

# Humantoxikologische Bewertung von Abfallentsorgungsanlagen – Ein Beitrag zur Akzeptanzförderung? –

Thomas Eikmann und Sabine Eikmann

1.	Einleitung.....	257
2.	Müllverbrennungsanlagen (MVA) .....	258
2.1.	Expositionsanalyse .....	259
2.2.	Vorbelastung, Zusatzbelastung und Gesamtbelastung .....	260
2.3.	Bewertung der Gesamtbelastung und Zusatzbelastung .....	262
2.4.	Störfallszenarien (Störung des bestimmungsgemäßen Betriebs) .....	265
2.5.	Unbekannte Schadstoffe und Schadfaktoren .....	266
2.6.	Umweltmedizinische Bewertung von Müllverbrennungsanlagen (MVA).....	267
3.	Mechanisch-Biologische Abfallentsorgungsanlagen (MBA) .....	269
3.1.	Emissionen aus Mechanisch-Biologischen Abfallbehandlungsanlagen .....	270
3.2.	Immissionsdaten aus der Umgebung von Mikroorganismenemittierender Abfallbeseitigungsanlagen .....	271
3.3.	Umweltmedizinisch-humantoxikologische Untersuchungen.....	272
3.4.	Geruchsbelästigung und körperliche Beschwerden .....	273
3.5.	Belästigungswirkung von Geruchsimmissionen .....	274
3.6.	Bewertung der Geruchsbelästigung.....	274
3.7.	Umweltmedizinische Bewertung von Mechanisch- Biologischen Abfallbeseitigungsanlagen (MBA) .....	275
4.	Literatur .....	276

## 1. Einleitung

Um die Abfallbeseitigung in Deutschland wird seit Jahrzehnten eine teilweise ideologisch geprägte, heftige öffentliche Diskussion geführt. Seitdem ab Juni 2005 kein (unbehandelter) Müll mehr auf Deponien verbracht werden darf, werden

vermehrt Thermische Abfallbehandlungsanlagen (Müllverbrennungsanlagen, MVA) errichtet, um die fehlenden Müllbeseitigungskapazitäten auszugleichen. Der Widerstand der Bevölkerung bei der Planung und Errichtung von solchen Anlagen ist erheblich und führt immer wieder zur Diskussion, wie die Emissionen aus MVA's auf die Nachbarschaft von solchen Anlagen zu bewerten sind oder welche alternativen Verfahren insgesamt zur Verfügung stehen. In der Regel spielt dabei die (umwelt-) medizinische und humantoxikologische Bewertung dieser Fragestellungen eine wichtige Rolle in der öffentlichen Diskussion.

Als eine Alternative zu den ungeliebten MVA's wurde in den vergangenen Jahren auch auf politischen Druck hin vermehrt die Errichtung von Mechanisch-Biologischen Abfallbehandlungsanlagen (MBA) als ökologisch positiv gefördert. Inzwischen hat sich die Akzeptanz derartiger Anlagen in der Bevölkerung allerdings drastisch verändert. Insbesondere wegen der erheblichen Geruchsbelästigung, die bei einer erheblichen Anzahl von Anlagen bei Inbetriebnahme aufgetreten ist und auch danach oft weiterbesteht, kam es und kommt es zu erheblichen Widerständen bei den Anwohnern. Darüber hinaus wird auch immer wieder vermutet, dass hier ähnlich wie bei Biokompostierungsanlagen mit einer gesundheitsgefährdenden Emission von biologischen Aerosolen zu rechnen ist. Unter anderem auch wegen der ungewöhnlich heftigen Reaktionen in der Bevölkerung gegen den Betrieb von MBA's wurden zwischenzeitlich bereits zwei Anlagen in Baden-Württemberg still gelegt, da nach Angaben der Betreiber, eine wirtschaftlich tragbare technische Sanierung nicht mehr möglich erschien.

In der hier vorliegenden Publikation soll aus umweltmedizinischer Sicht ein Überblick über den aktuellen Status der Bewertung verschiedener Müllbeseitigungsverfahren gegeben werden. Dabei soll insbesondere auch auf die Akzeptanzprobleme der Bevölkerung eingegangen und dargelegt werden, welche Rolle dabei der Umweltmediziner spielen kann.

## 2. Müllverbrennungsanlagen (MVA)

Zu Beginn der 90er Jahre des vorigen Jahrhunderts wurden die Standards für die Abfallbeseitigung (Behandlung und Ablagerung) in Deutschland neu gesetzt. Dies betraf insbesondere die Anforderungen sowohl an die Errichtung und den Betrieb von Deponien als auch an die (thermische) Behandlung von Abfällen in Müllverbrennungsanlagen (MVA); mechanisch-biologische Behandlungsverfahren (MBA) befanden sich erst am Beginn ihrer Entwicklung und waren noch nicht Stand der Technik. Mit einer Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe – der 17. BImSchV – trat am 1. Dezember 1990 eine Regelung in Kraft, die für MVA's in Deutschland die weltweit strengsten Emissionsgrenzwerte vorschrieb, insbesondere für Dioxine und Furane ( $0,1 \text{ ng/m}^3$ ) sowie für Schwermetalle. Mit einer Übergangsfrist von sechs Jahren mussten die bestehenden Anlagen nachgerüstet oder stillgelegt werden. Neue Anlagen mussten von Anfang an mindestens die vorgeschriebenen Grenzwerte einhalten. Die MVA's wurden damit zu einer echten *Schadstoffsenke*. Bei der thermischen Abfallbehandlung werden heutzutage die organischen Abfallbestandteile

sicher zerstört und andere Schadstoffe inertisiert oder durch eine hochwertige Rauchgasreinigung abgeschieden. Als Nebeneffekte werden die im Müll vorhandenen Metalle zur Verwertung abgetrennt, die anfallende Schlacke kann nach Aufbereitung verwertet und die Energie in Form von Strom und Wärme genutzt werden. Lediglich geringe Mengen an Rauchgasreinigungsrückständen müssen als Abfall beseitigt werden, in der Regel unter Tage [2].

Die thermische Verwertung von Abfällen (Abfallverbrennung) war insbesondere Ende der 80er bis Mitte der 90er Jahre des vorigen Jahrhunderts heftiger öffentlicher Kritik ausgesetzt. Als Hauptargument gegen die Errichtung und den Betrieb von MVA's wurde die Freisetzung von Schadstoffen angeführt, insbesondere von krebserzeugenden Substanzen, speziell aber von Dioxinen und Furanen. Als "Beweis" für die gesundheitliche Gefährdung durch diese Emissionen wurde damals immer wieder das gehäufte Auftreten von Krebserkrankungen (vor allem von Leukämien), von Atemwegserkrankungen und Allergien (aufgrund der Schwächung des Immunsystems) bei Anwohnern von MVA's angegeben [5, 6, 38].

Obwohl in Deutschland inzwischen über 70 Müllverbrennungsanlagen betrieben werden [2] und ernst zu nehmende Hinweise auf die befürchteten gesundheitlichen Schädigungen bei der anwohnenden Bevölkerung nicht vorliegen, gibt es immer wieder Warnungen vor der Errichtung und dem Betrieb derartiger Anlagen in Hinsicht auf potenzielle und gegebene Gesundheitsgefährdungen (z.B. Greenpeace [13]; GAIA [12]). Da in Deutschland – bei Einhaltung der Emissionsgrenzwerte der 17. BImSchV – die örtlich vorhandene Immissionsbelastung durch den Betrieb einer MVA praktisch nicht geändert wird [31], entbehren derartige Warnungen, zumindest bezogen auf den Standort Deutschland, jeder Plausibilität [10]. Weil bei den laufenden Genehmigungsverfahren gleichwohl immer wieder solche Risiken von Einwendern benannt werden, soll in der vorliegenden Arbeit im ersten Teil anhand weniger Beispiele (aus Deutschland) eine Bewertung der Emissions- und Immissionskonzentrationen im Einwirkungsbereich von MVA's erfolgen.

## 2.1. Expositionsanalyse

Die Begrenzung von Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen bzw. Sondermüllverbrennungsanlagen wird in Deutschland durch die 17. BImSchV (Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen) als Verordnung zum BImSchG geregelt. In der 17. BImSchV sind für eine Reihe emissionsrelevanter und humantoxikologisch bedeutender Substanzen Emissions-Grenzwerte festgelegt worden: Gesamtstaub, organische Substanzen, angegeben als Gesamtkohlenstoff, Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid, Kohlenmonoxid, gasförmige Fluor- und Chlorverbindungen sowie Quecksilber. Für Cadmium und Thallium gilt ein Summengrenzwert ebenso wie für die Metalle Antimon, Arsen, Blei, Chrom, Cobalt, Kupfer, Mangan, Nickel, Vanadium und Zinn. Weiterhin ist ein Summengrenzwert für Arsen, Benzo(a)pyren, Cadmium, Cobalt und Chrom festgelegt worden. Außerdem existiert ein Emissionsgrenzwert für die Polychlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/PCDF).

Vor der Erbauung einer MVA wird im Rahmen einer Umweltverträglichkeitsprüfung begutachtet, in welchem Ausmaß die zusätzliche Emission von Schadstoffen durch die geplante Anlage, die so genannte *Zusatzbelastung*, die schon vorhandene Immissionsbelastung, die so genannte *Vorbelastung*, im zukünftigen Einwirkungsbereich der MVA qualitativ und quantitativ verändert wird. Während die Vorbelastung durch Immissionsmessungen festgestellt wird, wird die Zusatzbelastung unter Zugrundelegung der geplanten quantitativen Schadstoffemission der Anlage über spezifische Prognosemodelle errechnet. Die sich aus der Vorbelastung und der Zusatzbelastung ergebende *Gesamtbelastung* (prognostizierte Immissionsbelastung nach der Errichtung der MVA) wird dann im Rahmen der Begutachtung hinsichtlich ihrer umweltmedizinischen und human-toxikologischen Relevanz bewertet. Bewertungskriterien sind dabei verschiedene Grenz-, Richt- und Vorsorgewerte.

## 2.2. Vorbelastung, Zusatzbelastung und Gesamtbelastung

Die Ermittlung der Vorbelastung erfolgt in der Regel nach den in der TA Luft festgelegten (Mess-) Kriterien und soll ein repräsentatives Bild über die Immissionskonzentrationen der verschiedenen in der 17. BImSchV festgelegten Schadstoffe in dem Umgebungs- und späteren Einwirkungsbereich der geplanten Anlage vermitteln. Wegen des bekannten Jahresganges verschiedener zu messender Schadstoffe (z.B. PCDD/PCDF) sollte die Messperiode zumindest einen Teil der Heizperiode mit umfassen. Die Zusatzbelastung wird anhand der durch die TA Luft vorgegebenen Prognosemodelle (z.B. Lagrange-Modell) errechnet. Dabei spielt die Topographie im Einwirkungsbereich der zukünftigen Anlagen sowie die Höhe des geplanten Kamins eine besonders wichtige Rolle. Die zukünftige Gesamtbelastung ergibt sich aus der Summe der gemessenen Vorbelastung und der prognostizierten Zusatzbelastung.

In den Tabellen 1 und 2 ist beispielhaft das oben geschilderte Vorgehen dargestellt. Ausgewählt wurden die Daten der MVA Lauta, einer Anlage in Nordsachsen (Eikmann 1999). Sowohl bei den organischen Substanzen als auch bei den (an Staub gebundenen) Metallen wird deutlich, dass die gemessene Vorbelastung durch die errechnete Zusatzbelastung praktisch nicht geändert wird. Bei den organischen Substanzen beträgt der Anteil der Zusatzbelastung an der Gesamtbelastung zwischen 0,32 % bis 0,007 %. Bei den Metallen liegt dieser Anteil im Schwebstaub in einem etwas höheren Bereich zwischen 6,63 % und 0,04 %, im Staubniederschlag jedoch lediglich zwischen 0,31 % und 0,04 %.

Diese hier beispielhaft aufgeführten (errechneten) Daten zeigen eine gute Übereinstimmung mit Immissionsmessungen im Umgebungsbereich der Sonderabfallverbrennungsanlage (SVA) Baar-Ebenhausen. Diese Anlage wird schon seit ca. 30 Jahren betrieben. Auf der Basis einer durch das Ökoinstitut Darmstadt vorgenommenen Prognose konnte der Anteil der Zusatzbelastung an der gemessenen, vorhandenen Immissionsbelastung (Gesamtbelastung) beispielsweise bei den Dioxinen & Furanen mit 0,07 % bis maximal 0,11 % I-TEQ errechnet werden [8, 29].

Tabelle 1: Darstellung von Vorbelastung, errechneter Zusatzbelastung und Gesamtbelastung sowie Anteil der Zusatzbelastung an der Gesamtbelastung von verschiedenen organischen Verbindungen von einer geplanten Müllverbrennungsanlage in Ostdeutschland (MVA Lauta)

	Dioxine & Furane	Benzo-a-pyren (BaP)	Benzol
<b>Vorbelastung</b>			
SSt	60 fg/m <sup>3</sup>	0,72 ng/m <sup>3</sup>	2 µg/m <sup>3</sup>
StN	3,7 pg/(m <sup>2</sup> x d)	–	–
<b>Zusatzbelastung</b>			
SSt	0,14 fg/m <sup>3</sup>	0,0014 ng/m <sup>3</sup>	0,000143 µg/m <sup>3</sup>
StN	0,012 pg/(m <sup>2</sup> x d)	0,12 ng/(m <sup>2</sup> x d)	–
<b>Gesamtbelastung</b>			
SSt	60,14 fg/m <sup>3</sup>	0,7214 ng/m <sup>3</sup>	2,000143 µg/m <sup>3</sup>
StN	3,712 pg/(m <sup>2</sup> x d)	–	–
<b>Anteil der Zusatzbelastung an der Gesamtbelastung</b>			
SSt	0,23 %	0,19 %	0,007 %
StN	0,32 %	–	–

SSt Schwebstaub  
StN Staubniederschlag

Tabelle 2: Darstellung von Vorbelastung, errechneter Zusatzbelastung und Gesamtbelastung sowie Anteil der Zusatzbelastung an der Gesamtbelastung von verschiedenen Metallen von einer geplanten Müllverbrennungsanlage in Ostdeutschland (MVA Lauta); Richtwerte bzw. Grenzwerte

	Einheit	Arsen	Blei	Cadmium	Chrom	Nickel	Quecksilber
<b>Vorbelastung</b>							
SSt	ng/m <sup>3</sup>	5,7	60	1,0	6,6	4,3	1,0
StN	µg/(m <sup>2</sup> x d)	2,8	20	2,95	2,3	3,7	0,3
<b>Zusatzbelastung</b>							
SSt	ng/m <sup>3</sup>	0,014	0,718	0,036	0,029	0,036	0,071
StN	µg/(m <sup>2</sup> x d)	0,001	0,062	0,003	0,002	0,003	0,0006
<b>Gesamtbelastung</b>							
SSt	ng/m <sup>3</sup>	5,714	60,718	1,036	6,629	4,336	1,071
StN	µg/(m <sup>2</sup> x d)	2,801	20,062	2,953	2,302	3,703	0,3006
<b>Anteil der Zusatzbelastung an der Gesamtbelastung</b>							
SSt	%	0,25	1,18	3,47	0,43	0,83	6,63
StN	%	0,04	0,31	0,10	0,09	0,08	0,20
<b>Richtwerte/Grenzwerte</b>							
SSt	ng/m <sup>3</sup>	5 <sup>1)</sup>	500 <sup>3)</sup>	20 <sup>3)</sup>	17 <sup>4)</sup>	10 <sup>4)</sup>	50 <sup>4)</sup>
StN	µg/(m <sup>2</sup> x d)	4 <sup>2)</sup>	100 <sup>2)</sup>	2 <sup>2)</sup>	–	15 <sup>3)</sup>	1 <sup>2)</sup>

SSt Schwebstaub  
StN Staubniederschlag

<sup>1)</sup> LAI 1992

<sup>2)</sup> TA Luft 2002 (Immissionswerte für Schadstoffdepositionen zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen)

<sup>3)</sup> TA Luft 2002

<sup>4)</sup> LAI Wirkungsfragen 1998 (Beurteilungswerte für luftverunreinigende Immissionen)

### 2.3. Bewertung der Gesamtbelastung und Zusatzbelastung

Die umweltmedizinisch-toxikologische Bewertung der Gesamtbelastung erfolgt anhand verschiedener Richt- und Grenzwerte; bei deren Fehlen für bestimmte Substanzen müssen unter Umständen eigene Ableitungen tolerabler Immissionskonzentrationen vorgenommen werden. Die üblicherweise angewandten Bewertungsgrundlagen sind die TA Luft, die 22. BImSchV, die verschiedenen Tochterrichtlinien der EU, die Maximalen Immissionskonzentrationen der Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN, die Luftqualitätsleitwerte der WHO sowie die Beurteilungsmaßstäbe für krebserzeugende Luftschadstoffe des Länderausschusses für Immissionsschutz [22]. Diese Beurteilungsgrundlagen basieren teilweise auf gesetzlich festgeschriebenen Verordnungen, teilweise haben sie den Charakter von Richt- oder Orientierungswerten. Darüber hinaus werden zum Teil so genannte Vorsorgewerte zur Beurteilung herangezogen, im Wesentlichen von Kühling & Peters [20] sowie (immer noch nicht publiziert) von Kruse [21]. Kühling & Peters geben dabei in ihren *Luftqualitätsstandards zur Umweltvorsorge* Werte an, die sich insbesondere bei den krebserzeugenden Substanzen (ohne Wirkungsschwelle) an der so genannten Bagatellschwelle (virtually safety dose = nahezu sichere Dosis) orientieren. Das zugrunde gelegte Risikoniveau entspricht dabei einem zusätzlichen Krebsrisiko von  $1 \times 10^{-6}$ . Die so errechneten Vorsorgewerte liegen in der Regel in einem sehr niedrigen Konzentrationsbereich, oft deutlich unterhalb der üblichen Hintergrundwerte für ländliche Areale und weichen teilweise auch erheblich von den Richt- und Grenzwerten der anderen Beurteilungsgrundlagen ab. Diese Werte – wie auch die von Kruse – sind daher im Allgemeinen eher als Zielkonzentrationen für weitere Immissionsminderungsmaßnahmen einzustufen [10].

Bei der Bewertung der Vorbelastung und Zusatzbelastung z.B. im Rahmen der Planung einer MVA oder SVA müssen verschiedene relevante Fragen beantwortet werden. Zunächst einmal ist zu bewerten, in welchem Umfang die vorhandene Immissionskonzentration durch die Emissionen aus der geplanten Anlage verändert wird. Nach den Kriterien der TA Luft ist die Veränderung dann als irrelevant einzustufen, wenn die Zusatzbelastung nicht mehr als 3 % der spezifischen Grenzwerte für bestimmte Substanzen ausfüllt. Aus umweltmedizinischer Sicht ist aber die Veränderung der Vorbelastung durch die Zusatzbelastung als gewichtiger einzustufen. Im Idealfall sollte sich die Vorbelastung durch die zusätzlichen Emissionen praktisch nicht ändern, d.h. die Änderungen sollten in etwa im Bereich der Messgenauigkeit der Immissionskonzentrationen liegen. Entscheidend aus umweltmedizinischer Sicht ist aber die Bewertung der Gesamtbelastung, da hier nicht nur die zusätzlichen Emissionen aus der geplanten Anlage Berücksichtigung finden, sondern auch die bereits vorhandenen aus verschiedenen anderen Emissionsquellen gespeisten Immissionen.

Da in Deutschland bei Einhaltung der Emissionsgrenzwerte der 17. BImSchV die vorhandenen Immissionskonzentrationen praktisch nicht geändert werden, ändert sich in der Regel in den Gebieten, in denen Anlagen errichtet werden sollen bzw. in denen Anlagen betrieben werden, die vorhandene Immissionsbelastung praktisch nicht. Wird die Gesamtbelastung aus umweltmedizinischer

Sicht als zu hoch eingestuft und sollten deswegen notwendige Minderungsmaßnahmen durchgeführt werden, so ist der Beitrag einer MVA an diesen Maßnahmen als irrelevant einzustufen. Ob die Anlage betrieben wird oder nicht, ändert praktisch nichts an dem vorhandenen Immissionskonzentrationsniveau.

Zur Verdeutlichung dieser Bewertung soll ein üblicherweise vorkommendes Szenario dargestellt werden. Im Rahmen der Planung einer MVA wird bei den Vorbelastungsmessungen festgestellt, dass bei den Stickoxiden die Grenzwerte der TA Luft deutlich überschritten werden. Dies ist häufig dann der Fall, wenn die Messstelle z.B. in der Nähe einer stark befahrenen Straße liegt. Der errechnete zusätzliche Beitrag einer geplanten MVA zur  $\text{NO}_2$ -Immissionskonzentration (Zusatzbelastung) liegt üblicherweise bei deutlich weniger als 1 % der Vorbelastung. Das bedeutet, dass der Betrieb der zu errichtenden MVA nicht nur das vorhandene Immissionsniveau nicht ändert, sondern auch, wenn denn Minderungsmaßnahmen gewünscht werden, der Betrieb der Anlage bezogen auf dieses Vorhaben als irrelevant einzustufen ist. In dem vorliegenden Szenario können eine relevante Reduktion der vorhandenen Immissionskonzentration z.B. durch verkehrsmindernde Maßnahmen erreicht und damit auch die Grenzwerte der TA Luft eingehalten werden.

Trotzdem wird im Zusammenhang mit der Planung von MVA's die Anwendung der Vorsorgewerte nach Kühling & Peters [20] bzw. Kruse [21] immer wieder mit der Argumentation herangezogen, dass durch die Reduzierung der tatsächlichen Emissionskonzentrationen über das in der 17. BImSchV vorgegebene Niveau hinaus, eine deutliche Verbesserung der Immissionskonzentrationen (Gesamtbelastung) zu erreichen sei. In diesem Zusammenhang wird immer die Ausschöpfung der errechneten Immissionskonzentrationen für die Zusatzbelastung dargestellt. Die kann – wie in den Tabellen 3 und 4 dargestellt – je

Tabelle 3: Ausschöpfung von Vorsorgewerten von Cadmium und Chrom von Gesamtbelastung und errechneter Zusatzbelastung (MVA Lauta)

	Immissionskonzentration Cadmium	Ausschöpfung von Vorsorgewert nach Kühling & Peters (1994) (0,5 ng/m <sup>3</sup> )	Ausschöpfung von Vorsorgewert nach Kruse (2004) (0,4 ng/m <sup>3</sup> )	Immissionskonzentration Chrom	Ausschöpfung von Vorsorgewert nach Kühling & Peters (1994)	Ausschöpfung von Vorsorgewert nach Kruse (2004) (0,08 ng/m <sup>3</sup> )
	ng/m <sup>3</sup>	%	%	ng/m <sup>3</sup>	%	%
Vorbelastung	1,0	200,0	250,0	6,600	3.300,0	8.250,0
errechnete Zusatzbelastung	0,036	7,2	9,0	0,029	14,5	36,25
Gesamtbelastung	1,036	207,2	259,0	6,629	3.314,5	8.286,25

Quellen:

Kühling, W. & H.-J. Peters (1994): Die Bewertung der Luftqualität bei Umweltverträglichkeitsprüfungen. Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, Dortmund, 1994

Kruse, H. (2004): Persönliche Mitteilung

Tabelle 4: Mittlere gemessene PCDD/PCDF- sowie 2,3,7,8-TCDD-Immissionskonzentrationen und errechnete Zusatzbelastung einer Sondermüllverbrennungsanlage (SVA Baar-Ebenhausen) sowie Vorsorgewerte

	mittlere Immissionskonzentration Dioxine & Furane I-TEQ fg/m <sup>3</sup>	Ausschöpfung von Vorsorgewert nach Kühling & Peters (1994) (1,5 fg <sub>2,3,7,8-TCDD</sub> /m <sup>3</sup> ) %	Ausschöpfung von Vorsorgewert nach Kruse (2004) 5 (fg ITEQ/m <sup>3</sup> ) %
errechnete Vorbelastung	37,00	2.467	740
errechnete Zusatzbelastung	0,05	3,3	1
gemessene Gesamtbelastung	37,05	2.470	741

Quellen:

Kühling, W. & H.-J. Peters (1994): Die Bewertung der Luftqualität bei Umweltverträglichkeitsprüfungen. Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, Dortmund 1994

LAI Länderausschuss für Immissionsschutz: Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen. MURL NRW (Hrsg). Düsseldorf, 1992

nach zugrunde gelegtem Vorsorgewert in einem erheblichen Prozentbereich liegen (bis zu 36 %). Betrachtet man jedoch die nach diesem System errechnete Ausschöpfung der Vor- oder Gesamtbelastung, so zeigt sich, dass der Anteil der Zusatzbelastung wiederum als irrelevant einzustufen ist. Der Anteil der Ausschöpfung von 36 % der Zusatzbelastung bei Chrom (auf der Basis des Vorsorgewertes von Kruse) beinhaltet bezogen auf die Ausschöpfung der Gesamtbelastung nur weniger als 1 Prozent.

Dieses Vorgehen wird in seiner Fragwürdigkeit auch dann deutlich, wenn die vermeintliche Risikoreduzierung auf der Basis einer toxikologischen Risikobewertung z.B. bei krebserzeugenden Substanzen überprüft wird. In Tabelle 5 und 6 sind die Krebsrisiken für Cadmium sowie Dioxine & Furane für verschiedene Zusatzbelastungen und den daraus resultierenden Gesamtbelastungen dargestellt. Zugrunde gelegt wurden dabei Gesamtbelastung mit einer 100%igen, 50%igen und 10%igen Zusatzbelastung.

Tabelle 5: Darstellung der Immissionskonzentrationen von **Cadmium** im Verhältnis zu den errechneten Krebsrisiken bei verschiedenen Zusatzbelastungen (MVA Lauta)

	Immissionskonzentrationen  Cadmium	Krebsrisiko bei Gesamtbelastung mit 100 % errechneter Zusatzbelastung (unit risk 1,2 x 10 <sup>-2</sup> pro 1 µg/m <sup>3</sup> )	Krebsrisiko bei Gesamtbelastung mit 50 % errechneter Zusatzbelastung (unit risk 1,2 x 10 <sup>-2</sup> pro 1 µg/m <sup>3</sup> )	Krebsrisiko bei Gesamtbelastung mit 10 % errechneter Zusatzbelastung (unit risk 1,2 x 10 <sup>-2</sup> pro 1 µg/m <sup>3</sup> )
Vorbelastung	1,0 ng/m <sup>3</sup>	120 x 10 <sup>-7</sup>	120 x 10 <sup>-7</sup>	120 x 10 <sup>-7</sup>
Zusatzbelastung	0,036 ng/m <sup>3</sup>	4,3 x 10 <sup>-7</sup>	2,16 x 10 <sup>-7</sup>	0,43 x 10 <sup>-7</sup>
Gesamtbelastung	1,036 ng/m <sup>3</sup>	124,3 x 10 <sup>-7</sup>	122,16 x 10 <sup>-7</sup>	120,43 x 10 <sup>-7</sup>

Tabelle 6: Darstellung der Immissionskonzentrationen von **Dioxinen & Furanen** im Verhältnis zu den errechneten Krebsrisiken bei verschiedenen Zusatzbelastungen (MVA Lauta)

	Immissionskonzentrationen  Dioxine & Furane (2,3,7,8-TCDD)	Krebsrisiko bei Gesamtbelastung mit 100 % errechneter Zusatzbelastung (unit risk 1,4 pro 1 µg/m <sup>3</sup> )	Krebsrisiko bei Gesamtbelastung mit 50 % errechneter Zusatzbelastung (unit risk 1,4 pro 1 µg/m <sup>3</sup> )	Krebsrisiko bei Gesamtbelastung mit 10 % errechneter Zusatzbelastung (unit risk 1,4 pro 1 µg/m <sup>3</sup> )
Vorbelastung	60 fg/m <sup>3</sup>	840 x 10 <sup>-10</sup>	840 x 10 <sup>-10</sup>	840 x 10 <sup>-10</sup>
Zusatzbelastung	0,14 fg/m <sup>3</sup>	1,96 x 10 <sup>-10</sup>	0,98 x 10 <sup>-10</sup>	0,196 x 10 <sup>-10</sup>
Gesamtbelastung	60,14 fg/m <sup>3</sup>	841,96 x 10 <sup>-10</sup>	840,98 x 10 <sup>-10</sup>	840,196 x 10 <sup>-10</sup>

Das unit risk wird für 2,3,7,8-TCDD angegeben, die Vor-, Zusatz- und Gesamtbelastungen beziehen sich auf Gesamt-Dioxine/Furane

Auf der Basis der dargestellten Daten zeigt sich, dass eine Reduktion der Zusatzbelastungen um den Faktor zwei oder zehn praktisch keine Änderung bei den errechneten Krebsrisiken erbringt. Die Reduktion der Emissionen ist also mit keiner relevanten Reduktion des Gesundheitsrisikos verbunden.

## 2.4. Störfallszenarien (Störung des bestimmungsgemäßen Betriebs)

In der Diskussion um die Umwelt- und Gesundheitsverträglichkeit von Müllverbrennungsanlagen spielen die Freisetzungen von Schadstoffen über Störfälle (Störung des bestimmungsgemäßen Betriebs) eine zunehmend gewichtige Rolle. Im Unterschied zu der kontinuierlichen Emission von Substanzen beim routinemäßigen Betrieb einer MVA werden hier in sehr kurzen Zeiträumen unter Umständen Schadstoffe in hohen Konzentrationen freigesetzt. Die umweltmedizinisch-humantoxikologische Bewertung dieser Immissionskonzentrationen muss daher auf der Basis der akuttoxischen Eigenschaften dieser Substanzen erfolgen.

Basis der gemäß Störfall-Verordnung (12. BImSchV) durchzuführenden Sicherheitsanalyse sind zum Beispiel Stofffreisetzungen durch einen Abfallbunkerbrand oder Bruch einer Rauchgasleitung nach Kessel. Hierzu werden die entstehenden Immissionskonzentrationen in verschiedenen Ausbreitungssituationen in unterschiedlichen Entfernungen zur Anlage durchgeführt. Für die umweltmedizinische Bewertung werden üblicherweise Kohlenmonoxid (CO), Chlorwasserstoff (HCl), Fluorwasserstoff (HF), Blausäure (HCN), Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>), Stickstoffmonoxid (NO), Stickstoffdioxid (NO<sub>2</sub>), Benzol sowie die Dioxine und Furane ausgewählt. Diese Substanzen sind wegen ihrer spezifischen Eigenschaften (Schwel-, Reiz- und Stickgase) bzw. wegen ihrer Persistenz (Dioxine und Furane) toxikologisch als relevant einzustufen. Von besonderer Bedeutung ist in diesem Zusammenhang immer die Einwirkungszeit, die bei den ausgewählten Störfällen relativ kurz ist, da bei einem Störfall sich die Anwohner üblicherweise unmittelbar nach Bekannt werden bzw. nach Auftreten von entsprechenden Reizwirkungen oder Geruchswahrnehmungen aus dem Einwirkungsbereich entfernen bzw. geschlossene Räumlichkeiten aufsuchen [10].

Bei zusammenfassender Bewertung aller bisher errechneten Immissionskonzentrationen auf der Basis der ausgewählten Bewertungsgrundlagen (TA Luft, 22. BImSchV, MAK, MIK, WHO) in ausgewählten Störfallszenarien kann davon ausgegangen werden, dass für die sich im unmittelbaren Einwirkungsbereich der Anlagen aufhaltenden bzw. dort wohnenden Personen – im Rahmen dieser nur sehr kurzen Exposition – weder akute noch chronische gesundheitliche Gefährdungen durch diese (angenommenen) Störfälle zu erwarten sind [10].

## 2.5. Unbekannte Schadstoffe und Schadfaktoren

Im Zusammenhang mit der Bewertung von Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen werden immer wieder die in der 17. BImSchV aufgeführten Schadstoffe (und weitergehend auch die Substanzen mit Grenzwerten in der 22. BImSchV und in der TA Luft) als nicht ausreichend in Hinsicht auf die Charakterisierung und Bewertung der Exposition der Anwohner eingestuft. Dazu werden sehr umfangreiche Schadstofflisten (bis zu 100 verschiedene Substanzen) präsentiert mit der Aufforderung, diese zusätzlich in die Bewertung der Exposition mit einzubeziehen [20, 21].

Da das Spektrum der aus Müllverbrennungsanlagen freigesetzten Substanzen nur durch die analytischen Möglichkeiten begrenzt wird, muss hier in jedem Fall eine Auslese aus den komplexen Stoffgemischen getroffen werden. Umweltmedizinisch relevante Kriterien sind dafür hauptsächlich zum einen die (Immissions-) Konzentration und zum anderen die potenziellen (relevanten) Wirkungen auf den Menschen (chronische und akute Toxizität, Cancerogenität, Mutagenität, usw.). Die Auswahl der Substanzen, für die Grenzwerte in der 17. BImSchV und weitergehend der 22. BImSchV und TA Luft entsprechen überwiegend diesen Kriterien [14, 35]. Substanzen, die in der 17. BImSchV und den weiteren Regelwerken nicht aufgeführt sind, spielen in der Regel bei der Expositionscharakterisierung und -bewertung von Müllverbrennungsanlagen nur eine untergeordnete Rolle. Insbesondere kann der Literatur – vor allem hinsichtlich möglicher relevanter Wirkungen auf den Menschen – nicht entnommen werden, dass einzelne spezifische Stoffe im Emissionsspektrum von Müllverbrennungsanlagen hier besonders zu berücksichtigen wären. In den epidemiologischen Studien werden vor allem die Dioxine & Furane sowie andere chlororganische persistente Verbindungen hinsichtlich einer möglichen Wirkung auf die Anwohner und Beschäftigte (medizinisch) bewertet. Weniger häufig werden andere Substanzen, z.B. die Schwermetalle oder anorganische Verbindungen, beurteilt [10].

Trotzdem werden immer wieder einzelne Substanzen als bewertungsrelevant angegeben, die in den üblicherweise verwendeten Regelwerken nicht berücksichtigt sind. So ist beispielsweise die vor Jahren immer wieder benannte Polyaromaten-Verbindung 3-Nitro-Benzanthron bezogen auf die Verbrennungsprozesse einer MVA als nicht relevant einzustufen, da sie in den Emissionen von MVA bisher nicht nachgewiesen werden konnte. Diese Einzelsubstanz mit vergleichsweise hoher mutagener Wirkung wurde als Bestandteil von Dieselmotoremissionen (DME) identifiziert und dort in der (mutagenen) Gesamtwirkung auch jeweils mit berücksichtigt [7].

Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass durch den Einsatz effizienter Abgasreinigungstechnologien in modernen Müllverbrennungsanlagen die Schadstoffgrenzwerte der 17. BImSchV weit unterschritten werden. Die erzielten Abscheidegrade liegen dabei in der Regel durchschnittlich zwischen 60 % z.B. bei den Polyaromatischen Kohlenwasserstoffen und zum Teil deutlich über 99 % bei den chlorierten und fluorierten Kohlenwasserstoffen. Dies bedeutet somit, dass auch in der Bewertung nicht berücksichtigte Substanzen im Abgas in vergleichsweise ähnlichem Umfang reduziert werden [4, 24, 31].

Insgesamt ist die unumgehbare Beschränkung auf eine bestimmte Anzahl von Substanzen als Grundlage für die umweltmedizinisch-humantoxikologische (und auch ökotoxikologische) Bewertung einer Emissionsquelle als ein generelles methodisches Problem einzustufen. Auch bei anderen Arten der Müllentsorgung und -beseitigung (Deponierung, MBA, Kompostierung usw.) wird eine große Vielzahl von z.T. schädlichen Substanzen emittiert [14] und auch hier muss vor einer Messung und Bewertung eine Auswahl getroffen werden. Bei der Müllverbrennung ist im Unterschied zu den anderen technischen Verfahren bzw. Quellen aber mit der 17. BImSchV (und der 22.BImSchV sowie TA Luft) eine wichtige Grundlage für dieses Vorgehen gegeben.

In Erörterungsverfahren werden teilweise weitere Schadfaktoren genannt, die als spezifische Gefährdung durch den Betrieb von Müllverbrennungsanlagen anzusehen seien. So wird in jüngster Zeit beispielsweise die Freisetzung von *Legionella pneumophila* als eine besondere (und neue) Gefährdung von Anwohnern einer MVA angegeben. Diese Bakterien als Erreger der Legionärskrankheit kommen natürlicher Weise in aquatischen Biotopen einschließlich Flüsse und Seen vor. In einem Temperaturbereich zwischen 20 °C und 45 °C wird die Vermehrung der Legionellen stark begünstigt, so dass sie im Außenbereich beispielsweise im Wasser von Kühltürmen z.B. von Kraftwerken oder Industriebereichen mit Wasser-Spül-Systemen nachgewiesen wurden. Eine mögliche Infektion von Anwohnern aus diesen spezifischen Quellen ist natürlich nicht auszuschließen, wenn auch andere Expositionen beispielsweise durch kontaminiertes Duschwasser und Aerosole aus Klimaanlage als ungleich risikoreicher anzusehen sind (z.B. [11]). Falls bei Müllverbrennungsanlagen entsprechende offene Wassersysteme vorhanden sind mit der Möglichkeit der Emission von *Legionella pneumophila* in hohen Konzentrationen, so ist dies natürlich nicht als ein typisches Problem von MVA's einzustufen. Hier liegt vielmehr ein spezifisches technisches Problem vor, das auch bei anderen industriellen und gewerblichen Anlagen auftreten kann. Hinweise, dass Infektionen bei Anwohnern dieser Anlagen durch Legionellen stattgefunden haben, liegen darüber hinaus in der Literatur nicht vor [10].

## **2.6. Umweltmedizinische Bewertung von Müllverbrennungsanlagen (MVA)**

Obwohl in Deutschland inzwischen über 70 Müllverbrennungsanlagen betrieben werden, gibt es immer noch bei deren Neuerrichtung oder Erweiterung Ängste in der Bevölkerung hinsichtlich möglicher gesundheitlicher Beeinträchtigungen durch die freigesetzten Emissionen derartiger Betriebe. Bei Einhaltung der Emissionsgrenzwerte der 17. BImSchV kann aber davon ausgegangen

werden, dass die jeweilig vorhandenen Immissionskonzentrationen (Vorbela-  
stung) durch die zusätzlichen Emissionen (Zusatzbelastung) aus den MVA´s prak-  
tisch nicht oder nur unwesentlich geändert werden. Dies ist im Wesentlichen  
unabhängig davon, ob die MVA in einem Gebiet ohne oder mit zusätzlicher nen-  
nenswerter Immissionsbelastung liegt (geringe oder höhere Vorbela-  
stung). Es liegen inzwischen auch verschiedene Veröffentlichungen vor, die zeigen, dass  
die moderne Filtertechnik nicht nur in der Lage ist, die Grenzwerte der 17. BImSchV  
ohne Schwierigkeiten einzuhalten, sondern dass sie sie sogar häufig noch deut-  
lich unterschreiten. Die Abscheidegrade liegen in der Regel zwischen 60 % (poly-  
zyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) bis z.T. deutlich über 99 % (Dioxine  
und Furane) [31, 37]. Moderne Müllverbrennungsanlagen in Deutschland sind  
daher als klassische Schadstoffsinken einzustufen.

Methodisch schwieriger ist es – bei bestehenden Anlagen – den Anteil der  
Immissionskonzentrationen (Gesamtbelastung), die durch eine MVA verursacht  
wird (Zusatzbelastung), abzuschätzen und so die Berechnungen, die vor Geneh-  
migung und Inbetriebnahme durchgeführt werden müssen, hinsichtlich ihrer  
(mathematischen) Korrektheit zu kontrollieren. Während nach der Inbetrieb-  
nahme von Anlagen schon häufiger Immissionsmessungen durchgeführt wur-  
den, wurde der Anteil von MVA´s daran nur in Ausnahmefällen bestimmt. Dies  
ist darauf zurückzuführen, dass dies wiederum nur mit einer aufwändigen Prog-  
noseberechnung möglich ist. Der nahe liegende Ansatz, dafür die vor Genehmi-  
gung einer Anlage erforderliche Berechnung der Zusatzbelastung zugrunde zu-  
legen, kann nur unmittelbar nach Inbetriebnahme einer MVA zur Anwendung  
kommen. Bei älteren Betrieben liegen derartige Prognosen teilweise nicht vor  
oder sie sind technisch oder methodisch als überholt einzustufen. Hier kann der  
aktuelle Status nur über eine neue Berechnung auf der Basis der derzeitigen  
Emissions- und Immissions-situation erfolgen [10].

In diesem Zusammenhang sollte auch immer die mögliche langfristige Akkumu-  
lation von Schadstoffen durch die Deposition im Umkreis der MVA Berücksichti-  
gung finden. Neuere Untersuchungen bzw. Bewertungen der Emissionen bzw.  
Immissionen einer Sondermüllverbrennungsanlage haben nun ganz deutlich  
aufgezeigt, dass auch durch den jahrzehntelangen Betrieb einer derartigen An-  
lage es zu keiner relevanten Anreicherung von Schadstoffen (durch Deposition)  
in den verschiedenen Umweltmedien kommt [8, 24]. Diese Daten bestätigen frü-  
here Untersuchungen der Umweltauswirkungen einer Sondermüll-Entsorgungs-  
anlage in Bayern, in denen die Schadstoffgehalte in Boden- und Pflanzenproben  
zwar oberhalb der Hintergrundbelastung in ländlichen Regionen lagen, jedoch  
weit unterhalb derer in städtischen Arealen. In den untersuchten Nahrungs-  
pflanzen wurden die gültigen Richtwerte für Schadstoffgehalte in Lebensmitteln  
eingehalten [3].

Der Anteil der von MVA oder SVA emittierten Schadstoffe an der jeweils vorhan-  
denen örtlichen Immissionsbelastung ist bei Einhaltung der Grenzwerte der  
17.BImSchV praktisch vernachlässigbar. Hinweise auf das gehäufte Auftreten  
von Krebs- und Atemwegskrankungen sowie Allergien sind deshalb mit den vor-  
handenen Messdaten nicht in Übereinstimmung zu bringen und damit für

Deutschland als unplausibel einzustufen. Auch die Einführung von so genannten Vorsorgewerten ist im Zusammenhang mit der Bewertung von Emissionen aus MVA und SVA als nicht notwendig einzustufen. Da der Anteil der Zusatzbelastung an der Gesamtbelastung so gering ist, kann der *vorsorgende* Charakter dieser Werte schon aus methodischen Gründen gar nicht zum Tragen kommen. Forderungen nach einer Verschärfung der Emissionsgrenzwerte der 17. BImSchV sowie der Immissionswerte der 22. BImSchV und TA Luft bezogen auf das Schutzgut Mensch können daher auf der Basis aller vorliegenden Erkenntnis als nicht notwendig eingestuft werden [10].

Bei der Bewertung von Emissionen und Immissionen von MVA und SVA aus umweltmedizinischer und umwelttoxikologischer Sicht haben sich die bisher angewandten Verfahren auf der Basis klassischer toxikologischer Methoden insgesamt bewährt. Auch die Auswahl der zu bewertenden Substanzen muss aus heutiger Sicht im Wesentlichen nicht geändert werden. Es gibt keinen Hinweis darauf, dass bisher nicht berücksichtigte Substanzen sich zwischenzeitlich als relevant für eine Bewertung erwiesen hätten [34]. Bei der Bewertung von Störfällen in der Planung sind ebenfalls methodische Mängel im bisher üblichen Vorgehen nicht zu erkennen. Bei tatsächlichen Störfällen empfiehlt es sich, einen Plan bezüglich des Vorgehens in einem solchen Fall in Zusammenarbeit mit den vor Ort verantwortlichen Behörden festzulegen. Dabei ist insbesondere auf die Durchführung von Maßnahmen hinsichtlich der *Beweissicherung* bezüglich einer Belastung bzw. Kontamination von Umweltmedien zu achten [10].

### 3. Mechanisch-Biologische Abfallentsorgungsanlagen (MBA)

Derzeit sind in Deutschland ca. 48 MBA's mit einer Kapazität von ca. 5,1 Mio. Mg Behandlungskapazität in Betrieb. Fünf weitere Anlagen sind in der Genehmigungs-, Planungs-, Ausschreibungs- oder Bauphase, so dass sich zukünftig eine Gesamtkapazität von ca. 5,6 Mio. Mg Behandlungskapazität ergeben wird [28]. Die jeweils realisierten Verfahrenskonzepte sind sehr unterschiedlich und insgesamt nur schwer vergleichbar. Trotz teilweise sehr aufwändiger Systeme zur Abluftreinigung kommt es im Umgebungsbereich von vielen MBA's seit Inbetriebnahme der Anlagen zu erheblichen Geruchsbelästigungen der Bevölkerung, die nachfolgend zu massiven Protesten der Anwohner geführt haben. Als relevante Emissionsquellen für die Gerüche sind dabei das Biogas, das Deponiegas, die Luft aus Aufbereitungs- sowie Perkolationshallen, das Geostabilat aber auch die Deponieflächen einzustufen. Für die Freisetzung von Bioaerosolen kommen in erster Linie Kompostierungsaktivitäten (teilweise in Rottehallen) sowie Ablagerungs- und Umsetzungsvorgänge von Material auf Deponieflächen in Frage. Unter anderem auch wegen der ungewöhnlich heftigen Reaktionen in der Bevölkerung gegen den Betrieb von MBA's wurden zwischenzeitlich bereits zwei Anlagen in Baden-Württemberg still gelegt, da nach Angaben der Betreiber eine wirtschaftlich tragbare technische Sanierung nicht mehr möglich erschien.

Da als umweltmedizinisch relevante Emissionen aus MBA's vor allem Gerüche aber auch Bioaerosole anzusehen sind, wird im Folgenden insbesondere auf deren Freisetzung aus MBA's eingegangen sowie eine Bewertung ihres Vorkommens in der Nachbarschaft von MBA's vorgenommen.

### 3.1. Emissionen aus Mechanisch-Biologischen Abfallbehandlungsanlagen

Biologische Aerosole kommen ubiquitär als inhalierbares Gemisch von Luft mit Mikroorganismen, Teilen von Mikroorganismen sowie organischen Substanzen mikrobiellen und pflanzlichen Ursprungs vor. Diese liegen entweder in freier Form vor, sind als Aggregate in Flüssigkeitströpfchen gelöst oder an Staubpartikel gebunden. In der Außenluft kann eine Exposition gegenüber Biologischen Aerosolen beispielsweise durch verrottendes Laub auf natürliche Weise entstehen. Anthropogene Quellen sind unter anderem Kompostierungsanlagen, landwirtschaftliche Betriebe, Mülldeponien aber auch Mechanisch-Biologische Anlagen (MBA). Insbesondere bei Kompostierungs- und Vergärungsprozessen kann es neben der Freisetzung von Biologischen Aerosolen auch zu einer (massiven) Geruchsbelästigung durch geruchsrelevante flüchtige Substanzen (MVOC = Microbial Volatile Organic Compounds) kommen.

Die VDI-Richtlinie 4251 (Erfassen luftgetragener Mikroorganismen und Viren in der Außenluft) [36] legt für Mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlagen die in Tabelle 7 aufgeführten anlagenbezogene Messparameter fest. Die hier aufgeführten Mikroorganismen (und Toxine) geben das für derartige Anlagen (relativ) charakteristische Emissionspektrum wider. Die fakultativen Messparameter sollten immer dann neben den obligaten erhoben werden, wenn besondere Fragestellungen vorliegen, jedoch nicht im Routinefall.

Tabelle 7: Mechanisch-biologische Restabfallbehandlungsanlagen und Messparameter nach VDI 4255 Blatt 1

obligate Messparameter	Gesamtbakterienzahl 37 °C Gesamtpilzzahl 25 °C thermophile Actinomyceten thermophile Pilze <i>Aspergillus fumigatus</i>
fakultative Messparameter	thermophile Bakterien Endotoxine mesophile Actinomyceten <i>Penicillium spp.</i> <i>Aspergillus flavus</i>
umweltmedizinische schutzbezogene Messparameter	Endotoxine Differenzierung der Pilze

Quelle: VDI-Richtlinie 4251 Blatt 1: Erfassen luftgetragener Mikroorganismen und Viren in der Außenluft, Planung von anlagenbezogenen Immissionsmessungen, Fahnenmessung, Februar 2007

MBA's emittieren neben den oben aufgeführten Mikroorganismen (vor allem Schimmelpilze und Bakterien) vor allem auch geruchsrelevante flüchtige Substanzen (MVOC = Microbial Volatile Organic Compounds). Von der Bevölkerung werden die Gerüche, die aus MBA's freigesetzt werden, häufig als sehr intensiv und äußerst ekelerregend (fäkal) klassifiziert und mit einer Reihe von Gesundheitsbeeinträchtigungen in Verbindung gebracht. Die Befürchtung von Gesundheitsschäden bezieht sich dabei nicht in erster Linie auf die belastigenden Gerüche, sondern vielmehr auf die gleichzeitige Freisetzung von Mikroorganismen. Es werden (Belästigungs-) Symptome (u.a. Übelkeit, Unwohlsein, Erbrechen) angegeben, aber auch ein Zusammenhang mit Erkrankungen hergestellt, wie das gehäufte Auftreten von Allergien oder atemwegsbezogenen Erkrankungen (z.B. Bronchitis, Asthma). Hier wird als Ursache in erster Linie die Belastung mit Schimmelpilzen oder Bakterien vermutet.

Neben den Mikroorganismen und mikroorganismenbürtigen Substanzen (u.a. Toxine) sowie den Geruchsstoffen werden weiterhin Kohlendioxid und Methan, verschiedene organische Verbindungen, die während der Abbauprozesse aus vorhandenen Stoffen metabolisiert oder neu gebildet werden, und leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe, die aus dem Abfall ausgestriipt werden, freigesetzt. Die im Rohgas nachgewiesenen Substanzen können durch die Behandlung der Abluft (z.B. Sprühwäscher oder RTO) deutlich reduziert werden. Da die geruchsintensiven Substanzen schon Geruchsempfindungen in sehr geringen Konzentrationen (weit unterhalb der Toxizitätsschwelle) hervorrufen können, ist hier eine weitestgehende Beseitigung dieser Stoffe erforderlich. Durch ihr gasförmiges Vorkommen können sie auch sehr viel weiter in die Umgebung von MBA's getragen werden als vergleichsweise die partikelförmigen Mikroorganismen.

### **3.2. Immissionsdaten aus der Umgebung von Mikroorganismen-emittierender Abfallbeseitigungsanlagen**

Für Biokompostierungsanlagen (die nur bedingt mit MBA's zu vergleichen sind) liegt inzwischen eine große Anzahl von Immissionsdaten vor, die eine Aussage zur Ausbreitung von Mikroorganismen, aber auch zu Gerüchen aus derartigen Emittenten erlauben. Es kann zurzeit davon ausgegangen werden, dass eine Ausbreitung von Mikroorganismen bei den üblichen Aktivitäten auf diesen Anlagen im Allgemeinen über eine Entfernung von 500 m bis 800 m hinaus praktisch nicht mehr stattfindet, d.h. die ortsüblichen Konzentrationen von Mikroorganismen (z.B.  $10^1$  bis  $10^2$  KBE/m<sup>3</sup> für thermotolerante Schimmelpilze) sind ab dieser Entfernung wieder erreicht und es können keine Besonderheiten im Immissionsspektrum mehr nachgewiesen werden. Einige wenige Untersuchungen, insbesondere in landwirtschaftlich geprägten Gebieten konnten aber einen Emissionseinfluss bis zu 1.000 m nachweisen. Allerdings waren auch hier wie bei den anderen Untersuchungen in einer Entfernung von 500 m bis 800 m schon sehr viel niedrigere Mikroorganismen in der Außenluft im Vergleich zu näheren Untersuchungspunkten gefunden worden. Als problematisch bei dem Ausbreitungsverhalten der Biologischen Aerosole sind insbesondere ortstypische (nächtliche) Kaltluftabflüsse zu bewerten [16, 18].

Gerüche konnten aber in allen Untersuchungen in deutlich größeren Entfernungen (bis zu mehreren Kilometern) nachgewiesen werden, dabei wurde überwiegend eine sehr unangenehme Geruchsqualität festgestellt. Olfaktometrische Messungen zeigen, dass die Biofilter (bei den Biokompostierungsanlagen) im Vergleich zu den diffusen Flächenquellen wesentliche Emittenten für Gerüche sind, dabei muss allerdings beachtet werden, dass die emittierten Gerüche im Vergleich zur Rohluft schon deutlich reduziert sind. Bei den Fahnenbegehungen konnten Geruchshäufigkeiten von > 10 % noch in größeren Entfernungen (ca. 800 m und mehr) nachgewiesen werden. Insgesamt nahmen aber die Geruchshäufigkeiten in Entfernungen zwischen 200 m und 500 m sehr stark ab, wobei in einigen Fällen an anlagenahen Messpunkten niedrigere Geruchshäufigkeiten festgestellt werden konnten als bei Immissionsmesspunkten > 500 m [18].

Die MVOC konnten in den oben dargestellten Untersuchungen in Entfernungen > 500 m meist in Konzentrationen zwischen 10 und 100 ng/m<sup>3</sup> nachgewiesen werden. MVOC wurden jedoch auch in Entfernungen von bis zu 1.500 m noch detektiert. Eine Koinzidenz von Mikroorganismen und der Geruchshäufigkeit, sowie der MVOC konnte nur in Einzelfällen festgestellt werden [18].

Vergleichbare umfangreiche, wissenschaftlich systematisierte Untersuchungen im Umfeld von MBA's liegen nicht vor. Allerdings kann insbesondere bei den Kompostierungsaktivitäten und Ablagerungsvorgängen auf dem Gelände der MBA's von einer ähnlichen bzw. identischen Freisetzung von Biologischen Aerosolen ausgegangen werden. Hier ist insbesondere die quantitative Emission von Mikroorganismen offensichtlich von der Häufigkeit und Intensität von Kompostaktivitäten abhängig. Das Ausbreitungsverhalten von MVOC und Gerüchen im Umgebungsbereich einer MBA ist ebenfalls direkt vergleichbar und hängt (wie bei den Kompostierungsanlagen) neben ortstypischen Einflüssen (z.B. Topographie) im Wesentlichen von der Konstruktion und Betriebsart der jeweiligen Anlage ab.

### **3.3. Umweltmedizinisch-humantoxikologische Untersuchungen**

Erkenntnisse über die Expositionen gegenüber biologischen Aerosolen in der Außenluft und die zu erwartenden Wirkungen auf den Menschen stammen überwiegend aus Untersuchungen am Arbeitsplatz von Biologischen Abfallbehandlungsanlagen und landwirtschaftlichen Betrieben. Diese Erfahrungen lassen sich allerdings nur eingeschränkt auf die Situation exponierter Anwohner dieser Anlagen übertragen. Kollektivunterschiede lassen einen direkten Vergleich nicht zu (z.B. healthy worker effect). Da die Exposition der Normalbevölkerung üblicherweise nicht so hoch ist wie bei Beschäftigten von biologischen Abfallbehandlungsanlagen, können Aussagen aus Arbeitsplatzstudien nicht auf die Normalbevölkerung übertragen werden. Bezogen auf Wirkmechanismen und Wirkort der Biologischen Aerosole haben derartige Studien allerdings eine erhebliche Aussagekraft [9, 16, 30].

Untersuchungen der Bevölkerung im Einwirkungsbereich von Biologischen Abfallbehandlungsanlagen (Biokompostierung) liegen bisher nur in Deutschland vor. Dabei wurden Immissionskonzentrationen von biologischen Aerosolen in

der Umgebung von drei Bioabfallkompostierungsanlagen untersucht und die Anwohner gleichzeitig unter anderem hinsichtlich ihres Gesundheitsstatus befragt. Bei einer Anlage wurden in einer Entfernung von bis zu 350 m thermophile Actinomyceten in Konzentrationen bis zu  $10^6$  KBE/m<sup>3</sup> gefunden, die deutlich über den Hintergrundwerten (0 – 10 KBE/m<sup>3</sup>) lagen. Andere Mikroorganismen konnten ebenfalls in Konzentrationsbereichen von bis zu  $10^6$  KBE/m<sup>3</sup> (unmittelbare Nähe zur Anlage, 150 m – 350 m) nachgewiesen werden [9].

Beim Vergleich der Krankheitssymptome und Gesundheitsbeschwerden der Anwohner in dieser Studie fanden sich vermehrt Beschwerden in Bezug auf Atemwege (z.B. vermehrtes Husten, Bronchitis), Haut und Augenschleimhaut sowie andere allgemeine Beschwerden (z.B. Übelkeit und Unwohlsein). Ein höheres Vorkommen von allergischen Erkrankungen, Asthma oder Infektionen sowie andere manifeste Krankheitsbilder konnten dagegen nicht nachgewiesen werden. In einer Follow-up-Studie konnte fünf Jahre nach Beendigung der Exposition (Schließung der oben angesprochenen Anlage) kein Auftreten von spezifischen Antikörpern gegen kompostspezifische Mikroorganismen nachgewiesen werden. Dagegen wurde ein Zusammenhang zwischen höheren Antikörperwerten der Frauen und ihrer häuslichen Exposition zu Abfällen gefunden. Die Relevanz der häuslichen Exposition gegenüber (Bio-) Abfällen wird auch dadurch belegt, dass in einer Reihe anderer Untersuchungen Hautbeschwerden und Hauterkrankungen häufiger bei Personen beobachtet wurden, in deren Haushalten Biomüll über mehrere Tage gelagert wurden [9, 30].

Bei den Gruppen, die *lediglich* durch Gerüche belästigt wurden, aber nicht einer höheren Bioaerosol-Exposition ausgesetzt waren, konnten Symptome an den Atemwegen und Schleimhäuten in höherer Häufigkeit nicht nachgewiesen werden, und auch kein höheres Vorkommen von Allergien oder anderen umschriebenen Krankheitsbildern [9, 16].

### 3.4. Geruchsbelästigung und körperliche Beschwerden

Im weiteren Umfeld von Emittenten von Bioaerosolen können häufig keine höheren (über dem ortsüblichen Background liegenden) Bioaerosol-Konzentrationen nachgewiesen werden, gleichwohl treten hier häufig noch Geruchsbelästigungen aus diesen Emittenten auf. In diesem Zusammenhang stellt sich immer wieder die Frage, in welchem Ausmaß die Geruchsbelästigungen zu den (unerklärten) körperlichen Beschwerden beitragen, die hier von der Bevölkerung immer wieder geklagt werden. Bei einer Untersuchung von Bevölkerungsgruppen im Umfeld einer Biokompostierungsanlage mit (höherer) Exposition zu Bioaerosolen und gleichzeitiger Geruchsbelästigung im Vergleich zu einer Gruppe *nur* mit Geruchsbelästigung sowie einer Gruppe ohne (höhere) Exposition und ohne Gerüche stellte sich heraus, dass Einzelbeschwerden wie Völlegefühl, Erbrechen und schlechter Geschmack im Mund bei der Gruppe nur mit Geruchsbelästigung doppelt so häufig im Vergleich zur Referenzgruppe auftraten, und bei der exponierten Gruppe sogar vier- bis fünfmal so häufig. Weiteren (erfragten) Beschwerden, wie Übelkeit, Appetitverlust und Atemnot traten bei der Bevölkerungsgruppe nur mit Geruchsbelästigung nicht häufiger auf als in der unbelasteten Gruppe [17].

### 3.5. Belästigungswirkung von Geruchsimmissionen

Für Anwohner können Gerüche zu Belästigungen führen und in deren Folge auch zu Beschwerden. Abgesehen davon, dass in sehr seltenen Fällen Reaktionen wie Ekel und Übelkeit durch Gerüche hervorgerufen werden können [32], wird eine krankmachende Wirkung von Geruchstoffimmissionen durchweg verneint. Zwar klagen Anwohner in der Umgebung von Geruchstoffquellen vermehrt über somatische Beeinträchtigungen, wie etwa Schlafstörungen, Übelkeit, Erbrechen und Atembeschwerden [32, 33], jedoch werden diese körperlichen Symptome von den Betroffenen typischerweise der Geruchseinwirkung zugeschrieben, nicht jedoch von ihr hervorgerufen. Zumindest fehlen außer bei den bereits angesprochenen Fällen Ekel erregender Gerüche, bislang hinreichende Belege für einen derartigen Kausalbezug [25, 26].

So gesehen stellen auf Geruchsempfindung bezogene Befindlichkeitsstörungen (Geruchsbelästigungen) die zentrale Wirkungskategorie bei der umweltmedizinischen Bewertung geruchsgeprägter Umweltsituationen dar. Bei der Geruchsbelästigung handelt es sich in diesem (allgemeinen) Sinne damit um die negative Bewertung einer fremdbestimmten, durch unerwünschte Geruchsempfindungen geprägte Situation, die von einem Gefühl der Verärgerung über eine Behinderung erwünschter Aktivitäten (z.B. Entspannung, Lüften, Freunde einladen) begleitet wird. In diesem Sinne ist Belästigung auch als psychosozialer Stress und die sie auslösende Immission als Umweltstressor einzuordnen [26, 33].

Zwischen der Geruchsbelästigung in der Außenluft und der daraus resultierenden Belästigungsreaktion gibt es keine monokausale Beziehung. Vielmehr wirken mehrere Faktoren (so genannte Moderatorenvariable) verstärkend oder abschwächend auf die Belästigungsreaktion. Daraus resultiert, dass bei gleicher Geruchsbelastung die Ausprägung der Geruchsbelästigung von Person zu Person sehr unterschiedlich sein kann. Die Unterschiede kommen durch Merkmale der Person (z.B. Alter, Geschlecht, subjektive Empfindlichkeit gegenüber Gerüchen), durch Merkmale der Umwelt (z.B. Wohnqualität, ländliche oder urbane Wohnumgebung) oder durch Merkmale der Situation (z.B. die Bedeutung der durch die Geruchswahrnehmung gestörten Aktivität (im Garten sitzen) zustande [26].

### 3.6. Bewertung der Geruchsbelästigung

Gerüche spielen in der Luftreinhaltung überall dort eine Rolle, wo sich Wohnbebauung im Einwirkungsbereich der Abluft (Abgasfahnen) von Betrieben befindet, die Geruchsstoffe ausstoßen [25]. Folgende Punkte spielen bei dem Nachweis und der (behördlichen) Bewertung von Gerüchen eine wesentliche Rolle: angenehm oder unangenehm? Ansprechpartner, Bewertung von Geruchsimmissionen, Fahnenmessungen, Geruchsbelästigung, Beschwerden, Rastermessungen.

Zur Beschreibung der Geruchsbelästigung von Anwohnern wird die Geruchsbelastung (Geruchsimmission) vor Ort herangezogen. Als Messgröße wird das zeitliche Ausmaß des Auftretens von Geruchsimmissionen (Dauer, Häufigkeit)

bezogen auf ein ganzes bzw. halbes Jahr erfasst. Untersuchungen in geruchsbelasteten Wohngebieten haben gezeigt, dass dieser Parameter alleine in der Regel bereits ausreichend ist, den Belästigungsgrad von Anwohnern hinreichend zu beschreiben [25].

Zur Bewertung der Geruchsimmissionen enthalten das Bundes-Immissionsschutzgesetz und die TA Luft im Wesentlichen nur allgemeine Anforderungen. Aus Gründen der Gleichbehandlung und der Vollzugserleichterung sind konkrete Vorschriften erforderlich. Solange diese nicht geschaffen sind, muss auf andere Erkenntnisquellen zurückgegriffen werden. Eine solche ist die Geruchsimmissionsrichtlinie (GIRL). Ihre Anwendung ist nicht einfach, aber trotz ihrer Schwächen ist sie derzeit die beste verfügbare Entscheidungshilfe [1, 15, 19].

Eine Geruchsimmission ist nach der GIRL dann zu beurteilen, wenn sie nach ihrer Herkunft her aus Anlagen erkennbar, d.h. abgrenzbar ist gegenüber Gerüchen aus dem Kraftfahrzeugverkehr, dem Hausbrandbereich, der Vegetation, landwirtschaftlichen Düngemaßnahmen oder ähnlichem. Sie ist in der Regel als erhebliche Belästigung zu werten, wenn die Gesamtbelastung die Immissionswerte IW überschreiten. Bei den Immissionswerten handelt es sich um relative Häufigkeiten der Geruchsstunden (GIRL, Fassung vom 21.09.2004).

Neben der Geruchsintensität spielt die Erfassung und Bewertung der Geruchsqualität (Hedonik) bei der Bewertung von Gerüchen in der Umwelt eine besondere Rolle. In der Neufassung der GIRL vom 21.09.2004 findet diese Problematik mit neu entwickelten Datenaufnahmebögen, die eine Erfassung der Hedonik und Intensität im Anschluss an die eigentlichen Messungen des Geruchszeitanteils ermöglichen, entsprechende Berücksichtigung. Dabei ist zu beachten, dass eine Berücksichtigung der Hedonik im Falle von hedonisch neutralen und unangenehmen Gerüchen nicht erforderlich ist. Eine Berücksichtigung der Hedonik ist demgegenüber nur im Falle von hedonisch eindeutig angenehmen Gerüchen notwendig [27].

Obwohl alle bisher vorliegenden wissenschaftlichen Erkenntnisse belegen, dass mit der Erfassung der Geruchshäufigkeit eine sachgerechte und hinreichend genaue Beschreibung des Belästigungsgrades von Anwohnern möglich ist, spielen in der Wahrnehmung und Bewertung von Gerüchen aber auch die Hedonik (Geruchsqualität, Geruchsart) und die Geruchsintensität eine entscheidende Rolle. Ob schädliche Umwelteinwirkungen (im Sinne der GIRL) durch Geruchsimmissionen hervorgerufen werden, kann daher nicht immer auf der Basis der Grenzwerte der GIRL beurteilt werden, insbesondere wenn Ekel und Übelkeit auslösende Gerüche emittiert werden. Nach GIRL stellen derartige Geruchseinwirkungen per se eine *Gesundheitsgefahr* dar und sind damit grundsätzlich zu vermeiden.

### **3.7. Umweltmedizinische Bewertung von Mechanisch-Biologischen Abfallbeseitigungsanlagen (MBA)**

Obwohl nur wenige Daten über die Immissionssituation in der Umgebung von MBA's vorliegen, kann auf der Basis von plausiblen Annahmen sowie von Angaben aus der betroffenen Bevölkerung davon ausgegangen werden, dass im

Einwirkungsbereich derartiger Anlagen in erster Linie von einer (überwiegend erheblichen) Geruchsbelästigung von Anwohnern ausgegangen werden muss. Eine Freisetzung von Bioaerosolen im Ausmaß der dargestellten Biokompostierungsanlagen ist hier nicht zu erwarten, weil hier die technischen Gegebenheiten in der Regel nur eine deutliche geringere Freisetzung erlauben.

Ein gesundheitliches Risiko für die Bevölkerung im Sinne einer höheren Häufigkeit von Symptomen, Symptomatiken (Syndromen) oder Erkrankungen sind auf der Basis dieser Annahmen daher mit großer Wahrscheinlichkeit für Wohngebiete in der Umgebung von MBA's auszuschließen. Allerdings können höhere Raten von (körperlichen) Beschwerden wie beispielsweise Übelkeit, Erbrechen, Appetitverlust, schlechter Geschmack im Mund oder Atemnot mit den beschriebenen Geruchsexpositionen in Zusammenhang gebracht werden [17]. Das Auftreten von derartigen Beschwerdemustern aber auch Reaktion wie Ekel kommen insgesamt bei Geruchsbelästigungen zwar nur selten vor, werden aber bei hedonisch sehr unangenehmen Gerüchen immer wieder berichtet. Eine krankmachende Wirkung über die somatischen Beeinträchtigungen hinaus kann ihnen aber – nach einhelliger Meinung aller Fachleute – nicht zu geschrieben werden. Dabei ist auch zu berücksichtigen, dass viele MBA's bisher nur über Zeiträume von wenigen Jahren betrieben wurden und die Exposition der Bevölkerung auf diese Zeitspanne begrenzt (gewesen) ist.

Die in der Umgebung von MBA's auftretenden Geruchsbelästigungen werden nach den Angaben der Bevölkerung (und nach den Kriterien der Hedonik) als äußerst unangenehm angegeben. Nach den Bewertungskriterien der GIRL stellen sie per se eine *Gesundheitsgefahr* dar und sind damit grundsätzlich zu vermeiden. Wegen der damit verbundenen, von der Bevölkerung immer wieder geklagten Beeinträchtigung der Lebensqualität werden diese äußerst unangenehmen Gerüche von den Betroffenen auf keinen Fall toleriert. Eine Akzeptanz von Mechanisch-Biologischen Abfallbehandlungsanlagen ist auf Dauer in der Bevölkerung nur dann zu erreichen, wenn (überhaupt) keine unangenehmen Gerüche mehr von der Anlage ausgehen, unabhängig von den Bewertungskriterien der GIRL.

## 4. Literatur

- [1] Both, R.: Directive on odour in ambient air: an established system of odour measurement and odour regulation in Germany. *Water Science and Technology* 44, 119-126 (2001)
- [2] BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2004): Siedlungsabfallentsorgung 2005. *Umwelt Nr. 7-8*
- [3] Deister, U. & H. G. Rückel: Umweltauswirkungen einer Sondermüllentsorgungsanlage. *UWSF-Z.Umweltchem. Ökotox* 7, 215-220 (1995)
- [4] Edler, H.; Zahn, F. & A. Jansen: Inbetriebnahme der Müllverbrennungsanlagen Ingolstadt und Kempten. *AJ* 4, 3439 (1997)
- [5] Eikmann, Th. & M. Exner: Umwelthygienische Bewertung von Feinstäuben bei Abfallverbrennungsanlagen. *UWSF-Z.Umweltchem.Ökotox.* 4, 151-157(1992)
- [6] Eikmann, Th.: Environmental toxicological assessment of emissions from waste incinerators. *Fresenius Envir Bull* 3, 244-249 (1994)

- [7] Eikmann, Th. (1999): Umweltmedizinisch-humantoxikologische Gefährdungsabschätzung für die Umgebung der geplanten thermischen Abfallbehandlungsanlage in Lauta/ Sachsen (Gutachten)
- [8] Eikmann, Th. (2004): Umweltmedizinisch-humantoxikologische Bewertung der Immissionssituation in der Umgebung bzw. auf dem Gelände der GSB-Sonderabfall-Entsorgung Bayern GmbH, Baar-Ebenhausen (Gutachten)
- [9] Eikmann, Th.; Eikmann, S. & C. Herr: Mikrobielle Verunreinigungen und Feinstäube in der Außenluft. In Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL): Mikrobielle Luftverunreinigungen, S. 109-118, KRdL-Schriftenreihe Bd.35, Düsseldorf 2005
- [10] Eikmann, Th. & S. Eikmann (2005): Umweltmedizinische Bewertung von Müllverbrennungsanlagen – Rückblick und aktueller Status. Teil 1: Bewertung der Emissionen und Immissionen. Umweltmed Forsch Prax 10, 173-182 (2005)
- [11] Exner, M. (1997): Legionellose. In Beck, E.G. & Th. Eikmann (Hrsg.): Hygiene in Krankenhaus und Praxis, 2. Erg. Lief. 1-18
- [12] GAIA – Global Alliance for Incinerator Alternatives/Global Anti-Incinerator Alliance (2003): Müllverbrennung eine sterbende Technologie. <http://www.gaia.net.de>
- [13] Greenpeace (Hrsg.) (2001): Müllverbrennung und Gesundheit. <http://www.greenpeacemagazin.de>
- [14] Hahn, J.: Müllverbrennungsanlagen in Ballungsgebieten (pro und contra). Gesundh.-Wes. 56, 567-573 (1994)
- [15] Hansmann, K.: Rechtsprobleme bei der Bewertung von Geruchsimmissionen. NVwZ 11, 1158-1165 (1999)
- [16] Herr, C.; zur Nieden, A.; Harpel, S.; Stilianakis, N. & Th. Eikmann: Umweltmedizinische Bewertungskriterien für Mikrobiologische Aerosole in der Außenluft. In Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL): Mikrobielle Luftverunreinigungen, S. 9-26, KRdL-Schriftenreihe Bd.35, Düsseldorf 2005
- [17] Herr, C.; Rethage, T.; Th. Eikmann: Körperliche Beschwerden im Zusammenhang mit Geruchsbelästigungen im Wohnumfeld: Perspektiven für eine systematische, effective Erfassung (Manuskript in Druck). VDI-Wissensforum *Gerüche in der Umwelt*, Bad Kissingen 13.-14.11.2007
- [18] Kämpfer, P.; Albrecht, A.; Brunnemann-Stubbe, G.; Fischer, G.; Jäckel, U.; Reinl, E. & C. Jureit: Vermessung der Mikroorganismenemissionen von Kompostierungsanlagen und Erfassung der Immissionen in deren Umfeld (Abschlußbericht). Institut für Angewandte Mikrobiologie, Justus-Liebig-Universität Gießen 2003
- [19] Koch, E.: Geruchsimmissionsrichtlinie (GIRL) des Länderausschusses für Immissionsschutz. Immissionsschutz 6-14 (1997)
- [20] Kühling, W. & H.-J. Peters (1994): Die Bewertung der Luftqualität bei Umweltverträglichkeitsprüfungen. Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, Dortmund 1994
- [21] Kruse, H. (2004): Persönliche Mitteilung
- [22] LAI Länderausschuss für Immissionsschutz: Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen. MURL NRW (Hrsg). Düsseldorf 1992
- [23] LAI: Koch, E.: Ableitung von Beurteilungswerten für luftverunreinigende Immissionen – aus der Arbeit des Unterausschusses *Wirkungsfragen* des Länderausschusses für Immissionsschutz. Immissionsschutz, 2/98 109-115 (1998)
- [24] Leidinger, W. & J. Beyer: Möglichkeiten und Grenzen verschiedener Methoden der Sonderabfallverbrennung. UWSF – Z Umweltchem Ökotox 17, 59-63 (2005)
- [25] LUA (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) (2005): Gerüche. <http://www.lua.nrw.de/luft/gerueche/gerueche.htm>

- [26] LUA (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen): Geruchsbeurteilung in der Landwirtschaft. Bericht zu Expositions-Wirkungsbeziehungen, Geruchshäufigkeit, Intensität, Hedonik und Polaritätenprofilen, Materialien 73, Essen 2006
- [27] Müller, F & R. Both: Aktuelle Geruchsregelungen aus Sicht der Umweltbehörde. Frank.mueller@lua.nrw.de 2007
- [28] Nelles, M.: Optimierungspotenziale der Mechanisch-Biologischen Restabfallbehandlung – Status der MBA in Deutschland. Müll und Abfall, 39, 253-254 (2007)
- [29] Ökoinstitut Darmstadt: Umweltverträglichkeitsstudie der GSB Anlagen am Standort Baar-Ebenhausen (Gutachten) 2004
- [30] Rethage, T.; Sehrt, K.; zur Nieden, A.; Giler, U.; Stilianakis, N.; Eikmann, Th & C. Herr: Follow-up berichteter Beschwerden Außenluftbelastung durch Bioaerosole im Wohngebiet: eine geschlechtsspezifische Betrachtung. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 66, 343-348 (2006)
- [31] Riedel, H.: Restmüllverbrennung: Schadstoffverteilung im Gaspfad. Müll und Abfall1 , 15-23 (2000)
- [32] Steinheider, B.; Winneke, G. & Schlipköter, H.-W.: Somatische und psychische Wirkungen intensiver Geruchsimmissionen: Eine Fallstudie aus der Substratherstellung für die Champignonzucht. Staub – Reinhaltung der Luft 53, 425-431 (1993)
- [33] Steinheider, B.; Both, R. & Winneke, G.: Die Erfassung der Geruchsbelästigung durch Tierstallimmissionen bei Anwohnern. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 58, 411-416 (1998)
- [34] Thriene, B.: Müllverbrennungsanlagen – Planung, Organisation und Betrieb aus gesundheitlicher Sicht. Gesundheitswesen 66, 827-832 (2004)
- [35] Urhahn, Th.: Organische Spurenstoffe in den Emissionen von Müllverbrennungsanlagen (Seminararbeit). Abteilung Analytische Chemie & Umweltchemie, Universität Ulm 1999
- [36] VDI-Richtlinie 4251 Blatt 1: Erfassen luftgetragener Mikroorganismen und Viren in der Außenluft, Planung von anlagenbezogenen Immissionsmessungen, Fahnenmessung, Februar 2007
- [37] Vogl, J.: Innovative Verfahren zur thermischen Behandlung von Restmüll. Immissionsschutz 2, 57-60 (1997)
- [38] Wassermann, O. & H. Kruse: Gesundheitsgefahren durch Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen. Gesundh.-Wes. 57, 26-35 (1995)