreifen, summierten Webster und Connet (1998) nur tatsächlich gemessene atmosphärische Dioxinmissionen – ein Ansatz, von dem anzunehmen ist, dass er diese Emissionen unterschätzt, da ja unbeobachtete Anlagen nicht einkalkuliert werden. Dennoch ergab diese Methode eine signifikant höhere Konzentration an atmosphärischen Dioxinmissionen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll als der Emissionsfaktor-Ansatz. Aus diesem Grund betonten die Autoren der Studie, dass es notwendig sei, bei Dioxin-Bestandsaufnahmen auf tatsächlich vorhandene Messdaten von einzelnen Anlagen zurückzugreifen.
- **Datenmangel:** Fiedler (1999) stellte fest, dass die derzeitige Anzahl von nationalen Dioxin-Bestandsaufnahmen weltweit gesehen sehr gering ist. In jenen Ländern, wo Dioxinbestände verzeichnet wurden, besteht ein allgemeiner Mangel an umfassenden Daten über atmosphärische Dioxinmissionen aus MVAs. So wurde von Webster und Connet (1998) in den USA ein Datenmangel insbesondere hinsichtlich MVA-Emissionen verzeichnet. Viele Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll in den USA waren entweder nur einmal oder überhaupt nicht getestet worden. Obwohl sich diese Situation zu verbessern scheint, gaben sich MVA-Betreiber und -Prüfer bislang offenbar damit zufrieden, die atmosphärischen Emissionen einer Anlage auf der Grundlage einer einzigen Messreihe, die im Rahmen einer Testverbrennung vor Inbetriebnahme der Anlage durchgeführt wurde, als akzeptabel einzustufen. Selbst heute lassen Häufigkeit und Intensität der Probennahmen und Untersuchungen der Rauchgase auf Dioxine bei den meisten MVAs stark zu wünschen übrig.

- **Überwachung:** Untersuchungen haben gezeigt, dass die Durchführung einer begrenzten Zahl von Messungen kaum die atmosphärischen Dioxinmissionen von MVAs im Gesamtspektrum ihrer Betriebsbedingungen zu reflektieren vermag. Die Tatsache, dass sich Dioxinmissionen aus Verbrennungsquellen im Lauf der Zeit beträchtlich ändern können, wurde bereits von einer britischen Studie ausreichend demonstriert (Alcock *et. al.* 1998). Diese Studie zeigte, dass die Luftmissionen, die mit Hilfe von Proben ermittelt wurden, welche am selben Tag aus dem Schornstein eines Zementofens entnommen worden waren, beträchtlich schwankten. Die erste Probe maß $4,2 \text{ ng I-TEQ m}^{-3}$, und die zweite Probe, die fünf Stunden später genommen wurde, wies $0,06 \text{ ng I-TEQ m}^{-3}$ auf.

Eine genauere Einschätzung der atmosphärischen Dioxinmissionen kann nur mittels kontinuierlicher Überwachung der Emissionen über längere Zeiträume hinweg erzielt werden. Zumeist produzieren Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll insbesondere in den Anlauf- und Abschaltphasen besonders hohe Dioxinmissionen. An einer belgischen MVA wurde mit Hilfe kontinuierlicher Überwachung eine Studie durchgeführt, die beweisen sollte, dass das nachträglich angebrachte, moderne Emissionskontrollsystem der Anlage die Überschreitung des gesetzlichen Grenzwerts von $0,1 \text{ ng TEQ/Nm}^3$ für alle Zeiten unterbinden würde. In der Tat zeigten die Untersuchungsergebnisse, dass die Überwachung über einen Zeitraum von sechs Stunden eine durchschnittliche Emissionskonzentration von $0,25 \text{ ng TEQ}$ ergab. Die 14-tägige Überwachung über einen Zeitraum von sechs Stunden täglich ergab jedoch einen Durchschnittswert von $8,2\text{--}12,9 \text{ ng TEQ/Nm}^3$ – eine, wie man sieht, erheblich höhere Emissionskonzentration, die den gesetzlichen Grenzwert stark überschreitet (De Fre und Wevers 1998).

Die o.a. Studie zeigt auf überzeugende Art und Weise, dass herkömmliche Messungen an einzelnen MVAs – i.e. Punktmessungen, die nach der derzeitigen Gesetzeslage erlaubt sind – die atmosphärischen Dioxinmissionen von MVAs signifikant unterschätzen können. Im Fall der o.a. Studie unterschätzte die Punktmessung die durchschnittlichen Dioxinmissionen um das 30- bis 50-fache. Wie sich diese Erkenntnis auf die Dioxinwerte anderer MVAs auswirken würde, ist leider nicht bekannt.

- **Dioxine in Schlacken bleiben unberücksichtigt:** Bei den meisten mittels Massenbilanz erstellten Dioxin-Bestandsaufnahmen werden nur die Dioxinmissionen in die Atmosphäre berücksichtigt (Fiedler 1999); der Dioxineintrag in die festen Verbrennungsrückstände wird

nicht einkalkuliert. Webster und Connet (1998) halten fest, dass den in Filterasche und Schlacke enthaltenen Dioxinen zuwenig Beachtung geschenkt wird. Eine neuere Studie an einer spanischen MVA zeigte, dass Schornsteinemissionen, verglichen mit den in der Filterasche enthaltenen Dioxinmengen, nur für einen geringen Teil der gesamten Dioxinmission der MVA verantwortlich sind (Abad *et al.* 2000). Das Problem, dass verbesserte Luftreinhaltetechnologien dazu geführt haben, dass durch Müllverbrennung entstandene Dioxine nun in den Schlacken stärker präsent sind und dadurch neue Gefahren drohen, wird in Kap. 5.3.1. näher erläutert.

Insgesamt weisen die i.d.R. mangelhaften Testverfahren, die zur Emissionskontrolle von MVAs eingesetzt werden, und die Tatsache, dass die Dioxin-Massenbilanz zumeist keiner holistischen Betrachtungsweise unterliegt, darauf hin, dass die meisten, wenn nicht alle, Dioxin-Bestandsaufnahmen MVA-Emissionen aller Wahrscheinlichkeit nach weit unterschätzen.

Emissionswerte neuer und technisch verbesserter MVAs

Wie bereits oben angedeutet und in der wissenschaftlichen Literatur bestätigt wurde, werden die atmosphärischen Dioxinmissionen von europäischen MVAs zumeist auf der Basis von Punktmessungen und nicht im Rahmen kontinuierlicher Überwachung ermittelt. Dies kann zu einer Unterschätzung der Dioxinmissionen führen. Diese unbefriedigende Situation scheint sich unter der neuen EU-Gesetzgebung fortzusetzen, die eine Überwachung der Luftemissionen, basierend auf nur zwei Punktmessungen pro Jahr über einen Zeitraum von jeweils sechs bis acht Stunden, vorsieht. Es ist äußerst unwahrscheinlich, dass auf dieser gesetzlichen Grundlage der Emissionskontrolle genaue und richtige Daten über die atmosphärischen Dioxinmissionen aus MVAs gewonnen werden können.

In vielen Fällen haben Studien, die auf der Basis von Punktmessungen durchgeführt wurden, ergeben, dass die atmosphärischen Dioxinmissionen aus einigen europäischen MVAs innerhalb des neuen EU-Emissionsgrenzwerts von 0,1 ng I-TEQ/m³ liegen. So lagen die Werte einer Reihe von Punktmessungen, die zwischen 1994 und 1997 ein- bis zweimal im Monat an einer neu errichteten deutschen Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll durchgeführt wurden, unter dem festgelegten Grenzwert (Gass *et al.* 1998). Ebenso ergaben zwei Punktmessungen, die innerhalb eines Tages im Anschluss an die Erstprüfung einer neu errichteten Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll in Venedig durchgeführt worden waren, Messwerte unterhalb des EU-Grenzwerts (Pietro und Giuliana 1999). An einer deutschen Verbrennungsanlage für gefährliche Abfälle wurde eine Studie auf der Basis von kontinuierlicher Langzeitüberwachung durchgeführt. Auch hier zeigten die Messwerte von 11 langfristig überwachten Proben, die zwischen 1998 und 1999 entnommen worden waren, dass die

Luftemissionen den EU-Grenzwert nicht überschritten (Mayer *et al.* 1999).

Nicht alle Studien sind jedoch zu dem Ergebnis gekommen, dass der neue Emissionsgrenzwert von 0,1 ng I-TEQ/m³ eingehalten wird. So zeigten Punktmessungen, die zwischen Januar 1997 und April 1999 ein- bis viermal monatlich an acht spanischen Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll durchgeführt wurden, dass zwei Anlagen den Grenzwert nicht einhielten (Fabrellas *et al.* 1999). Die Dioxinmissionswerte dieser Anlagen betrugen 0,7 und 1,08 ng I-TEQ/m³. In Polen ergab eine zwischen 1994 und 1997 durchgeführte Analyse der Schornsteinemissionen von 18 neuen oder technisch verbesserten Verbrennungsanlagen für medizinische Abfälle, dass fast die Hälfte der Anlagen Emissionswerte unter 0,1 ng TEQ/m³ aufwies, die anderen jedoch den Grenzwert überschritten (Grochowalsky 1998). Fünf der Anlagen überschritten mit Dioxingehalten von 9,7–32 ng TEQ/m³ den Grenzwert sogar erheblich. Wie bereits oben erwähnt, überschritten die Dioxinwerte einer belgischen MVA den EU-Grenzwert, als die Emissionen mittels kontinuierlicher Überwachung gemessen wurden (De Fre und Wevers 1998). Die Emissionswerte betrugen 8,2–12,9 ng TEQ/Nm³.

Es gilt festzuhalten, dass es über die Luftemissionswerte von neuen und alten MVAs, die derzeit in vielen Ländern, einschließlich weniger industrialisierten Staaten, in Betrieb stehen, kaum wissenschaftliche Literatur gibt. Eine Studie über die atmosphärischen Dioxinmissionen von zehn MVAs, die in Korea in Betrieb stehen sollen, (Shin *et al.* 1998) ergab große Unterschiede in den Emissionswerten der verschiedenen Anlagen. Die Dioxinmissionswerte in den Schornsteinabgasen reichten von 0,07 bis 27,9 ng TEQ/Nm³.

Noch weniger wissenschaftliche Daten existieren über jene Anlagen, in denen andere Abfälle als Siedlungsmüll verbrannt werden. In einer japanischen Studie wurden an neun Verbrennungsanlagen für Industrieabfälle Punktmessungen durchgeführt (Yamamura *et al.* 1999). Zwei der Anlagen wiesen atmosphärische Dioxinkonzentrationen unter 0,1 ng I-TEQ/Nm³ auf, sechs überschritten jedoch diesen Wert (0,13–4,2 ng I-TEQ/Nm³). Laut einer US-Studie lagen die Dioxinmissionen von kohlebeheizten Zementöfen bei 0,00133–3,0 ng I-TEQ/dscm (Schieber und Evers 1994). Eine weitere US-Studie wurde über die atmosphärischen Dioxinmissionen aus mobilen Verbrennungsanlagen durchgeführt (Meeter *et al.* 1997). Solche MVAs führen bei Lagerstätten für gefährliche Abfälle Bodensanierungen an Ort und Stelle durch. Dabei wird an jenen Stellen saniert, wo die Deponie Substanzen enthält, die als schwer zerstörbar gelten. Die Analyseergebnisse, die anfänglich aus Testverbrennungen in 16 Anlagen gewonnen worden waren, zeigten, dass zehn der Anlagen die vom US-Umweltbundesamt (US-EPA) vorgeschlagene Emissionsnorm von 0,2 ng TEQ/dscm nicht einhielten. Die Autoren der Studie wiesen darauf hin, dass eine beträchtliche Anzahl von mobilen Verbrennungsanlagen, die in

Lagerstätten für Sondermüll für Bodensanierungen eingesetzt werden, Schwierigkeiten haben könnten, den vorgeschlagenen, aber in naher Zukunft verbindlichen EPA-Grenzwert einzuhalten.

5.1.2 Andere organische Verbindungen

Bis auf wenige Ausnahmen gibt es kaum Untersuchungen über die anderen organischen Verbindungen, die aus MVAs in die Atmosphäre entlassen werden. Bei den untersuchten Chemikalien richtete sich das Augenmerk i.d.R. eher auf Verbindungen mit einem höheren Molekulargewicht als auf weniger persistente, flüchtige organische Verbindungen, die aus MVAs emittiert werden (Leach *et al.* 1999). Zu den Chemikalien, über die Analyseergebnisse vorliegen, zählen polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAHs) und mehrere Gruppen hochgiftiger chlorierter Verbindungen wie polychlorierte Biphenyle (PCBs), polychlorierte Naphthalene (PCNs), Chlorbenzole und Chlorphenole.

PCBs: Diese Chemikaliengruppe setzt sich aus 209 verschiedenen Kongeneren (Einzelverbindungen) zusammen. Rund die Hälfte dieser Verbindungen wurde bislang in der Umwelt nachgewiesen. PCBs sind persistent, toxisch und bioakkumulativ. Wie Dioxine besitzen sie so die Fähigkeit, sich im Fettgewebe von Menschen und Tieren anzureichern, wo sie jahrzehntelang den körpereigenen Abwehrmechanismen widerstehen können. Die höher chlorierten PCB-Kongeneren sind am schwersten abbaubar und stellen die Mehrzahl jener Chemikalien, die als „Umweltschadstoffe“ identifiziert werden. PCBs sind weltweit bereits allgegenwärtige Stoffe, sie werden sogar in stark erhöhten Konzentrationen im Gewebe von Tieren nachgewiesen, die in Regionen beheimatet sind, die traditionell als „unberührt“ gelten. Arktische Säugetiere wie Wale, Seehunde und Eisbären sind Untersuchungen zufolge mit PCBs und anderen organischen Chlorverbindungen belastet (s. Allsopp *et al.* 1999). PCBs haben vielfältige toxische Auswirkungen, sie können die Fortpflanzungsfähigkeit beeinträchtigen und das Nerven- und Immunsystem schädigen. Sie stehen unter dem Verdacht, sowohl bei Menschen als auch bei Tieren viele Gesundheitsschäden zu verursachen (s. Allsopp *et al.* 1997, Allsopp *et al.* 1999). Da es sich bei Dioxinen und PCBs um strukturähnliche Chemikalien handelt, haben einige PCB-Kongeneren auch dioxinähnliche Auswirkungen auf die Gesundheit.

Als Industriechemikalien erzeugte PCBs wurden früher in erster Linie in elektrischen Geräten zur Isolierung eingesetzt. Mittlerweile wurde die PCB-Produktion weltweit fast vollständig eingestellt, nur in Russland sollen noch heute PCBs produziert werden. Man schätzt, dass mindestens ein Drittel der industriell erzeugten PCBs in die Umwelt gelangt ist (Schwedische Umweltschutzbehörde 1999). Die restlichen zwei Drittel bleiben in alten Elektrogeräten und auf Müllhalden präsent, wo sie mit der Zeit ausgelaugt und in die Umwelt freigesetzt werden. Diese Form der Freisetzung stellt heute bei weitem die Hauptquelle der PCB-Kontamination unserer Umwelt dar. Einige PCBs

entstehen jedoch auch als Nebenprodukte der Müllverbrennung und bei einer Reihe von industriellen Prozessen der Chlorchemie.

Es ist bekannt, dass PCBs in Verbrennungsanlagen erzeugt werden (Blumenstock *et al.* 2000, Wikstrom *et al.* 1998, Sakai *et al.* 1996, Fangmark *et al.* 1994) und in den Schornsteinabgasen präsent sind, die in die Atmosphäre entlassen werden (Miyata *et al.* 1994, Wilken *et al.* 1993, Magagni *et al.* 1991). In der wissenschaftlichen Literatur existieren jedoch nur wenige Daten über PCB-Werte von Verbrennungsabgasen. Eine 1992 an japanischen Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll durchgeführte Studie ergab, dass sich die Emissionen der toxikologisch hochsignifikanten koplanaren PCBs in den einzelnen Anlagen deutlich voneinander unterschieden (Miyata *et al.* 1994). Der Durchschnittswert (1,46 ng TEQ/m³) war höher als der japanische Richtwert für neu errichtete MVAs (0,5 ng TEQ/Nm³). Die Studie kam zu dem Ergebnis, dass Müllverbrennung eine Quelle der PCB-Kontamination von Mensch, Nahrung und Umwelt ist.

PCNs: Diese Gruppe wird aus chlorierten organischen Verbindungen gebildet, die ebenfalls persistent, bioakkumulativ und toxisch sind. Ursprünglich wurden sie ähnlich wie PCBs zur elektrischen Isolierung eingesetzt, jedoch später von diesen abgelöst. PCNs entstehen als unbeabsichtigte Nebenprodukte von thermischen Prozessen, bei denen chlororganische Verbindungen im Spiel sind, wie der Müllverbrennung und Metallrückgewinnung (s. Falandysz und Rappe 1997). PCNs haben ähnliche Eigenschaften wie Dioxine und PCBs, und viele haben selbst in kleinsten Mengen ein hohes toxisches Potential (s. Abad *et al.* 1999, Abad *et al.* 1997).

PCNs wurden in den Schornsteinabgasen von Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll nachgewiesen. Die PCN-Konzentration (mono- bis oktachloriert) bewegte sich in fünf spanischen Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll im Bereich von 1,08–21,36 ng/Nm³, die Dioxinwerte betragen 0,01–5 ng I-TEQ/Nm³ (Abad *et al.* 1999). Darüber hinaus wurden PCN-Kongeneren mit dioxinähnlicher Toxizität in den Luftemissionen aus städtischen Verbrennungsanlagen identifiziert (Falandysz & Rappe 1997, Takasuga *et al.* 1994).

PCNs aus der Müllverbrennung und anderen Verbrennungsquellen sind in wildlebenden Tieren in nachweisbaren Konzentrationen präsent. Zusätzlich zur historischen Umweltbelastung durch die industrielle PCN-Herstellung können bestimmte Verbrennungsvorgänge zu einer noch stärkeren Belastung der Umwelt mit diesen hochgiftigen und persistenten Chemikalien führen (Falandysz und Rappe 1997, Falandysz *et al.* 1996).

Chlorbenzole: Diese Chemikalien entstehen in Verbrennungsanlagen (Blumenstock *et al.* 2000, Wikstrom *et al.* 1998, Fangmark *et al.* 1994); auch Chlorphenole entstehen durch Müllverbrennung (Wikstrom *et al.* 1999). Es hat sich gezeigt, dass

Chlorbenzole in Schornsteinabgasen emittiert werden (Wilken *et al.* 1993). Die Bildung von Hexachlorbenzol (HCB), die vollständig substituierte Form von Benzol ist von besonderer Bedeutung. HCB ist persistent, toxisch und bioakkumulativ. Es ist giftig für Wasserorganismen, Landpflanzen, Landtiere und Menschen und wurde in großen Mengen zur Schädlingsbekämpfung und Saatgutbeizung eingesetzt. Neuere Forschungen haben ergeben, dass HCB signifikant zu der dioxinähnlichen Toxizität beitragen kann, die durch organische Chlorverbindungen in der Muttermilch verursacht wird (van Birgelen 1998). Es wird von der Internationalen Agentur für Krebsforschung (IARC) als Gruppe-2B-Karzinogen eingestuft, d.h. es ist möglicherweise krebserregend für den Menschen, und scheint auch ein Tumorpromotor zu sein. HCB kann die Leibesfrucht, die Leber, das Immunsystem, die Schilddrüse, die Nieren und das Zentralnervensystem (ZNS) schädigen. Die Leber und das Nervensystem reagieren besonders sensibel auf HCB-Einwirkung (ATSDR 1997, Newhook & Meek 1994).

Halogenierte Phenole: In MVA-Rauchgas wurden 14 chlorierte, 3 bromierte und 31 gemischte Brom- und Chlorphenole identifiziert (Heeb *et al.* 1996). Diese Chemikalien tragen wesentlich zur Dioxinentwicklung bei, da durch Kondensationsreaktionen zweier halogener Phenolmoleküle Dioxine entstehen können. Die Konzentrationen der im Rohverbrennungsgas (4 nmol/Nm^3 ; $1,2 \text{ }\mu\text{g/Nm}^3$) und im Rauchgas (1 nmol/Nm^3 ; $0,5 \text{ }\mu\text{g/Nm}^3$) nachgewiesenen gemischten Brom- und Chlorphenole überschritt die typischen Rohgaskonzentrationen von Dioxinen ($0,2 \text{ nmol/Nm}^3$; $0,1 \text{ }\mu\text{g/Nm}^3$) in Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll.

Bromierte und gemischte halogenierte Dioxine: Zusätzlich zu den chlorierten Dioxinen und Furanen werden im Zuge des Verbrennungsprozesses zahlreiche andere halogenierte Verbindungen gebildet; dazu zählen bromierte und gemischte chlorierte und bromierte Dioxine und Furane.

Polychlorierte Dibenzothiophene (PCDBTs): Das sind schwefelhaltige Verbindungen, deren chemische Struktur der der Dibenzofurane sehr ähnlich ist. Den Platz des Sauerstoffatoms in der Furankette der Dibenzofuran-Verbindungen nimmt bei den PCDBTs ein Schwefelatom ein. Über die Toxizität dieser Chemikalien ist wenig bekannt, sie werden jedoch aufgrund ihrer Struktur als giftig eingeschätzt. PCDBTs sind in den Schornsteinabgasen von Verbrennungsanlagen nachgewiesen worden (Sinkkonen *et al.* 1991).

PAHs: Die Vertreter dieser Chemikaliengruppe werden als Nebenprodukte der unvollständigen Verbrennung von organischen Verbindungen gebildet. Einige davon sind persistent, toxisch und bioakkumulativ. Andere sind karzinogen. PAHs werden von Verbrennungsanlagen in Schornsteinabgasen emittiert (Yasuda und Takahashi 1998, Magagni *et al.* 1991). Die Abfallzusammensetzung, die Verbrennungstemperatur und der Luftüberschuss

während des Verbrennungsvorganges bestimmen die Menge an PAHs, die von einer bestimmten Anlage emittiert werden. Es hat sich gezeigt, dass während der Inbetriebnahme von MVAs besonders hohe Konzentrationen an PAHs freigesetzt werden (s. Yasuda und Takahashi *et al.* 1998). Die in einer MVA-Studie berichteten Messergebnisse der Gesamtemissionen von PAHs in die Atmosphäre betragen $0,02\text{--}12 \text{ mg/Nm}^3$ (s. Marty 1993).

VOCs: Über die unzähligen anderen organischen Chemikalien, die aus Verbrennungsanlagen emittiert werden, sind kaum Studien vorhanden. Eine Studie wurde jedoch speziell mit dem Ziel durchgeführt, die flüchtigen organischen Verbindungen (VOCs) im Rauchgas einer Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll zu identifizieren und zu quantifizieren (Jay und Stieglitz 1995). Diese Studie wies insgesamt ca. 250 verschiedene VOC-Verbindungen nach, deren Konzentration von $0,05$ bis 100 mg/m^3 reichte. Diese Chemikalien sind in Anhang B aufgelistet. Die Liste enthält hochtoxische und karzinogene Verbindungen wie Benzene und die substituierten Phenole, einschließlich anderer bekannter toxischer Verbindungen wie Phthalate. Daten über die ökologische und toxikologische Bedeutung vieler freigesetzter VOCs sind kaum vorhanden, jedoch ist bekannt, dass VOCs zur Ozonbildung in der unteren Atmosphäre beitragen (s. unten).

Die aus MVAs emittierten organischen Verbindungen werden i.d.R. auf der Basis eines Gruppenparameters überwacht, welcher alle in einer Rauchgasprobe enthaltenen organischen Kohlenstoffverbindungen aufsummiert und den Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) bildet. Die Studie von Jay und Stieglitz (1995) ergab, dass die 250 identifizierten chemischen Verbindungen ca. 42% des TOC ausmachten. Die übrigen 58% bestanden aus aliphatischen Kohlenwasserstoffen unbekannter Identität.

Leach *et al.* (1999) haben festgestellt, dass Vorgänge, bei denen große Mengen an VOCs entstehen, ökologisch bedenklich sind; diese tragen nämlich, vermischt mit Stickoxiden und dem Sonnenlicht ausgesetzt, zur Bildung von photochemischen Oxidationsmitteln (Ozon und Peroxy-Acyl-Nitraten) bei, die sich sehr nachteilig auf die Luftqualität auswirken. Der neue vorgeschriebene EU-Grenzwert für den Gesamtgehalt an VOCs beträgt, als TOC ausgedrückt, 20 mg/Nm^3 .

5.1.3 Schwermetalle

Schwermetalle werden aus allen Arten von MVAs emittiert. Es ist erwiesen, dass viele Schwermetalle in niedrigen Konzentrationen toxisch und einige persistent und bioakkumulativ sind. Nähere Informationen über die Toxizität einiger Schwermetalle werden in Anhang A gegeben. Schwermetalle werden der MVA als Bestandteile verschiedener Abfallstoffe zugeführt. Der Verbrennungsprozess führt dazu, dass sie in den MVA-Rückständen (Schlacken) bis um das Zehnfache konzentriert vorkommen, da sich das Abfallvolumen durch Verbrennung reduziert

(Buchholz und Landsberger 1996). Ein Teil dieser toxischen Spurenmetalle wird über die Schornsteinabgase der Anlagen in die Atmosphäre entlassen. Mit Ausnahme von Quecksilber, dessen größerer Teil über den MVA-Schornstein emittiert wird, befindet sich der Hauptteil der Schwermetalle in der Filterasche und in der Schlacke.

Jedes im unverbrannten Abfall enthaltene Metall hat seine eigene Quelle, aus der es stammt. Quecksilber ist auf die Entsorgung von Batterien, Leuchtstoffröhren und Farben zurückzuführen (Carpi 1997). Kadmium ist Bestandteil von Farben, PVC-Kunststoffen und den Farbstoffen, die zum Färben von Kunststoffen verwendet werden. Blei ist in Batterien, Kunststoffen und Farbstoffen enthalten (Valerio *et al.* 1995, Korzan und Heck 1990), und Antimon befindet sich in Flammschutzmitteln (van Velzen und Langenkamp 1996), die in Kunststoffen verwendet werden.

Wie Tab. 5.3 zeigt (EUA 2000), trägt die Müllverbrennung auf globaler Ebene erheblich zu den atmosphärischen Emissionen vieler Schwermetalle bei. Innerhalb der EU ergaben Schätzungen, dass die Müllverbrennung 1990 für 8% (16t/Jahr) aller Kadmiumemissionen und 16% (36t/Jahr) der Quecksilberemissionen verantwortlich war. Die Chromemissionen beliefen sich auf 46 Tonnen, und zusätzlich wurden über 300 Tonnen Blei emittiert (EG 1998). Zahlreiche Rauchgasreinigungssysteme wurden entwickelt, um die Schornsteinemissionen von Schwermetallen zu reduzieren (EUA 2000). Daten über Schornsteinabgase bei Verbrennungsanlagen für gefährliche Abfälle weisen darauf hin, dass die Abscheideleistung der Fabrikfilter (wobei die in den Schlacken zurückgehaltenen Metalle hinzugezählt werden) bei den meisten Metallen außer Quecksilber im Bereich von 95% liegt.

Der EUA (2000) zufolge stellt die Kontrolle von Quecksilberemissionen ein spezielles Problem der Müllverbrennung dar. Fast 100% des im Abfall vorhandenen atomaren Quecksilbers wird über die Schornsteinabgase emittiert, denn Quecksilberatome bleiben nicht an Filterstäuben oder Aschenteilen hängen. Rund 20–50% des gesamten emittierten Quecksilbers sind Quecksilberatome. Der Rest setzt sich aus zweiwertigem Quecksilber zusammen, wahrscheinlich vorwiegend aus Quecksilberchlorid (HgCl₂). Nach der Emission in die Atmosphäre kann zweiwertiges Quecksilber, welches wasserlöslich ist, in der Nähe der MVA abgelagert werden. Atomares Quecksilber kann hingegen durch Luftströmungen über weite Strecken transportiert werden, bevor es schließlich in zweiwertiges Quecksilber umgewandelt wird. Dieses wird dann im Erdboden abgelagert (Carpi 1997).

Obwohl allgemein anerkannt ist, dass im Abfallstrom enthaltene toxische Schwermetalle bedenkliche ökologische Auswirkungen haben, ist nur eine sehr begrenzte Menge an veröffentlichten Daten über Schwermetallkonzentrationen in Schornsteinemissionen vorhanden. Einer Emissions-Bestandsaufnahme in den Niederlanden zufolge sind die Schornsteinemissionen von Kadmium und Quecksilber aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll zwischen 1990 und 1995 infolge verbesserter Rauchgasreinigungssysteme beträchtlich zurückgegangen (Born 1996). In diesem Zeitraum sank der Beitrag der MVAs zu den gesamten holländischen Luftemissionen bei Kadmium von 44 auf 13% und bei Quecksilber von 53 auf 11%. Unter der Annahme, dass das Datenmaterial aus zuverlässiger Quelle stammt, bedeutet die Reduktion der atmosphärischen Emissionen, dass die in der Anlage durch Emissionskontrollsysteme zurückgehaltenen Metalle in den Filterasche-Rückständen präsent sind.

Tab. 5.3 Weltweite atmosphärische Emissionen von Spurenmetallen aus MVAs

Metall	Emissionen (1000 Tonnen/Jahr)	Emissionen (als % der Gesamtemissionen)
Antimon	0,67	19,0
Arsen	0,31	3,0
Blei	2,37	20,7
Chrom	0,84	2,0
Kadmium	0,75	9,0
Kupfer	1,58	4,0
Mangan	8,26	21,0
Nickel	0,35	0,6
Quecksilber	1,16	32,0
Selen	0,11	11,0
Vanadium	1,15	1,0
Zink	5,90	4,0
Zinn	0,81	15,0

5.1.4 Staubpartikel

Staubpartikel, i.e. winzige Feststoffteilchen in der Luft, sind das Ergebnis natürlicher Vorgänge wie auch menschlicher Aktivitäten. Zu den Partikeln natürlicher Herkunft zählen vom Wind verblasene Bodenpartikel, Meersalz, aus Vulkanausbrüchen stammende Staubteilchen, Pilzsporen und Pollenkörner. Vom Menschen erzeugte Partikelemissionen sind das Resultat von Verbrennungsprozessen wie Kohlebeheizung, Müllverbrennung und Treibstoffverbrennung im Fahrzeugmotor. Natürliche Staubpartikel sind meist größer ($>2,5 \mu\text{m}$) als die durch Verbrennungsprozesse entstehenden kleineren Feststoffteilchen ($<2,5 \mu\text{m}$) (QUARG 1996, COMEAP 1995). Diese Feinstaubpartikel, die sog. „lungengängigen“ Partikel, sind eine besonders große Gefahr für die menschliche Gesundheit. Partikelförmige Luftverschmutzung trägt zur Verschlimmerung bestehender Atemwegserkrankungen wie Asthma bei und begünstigt den vorzeitigen Tod durch Atemwegs- und Herzerkrankungen. Die Ursache dafür liegt darin, dass lungengängige Partikel klein genug sind, um sich einen Weg bis in die feinsten Verzweigungen der Bronchien zu bahnen, während größere Teilchen durch die Schutzmechanismen der Atmungsorgane daran gehindert werden, in die tieferen Regionen der Atemwege vorzudringen. Insbesondere die sog. ultrafeinen Partikel ($<0,1 \mu\text{m}$) bergen ein extrem hohes Gesundheitsrisiko. Eine detailliertere Beschreibung der Staubpartikel und ihrer gesundheitlichen Auswirkungen wird in Anhang A gegeben.

Müllverbrennung führt zu atmosphärischen Emissionen von Staubpartikeln (EG 1998). Unzureichend überwachte MVAs können große Mengen an Staubteilchen freisetzen und so zu lokalen Umweltproblemen beitragen. Moderne Anlagen geben geringere Mengen ab, jedoch weisen Analyseergebnisse darauf hin, dass es sich bei den freigesetzten Teilchen um feine bzw. ultrafeine Partikel handelt und die Emissionen somit zu Beeinträchtigungen der menschlichen Gesundheit beitragen könnten (EG 1998). Tatsächlich wird der Großteil der Staubteilchen, die durch Verbrennungsprozesse – einschließlich aller Arten der Müllverbrennung – entstehen, aus ultrafeinen Partikeln, die kleiner als $0,1 \mu\text{m}$ sind, gebildet. Selbst die modernsten Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll verfügen nicht über Technologien, die die Emission von ultrafeinen Partikeln verhindern können. Die Abscheideleistung der gängigen Entstaubungsmethode mittels Sackfilter beträgt für lungengängige Partikel ($<2,5 \mu\text{m}$) zwischen 5 und 30%. Staubteilchen, die kleiner als $1 \mu\text{m}$ sind, – und somit alle ultrafeinen Partikel – passieren ungehindert alle Rauchgasreinigungssysteme der Müllverbrennung. Zudem gibt es Anzeichen dafür, dass einige der modernen Emissionskontrollsysteme von MVAs, insbesondere die Ammoniak einspritzung, mit der die Bildung von Stickoxiden reduziert werden soll, die atmosphärischen Emissionen der feinsten, gefährlichsten Partikel sogar erhöhen können (Howard 2000).

Zur Zeit ist über die chemische Zusammensetzung von Staubpartikeln noch wenig bekannt. Atmosphärische Emissionen aus MVAs enthalten z.B. aus Mineraloxiden und -salzen bestehende Partikel, deren Quelle mineralische Abfallbestandteile bilden (Oppelt 1990). Schwermetalle und organische Chemikalien wie Dioxine, PCBs und PAHs können an der Oberfläche der Partikel haften bleiben. Metalle können in vielen verschiedenen Formen absorbiert werden, z.B. als Metalloxide, lösliche Salze und Metallkarbonate. Die chemische Zusammensetzung der Partikel wie z.B. die Metallart oder die Zusammensetzung anderer, potentiell toxischer Chemikalien an der Partikeloberfläche bestimmt letztlich, mit welchen gesundheitlichen Auswirkungen eine Exposition verbunden ist (QUARG 1996, Seaton 1995, Marty 1993).

Ultrafeine Partikel haben sich als ausgesprochen reaktionsfreudig erwiesen, auch wenn sie von Substanzen stammen, die selbst nicht reaktionsfreudig sind. Dies ist einzig und allein auf ihre winzige Größe zurückzuführen. Untersuchungen haben gezeigt, dass bei abnehmender Partikelgröße eine verhältnismäßig höhere Zahl von Oberflächenatomen vorhanden ist. Das führt dazu, dass die Partikeloberfläche elektrisch stark aufgeladen und so chemisch reaktionsfreudig wird. Zudem haben sich ultrafeine Metallpartikel als besonders reaktionsfreudig erwiesen (Jefferson und Tilley 1999).

Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll werden gewöhnlich mit gemischten Abfällen beschickt, die Schwermetalle und halogenierte organische Verbindungen enthalten. Sie geben ultrafeine Metallpartikel an die Atmosphäre ab. Da diese Partikel besonders reaktionsfreudig sind, liegt die Vermutung nahe, dass die partikelförmigen, ultrafeinen Emissionen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll noch giftiger sind als vergleichbare Emissionen aus Kohlekraftwerken u.ä. Anlagen (Howard 2000). Besonders in dieser Hinsicht sind MVAs als äußerst bedenklich für die öffentliche Gesundheit anzusehen.

Die neue EU-Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen gibt keine Grenzwerte für PM_{10} -Emissionen vor. Nicht einmal für $\text{PM}_{2,5}$ – so heißen die höchstens $2,5 \mu\text{m}$ großen, lungengängigen Partikel – sind Grenzwerte vorgeschrieben. In der Richtlinie wird somit die partikelförmige Luftverschmutzung durch MVAs außer Acht gelassen, die ein besonders hohes Gesundheitsrisiko birgt. Die Richtlinie gibt jedoch einen Grenzwert von 10 mg/m^3 für den Gesamtstaubgehalt der Emissionen einer MVA in die Luft vor. In den 80er Jahren veröffentlichten Daten zufolge betragen die atmosphärischen Partikelemissionen aus britischen Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll $18\text{--}4105 \text{ mg/m}^3$ (Williams 1990), und aus US-amerikanischen Verbrennungsanlagen für gefährliche Abfälle $4\text{--}902 \text{ mg/m}^3$ (Dempsey und Oppelt 1993). Eine neuere Untersuchung über schwedische Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll ergab partikelförmige Emissionen von $0,003\text{--}64 \text{ mg/m}^3$.

Vier von 21 schwedischen MVAs überschritten den EU-Grenzwert für Staubemissionen (Greenpeace Nordeuropa 2000).

5.1.5 Anorganische Gase

Anorganische, saure Gase, v.a. Chlorwasserstoff (HCl), Fluorwasserstoff (HF), Bromwasserstoff (HBr), Schwefeloxide (SO_x) und Stickoxide (NO_x) werden bei der Müllverbrennung gebildet und anschließend an die Atmosphäre abgegeben. Diese Gase entstehen, weil die Elemente Chlor, Fluor, Brom, Schwefel und Stickstoff Bestandteile des unverbrannten Abfalls sind (Williams 1990). NO_x entsteht auch durch die direkte Verbindung von Stickstoff und Sauerstoff, ein Vorgang, der durch hohe Temperaturen beschleunigt wird.

HCl wird in größeren Mengen aus MVAs als aus Kohlekraftwerken emittiert. Dies ist auf die chlorhaltigen Verbindungen im Abfall, insbesondere in Form von Kunststoffen wie PVC, zurückzuführen (Williams 1990). Die neue EU-Richtlinie schreibt einen Grenzwert (tägliches Durchschnittswert) von 10 mg/m³ für HCl und 1 mg/m³ für HF vor. Eine neuere Studie an 21 schwedischen Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll ergab, dass die atmosphärischen HCl-Emissionen aus 17 Anlagen den EU-Grenzwert oft erheblich überschritten (Greenpeace Nordeuropa 2000). Die Emissionen aus den 21 MVAs betragen 0,2–238 mg/Nm³, mit einem Durchschnittswert von 44 mg/Nm³.

Stickoxide (NO_x) wie Stickstoffdioxid (NO₂) und Schwefeloxide (SO_x) wie Schwefeldioxid (SO₂) werden durch industrielle Verbrennungsprozesse, einschließlich aller Arten der Müllverbrennung, in die Atmosphäre entlassen. Diese Gase können auch den pH-Wert des Regens beeinflussen; er wird sauer. Mit der Zeit kann saurer Regen negative Auswirkungen auf die Boden- und Wasserqualität haben und auch Ökosysteme schädigen. Ebenso wie die Exposition mit Staubpartikeln in der Luft ist auch die Exposition mit NO_x und SO_x mit schädlichen Auswirkungen auf die Atmungsorgane bei Personen mit bereits bestehenden Atemwegserkrankungen verbunden. So haben Untersuchungen Zusammenhänge zwischen erhöhten SO₂-Konzentrationen in der Luft und einem Anstieg an vorzeitigen Todesfällen bei Personen ergeben, die an Atemwegs- oder Herz-Kreislauf-Erkrankungen litten. Ebenso besteht offensichtlich ein Zusammenhang mit vermehrten Spitaleinweisungen von Personen mit bereits bestehenden Atemwegserkrankungen wie Asthma oder chronisch-obstruktiver Lungenerkrankung (COPD). Zudem wurden bei Untersuchungen Zusammenhänge zwischen einer NO₂-Exposition und der Verschlimmerung von respiratorischen Erkrankungen festgestellt, obwohl die Studiendaten widersprüchlich sind und zu keinem schlüssigen Ergebnis führen (Ayres 1998).

NO_x- und SO_x-Emissionen führen auch zur Bildung von sog. Sekundärpartikeln. Sekundärpartikel werden gebildet, wenn diese Gase chemische Reaktionen in der Atmosphäre eingehen. Sie entstehen durch die chemische Oxidation von

Schwefel- und Stickoxiden in der Atmosphäre zu Säuren, die anschließend durch atmosphärisches Ammoniak neutralisiert werden. Zu den auf diese Weise entstandenen Partikeln zählen Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat (Ammonsalpeter). Diese Partikel, die i.a. in der Natur löslich sind, erweisen sich in der Luft als extrem langlebig. Ein weniger häufig vorkommendes Sekundärpartikel ist Ammoniumchlorid, das aus HCl-Gas gebildet wird. Wie Primärpartikel können auch Sekundärpartikel eine Vielzahl von anderen, potentiell toxischen organischen Verbindungen wie PAHs und Dioxinen an ihre Oberfläche binden (QUARG 1996, COMEAP 1995, EPAQS 1995) (s. Kap. 5.1.4). Wie Primärpartikel aus MVAs werden auch Sekundärpartikel mit schädlichen Auswirkungen auf die Gesundheit in Zusammenhang gebracht (s. z.B. EG 1998).

Immerhin werden in der neuen EU-Richtlinie die NO_x-Emissionen aus MVAs durch Grenzwerte reguliert. Für bestehende MVAs mit einer Verbrennungskapazität von über drei Tonnen pro Stunde und neue MVAs ist ein als NO₂ ausgedrückter Grenzwert (tägliches Durchschnittswert) von 200 mg/m³ für Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid vorgeschrieben. Vor kurzem wurden anhand einer Untersuchung an 12 schwedischen Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll Emissionswerte von 1,2–236 mg/Nm³ dokumentiert. Bei vier der 12 Anlagen wurde der EU-Grenzwert überschritten.

Die EU-Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen sieht für Schwefeldioxid einen Grenzwert (tägliches Durchschnittswert) von 50 mg/m³ vor. Eine neuere Studie an zehn schwedischen MVAs ergab Emissionswerte von 1,2–236 mg/Nm³. Von den zehn untersuchten Anlagen wiesen neun Emissionen auf, die den EU-Grenzwert überschritten (Greenpeace Nordeuropa 2000).

5.1.6 Andere Gase

Kohlendioxid (CO₂) wird aus MVAs in die Atmosphäre entlassen. Siedlungsabfälle bestehen zu rund 25 Gewichtsprozenten aus Kohlenstoff, und dieser wird im Zuge der Müllverbrennung als CO₂ emittiert. Aus einer Tonne Abfall, die verbrannt wird, wird etwa eine Tonne CO₂ produziert. CO₂ ist ein Treibhausgas, das Klimaveränderungen hervorruft, deswegen müssen die Emissionen so gering wie möglich gehalten werden (EUA 2000). Derzeit gibt es keinen EU-Grenzwert für CO₂-Emissionen aus MVAs.

Auch Kohlenmonoxid (CO) wird aus MVAs emittiert. Es ist potentiell toxisch und ebenfalls ein Treibhausgas. Untersuchungen deuten darauf hin, dass ein Anstieg der CO-Konzentration in der Luft bei bestimmten sensiblen Personen mit bereits bestehenden Herzerkrankungen mit negativen Auswirkungen auf die Gesundheit verbunden ist (Ayres 1998). Eine neuere Studie an schwedischen MVAs ergab, dass von den 15 Anlagen, deren Emissionen aufgezeichnet wurden, zehn den neuen

EU-Grenzwert von 50 mg/Nm³ überschritten (Greenpeace Nordeuropa 2000). Die Emissionswerte reichten von 2,6 bis 249 mg/Nm³.

5.2 Emissionen in das Wasser aus Reinigungsanlagen

In den Abgasreinigungs- und Entschlackungsanlagen von MVAs werden Schadstoffe in das verwendete Wasser emittiert. Über diese Emissionen wurde bislang kaum wissenschaftliches Datenmaterial veröffentlicht. Abwasser aus der nassen Rauchgasreinigung enthält Schwermetalle; die wichtigsten bezüglich Emissionsmenge und Toxizität sind Blei, Kadmium, Kupfer, Quecksilber, Zink und Antimon. Die Abwässer der Nassentschlackung enthalten hohe Konzentrationen an neutralen Salzen und darüber hinaus unverbrannte organische Substanzen aus den Verbrennungsrückständen (EUA 2000).

5.3 Emissionen in feste Verbrennungsrückstände

Die festen Rückstände der Müllverbrennung enthalten i.d.R. die gleichen Schadstoffe wie die atmosphärischen Emissionen, die Konzentration und Zusammensetzung dieser Schadstoffe kann jedoch unterschiedlich sein (EUA 2000). Filterasche und Schlacke enthalten Dioxine und Schwermetalle. Über die vielen anderen chemischen Verbindungen, die in der Filterasche enthalten sind, ist jedoch wie bei den Luftemissionen wenig bekannt.

5.3.1 Organische Verbindungen

Mit Ausnahme der Dioxine, über die einige Daten vorhanden sind, ist das wissenschaftliche Datenmaterial über organische Verbindungen in der Schlacke spärlich gesät (EUA 2000).

Dioxine

Dioxinmissionen aus MVAs in die Luft und in das Wasser sind in den letzten Jahren dank verbesserter Emissionskontrollsysteme zurückgegangen. Es ist jedoch schwer zu sagen, ob zur gleichen Zeit auch die Gesamtemissionen von Dioxinen aus MVAs gesunken sind. Es ist sehr wahrscheinlich, dass parallel zu einem Rückgang der Luftemissionen über Schornsteinabgase ein Anstieg der Dioxinkonzentrationen in den festen Verbrennungsrückständen stattgefunden hat. Tatsächlich vermuteten Forscher, dass der Gesamtdioxingehalt der MVA-Emissionen in den letzten Jahrzehnten wahrscheinlich nicht wesentlich zurückgegangen ist (Wikstrom 1999). Zudem ergab eine theoretische Schätzung der Gesamtemissionen einer schwedischen Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll, dass eine Reduktion der Dioxinmissionen in Schornsteinabgase zu einem entsprechenden Anstieg der Dioxinmengen in den Schlacken führt (GRAAB 1996). Dieser Studie zufolge ändert sich der Gesamtdioxingehalt der Emissionen der Anlage trotz verbesserter Rauchgasreinigungsverfahren nicht.

Über Dioxine in der Filterasche und in der Schlacke ist verhältnismäßig wenig Datenmaterial vorhanden,

denn häufig besteht seitens der Anlagenbetreiber keine Verpflichtung, diese zu kontrollieren (Fabrellas *et al.* 1999, Greenpeace Nordeuropa 1999). Eine theoretische Schätzung der Emissionen einer schwedischen MVA ergab, dass sich 97% des Gesamtdioxingehalts der Emissionen einer MVA in den Schlacken befinden. Dieser Wert stimmt nahezu mit dem Ergebnis einer österreichischen Studie überein, bei der direkte Messungen an einer MVA (Spittelau) ergaben, dass sich 99,6% der gesamten Dioxinmissionen in den festen Verbrennungsrückständen befinden (Greenpeace Österreich 1999). Eine Studie an einer spanischen MVA stellte zudem fest, dass nur ein geringer Teil der Dioxine über Schornsteinabgase emittiert wird; der überwiegende Teil befindet sich in den Schlacken (Abad *et al.* 2000). Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass in den Schlacken und Schornsteinabgasen neben den chlorierten Dioxinen auch halogenierte Dioxine und Furane wie bromierte und gemischte chlorierte/bromierte Verbindungen enthalten sind. Eine Untersuchung der Filterasche, die aus Verbrennungsanlagen für medizinische Abfälle und Siedlungsmüll stammte, kam zu dem Ergebnis, dass sich mit großer Wahrscheinlichkeit auch jodierte Dioxine in den Rückständen befinden (Kashima *et al.* 1999).

Was den Dioxingehalt der festen MVA-Rückstände betrifft, so wurden die höchsten Konzentrationen in der Filterasche nachgewiesen. Die Werte reichen in charakteristischer Weise von „parts per trillion“ (ppt = 10⁻¹² Teile) bis „parts per billion“ (ppb = 10⁻⁹ Teile) (EUA 2000). Untersuchungen an acht spanischen Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll ergaben, dass die Durchschnittskonzentrationen in der Filterasche zwischen 0,07 und 3,5 ng I-TEQ/g (ppb) betragen (Fabrellas *et al.* 1999). Eine weitere Studie an einer spanischen Verbrennungsanlage für Siedlungsmüll ergab zwei Messwerte, die innerhalb dieser Bandbreite lagen, 0,37 und 0,65 ng I-TEQ/g (ppb) (Abad *et al.* 2000). Besonders hohe Dioxinwerte wurden 1997 bei einer spanischen MVA gemessen (41 ppb TEQ); die 1999 gemessenen Werte waren jedoch niedriger (Stieglitz *et al.* 1999).

In Schlackenproben wurden niedrigere Dioxingehalte – i.d.R. ppt-Werte – gemessen (EUA 2000). So betragen die Durchschnittswerte bei drei spanischen Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll 0,006, 0,013 und 0,098 ng I-TEQ/g (ppb) (i.e. 6, 13 und 98 ppt TEQ) (Fabrellas *et al.* 1999). Der Dioxingehalt der Schlacke von fünf Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll in Bayern, Deutschland, betrug 1,6–24 ppt TEQ (Marb *et al.* 1997). Die Schlacke von 18 neuen oder technisch verbesserten Verbrennungsanlagen für medizinische Abfälle in Polen, die zwischen 1994 und 1997 stichprobenweise getestet wurde, wies bedeutend höhere Dioxinwerte auf (8–45 ppb TEQ) (Grochowalski 1998).

Obwohl sich der höchste Dioxingehalt in der Filterasche befindet, stellten Abad *et al.* (2000) auf der Basis einer begrenzten Zahl von Stichprobenuntersuchungen fest, dass bedingt durch die hohe Schlackenproduktion in MVAs der jährliche Dioxinoutput in der Schlacke mit dem in

der Filterasche vergleichbar ist. Jedoch ergab eine Studie an acht Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll in Spanien, dass der Gesamtoutput an Dioxinen in der Filterasche höher ist (Fabrellas *et al.* 1999). Der jährliche Gesamtdioxinoutput der acht spanischen MVAs, welcher anhand von Punktmessungen ermittelt wurde, betrug für Schornsteinabgase 1–1,2, für die Filterasche 46,6–111,6 und für die Schlacke 2–19 g I-TEQ/Jahr (Fabrellas *et al.* 1999).

Wie bereits in Kap. 5.1.1 erwähnt, werden bei Dioxin-Bestandsaufnahmen die Dioxinemissionen aus MVAs meist auch deswegen unterschätzt, weil die festen Verbrennungsrückstände nicht einkalkuliert werden. Einem Bericht über den Dioxinoutput von schwedischen MVAs zufolge könnte die schwedische Umweltschutzbehörde durch die Unterschätzung der Dioxinkontamination der Schlacken den Gesamtdioxingehalt der MVA-Emissionen weit unterschätzt haben (Greenpeace Nordic 1999).

Andere organische Verbindungen

Wie bereits in Kap. 5.1 festgestellt wurde, wird eine Vielzahl von organischen Verbindungen in Schornsteinabgase emittiert. Auch in der Filterasche befinden sich zahlreiche organische Verbindungen. Die EUA (2000) stellte fest, dass Filterasche konzentrierte organische Verbindungen wie PAHs und Ruß sowie chlorierte organische Verbindungen enthält. Zudem ist bekannt, dass Filterasche PCBs enthält (s. z.B. Sakai *et al.* 1996). PCBs wurden in der Filterasche von Verbrennungsanlagen für Krankenhaus- und Siedlungsmüll (Magagni *et al.* 1994) sowie in der Filterasche und Schlacke von Verbrennungsanlagen für Klärschlamm (Kawakami *et al.* 1998) nachgewiesen. Der PCB-Gehalt der Filterasche aus Verbrennungsanlagen für Klärschlamm betrug 7,1 ng/g, wobei sich das Verhältnis von PCBs zu Dioxinen kaum von dem in Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll nachgewiesenen Verhältnis unterschied. Auch PCNs sind in der Filterasche von MVAs nachgewiesen worden (Schneider *et al.* 1998).

Bei einer Untersuchung der Filterasche aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll wurden 72 verschiedene phenolhaltige sowie viele unbekannte Verbindungen identifiziert (Nito und Takeshita 1996). Bei den meisten Chemikalien handelte es sich um Hydroxyverbindungen von PAHs, polychlorierten PAHs, PCBs und Dioxinen. Den Autoren der Studie zufolge könnten einige dieser halogenierten Hydroxyverbindungen persistent und toxisch sein. Die Toxizität dieser Verbindungen sollte einer Bewertung unterzogen werden, denn nach der Deponierung der Asche würden sie ausgelaugt und in die Umwelt freigesetzt werden. In einer anderen Studie wurden viele neue Formen von aza-heterozyklischen Kohlenwasserstoffen (Azaarenen und anderen basischen Verbindungen) in der Filterasche nachgewiesen (Nito und Ishizaki 1997). Diese Verbindungen werden durch unvollständige Verbrennung gebildet. Die Studie bestätigte, dass MVAs eine Quelle von solchen Verbindungen sind. In zwei verschiedenen Filteraschefractionen wurden 63 bzw. 18 Arten von

Azaarenen identifiziert. Zu den am häufigsten nachgewiesenen Verbindungen zählen Chinolin, Alkylchinolin, Benzochinolin, Benzakridin, Azapyren, Azabenzopyren, Phenylpyridin, Biphenylamin und deren Isomere. Die Tatsache, dass viele dieser Verbindungen karzinogen und mutagen sind, gibt Anlass zur Besorgnis. Die Auslaugung solcher Verbindungen in Filteraschedeponien führt dazu, dass diese giftigen Chemikalien in die Umwelt gelangen.

5.3.2 Schwermetalle

In den festen Rückständen der Müllverbrennung (Filterasche und Schlacke) sind viele Schwermetalle enthalten. Lässt man die großen, unverbrannten Metallfragmente aus der Schlacke unberücksichtigt, weist Filterasche i.d.R. höhere Metallkonzentrationen auf als Schlacke (Buchholz und Landsberger 1995). Tab. 5.4 zeigt die Schwermetallkonzentrationen, die in der Filterasche und Schlacke zweier spanischer Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll nachgewiesen wurden (Alba *et al.* 1997), und Tab. 5.5 die Metallkonzentrationen, die in den festen Verbrennungsrückständen einer US-amerikanischen MVA gemessen wurden (Buchholz und Landsberger 1995). Im Vergleich zu den Hintergrundwerten in der Umwelt sind die Schwermetallkonzentrationen in den festen Rückständen der Müllverbrennung sehr hoch. Vergleicht man beispielsweise die Schwermetallkonzentrationen der festen MVA-Rückstände (Filterasche und Schlacke vereinigt) mit dem durchschnittlichen Schwermetallgehalt der Böden, zeigt sich, dass die festen Rückstände der Müllverbrennung von vielen Metallen erhöhte Mengen enthalten (Buchholz und Landsberger 1995). Zudem wird durch den Prozess der Müllverbrennung die Mobilität und Bioverfügbarkeit giftiger Metalle im Vergleich zu unverbranntem Siedlungsmüll enorm gesteigert (Schumacher *et al.* 1998). Demzufolge ist die Auslaugbarkeit von Metallen in deponierten Schlacken höher als die von Metallen, die in gewöhnlichen Abfällen enthalten sind (s. Kap. 5.4.1).

Eine Untersuchung der festen Rückstände aus Verbrennungsanlagen von veterinärmedizinischen Akademien, in denen Tierkörper verbrannt werden, ergab, dass die Metallkonzentrationen der Rückstände von verschiedenen MVAs erhebliche Unterschiede aufweisen (Thompson *et al.* 1995). Allgemein wurde festgestellt, dass die Metallwerte der Rückstände von Tierkörper-Verbrennungsanlagen viel niedriger sind als die Konzentrationen, die in Rückständen von Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll gemessen wurden. Nur der Zinkgehalt wies keine wesentlichen Unterschiede auf. Der Studie zufolge kann die Verbrennung von Abfällen, die Kunststoffe enthalten, zu höheren Blei- und Zinkkonzentrationen in den Schlacken führen.

In vielen Ländern sind die MVA-Betreiber gesetzlich nicht dazu verpflichtet, die festen Verbrennungsrückstände routinemäßig zu überwachen. Aus diesem Grund sind die verfügbaren Daten über

Schwermetallkonzentrationen in den Schlacken sowie Überschreitungen der Grenzwerte, die gesetzlich vorgeschrieben sind, spärlich gesät. Eine US-Studie an Verbrennungsanlagen für gefährliche

Abfälle ergab, dass bei Arsen, Nickel und Blei die gesetzlichen Grenzwerte am häufigsten überschritten wurden (Dempsey und Oppelt 1993).

Tab. 5.4 Gehalt an chemischen Elementen in Schlacken aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll und im Boden. Sofern nicht anders spezifiziert, werden alle Konzentrationen in mg/kg angegeben.

Element	Filterasche	Schlacke	Boden
Ag	46–55,3	17,5–28,5	0,1
Al	3,19–7,84%	6,20–6,68%	7,1%
As	269–355	47,2–52,0	6
Br	3830–3920	676–830	5
Cd	246–266	47,6–65,5	0,06
Co	11,3–13,5	65,2–90,3	8
Cr	146–169	623–807	100
Cu	390–530	1560–2110	20
Hg	59,1–65,0	9,1–9,7	0,03
In	1,50–1,67	0,45–0,71	0,07
Mo	14–26	100–181	2
Pb	3200–4320	2090–2860	10
Se	6,7–11,2	<2,52	0,2
Sn	470–630	300–410	10
Th	2,85–3,21	4,31–4,86	5
Ti	3300–6300	7500–18100	5000
V	27–36	46–137	100
Zn	13360–13490	6610–6790	50

Quelle: Buchholz und Landsberger (1995).

Tab. 5.5 Gehalt an Spuren- und Mikroelementen in Rückständen aus Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll

Element	Filterasche (mg/kg Trockenrückstand)	Schlacke (mg/kg Trockenrückstand)
Cr	365 18	2108
Zn	9382 208	2067 ± 9
Pb	5461 236	1693 ± 22
Ni	117 2	53 ± 3
Cu	1322 90	822 ± 4
As	<50	<50
Cd	92 2	<12,5
Hg	0,29 0,03	<0,035

Quelle: Alba et al. (1997).

5.4 Entsorgung der festen Verbrennungsrückstände

Filterasche ist aufgrund ihres Schwermetall- und Salzgehalts potentiell toxisch und muss daher angemessen entsorgt werden (Alba et al. 1997). Sie enthält auch andere giftige organische Chemikalien wie Dioxine. Der EUA (2000) zufolge ist die Entsorgung der Filterasche von Verbrennungsanlagen ein ernstes Problem. Filterasche könnte bestimmten Gesetzgebungen zufolge als gefährlicher Abfall eingestuft werden (Alba et al. 1997). Tatsächlich wird Filterasche aufgrund ihres hohen Blei- und Kadmiumgehalts unter italienischer Gesetzgebung als gefährlicher Abfall eingestuft (Magagni et al. 1994). Um den mit der Schlackenbeseitigung verbundenen Sorgen Rechnung zu tragen, wurde die Internationale Arbeitsgruppe für Schlacken eingerichtet. Diese soll

verfügbare Daten über feste MVA-Rückstände sammeln und bewerten (Sawell et al. 1995). Die Analyseergebnisse der Arbeitsgruppe sind bereits einmal veröffentlicht worden (Chandler et al. 1997).

Im Gegensatz zur Filterasche wird Schlacke i.a. nicht als Sonderabfall eingestuft. Jedoch sind auch in der Schlacke toxische Substanzen enthalten, und Informationen zufolge, die von Brereton (1996) zitiert werden, ist die potentielle Auslaugrate von Metallen in der Schlacke so hoch, dass deren Entsorgung mit großen ökologischen Risiken verbunden ist.

Derzeit wird Filterasche i.d.R. durch Deponierung entsorgt; die Schlacke wird entweder deponiert oder als Baumaterial verwertet. In Kanada, den meisten europäischen Ländern und Japan wird die Schlacke

getrennt von der Filterasche entsorgt, während in den USA der Trend dahin geht, alle MVA-Rückstände zu vereinigen und diese Abfälle in eigenen Deponien zu entsorgen (Chandler *et al.* 1997). Die Kosten der Schlackenentsorgung sind sehr hoch und treiben die Gesamtkosten der Müllverbrennung in die Höhe (Brereton 1996). Die Verwertung der Schlacke als Baumaterial reduziert die Entsorgungskosten. Die Tatsache, dass die in den Schlacken enthaltenen Schadstoffe wie persistente Chemikalien und Schwermetalle mit der Zeit ausgelaugt und in die Umwelt freigesetzt werden, lässt diese Form der Wiederverwertung jedoch höchst problematisch erscheinen. Zudem zeigten Shane *et al.* (1993) auf, dass sich die Mutagenität von Schlacken mit der Zeit ändert. So sind Schlackeproben, die zu verschiedenen Zeiten derselben Anlage entnommen worden sind, unterschiedlich mutagen. Da es unwahrscheinlich ist, dass MVA-Schlacken regelmäßig auf ihre Mutagenität hin überprüft werden, ist eine Wiederverwendung als äußerst bedenklich anzusehen. Weiters besteht theoretisch die Möglichkeit, Filterasche als Düngemittel einzusetzen. Die Tatsache, dass bestimmte Metalle wie z.B. Kadmium, die sich in der schlackenkontaminierten Erde befinden, von Kulturpflanzen aufgenommen werden und somit in die menschliche Nahrungskette gelangen, schließt jedoch diese Art der Verwertung oft von vornherein aus (s. Shane *et al.* 1993). Die Verwendung von Filterasche und Schlacke zu Bau- und anderen Zwecken wird nachstehend in Kap. 5.4.1 näher erläutert.

5.4.1 Entsorgung der Filterasche

Einem Bericht zufolge wird Filterasche in Großbritannien in gewöhnlichen Deponien entsorgt; einige dieser Deponien sind nicht ausgekleidet (Mitchell *et al.* 1992). Dies ist äußerst besorgniserregend, denn toxische Substanzen in den Ascheteilen, insbesondere Schwermetalle, kontaminieren den Untergrund weit über die natürliche Grundbelastung hinaus. Je nach pH-Wert des Bodens kann Regen in der deponierten Asche enthaltene Metalle verschieden stark auslaugen; die ausgelaugten Metalle gelangen dann ins Grundwasser, das auch als Trinkwasser dient. Die Auslaugung ist unter sauren Bedingungen am stärksten. Da Filterasche häufig zusammen mit gewöhnlichem Siedlungsmüll deponiert wird, kann die Erde in unmittelbarer Umgebung der Deponie durch organische Säuren angesäuert werden. Diese Säuren sind Abbauprodukte der deponierten Abfälle. Dies führt in der Folge zu einer stärkeren Auslaugung von Schwermetallen (Marty 1993). Darüber hinaus ist die Entsorgung von MVA-Schlacken in Deponien ökologisch weitaus bedenklicher als die Deponierung herkömmlicher Abfälle: Metalle sind in den Schlacken nämlich nicht nur in höheren Konzentrationen vorhanden, sie liegen zumeist auch in löslicherer Form vor und werden dadurch leichter ausgelaugt. In einer britischen Studie wurde festgestellt, dass die Zink-, Blei- und Kadmiumwerte von MVA-Filterasche als besonders bedenklich einzustufen sind (Mitchell *et al.* 1992). Was die Dioxine betrifft, so sind diese der EUA (2000) zufolge stark an die Oberfläche der

Aschenteile gebunden und kaum wasserlöslich; folglich ist die Auslaugbarkeit dieser Chemikalien gering, und somit gelangen auch keine großen Dioxinmengen aus Deponien ins Grundwasser.

Untersuchungen über die Auslaugung von Metallen aus MVA-Schlacken haben gezeigt, dass die Menge der chemischen Elemente/Schwermetalle, die ausgelaugt werden, sehr stark vom pH-Wert des Sickerwassers abhängt. Je saurer das verwendete Eluat, desto größer die Auslaugbarkeit der Metalle (z.B. Fleming *et al.* 1996, Buchholz und Landsberger 1995). Später stellte sich jedoch heraus, dass die Auslaugung von Kadmium, Blei und Chrom unter neutralen Bedingungen mit destilliertem Wasser am höchsten ist (Mangialardi *et al.* 1998). Blei wurde als das am stärksten auslaugbare Schwermetall der Filterasche eingestuft (Chandler *et al.* 1997). Studien über die Auslaugung von Schwermetallen aus MVA-Schlacken mit Wasser, das sauren Regen simuliert, haben gezeigt, dass die Metalle größtenteils bereits bei der ersten Schlackenwäsche ausgelaugt werden (Buchholz und Landsberger 1995). Diese Studie stellte fest, dass die im Zuge der ersten Auslaugung freigesetzten Metalle/Elemente Ag, Ba, Be, Cr, Cu, Mo, Pb, S, Ti und Zn offenbar die größte Bedrohung für das Grundwasser sind. Die Auslaugung über längere Zeiträume hinweg war bedeutend geringer, jedoch wurde festgestellt, dass die Elemente As, Cd, Cu, Hg, Pb, S und Zn während der gesamten Lebensdauer der deponierten Asche ein potentielles Langzeitrisiko darstellen. Was sehr lange Zeiträume über Hunderte bis Tausende von Jahren betrifft, so wurde festgestellt, dass sehr wenig über die langfristige Auslaugbarkeit von MVA-Rückständen bekannt ist (Chandler *et al.* 1997). Dies gibt Anlass zu größter Besorgnis, denn es ist unwahrscheinlich, dass Abfalldeponien unbegrenzt lange gewartet werden.

Derzeit wird das Sickerwasser, das in einigen Mülldeponien gesammelt wird, i.d.R. in kommunalen Abwasserreinigungsanlagen entsorgt. Sickerwässer aus Deponien, in denen Filterasche entsorgt wird, können besonders hohe Konzentrationen an Blei und Kadmium aufweisen (Chandler *et al.* 1997). Diese und andere Spurenmetalle werden in den Fällen, wo das Sickerwasser über die kommunale Abwasserreinigung entsorgt wird, direkt an die Umwelt abgegeben.

Abgesehen von der Auslaugung der in deponierten Abfällen vorhandenen Umweltgifte, können auch Deponiebrände zur Schadstofffreisetzung beitragen. Einem Bericht zufolge sind Deponiebrände in Finnland weit verbreitet. Außerdem haben Untersuchungen gezeigt, dass in Schweden und Finnland durch solche Brände Dioxine, PCBs, PAHs und andere Schadstoffe freigesetzt werden (s. Ruokojärvi *et al.* 1995).

Um die Auslaugung zumindest teilweise zu verhindern, setzt man zunehmend auf die Vorbehandlung der Filterasche vor der Entsorgung. Die EUA schreibt in ihrem Dokument über gefährliche Abfallbestandteile vor, dass Filterasche ohne Vorbehandlung nicht deponiert werden darf

(EUA 2000). Der Schwerpunkt bei der Vorbehandlung geht in Richtung einer auf Minimum-Kosten basierenden Behandlung, wodurch die Auslaugbarkeit der Schadstoffe mit den Entsorgungsrichtlinien in Einklang gebracht wird. Das am häufigsten angewandte Verfahren stellt die Stabilisierung der Asche in Zement dar. Breerton (1996) zufolge kann der stabilisierte Abfall dann als Füllstoff eingesetzt oder in einer normalen Deponie entsorgt werden. Chandler *et al.* (1997) berichten, dass in einigen MVAs in Deutschland, Schweden, Österreich und der Schweiz die Filterasche mit Hilfe von Zement stabilisiert wird. Die Verwendung der so stabilisierten Filterasche als Baumaterial ist in den meisten Ländern nicht üblich. Ausnahmen sind die Niederlande, wo rund 50% der Filterasche als Füllstoff in Asphalt eingebracht werden, und Österreich, wo die Filterasche gemischt mit Schlacke und Beton im Deponiebau Verwendung findet (Greenpeace Österreich 1999). In diesem Zusammenhang erscheint es bedenklich, dass eine Studie über die Verwendung von Filterasche als Baumaterial gezeigt hat, dass solche Baustoffe Metalle auslaugen können (Fleming *et al.* 1996). Es spielt jedoch keine Rolle, ob Filterasche direkt deponiert, stabilisiert und dann deponiert oder in Baustoffen stabilisiert wird: Letzten Endes werden Verwitterung und Erosion dazu führen, dass persistente Schadstoffe aus der Filterasche, einschließlich Schwermetalle, wieder in die Umwelt freigesetzt werden.

Um den Dioxingehalt der Filterasche zu reduzieren, wurde versucht, diese einer weiteren thermischen Behandlung zu unterziehen. Diese Behandlung erwies sich unter experimentellen Bedingungen als erfolgreich (z.B. Buekens und Huang 1998). Es scheinen jedoch keine Berichte über die Entstehung anderer, potentiell toxischer Chemikalien als Folge dieses Prozesses vorzuliegen. Darüber hinaus werden durch diese Behandlungsmethode keine Schwermetalle aus der Asche entfernt.

5.4.2 Entsorgung der Schlacke

Wie die Filterasche wird auch die Schlacke aus MVAs entweder entsorgt oder als Baumaterial verwertet. Untersuchungen des Sickerwassers von deponierter Schlacke haben gezeigt, dass kurzfristig anorganische Salze, jedoch nur geringfügige Mengen an Schwermetallen ausgelaugt werden (Chandler *et al.* 1997). In einigen europäischen Ländern wie Dänemark, Frankreich, Deutschland und den Niederlanden werden erhebliche Mengen (40–60% oder mehr) an MVA-Schlacke in der Bauindustrie verwertet (Chandler *et al.* 1997). Die Schlacke wird vor allem als Tragschicht im Straßenbau und z.B. auch als Unterbau von Radwegen verwendet. Forschungen über die Verwendung von Schlacken bei der Betonherstellung haben gezeigt, dass schlackehaltiger Beton eine geringere Druckfestigkeit aufweist als aus herkömmlichem Zuschlag hergestellter Beton (Chang *et al.* 1999). Es gilt darauf hinzuweisen, dass es aufgrund der toxischen Substanzen in der Schlacke, die mit der Zeit in die Umwelt freigesetzt werden, ernsthafte und berechtigte Bedenken hinsichtlich der Verwendung von Schlacke in Baustoffen gibt. Die

allmähliche Freisetzung von Schadstoffen bedingt durch Witterung und Erosion kann sich bedenklich auf die Gesundheit von Menschen auswirken, insbesondere wenn die Giftstoffe in die Nahrungskette gelangen (Korzun und Heck 1990).

Einige der möglichen Gefahren der Verwertung von Filterasche und Schlacke wurden vor kurzem in Großbritannien deutlich (ENDS 2000a). Ende 1996 wurden viele Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll als Folge der neuen EU-Richtlinie über die Beurteilung und Kontrolle der Luftqualität (84/36/EWG) und der Richtlinie über die Verringerung der Luftverunreinigung durch bestehende Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll (89/429/EWG) zwangsgeschlossen (s. Leach *et al.* 1999). Eine der verbleibenden und zur Zeit in Betrieb stehenden Anlagen, von der angenommen wurde, dass sie die EU-Richtlinien erfüllt, ist die Byker-Verbrennungsanlage in Newcastle (Nordengland). Zwischen 1994 und 1999 wurde ein Gemisch aus der Filterasche und Schlacke dieser Anlage als Dünger von Schrebergärten und im Wegebau verwendet. Befürchtungen der Anrainer hinsichtlich der Auswirkungen möglicher toxischer Substanzen in den Schlacken haben die Gesundheitsbehörde und den Gesundheitsrat der Region dazu veranlasst, eine Analyse der Dioxine und Schwermetalle in den Schlacken durchführen zu lassen. Die ersten Ergebnisse der Analyse zeigten hohe Dioxinkonzentrationen in den Schlacken. In der Folge wurde den Anrainern geraten, Kinder unter zwei Jahren nicht in den Gartenanlagen spielen zu lassen, Eier und andere tierische Erzeugnisse aus den Anlagen nicht zu konsumieren und jegliches Gemüse vor dem Verzehr zu waschen und zu schälen. Die Endergebnisse der Analyse zeigten, dass die Werte der Dioxine und mehrerer Schwermetalle in den Schlacken weit über den üblichen Hintergrundwerten lagen. Die durchschnittliche Dioxinkonzentration war sehr hoch, 1373 ng TEQ/kg, die höchste gemessene Konzentration betrug 4224 ng TEQ/kg. Diese Werte überschreiten die einschlägigen deutschen Richtwerte für Dioxine. So werden Anbaubeschränkungen für landwirtschaftliche Kulturen bei Konzentrationen über 40 ng TEQ/kg empfohlen, und es wird zur Sanierung geraten, wenn Spielplätze 100 ng TEQ/kg und Wohngebiete 1000 ng TEQ/kg überschreiten. Wie aus Tab. 5.6 ersichtlich, überschritten mit Ausnahme von Quecksilber alle überprüften Schwermetalle die holländischen Schwellenwerte für Böden. Die holländischen Richtwerte werden von britischen Planungsgemeinschaften verwendet. Aufgrund der hohen Konzentrationen giftiger Substanzen in den Rückständen der Byker-Anlage musste die gesamte Schlacke aus den Gärten und Wegen entfernt werden. Die Kosten, die vom lokalen Gemeinderat getragen wurden, beliefen sich auf £ 50–70.000 (≈ € 80.000–112.000 ≈ ATS 1.100.000–1.540.000). Die Tatsache, dass die Verwendung dieser Schlacken für Schrebergärten und im Wegebau von den zuständigen Behörden geduldet wurde, ist sehr besorgniserregend. Zudem stellt sich die Frage, ob es in Großbritannien oder anderen Ländern

ähnliche Vorkommnisse gegeben hat, die jedoch unentdeckt geblieben sind.

Die neue EU-Richtlinie 2000/76/EG gibt keine Grenzwerte für den Schwermetallgehalt von Filterasche und Schlacke vor. Dies ist äußerst bedenklich, denn die meisten Schwermetalle aus der Müllverbrennung werden in die Schlacken emittiert und stellen somit ein gravierendes Problem der Umweltbelastung dar. Die Richtlinie bestimmt jedoch, dass

„die physikalischen und chemischen Eigenschaften und das Schadstoffpotential der verschiedenen Verbrennungsrückstände mit geeigneten Analysen

zu ermitteln [sind]. Die Analysen betreffen die gesamte lösliche Fraktion und die lösliche Schwermetallfraktion“.

Ferner bestimmt die Richtlinie, dass

„[die] Rückstände soweit angezeigt in der Anlage selbst oder außerhalb dieser unter Einhaltung der einschlägigen Gemeinschaftsvorschriften und Vorschriften des nationalen Rechts zu verwerten [sind]“. Somit duldet die EU die Verwertung von Schlacken, eine Praxis, die, wie oben anhand von Beispielen erläutert, zu einer hohen Umweltbelastung führen kann und ein hohes Gesundheitsrisiko birgt.

Tab. 5.6 Konzentrationen von Metallen (mg/kg) und Dioxinen und Furanen (ng/kg) in 16 Schlackenproben aus der Byker-MVA im Vergleich zu den holländischen Schwellenwerten

Substanz	Durchschnitt (mg/kg)	Bandbreite (mg/kg)	Holländischer Schwellenwert (mg/kg)
Arsen	12	7–23	20
Blei	399	17–620	50
Chrom	88	13–182	100
Kadmium	5	0,4–11	1
Kupfer	1,195	10–3,620	50
Nickel	55	14–187	50
Quecksilber	0,2	0,1–0,6	0,5
Zink	659	31–1,420	200
Dioxine	1,373 ng TEQ/kg	11–42224 ng TEQ/kg	

Quelle: Buchholz und Landsberger (1995)

**6. DIE LÖSUNG:
MÜLLVERMEIDUNG,
WIEDERVERWENDUNG UND
RECYCLING UND AUSSTIEG
AUS DER
MÜLLVERBRENNUNG.**

Die Knappheit vorhandener Deponiekapazitäten, zunehmend restriktive Gesetze über die zur Deponierung zugelassene Abfallmenge sowie Umweltprobleme mit alten Deponien haben die Stadtbehörden in vielen Ländern dazu veranlasst, nach neuen Methoden der Abfallbehandlung zu suchen. Gegenwärtig werden 60% der in allen EU-Ländern produzierten Abfälle durch Deponierung entsorgt (Hens *et al.* 2000). Diese Situation wird durch die weiterhin steigende Abfallmenge verschärft. Einige Beispiele:

- Die gesamte Müllproduktion in der EU stieg zwischen 1990 und 1995 um fast 10% an; ein weiterer Anstieg um 20% wird bis zum Jahr 2010 prognostiziert (EUA 1999).
- In Estland, Slowenien, Litauen, Bulgarien, Ungarn, Rumänien, Polen, Tschechien und der Slowakei führt das Wirtschaftswachstum bis zum Jahr 2010 möglicherweise zu einer Verdoppelung der Produktion von Siedlungsabfällen (EUA 1999).
- In Asien wird eine Verdoppelung der Abfälle aus städtischen Gebieten bis 2025 prophezeit (Weltbank 1999).

Eine der Methoden, auf die zur Bewältigung der gegenwärtigen Müllkrise oft zurückgegriffen wird, ist die Müllverbrennung, ein Verfahren, bei dem das Volumen des festen Abfalls und somit die zu deponierende Abfallmenge erheblich reduziert werden soll. MVAs können jedoch keine Lösung des Müllproblems sein. Im Gegenteil, sie sind lediglich Symptome nicht existierender und/oder falscher Politiken zur Handhabung materieller Ressourcen. In einer Welt schwindender Ressourcen ist es absurd und verantwortungslos, wertvolle Ressourcen in Rauch und Flammen aufgehen zu lassen, und doppelt so abwegig, wenn man weiß, dass der Rauch persistente und andere gefährliche Chemikalien enthält. Müllverbrennung kann keinesfalls als nachhaltige Technologie der Abfallwirtschaft angesehen werden und ist in einer Welt, die eine Veränderung in Richtung Null-Emissions-Technologien anstrebt, fehl am Platz.

Es ist bemerkenswert, dass die Müllverbrennung bereits von der Regierung der Philippinischen Inseln verboten wurde, eine Maßnahme, die in erster Linie durch öffentlichen Widerstand gegen die Müllverbrennung in die Wege geleitet wurde. Die Philippinen sind das erste Land der Welt, in dem Müllverbrennung auf nationaler Ebene verboten wurde. Der philippinische Clean Air Act (CAA) von 1990 verbietet speziell die Verbrennung von Siedlungsmüll, medizinischen und gefährlichen Abfällen und empfiehlt den Einsatz von alternativen Technologien (für Siedlungsmüll) und Nichtverbrennungs-Technologien. Abfallverminderung, Wiederverwendung und Recycling werden bekannt gemacht und forciert. Der Clean Air Act schreibt eine dreijährige Frist für die Schließung bestehender Verbrennungsanlagen für medizinische Abfälle vor; während dieser Übergangsfrist dürfen nur infektiöse Krankenhausabfälle verbrannt werden.

6.1 Probleme der Müllverbrennung

6.1.1 Umwelt und Gesundheit

Gleichgültig, wie modern eine MVA sein mag – es ist unvermeidlich, dass aus solchen Anlagen Giftstoffe in die Luft freigesetzt und giftige Schlacken und andere bedenkliche Rückstände produziert werden. Umweltverschmutzung und die potentielle Exposition von Mensch und Tier mit gefährlichen Schadstoffen sind die Folge. Eine Vielzahl gefährlicher Chemikalien wird aus MVAs emittiert, darunter organische Chemikalien wie chlorierte und bromierte Dioxine, PCBs und PCNs, Schwermetalle, Schwefeldioxid und Stickstoffdioxid. Darüber hinaus gelangen unzählige Substanzen in die Atmosphäre, über deren Toxizität nichts bekannt ist. Wie sich die Exposition mit dem gesamten Konglomerat der MVA-Emissionen auf die menschliche Gesundheit auswirkt, ist ebenfalls nicht zur Gänze bekannt. Studien zeigen jedoch, dass Menschen, die bei MVAs beschäftigt sind, und Menschen, die in der Nähe von MVAs leben, von Erhöhungen der Sterblichkeitsrate betroffen sind und an vielen Krankheiten und Symptomen leiden, die ihre Lebensqualität einschränken. Darüber hinaus äußerte ein renommiertes wissenschaftliches Organ unlängst schwerwiegende Bedenken hinsichtlich der Auswirkungen von MVA-bedingten Dioxinmissionen auf die Gesundheit und das Wohlbefinden weiter Bevölkerungskreise, ungeachtet des Einsatzes der besten verfügbaren Kontrolltechnologien (NRC 2000).

6.1.2 Rentabilität

Die Rentabilität der Abfallwirtschaft im allgemeinen und der Müllverbrennung im besonderen ist ein äußerst komplexes Problem, dessen eingehende Beschreibung den Rahmen dieses Berichts sprengen würde. Insgesamt wurde die Feststellung getroffen, dass es sich bei der Müllverbrennung um eine Technologie des beginnenden Industriezeitalters handelt, die sich nur dann rentiert, wenn ein Großteil ihrer Kosten externalisiert, d.h. von der Öffentlichkeit getragen wird. Die Rauchgasbehandlung verursacht dabei einen wesentlichen Teil der Kosten. Hier gilt jedoch darauf hinzuweisen, dass Technologien zur Reduktion der Schadstoffemissionen in die Luft Giftablagerungen in den Schlacken nicht verhindern können und diese möglicherweise sogar verstärken.

Der jüngste Trend bei der Müllverbrennung geht dahin, aus dem Abfall, der in Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll verbrannt wird, Strom zu erzeugen. Die so gewonnene Elektrizität kann nur als Nebenprodukt der Müllverbrennung angesehen werden, und nicht als Beitrag zu einer nachhaltigen Energiegewinnung. In der Tat sind MVAs wie Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll ineffiziente Energieproduzenten; so können i.d.R. nur etwa 20% der durch Verbrennung erzeugten Energie tatsächlich gewonnen und verwertet werden. Murray (1999) beschrieb die Müllverbrennung sowohl im Hinblick auf die Abfallbeseitigung als auch hinsichtlich der Energiegewinnung als ineffizient.

Sie führt nicht zu Materialerhaltung und Risikoverminderung, sondern zu Materialzerstörung und Risikoschaffung.

In Großbritannien hat die Müllverbrennung zu folgender abstrusen Situation geführt: MVA-Betreiber haben mit lokalen Behörden Verträge abgeschlossen, die letztere langfristig dazu zwingen, Jahr für Jahr für die Produktion riesiger Abfallmengen zu sorgen. Dies ist gegen eine auf Müllvermeidung, Wiederverwendung und Recycling basierende Abfallwirtschaft gerichtet, denn die MVA-Besitzer dürfen von den lokalen Behörden Geldbußen kassieren, wenn der Abfall reduziert und einer Wiederverwertung zugeführt würde.

6.1.3 Umweltverträglichkeit

Das Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks (Kurztitel: „die OSPAR-Konvention“, weil sie die früheren Übereinkommen von Oslo (1972) und Paris (1974) ersetzt) trat im März 1998 in Kraft und wird von den 15 Anrainerstaaten des Nordost-Atlantiks und von der EU getragen. Beim OSPAR-Ministertreffen im Juni 1998 in Sintra/Portugal einigten sich die Umweltminister auf eine klare Verpflichtung zum Ausstieg aus der Freisetzung gefährlicher Substanzen innerhalb einer Generation (bis spätestens 2020). Kurz gesagt bedeutet diese Verpflichtung, dass sich die beteiligten Länder zum Ziel gesetzt haben, aus allen Prozessen, bei denen gefährliche Substanzen in die Umwelt freigesetzt werden, auszusteigen und diese durch ungefährliche Alternativen zu ersetzen. In der Praxis bedeutet dies eine Abkehr von überholten, „dreckigen“ Technologien und ein klares Ja zu Strategien für saubere Produktion und Null-Emission. MVAs können der Null-Emissions-Strategie niemals gerecht werden und niemals zu einer Technologie für saubere Produktion aufrücken. Diese längst überholte, „dreckige“ Technologie läuft den Prinzipien einer nachhaltigen Entwicklung zuwider und steht auch nicht im Einklang mit den politischen Vereinbarungen, die im Sinne des Umweltschutzes bereits innerhalb Europas getroffen worden sind. Angesichts der Bestimmungen der OSPAR-Konvention ist die Müllverbrennung schließlich als vollkommen und unwiderruflich obsolet zu betrachten.

6.2 Aktuelle EU-Politik und Abfallwirtschaft

Die Abfallpolitik der EU weist im Großen und Ganzen folgende Hierarchie der Abfallwirtschaft (geordnet nach dem Stellenwert der jeweiligen Methode) auf: Müllvermeidung – Wiederverwendung – Recycling – thermischer Abbau mit Energierückgewinnung (z.B. Müllverbrennung mit energetischer Verwertung). Trotz dieses allgemeinen Konsenses und obwohl sich diese Rangordnung immer stärker in den politischen Linien einzelner EU-Staaten als Folge von EU-Richtlinien manifestiert, wird der Großteil des Abfalls in Europa entweder deponiert oder verbrannt. Es gilt festzuhalten, dass Deponierung und Verbrennung jene Methoden der Abfallbeseitigung sind, die die höchsten und bedrohlichsten ökologischen und

gesundheitlichen Risiken mit sich bringen (Hens et al. 2000).

Beim Vorstoß zu einer Abfallpolitik, die darauf abzielt, die gesundheitlichen Beeinträchtigungen auf ein Minimum zu reduzieren, sollte mehr Gewicht auf die Müllvermeidung und die Wiederverwertung gelegt werden. Gegenwärtig stützt sich die Abfallpolitik der EU nicht auf Daten über gesundheitliche Risiken. Zum Glück stehen die verfügbaren Daten über die gesundheitlichen Auswirkungen der Abfallwirtschaft in keinem Widerspruch zueinander und korrelieren in wichtigen Aspekten sogar mit der von der EU vorgeschlagenen Hierarchie (Hens 2000). So wird z.B. der Müllvermeidung der höchste Stellenwert eingeräumt (keine Müllproduktion, keine Gesundheitsrisiken), gefolgt von Wiederverwendung und Recycling. Ungeachtet dessen ist nicht zu übersehen, dass in der aktuellen EU-Politik Umwelt und Gesundheit nur eine untergeordnete Rolle spielen. So sind die EU-Rechtsvorschriften für die Müllverbrennung und die einschlägigen Vorschriften des nationalen Rechts darauf abgestimmt, was als technisch durchführbar gilt, und stützen sich kaum auf gesundheitliche und ökologische Daten.

Obwohl die Emissionsbegrenzungen in der neuen EU-Richtlinie in mehreren Ländern Europas die Schließung und Modernisierung einiger älterer MVAs zur Folge hatten, ist die Politik selbst im Hinblick auf das OSPAR-Übereinkommen, die Freisetzung aller gefährlichen Substanzen innerhalb einer Generation zu unterbinden, als längst überholt zu betrachten. Die EU-Richtlinie beruht auf der Auffassung, dass geringe Emissionen gefährlicher Substanzen akzeptabel sind. Dies ist die gängige (wenn auch verkehrte) Einstellung zu Schadstoffemissionen: Man geht davon aus, dass Chemikalien „sichere“ Grenzwerte haben und dass bei Einhaltung dieser Werte kein Schaden für die Umwelt entstehen kann. Es ist jedoch längst bekannt bzw. bereits eine wissenschaftliche Meinung, dass es für viele Umweltgifte wie Dioxine und andere persistente, bioakkumulative und toxische Chemikalien sowie für hormonwirksame Substanzen keine „sicheren“ Grenzwerte gibt. Zudem ist in politischen Kreisen zunehmend eine Abkehr von diesem Prinzip zu beobachten. So bestätigte im Zusammenhang mit der Müllverbrennung der britische Umweltminister Michael Meacher kürzlich, wie wenig sinnvoll die derzeitige Chemikalienpolitik der EU ist:

Q440... „Ich wiederhole, dass die Emissionen aus Müllverbrennungsprozessen extrem giftig sind. Einige der Emissionen sind krebserregend. Es ist wissenschaftlich erwiesen, dass es keine sichere Schwelle gibt, unterhalb derer solche Emissionen geduldet werden können.“ (Zitiert in Howard 2000.)

Ungeachtet des OSPAR-Übereinkommens, alle gefährlichen Substanzen bis spätestens 2020 zu verbieten, setzt sich der jüngste Trend der britischen Regierung und anderer Regierungen Europas zur Planung und zum Bau neuer MVAs fort.

6.3 Die Lösung: Anwendung des Vorsorgeprinzips und der Null-Emissions-Strategie

6.3.1 Anwendung des Vorsorgeprinzips

Das Vorsorgeprinzip besagt, dass zur Erreichung des Ziels, weitere Umweltverschmutzung auf ein Minimum zu reduzieren, Vorsorge und Vermeidung in der Abfallpolitik an erster Stelle stehen müssen. Gemäß dem Vorsorgeprinzip sollen Umweltschützer nicht erst nachweisen müssen, dass tatsächlich ein Schaden vorliegt; vielmehr soll die Beweislast beim möglichen Verursacher liegen: Er soll beweisen, dass Schäden nicht wahrscheinlich sind. Es hat sich gezeigt, dass das Vorsorgeprinzip als Grundlage für Strategien zum Schutz der Umwelt und der menschlichen Gesundheit nun innerhalb Europas zunehmend an Akzeptanz gewinnt (Stairs und Johnston 1991).

Die derzeitigen Rechtsvorschriften für MVAs beruhen nicht auf dem Vorsorgeprinzip. Vielmehr sind sie aus dem Versuch hervorgegangen, für die Chemikalienemissionen in die Umwelt Grenzwerte festzulegen, die als „sicher“ deklariert werden. Im gegenwärtigen EU-Rechtssystem liegt die Beweislast bei jenen, die „beweisen“ müssen, dass gesundheitliche Auswirkungen existieren, bevor sie versuchen dürfen, die Ursache des Problems zu beseitigen, und nicht bei den Verursachern selbst (Nicolopoulou-Stamati *et al.* 2000). Basierend auf dem Wissen über die toxischen Auswirkungen vieler in die Umwelt freigesetzten Schadstoffe, das in den letzten Jahrzehnten stark angewachsen ist, geht ein vernünftiger Standpunkt davon aus, dass, „solange nicht anderweitig bewiesen, Chemikalien als gefährlich angesehen werden müssen“.

Seit einiger Zeit stehen wir vor der Tatsache, dass Gesundheitsstudien über Müllverbrennung negative gesundheitliche Auswirkungen bei Menschen, die in der Nähe von MVAs wohnen und Menschen, die bei solchen Anlagen beschäftigt sind, festgestellt haben. Diese Studien sind Warnsignale, die nicht Untätigkeit seitens der Regierung, sondern konkrete Maßnahmen basierend auf dem Vorsorgeprinzip zur Folge haben sollen. Es gibt bereits genügend Hinweise auf Umweltverschmutzung und Gesundheitsschäden, um einen Ausstieg aus der Müllverbrennung auf der Basis des Vorsorgeprinzips zu rechtfertigen. Auf weitere Beweise einer neuen Generation von Verbrennungsanlagen – und somit einer bereits erwiesenermaßen schädlichen und „dreckigen“ Technologie – zu warten, wäre als eklatante Missachtung der öffentlichen Gesundheit und der Umwelt zu werten.

6.3.2 Anwendung der Null-Emissions-Strategie

Das Ziel der sog. „Null-Emission“ besteht darin, die Emissionen aller gefährlichen Substanzen in die Umwelt zu unterbinden. Obwohl öfters der Einwand erhoben wird, dass diese Strategie zu stark vereinfachend und die Erreichung eines solchen Ziels unmöglich sei, ist die Null-Emission ein

Schlussziel, bei dem immer strengere gesetzliche Emissionsbegrenzungen als Etappenziele auf dem Weg zur Erreichung des Ziels angesehen werden können (Sprague 1991).

Die Null-Emissions-Strategie erfordert sowohl in der Industrie als auch in der Landwirtschaft die Einführung von Technologien für saubere Produktion. Es besteht die unbedingte Notwendigkeit, dass der Umstieg auf eine saubere Produktion und Materialverwendung durch steuerliche Anreize und einschlägige gültige Rechtsvorschriften voll unterstützt wird.

Das Prinzip der sauberen Produktion wurde bereits vom Verwaltungsrat für das Umweltprogramm der Vereinten Nationen (UNEP) gebilligt und findet bei einer Vielzahl internationaler Foren wachsende Anerkennung. So erfordert die Umsetzung der OSPAR-Vereinbarung von 1998, die Freisetzung aller gefährlichen Substanzen innerhalb einer Generation zu unterbinden, dass Technologien für saubere Produktion auf der Basis der Null-Emissions-Strategie in die Wege geleitet werden.

Müllverbrennung als Methode der Abfallbehandlung ist eine „dreckige“ Technologie, die niemals den Kriterien der Null-Emission gerecht werden kann. Die Lösung für eine Abfallbehandlung im Einklang mit der Null-Emissions-Strategie und somit in Richtung Nachhaltigkeit und Umweltverträglichkeit ist Müllvermeidung, Wiederverwendung und Recycling. Mit anderen Worten, die Umsetzung einer Abfallwirtschaftspolitik, die sich aus den drei bekannten Säulen „VERMEIDUNG, WIEDERVERWENDUNG und RECYCLING“ zusammensetzt.

6.3.3 Einführung einer Abfallwirtschaftspolitik, basierend auf VERMEIDUNG, WIEDERVERWENDUNG und RECYCLING

Wir leben in einer Welt, in der unseren Ressourcen von Landwirtschaft und Industrie gewöhnlich nicht der hohe Stellenwert eingeräumt wird, der ihnen gebührt. Teilweise – insbesondere in den Industrieländern – hat dies zur Schaffung einer Gesellschaft beigetragen, in der Ressourcen als frei verfügbar gelten und enorme Mengen an Abfall, einschließlich „vermeidbarem Abfall“, produziert werden. Diese Situation bedarf einer dringenden Veränderung, denn nur so können die seitens der Haushalte und der Industrie produzierten Abfallmengen entscheidend reduziert werden.

Strategien zur Abfallverminderung schließen auch wirtschaftliche Instrumente und die Einführung von Umweltsteuern ein. Die Verwendung dieser Maßnahmen wird von den Europäischen Gemeinschaften unterstützt, und in mehreren europäischen Ländern ist bereits eine Reihe von Umweltsteuern in Kraft (Steenwegen 2000). Jedoch sind derzeit noch weitaus mehr Maßnahmen erforderlich, damit das Ziel einer weitreichenden Abfallverminderung tatsächlich erreicht werden kann.

Der derzeitige Recycling-Anteil an der Abfallbehandlung ist in den einzelnen europäischen Ländern unterschiedlich hoch. So werden in den Niederlanden 46% der Siedlungsabfälle, in Großbritannien hingegen nur 8% wiederverwertet. Intensive Wiederverwendungs- und Recyclingsysteme könnten 80% der Siedlungsabfälle behandeln. Es ist eine allgemein anerkannte Tatsache, dass steuerliche Maßnahmen entscheidend zur Förderung von Wiederverwendungs- und Recyclingsystemen und zur Eindämmung weniger erwünschter Praktiken wie Müllverbrennung und Deponierung beitragen können (Steenwegen 2000).

Ein Vorstoß in Richtung „Müllvermeidung, Wiederverwendung und Recycling“ – und somit auch in Richtung „weniger Gesundheitsrisiken durch Abfallbehandlung“ – muss folgende Maßnahmen einschließen:

- Den Ausstieg aus allen Formen der industriellen Müllverbrennung, einschließlich der Verbrennung von Siedlungsabfällen, bis spätestens 2020. Dies entspricht der OSPAR-Forderung nach einem Ausstieg aus der Emission und Freisetzung aller gefährlichen Stoffe bis spätestens 2020.
- Finanzielle und rechtliche Mittel, um die Wiederverwendung von Verpackungen (z.B. Flaschen, Behälter) und industriellen Erzeugnissen (z.B. Computergehäuse, elektronische Bauteile) zu forcieren.
- Finanzielle Mittel (wie z.B. die Einführung einer Deponiesteuer), die direkt eingesetzt werden, um die für effektives Recycling notwendige Infrastruktur zu schaffen.
- Stimulierende Märkte für Recyclingstoffe durch die gesetzliche Vorschrift, dass Verpackungen und Produkte, wo angemessen, bestimmte Mindestanteile an Recyclingstoffen enthalten müssen.
- Stoffe, die am Ende ihres Lebenszyklus nicht gefahrlos recycelt oder kompostiert werden können (z.B. PVC), müssen verboten und durch nachhaltigere Materialien ersetzt werden.
- Kurzfristig muss zu Lasten des Herstellers verhindert werden, dass Stoffe und Produkte, die zur Bildung gefährlicher Substanzen in MVAs beitragen, in den Abfallstrom gelangen. Dazu zählen Metallteile aus elektronischen Geräten und metallhaltige Produkte wie Batterien und Leuchtstoffröhren sowie Vinyl-Kunststoffe (PVC-Bodenbeläge, PVC-Kabel, PVC-Verpackungen, PVC-*u*-Fensterrahmen u.ä.) und andere Erzeugnisse, die gefährliche Stoffe enthalten.

Darüber hinaus sollten folgende Maßnahmen getroffen werden:

- Die Entwicklung von Technologien für saubere Produktion, die hinsichtlich ihres Material- und Energieverbrauchs effizienter sind und „saubere“ Produkte herstellen, die weniger Müll verursachen; Technologien, die letzten Endes einen geschlossenen Kreislauf ohne Reststoffe bilden, um so für die Bedürfnisbefriedigung unserer Gesellschaft auf harmonische und nachhaltige Weise zu sorgen.
- Die volle Umsetzung des Vorsorgeprinzips, damit wir Probleme in Zukunft besser vermeiden können, bevor sie entstehen. Die Fortführung und Weiterentwicklung wissenschaftlicher Forschungsarbeit hat im Erkennen potentieller Probleme und Lösungen eine zentrale Rolle zu spielen. Obwohl es im Zusammenhang mit den gesundheitlichen und ökologischen Auswirkungen der Müllverbrennung viele Unsicherheiten gibt, die oft schwer zu beseitigen sind, müssen wir alle effektive Vorsorgemaßnahmen treffen, um uns selbst und die Umwelt zu schützen.

7. LITERATURVERZEICHNIS

- Aelvoet W., Nelen V., Schoeters G., Vanoverloop J., Wallijn E., Vlietinck R. (1998). Risico op gezondheidsschade bij kinderen van de Neerlandwijk to Wilrijk, Studie uitgevoerd in opdracht van de Neerlandwijk to Wilrijk, Gezondheidsbeleid, Document 1998/TOX/R/030. (in Dutch). (Cited in van Larebeke 2000).
- Alba N., Gasso S., Lacorte T. and Baldasano J.M. (1997). Characterization of municipal solid waste incineration residues from facilities with different air pollution control systems. *Journal of the Air and Waste Management Association* 47:1170-1179.
- Abad E., Caixach J. and Rivera J. (1997). Dioxin like compounds from MWI emissions: assessment of polychlorinated naphthalenes presence. *Organohalogen Compounds* 32:403-406.
- Abad E., Caixach J. and Rivera J. (1999). Dioxin like compounds from MWI emissions: assessment of polychlorinated naphthalenes presence. *Chemosphere* 38 (1):109-120.
- Abad E., Adrados M.A., Caixach J., Fabrellas B. and Rivera J. (2000). Dioxin mass balance in a municipal waste incinerator. *Chemosphere* 40:1143-1147.
- Akagi, H., Malm, O., Kinjo, Y., Harada, M., Branches, F. J. P., Pfeiffer, W. C. and Kato, H. (1995). Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. *The Science of the Total Environment* 175:85-95.
- Alcock R., Gemmill R. and Jones K. (1998). An updated UK PCDD/F atmospheric emission inventory based on a recent emissions measurement programme. *Organohalogen Compounds* 36:105-108.
- Allsopp M., Santillo D. and Johnston P. (1997). Poisoning the Future: Impact of Endocrine-Disrupting Chemicals on Wildlife and Human Health. Greenpeace International. ISBN 90-73361-40-0.
- Allsopp M., Santillo D., Johnston P. and Stringer R. (1999). The Tip of the Iceberg: State of Knowledge of Persistent Organic Pollutants in Europe and the Arctic. Greenpeace International. ISBN 90-73361-53-2.
- Allsopp M., Erry B., Stringer R., Johnston P. and Santillo D. (2000). Recipe for Disaster: a review of persistent organic pollutants in food. Greenpeace Research Laboratories. ISBN 90-73361-63-X.
- An H., Englehardt J., Fleming L. and Bean J. (1999). Occupational health and safety amongst municipal solid waste workers in Florida. *Waste Management Research* 17:369-377.
- Angerer J., Heinzow D. O., Reimann W., Knorz W. and Lehnert G. (1992). Internal exposure to organic substances in a municipal waste incinerator. *Int. Arch. Occup. Environ. Impact Assess. Rev.* 8:249-265. (Cited in NRC 2000).
- Ardevol E., Minguillon C., Garcia G., Serra M. E., Gonzalez C. A., Alvarez L., Eritja R. and Lafuente A. (1999). Environmental tobacco smoke interference in the assessment of the health impact of a municipal waste incinerator on children through urinary thioether assay. *Public Health* 113:295-298.
- ATSDR (1993). Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Study of Symptom and Disease Prevalence, Caldwell Systems, Inc. Hazardous Waste Incinerator, Caldwell County, North Carolina. Final Report.
- ATSDR/HS-93/29. U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, Georgia, USA. (Cited in NRC 2000).
- ATSDR (1997). ATSDR's toxicological profiles on CD-ROM. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, CRC Press Inc, Boca Raton.
- Ayres J.G. (1997). Trends in air quality in the UK. *Allergy* 52 (suppl 38):7-13.
- Ayres J.G. (1998). Health effects of gaseous air pollutants. In: *Air Pollution and Health. Issues in Environmental Science and Technology* 10 (eds. J.R.E. Hester and R.M. Harrison. The Royal Society of Chemistry. ISBN 0-85404-245-8.
- Babone F., Bovenzi M., Cavallieri F. and Stanta G. (1994). Air pollution and lung cancer in Trieste, Italy. *Am. J. Epidemiol* 141:1161-1169 (Cited in Biggeri *et al.* 1996).
- Bache C.A., Elfving D.C., Lisk D.J. (1992). Cadmium and lead concentration in foliage near a municipal refuse incinerator. *Chemosphere* 24 (4):475-481.
- Bache C.A., Gutenmann W.H., Rutzke M., Chu G., Elfving D.C. and Lisk D.J. (1991). Concentration of metals in grasses in the vicinity of a municipal waste incinerator. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 20:538-542.
- Baldassarri, L., Bocca, A., di Domenico, A., Fulgenzi, A. and Lacovella, N. (1994). GC-MS isomer-specific determination of PCBs and some chlorinated pesticides in milk and cheese samples. *Organohalogen Compounds* 20:221-224.
- Bernard, A.M., Vyskocil, A., Kriz, J., Kodl, M. and Lauwerys, R. (1995). Renal effects of children living in the vicinity of a lead smelter. *Environmental Research* 68:91-95.
- Blumenstock M., Zimmermann R., Schramm K.W. and Ketrup A. (2000). Influence of combustion conditions on the PCDD/F-, PCB-, PCBz and PAH-concentrations in the chamber of a waste incineration pilot plant. *Chemosphere* 40:987-993.
- Biggeri A., Barbone F., Lagazio C., Bovenzi M. and Stanta G. (1996). Air pollution and lung cancer in Trieste, Italy: Spatial analysis of risk as a function of distance from sources. *Environmental Health Perspectives* 104 (7):750-754.
- Born J.G.P. (1996). Reduction of (dioxin) emissions by municipal solid waste incineration in the Netherlands. *Organohalogen Compounds* 27:46-49.

- Brereton C.(1996).Municipal solid waste –incineration, air pollution control and ash management.Resources, Conservation and Recycling 16:227-264.
- Bresnitz E.A.,Roseman J.,Becker D.and Gracely E.(1992).Morbidity among municipal waste incinerator workers.American Journal of Industrial Medicine 22: 363-378.
- Buchholz B.A.and Landsberger S.(1995).Leaching dynamics studies of municipal solid waste incinerator ash.Journal of Air and Waste Management Association 45:579-590.
- Buekens A.and Huang H.(1998).Comparative evaluation of techniques for controlling the formation and emission of chlorinated dioxins/furans in municipal waste incineration.Journal of Hazardous Materials 62:1-33.
- Carpi A.,Weinstein L.H.and Ditz D.W (1994). Bioaccumulation of mercury by sphagnum moss near a municipal solid waste incinerator.Air and Waste 44 (May):669-672.
- Carpi A.(1997).Mercury from combustion sources: a review of the chemical species emitted and their transport in the atmosphere.Water,Air,and Soil Pollution 98:241-254.
- Chandler A.J.,Eighmy T.T.,Hartlen J.,Hjelmar O.,Kosson D.S.,Sawell S.E.,van der Sloot H.A.and Vehlou J.(1997).Studies in Environmental Science 67:Municipal solid waste incinerator residues.The International Ash Working Group (IAWG).Published by Elsevier 1997.
- Chang N-B.,Wang H.P.,Huang W.L.and Lin K.S.(1999). The assessment of reuse potential for municipal solid waste and refuse-derived fuel incineration ashes. Resources,Conservation and Recycling 25:255-270.
- Collett R.S.,Oduyemi K.and Lill D.E.(1998).An investigation of environmental levels of cadmium and lead in airborne matter and surface soils within the locality of a municipal waste incinerator.The Science of the Total Environment 209:157-167.
- COMEAP,Committee on the Medical Effects of Air Pollutants (1995).Non-biological particles and health. Department of Health,UK.London:HMSO.
- De Fre R.and Wevers M.(1998).Underestimation in dioxin inventories.Organohalogen Compounds 36:17-20.
- DeMarini D.M.,Shelton M.L.and Bell D.A.(1996). Mutation spectra of chemical fractions of a complex mixture:role of nitroarenes in the mutagenic specificity of municipal waste incinerator emissions.Mutation Research 349:1-20.
- Deml E.,Mangelsdorf I.And Greim H.(1996). Chlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans (PCDD/F) in blood and human milk of non occupationally exposed persons living in the vicinity of a municipal waste incinerator.Chemosphere 33 (10):1941-1950.
- Dempsey C.R.and Oppelt E.T.(1993).Incineration of hazardous waste:a critical review update.Air and Waste 43:25-73.
- DETR (2000).Waste Strategy 2000,England and Wales, Part1,Part2.Published by Stationary Office Ltd. ISBN 010 146 932 2.
- Diggle P.J.(1990).A point process modelling approach to raised incidence of a rare phenomenon in the vicinity of a prespecified point.J.R.Stat.Soc A 153:349-362. (Cited in Elliot *et al.* 1992).
- DoE/WO (1995)Making waste work:A strategy for sustainable waste management in England and Wales. UK Department of the Environment White Paper, CM3040,The Stationary Office,London
- Domingo J.L.,Granero S.,Schuhmacher M.,Llobet J.M.,Sunderhauf W.and Muller L.(1998).Vegetation as a biomonitor of PCDD/PCDFs in the vicinity of a municipal solid waste incinerator.Organohalogen Compounds 36:157-160.
- EA (1997).Report on the operation of incineration plant at the Coalite Chemical Works,Bolsover,Derbyshire, from commissioning to closure and the subsequent prosecution of the last operator Coalite Products Ltd by HM Inspectorate of Pollution under section 5 of the Health and Safety at Work Act,1974.UK Environment Agency.HO-0/97-500-C-AZMI,71pp
- EC (1998).Proposal for a Council Directive on the incineration of waste.Brussels,07.10.1998. COM(1998)558final.98/0289 (SYN).
- EC (1999).European Parliament and Council Directive on the incineration of waste.Brussels 12.07.1999.COM (1999)330final.98/0289 (COD).
- EEA (1999).Environment in the European Union at the turn of the century.
- EEA (2000).Dangerous Substances in Waste.Prepared by:J.Schmid,A.Elser,R.Strobel,ABA G-itm,M.Crowe, EPA,Ireland.European Environment Agency, Copenhagen,2000.
- Eikman T.(1994).Environmental toxicological assessment of emissions from waste incinerators. Fresenius Envir Bull 3:244-249.
- Elliot P.,Eaton N.,Shaddick G.and Carter R.(2000). Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain.Part 2:histopathological and case-note review of primary liver cancer cases.British Journal of Cancer 82 (5):1103-1106.
- Elliot P.,Hills M.,Beresford J.,Kleinschmidt I.,Jolley D., Pattenden S.,Rodrigues L.,Westlake A.and Rose G.(1992).Incidence of cancers of the larynx and lung near incinerators of waste solvents and oils in Great Britain. The Lancet 339 (April 4):854-858.
- Elliot P.,Shaddick G.,Kleinschmidt I.,Jolley D.,Walls P., Beresford J.and Grundy C.(1996).Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain. British Journal of Cancer 73:702-710.

- ENDS (1999).EC proposals on incineration may scupper several UK plants.ENDS Report 291, April:38-39.
- ENDS (2000a).Regulatory foul-ups contributed to Byker ash affair.Environmental Data Services Report 304 (May):17-18.
- ENDS (2000b).Agency reports decline in pollution around Welsh incinerator.ENDS Report 304, May: 19-20.
- EPAQS,Expert Panel on Air Quality Standards,(1995). Particles.Published by HMSO.ISBN 0 11 753199 5.
- Fabrellas B.,Sanz P.,Abad E.and Rivera J.(1999).The Spanish dioxin inventory:Proposal and preliminary results from municipal waste incinerator emissions. Organohalogen Compounds 41:491-494.
- Falandysz J.and Rappe C.(1997).Specific pattern of tetrachloronaphthalenes in black cormorant.Chemosphere 35 (8):1737-1746.
- Falandysz,J.,Strandberg,L.,Bergqvist,P.-A.,Strandberg, B.&Rappe,C.(1996).Chloronaphthalenes in stickleback *Gasterosteus aculeatus* from the southwestern part of the Gulf of Gdansk,Baltic Sea.Organohalogen Compounds 28:446-451
- Fangmark I.,Stromberg B.,Berge N.and Rappe C. (1994).Influence of postcombustion temperature profiles on the formation of PCDDs,PCDFs,PCBzs,and PCBs in a pilot incinerator.Environmental Science and Technology 28 (4):624-629.
- Feng Y.and Barratt R.(1999).Distributions of lead and cadmium in dust in the vicinity of sewage sludge incinerator.J. Environ. Monit. 1:169-176.
- Fiedler H.(1999).National and regional dioxin and furan inventories.Organohalogen Compounds 41:473-476.
- Fleming L.N.,Abinteh H.N.and Inyang H.I.(1996). Leachant pH effects on the leachability of metals from fly ash.Journal of Soil Contamination 5 (1):53-59.
- Fomin A.and Hafner C.(1998).Evaluation of genotoxicity of emissions from municipal waste incinerators with Tradescantia-micronucleus bioassay (Trad-MCN). Mutation Research 414:139-148.
- Foxall C.D.and Lovett A.A.(1994).The relationship between soil PCB and PCDD/DF concentrations in the vicinity of a chemical waste incinerator in south Wales, UK.Organohalogen Compounds 20:35-40.
- Gass H.C.,Jager E.,Menke D.and Luder K.(1998). Long term study for minimization of the PCDD/PCDF – emissions of a municipal solid waste incinerator in Germany.Organohalogen Compounds 36:175-178. GC-MS isomer-specific determination of PCBs and some chlorinated pesticides in milk and cheese samples. Organohalogen Compounds 20:221-224.
- Gatrell A.C.and Lovett A.A.(1989).Burning Questions: Incineration of wastes and implications for humans health.Paper presented at the Institute of British Geographers Annual Conference,Coventry Polytechnic, Jan 5th 1989.
- Gonzalez,C.,Kogevinas,M.,Gadea, E.,Huici,A.,Bosch, A.,Bleda,M.,Papke,O.,2000.Biomonitoring study of people living near or working at a municipal solid-waste incinerator before and after two years of operation.Arch. Environ.Health 55:259-267.
- Goyer,R.A.(1993).Lead toxicity:current concerns. Environmental Health Perspectives 100:177-187.
- GRAAB (1996).Tekniskt underlag dioxinier,MU 96:10.
- Granero S.,Domingo J.L.,Schuhmacher M.,Llobet J.M. and de Kok H.A.M.(1999).Monitoring PCDD/Fs in the vicinity of an old municipal waste incinerator, 1996-1998.Part 1:Soil monitoring.Organohalogen Compounds 43:143-146.
- Gray E.,Peat J.,Mellis C.,Harrington J.,and Woolcock, A.(1994).Asthma severity and morbidity in a population sample of Sydney school children:Part I –Prevalence and effect of air pollutants in coastal regions.Aust.N.Z. J.Med.24:168-175.(Cited in NRC 2000).
- Greenpeace Austria (1999).Waste incinerating plants in Austria.Vienna, August 1999.
- Greenpeace Nordic (1999).Piles of Dioxin:Dioxin in ashes from waste incinerators in Sweden.Greenpeace, Nordic, November 1999.
- Greenpeace Nordic (2000).Hot Air:Will Swedish Incinerators Satisfy the EU?
- Grochowalski A.(1998).PCDDs and PCDFs concentration in combustion gases and bottom ash from incineration of hospital wastes in Poland.Chemosphere 37 (9-12):2279-2291.
- Gustavsson P.(1989).Mortality among workers at a municipal waste incinerator.American Journal of Industrial Medicine 15:245-253.
- Gustavsson P.,Evanoff B.and Hogstedt C.(1993). Increased risk of esophageal cancer among workers exposed to combustion products.Archives of Environmental Health 48 (4):243-245.
- Gutenman W.H.,Rutzke M.,Elfvig D.C.and Lisk D.J. (1992).Analysis of heavy metals in foliage near a modern refuse incinerator.Chemosphere 24 (12): 1905-1910.
- Hansen E.(2000).Substance flow analysis for dioxins in Denmark.Environmental Project No.570 2000. Miljøprojekt.(Danish Environmental Protection Agency).
- Harada,M.(1997).Neurotoxicity of methylmercury; Minamata and the Amazon.In Mineral and Metal Neurotoxicology.Yasui,M.,Strong,M .J.,Ota,K.and Verity,M.A.[Eds].CRC Press Inc.,ISBN 0849376645.
- Heeb N.V.,Dolezal I.S.,Bührer T.,Mattrel P.and Wolfensberger M.(1995).Distribution of halogenated phenols including mixed brominated and chlorinated phenols in municipal waste incineration flue gas. Chemosphere 31 (4):3033-3041.

- Hens L., Nicolopoulou-stamati P., Howard C.V., Lafere J. and Staats de Yanes (2000). Towards a precautionary approach for waste management supported by education and information technology. In: Health Impacts of Waste Management Policies. Proceedings of the seminar "Health Impacts of Waste Management Policies", Hippocrates Foundation, Kos, Greece, 12-14 November 1998. Eds. P. Nicolopoulou-Stamati, L. Hens and C.V. Howard. Kluwer Academic Publishers.
- Holdke B., Karmus W. and Kruse H. (1998). Body burden of PCB in whole human blood of 7-10 year old children living in the vicinity of a hazardous waste incinerator. *Das Gesundheitswesen* 60 (8-9):505-512. (Abstract only).
- Howard C.V. (2000). Particulate aerosols, incinerators and health. In: Health Impacts of Waste Management Policies. Proceedings of the seminar "Health Impacts of Waste Management Policies", Hippocrates Foundation, Kos, Greece, 12-14 November 1998. Eds. P. Nicolopoulou-Stamati, L. Hens and C.V. Howard. Kluwer Academic Publishers.
- Howard C.V. (2000b). Foreword. In: R.L. Maynard and C.V. Howard (eds). Particulate Matter: Properties and Effects Upon Health, BIOS Scientific Publishers Ltd., Oxford, UK. pp 63-84, ISBN 1-85996-172X.
- Huang H. and Buekens A. (1995). On the mechanisms of dioxin formation in combustion processes. *Chemosphere* 31 (9):4099-4117.
- Hulster A. and Marschner H. (1992). Transfer of PCDD/PCDF from contaminated soils to food and fodder crop plants. *Organohalogen Compounds*
- Jay K. and Stieglitz L. (1995). Identification and quantification of volatile organic components in emissions of waste incineration plants. *Chemosphere* 30 (7):1249-1260.
- Jefferson D.A. and Tilley E.E.M. (1999). The structural and physical chemistry of nanoparticles. In: R.L. Maynard and C.V. Howard (eds). Particulate Matter: Properties and Effects Upon Health, BIOS Scientific Publishers Ltd., Oxford, UK. pp 63-84, ISBN 1-85996-172X. (Cited in Howard 2000).
- Jimenez B., Eljarrat E., Hernandez L.M., Rivera J. and Gonzalez M.J. (1996). Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in soils near a clinical waste incinerator in Madrid, Spain. Chemometric comparison with other pollution sources and soils. *Chemosphere* 32 (7):1327-1348.
- Johnke B. and Stelzner E. (1992). Results of the German dioxin measurement programme at MSW incinerators. *Waste Management and Research* 10:345-355.
- Johnston P.A., Santillo D. and Stringer R. (1996). Risk assessment and reality: recognising the limitations. In: Environmental Impact of Chemicals: Assessment and Control. Quint M.D., Taylor D. and Purchase R. (eds.). Published by The Royal Society of Chemistry, special publication no. 176, ISBN 0-85404-795-6 (Chapter 16: 223-239).
- Johnston P., Stringer R., Santillo D. and Howard V. (1998). Hazard, exposure and ecological risk assessment. In: Environmental Management in Practice, Volume 1: Instruments for Environmental Management. B. Nath, L. Hens, P. Compton and D. Devuyt (eds.). Publ. Routledge, London. ISBN 0-415-14906-1: pp. 169-187.
- Kashima Y., Mitsuaki M., Kawano M., Ueda M., Tojo T., Takahashi G., Matsuda M., Anbe K., Doi R. and Wakimoto T. (1999). Characteristics of extractable organic halogens in ash samples from medical solid waste incinerator. *Organohalogen Compounds* 41:191-194.
- Kawakami I., Sase E., Tanaka M. and Sato T. (1998). Dioxin emissions from incinerators for sludge from night soil treatment plants. *Organohalogen Compounds* 36:213-216.
- Kitamura K., Kikuchi Y., Watanabe S., Waechter G., Sakurai H. and Takada T. (2000). Health effects of chronic exposure to polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD), dibenzofurans (PCDF) and coplanar PCBs (Co-PCB) of municipal waste incinerator workers. *Journal of Epidemiology* 10 (4):262-270.
- Knox E.G. (2000). Childhood cancers, birthplaces, incinerators and landfill sites. *International Journal of Epidemiology* 29:391-397.
- Knox E.G. and Gilman E.A. (1998). Migration patterns of children with cancer in Britain. *J. Epidemiol Community Health* 52:716-726.
- Korzun E.A. and Heck H.H. (1990). Sources and fates of lead and cadmium in municipal solid waste. *Journal of Air and Waste Management Association* 40 (9): 1220-1226.
- Kurtio P., Pekkanen J., Alfthan G., Paunio M., Jaakkola J.J.K. and Heinonen O.P. (1998). Increased mercury exposure in inhabitants living in the vicinity of a hazardous waste incinerator: A 10-year follow-up. *Archives of Environmental Health* 53 (2):129-137.
- Leach J., Blanch A. and Bianchi A.C. (1999). Volatile organic compounds in an urban airborne environment adjacent to a municipal incinerator, waste collection centre and sewage treatment plant. *Atmospheric Environment* 33:4309-4325.
- Lee H., Kim M., Choi S., Park J., Moon K. and Ghim Y-S. (1997). Quantification of chronic inhaled exposure induced by dioxin emissions from some municipal waste incinerator using Monte-Carlo simulation. *Organohalogen Compounds* 34:74-78.
- Lee J-T. and Shy C.M. (1999). Respiratory function as measured by peak expiratory flow rate and PM10 six communities study. *Journal of Exposure Analysis and*

- Environmental Epidemiology 9:293-299.
- Legator M.S., Singleton C.R., Morris D.L. and Philips D.L. (1998). The health effects of living near cement kilns; a symptom survey in Midlothian, Texas. *Toxicology and Industrial Health* 14 (6):829-842.
- Liem, A., Hoogerbrugge, R., Kootstra, P., de Jong, A., Marsman, J., den Boer, A., den Hartog, R., Groenemeijer, G. and van't Klooster, H. (1990). Levels and patterns of dioxins in cow's milk in the vicinity of municipal waste incinerators and metal reclamation plants in the Netherlands. *Organohalogen Compounds* 1:567-570.
- Lloyd O.L., Lloyd M.M., Williams F.L.R. and Lawson A. (1988). Twinning in human populations and in cattle exposed to air pollution from incinerators. *British Medical Journal* 45:556-560.
- Lorber M., Pinsky P., Gehring P., Braverman C., Winters D. and Sovocool W. (1998). Relationship between dioxins in soil, air, ash and emissions from a municipal solid waste incinerator emitting large amounts of dioxins. *Chemosphere* 37 (9-12):2173-2196.
- Ma X.F., Babish J.G., Scarlett J.M., Gutenmann W.H. and Lisk D.J. (1992). Mutagens in urine sampled repetitively from municipal refuse incinerator workers and water treatment workers. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 37:483-494.
- MAFF (1992). Third report of studies on dioxins in Derbyshire carried out by the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. Publ: Food Safety Directorate, 31pp.
- MAFF (1997a). Dioxins and PCBs in cows' milk from farms close to industrial sites: Rotherham 1997. Food Surveillance Information Sheet Number 133, Publ: Ministry of Agriculture Fisheries and Food, 4pp
- MAFF (1997b). Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Food Safety Directorate. Dioxins in cow's milk from farms close to industrial sites. Food surveillance information sheet number 100, January 1997, 11pp.
- Magagni A., Boschi G. and Schiavon I. (1991). Hospital waste incineration in a MSW combustor: chlorine, metals and dioxin mass balance. *Chemosphere* 23 (8-10):1501-1506.
- Magagni A., Boschi G., Cocheo V. and Schiavon I. (1994). Fly ash produced by hospital and municipal solid waste incinerators: presence of PAH, PCB and toxic heavy metals. *Organohalogen Compounds* 20:397-400.
- Malkin R., Brandt-Rauf P., Graziano J. and Parides M. (1992). Blood lead levels in incinerator workers. *Environmental Research* 59:265-270.
- Mangialardi T., Piga L., Schena G. and Sirini P. (1998). Characteristics of MSW incinerator ash for use in concrete. *Environmental Engineering Science* 15 (4):291-297.
- Marb C., Hentschel B., Vierle O., Thoma H., Dumler-Gradl R., Swerev M., Schädel S. and Fiedler H. (1997). PCDD/PCDF in bottom ashes from municipal solid waste incinerators in Barvaria, Germany. *Organohalogen Compounds* 32 :161-166.
- Marty M.A. (1993). Hazardous combustion products from municipal waste incineration. *Occupational Medicine* 8 (3):603-619.
- Mayer J., Rentschler W. and Sczech J. (1999). Long-term monitoring of dioxin emissions of a hazardous waste incinerator during lowered incineration temperature. *Organohalogen Compounds* 41:239-242.
- McGregor D.B., Partensky C., Wilbourn J. and Rice J.M. (1998). An IARC evaluation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans as risk factors in human carcinogenesis. *Environmental Health Perspectives* 106 (suppl. 2):755-760.
- Meeter P., Siebert P.C., Warwick R.O., Canter D.A. and Weston R.F. (1997). Dioxin emissions from soil burning incinerators. *Organohalogen Compounds* 32:441-443.
- Meneses M., Schuhmacher M., Granero S., Llobet J.M. and Domingo J.L. (1999). The use of Monte Carlo simulation techniques for risk assessment: study of a municipal waste incinerator. *Organohalogen Compounds* 44:453-456.
- Michelozzi P., Fusco D., Forastiere F., Ancona C., Dellorco V. and Perucci C.A. (1998). Small area study of mortality among people living near multiple sources of air pollution. *Occupational and Environmental Medicine* 55 (9):611-615.
- Mitchell D.J., Wild S.R. and Jones K.C. (1992). Arrested municipal solid waste incinerator fly ash as a source of heavy metals to the UK environment. *Environmental Pollution* 76:79-84.
- Miyata H., Aozasa O., Mase Y., Ohta S., Khono S. and Asada S. (1994). Estimated annual emission of PCDDs, PCDFs and non-ortho chlorine substituted coplanar PCBs from flue gas from urban waste incinerators in Japan. *Chemosphere* 29 (9-11):2097-2105.
- Miyata H., Kuriyama S., Nakao T., Aozasa O. and Ohta S. (1998). Contamination levels of PCDDs, PCDFs and non-ortho coplanar PCBs in blood samples collected from residents in high cancer-causing area close to batch-type municipal solid waste incinerator in Japan. *Organohalogen Compounds* 38:143-146.
- Mocarelli P., Gerthoux P.M., Ferrai E., Patterson D.G., Keszak S.M., Brambillia P., Vincoli N., Signerini S., Tramacere P., Carreri V., Sampson E.J., Turner W.E. and Needham L.L. (2000). Paternal concentrations of dioxin and sex ratio of offspring. *The Lancet* 355:1858-1863.
- Moller H. (1996). Change in male:female ratio among newborn infants in Denmark. *The Lancet* 348:828-829.
- Murray R. (1999). *Creating Wealth from Waste*, 171pp. ISBN 1 898309 07 8.
- National Research Council (2000). *Waste Incineration & Public Health*. ISBN 0-309-06371-X, Washington, D.C.:

- National Academy Press.
- Newhook, R. & Meek, M.E. (1994). Hexachlorobenzene: evaluation of risks to health from environmental exposure in Canada. *Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Reviews-Journal of Environmental Science and Health, Part C* 12(2):345-360.
- Nicolopoulou-Stamati P., Howard C.V., Parkes M. and Hens L. (2000). *Introductory Chapter: Awareness of the health impacts of waste management. Proceedings of the seminar "Health Impacts of Waste Management Policies"*. Hippocrates Foundation, Kos, Greece, 12-14 November 1998. Eds. P. Nicolopoulou-Stamati, L. Hens and C.V. Howard. Kluwer Academic Publishers: pp2-25.
- NIOSH (1995). (National Institute for Occupational Safety and Health). 1995. NIOSH Health Hazard Evaluation Report. HETA 90-0329-2482. New York City Department of Sanitation, New York. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Centers for Disease Control and Prevention, National Institute for Occupational Safety and Health. (Cited in NRC 2000).
- Nito S. and Takeshita R. (1996). Identification of phenolic compounds in fly ash from municipal waste incineration by gas chromatography and mass spectrometry. *Chemosphere* 33 (11):2239-2253.
- Nito S. and Ishizaki S. (1997). Identification of azarenes and other basic compounds in fly ash from municipal waste incinerator by gas chromatography and mass spectrometry. *Chemosphere* 35 (8):1755-1772.
- Nouwen J., Cornelis C., De Fre R. and Geuzens P. (1999). Health risk assessment of dioxin exposure: The Neerland-Wijk (Wilrijk, Belgium). *Organohalogen Compounds* 44:485-487.
- Ohta S., Kuriyama S., Nakao T., Aozasa, O. and Miyata H. and Tanahashi M. (1997). Levels of PCDDs, PCDFs and non-ortho coplanar PCBs in soil collected from high cancer-causing area close to Batch-type municipal solid waste incinerator in Japan. *Organohalogen Compounds* 32:155-160
- Oppelt E. T. (1990). Air emissions from the incineration of hazardous waste. *Toxicology and Industrial Health* 6 (5): 23-51.
- Osius, N. and Karmaus, W., (1998). Thyroid hormone level in children in the area of a toxic waste incinerator in South Essen. *Gesundheitswesen* 60:107-112. (Abstract only).
- Osius N., Karmaus W., Kruse H., Witten, J. (1999). Exposure to polychlorinated biphenyls and levels of thyroid hormones in children. *Environ. Health Persp.* 107:843-849.
- Papke O., Ball M. and Lis A. (1993). Potential occupational exposure of municipal waste incinerator workers with PCDD/PCDF. *Organohalogen Compounds* 9:169-172.
- Papke O., Ball M., Menzel H.M., Murzen R., Turcer E. and Bolm-Audorff U. (1994). Occupational exposure of chemical waste incinerators workers to PCDD/PCDF. *Organohalogen Compounds* 21:105-110.
- Pastorelli G., De Lauretis R., De Stefanis P., Morselli L. and Viviano G. (1999). PCDD/PCDF from municipal solid waste incinerators in Italy: an inventory of air emissions. *Organohalogen Compounds* 41:495-498.
- Petts J. (1992). Incineration risk perceptions and public concern: experience in the U.K. improving risk communication. *Waste Management and Research* 10:169-182.
- Pietro P. and Giuliana D.V. (1999). Atmospheric emissions of PCDD/PCDFs from the municipal solid waste incinerator of Fusina (Venice). *Organohalogen Compounds* 40:469-472.
- Pilsanen W.H., Czuczwa J.M. and Sobeih I.M. (1992). Work area air monitoring for chlorinated dioxins and furans at a municipal waste power boiler facility. *Environmental Science and Technology* 26:1841-1843.
- Pluss A. and Ferrell R.E. Jr. (1991). Characterization of lead and other heavy metals in fly ash from municipal waste incinerators. *Hazardous Waste and Hazardous Waste Materials* 8 (4):275-292.
- QUARG (1996). *Airborne Particulate Matter in the United Kingdom. Third Report of the Quality of Urban Air Review Group (QUARG)*, May. ISBN 0 9520771 3 2.
- Ramos L., Eljarrat E., Hernandez L.M., Alonso L., Rivera J., and Gonzalez M.J. (1997). Levels of PCDDs and PCDFs in farm cow's milk located near potential contaminant sources in Asturias (Spain). Comparison with levels found in control, rural farms and commercial pasteurized cow's milks. *Chemosphere* 35 (10): 2167-2179.
- Rapiti E., Sperati A., Fano V., Dell'Orco V. and Forastiere F. (1997). Mortality among workers at municipal waste incinerators in Rome: a retrospective cohort study. *American Journal of Industrial Medicine* 31:659-661.
- Roffman A. and Roffman H.K. (1991). Air emissions from municipal waste combustion and their environmental effects. *The Science of the Total Environment* 104:87-96.
- Rowat S.C. (1999). Incinerator toxic emissions: a brief summary of human health effects with a note on regulatory control. *Medical Hypotheses* 52 (5):389-396.
- Ruokojärvi P., Ruuskanen J., Ettala M., Rahkonen P. and Tarhanen J. (1995). Formation of polyaromatic hydrocarbons and polychlorinated organic compounds in municipal waste landfill fires. *Chemosphere* 31 (8):3899-3908.
- Rydhstroem H. (1998). No obvious spatial clustering of twin births in Sweden between 1973 and 1990. *Environmental Research*, 76:27-31.
- Sakai S., Hiraoka M., Takeda N. and Shiozaki K. (1996).

- Behaviour of coplanar PCBs and PCNs in oxidative conditions of municipal waste incineration. *Chemosphere* 32 (1):79-88.
- Sandalls, F.J., Berryman, R.J., Bennett, S.L. & Ambidge, P.F. (1997). Investigations into the emissions of dioxins and furans from the Coalite works, near Bolsover, Derbyshire. Publ: UK Environment Agency, report no. HO-9/97-500-C-AZMK, 21pp.
- Sawell S.E., Chandler A.J., Eighmy T.T., Hartlen J., Hjelm O., Kosson D., Van der Sloot H.A. and Vehlow J. (1995). An international perspective on the characterisation and management of residues from MSW incinerators. *Biomass and Bioenergy* 9 (1-5):377-386.
- Scarlett J.M., Babish J.G., Blue J.T., Voekler W.E. and Lisk D.J. (1990). Urinary mutagens in municipal refuse incinerator workers and water treatment workers. *J. Toxicol. Environ. Health* 31:11-27. (Cited in Ma *et al.* 1992).
- Schechter A. (1994). Exposure Assessment: Measurement of dioxins and related chemicals in human tissues. In: *Dioxins and Health*. (pp449-477). Plenum Press, New York, ISBN 0-306-44785-1.
- Schechter A., Miyata H., Ohta S., Aozasa O., Nakao T. and Masuda Y. (1999). Chloracne and elevated dioxin and dibenzofuran levels in the blood of two Japanese MSW incinerator workers and of the wife of one worker. *Organohalogen Compounds* 44:247-250.
- Schechter A.J., Malkin R., Papke O., Ball M. and Brandt-Rauf P.W. (1991). Dioxin levels in blood of municipal incinerator workers. *Med Sci Res.* 19:331-332.
- Schmid P. and Schlatter Ch. (1992). Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and polychlorinated dibenzofurans (PCDFs) in cow's milk from Switzerland. *Chemosphere* 24 (8):1013-1030.
- Schneider M., Stieglitz L., Will R. and Zwick G. (1998). Formation of polychlorinated naphthalenes on fly ash. *Chemosphere* 37 (9-12):2055-2070.
- Schreiber R.J. and Evans J.J. (1994). Dioxin emission results from recent testing at cement kilns. *Organohalogen Compounds* 20:373-376.
- Schuhmacher M., Domingo J.L., Granero S., Llobet J.M., Eljarrat E. and Rivera J. (1999a). Soil monitoring in the vicinity of a municipal solid waste incinerator: Temporal variation of PCDD/Fs. *Chemosphere* 39 (3):419-429.
- Schuhmacher M., Domingo J.L., Llobet J.M., Muller L. and Jager J. (1997a). Levels of PCDDs and PCDFs in grasses and weeds collected near a municipal solid waste incinerator. *The Science of the Total Environment* 201:53-62.
- Schuhmacher M., Granero S., Domingo J.L., Llobet J.M. and de Kok H.A.M. (1999b). Monitoring PCDD/Fs in the vicinity of an old municipal waste incinerator, 1996-1998. Part II: Vegetation monitoring. *Organohalogen Compounds* 43:123-126.
- Schuhmacher M., Granero S., Xifro A., Domingo J.L., Rivera J. and Eljarrat E. (1998). Levels of PCDD/Fs in soil samples in the vicinity of a municipal solid waste incinerator. *Chemosphere* 37 (9-12):2127-2137.
- Schuhmacher M., Meneses M., Granero S., Llobet J.M. and Domingo J.L. (1997b). Trace element pollution of soils collected near a municipal solid waste incinerator: human health risk. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 59 : 861-867.
- Paul, Minnesota. Archives of Environmental Health 49 (5):366-374. Schwartz J. and Marcus A. (1990). Mortality and air pollution in London: a time series analysis. *American Journal of Epidemiology* 131 (1):185-194.
- Schwartz J., Slater D., Larson T.V., Pierson W.E. and Koenig J. (1993). Particulate air pollution and hospital emergency room visits for asthma in Seattle. *American Review of Respiratory Diseases* 147:826-831.
- Schwind, K., H., Hosseinpour, J., (1988) Brominated/chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. Part 1: Brominated/chlorinated and brominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in fly ash from a municipal waste incinerator. *Chemosphere* 17 (9):1875-1884.
- Seaton A. (1995). Particulate air pollution and acute health effects. *The Lancet* 345:176-178.
- Shane B.S., Gutenmann W.H. and Lisk D.J. (1993). Variability over time in the mutagenicity of ashes from municipal solid-waste incinerators. *Mutation Research* 301:39-43.
- Shin D., Yang W., Choi J., Choi S. and Jang Y.S. (1998). The effects of operation conditions on PCDD/Fs emission in municipal solid waste incinerators: stack gas measurement and evaluation of operating conditions. *Organohalogen Compounds* 36:143-146.
- Shy C.M., Degnan D., Fox D.L., Mukerjee S., Hazucha M.J., Boehlecke B.A., Rothenbacher D., Briggs P.M., Devlin R.B., Wallace D.D., Stevens R.K. and Bromber P.A. (1995). Do waste incinerators induce adverse respiratory effects? An air quality and epidemiology study of six communities. *Environmental Health Perspectives* 103:714-724.
- Sinkkonen S., Paasivirta J., Koistinen J. and Tarhanen J. (1991). Tetra- and pentachlorodibenzothiophenes are formed in waste combustion. *Chemosphere* 23 (5):583-587.
- Sprague J.B. (1991). Environmentally desirable approaches for regulating effluents from pulp mills. *Wat. Sci. Technol.* 24:361-371.
- Stairs K.C. and Johnston P. (1991). The precautionary action approach to environmental protection. *Environ. Poll 1 -ICEP*. 1:473-479.
- Startin J.R., Wright C., Kelly M. and Charlesworth E.A.

- (1994).Dioxin concentrations in the blood of individuals resident on farms near Bolsover,UK.Organohalogen Compounds 21:117-120.
- Steenwegen C.(2000).Can Ecological taxes play a role in diminishing the health impacts of waste management?In:Health Impacts of Waste Management Policies.Proceedings of the seminar "Health Impacts of Waste Management Policies",Hippocrates Foundation, Kos,Greece,12-14 November 1998,Eds.P. Nicolopoulou-Stamati,L.Hens and C.V.Howard.Kluwer Academic Publishers.
- Stieglitz L.,Hell K.,Matthys K.,Rivet F.and Buekens A. (1999).Dioxin studies on a MSW-incinerator. Organohalogen Compounds 41:117-120.
- Sunyer J.,Saez M.,Murillo C.,Castellsague J.,Martinez F.,Anto J.M.(1993).Air pollution and emergency room admissions for chronic obstructive pulmonary disease:A 5-year study.American Journal of Epidemiology 137 (7):701-705.
- Swedish EPA (1998).Persistent Organic Pollutants:A Swedish Way of an International Problem. ISBN 91-620-1189-8.
- Takasuga,T.,Inoue,T.,Ohi,E.&Ireland,P.(1994) Development of an all congener specific,HRGC/HRMS analytical method for polychlorinated naphthalenes in environmental samples.Organohalogen Compounds 19:177-182
- ten Tusscher G.W.,Stam G.A.and Koppe J.G.(2000). Open chemical combustions resulting in a local increased incidence of orofacial clefts.Chemosphere 40:1263-1270.
- Thompson L.J.,Ebel J.G.Jr.,Manzell K.L.,Rutzke M.,Gutenmann W.H.and Lisk D.J.(1995).Analytical survey of elements in veterinary college incinerator ashes. Chemosphere 30 (4):807-811.
- UK Environment Agency (1997).Report on the operation of incineration plant at the Coalite Chemical Works,Bolsover,Derbyshire,from commissioning to closure and the subsequent prosecution of the last operator Coalite Products Ltd by H.M.Inspectorate of Pollution under section 5 of the Health and Safety at work act 1974.Publ:UK Environment Agency,report no. HO-9/97-500-C-AZMI,71pp.
- USEPA (2000).Exposure and Health Reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD)and related compounds.Part 1,Volume 3,Chapter 3,p27. EPA/600/P-00/001 Ab-Ae,March/May 2000.
- USEPA (1997)Estimating Air Emissions from Sources of Dioxins and Furans.Publ.United States Environmental Protection Agency Office of Air Quality Planning and Standards,Office of Air And Radiation,1997 Report Number EPA-454/R-97-003,Research Triangle Park, North Carolina.
- Valerio F.,Pala M.,Piccardo M.T.,Lazzarotto A.,Balducci D and Brescianini C.(1995).Exposure to airborne cadmium in some Italian urban areas.The Science of the Total Environment 172:57-63.
- Van Birgelen,A.P.J.M.(1998).Hexachlorobenzene as a possible major contributor to the dioxin activity of human milk.Environmental Health Perspectives 106(11):683-688.
- Van den Hazel P.and Frankort P.(1996).Dioxin concentrations in the blood of residents and workers at a municipal waste incinerator.Organohalogen Compounds 30:119-121.
- Van Doorn R.,Leijdekkers CH-M.,Bos R.P.,Brouns R.M.E.and Henderson P.TH.(1981).Enhanced excretion of thioethers in urine of operators of chemical waste incinerators.British Journal of Industrial Medicine 38:187-190.
- Van Larebeke N.(2000).Health effects of a household waste incinerator near Wilrijk,Belgium.In:Health Impacts of Waste Management Policies.Proceedings of the seminar "Health Impacts of Waste Management Policies",Hippocrates Foundation,Kos,Greece,12-14 November 1998,Eds.P.Nicolopoulou-Stamati,L.Hens and C.V.Howard.Kluwer Academic Publishers.
- Van Velzen D.and Langenkamp H.(1996).Antimony (Sb)in urban and industrial waste and in waste incineration.European Commission EUR 16435 EN.
- Verschaeve L.and Schoeters G.(1998).Cytogenetisch populatieonderzoek:commentaren bij het cytogenetisch onderzoek van kinderen in de Neerlandwijk,VITO report 1998/R/TOX/045,Mol,Belgium.(in Dutch).(Cited in van Larebeke 2000).
- Viel J.-F.,Arveux P.,Baverel J.and Cahn J.-Y.,2000. Soft-tissue sarcoma and non-Hodgkin's lymphoma clusters around a municipal solid waste incinerator with high dioxin emission levels.Am.J.Epidem. 152:13-19.
- Villalobos S.A.,Anderson M.J.,Denison M.S.,Hinton D.E.,Tullis K.,Kennedy I.M.,Jones A.D.,Chang D.P.Y., Yang G.and Kelly P.(1996).Dioxinlike properties of a trichloroethylene combustion-generated aerosol.
- Wang J.,Hsiue T.,and Chen H.(1992).Bronchial responsiveness in an area of air pollution resulting from wire reclamation.Arch.Dis.Child.67:488-490.(Cited in National Research Council 2000).
- Weber,L.W.D.and Greim,H.(1997)The toxicity of brominated and mixed-halogenated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans:An overview.Journal of Toxicology and Environmental Health.50:195-215
- Webster T.and Connet P.(1990).Risk Assessment:A public health hazard?Journal of Pesticide Reform 10 (1): 26-31.
- Webster T.and Connett P.(1998).Dioxin emission inventories and trends:the importance of large point sources.Chemosphere 37 (9-12):2105-2118.
- Wikstrom E.(1999).The role of chlorine during waste combustion.Department of chemistry,Environmental

Chemistry, Umea University.).

Wikstrom E. Persson A. and Marklund S. (1998). Secondary formation of PCDDs, PCDFs, PCBs, PCBzs, PCPhs and PAHs during MSW combustion. *Organohalogen Compounds* 36:65-68.

Wilken M., Boske J., Jager J. and Zeschmar-Lahl B. (1993) PCDD/F, PCB, chlorobenzene and chlorophenol emissions of a municipal solid waste incinerator plant (MSWI)—variation within a five day routine performance and influence of Mg(OH)₂-addition. *Organochlogen Compounds* :241

Williams F. L. R., Lawson A. B. and Lloyd O. L. (1992). Low sex ratios of births in areas at risk from air pollution from incinerators, as shown by geographical analysis and 3-dimensional mapping. *International Journal of Epidemiology* 21 (2):311-319.

Williams P. T. (1990). A review of pollution from waste incineration. *Journal of the Institute of Water and Environmental Management* 4 (1):2634.

World Bank (1999). The International Bank for Reconstruction and Development/THE WORLD BANK. "What a Waste: Solid Waste Management in Asia," Urban Development Sector Unit, East Asia and Pacific Region, Washington, D.C., June 1999.

Wrbitzky R., Goen T., Letzel S. and Frank F. (1995). Internal exposure of waste incineration workers to organic and inorganic substances. *Int Arch Occup Environ Health* 68:13-21.

Yamamura K., Ikeguchi T. and Uehara H. (1999). Study on the emissions of dioxins from various industrial waste

incinerators. *Organohalogen Compounds* 41:287-292.

Yasuda K. and Takahashi M. (1998). The emission of polycyclic aromatic hydrocarbons from municipal solid waste incinerators during the combustion cycle. *Journal of Air and Waste Management*. 48:441-447.

Zanini E., and Bonifacio E. (1991). Lead pollution of soils from a continuous point source: A case study in Italy. *J. Environ. Sci. Health A26* (5):777-796.

Zmirou D., Parent B., Potelon J-L. (1984). Etude epidemiologique des effets sur la sante des rejets atmospheriques d'une usine d'incineration de dechets industriels et menagers. *Rev. Epidem. et Sante Publ.* 32: 391-397. (in French). (Cited in Hens *et al.* 2000, Rowat 1999, Marty 1993).

8. ANHANG

ANHANG A

GESUNDHEITLICHE AUSWIRKUNGEN AUSGEWÄHLTER SCHADSTOFFE AUS DER MÜLLVERBRENNUNG

1. Staubpartikel

1.1 Einführung

Pflanzliches und tierisches Leben, wie wir es kennen, entwickelte sich in Anwesenheit von Staub (Howard 2000). Diese Materie besteht aus winzigen Feststoffteilchen, auch Partikel genannt. Zu den Partikeln natürlicher Herkunft zählen Bodenpartikel, die vom Wind in die Luft geblasen werden, Staubteilchen, die aus Vulkanausbrüchen stammen, Salzpartikel, die von der Meeresbrandung in die Luft geschleudert werden, Pilzsporen und Pollenkörner. Die Größe dieser Partikel ist sehr unterschiedlich und reicht von grobkörnigen Partikeln, die mit bloßem Auge sichtbar sind, zu mikroskopisch kleinen Partikeln, die in Mikrometern (μm) gemessen werden. Die feineren Feststoffteilchen verbleiben meist über längere Zeiträume in der Luft, während sich die gröberen Teilchen wie vom Wind verblasene Bodenpartikel und Pollenkörner gewöhnlich nur für kurze Zeit in der Luft befinden und rasch wieder auf die Erde fallen. Die meisten aus natürlichen Quellen stammenden Partikel sind i.d.R. größer als $20 \mu\text{m}$ (QUARG 1996, COMEAP 1995, EPAQS 1995).

Das Atemsystem des Menschen hat im Laufe der Evolution gelernt, mit der Belastung solcher natürlicher Partikel in der Luft fertig zu werden. Das Schleim- und Flimmerepithel (Schleimhaut und hauchfeine Flimmerhärchen) der Atemwege verhindert, dass in der Atemluft vorhandene Staubteilchen in die tieferen Regionen der Lunge gelangen. Feine Partikel, die kleiner als $10 \mu\text{m}$ sind, kommen auch natürlich vor, hauptsächlich in Form von Meersalzpartikeln in der Luft. Durch die Schutzmechanismen der Atmungsorgane stellen die feineren Partikel keine Gesundheitsbedrohung dar; sie werden, wenn sie eingeatmet werden, einfach vom Körper absorbiert (Howard 2000).

Staubpartikel entstehen aber auch als Folge menschlicher Aktivitäten. Nachdem die Menschen das Feuer entdeckt hatten, gehörte die Exposition mit feinen, unlöslichen Feststoffteilchen, die kleiner als $10 \mu\text{m}$ sind, zum Alltag (Howard 2000). Jedoch hat erst das Aufkommen der Industriegesellschaft weltweit zu einem drastischen Anstieg der Verbrennungsprozesse geführt.

Die Hauptquellen von Staubpartikeln, die vom Menschen erzeugt werden, bilden Verbrennungsprozesse wie Müllverbrennung, Kohlebeheizung und Treibstoffverbrennung im Fahrzeugmotor und, zu einem geringeren Anteil, metallurgische und andere industrielle Prozesse. All diese Prozesse führen zwangsläufig zur direkten Freisetzung von Partikeln in die Atmosphäre. Staubteilchen, die direkt in die Atmosphäre gelangen, nennt man Primärpartikel. Abgesehen von dieser direkten Partikelemission aus Verbrennungsprozessen können einige Schadgase, die bei Verbrennungsvorgängen frei werden, wie z.B. Schwefeldioxid und Stickstoffdioxid, in der Atmosphäre chemische Reaktionen eingehen, bei

denen sog. Sekundärpartikel gebildet werden. Die so entstandenen Partikel setzen sich hauptsächlich aus Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat (Ammonsalpeter) zusammen. Sekundärpartikel können auch eine Vielzahl anderer toxischer organischer Verbindungen wie PAHs an ihrer Oberfläche adsorbieren (QUARG 1996, COMEAP 1995, EPAQS 1995).

Durch menschliche Aktivitäten entstandene Staubteilchen sind meist feine Partikel (kleiner als $10 \mu\text{m}$), oder auch noch kleinere, ultrafeine Partikel (kleiner als $0,05 \mu\text{m}$, i.e. 50 Nanometer (nm)). Wissenschaftliche Untersuchungen deuten darauf hin, dass Staubpartikel, die kleiner als $10 \mu\text{m}$ sind, negative Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit haben. Als noch bemerkenswerter gelten die jüngsten Forschungsergebnisse, die zeigen, dass die Zahl der ultrafeinen Partikel und möglicherweise deren chemische Zusammensetzung für die gesundheitlichen Auswirkungen verantwortlich sind (QUARG 1996, Seaton *et al.* 1995). Ultrafeine Partikel können in der Natur sauer reagieren, zu einem Reizstoff für die Lungen werden und Giftstoffe wie halogenierte organische Substanzen (z.B. Dioxine), Metalle und PAHs an ihre Oberfläche binden (COMEAP 1995).

Das Atemsystem hat Mechanismen entwickelt, um die tieferen Regionen der Lunge vor Staubteilchen zu schützen. Auf natürlichem Weg entstandene Partikel sind meist $2,5\text{--}10 \mu\text{m}$ groß oder größer. Alle Partikel unter $10 \mu\text{m}$ können theoretisch bis in die feinsten Verzweigungen der Bronchien vordringen, aber zumeist werden zwischen $2,5$ und $10 \mu\text{m}$ große Teilchen in den oberen Atemwegen abgelagert. Von dort werden sie auf effiziente Weise entfernt. Nur ein kleiner Teil der natürlich entstandenen Partikel wird in den tieferen Regionen der Lunge abgelagert. Der Körper besitzt Schutzmechanismen, mit deren Hilfe die tieferen Lungengebiete von Staubteilchen befreit werden können; diese sind jedoch nicht so effizient wie die Abwehrmechanismen der oberen Atemwege. Im Gegensatz zu den natürlichen Staubpartikeln ist ein Großteil der vom Menschen erzeugten Partikel kleiner als $2,5 \mu\text{m}$. Diese sog. „lungengängigen“ Staubteilchen können bis in die feinsten Verzweigungen der Bronchien vordringen und sich dort ablagern; man nimmt an, dass dieser Feinstaub für die schwerwiegendsten Gesundheitsbeeinträchtigungen verantwortlich ist.

Es ist eine allgemein anerkannte Tatsache, dass es im vorindustriellen Zeitalter natürliche und vom Menschen verursachte Verbrennungsprozesse gab; das Ausmaß der Partikelemission war jedoch damals im Vergleich zur heutigen Zeit äußerst gering. Neuere britische Studien haben ergeben, dass Primär- und Sekundärpartikel aus industriellen Verbrennungsprozessen je ein Drittel der gesamten PM₁₀-Belastung der Luft ausmachen; das restliche Drittel stammt von Meeresaerosolen (s. Howard 2000). Unterschiede in der Partikelkonzentration der Atmosphäre sind eindeutig auf lokale Einflüsse

zurückzuführen. So ergab eine in der Stadt Birmingham, Großbritannien, durchgeführte Studie, dass sich die Anzahl der in der Luft vorhandenen Partikel auf 1000 bis 100.000 Teilchen pro cm^3 beläuft. Im Gegensatz dazu enthält Landluft eine geringere Anzahl von Staubteilchen, durchschnittlich 5000 bis 10.000 pro cm^3 ; in verkehrsreicheren Gebieten ist die Partikelkonzentration jedoch zumeist höher. Weniger verschmutzte Luftgebiete wie das über dem Nordatlantischen Ozean enthält i.d.R. nur rund 200 Partikel pro cm^3 (QUARG 1996, Seaton 1995).

Da die Größe der Staubpartikel einen direkten Einfluss auf das Ausmaß der gesundheitlichen Beeinträchtigungen hat, wurde in den letzten Jahren die Partikelkonzentration der Atmosphäre nach der Größe der vorhandenen Partikel bestimmt. Die am häufigsten verwendete Messtechnik, bekannt als PM10, ermittelt die Masse der in der Luft vorhandenen Partikel, deren Durchmesser geringer als $10\ \mu\text{m}$ ist. Solche Partikel lagern sich besonders gerne in den tieferen Lungenregionen ab. PM10 wurde bereits in vielen Studien über gesundheitliche Auswirkungen von partikelförmiger Luftverschmutzung zur Bestimmung von Partikelkonzentrationen verwendet.

1.2 Gesundheitliche Auswirkungen von Staubpartikeln

Zwischen den 30er und 50er Jahren ereigneten sich mehrere schwere Smog-Katastrophen in Industriestädten wie London, Meuse Valley, Belgien, und Donora, Pennsylvanien. Dichter Wintersmog, verursacht durch partikelförmige Luftverschmutzung und Schwefeldioxid aus kohlebeheizten Kraftwerken, führte zu einem drastischen Anstieg der Sterblichkeitsrate aufgrund von Atemwegs- und Herz-Kreislauf-Erkrankungen. Diese Katastrophen sind ein Beweis dafür, dass hohe Konzentrationen an Partikelemissionen einen Anstieg der täglichen Todesrate zur Folge haben (s. Schwartz 1994a). Zum Glück gehörten solche Vorfälle in westlichen Industrieländern spätestens in den 60er Jahren dank emissionsärmerer Brennstoffe und verbesserter Luftreinhaltssysteme der Vergangenheit an. Gleichzeitig änderte sich durch den zunehmenden Autoverkehr die Art und Zusammensetzung der Luftemissionen. Seit Mitte der 80er Jahre beschäftigen sich zahlreiche Forscher mit der Frage, ob die niedrigeren Konzentrationen an Partikeln und anderen Luftschadstoffen, denen die Menschen heute ausgesetzt sind, ebenfalls für einen Anstieg der Todes- und Krankheitsraten verantwortlich sind. Viele epidemiologische Studien zu diesem Thema haben gezeigt, dass Partikelemissionen tatsächlich mit einer Verschlimmerung respiratorischer Erkrankungen und einer Erhöhung des Sterblichkeitsrisikos bei Atemwegs- und Herzkrankungen in Zusammenhang stehen (s. Pope *et al.* 1995a).

Studien über kurzfristige Schwankungen der Konzentration von Partikelemissionen in einem Gebiet und die tägliche Todesrate des Gebiets kamen ausnahmslos zu dem Ergebnis, dass ein geringer Anstieg der täglichen Todesraten mit einer

kurzfristigen Erhöhung der partikelförmigen Luftverschmutzung korreliert (s. z.B. Pope *et al.* 1995a, Schwartz 1994a). Es gilt festzuhalten, dass diese Studien keinen „sicheren“ Grenzwert der Partikelkonzentration ermitteln konnten, einen Schwellenwert also, unter welchem die Todesraten nicht ansteigen dürften. Somit war ein deutlicher Zusammenhang zwischen erhöhten Sterberaten und erhöhten Partikelemissionen sogar in jenen Studien ersichtlich, die in Gebieten mit relativ geringen Luftemissionen, die den US-Luftgüthenormen entsprachen, durchgeführt wurden. Aus den Studienergebnissen leiteten die Forscher ab, dass jeder PM10-Anstieg um $10\ \text{mg}/\text{m}^3$ mit einem 0,5–1,5%igen Anstieg der täglichen Sterberate korrelierte. Die frühzeitigen Todesfälle waren primär auf Atemwegserkrankungen und in zweiter Linie auf Herz-Kreislauf-Erkrankungen zurückzuführen, die jeweils zu einem Anstieg der Sterblichkeitsraten führten. Die Studie wurde von Wissenschaftlern überprüft, die zu dem Schluss kamen, dass es unwahrscheinlich ist, dass die Erhöhung der Todesraten auf konfundierende Faktoren wie Wetterverhältnisse oder andere Luftschadstoffe zurückzuführen ist. Daher wurde abschließend festgestellt, dass man die Studienergebnisse durchaus dahingehend interpretieren könne, dass ein Kausalzusammenhang zwischen PM10-Konzentrationen und den täglichen Todesraten vorliegt (z.B. Pope *et al.* 1995a, Schwartz 1994a).

Neben den Untersuchungen von kurzfristigen Veränderungen von Partikelemissionen in die Luft und den täglichen Todesraten wurden auch Studien über die Auswirkungen der Exposition mit langfristigen Partikelkonzentrationen auf die Mortalität (Sterblichkeitsrisiko) durchgeführt. Diese Studien verglichen die jährlichen durchschnittlichen Sterberaten von Bevölkerungsgruppen aus verschiedenen Gebieten mit der jährlichen durchschnittlichen Konzentration von Partikelemissionen in diesen Gebieten. Auch diese Studien ergaben einen Zusammenhang zwischen partikelförmiger Luftverschmutzung und erhöhten Sterberaten. Die Todesraten waren in Städten mit höheren Emissionen von Fein- oder Sulfatstaubpartikeln höher als in Städten mit niedrigeren Partikelemissionen. Die Studienergebnisse weisen darauf hin, dass zwischen 3 und 9% aller Todesfälle in den Städten auf partikelförmige Luftverschmutzung zurückzuführen waren (Pope *et al.* 1995b). Da diese Werte extrem hoch sind, wurden Zweifel an der ausreichenden Kontrolle der konfundierenden Faktoren im Zuge der Untersuchungen geäußert. Zwei weitere Studien, die das Problem der Konfundierung erfolgreich bewältigten, (Pope *et al.* 1995c, Dockery *et al.* 1993), einschließlich einer Studie über achtjährige Follow-up-Untersuchungen an über einer halben Million erwachsener US-Bürger (Pope *et al.* 1995c), zeigten jedoch ebenfalls, dass die langfristigen Durchschnittswerte von Feinstaub- und Sulfatpartikeln in der Luft mit den Todesraten korrelierten. Das Sterblichkeitsrisiko war in Städten mit den höchsten Staubkonzentrationen um ca. 15–25% höher als in

Städten mit den niedrigsten Emissionswerten. Die Ursachen der Todesfälle, die mit Partikelemissionen in Zusammenhang gebracht wurden, waren Erkrankungen der Atmungsorgane einschließlich Lungenkrebs sowie Herz-Kreislauf-Erkrankungen, insbesondere bei chronisch kranken oder älteren Personen. Daraus ergibt sich, dass sowohl Studien über kurzfristige Veränderungen von Partikelemissionen als auch Untersuchungen über langfristig in der Atmosphäre vorhandene Partikelkonzentrationen einen Zusammenhang zwischen Mortalität und partikelförmiger Luftverschmutzung festgestellt haben.

Aus einem ursächlichen Zusammenhang zwischen Partikelemissionen und Mortalität lässt sich theoretisch auch auf einen Zusammenhang zwischen Morbidität (Krankheitshäufigkeit) und partikelförmiger Luftverschmutzung schließen (Pope *et al.* 1995b). Untersuchungen haben gezeigt, dass es tatsächlich einen solchen Zusammenhang gibt. So haben zahlreiche Studien, in denen eine Vielzahl von Endpunkten zur Überwachung gesundheitlicher Auswirkungen verwendet wurde, ergeben, dass kurzfristige Veränderungen der Konzentration von Staubpartikeln in der Luft mit der Schwere und Häufigkeit von Krankheiten korrelieren. Die Ergebnisse dieser Studien werden in der nachstehenden Liste aufgeführt. Insgesamt weisen die Ergebnisse darauf hin, dass partikelförmige Luftverschmutzung zu einer vorübergehenden Verschlimmerung bereits bestehender Atemwegserkrankungen führen kann.

Folgende Erscheinungen sind mit atmosphärischen Partikelemissionen in Zusammenhang gebracht worden:

- Anstieg der Häufigkeit von Krankenhauseinweisungen aufgrund von Atemwegserkrankungen im Winter (z.B. Schwartz 1994a, Pope 1991, Pope 1989) und im Sommer (z.B. Schwartz 1994a, b, c, d und Thurston *et al.* 1993).
- Anstieg der Inanspruchnahme der Ambulanzdienste von Krankenhäusern aufgrund von Atemwegserkrankungen (z.B. Pope 1995a, Schwartz *et al.* 1993, Sunyer *et al.* 1993).
- Verschlimmerung von leichten und schweren Asthmaanfällen bei Kindern und Erwachsenen (z.B. Pope *et al.* 1995b, Walters *et al.* 1994, Ostro 1993, Roemer *et al.* 1993, Thurston *et al.* 1993, Pope 1989, Bates und Sizto 1987, Whittemore und Korn 1980).
- Erhöhte Inzidenz von Atemwegserkrankungen (insbesondere Erkrankungen der unteren Atemwege wie pfeifender Atem, trockener Husten, Schleimauswurf, Kurzatmigkeit und Brustbeschwerden) (z.B. Sram *et al.* 1996, Schwartz *et al.* 1994b, Braun-Fahrlander *et al.* 1992, Pope und Dockery 1992).
- Geringfügige Beeinträchtigung der Lungenfunktion (z.B. Hoek und Brunekreef 1994 und 1993, Koenig *et al.* 1993, Neas *et al.* 1992, Pope und Dockery 1992, Pope *et al.* 1991, Dassen *et al.* 1986, Dockery *et al.* 1982).

- Krankheitsbedingtes Fernbleiben von der Schule und vom Arbeitsplatz (Sram *et al.* 1996, Ransom und Pope 1991, Ostro 1990, Ostro und Rothschild 1989).

Die Ergebnisse der hier diskutierten epidemiologischen Studien liefern Beweise dafür, dass tägliche Veränderungen der Partikelkonzentration in der Luft mit vorübergehenden gesundheitlichen Auswirkungen und einem Anstieg der täglichen Todesrate korrelieren. Dies hat zum Teil für heftige Kontroversen gesorgt. Kritiker vertreten die Ansicht, dass diese Beweise unter unnatürlichen Bedingungen zustande gekommen seien und dem gesunden Menschenverstand sowie der etablierten Lehrmeinung zuwiderlaufen. Jedoch sind einige unabhängige Experten, die die Studienergebnisse überprüft haben, der Meinung, dass ein kausaler Zusammenhang zwischen Krankheiten und kurzfristigen Veränderungen von Partikelemissionen bestehe. Diese Auffassung wurde vom britischen Gesundheitsministerium als zutreffend anerkannt (Maynard 2000).

Neben den Studien zu vorübergehenden Gesundheitsbeeinträchtigungen aufgrund von kurzfristigen Veränderungen der partikelförmigen Luftverschmutzung wurden auch Untersuchungen darüber durchgeführt, ob eine langfristige Exposition mit Partikelemissionen über einen Zeitraum von einem Jahr oder länger mit dauerhaften, kumulativen Auswirkungen auf die Gesundheit verbunden ist. In mehreren Studien wurde ein solcher Zusammenhang festgestellt. So ergaben einige Studien, dass eine langfristige Exposition mit Staubpartikeln in der Luft mit Lungenfunktionsstörungen (z.B. Sram *et al.* 1996, Chestnut *et al.* 1991, Schwartz 1989) und einer erhöhten Häufigkeit von Atemwegserkrankungen, insbesondere Bronchitis, (Abbey *et al.* 1995, Pope *et al.* 1995b) einhergeht.

Epidemiologische Analyseergebnisse weisen also darauf hin, dass aller Wahrscheinlichkeit nach ein Kausalzusammenhang zwischen atmosphärischen Partikelemissionen und Gesundheitsbeeinträchtigungen existiert (s. z.B. Pope 1995b, COMEAP 1995). Über die Art und Weise, wie Staubpartikel Gesundheitsschäden hervorrufen können, ist jedoch wenig bekannt. Man nimmt an, dass ultrafeine, möglicherweise saure Partikel eine Entzündung des Gewebes der unteren Lungenregionen hervorrufen könnten, welche wiederum die Ursache für Atemwegs- und Herzerkrankungen sowie vorzeitige Todesfälle sein könnte (z.B. Seaton 1995, Howard 2000 und 2000b). Zu den wichtigsten Faktoren, die zu einer solchen Entzündung beitragen könnten, zählen Untersuchungen zufolge die geringe Größe der ultrafeinen Partikel, ihre große Oberfläche, von der adsorbierte Übergangsmetalle freigesetzt werden, ihre Unlöslichkeit sowie die mögliche Bildung freier Radikale (Donaldson *et al.* 2000).

2. Dioxine

Dioxine sind toxisch, persistent (langlebig) und bioakkumulativ, d.h. sie können sich im Gewebe

von Menschen und Tieren anreichern. Dioxine entstehen als unbeabsichtigte Neben- und Folgeprodukte von menschlichen Aktivitäten, bei denen atomares Chlor hergestellt oder verwendet wird bzw. Substanzen verbrannt werden, die chlororganische Verbindungen enthalten. Die Dioxinkonzentrationen im Blut und Gewebe von Menschen und in der Umwelt begannen nach dem Zweiten Weltkrieg in Industriegebieten drastisch anzusteigen. Als Ursache für diesen Anstieg werden die Herstellung und Verbreitung von chlorierten Pestiziden und anderen Chemikalien sowie die Entsorgung von Abfallprodukten der Chlorchemie genannt.

Ende der 70er und Anfang der 80er Jahre erkannten einige Wissenschaftler, dass Dioxine in Industrieregionen ubiquitär, d.h. im Körpergewebe von Menschen und in der gesamten Umwelt zu finden sind. Darüber hinaus wurde festgestellt, dass MVAs Dioxine in ihre Schornsteinabgase und Schlacken emittieren. Zu diesem Zeitpunkt war die Müllverbrennung jedoch bereits eine weit verbreitete Technologie. Als die Politikverantwortlichen schließlich von der Tragweite des Dioxinproblems überzeugt waren und einsahen, dass dieses Problem mit der Müllverbrennung in Zusammenhang steht, waren einige Regionen bereits stark von der Müllverbrennung abhängig geworden, sowohl als Abfallbeseitigungsmethode als auch als Wirtschaftsunternehmen für den Industriesektor. Aus diesem Grund wurden die in Betrieb stehenden MVAs, statt stillgelegt zu werden, noch stärker mit Technologien zur Emissionskontrolle ausgestattet. Diese Maßnahmen führen jedoch nur zu einer Verschiebung des Problems, ohne es zu lösen, d.h. jener Dioxinanteil, der früher in die Atmosphäre entlassen wurde, wird nun durch Rauchgasfilter abgeschieden oder in die Schlacke emittiert und anschließend durch Deponierung entsorgt. Auf diese Weise wird die Dioxinfreisetzung in die Umwelt lediglich verzögert, und nicht dauerhaft verhindert.

Die Dioxinkontamination ist nicht auf Gebiete in unmittelbarer Nähe von Verbrennungsanlagen und anderen Dioxinquellen beschränkt. Ebenso wie andere persistente organische Schadstoffe (POPs) können auch Dioxine durch Luftströmungen Tausende Kilometer weit transportiert werden und sind so weltweit zu allgegenwärtigen Schadstoffen geworden. Man nimmt an, dass heutzutage im Körpergewebe jedes einzelnen Menschen auf der Welt Dioxine enthalten sind.

Die Toxizität von Dioxinen, insbesondere TCDD, wurde eingehend erforscht. Eine beträchtliche Anzahl von Forschungen widmete sich auch der Frage, welche Auswirkungen die Exposition mit Dioxinen auf die Gesundheit von Menschen und wildlebenden Tieren hat. TCDD wurde vom Internationalen Krebsforschungszentrum (IARC) als Humankarzinogen (krebserregend für den Menschen) eingestuft (McGregor *et al.* 1998).

Dioxine haben unzählige toxische Auswirkungen, denn sie nehmen auf ein fundamentales biochemisches Regulationssystem im Körper

Einfluss, ein System, das sowohl Menschen als auch Tiere besitzen. Dioxine binden sich im Organismus an ein bestimmtes Rezeptorprotein, den sog. Ah-Rezeptor. Die Folgen gleichen der Wirkung von Hormonen: Geringste Konzentrationen bewirken weitgehende Änderungen im Zellstoffwechsel (s. Webster und Commoner 1994). Die durch Dioxine erzeugten toxischen Wirkungen werden in Tab. 1 zusammengefasst.

Tab. 1 Toxische Wirkungen von Dioxinen

Karzinogenität	IARC Kategorie-1-Karzinogen (krebserregend für den Menschen).
Immuntoxizität	Beeinträchtigung der zellulären und humoralen Immunantwort; erhöhte Anfälligkeit für Infektionen; Autoimmun-Reaktion.
Reproduktionstoxizität beim Mann	Reduzierte Spermienproduktion; Hodenatrophie; anomale Struktur der Hoden; reduzierte Größe der Genitalien; Verweiblichung des Körpers; feminisiertes Verhalten.
Reproduktionstoxizität bei der Frau	Abnahme der Fruchtbarkeit; Fehlgeburten; Funktionsstörung der Eierstöcke; Endometriose.
Entwicklungstoxizität	Geburtsschäden; Fruchttod; Beeinträchtigung der neurologischen Entwicklung und sich daraus ergebende kognitive Defizite; Störungen der Sexualentwicklung.
Modulation von Hormonen, Rezeptoren und Wachstumsfaktoren	Steroidhormone und -Rezeptoren (Androgene, Östrogene und Glukokortikoide); Schilddrüsenhormone; Insulin; Melatonin; Vitamin A; EGF und Rezeptor; TGF-a und TGF-b; TNF-a, IL-1b, c-Ras, c-ErbA.
Andere Auswirkungen	Organtoxizität (Leber, Milz, Thymusdrüse, Haut); Diabetes; Gewichtsverlust; Schwindsucht; geänderter Fett- und Glukosestoffwechsel.

Quelle: US-EPA 1994 und Birnbaum 1994

Arbeitsmedizinische Studien haben ergeben, dass die Exposition mit Dioxinen mit einer Vielzahl von Gesundheitsschäden wie Chlorakne (Hautschäden), veränderten Leberenzymwerten und veränderten Konzentrationen von Schilddrüsenhormonen, Geschlechtshormonen und Immunzellen verbunden ist (überprüft von Sweeney und Mocarelli 2000). Die Dioxinexposition am Arbeitsplatz wurde auch mit einem erhöhten Krebsrisiko unter Berücksichtigung aller Krebsarten in Zusammenhang gebracht (z.B. Fingerhut *et al.* 1991, Manz *et al.* 1991, Zorber *et al.* 1990).

Was die Allgemeinbevölkerung von Industriestaaten betrifft, so weisen Untersuchungen darauf hin, dass die Dioxinbelastung der Menschen der derzeitigen Hintergrundbelastung entspricht, die in der Umwelt nachgewiesen werden kann. Dioxine können z.B. die Werte bestimmter Hormone, Enzyme und Immunzellen in Konzentrationen beeinflussen, die den Hintergrundwerten entsprechen (bzw. an die Werte heranreichen), die gegenwärtig im Organismus von Menschen aus Industrieländern zu finden sind. DeVito *et al.* (1995) stellen fest:

„Leichte Veränderungen der Enzymaktivität, die auf Leberfunktionsstörungen hinweisen, leichte Veränderungen der Konzentration von zirkulierenden Fortpflanzungshormonen bei Männern, eine reduzierte Glukosetoleranz, die ein Hinweis auf Diabetes sein kann, sowie mit der Immunfunktion in Zusammenhang stehende Zellveränderungen sind mögliche Anzeichen für negative Auswirkungen auf den menschlichen Stoffwechsel, die Fortpflanzungsbiologie und die Immunkompetenz zu oder innerhalb einer Größenordnung, die der durchschnittlichen

Hintergrundbelastung des Körpers entspricht.. Mitglieder der Allgemeinbevölkerung, die der niedrigsten Dioxinbelastung ausgesetzt sind, können unter einigen dieser Auswirkungen leiden. Mitglieder der Bevölkerung, die höheren Dioxinexpositionen unterliegen, tragen das Risiko, die toxischen Wirkungen von Dioxinen in ihrer vollen Bandbreite zu erfahren. Dazu zählen Entwicklungstoxizität, eine verminderte Reproduktionskapazität bedingt durch reduzierte Spermienproduktion und eine erhöhte Wahrscheinlichkeit von Fruchttod, ein erhöhtes Endometriose-Risiko, Immunschwäche etc.“

Die über die Nahrung aufgenommene Dioxinmenge überschreitet in der europäischen Allgemeinbevölkerung häufig den von der WHO festgelegten Grenzwert für die tolerierbare tägliche Aufnahme (TDI) von Dioxinen (1–4 pg I-TEQ/kg/Tag), insbesondere, wenn dioxinähnliche PCBs mitgerechnet werden (WHO 1998, Allsopp *et al.* 2000). WHO-Experten zufolge sind leichte gesundheitliche Auswirkungen von Dioxinen in der Allgemeinbevölkerung bereits eine unbestrittene Tatsache. Aus diesem Grund, so die Experten, müsse sichergestellt werden, dass sich die aufgenommene Dioxinmenge im Bereich der niedrigsten TDI-Werte bewegt. Die Dioxinaufnahme bei Brustkindern ist im Vergleich zur TDI sehr hoch. Dies ist besonders besorgniserregend, reagiert doch der Organismus gerade in den Entwicklungsphasen des Lebens besonders sensibel auf die Giftwirkung solcher Chemikalien.

Studien, die in den letzten zehn Jahren in den Niederlanden durchgeführt wurden, haben die Auswirkungen der gegenwärtigen Hintergrundkonzentrationen von Dioxinen und PCBs

auf die Entwicklung von Föten, Säuglingen und Kindern erforscht. Gesunde Frauen aus der Allgemeinbevölkerung wurden für diese Studien ausgewählt. Die Studienergebnisse zeigten unerwünschte Auswirkungen auf die Gesundheit des Immunsystems und des Nervensystems während der Entwicklungsphasen, die mit der Dioxin- und PCB-Exposition in Zusammenhang stehen.

So wurden bei einigen Frauen im Körpergewebe und in der Muttermilch höhere PCB- und Dioxinwerte gemessen als bei anderen. Es stellte sich heraus, dass Kleinkinder, die im Mutterleib und während der Stillzeit mit höheren Konzentrationen dieser Chemikalien exponiert waren, eine veränderte Anzahl bestimmter Immunzellen im Körper aufwiesen. Es ist nicht bekannt, wie sich eine solche Veränderung auf die Gesundheit dieser Kinder auswirken könnte (Weisglas-Kuperus *et al.* 1995). Was die Auswirkungen auf das Nervensystem betrifft, so ergaben Untersuchungen leichte Beeinträchtigungen der psychomotorischen Entwicklung bei Kindern, die im Mutterleib und

während der Stillzeit höheren PCB- und Dioxinkonzentrationen ausgesetzt waren (Koopman-Esseboom *et al.* 1995). Zudem wurde bei diesen Kindern im Alter von 18 Monaten eine leichte Beeinträchtigung der neurologischen Entwicklung festgestellt. Die Untersuchungen der neurologischen Entwicklung bezogen sich auf die Bewegungskoordination (z.B. sitzen, krabbeln, stehen und gehen). Anhand solcher Untersuchungen kann die Qualität und Integrität der Gehirnfunktion gemessen werden (Huisman *et al.* 1995). Untersuchungen einer Untergruppe von Kleinkindern ergaben bei den stärker exponierten Kindern im Alter von zwei Jahren und sieben Monaten leichte Veränderungen der neurologischen Entwicklung. Diese Veränderungen wurden von den Forschern als „unerwünscht“ angesehen. Man vermutete, dass sie auf die Wirkung von Dioxinen und Schilddrüsenhormonen während der Entwicklung zurückzuführen sein könnten (Ilse *et al.* 1996). Tab. 2 fasst die Auswirkungen der perinatalen Exposition mit Dioxinen und PCBs zusammen.

Tab. 2: Auswirkungen der perinatalen Exposition mit Dioxinen und PCBs auf Kinder

Zentralnervensystem	<p>Verzögerte kognitive Entwicklung, leichte Verhaltensstörungen und Hyperaktivität bei Kindern, deren Mütter durch Zufall außergewöhnlich hohen Konzentrationen an Dioxinen/PCBs ausgesetzt waren.</p> <p>Defizite in der autonomen Reife und in den Reflexbewegungen, geringere Empfänglichkeit für neue Reize und Störungen des Kurzzeitgedächtnisses bei Kindern, deren Mütter mit Hintergrundkonzentrationen von PCBs und Dioxinen exponiert waren.</p> <p>Verzögerte motorische Entwicklung, Hypotonie und Reflexabschwächung (Hyporeflexie) bei Kindern, die mit Hintergrundkonzentrationen exponiert sind.</p> <p>Erhöhte Hypotonie, geringere Anzeichen für eine normale psychomotorische Entwicklung, schlechtere nervliche Verfassung und geringere kognitive Leistungen bei Kindern, deren Mütter mit Hintergrundkonzentrationen exponiert waren.</p>
Immunsystem	<p>Häufigeres Auftreten von Bronchitis, Infektionen der oberen Atemwege und Ohreninfektionen bei Kindern, deren Mütter einer außergewöhnlich hohen pränatalen Exposition unterlagen.</p> <p>Häufigere Ohreninfektionen und veränderte Werte bestimmter Zellen, die der Abwehr von Krankheitserregern dienen, bei Inuit-Kindern, deren Mütter bedingt durch die traditionelle Ernährungsweise einer erhöhten Exposition unterlagen.</p> <p>Veränderte Werte bestimmter Zellen, die bei der Infektionsabwehr eine Rolle spielen, bei Kindern, deren Mütter einer Hintergrundbelastung unterlagen.</p>
Wachstum, Sexualentwicklung und Reproduktionsgesundheit	<p>Weniger Buben in Familien, bei denen beide Elternteile sieben Jahre nach einem Unfall in einer Chemiefabrik, bei dem hohe Dioxinmengen freigesetzt wurden, einer hohen Exposition unterlagen.</p> <p>Niedriges Geburtsgewicht sowie anhaltend reduzierte Körpergröße und vermindertes Gewicht im Schulalter bei Kindern, deren Mütter einer außergewöhnlich hohen Exposition unterlagen.</p>

Wachstum, Sexualentwicklung und Reproduktionsgesundheit

Reduzierte Penislänge bei Buben, die in den ersten Jahren, nachdem ihre Mütter einer außergewöhnlich hohen Belastung ausgesetzt waren, gezeugt wurden.

Anomales Geburtsgewicht und Gestationsalter bei Kindern, deren Mütter einer berufsbedingten PCB-Exposition unterlagen.

Niedriges Geburtsgewicht und ein kleinerer Kopfumfang bei Kindern, deren Mütter sich von Fischen aus den Great Lakes, den Großen Seen in den USA, ernährten.

Niedriges Geburtsgewicht und verzögertes postnatales Wachstum bis zum Alter von drei Monaten bei Kleinkindern, deren Mütter einer Hintergrundbelastung unterlagen.

Schilddrüsenfunktion

Leichte Veränderungen der Konzentration an Schilddrüsenhormonen bei schwangeren Frauen und ihren Kleinkindern, die mit Hintergrundkonzentrationen von PCBs und Dioxinen exponiert sind.

3. Schwermetalle

3.1 Blei

Blei hat keine bekannte biochemische oder ernährungsphysiologische Funktion (Goyer 1996). Gleichgültig, ob Blei eingeatmet oder über die Nahrung aufgenommen wird – die toxischen Wirkungen sind immer dieselben. Bleiwerte unter 10–100 mg/dl im Blut von Kindern und um 10–100 mg/dl bei Erwachsenen wurden bereits mit einer Vielzahl negativer gesundheitlicher Auswirkungen in Zusammenhang gebracht. Dazu zählen Erkrankungen des Nervensystems, Anämie (Blutarmut) und eine verminderte Hämoglobinsynthese, Herz-Kreislauf-Erkrankungen, ein gestörter Stoffwechsel des Knochengewebes sowie Nierenfunktions- und Reproduktionsstörungen. Besonders besorgniserregend ist die Auswirkung einer relativ geringen Exposition auf die Entwicklung der kognitiven Fähigkeiten und des Verhaltens bei Kindern (Pirkle *et al.* 1998, USPHS 1997, Bernard *et al.* 1995, Goyer 1993, Nriagu 1988). Es steht außer Frage, dass eine erhöhte Bleibelastung des Körpers von der frühen Kindheit an und während der gesamten Schulzeit zu einer verminderten Punktzahl bei Intelligenztests führt. Erhöhte Bleiwerte wirken sich auch auf das Verhalten von Schulkindern aus und können zu einer erhöhten Ablenkbarkeit, Konzentrationsstörungen und psychomotorischer Unruhe führen (Rice 1996).

1975 empfahl das Krankheitskontrollzentrum (CDC) von Atlanta, USA, dass der höchstzulässige Blutbleiwert sowohl bei Kindern als auch bei Erwachsenen 30 µg/dl betragen solle. Dieser Wert wurde 1985 auf 25 µg/dl herabgesetzt, und 1991 wurde ein Blutbleiwert von 10 µg/dl als Auslöse- oder Interventionsschwelle definiert (USPHS 1997). Noch bemerkenswerter erscheint jedoch die derzeitige CDC-Empfehlung, der zufolge es wahrscheinlich keinen Blutbleiwert gibt, der keine toxische Wirkung hat. Dies gilt ganz besonders für das Zentralnervensystem von Föten und Kleinkindern (USPHS 1997, Goyer 1993).

3.2 Kadmium

Kadmium hat keine biochemische oder ernährungsphysiologische Funktion und ist für Pflanzen und Tiere hochgiftig (USPHS 1997, WHO 1992, Alloway 1990). Bei Menschen und Tieren gibt es deutliche Hinweise darauf, dass die Niere bei einer längeren Exposition besonders sensibel auf die Toxizität von Kadmium reagiert (USPHS 1997, Elinder und Jarup 1996, Goyer 1996, Roels *et al.* 1993, Iwata *et al.* 1993, WHO 1992, Mueller *et al.* 1992). Zu den kadmiumbedingten Nierenschäden zählen tubuläre Proteinurie (Ausscheidung von Proteinen mit niedrigem Molekulargewicht) und eine verminderte Glomerulus-Filtrationsrate. Letztere führt zu einer reduzierten Resorption von Enzymen, Aminosäuren, Glukose, Kalzium, Kupfer und anorganischem Phosphat. Zudem haben Studien gezeigt, dass selbst nach Beendigung der Kadmiumexposition die Proteinurie nicht zurückgeht und die Schwere der renalen tubulären Funktionsstörung und der reduzierten Glomerulus-Filtrationsrate zunimmt (USPHS 1997, Elinder und Jarup 1996, Goyer 1996, Iwata *et al.* 1993, WHO 1992, Nriagu 1988).

Weitere toxische Wirkungen von Kadmium, die auf Ergebnissen von arbeitsmedizinischen, epidemiologischen und Tierstudien beruhen, können wie folgt zusammengefasst werden:

Fallstudien weisen darauf hin, dass Kalziummangel, Osteoporose und Osteomalazie (erhöhte Weichheit der Knochen) bei einigen Arbeitern nach langfristiger berufsbedingter Exposition mit hohen Kadmiumkonzentrationen auftreten können. Oft werden eine fortschreitende Störung des Vitamin-D-Stoffwechsels in der Niere sowie eine erhöhte Kalziumausscheidung mit dem Urin festgestellt, Symptome, die darauf hinweisen, dass Knochenveränderungen auf eine Unterbrechung des Vitamin-D- und Kalziumstoffwechsels in der Niere zurückzuführen sein könnten (USPHS 1997, Goyer *et al.* 1994, WHO 1992). Im Bereich des Jinzu-Einzugsgebietes durch eine Kadmium-Zink-Mine in Japan erkrankten viele Kinder von mangelernährten Müttern mittleren Alters an einer

Skeletterkrankung, die als Itai-Itai-Krankheit bekannt ist (Alloway 1996).

Das Einatmen hoher Konzentrationen an Kadmiumoxid-Rauch oder -Staub führt zu einer akuten Reizung des Gewebes der Atmungsorgane, und eine direkte, hochdosierte Exposition kann tödliche Folgen haben. Zu den charakteristischen, nicht tödlichen Symptomen zählen schwere Tracheobronchitis (Infektion der oberen Atemwege), Pneumonitis und Lungenödeme, die innerhalb weniger Stunden nach der Exposition auftreten können (USPHS 1997b, Goyer 1996, WHO 1992). Bei geringen Kadmiumkonzentrationen können Lungenentzündungen Emphyse (Anschwellen der Lungenbläschen) und Dyspnoe (starke Atembeschwerden und Atemnot) zur Folge haben (USPHS 1997, Goyer 1996, WHO 1992). Tierstudien haben bestätigt, dass die Inhalation von Kadmium zu einer Schädigung der Atmungsorgane führt (USPHS 1997b, WHO 1992).

In einer Reihe von epidemiologischen Studien wurde versucht, einen Zusammenhang zwischen berufsbedingter (respiratorischer) Exposition mit Kadmium und Lungen- und Prostatakrebs herzustellen. Zusammen mit den Ergebnissen von Tierstudien liefern diese Untersuchungen einen schlüssigen Beweis für die karzinogene Wirkung von Kadmium (Goyer 1996). Kadmium und bestimmte Kadmiumverbindungen werden daher vom Internationalen Krebsforschungszentrum (IARC) als krebserregend eingestuft. Das US-Ministerium für Gesundheit und Soziale Dienste (DHHS) stuft in seinem achten Bericht über Karzinogene Kadmium und bestimmte Kadmiumverbindungen als wahrscheinlich krebserregend für den Menschen ein (USPHS 1998).

Abgesehen von diesen toxischen Auswirkungen wird vermutet, dass Kadmium an der Entstehung von Hypertonie (Bluthochdruck) und Herzkrankheiten beteiligt ist (USPHS 1997, Goyer 1996, Elinder und Jarup 1996). Zudem ist bekannt, dass eine hochdosierte orale Exposition zu einer schweren Reizung des gastrointestinalen Epithels, Übelkeit, Erbrechen, vermehrtem Speichelfluss, Unterleibsschmerzen, Krämpfen und Durchfall führen kann (USPHS 1997b).

3.3 Quecksilber

Quecksilber ist ein hochgiftiges, nicht essentielles Spurenmetall, das keine biochemische oder ernährungsphysiologische Funktion hat. Es gibt kaum biologische Schutzmechanismen zur Beseitigung von Quecksilber. Zudem ist Quecksilber das einzig bekannte Metall, das sich innerhalb einer Nahrungskette zunehmend anreichert (Biomagnifikation) (WHO 1989). Die einmalige Inhalation hoher Konzentrationen an Quecksilberdampf (akute Exposition) kann Übelkeit, Erbrechen, Durchfall, eine Erhöhung des Blutdrucks und der Herzfrequenz, Hautausschläge, Augenreizungen, Bronchitis und Pneumonitis verursachen. Wenn die Exposition nicht zum Tod führt, kann sie Auswirkungen auf das Zentralnervensystem (ZNS) haben, wie z.B. Tremor

(Zittern) und erhöhte Reizbarkeit und Nervosität (USPHS 1997, Goyer 1996). Auch die regelmäßige, niedrigdosierte (chronische) Exposition wirkt sich in erster Linie auf das ZNS aus (Tremor, Spasmen (Krämpfe)), Gedächtnisverlust, erhöhte Reizbarkeit, schwere Depressionen, Persönlichkeitsveränderungen, sogar Delirium und Halluzinationen). Zudem traten bei chronisch exponierten Arbeitern Nierenschäden auf (Ratcliffe *et al.* 1996, Goyer 1996). Diese Auswirkungen haben sich auch in Tierstudien gezeigt (USPHS 1997).

Sowohl die akute Exposition mit hohen Konzentrationen an Quecksilbersalzen als auch die chronische, niedrigdosierte Exposition haben eine direkte toxische Wirkung auf die Niere (Zalups und Lash 1994). Zudem können durch Verschlucken großer Mengen anorganischer Quecksilbersalze Übelkeit und Durchfall auftreten. Auch Auswirkungen auf das Nervensystem wurden festgestellt (USPHS 1997, WHO 1989).

Metallisches Quecksilber, das in die Umwelt freigesetzt wird, kann von Mikroorganismen, die z.B. in Gewässersedimenten vorhanden sind, zu organischen Quecksilberformen, i.d.R. Methylquecksilber, methyliert werden. In dieser Form kann Quecksilber leicht die Zellmembran durchdringen und gelangt schnell in die Nahrungsketten der Gewässer. Von dort kann es auch in die menschliche Nahrungskette geraten. Die Exposition mit Methylquecksilber führt zu einer permanenten Schädigung des ZNS, der Nieren und der Leibesfrucht. Die Methylquecksilberwerte, die diese Schäden hervorrufen, sind gewöhnlich nicht in der Allgemeinbevölkerung zu finden; sie wurden jedoch bei den Einwohnern der Stadt Minamata in Japan nachgewiesen, die durch den Verzehr von kontaminierten Fischen und in der Bucht gesammelten Meeresfrüchten hohen Konzentrationen an Methylquecksilber ausgesetzt waren (USPHS 1997). Symptome wie Gehirnschäden, Taubheit der Extremitäten und Paralyse (vollständige Lähmung), zusammen mit Gehör-, Sprach- und Sehverlust, wurden berichtet (D'Itri 1991). Jedoch konnte das volle Ausmaß der neurologischen Symptome, die durch die Aufnahme von in Fischen und Schalentieren enthaltenem Methylquecksilber verursacht werden, bis heute nicht erfasst werden. Auch die Gesamtzahl derer, die unter der sog. Minamata-Krankheit leiden, steht bislang nicht fest (D'Itri 1991). Darüber hinaus wurden nur bei den japanischen Fällen bestätigt, dass es sich um Minamata handelt; andere Bevölkerungsgruppen in Kanada (bedingt durch Chloralkali-Abwässer) und Brasilien (Goldminen) sind möglicherweise gefährdet. Das Problem der Methylierung von in die Umwelt freigesetztem anorganischem Quecksilber setzt sich fort, und die lange Verweilzeit von Quecksilber in Sedimenten verzögert die Eliminierung der Kontamination um viele Jahre (Harada 1997, Akagi *et al.* 1995, Bryan und Langston 1992, D'Itri 1991).

Literaturverzeichnis für Anhang A

- Abbey D.E., Ostro B.E., Petersen F. and Burchette R.J. (1995). Chronic respiratory symptoms associated with estimated long-term ambient concentrations of fine particulates less than 2.5 microns in aerodynamic diameter (PM_{2.5}) and other air pollutants. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 5 (2):137-159.
- Akagi, H., Malm, O., Kinjo, Y., Harada, M., Branches, F.J.P., Pfeiffer, W.C. and Kato, H. (1995). Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. *The Science of the Total Environment* 175:85-95.
- Alloway, B.J. (1990). Heavy metals in soils. John Wiley and Sons, Inc. New York, ISBN 0470215984.
- Alloway, B.J. (1996). Soil pollution and land contamination. In *Pollution, causes, effects and control*, 3rd Edition. Harrison, R.M. [Ed.]. The Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK. ISBN 0854045341.
- Allsopp M., Erry B., Stringer R., Johnston P. and Santillo D. (2000). Recipe for Disaster: a review of persistent organic pollutants in food. Greenpeace Research Laboratories. ISBN 90-73361-63-X.
- ATSDR (1997) ATSDR 's toxicological profiles on CD-ROM. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, CRC Press Inc, Boca Raton.
- Ayres J.G. (1997). Trends in air quality in the UK. *Allergy* 52 (suppl 38):7-13.
- Ayres J.G. (1998). Health effects of gaseous air pollutants. In: *Air Pollution and Health. Issues in Environmental Science and Technology* 10 (eds.) R.E. Hester and R.M. Harrison. The Royal Society of Chemistry. ISBN 0-85404-245-8.
- Bates D.V. and Sizto R. (1987). Air pollution and hospital admissions in Southern Ontario: The acid summer haze effect. *Environmental Research* 43:317-331.
- Bernard, A.M., Vyskocil, A., Kriz, J., Koldl, M. and Lauwerys, R. (1995). Renal effects of children living in the vicinity of a lead smelter. *Environmental Research* 68:91-95.
- Birnbaum, L.S. (1994). The mechanism of dioxin toxicity: relationship to risk assessment. *Environmental Health Perspectives*, 102(suppl.9):157-167
- Braun-Fahrländer C., Ackermann-Lieblich U., Schwartz J., Gnehm H.P., Rutishauser M. and Wanner H.U. (1992). Air pollution and respiratory symptoms in preschool children. *American Reviews in Respiratory Disease* 145:42-47.
- Bryan, G.W. and Langston, W.J. (1992). Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environmental Pollution* 76:89-131.
- Chestnut L.G., Schwartz J., Savitz D.A. and Burchfiel C.M. (1991). Pulmonary function and ambient particulate matter: epidemiological evidence from NHANES I. *Archives of Environmental Health* 46 (3):135-144.
- COMEAP, Committee on the Medical Effects of Air Pollutants (1995). Non-biological particles and health. Department of Health, UK. London: HMSO.
- Dassen W., Brunekreef B., Hoek G., Hofschreuder P., Staatsen B., de Groot H., Schouten E. and Biersteker K. (1986). Decline in children's pulmonary function during an air pollution episode. *Journal of Air Pollution Control Association* 36 (11):1223-1227.
- DeVito, M.J., Birnbaum, L.S., Farland, W.H. & Gasiewicz T.A. (1995). Comparisons of Estimated Human Body Burdens of Dioxinlike Chemicals and TCDD Body Burdens in Experimentally Exposed Animals. *Environmental Health Perspectives* 103 (9):820-831.
- D'Itri, F.M. (1991). Mercury contamination: what we have learned since Minamata. *Environmental Monitoring and Assessment* 19:165-182.
- Dockery D.W., Ware J.H., Ferris B.G. Jr., Speizer F.E. and Cook N.R. (1982). Change in pulmonary function in children associated with air pollution episodes. *Journal of Air Pollution Control Association* 32:937-942. (Cited in Dockery and Pope 1994).
- Dockery D.W., Pope III C.A., Xu X., Spengler J.D., Ware H., Fay M.E., Ferris B.G. and Speizer F.E. (1993). The New England Journal of Medicine 329 (24):1753-1759.
- Donaldson K., Stone V., MacNee W. (2000). The toxicology of ultrafine particles. In: R.L. Maynard and C.V. Howard (eds). *Particulate Matter: Properties and Effects Upon Health*, BIOS Scientific Publishers Ltd., Oxford, UK. pp 63-84, ISBN 1-85996-172X.
- Elinder, C.G. and Jarup, L. (1996). Cadmium exposure and health risks: recent findings. *Ambio* 25,5:370-373.
- EPAQS, Expert Panel on Air Quality Standards, (1995). *Particulates*. Published by HMSO. ISBN 0 11 753199 5.
- Fingerhut M.A., Halperin W.E., Marlow D.A., Piacitelli L.A., Honchar P.A., Sweeny M.H., Griefe A.L., Dill P.A., Steenland K. and Surunda A.J. (1991). Cancer mortality in workers exposed to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin. *New England Journal of Medicine* 324 (4):212-218.
- Gasiewicz, T., 1997. Exposure to dioxin and dioxin-like compounds as a potential factor in developmental disabilities. *Mental Retardation and Developmental Disabilities Research Reviews* 3:230-238.
- Goyer, R.A. (1993). Lead toxicity: current concerns. *Environmental Health Perspectives* 100:177-187.
- Goyer, R.A., Epstein, S., Bhattacharya, M., Korach, K.S. and Pounds, J. (1994). Environmental risk factors for osteoporosis. *Environmental Health Perspectives* 102,4:390-394.
- Goyer, R.A. (1996). Toxic effects of metals. In Casarett & Doull 's *Toxicology. The Basic Science of Poisons*, Fifth Edition, Klaassen, C.D. (Ed). McGraw-Hill Health Professions Division, ISBN 0071054766.

- Harada, M. (1997). Neurotoxicity of methylmercury; Minamata and the Amazon. In Mineral and Metal Neurotoxicology. Yasui, M., Strong, M. J., Ota, K. and Verity, M.A. [Eds.]. CRC Press Inc., ISBN 0849376645.
- Hoek G. and Brunekreef B. (1993). Acute effects of a winter air pollution episode on pulmonary function and respiratory symptoms of children 48 (5):328-335.
- Hoek G. and Brunekreef B. (1994). Effects of low-level winter air pollution concentration on respiratory health of Dutch children. *Environmental Research* 64:136-150.
- Howard C.V. (2000). Particulate aerosols, incinerators and health. In: *Health Impacts of Waste Management Policies*. Proceedings of the seminar "Health Impacts of Waste Management Policies", Hippocrates Foundation, Kos, Greece, 12-14 November 1998. Eds. P. Nicolopoulou-Stamati, L. Hens and C.V. Howard. Kluwer Academic Publishers.
- Howard C.V. (2000b). Foreword. In: R.L. Maynard and C.V. Howard (eds). *Particulate Matter: Properties and Effects Upon Health*, BIOS Scientific Publishers Ltd., Oxford, UK, pp 63-84, ISBN 1-85996-172X.
- Huisman M., Koopman-Esseboom C., Lanting C.I., Van der Pauw C.G., Tuinstra L.G.M., Fidler V., Weiglas-Kuperus N., Sauer P.J.J., Boersma E.R. and Touwen B.C.L. (1995). Neurological condition in 18-month old children perinatally exposed to PCBs and dioxins. *Early human development* 43:165-176.
- Ilsen A., Briet J.M., Koppe J.G., Pluim H.J. and Oosting J. (1996). Signs of enhanced neuromotor maturation in children due to perinatal load with background levels of dioxins. *Chemosphere* 33 (7):1317-1326.
- Iwata, K., Saito, H., Moriyama, M. and Nakano, A. (1993). Renal tubular function after reduction of environmental cadmium exposure: a ten year follow-up. *Archives of Environmental Health* 48,3:157-163.
- Koenig J.Q., Larson T.V., Hanley Q.S., Rebolledo V., Dumler K. (1993). Pulmonary function changes in children associated with fine particulate matter. *Environmental Research* 63:26-38.
- Koopman-Esseboom C., Weisglas-Kuperus N., de Riddler M.A.J., Van der Pauw C.G., Tuinstra L.G.M.T. and Sauer P.J.J. (1995). Effects of PCBs/dioxin exposure and feeding type on the infants mental and psychomotor development. In: *Effects of perinatal exposure to PCBs and dioxins on early human development* by C. Koopman-Esseboom, ISBN 90-75340-03-6, (Chapter 8).
- Manz A., Berger J., Dwyer J.H., Flesch-Janys D., Nagel S. and Waltsgott H. (1991). Cancer mortality among workers in a chemical plant contaminated with dioxin. *The Lancet* 338 (8773):959-964.
- Maynard R.L. (2000). Introduction. In: R.L. Maynard and C.V. Howard (eds). *Particulate Matter: Properties and Effects Upon Health*, BIOS Scientific Publishers Ltd., Oxford, UK, pp 63-84, ISBN 1-85996-172X.
- McGregor D.B., Partensky C., Wilbourn J. and Rice J.M. (1998). An IARC evaluation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans as risk factors in human carcinogenesis. *Environmental Health Perspectives* 106 (suppl.2):755-760.
- Mueller, P.W., Paschal, D.C., Hammel, R.R., Klineciewicz, S.L. and MacNeil, M.L. (1992). Chronic renal effects in three studies of men and women occupationally exposed to cadmium. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 23:125-136.
- Neas L.M., Dockery D.W., Spengler J.D., Speizer F.E. and Tollerud D.J. (1992). The association of ambient air pollution with twice daily peak expiratory flow measurements in children. *American Reviews in Respiratory Diseases* 145 (4):A429.
- Nriagu, J.O. (1988). A silent epidemic of environmental metal poisoning. *Environmental Pollution* 50:139-161.
- Ostro B.D. (1990). Associations between morbidity and alternative measures of particulate matter. *Risk Analysis* 10 (3):421-427.
- Ostro B. (1993). The association of air pollution and mortality: examining the case for inference. *Archives of Environmental Health* 48 (5):336-341.
- Ostro B. and Rothschild S. (1989). Air pollution and acute respiratory morbidity: an observational study of multiple pollutants. *Environmental Research* 50:238-247.
- Pirkle, J.L., Kaufman, R.B., Brody, D.J., Hickman, T., Gunter, E.W. and Paschal, D.C. (1998). Exposure of the U.S. population to lead, 1991-1994. *Environmental Health Perspectives* 106,11:745-750.
- Pope III C.A. (1989). Respiratory disease associated with community air pollution and a steel mill, Utah Valley. *American Journal of Public Health* 79:623-628.
- Pope III C.A., Dockery D.W., Spengler J.D. and Raizenne M.E. (1991). Respiratory health and PM-10 pollution: A daily time-series analysis. *American reviews in Respiratory Diseases* 144:668-674. (Cited in Pope *et al.* 1995b).
- Pope III C.A. and Dockery D.W. (1992). Acute health effects of PM-10 pollution on symptomatic and asymptomatic children. *American Reviews in Respiratory Diseases* 145:1123-1128. (Cited in Pope *et al.* 1995b).
- Pope III C.A., Bates D. and Raizenne M. (1995a). Health effects of particulate air pollution: Time for reassessment? *Environmental Health Perspectives* 103 (5):472-480.
- Pope III C.A., Dockery D.W. and Schwartz J. (1995b). Review of epidemiological evidence of health effects of particulate air pollution. *Inhalation toxicology* 7:1-18.

- Pope II C.A., Thun M.J., Namboodiri M.M., Dockery D.W., Evans J.S., Speizer F.E. and Heath C.W. (1995c). Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *Am. J. Respir. Dis. Critical Care Med.* 151:669-674. (Cited in Pope *et al.* 1995a and 1995b).
- QUARG (1996). Airborne Particulate Matter in the United Kingdom. Third Report of the Quality of Urban Air Review Group (QUARG), May. ISBN 0 9520771 3 2.
- Ransom M.R. and Pope III C.A. (1991). Elementary school absences and PM10 pollution in Utah Valley. *Environmental Research* 58:204-219.
- Ratcliffe, H.E., Swanson, G.M. and Fischer, L.J. (1996). Human exposure to mercury: a critical assessment of the evidence of adverse health effects. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 49:221-270.
- Rice D.C. (1996). Behavioural effects of lead: commonalities between experimental and epidemiologic data. *Environmental Health Perspectives* 104 (Suppl.2): 337-350.
- Roels, H., Bernard, A.M., Cardenas, A., Buchet, J.P., Lauwerys, R.R., Hotter, G., Ramis, I., Mutti, A., Franchini, I., Bundshuh, I., Stolte, H., De Broe, M.E., Nuyts, G.D., Taylor, S.A. and Price, R.G. (1993). Markers of early renal changes induced by industrial pollutants. III. Application to workers exposed to cadmium. *British Journal of Industrial Medicine* 50:37-48.
- Roemer W., Hoek G. and Brunekreef B. (1993). Effect of ambient winter air pollution on respiratory health of children with chronic respiratory symptoms. *American Review of Respiratory Disease* 147:118-124.
- Schwartz J. (1989). Lung function and chronic exposure to air pollution: a cross-sectional analysis of NHANES II. *Environmental Research* 50:309-321.
- Schwartz J. (1994a). Air pollution and daily mortality: a review and meta analysis. *Environmental Research* 64:36-52.
- Schwartz J. (1994b). Air pollution and hospital admissions for the elderly in Detroit, Michigan. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine.* 150:648-655.
- Schwartz J. (1994c). Air pollution and hospital admissions for the elderly in Birmingham, Alabama. *American Journal of Epidemiology* 139 (6):589-598.
- Schwartz J. (1994d). PM10, ozone, and hospital admissions for the elderly in Minneapolis-St. Paul. Minnesota. *Archives of Environmental Health* 49 (5):366-374.
- Schwartz J. and Marcus A. (1990). Mortality and air pollution in London: a time series analysis. *American Journal of Epidemiology* 131 (1):185-194.
- Schwartz J., Slater D., Larson T.V., Pierson W.E. and Koenig J. (1993). Particulate air pollution and hospital emergency room visits for asthma in Seattle. *Am Rev Respir Dis* 147:826-831.
- Seaton A. (1995). Particulate air pollution and acute health effects. *The Lancet* 345:176-178.
- Sram R.J., Benes I., Binkova B., Djemek J., Horstman D., Kotesovec F., Otto D., Perreault S.D., Rubes J., Selevan S.G., Skalik I., Stevens R.K. and Lewtas J. (1996). Teplice Program - The impact of air pollution on human health. *Environmental Health Perspectives* 104 (Suppl.4):699-714.
- Sunyer J., Saez M., Murillo C., Castellsague J., Martinez F., Anto J.M. (1993). Air pollution and emergency room admissions for chronic obstructive pulmonary disease: A 5-year study. *American Journal of Epidemiology* 137 (7):701-705.
- Sweeney M.H. and Mocarelli P. (2000). Human health effects after exposure to 2,3,7,8-TCDD. *Food Additives and Contaminants* 17 (4):303-316.
- Thurston G.D., Ito K. and Lippmann M. (1993). The role of particle mass vs. acidity in the sulfate-respiratory hospital admissions association. Preprint 93-MP-11.03. Presented at the 86th annual meeting and exhibition Denver, Colorado, June 13-18.
- USEPA (1994). Health Assessment Document for 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. Volume III of III. EPA/600/BP-92/001c
- USEPA (2000). Exposure and Health Reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. Part 1, Volume 3, Chapter 3, p27. EPA/600/P-00/001 Ab-Ae, March/May 2000.
- USPHS (1997a). Toxicological profile for lead on CD-ROM. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Public Health Service.
- USPHS (1997b). Toxicological profile for cadmium on CD-ROM. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- USPHS (1997c). Toxicological profile for Mercury on CD-ROM. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Public Health Service
- USPHS (1998). 8th Report on Carcinogens 1998 Summary.
- Van Birgelen, A.P.J.M. (1998). Hexachlorobenzene as a possible major contributor to the dioxin activity of human milk. *Environmental Health Perspectives* 106(11): 683-688.
- Walters S., Griffiths R.K. and Ayres J.G. (1994). Temporal association between hospital admissions for asthma in Birmingham and ambient levels of sulphur dioxide and smoke. *Thorax* 49:133-140.
- Webster T. and Commoner B. (1994). Overview: The dioxin debate. In: Schechter A. (Ed.) *Dioxins and Health*. Publ: Plenum Press. pp1-32.
- Weisglas-Kuperus N., Sas T.C., Koopman-Esseboom C., van der Zwan C., Riddler M.A.J., Boishuizen A., Hooijkaas H. and Sauer P.J.J. (1995). Immunological effects of background prenatal and postnatal exposure to dioxins and polychlorinated biphenyls in infants. *Pediatric Research* 30 (3):404-410.

Weisglas-Kuperus, N., 1998. Neurodevelopmental, immunological and endocrinological indices of perinatal human exposure to PCBs and dioxins. *Chemosphere* 37: 1845-1853.

Whittemore A.S and Korn E.L. (1980). Asthma and air pollution in the Los Angeles area. *American Journal of Public Health* 70:687-696. (Cited in Dockery and Pope 1994).

World Health Organisation (1989). *Mercury. Environmental Health Criteria* 86. ISBN 9241542861.

WHO (1992). *World Health Organisation. Cadmium. Environmental Health Criteria* 135. ISBN 9241571357.

WHO (1998). WHO experts re-evaluate health risks from dioxins. *World Health Organisation. WHO/45.3* June 1998

Zalups, R.K., Lash, L.H. (1994). Advances in understanding the renal transport and toxicity of mercury. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 42:1-44.

Zorber A., Messerer P. and Huber P. (1990). Thirty-four year mortality follow-up of BASF employees exposed to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) after the 1953 accident. *Int. Arch. Occ. Environ. Health* 62:139-157.

Zorber A., Ott M.G. and Messerer P. (1994). Morbidity follow-up study of BASF employees exposed to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) after a 1953 chemical reactor incident. *Occup Environ Med* 51:479-486.

ANHANG B

**LISTE DER CHEMIKALIEN, DIE
IN DEN ATMOSPHÄRISCHEN
EMISSIONEN EINER
VERBRENNUNGSANLAGE FÜR
SIEDLUNGSMÜLL
NACHGEWIESEN WURDEN.**

Pentan
 Trichlorfluormethan
 Azetonitril
 Azeton
 Jodmethan
 Dichlormethan
 2-Methyl-2-propanol
 2-Methylpentan
 Chloroform
 Ethylazetat
 2,2-Dimethyl-3-pentanol
 Zyklohexan
 Benzol
 2-Methylhexan
 3-Methylhexan
 1,3-Dimethylzyklopentan
 1,2-Dimethylzyklopentan
 Trichlorethan
 Heptan
 Methyzyklohexan
 Ethylzyklopentan
 2-Hexanon
 Toluol
 1,2-Dimethylzyklohexan
 2-Methylpropyl-azetat
 3-Methylenheptan
 Paraldehyd
 Oktan
 Tetrachlorethylen
 Ethylester der Butansäure
 Butylazetat
 Ethylzyklohexan
 2-Methyloktan
 Dimethyldioxin
 2-Furancarboxaldehyd
 Chlorbenzol
 Methyhexanol
 Trimethylzyklohexan
 Ethyl
 Ameisensäure
 Xylol
 Essigsäure
 aliphatisches Karbonyl
 Ethylmethylzyklohexan
 2-Heptanon
 2-Butoxyethanol
 Nonan
 Isopropylbenzol
 Propylzyklohexan
 Dimethyloktan
 Pentankarbonsäure
 Propylbenzol
 Benzaldehyd
 5-Methyl-2-furan-karboxaldehyd
 1-Ethyl-2-methylbenzol
 1,3,5-Trimethylbenzol
 Trimethylbenzol
 Benzonitril
 Methylpropylzyklohexan
 2-Chlorphenol
 1,2,4-Trimethylbenzol
 Phenol
 1,3-Dichlorbenzol
 1,4-Dichlorbenzol
 Dekan
 Hexankarbonsäure
 1-Ethyl-4-methylbenzol
 2-Methylisopropylbenzol
 Benzylalkohol
 Trimethylbenzol
 1-Methyl-3-propylbenzol
 2-Ethyl-1,4-dimethylbenzol
 2-Methylbenzaldehyd
 1-Methyl-2-propylbenzol
 Methyldekan
 4-Methylbenzaldehyd
 1-Ethyl-3,5-dimethylbenzol
 1-Methyl-(1-pro-penyl)benzol
 Bromchlorbenzol
 4-Methylphenol
 Methylester der Benzoessäure
 2-Chlor-6-methylphenol
 Ethyldimethylbenzol
 Undekan
 Heptankarbonsäure
 1-(Chlormethyl)-4-methylbenzol
 1,3-Diethylbenzol
 1,2,3-Trichlorbenzol
 4-Methylbenzyl
 Alkohol
 Ethylhexansäure
 Ethylbenzaldehyd
 2,4-Dichlorphenol
 1,2,4-Trichlorbenzol
 Naphtalin
 Zyklopentasiloxandekamethyl
 Methylazetophenon
 Ethanol-1-(2-butoxyethoxy)
 4-Chlorphenol
 Benzothiazol
 Benzoessäure
 Oktansäure
 2-Brom-4-Chlorphenol
 1,2,5-Trichlorbenzol
 Dodekan
 Bromchlorphenol
 2,4-Dichlor-6-methylphenol
 Dichlormethylphenol
 Hydroxybenzonitril
 Tetrachlorbenzol
 Methylbenzoessäure
 Trichlorphenol
 2-(Hydroxymethyl)benzoessäure
 2-Ethylnaphtalin-1,2,3,4-tetrahydro-2,4,6-trichlorphenol
 4-Ethylazetophenon
 2,3,5-Trichlorphenol
 4-Chlorbenzoessäure
 2,3,4-Trichlorphenol
 1,2,3,5-Tetrachlorbenzol
 1,1-Biphenyl(2-ethenyl-naphtalin)
 3,4,5-Trichlorphenol
 Chlorbenzoessäure
 2-Hydroxy-3,5-dichlorbenzaldehyd
 2-Methylbiphenyl
 2-Nitrostyren(2-nitroethenylbenzol)
 Dekankarbonsäure
 Hydroxymethoxybenzaldehyd
 Hydroxychlorazetophenon
 Ethylbenzoessäure
 2,6-Dichlor-4-nitrophenol
 Sulfonsäure MG 192
 4-Brom-2,5-dichlorphenol
 2-Ethylbiphenyl
 Bromdichlorphenol
 1-(3H)-Isobenzofuranon-4-methyl

Dimethylphthalat
2,6-Di-tertiär-butyl-p-benzoquinon
3,4,6-Trichlor-1-methyl-phenol
2-Tertiär-butyl-4-methoxyphenol
2,2-Dimethylbiphenyl
2,3- Dimethylbiphenyl
Pentachlorbenzol
Bibenzyl
2,4-Dimethylbiphenyl
1-Methyl-2-Phenylmethylbenzol
Phenylester der Benzoessäure
2,3,4,6-Tetrachlorphenol
Tetrachlorbenzofuran
Fluoren
Phthalester
Dodekankarbonsäure
3,3-Dimethylbiphenyl
3,4- Dimethylbiphenyl
Hexadekan
Benzophenon
Tridekansäure
Hexachlorbenzol
Heptadekan
Fluorenon
Dibenzothiophen
Pentachlorphenol
Sulfonsäure MG 224
Phenanthren
Tetradekankarbonsäure
Oktadekan
Isopropylester der Tetradekansäure
Koffein

12-Methyltetradekakarbonsäure
Pentadekakarbonsäure
Methylphenanthren
Nonadekan
9-Hexadekankarbonsäure
Anthraquinon
Dibutylphthalat
Hexadekansäure
Eikosan
Methylhexadekansäure
Fluoranthren
Pentachlorbiphenyl
Heptadekankarbonsäure
Oktadekadienal
Pentachlorbiphenyl
aliphatisches Amid
Oktadekankarbonsäure
Hexadekanamid
Dokosan
Hexachlorbiphenyl
Benzylbutylphthalat
Diisooktylphthalat
Hexadezylester der Hexadekansäure
Chloesterin

Quelle:

Jay K. und Stieglitz L. (1995). Identification and quantification of volatile organic components in emissions of waste incineration plants. Chemosphere 30 (7): 1249–126