

Feinstaub aus Müllverbrennungsanlagen (MVAs) und Gesundheit - Gibt es bei Müllverbrennung (k)ein Feinstaub-Problem?

Rainer Frentzel-Beyme

Die Datenlage zu Spätfolgen durch Feinstaubexposition ist nach wie vor dadurch so unbefriedigend, dass belastbare Aussagen zu vermuteten Risiken für die menschliche Bevölkerung in der Umgebung längerfristig betriebener Müllverbrennungsanlagen (MVAs) nicht vorliegen, die gleichzeitig eindeutige Messwerte in relevanter Zeitperiode einbeziehen.

Die toxikologischen Überwachungsmessungen nehmen zu und beziehen die erst durch den Verbrennungsprozess neu entstehenden Synthese-Produkte wie Dioxine auch ein, so dass Folgenabschätzung zumindest auf theoretischer Basis notwendig ist. Auch hierzu gibt es nur am Beispiel des lungengängigen Schwebstaub aus Dieselmotoren und Verkehr bisher auf Hochrechnungen beruhende Angaben und Tierversuchsevidenz. Die daraus abgeleitete verstärkte Diskussion unter Beteiligung der Verursacher hat inzwischen die Aufmerksamkeit verschärft und bietet die Grundlage, auch die Rolle der MVAs quantitativ zu bewerten, nachdem qualitative Informationen auf relevante Belastungen für die menschliche Gesundheit hinweisen. Die schädigenden Mechanismen sind teilweise bisher noch hypothetisch, was aber unmittelbar zu ergreifenden Präventionsmaßnahmen nicht behindern darf.

Schlüsselwörter:

Quantifizierung von Belastungen durch die Toxikologie

Die in der Reihe *Klinisch-Toxikologische Stoffmonographien* herausgegebene Schrift ‚Müllverbrennungsemissionen‘ bezieht Daten zur Entstaubung in die Erörterungen ein. Feinstaub soll demnach in seiner lungengängigen Fraktion (< 2 µm) als größtenteil der seinerzeit gefundenen Belastungen mit Cadmium (66 %), Blei (88 %), Kupfer (82 %) und Zink (71 %) enthalten haben.

Elektrofilter waren unwirksam, diese Feinstaubfraktion wirksam abzuschneiden. Außerdem gehen erfahrungsgemäß 40 % der staubförmigen Giftstoffe im Umkreis bis 5 km in Windrichtung zur Erde nieder, der Rest breitet sich sogar weiter aus bis in die Stratosphäre. Störfälle entstehen schon beim Anfahren und Ausfahren der Anlagen trotz Filterung, und Verbrennung erhöht die Löslichkeit der Giftstoffe, d.h. aus harmlosem Plastikmaterial werden u.a. Chlorwasserstoff und Dioxine freigesetzt. Unter staubförmigern Schadstoffen wurden 200 g Dioxine gefunden, wenn die Schadstoffbürde Blei, Chrom und Kupfer 750 kg und für seltenere Substanzen wie Arsen, Cobalt, Nickel und Selen 450 kg gewesen ist (DAUNDERER 1989).

Besonders für chlorierte Lösungsmittel sowie Schwermetallverbindungen (Chloride) gilt dabei erschwerend auch noch, dass diese bei in Elektrofiltern herrschenden Temperaturen noch gasförmig vorliegen, also entweichen.

Kontakt:

Prof. Dr. med. Rainer Frentzel-Beyme
Oberneulander Landstr. 6
28355 Bremen
Tel.: 0421/25 91 62
Fax: 0421/21733298
E-Mail: beyme@uni-bremen.de.

Summary

The available database is insufficient for a competent estimate of late effects caused by fine particulate matter, it does not allow to draw confirmed conclusions as to the dimension of risk for adjacent populations in the vicinity of incinerators by inclusion of measurements from relevant time periods.

Toxicological monitoring has provided a good deal of information, including de novo synthesis products such as dioxins as an unwanted and eminent burden which is generated anew and cannot be filtered as a gaseous phase precipitating in the environment as well as on inhalable fly ash dust particles of small size.

The discussion starting after estimates of health damage and its cost caused by diesel engine exhaust despite new filter techniques has indicated the need and justification of profound changes in the technological processes. This applies as well to the incineration of waste of undetermined origin or the worst scenario of pyrolytic processes despite well-known chlorinated components of the waste.

The prevention of causal substances before etiological mechanisms are elucidated in every detail has to have priority for the protection of susceptible populations such as children, adolescents, pregnant women and chronically ill persons.

Key words:

Folgenabschätzungen nicht belastbar bezüglich Schwebstaub aus Anlagen

Die Abschätzung der gesundheitlichen Folgen chronischer umweltbedingter Staubeinwirkungen erfolgte sowohl mittels Tierversuch als auch durch epidemiologische Studien.

Eine epidemiologische Studie auf der Basis der englischen Small Area Health Statistics hat 1992 die Kehlkopf- und Lungenkrebsinzidenz bei Männern und Frauen in der Umgebung von Verbrennungsanlagen für Chemieabfälle eingehend analysiert (ELLIOTT et al. 1992). Als Ergebnis wurde im Vergleich mit den gesamtenglischen Bevölkerungsraten ein Trend in Richtung häufigerer Neuerkrankungen im Umkreis von unter 3 km an Neuerkrankungen dieser Tumorformen gegenüber den Krebsfällen im Bereich 3-10 km festgestellt, und zwar für Kehlkopfkrebs schon nach 5 Jahren Beobachtungsdauer. Leider präsentierten die Autoren nur Angaben für beide Geschlechter, so dass möglicherweise für Männer wegen fehlender Korrektur auf chronischen Tabakkonsum bezüglich des Lungenkrebsrisikos eine Unterschätzung vorlag und aus diesem Grund keine ebenso deutlichen Zusammenhänge wie für Larynxkrebs gefunden wurden.

Natürlich sind Ausbreitungsrechnungen zur Ermittlung der Immissionszusatzbelastung erforderlich, wie sie konkret seitens der Technischen Überwachungsvereine durchgeführt werden - allerdings nur für ausgewählte Substanzen in ausgewählten Regionen als Modelle zur Prognose und weniger als konstantes Monitoring.

Mittels Modellrechnungen können je nach Höhe eines Schornsteins oder Abluftrohrs sowie je nach Windhäufigkeiten um einige Faktoren höhere Maximalwerte der Langzeitbedingten Zusatzbelastungen errechnet werden, beispielsweise in Tallagen. (dreidimensionale Strömungs- und Ausbreitungsmodelle).

Kurzzeitbelastungen für Blei und Cadmium sind zwar analytisch penibel ermittelbar, doch fehlen die einschlägigen Untersuchungen mit epidemiologischen Methoden bezüglich der langfristig auftretenden Effekte auf die Gesundheit der Umgebungsbevölkerungen.

Die Hot Spot-Untersuchungen in NRW haben den Versuch einer solchen multiplen Belastungsanalyse mit Ermittlung akuter Effekte demonstriert, nicht jedoch die Langzeitfolgen einbezogen (Übersicht bei PETERSEN 2006).

Rechtlich gesehen werden „Individualrisiko“ und „akzeptable Kollektivrisiken“ im Sinne mittlerer Pro-Kopfrisiken bei homogenen Belastungsbedingungen (wo gibt es die außer im Labor?) für die gesamte Lebenszeit beurteilt, ohne dass diese Annahmen annähernd durch empirische Untersuchungen adäquat überprüft wurden und jemals werden. So heißt es denn auch in einem Urteil „Diese statistischen Abstraktion besagt noch nichts über das Vorliegen einer Gefahr im immissionsschutzrechtlichen Sinn“.

Nicht zu übersehen ist die Tatsache, dass seit 1993 im Rahmen eines Pflichtenheftes einer Immissionsprognose für ausgewählte Wetterlagen regionale Klimamodelle (FITNAH - Flow over Irregular Terrain with Natural and Anthropogenic Heat Sources) durchaus auch Einzelfälle simuliert werden können, wenn relevante Daten vorliegen und einbezogen werden. Hierbei fällt auf, dass eine konstante Sinkgeschwindigkeit der Schadstoffe (Staubaubreitung) leider von Partikelgrößen ausging, die sich als weniger relevant erwiesen haben. Es besteht zwar wohl ein

Hierzu gehört auch, dass „Müllverbrennungsanlagen die größten Dioxinquellen“ sind, die als Dioxine und Furane insbesondere in de-novo-Synthese unabhängig von Betriebsbedingungen entstehen (HAGENMAYER 1987, zit. bei DAUNDERER 1989), sogar im Niedrigtemperaturbereich um 300° C (STIEGLITZ & VOGG 1989). Ballschmiter und Nottrodt hatten schon 1982 ein breites Muster an Dioxinen und Furanen in den Flugaschen von Müllverbrennungsanlagen (MVAs) im bedenklichen ppm-Bereich nachgewiesen (BALLSCHMITER & NOTTRODT 1982), wobei den PCCD mit vier Chloratomen (TCDD) besondere toxische Gefährlichkeit zukommt, von denen 90 % gasförmig emittiert, nicht zurückgehalten und überhaupt messtechnisch nicht erfasst werden (NEIDHARDT 1989). Wegen der größeren Gesamtoberfläche des Schwebstaubs lagern sich auch gasförmige Stoffe vermehrt an Feinstaub an.

Diese Erkenntnisse aus der Zeit vor 20-30 Jahren lassen es wenig plausibel erscheinen, dass weiterhin die Müllverbrennung als günstige Entsorgungsmöglichkeit, wenn nicht völlig unbedenkliche Müllbeseitigung angesehen wird. Diese toxischen Feinstäube lagern sich in potenzierten Konzentrationen an Pflanzen an, die verzehrt werden (Petersilie, Kohlarten, Speisepilze, nach Michel - BUND), nicht selten aus dem eigenen Anbau im Garten. So ließen sich die akuten Folgen solcher Verbrennungsresiduen von Gartengemüse auf kognitivem Gebiet in der Umgebung einer Wiedergewinnungsanlage durch Pyrolyse von Elektronikschrott mittels neuropsychologischer Untersuchungen nachweisen (PEPER et al. 1993). Allgemein gilt jedoch, dass dieser Pfad nicht zur ausschließlichen Folgenabschätzung geeignet ist (siehe auch ausführliche Darstellungen in diesem Heft von Rosin auf S. XXff.).

linearer Zusammenhang zwischen Quellstärke und Konzentrationsverteilung, was zu Umrechnungen und worst case-Annahmen führte, jedoch für Schwebstaub überhaupt nicht zutrifft. Aber auch weitere Quellen für die Feinstaubeinträge und Belastungen von Kindern und Erwachsenen sind bekannt geworden.

Konkurrierende Risiken durch umweltbedingte Dieselabgase

Seit einigen Jahren führen scheinbare Verbesserungen durch als effektiv gepriesene Filter zur Belastung durch Dieselruß zu höheren Feinstaubmengen im lungengängigen Bereich, was früher bei Makropartikeln weniger relevant war, da sich diese schneller absetzten, also nicht als Schwebstaub in der Atemluft zur ‚Verfügung‘ blieben. Hierzu wird besonders auf die Gefährdung durch Kleinkinder und hochempfindliche Personen wie durch Vorerkrankungen geschwächte und alte Menschen einzugehen sein. Kinder haben schon wegen der geringeren Körpergröße eine höhere Belastung durch Grobstaub im Bereich < 1,50 m Abstand vom Boden und zusätzlich dazu durch ubiquitären Feinstaub, da sie bei körperlicher Betätigung im Freien weit häufiger einatmen als Erwachsene. Hierzu liegen Untersuchungen des MIU, Düsseldorf, vor (MURL-NRW 1999).

Wie Gross schon auf der Umweltmedizinischen Tagung in Würzburg im Mai 2004 berichtete, sind „als Ursache für die Zunahme der ultrafeinen Partikel mehrere Gründe“ zu nennen:

- „Moderne Heizungsanlagen arbeiten mit einer optimierten, vollständigeren Verbrennung, so dass keine großen Rußflocken mehr entstehen können,
- die Dieselmotoren der neuen Generation bauen - bei direkter Einspritzung des Kraftstoffs -deutlich höhere Drücke als früher auf, so dass *auch hier kleinere* Russpartikel entstehen.
- Weiterhin sind moderne Kraftwerke nicht nur mit Entschwefelungseinrichtungen, sondern auch mit Partikelfiltern ausgestattet, die grobe und mittelfeine Stäube und Partikel zurückhalten.“

Die Reduktion der [groben] Teilchen hat jedoch auch eine negative Folge: Während früher ultrafeine Partikel an viele größere Teilchen absorbierten und durch *raschere Sedimentierung schneller* aus der Atmosphäre [d.h. unserer Atemluft] verschwanden, finden ultrafeine Teilchen heute keine größeren Teilchen mehr, an die sie sich anlagern können.

Die Folge ist, dass sie sehr lange in der Schweben bleiben und mehrere Tausend Kilometer zurücklegen können und länger Zeit gewinnen, mit Gasen zu reagieren, somit länger toxische und kancerogene Substanzen adsorbieren können (wie N-Nitrosamine und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) und hernach länger eingeatmet werden können.

Die inzwischen zugestandene Fehlentwicklung der mit Propaganda eingeführten „besseren Verbrennung des Diesel“ durch die Automobilindustrie ergibt in Wirklichkeit eher zunehmende Belastungen, noch dazu ohne geeignete Begleitforschung zur Folgenabschätzung.

Eigentlich hätte schleunigst eine Filterentwicklung für die künstlich erzeugten Feinstpartikel folgen müssen, nachdem das Dilemma erkannt wurde. Stattdessen wurden aber Erkenntnisse als fragwürdig erklärt und sehr merkwürdig auf die schweizerische

epidemiologische Forschung (KÜNZLI et al. 2000, WICHMANN et al. 2000, s. unten) mit Kritik reagiert.

Nachdem Gross daran erinnert hat, dass „bei der Güte der Innenraumluft *nicht die rasch sedimentierenden gröberen Partikel der eingeführten Außenluft* eine Hauptrolle, sondern die lange schwebenden ultrafeinen Partikel“ spielen, da sich diese sich kaum als Hausstaub nieder schlagen, sondern weit längere Zeit in der Schweben bleiben (GROSS 2005), was die Belastung der Kinder erhöht, kommt noch etwas hinzu. Wie ein Beitrag in „Markt im Dritten“ am 4.4.2005 anhand einer Simulationsstudie gezeigt hatte, führt Staubsaugen zwar zu einer Kumulierung des Staubs, der jedoch durch das Gebläse sofort auf das 10-fache konzentriert wieder mit dem Luftstrom herausbefördert und gleichmäßig verteilt wurde, wohlgemerkt als inzwischen ‚gefilterter‘ eindeutig lungengängiger Schwebstaub (was wiederum zur Werbung für Geräte mit Feinststaubfiltern Anlass gab).

Diese Sendung ergab auch Hinweise auf die Rolle des Verkehrs, wie das Eindringen von Feinstaub durch die geschlossenen Fenster in eine Testwohnung bei hohem Verkehrsaufkommen vor den Fenstern, was direkt zu erhöhten Werten führte. Stadt-Land-Vergleiche haben aufgrund einschlägiger Daten auf die Verkehrseinflüsse und die Rolle der Dieselmotoren aufmerksam gemacht, auch wenn Bremsabrieb, Reifenabrieb beim Bremsen einen bestimmten Prozentsatz zu diesen Partikeln beisteuern. Hierzu ergaben die Messwerte von städtischen und ländliche Messstationen eindeutige Hinweise (Tabellen 1 und 2).

Diese neuen Erkenntnisse zur Kinetik von Partikeln macht die unvernünftige Propaganda Behauptung, es handle sich hier um eine Hysterie besonders unglaubwürdig.

Stations-kategorie	ländlich	Städtischer Hintergrund	Verkehrsnah	Nähe Schwerindustrie (mit diffusen Quellen)
Jahresmittel	10 - 18	20 - 30	30 - 45	30 - 40
Anzahl Tagesmittel > 50 µg/m³	0 - 5	5 - 20	15 - 100	50 - 90
Spitzenwerte, Tagesmittel	50 - 70	60 - 100	70 - 150	100 - 200

Tab. 1: Typische Konzentrationsbereiche von PM₁₀ (µg/m³) im Jahr 2001 an deutschen Messstationen (Messnetze 2002, VDI 2003, entnommen aus FRENTZEL-BEYME 2005).

Stations-kategorie	ländlich	Städtischer Hintergrund	Verkehrsnah	industriell beeinflusst
Jahresmittel	10 - 15	15 - 20	25 - 30	15 - 25
Spitzenwerte, Tagesmittel	40 - 70	50 - 70	70 - 150	50 - 80
Verhältnis PM _{2,5} /PM ₁₀ (Jahresmittel)	0,9	0,9	0,75 - 0,9	0,7 - 0,9

Tab. 2: Typische Konzentrationsbereiche von PM_{2,5} (µg/m³) im Jahr 2001 an deutschen Messstationen (Messnetze 2002, entnommen aus FRENTZEL-BEYME 2005).

Verstärkte Diskussion über eine relevante Immissionsquelle

Schon auf der Fuldaer Tagung der IGUMED vor über 10 Jahren wurde von Smid und Baitsch auf die Risiken durch Feinstaub für Kinder nachdrücklich hingewiesen. Inzwischen sind nicht nur viele Jahre ohne einschlägige Forschung in Deutschland verstrichen, sondern die Belastungen bestehen weiter. Die Folgenabschätzung wird unterlassen, lediglich einige Messungen in Ost und West geben Hinweise auf die Zunahme der Dieselbedingten Feinstaubanstiege nach Einführung der wegen Spareffekten auch in den neuen Bundesländern beliebten Pkw mit Dieselmotor. Prompt stiegen in Erfurt die Partikel mit Durchmessern unter $0,1\mu\text{m}$ von 1991 graduell bis im Jahr 1999 auf 60 % der Gesamtstaubmenge an. Wer will oder kann beweisen, dass dieser Effekt (harte Daten aus Messwarten) nur aus Laserdruckern in Büros oder sonstigen viel unwahrscheinlicheren Quellen (Nachbarländer im Osten) stammen soll?

Die geschätzten Ziffern aufgrund von europaweiten Untersuchungen von Künzli et al. (2000) und Lambrecht et al. (1999) sagen aus, dass etwa 6 % der Gesamtsterblichkeit (40.000 Todesfälle) durch Luftverschmutzung bedingt sind, davon die Hälfte auf Verkehrsemissionen zurückgeführt werden können, ebenso wie 25.000 Neuerkrankungen an chronischer Bronchitis bei Erwachsenen, mehr als 29.000 Bronchitisepisoden bei Kindern und rund 500.000 Asthmaattacken bei Kindern und Erwachsenen, was zu mehr als 16 Millionen Personentagen mit eingeschränkter Aktivität (also zwar keine unmittelbaren Todesfälle, aber ein Dasein krank und arbeitsunfähig sowie ohne Lebensqualität) pro Jahr.

Inhalierbarer Schwebstaub der Größe bis $10\mu\text{m}$ (PM_{10}) macht ein Drittel der Emissionen aus und hält sich 1-3 Tage im Körper bei gesunder Regulierung der Selbstreinigung unserer Lungen, der lungengängige Feinstaub mit Partikelgrößen unter $2,5\mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$) dagegen macht bis zu 60% aus und hält sich 30-3000 Tage (über 7 Jahre) im Organismus, wo er zu Entzündungsreaktion durch körperliche Abwehr, aber auch zu direkten chemisch-toxischen Wirkungen durch absorbierte Substanzen beitragen kann, aufgrund der Tatsache, dass die Partikel persistieren und durch Überwindung der alveolären Membranen der Lunge wie der Sauerstoff in den Kreislauf gelangen. Bei bereits vorgeschädigten Kranken, kann das zur Todesfolge führen (geschätzte 8.000 bis 17.000/Jahr), was die hohen Schätzwerte erklären hilft, die inzwischen aufgrund eines WHO Gesundheitsberichts kursieren (WHO 2002). Wie viele vorgeschädigte Kinder werden aber demnächst schon frühzeitig chronisch erkrankte Dauerpatienten mit um 1 oder mehr Jahren verkürzter Lebenserwartung sein (bisher wird schon 1 verlorenes Lebensjahr mit Anstieg der Partikelmengen um $25\text{ mg}/\text{m}^3$ angenommen).

Die Diskussion um die Gefahr durch Dieselmotoren ist im vollen Gang, die Zeit der Schuldzuweisungen oder Leugnung der Dringlichkeit mit dem Argument Panikmache oder Hysterie ist dagegen längst vorbei, was in der EU und sogar in Großstädten auch verstanden wurde, wo Aktionen erfolgen sollen, die nur in hinterwäldlerischen Regierungskreisen wegen kurzfristiger Befürchtungen um Arbeitsplätze noch nicht allgemein begrüßt werden. Krankheitskosten werden noch immer nicht als gefährliche Bürde in der Zukunft begriffen.

Multiple Quellen werden durch MVAs dominiert

Die Hot Spot-Ergebnisse als Resultat einer Querschnittsuntersuchung in Nordrhein-Westfalen liefern nur Anhaltspunkte bezüglich der Dimension von Risiken der gemessenen Immissionen. Die nach Dieselrußmessergebnissen im Straßenverkehr ermittelten Daten und deren Hochrechnungen auf europäischem Gebiet erlauben zwar eine Abschätzung der Risiken für Kinder und Erwachsene, sind jedoch nicht hilfreich für die Beurteilung der Bedenklichkeit oder Unbedenklichkeit von MVAs auf lange Sicht.

Eine Serie von kürzlich veröffentlichten Messergebnissen und Modellrechnungen zur Entstehung hochtoxischer Verbindungen aus Flugasche, die den Feinstaub enthält, der durch Elektrofilter nicht beseitigt werden kann, lässt keine andere Schlussfolgerung zu, als eine erhebliche Zunahme der Gefährdung der Bevölkerung durch Müllverbrennungsanlagen, sobald Chlorverbindungen wie Plastikartikel und petrochemische Produkte involviert sind.

Fritsch et al. (2006) vom Forschungszentrum Karlsruhe, Institut für Toxikologie und Genetik, Abteilung für Molekulare Umwelttoxikologie, erinnern daran, dass schwebstaubstaubhaltige Abgase aus MVAs Veränderungen an der Regulation des Redox-equilibriums auslösen und zumindest in vitro zur Freisetzung von toxischer Arachidonsäure führt.

Die zahlreichen Berichte über Zusammenhänge zwischen Partikeln in der Atemluft mit Lungen- und Herzkreislaufkrankheiten könnten nach Ansicht der Autoren mit der Rolle der Makrophagenaktivität erklärt werden, die Mediatoren für entzündungshemmende oder -fördernde Prozesse mit den Folgen wie Fibrose und Gefäßwandveränderungen absondern. Auch ein Anstieg von intrazellulärem Glutathiongehalt und antioxidativer Haemoxygenase, einem Enzym, mit erhöhter Bildung von reaktiven Oxygenspezies wurde im Experiment gefunden. Maguhn et al. (2003) vom Institut für Ökologische Chemie, GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit Neuherberg, fanden nach Messungen der Partikelgröße aus Schornsteinen in der Umweltluft zwischen 500 nm und $30\mu\text{m}$, dass tatsächlich temperaturabhängige Unterschiede bestanden. Bei 700°C Temperatur waren Partikel mit maximalem Durchmesser 90 nm gegenüber 140 nm bei 300°C zu finden, was zunehmende Größe der Partikel durch Koagulation und Kondensation aus Gasen mit abnehmender Temperatur bedeutet. Obwohl Filtermaßnahmen ergriffen werden können, wurden auch ultrafeine Partikel gefunden ($> 40\text{ nm}$). Diese Partikel werden durch Prozesse hinter der Feuchtfiltration durch Anteile der Abgase geformt und entgegen damit der Filterung. Zimmermann et al. (2001) aus dem gleichen Institut hatten die Profile von Produkten dieser unvollständigen Verbrennung zuvor bereits auf Bildung von Dioxinen und Furanen geprüft und gefunden, dass nach kurzen Phasen ‚gestörter Verbrennung‘ als Folge von Prozessänderungen, kurzen Verpuffungen oder Fehlfunktionen die Zusammensetzung der Abgase sogar langfristig drastisch wechseln kann („memory emission effect“ im Sinne eines anhaltenden Gedächtnisses). Die in der Innenauskleidung der Verbrennungsröhren befindlichen Kohlenstoffschichten im Bereich der Hochtemperaturzone könnten für den Gedächtniseffekt einiger PAH-Verbindungen verantwortlich sein. Drastische Veränderungen wurden auch

für PCDD/PCDF-Homologe gefunden in der Gedächtnisphase. Die seit über 20 Jahren immer wieder diskutierte de novo Synthese von Dioxinen und Furanen ist somit wahrscheinlich durch das PAH-Gedächtnis infolge pyrolytischer Degradation der Kohlenstoffschicht verursacht, während das veränderte Muster der PCDD-Homologen durch die hohe katalytische Aktivität der sich dauernd frisch bildenden Schichten bewirkt wird. Hervorgehoben wird von den Autoren, dass eine reiche Ansammlung an aromatischen Produkten einschließlich PCDD/F-Spezies in Temperaturzonen gefunden wurde, die weit oberhalb der typischen Hitzefenster von etwa 300 °C lagen und somit für die de novo Synthese bei typischen Temperaturen eher noch größere Wahrscheinlichkeit besteht.

Diese Mitteilung muss um so größere Bedenken hervorrufen und auf die enorme Potenz der MVAs für die Bildung hochtoxischer Schwebstaubkomponenten hinweisen, als aus wirtschaftlichen Erwägungen natürlich versucht wird, die Verbrennungsvorgänge bei ‚typischen‘ Temperaturen auszuführen.

Wang et al. (2003) veröffentlichten eine entsprechende Mitteilung, inwieweit die (unvermeidliche) Anwesenheit von Chlor im Abfall zur Bildung der Skala von PCDD/F beiträgt. Sie verglichen Verbrennungsanlagen für medizinischen Abfall, kommunale Anlagen und Motorfahrzeugemissionen von unverbleiten und Dieselmotoren sowie aus einer PVC-Produktion. Insgesamt 17 der 2,3,7,8-Chlorkonfigurationen (Kongeneren) wurden erfasst und besonders relevant war der Schwellenwert von 0.8-1.1 % Chlor als bestimmend für die Bildung der Kongeneren. Unterhalb des Wertes erfolgte Chlorphenolbildung und somit PCDD-Synthese, während über dem Wert die Rate der Dibenzofuran-Bildung höher als die Dioxinbildung war. Die Autoren erklären dieses Phänomen und folgern, dass die Furan-Kongeneren im Vordergrund stehen bei der herkömmlichen Müllverbrennung, wenn PAHs zur Verbrennung kommen.

Ebenfalls von Autoren der SunYat Sen-Universität in Taiwan wurde vor einem Jahr die Analyse veröffentlicht, die zusätzliche Rückschlüsse für Müllverwertung erlaubt (LIN et al. 2007). Polychlorierte Dibenzop-dioxins/Dibenzofurane aus der Flugasche verschiedener Einheiten in einer kommunalen Müllverbrennung wurden verglichen.

Ein Superheizwerk (SH), ein Ökonomieheizwerk (EC) und verschiedene andere Ebenen der Entnahme ergaben Werte im Bereich 0.1 bis 2 ngI-TEQg(-1). Im Superheater war die Konzentration der PCDD/F besonders niedrig (0.102 ng), bei Temperaturen zwischen 461 und 914 °C (Asche der Verbrennungskammer). Im Economizer (EC) ergaben sich bei etwa 340 °C, also bei für die de novo Synthese günstigeren Temperaturen zwischen 250 und 400 °C, signifikant höhere Werte um 0.800 ng, was dagegen für den Semi-dryer Absorber nicht galt (245 °C). Um den Chlorgehalt im Absorber zu verringern, wurde den Abgasen Kalziumkarbonat zugefügt, was auch zur Abfilterung verhalf, da sich im Stofffilter um 2 ng nachweisen ließen. Diese auch in der Restasche gefundene Werte sind für Taiwan von Relevanz, da Asche mit niedrigem PCDD-Gehalt als Beimischung im Straßen- und Gebäudebau erlaubt sind, während Restasche mit hohen Gehalten an PCDD/F nur in Sondermülldeponien entsorgt werden darf.

Zweifelsfrei kommt es also sehr auf die Prozesse an, die in den MVAs eingesetzt werden.

Wie lange wird Handlungsbedarf angesichts der Evidenz noch ignoriert?

In den Jahren nach der Fuldaer Konferenz beschäftigten sich Wissenschaftler in der IGUMED mehrfach mit dem Thema Feinstaub und brachten mehrfach mit Beiträgen wie dem Aufruf der Deutschen Umwelthilfe „Kein Diesel ohne Filter“ (DUH 2003) sowie mit Hinblick auf Quellen des Feinstaubes in der modernen Bürosphäre „Krank durch Toner“ (STELTING 2003) zum Ausdruck, dass die Herkunft von Feinstaub zwar mehrfacher Art sein kann, weshalb aber wegen der weiter oben ausgeführten Daten als Hauptquellen für die enorme Zunahme in den Jahren nach Einführung von Dieselmotoren für Pkw diese Entstehungsorte für Emissionen ebenfalls bevorzugt vermieden werden müssen.

Die eindrucksvollsten Hinweise auf die Rolle des Straßenverkehrs ergeben sich aus Analysen der Messstationen und jährlichen Trends in städtischen versus ländlichen Gebieten (siehe Tabellen 1 und 2) und den Spitzenwerten, so dass die Einhaltung der Grenzwerte für die Hauptzeit des Jahres als Maßnahme der Prävention eine Mindestforderung sein muss. Die nach Lambrecht et al. angesetzte mittlere Immissionskonzentration durch Kfz-Abgase hat folgende gerundeten Modellparameter ergeben:

- Derzeitige mittlere PM₁₀-Konzentration in Deutschland: 25 µg/m³ PM₁₀
- Derzeitige mittlere PM_{2.5}-Konzentration in Deutschland: 15 µg/m³ PM_{2.5}
- Derzeitige mittlere PM_{2.5}-Konzentration durch Diesel-Abgase i. D.: 3 µg/m³ PM_{2.5}.

Aus diesen Betrachtungen ergibt sich theoretisch ein Minderungspotential durch Partikelfilter in Dieselfahrzeugen von 3 µg/m³ PM_{2.5}. Lambrecht et al. (1999, Tab. 11, S. 34) haben Szenarien untersucht, nach denen „das reale Einsparpotential bei der Partikelkonzentration (Ruß) durch Partikelfilter bei 92-95 % des maximalen Potentials liegt. Daher wird vereinfachend mit einem Minderungspotential von 3 µg/m³ PM_{2.5} gerechnet“ (FRENTZEL-BEYME 2005).

In Großbritannien wurde bereits 1999 unter der Rubrik Hypothese in der international renommierten Ärztezeitschrift *Lancet* (SEATON et al. 1995) das Resultat einer Metaanalyse wie folgt interpretiert: Epidemiologische Studien haben konsistent Assoziationen zwischen partikulärer Luftverschmutzung nicht nur mit der Verschlimmerung von Atemwegserkrankungen in bereits erkrankten Personen gezeigt, sondern auch das Ansteigen der Todesfälle an Herz-Kreislaufkrankheiten und Atemwegserkrankungen bei älteren Personen. Metaanalysen dieser Studien lassen die Erklärung durch irgendwelche andere Risikofaktoren (sog. confounder) als unwahrscheinlich erscheinen, sie weisen vielmehr auf einen direkten Ursache-Wirkungs-Effekt hin. Vorgeschlagen wird, dass die Erklärung in der Zusammensetzung der städtischen Partikelwolken liegt, die bis zu 100.000 Nanometer-große Partikel in einem ml mit einer gravimetrischen Konzentration von nur 100-200 µg/m³ Partikel enthält. Die ultrafeinen Partikel können alveoläre Entzündungen hervorrufen mit der Abgabe solcher Mediatorensubstanzen, die in empfänglichen Personen Exazerbationen von Lungenstörungen und erhöhte Blutgerinnung bewirken, womit die beobachteten Anstiege an Herz-Kreislaufkrankheiten als Folge hoher Verschmutzungsepisoden erklärbar sind. Kinder gehören zu den empfänglichsten Risikogruppen, wie die Herausgeber des

MURL-Berichts (1999) im Düsseldorfer Medizinischen Institut für Umwelthygiene (MIU) Krämer und Ranft 2003 als Ergebnis vergleichender Studien in Deutschland am Beispiel akuter Krankheitsraten nachgewiesen haben (KRÄMER et al. 2003).

Schlussbetrachtung

Herauszuheben ist, dass nach dem Wissensstand, wie er bereits seit 1990 existiert, jede zusätzliche Belastung durch Feinstäube und Nanopartikel in Form von lungengängigem Schwebstaub unbedingt zu vermeiden ist. Auch wenn präventive Maßnahmen wie verbesserte Filterung zunehmend effektiv werden, dürfen in die entstehende „Lücke“ nicht neue Quellen solcher Belastungen für die menschliche Gesundheit mit starker Ausbreitungstendenz zugelassen werden, wie sie jede Müllverbrennungsanlage mit sich bringt.

Nachweise

BALLSCHMITER K, NOTTRODT A. (1982): Vorkommen und Emissionsminderungen von polychlorierten Dibenzodioxinen und Dibenzofuranen bei Verbrennungsvorgängen. Forschungsbericht 10403317 i.A: des UVA, Berlin.

DAUNDERER M. (1989): Müllverbrennungsemissionen. Klinisch-Toxikologische Stoffmonographien. Ecomed Verlag, Landsberg.

DEUTSCHE UMWELTHILFE (2003): Kein Diesel ohne Filter, Umwelt Medizin Gesellschaft 16: 5.

ELLIOTT P, HILLS M, BERESFORD J et al. (1992): Incidence of cancers of the larynx and lung cancer near incinerators of waste solvents and oils in Great Britain. *Lancet* 339: 854-858.

FRENTZEL-BEYME R. (2005): Die gesundheitliche Belastung durch Dieselabgase in der EU. Eine Bestandsaufnahme. *Internistische Praxis* 45: 681-694.

FRITSCH S, DIABATÉ S, KRUG HF. (2006): Incinerator fly ash provokes alteration of redox equilibrium and liberation of arachidonic acid in vitro. *Biol Chem* 387(10-11): 1421-1428.

GROSS J. (2005): Luftverunreinigung durch Partikel. Ursachen und Prävention. *Intern. Praxis* 45: 213-220.

KRÄMER U, RANFT U, SEITNER-SORGE G, BEHRENDT H, RING J. (2003): Einfluss von Luftverunreinigungen auf die Atemwegsgesundheit von Kindern. *Umwelt Medizin Gesellschaft* 16: 13-17.

KÜNZLI N et al. (2000): Public health impact of outdoor and traffic related air pollution. *Lancet* 356: 795-801.

KÜNZLI N et al. (2001): Assessment of deaths attributable to air pollution: should we use risk estimates based on time series or on cohort studies? *Amer J Epidemiol* 153: 1050-1055.

KÜNZLI N et al. (2004): Association of subclinical atherosclerosis (carotid intima media thickness) with residential ambient PM_{2,5} in healthy adults. *Epidemiology* 15: 23.

LÄNDERAUSSCHUSS FÜR IMMISSIONSSCHUTZ - LAI (2000): Minderungspotentiale verschiedener Maßnahmen für PM_{10/2,5} und NO_x im Straßenverkehr

LAMBRECHT U et al. (1999): Immissionsnaher Risikovergleich von Diesel- und Ottoabgasen. Bericht im Auftrag des UBA, Berlin.

LIN YS, CHEN KS, LIN YC, HUNG CH, CHANG-CHIEN GP. (2008): Polychlorinated dibenzo-p-dioxins/dibenzofurans distributions in ash from different units in a municipal solid waste incinerator. *J Hazard Mater* 154: 954-962, [Epub ahead of print 2007 Nov. 7].

MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT NORDRHEIN WESTFALEN - MURL (1999): Epidemiologische Untersuchungen zu gesundheitlichen Wirkungen verkehrsbedingter Immissionen auf Kinder (1995-1997).

Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein Westfalen, Düsseldorf.

NEIDHARDT R. (1989): Neues über polychlorierte Dioxine (PCDD) und Dibenzofurane (PCDF) sowie andere, stark umweltgefährdende Chlorkohlenwasserstoffe. Hanau-Großauheim.

MAGUHN J, KARG E, KETTRUP A, ZIMMERMANN R. (2003): On-line analysis of the size distribution of fine and ultrafine aerosol particles in flue and stack gas of a municipal waste incineration plant: effects of dynamic process control measures and emission reduction devices. *Environ Sci Technol.* 37(20): 4761-4770.

PEPER, M, KLETT M, FRENTZEL-BEYME, HELLER, WD: Neuropsychological effects of chronic exposure to environmental dioxins and furans. *Environ Res* 60, 124-135, 1993

PETERSEN E. (2006): Umwelt und Gesundheit an Belastungsschwerpunkten: Hot Spot-Studie im Ruhrgebiet. *Umwelt Medizin Gesellschaft* 19: 187-188.

RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN - SRU (2002) *Umweltgutachten* 2002, Kap. 3.2.2 Feinstäube. Metzler-Poeschel: Stuttgart.

SEATON A, MACNEEW, DONALDSON K, GODDEN D. (1995): Particulate air pollution and acute health effects. *Lancet* 345: 176-178.

STELTING HJ. (2003): Krank durch Toner ? Informationen zur gesundheitsschädigenden Wirkung bestimmter Toner. *Umwelt-Medizin-Gesellschaft* 16: 268-273.

STIEGLITZ L, VOGG H. (1989): Bildung und Abbau von Polychloridioxinen und -furanen in Flugaschen der Müllverbrennung. *GIT Suppl. Umwelt* 2: 4-10.

VOGG H, STIEGLITZ L. (1986): Thermal behaviour of PCDD/PCDF in fly ash from municipal incinerators. *Chemosphere* 15: 1373-1378.

WORLD HEALTH ORGANISATION - WHO (2002): World Health Report 2002, www.who.int/whr/en [letzter Zugriff: 1.7.2008].

WANG LC, LEE WJ, LEE WS, CHANG-CHIEN GP, TSAI PJ. (2003): Effect of chlorine content in feeding wastes of incineration on the emission of polychlorinated dibenzo-p-dioxins/dibenzofurans. *Sci Total Environ* 302(1-3): 185-198.

WANG J, LEVENDIS YA, RICHTER H, HOWARD JB, CARLSON J. (2001): Polycyclic aromatic hydrocarbon and particulate emissions from two-stage combustion of polystyrene: the effect of the primary furnace temperature. *Environ Sci Technol.* 35(17): 3541-3552.

WICHMANN HE, SPIX C, TUCH T, WÖLKE G, PETERS A, HEINRICH J, KREYLING WG, HEYDER J (2000): Daily Mortality and Fine and Ultrafine Particles in Erfurt, Germany, Part I: Role of Particle Number and Particle Mass in HEI-Report. *Cambridge*, 98: 1-96.

ZIMMERMANN R, BLUMENSTOCK M, HEGER HJ, SCHRAMM KW, KETTRUP A. (2001): Emission of nonchlorinated and chlorinated aromatics in the flue gas of incineration plants during and after transient disturbances of combustion conditions: delayed emission effects. *Environ Sci Technol* 35(6): 1019-1030.