



BALL-POP

Mögliche Risiken für die städtische
Bevölkerung durch persistente
organische Schadstoffe in der Luft

Maria Uhl
Oliver Gans

REPORT
REP-0085

Wien, 2007



Projektleitung

Oliver Gans

Autorinnen/Autoren

Maria Uhl
Oliver Gans

Probenahme

Marina Fröhlich
Peter Futterknecht

Übersetzung

Denisa Kaller

Lektorat

Petra Wiener

Satz/Layout

Ute Kutschera

Fördergeber

Dieses Gemeinschaftsprojekt wurde durch das Interreg IIIa-Programm mitfinanziert. Interreg IIIa wird aus Finanzmitteln des Europäischen Fonds für Regionale Entwicklung (EFRE) finanziert. Dank gebührt auch der Abteilung V/2 „Stoffbezogener Umweltschutz“ des Lebensministeriums für die finanzielle Unterstützung.

In Wien wurden die Feinstaubmessungen im Auftrag der MA 22 durchgeführt. Nach der gravimetrischen Feinstaub-Bestimmung wurden die Filter zur Verfügung gestellt.

Weitere Informationen zu Publikationen des Umweltbundesamt unter: <http://www.umweltbundesamt.at/>

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

Eigenvervielfältigung

Gedruckt auf Recyclingpapier

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2007
Alle Rechte vorbehalten
ISBN 3-85457-883-0



VORWORT

Trotz Erfolgen in der Luftreinhaltepolitik stellt die Feinstaubbelastung eines der bedeutendsten, umweltbedingten Gesundheitsrisiken für die Bevölkerung in Europa dar. Über die Feinstaubbelastung liegen inzwischen umfangreiche Daten vor, zu Feinstaubinhaltsstoffen gibt es aber nach wie vor erhebliche Kenntnislücken. Da Luftverschmutzung zudem ein grenzüberschreitendes Problem ist, sind länderübergreifende Maßnahmen und Anstrengungen zur Erfassung und Bewertung der Belastung notwendig.

Die vorliegende Studie ist durch ein Gemeinschaftsprojekt des Umweltbundesamt und des Slovakian Hydrometrological Institute (SHMU) entstanden. Über den Zeitraum eines Jahres wurden die Feinstaubfraktionen PM10 und PM2,5 erhoben und die Vergleichbarkeit verschiedener Messmethoden evaluiert. Im Feinstaub beider Ballungszentren wurden sieben polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe bestimmt, die aufgrund ihrer gesundheitsschädigenden (kanzerogenen) Eigenschaften in der Richtlinie über Arsen, Kadmium, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Luft (RL 2004/107/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Dezember 2004) gelistet wurden. Für die Leitsubstanz Benzo(a)pyren wurde ein Zielwert festgelegt, der mittlerweile in das österreichische Immissionsschutzgesetz Luft übernommen wurde. Darüber hinaus wurden ausgewählte persistente bromierte Flammschutzmittelwirkstoffe, endokrin wirksames Nonylphenol und im Tierversuch mutagene Nitro-Derivate der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (Nitro-PAK) in der Außenluft in Wien untersucht.

Diese Studie leistet einen Beitrag zur Kenntnis der Luftqualität hinsichtlich dieser persistenten, organischen und toxischen Verbindungen im Feinstaub. Mögliche Risiken für die Gesundheit der Bevölkerung werden im Sinne einer vorsorgenden Umweltkontrolle abgeschätzt.

Georg Rebernik

Geschäftsführer



PREDSLOV

Napriek úspechom, ktoré boli dosiahnuté v politike ochrany čistoty ovzdušia, znečistenie ovzdušia časticami PM predstavuje pre obyvateľstvo Európy jedno z najpoprednejších zdravotných rizík, ktoré sú podmienené životným prostredím. Hoci už existujú o znečistení ovzdušia časticami PM rozsiahle údaje, poznatky o ich chemickom zložení sú ešte veľmi neúplné. Keďže je znečistenie ovzdušia časticami PM navyše cezhraničný problém, nevyhnutné sú pre krajiny spoločné snahy a opatrenia týkajúce sa merania a zhodnotenia znečistenia.

Predložená štúdia vznikla ako spoločný projekt Umweltbundesamt a Slovenského hydrometeorologického ústavu (SHMU). Počas obdobia jedného roka boli merané frakcie PM₁₀ a PM_{2,5} a bola vyhodnocovaná porovnateľnosť rôznych meracích metód. V PM oboch urbanizačných centier bolo určovaných sedem polycyklických aromatických uhľovodíkov (PAH), ktoré sú pre ich zdraviu škodlivé (karcinogénne) vlastnosti uvedené v Smernici Európskeho Parlamentu a Rady 2004/107/ES z 15. decembra 2004, ktorá sa týka arzénu, kadmia, ortuti, niklu a polycyklických aromatických uhľovodíkov v okolitom ovzduší. Pre vedúcu látku benzo(a)pyrén (BaP) bola stanovená cieľová hodnota, ktorá bola medzitým prevzatá aj do rakúskeho zákona o ochrane ovzdušia (Immissionsschutzgesetz Luft). Okrem toho boli v ovzduší Viedne skúmané niektoré persistentné bromované retardanty horenia, endokrinne účinný nonylfenol a z pokusov na zvieratách mutagénne, nitrované deriváty polycyklických aromatických uhľovodíkov (Nitro-PAH).

Táto štúdia prispieva k poznatkom o kvalite ovzdušia so zreteľom na persistentné, organické a toxické zlúčeniny v PM. V zmysle opatrení v rámci kontroly životného prostredia boli odhaduté možné riziká pre zdravie obyvateľstva.

Georg Rebernik

Generálny riaditeľ

INHALT

BEGRIFFSERKLÄRUNGEN UND ABKÜRZUNGEN	7
ZUSAMMENFASSUNG	11
SÜHRN	15
1 EINLEITUNG	19
2 PARAMETER – EIGENSCHAFTEN, QUELLEN, VERHALTEN UND WIRKUNG	21
2.1 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	21
2.1.1 Identität und physikalisch-chemische Eigenschaften	21
2.1.2 Expositionsquellen	22
2.1.3 Verhalten in der Umwelt	23
2.1.4 Umweltkonzentrationen und Exposition des Menschen	23
2.1.5 Metabolismus	25
2.1.6 Ergebnisse aus Tier- und Laborversuchen	26
2.1.7 Wirkungen auf aquatische Organismen	26
2.1.8 Wirkungen auf die Gesundheit	27
2.2 Nitro- und Nitroso-PAK	28
2.2.1 Identität und physikalisch-chemische Eigenschaften	28
2.2.2 Expositionsquellen	29
2.2.3 Verhalten in der Umwelt	30
2.2.4 Umweltkonzentrationen und Exposition des Menschen	30
2.2.5 Ergebnisse aus Tier- und Laborversuchen	31
2.2.6 Wirkungen auf aquatische Organismen	32
2.2.7 Wirkungen auf die Gesundheit	32
2.3 Polybromierte Diphenylether	33
2.3.1 Identität und physikalisch-chemische Eigenschaften	33
2.3.2 Expositionsquellen	34
2.3.3 Verhalten in der Umwelt	34
2.3.4 Umweltkonzentrationen und Exposition des Menschen	34
2.3.5 Metabolismus	36
2.3.6 Ergebnisse aus Tier- und Laborversuchen	37
2.3.7 Wirkungen auf Organismen	37
2.3.8 Wirkungen auf die Gesundheit	38
2.4 4-Nonylphenol	39
2.4.1 Identität und physikalisch-chemische Eigenschaften	39
2.4.2 Expositionsquellen	39
2.4.3 Verhalten in der Umwelt	39
2.4.4 Umweltkonzentrationen und Exposition des Menschen	40
2.4.5 Metabolismus	41
2.4.6 Ergebnisse aus Tier- und Laborversuchen	41
2.4.7 Wirkungen auf aquatische Organismen	42
2.4.8 Wirkungen auf die Gesundheit	42



3	METHODEN	43
3.1	Probenahmezyklus	43
3.2	Beschreibung der Messstellen	43
3.2.1	Wien	43
3.2.2	Bratislava.....	44
3.3	Chemische Analysen	45
3.3.1	PM10 und PM2,5.....	45
3.3.2	PBDE.....	45
3.3.3	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	45
3.3.4	Nitro-PAK	45
3.3.5	Nonylphenol	46
4	ERGEBNISSE	47
4.1	Wien	47
4.1.1	Feinstaubbelastungen.....	47
4.1.2	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	49
4.1.3	Nitro-Derivate der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (Nitro-PAK).....	53
4.1.4	Polybromierte Diphenylether (PBDE).....	56
4.1.5	Nonylphenol (NP).....	59
4.2	Bratislava	61
4.2.1	Feinstaubbelastungen.....	61
4.2.2	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	62
4.3	Vergleich Wien – Bratislava	65
5	INTERPRETATION UND DISKUSSION DER ERGEBNISSE	67
5.1	PM10 und PM2,5	68
5.2	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	70
5.3	Nitro-PAK	72
5.4	Polybromierte Diphenylether	72
5.5	Nonylphenol	74
5.6	Schlussfolgerungen	74
6	LITERATUR	76



BEGRIFFSERKLÄRUNGEN UND ABKÜRZUNGEN

- ADI Acceptable Daily Intake: duldbare tägliche Aufnahmemenge (lebenslang): diejenige Aufnahmemenge, die bei derzeitigem Wissensstand zu keinen Schädigungen führt
- Anämie Verringerung der Erythrozyten (rote Blutkörperchen) im Blut
- Bioakkumulation .. beschreibt die Anreicherung einer Substanz aus der Umwelt u. a. über die Nahrungskette in Lebewesen
- BCF Bio-Concentration Factor: Biokonzentrationsfaktor: Quotient einer Substanz im Organismus zur Konzentration im umgebenden Medium (z. B. Wasser); ein BCF > 5000 ist gemäß Stockholm-Konvention der Europäischen Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen (United Nations Economic Commission for Europe, UN-ECE) eines der Kriterien für POPs (Persistent Organic Pollutants, persistente organische Schadstoffe); respektive ein BCF > als 2000 ist ein Kriterium für PBT-Stoffe (Persistent Bioaccumulative Toxic, persistente bioakkumulierende toxische Stoffe)
- Biokonzentration .. beschreibt die Anreicherung einer Substanz in Lebewesen im Vergleich zum umgebenden Medium
- Biomagnifikation .. beschreibt die Anreicherung einer Substanz in Lebewesen durch Anreicherung in der Nahrungskette
- CAS-Nr. Registriernummer des "Chemical Abstract Service", bei der es sich um eine eindeutige Codierung für jeden Stoff und seine Struktur handelt; jedes Isomer und jedes Salz davon erhält eine eigene CAS-Nummer
- DNA-Addukte Anlagerung von Molekülen an die Erbsubstanz (DNA)
- GPC Gelpermeationschromatographie
- Hyperkeratose übermäßige Verhornung der Haut
- IARC International Agency for Research on Cancer: Internationales Krebsforschungszentrum
- Kanzerogen Stoff, dessen Einwirkung auf Tiere oder Menschen zur Bildung von Tumoren führt
- KG Körpergewicht
- Lipophil „fettliebend“, fettlöslich; die Verteilung im Organismus betreffend: Anreicherung in der fettreichen Phase
- LOAEL Lowest Observed Adverse Effect Level
- Log Kow Maß für die Lipophilie; Verteilungskoeffizient Kow einer Substanz in einem Gemisch von 1-Octanol und Wasser; je höher der Kow ist, desto eher findet eine Adsorption an organisches Material im Boden oder im Fett lebender Organismen statt; je tiefer der Kow ist, desto wasserlöslicher ist der Stoff; ein log Kow > 5 ist eines der Kriterien für POPs
- LRTAP Long Range Transboundary Air Pollution: Weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung
- Metabolismus Stoffwechsel, Um- und Abbau einer Substanz im Organismus



NOAEL	No Observed Adverse Effect Level: Dosis, bei der im Tierversuch keine Schädigung beobachtet wurde; wird in mg/kg Körpergewicht angegeben
NOEC.....	No Observed Effect Concentration: Konzentration, bei der keine Schädigung beobachtet wurde
PBT	Persistent Bioaccumulative Toxic: persistente bioakkumulierende und toxische Stoffe; Klassifizierung durch die EU
PEC.....	Predicted Environmental Concentration: Konzentration eines Stoffes in der Umwelt – gemessen oder durch Modellberechnungen ermittelt
PNEC	Predicted No Effect Concentration: Konzentration eines Stoffes in der Umwelt, bei der mit keinen Schädwirkungen zu rechnen ist
PNEC/PNEC-Verhältnis	Vergleich der Konzentrationen in der Umwelt mit der Konzentration, bei der mit keinen Schädwirkungen zu rechnen ist; Grundlage einer Risikobewertung: ist das Verhältnis ≥ 1 besteht Handlungsbedarf
Persistenz	nur sehr geringe Abbaubarkeit in der Umwelt
POPs.....	Persistent Organic Pollutants: persistente organische Schadstoffe
POP-Kriterien	Persistenz (Halbwertszeit im Wasser > 2 Monate; Halbwertszeit im Boden > 6 Monate), $BCF > 5000$, $\log K_{OW} > 5$ oder Nachweis in Lebewesen; Fähigkeit über lange Strecken transportiert zu werden: Verweilzeit in der Luft > 2 Tage und Nachweis in abgelegenen Regionen; Toxizität: Nachweis von oder auch Hinweis auf Schädigungen der Gesundheit des Menschen und/oder der Umwelt
PTWI	Provisional Tolerable Weekly Intake: über eine Woche gemittelte tolerable Aufnahmemenge eines Schadstoffs, da durch unterschiedliche Gehalte verschiedener Lebensmittel die täglichen Aufnahmemengen sehr stark variieren können
Risikobewertung ..	Die Methode der Risikobewertung wird im Technical Guidance Document (TGD 2003) der EU beschrieben. Dieses enthält Richtlinien zur Durchführung einer Risikobewertung.
Ökotoxikologische Risikobewertung..	Das potenzielle Risiko einer Substanz wird als Verhältnis von der tatsächlich in der Umwelt nachweisbaren Konzentration zur Konzentration, bei der keine ökotoxikologischen Effekte auftreten, beschrieben.
Run Off.....	durch Regen abgeschwemmte Schadstoffe von Städten oder Straßen
Stockholm-Konvention (UNEP 2001).....	Globales Abkommen, um Umwelt und Menschen vor den Gefahren durch persistente organische Schadstoffe (POPs) zu schützen; wurde von 50 Staaten ratifiziert und sie ist seit 17.5.2004 in Kraft; Durch Verbote und Einschränkungen sowie durch verbindliche Richtlinien sollen die Konzentrationen dieser Stoffe in der Umwelt verringert werden.
TDI	Tolerable Daily Intake: tolerierbare tägliche Aufnahmemenge (lebenslang); ersetzt zunehmend ADI



Teratogenität Eigenschaft eines Stoffes, die während der Entwicklung von der befruchteten Eizelle zum Embryo zu Störungen und in Folge zu Missbildungen und Fehlentwicklungen führen kann

Transplazentale

Krebsauslösung .. Krebserkrankung des Kindes bei Exposition der Mutter während der Schwangerschaft

UN-ECE-LRTAP-

Konvention Übereinkommen der Vereinten Nationen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen



ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen der Studie BALLPOP erhob das Umweltbundesamt über den Zeitraum eines Jahres die Feinstaubfraktionen PM₁₀ und PM_{2,5} in den Ballungszentren Wien und Bratislava und untersuchte sie auf polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). Darüber hinaus wurden für Wien Flammschutzmittelwirkstoffe in der Luft und erstmalig Nonylphenol wie auch Nitro-PAK im Feinstaub untersucht, um die Luftqualität hinsichtlich dieser persistenten, organischen und toxischen Verbindungen beurteilen und potenzielle Auswirkungen auf die Gesundheit der Bevölkerung aufzeigen zu können.

Expertinnen und Experten von SHMU und Umweltbundesamt nahmen von Juli 2005 bis Juni (in Bratislava bis September) 2006 Luftproben. Dazu wurden High und Low Volume Sampler als Probenehmer zur Sammlung der PM_{2,5}- und PM₁₀-Fraktion eingesetzt. Die Probenaufbereitung und die chemischen Analysen wurden im akkreditierten Labor des Umweltbundesamt durchgeführt.

Die Messstelle in Wien liegt im städtischen Ballungsraum in der Nähe einer stark befahrenen Straße, die Messstelle in Bratislava liegt vier Kilometer südlich des Zentrums in einem Wohngebiet, nahe einer mäßig befahrenen Straße.

In Wien wurden die Feinstaubmessungen im Auftrag der MA 22 durchgeführt. Nach der gravimetrischen Feinstaub-Bestimmung wurden die Filter, die für die Analyse der untersuchten Schadstoffe verwendet wurden, zur Verfügung gestellt.

Für PM₁₀ ist ein Grenzwert von 50 µg/m³ als Tagesmittelwert festgelegt, wobei bis Ende 2004 35 Überschreitungen pro Kalenderjahr zulässig waren, sowie 40 µg/m³ als Jahresmittelwert (Immissionsschutzgesetz Luft, IG-L). Die Anzahl der zulässigen PM₁₀-Überschreitungstage wird bis zum Jahr 2010 stufenweise auf 25 Tage abgesenkt, im Jahr 2005 waren 30 Überschreitungen zulässig. Der auf Basis von 37 über ein Jahr verteilten Tageswerten berechnete Jahresmittelwert für PM₁₀ betrug 31,6 µg/m³. Um einen gültigen Jahresmittelwert gemäß ÖNORM M5866 zu erhalten, müssen mindestens 90 % der Werte vorhanden sein. Der Jahresmittelwert gemäß ÖNORM M5866 betrug für diese Wiener Messstelle 32,6 µg/m³ und war somit nur geringfügig höher als der in der Studie ermittelte. Beide Messwerte liegen unter dem derzeit definierten Grenzwert für PM₁₀ von 40 µg/m³, jedoch über dem Qualitätsziel der Weltgesundheitsorganisation (World Health Organization, WHO) von 20 µg/m³. An vier von 37 Tagen wurden Überschreitungen des geltenden Grenzwertes für den Tagesmittelwert von 50 µg/m³ gemessen. Von allen 365 Tagen, an denen gemessen wurde, traten an 59 Tagen Überschreitungen auf, die Anzahl der erlaubten Überschreitungen wurde um 29 Tage übertroffen.

Für PM_{2,5} wurde auf Basis der 37 vorliegenden Tageswerte ein Jahresmittelwert von 24,5 µg/m³ abgeschätzt. Der Jahresmittelwert gemäß ÖNORM M5866 betrug für diese Messstelle 25,4 µg/m³. An insgesamt drei von 37 Tagen wurde ein Tageswert über 50 µg/m³ ermittelt. Bezüglich der Zusammensetzung der Staubfraktion zeigte sich, dass der Hauptanteil des Feinstaubes (> 75 %) aus PM_{2,5} bestand.

In Bratislava wurde ein Jahresmittelwert von 36,1 µg/m³ auf Basis von 32 Tageswerten (PM₁₀) ermittelt. Die Belastung an der Messstelle Bratislava war somit höher als in Wien. Dies macht sich auch bei den Überschreitungen des Grenzwertes von 50 µg/m³ bemerkbar. So wurden an sieben von 32 gemessenen Tagen Grenzwertüberschreitungen beobachtet.

***Interreg-Projekt
zu Feinstaub-
inhaltsstoffen***

Probenahmestellen

***Feinstaubbelastung
in Wien***

***Feinstaubbelastung
in Bratislava***

**gesundheitliche
Auswirkungen
von Feinstaub**

Kurzzeiteffekte der Belastung mit Feinstaub sind (WHO 2006):

- Entzündungsreaktionen der Atemwege und der Lunge,
- Beeinträchtigung der Atmung,
- negative Effekte auf das Herz-Kreislaufsystem,
- Steigerung des Medikamentenverbrauchs,
- Erhöhung der Krankenhausaufenthalte,
- Erhöhung der Sterblichkeit.

Langzeitfolgen der Belastung mit Feinstaub sind (WHO 2006):

- Ansteigen der Symptome der unteren Atemwege,
- Beeinträchtigung der Lungenfunktion in Kindern,
- Ansteigen der Häufigkeit von COPD (Chronic Obstructive Pulmonary Disease, chronisch obstruktive Bronchitis),
- Beeinträchtigung der Lungenfunktion bei Erwachsenen,
- Verringerung der Lebenserwartung insbesondere durch Herz-Kreislaufkrankungen und infolge von Lungenkrebs.

Diese WHO-Erkenntnisse zeigen, dass Luftbelastung mit Feinstaub einerseits die menschliche Gesundheit beeinträchtigt und die Lebenszeit verkürzt sowie andererseits enorme volkswirtschaftliche Kosten verursacht.

Die mittlere Reduktion der Lebenserwartung der österreichischen Bevölkerung durch Feinstaub liegt bei ca. acht Monaten (UMWELTBUNDESAMT 2005).

Für Feinstaub kann keine Schwellenkonzentration angegeben werden, ab der mit gesundheitlichen Folgen zu rechnen ist (WHO 2006). Geringste Konzentrationen können daher Wirkungen auslösen.

**Polyzyklische
Aromatische
Verbindungen**

Polyzyklische aromatische Verbindungen (PAK) entstehen durch Verbrennungsprozesse. Aufgrund ihrer gesundheitsschädigenden und kanzerogenen Eigenschaften werden für sie in der Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Dezember 2004 über Arsen, Kadmium, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Luft (RL 2004/107/EG) Zielwerte definiert.

Die aus 37 Tagen ermittelten Jahresmittelwerte der PAK in PM₁₀ lagen in Wien zwischen 0,33 ng/m³ Dibenz(a,h)anthracen (DbA) und 3,0 ng/m³ Benzo(j)fluoranthren (BjF); der Jahresmittelwert für die Leitsubstanz Benzo(a)pyren (BaP) lag bei 0,99 ng/m³. Die BaP-Belastung liegt damit knapp unter dem Zielwert von 1 ng/m³ ab 2012 gemäß EU-Richtlinie (RL 2004/107/EG). In den Wintermonaten waren die PAK-Konzentrationen deutlich höher, der Maximalwert für BaP lag bei 4,6 ng/m³, der für BjF bei 14 ng/m³. Bei Vergleich der PAK-Konzentrationen in PM₁₀ und PM_{2,5} wird deutlich, dass der Hauptanteil der PAK in der PM_{2,5}-Fraktion zu finden ist. Die Jahresmittelwerte der PAK in PM_{2,5} lagen zwischen 0,33 ng/m³ (DbA) und 2,5 ng/m³ (BjF); der Jahresmittelwert für BaP lag bei 0,88 ng/m³.

In Bratislava lagen die Jahresmittelwerte der PAK in PM₁₀ zwischen 0,35 ng/m³ (DbA) und 2,5 ng/m³ (BjF). Der Jahresmittelwert für BaP lag bei 0,80 ng/m³ und damit unter dem Zielwert von 1 ng/m³ ab 2012 gemäß EU-Richtlinie (RL 2004/107/EG). In den Wintermonaten waren Maximalwerte für BaP von 4,5 ng/m³ und für BjF von 14 ng/m³ messbar.



Einige PAK sind genotoxische Humankarzinogene, für welche generell keine Schwellenwerte definiert werden können, ab denen ein Risiko für die menschliche Gesundheit besteht. Das Krebsrisiko durch PAK wird in der Regel anhand der Leitsubstanz BaP abgeschätzt. Daher ist auch der Zielwert der EU-Richtlinie und das WHO-Qualitätsziel auf BaP bezogen. Laut WHO ergibt sich bei einer Konzentration von $1,2 \text{ ng/m}^3$ BaP in der Luft ein Risiko von einem zusätzlichen Lungenkrebsfall von 10.000 Einwohnern. Übertragen auf die Messergebnisse im Projekt, ergeben sich in Bezug auf die Bevölkerungszahl von Wien durch die gemessenen BaP-Konzentrationen zwei zusätzliche Lungenkrebsfälle pro Jahr. Für Bratislava ergeben sich 0,5 durch BaP in der Luft verursachte Krebsfälle pro Jahr.

**PAK –
krebserregend,
reproduktions- und
immuntoxisch**

Neben der krebserregenden Wirkung sind eine Reihe weiterer Effekte von BaP bekannt, insbesondere Reproduktionstoxizität und Immuntoxizität. Epidemiologische Studien belegen die toxische Wirkung von PAK im Feinstaub auf Ungeborene bei gängigen Konzentrationen.

Nitro-Derivate der PAK entstehen durch chemische Reaktionen in der Luft aus den PAK; bestimmte Verbindungen stammen auch direkt aus Dieselausgasen. Diese karzinogenen Verbindungen sind derzeit in keinem Medium reguliert, es wurden bisher auch keine Zielwerte definiert.

Nitro-PAK

Bei den Analysen der Proben auf Nitro-PAK lagen die Konzentrationen in zahlreichen Proben unter der Nachweisgrenze. Daher wurden keine Jahresmittelwerte berechnet. Nitro-Benzo(a)pyren, Nitro-Chrysen und Nitro-Fluoranthen konnten in keiner Feinstaubprobe nachgewiesen werden. Auch Nitro-Pyren und Nitro-Benzo(a)anthracen konnten nur in vereinzelt Fällen unterhalb der Bestimmungsgrenze detektiert werden. 24 von 37 Proben enthielten Nitro-Anthracen (9-N-ANT) und 17 von 37 Proben Nitro-Fluoranthen (3-N-FLA). Die Belastungen traten speziell im Herbst, Winter und Frühjahr auf. Die höchste Konzentration lag bei $0,66 \text{ ng/m}^3$ 9-N-ANT und bei $0,25 \text{ ng/m}^3$ 3-N-FLA in PM₁₀. Die Konzentrationen in PM_{2,5} unterschieden sich davon nur unwesentlich. Die höchste Belastung lag bei $0,93 \text{ ng/m}^3$ 9-N-ANT und $0,24 \text{ ng/m}^3$ 3-N-FLA in PM_{2,5}.

Nitro-PAK sind ebenso wie PAK genotoxische Karzinogene, sie werden jedoch nicht als Humankarzinogene eingestuft. Das Krebsrisiko durch Nitro-PAK in der Luft kann nur mit großen Unsicherheiten abgeschätzt werden, da notwendige Daten aus Tierversuchen und epidemiologischen Studien fehlen. Eine Studie schätzte das Risiko auf bis zu fünf zusätzliche Lungenkrebsfälle je 10.000 Einwohner (MÖLLER et al. 1993).

Laut WHO gibt es erheblichen Forschungsbedarf hinsichtlich der Exposition der Menschen und der Wirkungen von Nitro-PAK auf die menschliche Gesundheit (IPCS 2003).

Polybromierte Diphenylether (PBDE) sind Flammschutzmittelwirkstoffe, die aufgrund ihrer problematischen Eigenschaften (Langlebigkeit, hohes Bioakkumulationspotential, Toxizität) zur Aufnahme in das POP-Protokoll der UN-ECE Konvention über weiträumige, grenzüberschreitende Luftverunreinigung vorgeschlagen wurden. PBDE wird in erster Linie mit der Nahrung aufgenommen, gefolgt von der Aufnahme über Innenraumluft und Hausstaub.

**problematische
Polybromierte
Diphenylether**

Die höchsten Konzentrationen in den Luftproben wurden bei den Kongeneren # 47 (Tetra-BDE), # 99 (Penta-BDE) und # 209 (Deca-BDE) gefunden. Die Maximalkonzentrationen lagen bei Deca-BDE bei 30 pg/m^3 . Die Konzentrationen der niedriger bromierten Kongenere (wie # 47 und # 99) waren in der Sommerperiode höher; Deca-BDE war im Winter in höheren Konzentrationen nachweisbar. Die Summen aller



25 gemessenen BDE-Kongenere schwankten zwischen 13 pg/m^3 und 36 pg/m^3 . Der BDE-Summen-Mittelwert aller Proben lag bei 26 pg/m^3 . Die Verwendung von Penta- und Octa-BDE-Mischungen wurde aufgrund ihres potenziellen Risikos innerhalb der EU verboten. Insbesondere die schädigenden Wirkungen auf das sich entwickelnde Nervensystem in Verbindung mit dem hohen Bioakkumulationspotenzial machen hohe Konzentrationen in der Luft problematisch.

Nach derzeitigem Wissensstand stellt die Exposition mit den gemessenen Konzentrationen in der Luft kein direktes Risiko dar. Dennoch besteht aufgrund des Gefährdungspotenzials dieser Stoffe weiterhin Forschungsbedarf und die Notwendigkeit, die Umweltkonzentrationen zu kontrollieren.

***Nonylphenol in
PM10 und PM2,5***

Nonylphenol stellt aufgrund seiner Anwendungsbereiche und Wirkungen auf das Hormonsystem insbesondere in Gewässern ein Problem dar; über die Konzentrationen im Feinstaub ist bisher wenig bekannt. Erste Untersuchungen des Umweltbundesamt in einem Hintergrundgebiet in Österreich erhärteten den Verdacht, dass der Eintrag von Nonylphenol über die Luft auf Boden und Vegetation entscheidenden Einfluss haben kann (UMWELTBUNDESAMT 2004b).

Nonylphenol war in allen 37 Feinstaubproben nachweisbar. Die Konzentrationen lagen zwischen $2,3 \text{ ng/m}^3$ und 19 ng/m^3 in PM10 bzw. $2,1 \text{ ng/m}^3$ und 19 ng/m^3 in PM2,5 mit einem Mittelwert von $6,9 \text{ ng/m}^3$ in PM10 und $7,4 \text{ ng/m}^3$ in PM2,5.

Die vorliegenden Daten zeigen, dass Nonylphenol auch in der Luft im Nanogramm-Bereich nachweisbar ist. Auch für Nonylphenol gilt, dass nach derzeitigem Stand der Wissenschaft im gemessenen Konzentrationsbereich kein Risiko durch die Belastung mit der Luft besteht, da auch Nonylphenol vorrangig mit der Nahrung und sekundär über Innenraumbelastung aufgenommen wird. Dennoch besteht weiterhin Forschungsbedarf und die Notwendigkeit, die Umweltkonzentrationen zu kontrollieren.

SÚHRN

Predložená štúdia bola prevedená ako spoločný projekt Umweltbundesamt a Slovenského hydrometeorologického ústavu (SHMU) z prostriedkov programu Interreg IIIA. V rámci tejto štúdie boli počas jedného roka skúmané znečistenia ovzdušia particulate matter (PM) vo Viedni a v Bratislave. Vo vzorkách PM oboch miest boli určené aj polycyklické aromatické uhlovodíky. Po prvýkrát boli vo Viedni merané nitrované deriváty polycyklických aromatických uhlovodíkov a nonylfenol (v PM) a vo viedenských vzorkách vzduchu bol prvýkrát určovaný difenyléter. Ďalej bolo zvážené riziko, ktoré predstavuje takéto znečistenie pre ľudské zdravie.

Odbery vzoriek robili Umweltbundesamt a SHMU od júla 2005 do júna 2006 (v Bratislave do septembra 2006). Na odbery vzoriek sa používali prístroje (High volume Sampler a malé filtračné prístroje) na získanie frakcií PM_{2,5} a PM₁₀. Príprava vzoriek a chemické analýzy sa uskutočnili v akreditovanom laboratóriu Umweltbundesamt.

Priemerná ročná hodnota PM₁₀ získaná na základe 37 denných hodnôt, ktoré boli merané počas jedného roka, bola 31,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Podľa normy ÖNORM M5866 je možné obdržať priemernú ročnú hodnotu len vtedy, ak máme k dispozícii aspoň 90 % hodnôt. Priemerná ročná hodnota podľa ÖNORM M5866 pre viedenskú meraciu stanicu bola 32,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a bola o niečo vyššia ako hodnota, ktorá vyplýva na základe tejto štúdie. Obe hodnoty sa síce nachádzajú pod doteraz definovanou limitnou hodnotou 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, avšak prekračujú zdravotne podložený WHO – cieľ a limitnú hodnotu EU pre rok 2010, ktorá je 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pre 4 z 37 dní bolo merané prekročenie teraz platnej limitnej hodnoty denného priemeru 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Keď berieme do úvahy všetkých 365 dní, hodnoty 59 dní prekračujú limitnú hodnotu a počet dovolených prekročení bol prevýšený o 29 dní. Od 1. januára 2010 bude počas celého roka povolených len 7 prekročení, na základe čoho by sme v prípade týchto predložených výsledkov zaznamenali 52 dní navyše s prekročeným denným limitom.

Priemerná ročná hodnota PM_{2,5} odhadnutá na základe predložených 37 denných hodnôt, ktoré boli merané počas jedného roka, bola 24,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Priemerná ročná hodnota podľa ÖNORM M5866 pre túto meraciu stanicu bola 25,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pre 3 z 37 dní boli merané denné hodnoty nad 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Čo sa týka zloženia frakcií PM sa ukázalo, že hlavný podiel PM (>75 %) pozostáva z PM_{2,5}.

V Bratislave predstavuje ročný priemer získaný na základe 32 denných hodnôt hodnotu 36,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Znečistenie zistené na meracej stanici v Bratislave bolo týmto vyššie ako vo Viedni. To sa potvrdzuje aj v prekročeníach limitnej hodnoty 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Počas 7 z 32 dní bola limitná hodnota prekročená.

Krátkodobé efekty znečistenia PM sú:

- Zápalové reakcie dýchacích ciest a pľúc,
- Negatívne vplyvy na dýchanie,
- Negatívne vplyvy na srdcovo-cievny systém,
- Zvýšená spotreba liekov,
- Zvýšený počet hospitalizácií,
- Zvýšená úmrtnosť.

Cieľ štúdie

Odber vzoriek

PM

Účinky

Dlhodobé následky znečistenia PM sú:

- Nárast príznakov ochorení hlbokých dýchacích ciest,
- Negatívne vplyvy na funkciu pľúc u detí,
- Častejší výskyt chronickej obštrukčnej bronchitídy,
- Negatívne vplyvy na funkciu pľúc u dospelých,
- Zníženie priemerného veku predovšetkým ako následok srdcovo-cievnych ochorení a rakoviny pľúc.

Tieto poznatky ukazujú, že znečistenie ovzdušia PM spôsobuje na jednej strane ľudské choroby a straty na aktívnom živote a na druhej strane má za následok veľké národohospodárske náklady. Ďalšie úsilie bude musieť byť vynaložené, aby sa toto znečistenie redukovalo.

Priemerná redukcia priemerného veku rakúskeho obyvateľstva v dôsledku PM je asi 8 mesiacov (UMWELTBUNDESAMT 2005).

Pre koncentrácie PM sa nemôžu udávať žiadne prahové hodnoty, pod ktorými sa nedá rátať so žiadnym účinkom (WHO 2006).

Polycyklické aromatické uhlovodíky

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH) vznikajú pri spaľovacích procesoch. Kvôli ich zdraviu škodlivým, karcinogénnym vlastnostiam sú definované v Smernici Európskeho Parlamentu a Rady 2004/107/ES z 15. decembra 2004, ktorá sa týka arzénu, kadmia, ortuti, niklu a polycyklických aromatických uhlovodíkov v okolitom ovzduší, ich cieľové hodnoty v ovzduší.

Priemerné ročné hodnoty PAH v PM₁₀ získané na základe 37 dní sa nachádzali medzi 0,33 ng/m³ dibenz(a,h)antracén (DbA) a 3,0 ng/m³ benzo(j)fluorantén (BjF); priemerná ročná hodnota pre vedúcu látku benzo(a)pyrén (BaP) bola 0,99 ng/m³, bola teda tesne pod limitnou hodnotou 1 ng/m³ definovanou v smernici EU (2004/107/ES) s platnosťou od 2012. V zimných mesiacoch boli koncentrácie výrazne vyššie, maximálna hodnota BaP bola 4,6 ng/m³ a BjF bola 14 ng/m³. V porovnaní PAH koncentrácií v PM₁₀ und PM_{2,5} je zjavné, že sa najvyšší podiel PAH nachádza vo frakcií PM_{2,5}. Priemerné ročné hodnoty PAH v PM_{2,5} sa nachádzali medzi 0,33 ng/m³ (DbA) a 2,5 ng/m³ (BjF); priemerná ročná hodnota BaP bola 0,88 ng/m³.

Priemerné ročné hodnoty PAH v Bratislave boli medzi 0,35 ng/m³ (DbA) a 2,5 ng/m³ (BjF); priemerná ročná hodnota pre BaP bola 0,80 ng/m³, čím sa nachádzala pod limitnou hodnotou 1 ng/m³ definovanou v smernici EU-Richtlinie (2004/107/ES) s platnosťou od 2012. V zimných mesiacoch boli merané maximálne hodnoty BaP 4,5 ng/m³ und BjF 14 ng/m³.

Niektoré PAH sú gentoxické ľudské karcinogény, pre ktoré sa všeobecne nemôžu definovať žiadne prahové hodnoty, pod ktorými neexistuje riziko pre ľudské zdravie. Riziko vzniku rakoviny spôsobenej PAH sa spravidla odhaduje na základe vedúcej látky BaP. Preto sa vzťahuje limitná hodnota smernice EU a cieľ WHO na BaP. Podľa WHO vzniká pri koncentrácii 1,2 ng/m³ BaP v ovzduší riziko jedného prípadu rakoviny pľúc navyše na 10.000 obyvateľov. Z nameraných koncentrácií BaP vyplýva pre počet obyvateľov Viedne 136 prípadov rakoviny pľúc navyše (riziko rakoviny pľúc počas celej dĺžky života) a pre počet obyvateľov Bratislavy 40 prípadov rakoviny pľúc navyše.

Okrem toho sú známe rôzne iné účinky BaP, predovšetkým reprodukčná a imunitná toxicita. Toxické vplyvy bežných koncentrácií PAH v PM na ešte nenarodené deti ukazujú epidemiologické štúdie.

Nitrované PAH vznikajú z PAH chemickými reakciami v ovzduší, niektoré zlúčeniny vznikajú priamo z výfukových plynov dieslových motorov. Pre tieto karcinogénne zlúčeniny neboli doteraz vydané žiadne predpisy a neboli definované ani žiadne cieľové hodnoty.

Nitrované PAH

Pri chemickej analýze vzoriek sa nachádzali koncentrácie nitrovaných PAH v mnohých vzorkách pod hladinou zisťovania. Preto neboli určené žiadne priemerné ročné hodnoty. Nitro-benzo(a)pyrén, nitro-chrysén und nitro-fluorantén sa nenachádzali v žiadnej vzorke PM. Aj nitro-pyrén a nitro-benzo(a)antracén boli určené len v niektorých prípadoch, a to pod hladinou určovania. Niektoré vzorky obsahovali nitro-antracén (9-N-ANT) (24 z 37) a nitro-fluorantén (3-N-FLA) (17 z 37), pričom znečistenia sa vyskytovali obzvlášť na jeseň, v zime a na jar. Najvyššie znečistenie bolo 0,66 ng/m³ 9-N-ANT a 0,25 ng/m³ 3-N-FLA v PM10. Koncentrácie v PM2,5 sa od toho odlišovali len nepatrne. Najvyššie znečistenie v PM2,5 bolo 0,93 ng/m³ 9-N-ANT a 0,24 ng/m³ 3-N-FLA.

Nitrované PAH sú taktiež gentoxické karcinogény, nie sú však zaradené medzi ľudské karcinogény. Riziko vzniku rakoviny v dôsledku nitrovaných PAH v ovzduší môže byť odhadnuté len s veľkými neistotami, pretože chýbajú údaje z pokusov na zvieratách a z epidemiologických štúdií. V jednej štúdií bolo toto riziko odhadnuté na 5 prípadov rakoviny pľúc navyše na 10.000 obyvateľov.

Podľa WHO existuje závažná potreba výskumu týkajúceho sa vystaveniu človeka a účinkov nitrovaných PAH na ľudské zdravie (IPCS 2003).

Polybromované difenylétery

Polybromované difenylétery (PBDE) sú retardanty horenia, ktoré boli navrhnuté na základe ich problematických vlastností (dlhá životnosť, vysoký bioakumulačný potenciál, toxicita) do POP-protokolu UNECE Konvencie o diaľkovom cezhraničnom prenose znečisťovania ovzdušia.

Najvyššie koncentrácie vo vzorkách ovzdušia boli nájdené v kongeneroch # 47 (Tetra-BDE), # 99 (Penta-BDE) und # 209 (Deca-BDE). Maximálne koncentrácie boli u Deca-BDE 30 pg/m³. Koncentrácie nižšie bromovaných kongenerov (ako # 47 a # 99) boli v letnom období vyššie; Deca-BDE bol zistený v zimnom období vo vyšších koncentráciách. Sumy všetkých 25 meraných BDE-kongenerov boli v rozpätí medzi 13 pg/m³ a 36 pg/m³. Priemer súm BDE všetkých vzoriek bola 26 pg/m³.

Používanie zlúčenín Penta- a Octa-BDE je na základe ich potenciálneho rizika v EU zakázané. Obavy vyvoláva obzvlášť ich škodlivý účinok na vyvíjajúci sa nervový systém v súvislosti s vysokým bioakumulačným potenciálom.

Keďže je hlavným zdrojom príjmu PBDE potrava a ďalej sa uskutočňuje príjem z ovzdušia a prachu v uzatvorených priestoroch, na základe najnovších vedeckých poznatkov vystavovanie človeka koncentráciám PBDE v ovzduší, ktoré boli tu merané, nepredstavuje žiadne priame riziko. Napriek tomu z dôvodu potenciálu nebezpečenstva týchto látok pozostáva potreba výskumu týchto látok a sledovania ich koncentrácií v životnom prostredí.

Nonylfenol predstavuje na základe oblastí jeho použitia a na základe jeho účinku na hormonálny systém problém obzvlášť vo vodách; o jeho koncentráciách v PM bolo doteraz len málo známe. Prvé výskumy Umweltbundesamt v požadovej oblasti v Rakúsku len zostrili podozrenie, že prenikanie nonylfenolu cez ovzdušie do pôdy a vegetácie by mohlo mať rozhodujúci vplyv (UMWELTBUNDESAMT 2004b).

Nonylfenol



Nonylfenol bol zistený vo všetkých 37 vzorkách PM. Koncentrácie boli medzi $2,3 \text{ ng/m}^3$ a 19 ng/m^3 v PM₁₀ a $2,1 \text{ ng/m}^3$ a 19 ng/m^3 v PM_{2,5} s priemernými hodnotami $6,9 \text{ ng/m}^3$ (PM₁₀) a $7,4 \text{ ng/m}^3$ (PM_{2,5}).

Predložené údaje ukazujú, že nonylfenol sa nachádza v ovzduší v nanogramoch. Aj pre nonylfenol platí, že na základe najnovších vedeckých poznatkov nepredstavuje v oblasti koncentrácií nameraných vo vzduchu žiadne riziko, pretože aj nonylfenol je predovšetkým prijímaný potravou a v druhom rade je prijímaný zo znečistenia ovzdušia uzatvorených priestorov. Napriek tomu pozostáva potreba výskumu a sledovania koncentrácií v životnom prostredí.



1 EINLEITUNG

Feinstaub ist ein komplexes, heterogenes Gemisch aus festen bzw. flüssigen Teilchen, die einerseits direkt in die Luft emittiert werden oder in der Atmosphäre aus Vorläufersubstanzen entstehen. Sowohl die Teilchen als auch deren Vorläufersubstanzen – hauptsächlich Schwefeldioxid, Stickstoffoxide, Ammoniak und flüchtige organische Verbindungen – können aus natürlichen und anthropogenen Quellen stammen. Zur Klassifizierung von Feinstaub wird die Größe der Partikel herangezogen. Der gesamte Staub in der Luft (Schwebestaub) wird mit TSP (Total Suspended Particles) bezeichnet. Die als Feinstaub (PM₁₀) bezeichnete Staubfraktion enthält 50 % der Teilchen mit einem Durchmesser von 10 µm, einen höheren Anteil kleinerer Teilchen und einen niedrigeren Anteil größerer Teilchen. Das entspricht etwa dem Anteil, der bis in die Lungenbläschen gelangt. Die als Feinstaub (PM_{2,5}) bezeichnete Staubfraktion enthält 50 % der Teilchen mit einem Durchmesser von 2,5 µm, einen höheren Anteil kleinerer Teilchen und einen niedrigeren Anteil größerer Teilchen.

Aerosole in einem Größenbereich zwischen 0,1 und 1 µm können für Tage oder auch Wochen in der Atmosphäre verweilen und weiträumig verfrachtet werden.

Hauptbestandteile der Feinstaubfraktion sind Sulfate, Nitrate, Ammoniak und andere anorganische Ionen wie Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium und Chlorid, organischer und elementarer Kohlenstoff, Bestandteile der Erdkruste, partikelgebundenes Wasser und Schwermetalle.

Der Zusammenhang zwischen Luftbelastung mit Feinstaub und gesundheitlichen Auswirkungen ist durch zahlreiche Studien belegt, von der WHO zusammengefasst und bestätigt (WHO 2006). Laut WHO ist die Außenluftbelastung einer der Umweltfaktoren mit den größten Auswirkungen auf die Gesundheit in den Industrieländern. Die Auswirkungen der Feinstaubbelastung auf die Bevölkerung wurden im Rahmen des Clean Air For Europe (CAFE)-Programms untersucht (Ek 2005). Österreichspezifische Daten zur Auswirkung der Feinstaubbelastung auf die Sterblichkeit in verschiedenen Städten und Regionen wurden vom Umweltbundesamt nach der Methodik der WHO ermittelt (UMWELTBUNDESAMT 2005).

Studien zu Feinstaub aus unterschiedlichen Quellen zeigen, dass insbesondere Verbrennungsabgase besondere Toxizität aufweisen. Während Ammoniumsalze, Chloride, Sulfate, Nitrate und Silikate in Laborversuchen nur gering toxisch wirken, konnte nachgewiesen werden, dass Verbrennungsabgase hohe Konzentrationen an organischen Stoffen und Schwermetallen enthalten.

Zunehmend wird auch auf internationaler Ebene der Zusammensetzung des Feinstaubes verstärkte Beachtung gewidmet. Insbesondere die Aufnahme von krebserregenden, immun- und neurotoxischen Substanzen durch den Feinstaub gilt als schwer kalkulierbares Risiko.

Die EU-Feinstaubrichtlinie (RL 1999/30/EG) legt u. a. Grenzwerte für PM₁₀ fest. In der 4. Tochterrichtlinie Luft der EU (RL 2004/107/EG) sind u. a. für Arsen, Kadmium, Quecksilber, Nickel und Benzo(a)pyren (als Leitsubstanz für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) in der Luft Zielwerte angeführt. Sie sollen zur Vermeidung, Verhinderung oder Verringerung der genannten Schadstoffe führen, um schädliche Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt zu minimieren.

**Luftbelastung
Feinstaub, TSP,
PM₁₀, PM_{2,5}**

**Studien zeigen
Folgen für die
Gesundheit**

**rechtliche Rahmen-
bedingungen**



Im Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L) wurde der dauerhafte Schutz der menschlichen Gesundheit als übergeordnetes Ziel festgesetzt. Im Rahmen des Vollzugs wird PM10 an über 100 Standorten in Österreich gemessen; PAK-Messungen wurden 2007 aufgenommen. PM2,5-Messungen werden seit 2003, vermehrt seit 2005 in Österreich durchgeführt.

Trotz dieser rechtlichen Rahmenbedingungen und erheblicher Fortschritte in der europäischen und der österreichischen Luftreinhaltepolitik sind Mensch und Umwelt nach wie vor Feinstaub-Belastungen ausgesetzt, die als gesundheitsgefährdend einzustufen sind.

**Gesundheitsrisiko
durch Feinstaub-
Bestandteile**

Die Schadstoffbelastung der Luft kann erheblichen räumlichen und zeitlichen Schwankungen unterliegen. Insbesondere in Ballungszentren können die Konzentrationen von Schadstoffen erhöht sein und aufgrund der Besiedlungsdichte bei großen Teilen der Bevölkerung gesundheitliche Beschwerden verursachen.

In der vorliegenden Studie wurden Feinstaubkonzentrationen in Wien und Bratislava über den Zeitraum eines Jahres erfasst und die Konzentrationen der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) im Feinstaub analysiert. Weiters wurden erstmalig in Wien Untersuchungen bestimmter, toxikologisch relevanter, organischer Bestandteile im Feinstaub durchgeführt und deren Risiko für die Gesundheit der Bevölkerung abgeschätzt.

Den Rahmen dafür lieferte ein Gemeinschaftsprojekt zwischen dem Umweltbundesamt und dem Slovakian Hydrometrological Institute (SHMU).



2 PARAMETER – EIGENSCHAFTEN, QUELLEN, VERHALTEN UND WIRKUNG

Die Beschreibung der in der vorliegenden Untersuchung analysierten Parameter basiert auf aktuellen Bewertungen wissenschaftlicher Gremien beziehungsweise Übersichtsarbeiten in wissenschaftlichen Zeitschriften. Die jeweilige Hauptquelle ist zu Beginn der Beschreibungen angeführt, weitere Daten wurden ergänzend zitiert.

2.1 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

(Primäre Quellen: IPCS 1998, WHO 2000)

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind eine große Klasse mengenmäßig und toxikologisch bedeutsamer Schadstoffe, welche durch unvollständige Verbrennungsprozesse oder Pyrolyse von organischer Substanz entstehen. PAK kommen fast immer in Mischungen zahlreicher individueller Substanzen vor.

Häufig werden in Umweltproben 16, durch die amerikanische Environmental Protection Agency (EPA) definierte PAK analysiert (EPA-PAK). Eine weitere, bisher übliche Vorgangsweise bestand in Messung und Angabe von 6 DIN-PAK. Es wurde jedoch gefordert, zukünftig einen Summenparameter von 17 mengenmäßig relevanten, kanzerogenen PAK zu ermitteln (JAKOB & SEIDEL 2002).

EPA-PAK

Für die vorliegende Studie wurden die Substanzen Benzo(a)pyren (BaP), Indeno(1,2,3-cd)pyren (Ind), Benzo(a)anthracen (BaA), Dibenzoanthracen (DbA), Benzo(b)fluoranthren (BbF), Benzo(j)fluoranthren (BjF) und Benzo(k)fluoranthren (BkF), welche in der 4. Tochterrichtlinie Luft der EU (RL 2004/107/EG) behandelt werden, als Leitsubstanzen ausgewählt.

2.1.1 Identität und physikalisch-chemische Eigenschaften

PAK enthalten zwei oder mehr miteinander verbundene aromatische Ringstrukturen. Unter dem Begriff PAK werden einige hundert Einzelverbindungen zusammengefasst, die bei der unvollständigen Verbrennung organischen Materials oder fossiler Brennstoffe (Heizungsanlagen, Kraftfahrzeugverkehr) entstehen. Bei Umgebungstemperatur sind sie Feststoffe mit hohen Schmelz- und Siedepunkten, geringem Dampfdruck und sehr geringer Wasserlöslichkeit. PAK sind gut in organischen Lösungsmitteln löslich und sehr lipophil. Sie sind chemisch eher inert. Die relevanten atmosphärischen Reaktionsprozesse sind photochemischer Abbau und Reaktionen mit Stickstoffoxiden, Salpetersäure, Schwefeloxiden, Schwefelsäure, Ozon und Hydroxyl-Radikalen.

Tabelle 1: CAS-Nummern der analysierten PAK und Zugehörigkeit zu DIN- bzw. EPA-PAK.

Substanz	Acronym	CAS-Nr.	EPA	DIN
Benzo(a)anthracen	BaA	56-55-3	x	
Benzo(b)fluoranthen	BbF	205-99-2	x	x
Benzo(j)fluoranthen	BjF	200-755-7		
Benzo(k)fluoranthen	BkF	200-349-0	x	x
Benzo(a)pyren	BaP	50-32-8	x	x
Indeno(1,2,3-cd)pyren	Ind	219-196-6	x	x
Dibenz(a,h)anthracen	DbA	200-024-3	x	

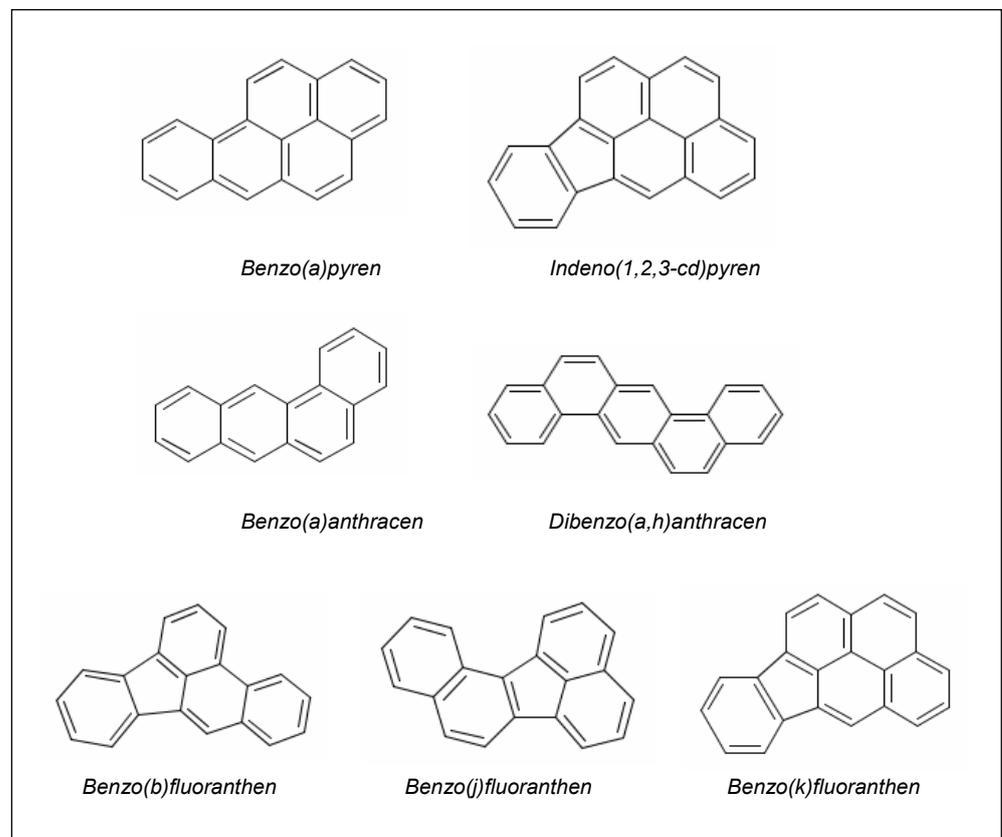


Abbildung 1: Strukturformel der analysierten PAK.

2.1.2 Expositionsquellen

In die Umwelt gelangen polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe entweder durch direkte Anwendung oder als unerwünschte Begleitprodukte v. a. bei thermischen und industriellen Prozessen. Ein Großteil der PAK-Belastung ist auf die Emission unerwünschter Begleitprodukte zurückzuführen, wobei bedeutende PAK-Emittenten der Hausbrand, kalorische Kraftwerke, der Kfz-Verkehr und industrielle Anlagen – im Besonderen Kokereien, Gaswerke sowie Raffinerien – sind. Weitere PAK-Quellen, die je nach Ursache anthropogen oder natürlich sein können, sind Waldbrände und offene Feuer auf landwirtschaftlich genutzten Flächen (Feldabbrand).



Zahlreiche organische Schadstoffe werden über die Atmosphäre verbreitet. Substanzen wie PCB, Pestizide, PAK etc. treten dort sowohl gasförmig als auch partikelgebunden auf. Die jeweilige Verteilung hängt vom Dampfdruck der Substanzen bei Umgebungstemperatur sowie von der Beschaffenheit und Menge des Partikelangebots ab (YAMASAKI et al. 1982; PANKOW 1987, 1988). Diese Verteilung hat wesentlichen Einfluss auf den atmosphärischen Transport, die Verweildauer sowie das Depositions- und Abbauverhalten eines Stoffes (FOREMAN 1990, EITZER 1989). Außerdem entscheidet die Jahreszeit bzw. die Temperatur über die Verteilung zwischen partikulärer und Gasphase (FERNANDEZ 2002). Durch Deposition und Auswaschung verteilen sich PAK in andere Umweltkompartimente. In weiterer Folge werden die an Partikel gebundenen PAK durch Regen in das Gewässerökosystem abgespült (UMWELTBUNDESAMT 1999).

Der Eintritt von PAKs in die Biosphäre wird zumeist anhand eines charakteristischen PAK-Konzentrations-Profiles bestimmt. Benzo(a)pyren wird in der Regel als Leitsubstanz bzw. Indikator eingesetzt.

Verbreitung von POPs über die Atmosphäre

2.1.3 Verhalten in der Umwelt

PAK binden sich bevorzugt an organische Substanzen in Sediment, Boden und Biota. Sie akkumulieren in Wasser- und Sedimentorganismen. Die Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten sind hoch (3,4–7,3). Die Bedeutung der Aufnahme über das Wasser beziehungsweise über die Nahrung hängt von der Spezies und der Möglichkeit die Substanzen zu verstoffwechseln (Biotransformation) ab. Die Anreicherung einer Substanz in der Nahrungskette (Biomagnifikation) wurde nicht beobachtet und ist aufgrund der Biotransformationsprozesse nicht zu erwarten.

In der Umwelt werden PAK unter Einfluss des Sonnenlichts (Photodegradation), durch Mikroorganismen (Biodegradation) und im Stoffwechsel höherer Organismen abgebaut. Der Abbau durch Mikroorganismen läuft bevorzugt in aerobem Milieu ab, die Abbaurate nimmt steil mit der Anzahl der aromatischen Ringe ab.

PAK werden bei Vorhandensein von Radikalen wie beispielsweise Hydroxid (OH), Nitrat (NO₃) und Ozon (O₃) in Luft und Wasser photooxidiert. Die Reaktionen von zwei- bis vier-Ring-PAK mit NO₃, welche hauptsächlich in der flüchtigen Phase vorkommen, führen zur Bildung von Nitro-PAK. PAK mit vier oder mehr Ringen sind unter Umweltbedingungen persistent.

2.1.4 Umweltkonzentrationen und Exposition des Menschen

2.1.4.1 Luft

Die Konzentrationen der einzelnen PAKs sind im Winter ungefähr eine Größenordnung höher als im Sommer. Dies ist vorrangig durch den Betrieb von Heizungsanlagen (Hausbrand) bedingt und auf die niedrigeren Lufttemperaturen zurückzuführen, die photolytische sowie chemolytische Prozesse verlangsamen.

Die meisten Messdaten liegen für Benzo(a)pyren vor (NEUKOMM et al. 1975, NIELSEN 1996, WYBRANIEC 1996, LÓPEZ LÓPEZ 1996, GASTON WU 1997). Benzo(a)pyren wurde in der Luft in Konzentrationen zwischen 0,09 ng/m³ und 30 ng/m³ nachgewiesen. Da jedoch sehr viele und teilweise grundverschiedene Probenahmetechniken und Analysemethoden zum Einsatz kommen, sind diese Daten nur bedingt vergleichbar.

Konzentrationen im Winter höher als im Sommer



Hinzu kommt, dass die Proben an unterschiedlichen Standortarten (Hintergrundmessstelle, stark befahrene Straßen, Industriegebiete,...) gezogen wurden. So verwundert es nicht, dass auf stark befahrenen Straßen z. B. in Kopenhagen 9 ng/m^3 (NIELSEN et al. 1991), in Wien jedoch im Mittel $0,98 \text{ ng/m}^3$ (UMWELTBUNDESAMT 2000a) bestimmt wurden. Weitere BaP-Messungen in Österreich deuten darauf hin, dass der Zielwert verbreitet überschritten wird (UMWELTBUNDESAMT 2006a).

2.1.4.2 Oberflächengewässer und Sedimente

Haupteintragspfade von PAK in Gewässer sind städtischer Run Off, atmosphärische Deposition und Partikel aus der Asphaltverwitterung. Die PAK-Konzentrationen in Gewässern sind, in Abhängigkeit von den Quellen, sehr verschieden. Die Konzentrationen der einzelnen PAK betragen in der Regel bis zu 50 ng/l ; verschmutzte Gewässer können bis zu 6.000 ng/l enthalten. Sedimentkonzentrationen sind in der Regel um eine Größenordnung höher als jene im Gewässer. In Donausedimenten wurden Konzentrationen von BaP im Bereich von $20\text{--}110 \text{ }\mu\text{g/kg}$ nachgewiesen. Die Summe der 16 EPA-PAK lag im Bereich $200\text{--}1.290 \text{ }\mu\text{g/kg}$ auf. Eine Sedimentprobe aus der Schwechat wies $400 \text{ }\mu\text{g/kg}$ BaP und $4.740 \text{ }\mu\text{g/kg}$ EPA-PAK auf (UMWELTBUNDESAMT 2004a).

In Grundwasser wurden Konzentrationen von $0,02\text{--}1,8 \text{ ng/l}$ beobachtet, ähnliche Konzentrationen gelten auch für Trinkwasser. Quellen von PAK in Trinkwasser sind Speicherbecken aus Asphalt und Leitungsrohre.

2.1.4.3 Boden

Haupteintragspfade von PAK in Böden sind atmosphärische Deposition, Verkohlung von Pflanzenmaterial sowie Deposition von Klärschlamm und Abfall. Der Grad der Verschmutzung von Böden ist abhängig von Nutzung, Porosität und Gehalt an organischem Material.

Im Nahbereich von Industrien betragen Gehalte einzelner PAK bis zu 1 g/kg . Die Konzentrationen durch andere Quellen wie z. B. Verkehrsabgase betragen in etwa $2\text{--}5 \text{ mg/kg}$. In unbelasteten Gebieten wurden Gehalte von $5\text{--}100 \text{ }\mu\text{g/kg}$ gefunden. Eine aktuelle Studie über die Gehalte in Grünlandböden ergab Werte von $2,4\text{--}1.800 \text{ }\mu\text{g/kg}$ TS (Median: $82 \text{ }\mu\text{g/kg}$ TS) (UMWELTBUNDESAMT 2006b).

2.1.4.4 Lebensmittel

PAK durch Rösten, Räuchern, Braten, etc.

PAK können bei der Verarbeitung von Lebensmitteln – Rösten, Räuchern, Braten, Grillen, Backen, Frittieren – entstehen. Gemüse kann durch Deposition von Partikeln aus der Luft oder durch Kultivierung auf verunreinigten Böden belastet sein. Die Gehalte einzelner PAK in Lebensmitteln wie Fleisch, Fisch, Getreide, Gemüse, Früchte und deren Erzeugnisse liegen im Bereich von $0,01\text{--}10 \text{ }\mu\text{g/kg}$. Maximalkonzentrationen von etwa $100 \text{ }\mu\text{g/kg}$ wurden in geräuchertem Fleisch und Fisch nachgewiesen.



2.1.4.5 Organismen

Aquatischer Lebensraum

Meerestiere akkumulieren PAK aus dem Wasser. Der Grad der Belastung ist abhängig vom Ausmaß der Verschmutzung, der Industrialisierung und der Urbanisierung des Gebietes sowie vom Ausmaß des Schiffsverkehrs. PAK-Konzentrationen von bis zu 7 mg/kg wurden in aquatischen Organismen in der Nähe von industriellen Abflüssen nachgewiesen, wobei Durchschnittswerte kontaminierter Regionen 10–500 µg/kg betragen.

In nicht kontaminierten Regionen wurden durchschnittlich 1–100 µg/kg bestimmt.

Terrestrischer Lebensraum

In Insekten fand man Gehalte von 730–5.500 µg/kg. Faeces von Regenwürmern einer stark verschmutzten ostdeutschen Stadt enthielten bis zu 2 mg/kg PAK.

2.1.4.6 Belastung der Bevölkerung

Die Aufnahmequellen der beruflich nicht belasteten Bevölkerung sind verschmutzte Luft, Rauch aus offenen Feuerstellen und Kochherd, Tabakrauch, kontaminierte Lebensmittel, Trinkwasser sowie die Nutzung kontaminierter Produkte. PAK-Konzentrationen infolge von offenen Feuerstellen, undichten Öfen und Tabakrauch in Innenräumen liegen im Bereich von 1–100 ng/m³ (bis max. 2.300 ng/m³).

Die berechnete Aufnahme einzelner PAK mit der Nahrung beträgt 0,10–10 µg/Tag pro Person. Die maximale tägliche Aufnahme von Benzo(a)pyren mit dem Trinkwasser wurde auf 0,0002 µg/Person geschätzt.

Eine Studie zur Exposition von PAK zeigte, dass die Aufnahme über die Nahrung bis zu 50-fach höher ist als die Aufnahme über die Atemluft (WHO 2000). Für einen durchschnittlichen amerikanischen Mann wurden 96,2 % der täglichen Aufnahme (Summe von acht PAK) der Nahrung zugerechnet (MENZIE et al. 1992).

2.1.4.7 Berufliche Exposition

Neben Hochöfen waren Benzo(a)pyren Konzentrationen von 0,1–200 µg/m³ (Maximum: 400 µg/m³) messbar. In modernen Anlagen betragen die PAK-Konzentrationen üblicherweise weniger als 1 µg/m³ (Maximum: 30 µg/m³). Messungen der individuellen Aufnahme (personal samplers) bei der Raffination zeigten Werte von 2,6–479 µg/m³.

2.1.5 Metabolismus

PAK werden über die Lunge, den Gastrointestinaltrakt und die Haut aufgenommen. Die Absorptionsrate der Lunge ist abhängig von der Einzelsubstanz, der Größe und Beschaffenheit des absorbierten Partikels. Die Elimination der Partikel erfolgt langsamer als die der freien Kohlenwasserstoffe.



PAK in nahezu allen Organen

Nach der Aufnahme verteilen sich PAK im Körper und können in nahezu allen Organen nachgewiesen werden, wobei sie bevorzugt in den fettreichen Regionen absorbiert werden. Versuche mit Nagern zeigten, dass die Substanzen nach intravenöser Gabe auch die Plazentabariere durchdringen können und in fötalem Gewebe nachweisbar sind.

Der Metabolismus der PAK ist komplex. Im Allgemeinen werden die Substanzen über Epoxidbildung zu Phenolen, Diolen und Tetrolen verstoffwechselt. Über anschließende Konjugationsreaktionen mit Glucuronsäure, Schwefelsäure oder Glutathion können PAK zumeist entgiftet werden. In manchen Fällen können sie sich jedoch in aktiver Form (Epoxid) an die DNA binden und diese schädigen. In weiterer Folge kann dies zur Krebsentstehung führen.

PAK-Metaboliten werden über Urin und Faeces ausgeschieden. Konjugate, die in die Galle abgegeben werden, können durch Enzyme der Bakterien des Darmtrakts vom Wasser aufgespaltet (hydrolisiert) und reabsorbiert werden.

2.1.6 Ergebnisse aus Tier- und Laborversuchen

Die akute Toxizität von PAK ist mäßig bis gering. Der LD₅₀-Wert – dieser Wert gibt bei Tierversuchen die Menge einer Substanz an, die bei einmaliger Gabe den Tod von 50 % der Versuchstieren zur Folge hat – beträgt bei Mäusen 100–500 mg/kg, bei Ratten 2.700 mg/kg.

Die Wirkung von Benzo(a)pyren wurde in zahlreichen Studien untersucht. In Kurzzeitstudien traten toxische Effekte vor allem bei Benzo(a)pyren auf das Blutsystem und bei Dibenzo(ah)anthracen auf die Hämolymphe auf. Benzo(a)pyren wirkte zudem sensitivierend (allergieauslösend) auf Meerschweinchen und Mäuse und phototoxisch (toxische Wirkung bei gleichzeitiger Bestrahlung mit UV-Licht) auf Säugerhaut und Zellkulturen. Außerdem verursachten Benzo(a)pyren, Benzo(a)anthracen und Dibenzo(ah)anthracen übermäßige Verhornung der Haut (Hyperkeratose). Benzo(a)anthracen wirkte leicht augenreizend.

Zahlreiche PAK, darunter B(a)P unterdrücken das Immunsystem, d. h. sie gehören zu den immunsuppressiven Substanzen.

Benzo(a)pyren, Benzo(a)anthracen und Dibenzo(ah)anthracen wirkten in Tierversuchen an Nagern embryotoxisch. Benzo(a)pyren erwies sich weiters als teratogen – Missbildungen hervorrufend – und reproduktionstoxisch und wirkte transplazental krebsauslösend.

im Tierversuch kanzerogen

Der Großteil der PAK sind genotoxisch wirksame Substanzen. Alle für die vorliegende Studie ausgewählten PAK sind genotoxisch und kanzerogen.

PAK erzeugen sowohl Tumore im Zielgewebe als auch an anderen Stellen im Körper. Das kanzerogene Potenzial ist von der Art der Aufnahme abhängig.

2.1.7 Wirkungen auf aquatische Organismen

PAK sind akut toxisch für Fische und Krebstiere, insbesondere in Verbindung mit UV-Licht. Die Verbindungen mit höchster Toxizität für Algen sind Benzo(a)anthracen und Benzo(a)pyren (EC₅₀). Die Reduktion der Vitalparameter beträgt 1–29 µg/l für Benzo(a)anthracen und 5–15 µg/l für Benzo(a)pyren.



Akute Toxizität (LC₅₀) in Fischen lag im Bereich von 0,7–26 µg/l für 4- bis 5-Ring-PAK.

Kontamination von Sedimenten mit PAK-Konzentrationen von 250 mg/kg führten zu Lebertumoren in freilebenden Fischen. Die Tumorentstehung durch PAK-Belastung in Fischen wurde auch in Laborversuchen bestätigt.

PAK-Exposition von Fischen kann auch zu physiologischen Veränderungen führen, Wachstum, Reproduktion, Schwimmverhalten und Atmung beeinträchtigen.

2.1.8 Wirkungen auf die Gesundheit

PAK gehören zu den Stoffen, deren Kanzerogenität im Menschen erwiesen ist. Tabelle 2 zeigt die Einstufung der Kanzerogenität der Modellsubstanzen durch die IARC (International Agency for Research on Cancer).

Tabelle 2: Einstufung der Kanzerogenität von PAK (IARC 1983).

Substanz	Einstufung
Benzo(a)pyren	1*
Benzo(a)anthracen	2A
Benzo(b)fluoranthen	2B
Benzo(j)fluoranthen	2B
Benzo(k)fluoranthen	2B
Dibenz(a,h)anthracen	2A
Indeno(1,2,3-cd)pyren	2B

**krebserzeugend
im Menschen**

1 krebserzeugend im Menschen

2A..... wahrscheinlich krebserzeugend im Menschen

2B..... möglicherweise krebserzeugend im Menschen

*..... in Vol. 92 (in prep.) wird BaP als 2A eingestuft

Bereits 1775 wurde über Hodenkrebsfälle infolge von Rußexposition berichtet. Später wurden Hautkrebsfälle infolge von Exposition gegenüber Paraffinen und Teer beobachtet. PAK wurden schließlich als die krebserzeugenden Inhaltstoffe von Ruß und Teer identifiziert.

Die Lunge gilt als Zielorgan der Krebsentstehung durch PAK, Hautkrebs infolge PAK-Belastung wurde durch die verbesserte Hygiene selten.

Tabakrauch, der hohe Konzentrationen von PAK enthält, ist der wichtigste Faktor für die Induktion von Lungentumoren. Auch die Häufigkeit von Tumoren in Harnblase, Nierenbecken, Mund, Kehlkopf, Rachen und Speiseröhre ist durch Tabakrauch erhöht.

Epidemiologische Studien zeigten eine Erhöhung der Lungenkrebsrate bei Arbeitern von Kohleöfen, Asphaltaufbringung und Aluminiumherstellung (IARC 1983, IPCS 1998, WHO 2000).

Bei Arbeitern der Aluminiumherstellung wurde ein höheres Risiko der Erkrankung an Harnblasenkrebs berichtet. Darüber hinaus nahmen asthmaähnliche Symptome, Lungenfunktionsabnormalitäten und chronische Bronchitis nachweislich zu.



Kohleofenarbeiter wiesen verringerte Immunparameter und insgesamt eine verringerte Immunfunktion auf.

Gentoxische Effekte von PAK können durch verschiedene Marker in Blut, Harn und Stuhl analysiert werden.

Eine Studie über das potenzielle Gesundheitsrisiko von Schulkindern in Bangkok im Vergleich zu wenig exponierten Schulkindern in einer ländlichen Gegend in Thailand ergab (RUCHIRAWAT et al. 2006): Neben Messungen in Außen- und Innenräumen/Klassenräumen wurde die Exposition durch Messung der individuellen Aufnahme (personal samplers) ermittelt. Die Außenluftmessungen ergaben bis zu 40-fach höhere PAK-Summengehalte in Bangkok im Vergleich zur ländlichen Messstelle, im Klassenraum waren die Werte 8-fach höher. Die PAK-Werte bei Schulkindern in Bangkok waren etwa 6-fach höher als die der Kinder der ländlichen Gegend.

Die Messung von DNA-Addukten (Biomarker: Schädigung der Erbsubstanz) zeigte fast 5-fach höhere Werte bei Bangkoks Schulkindern im Vergleich zu denen der ländlichen Gegend. Auch die Messung von DNA-Strangbrüchen war signifikant erhöht, während die Reparaturfähigkeit der DNA herabgesetzt war. Dies ist ein Anzeichen für ein höheres Krebsrisiko.

2.2 Nitro- und Nitroso-PAK

(Primäre Quelle: IPCS 2003)

Nitro-PAK sind Derivate der PAK. Sie kommen gemeinsam mit den PAK in der Umwelt vor, allerdings meist in bedeutend geringeren Konzentrationen.

Nitro-PAK gelangen meist über die Gasphase oder gelöst an Partikel in die Atmosphäre.

2.2.1 Identität und physikalisch-chemische Eigenschaften

Nitro-PAK enthalten wie PAK zwei oder mehr miteinander verbundene aromatische Ringstrukturen. Einzelne Wasserstoffatome sind jedoch durch eine oder mehrere Nitro- bzw. Nitrosogruppen substituiert. Nitro-PAK sind schwerlöslich bis unlöslich in Wasser, jedoch gut löslich in organischen Lösungsmitteln.

Tabelle 3: CAS-Nummern der analysierten Nitro-PAK.

Substanz	Acronym	CAS-Nummer
1-Nitropyren	1-N-PYR	5522-43-0
2-Nitrofluoren	2-N-FLU	607-57-8
3-Nitrofluoranthren	3-N-FLA	892-21-7
9-Nitroanthracen	9-N-ANT	602-60-8
7-Nitrobenzo(a)anthracen	7-N-BaA	20268-51-3
6-Nitrochrysen	6-N-CHR	7496-02-8
6-Nitrobenzo(a)pyren	6-N-BaP	63041-90-7

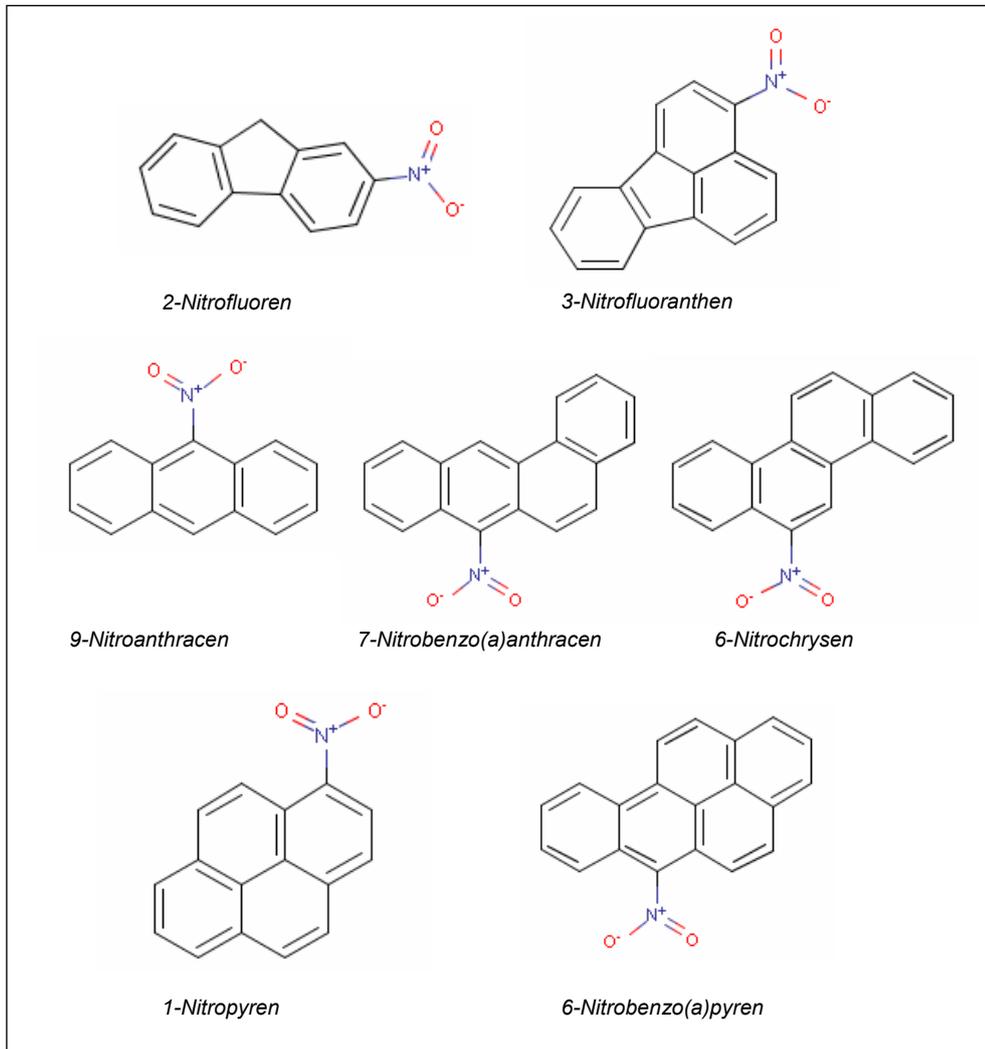


Abbildung 2: Strukturformel der analysierten Nitro-PAK.

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden folgende Vertreter der Nitro-PAK analysiert und behandelt: 2-Nitrofluoren (2-N-FLU), 3-Nitrofluoranthren (3-N-FLA), 9-Nitroanthracen (9-N-ANT), 7-Nitrobenzo(a)anthracen (7-N-BaA), 6-Nitrochrysen (6-N-CHR), 1-Nitropyren (1-N-PYR), 6-Nitrobenzo(a)pyren (6-N-BaP).

2.2.2 Expositionsquellen

Nitro-PAK entstehen hauptsächlich als direkte oder indirekte Produkte von unvollständigen Verbrennungsprozessen. Nur wenige Nitro-PAK werden industriell produziert, Nitronaphthalin und 5-Nitroacenaphthen werden als chemische Zwischenprodukte eingesetzt.

Nitro-PAK entstehen aus PAK infolge von Nitrierung während des Verbrennungsprozesses (Verkehrsabgase, insbesondere Diesel, industrielle Emissionen, Kleinf Feuerungsanlagen, Kochprozesse, Holzfeuerungen). Nitro-PAK entstehen auch in der Atmosphäre aus PAK infolge von Reaktionen mit Stickoxiden unter Anwesenheit von Hydroxyl-Radikalen während des Tages. In der Nacht entstehen Nitro-PAK durch

Entstehung durch unvollständige Verbrennung



Nitrat-Radikal-Additionen durch Reaktion mit Stickstoffdioxid. Darüber hinaus entstehen Nitro-PAK durch verschiedene Gaspartikel-Interaktionen der an Partikel adsorbierten PAK mit nitrierenden Substanzen.

Nitro-PAK in Dieselabgasen

Die Nitro-Isomere von Pyren, Fluoren und Fluoranthren, die vor allem in Dieselabgasen nachweisbar sind und in der vorliegenden Studie untersucht wurden, sind die Modellschubstanzen 2-N-FLU, 3-N-FLA und 1-N-PYR. Diese Substanzen entstehen nach heutigem Wissensstand nicht durch Hydroxyl-Radikal-Reaktionen. 1-N-PYR gilt generell als Marker für Dieselemissionen.

Die Mehrheit der Nitro-PAK wird nach derzeitiger Meinung in der Atmosphäre aus PAK mit vier oder weniger Ringen gebildet. Für 2-Nitrofluoranthren und 2-Nitropyren sind keine Emissionsquellen bekannt, die Bildung in der Atmosphäre ist die Quelle des ubiquitären Vorkommens.

Weiters sind Nitro-PAK in Abgasen von Benzinfahrzeugen und Flugzeugen und in Emissionen von Ölföfen, Petroleum- sowie Gasbrennern, die in manchen Ländern zum Heizen und Kochen verwendet werden, nachweisbar.

2.2.3 Verhalten in der Umwelt

Nitro-PAK können sowohl in der Gasphase, als auch an Partikel adsorbiert transportiert werden. 2-Ring-Nitro-PAK sind teilweise in der Gasphase zu finden. Nitro-PAK binden bevorzugt an organische Substanzen in Sediment, Boden und Biota. Die Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten sind hoch (2,5–7,3), d. h. sie neigen zu Lipophilie und Akkumulation in Lebewesen. Die Gefahr der Auswaschung ins Grundwasser ist hingegen gering.

Viele anaerobe und aerobe Bakterien reduzieren Nitro-PAK zu mutagenen Amino-PAK. Nitroreduktion durch die Darmflora ist ein wesentlicher Abbauweg in Säugern.

Der biologische Abbau von Nitro-PAK in der Umwelt erfolgt aufgrund der starken Bindung an Partikel, der geringen Löslichkeit, der großen Moleküle und dem polaren Charakter der Nitro-Gruppe sehr langsam.

In erster Linie werden Nitro-PAK durch Sonnenlicht (Photolyse) abgebaut, in der Nacht durch Ozon.

2.2.4 Umweltkonzentrationen und Exposition des Menschen

2.2.4.1 Luft

geringere Konzentrationen als bei den PAK

Zahlreiche Nitro-PAK konnten in der Außenluft bestimmt werden. Die Konzentrationen in der Luft sind abhängig von Saison, Art der Heizungen sowie Verkehrsaufkommen und liegen meist unter 1 ng/m^3 . In Einzelfällen wurden Maxima von 13 ng/m^3 gefunden.

In Innenräumen können Nitro-PAK durch Emissionen von Ölföfen, Petroleum- und Gasbrennern sowie durch Zigarettenrauch oder Kochen entstehen.



2.2.4.2 Oberflächengewässer und Sedimente

In Untersuchungen von Oberflächengewässern in Japan wurden Konzentrationen einzelner Nitro-PAK (Naphtalinisomere) im Bereich von 1–12 ng/l nachgewiesen.

Wenige Daten existieren über Gehalte in Boden und Sedimenten. So wurde 1-Nitro-Pyren in Böden im Konzentrationsbereich von 0,03 bis 0,8 µg/kg TS und in Sediment bis zu 25 µg/kg bestimmt.

2.2.4.3 Lebensmittel

Mit Ausnahme von Gewürzen, Tees, geräucherten und gegrillten Lebensmitteln und Erdnüssen liegen die Konzentrationen der Nitro-PAK zumeist unter 5 µg/kg.

1-N-PYR wurde in gegrilltem Mais, Makrele, Schwein und Huhn in Konzentrationen bis zu 43 µg/kg nachgewiesen.

2.2.4.4 Berufliche Exposition

Berufliche Exposition gegenüber Nitro-PAK besteht an Arbeitsplätzen, in denen Dieselmotoren eingesetzt werden. Höchstgehalte von 42 ng/m³ 1-N-PYR wurden in Ölschiefermienen in Estland gemessen.

2.2.5 Ergebnisse aus Tier- und Laborversuchen

1-N-PYR und 2-N-FLU werden schnell absorbiert, metabolisiert und ausgeschieden. Bei Verabreichung von radioaktiv markiertem 1-N-PYR konnte die großflächige Verteilung der Substanz im Körper von Ratten und Mäusen gezeigt werden.

Nitro-PAK sind Substanzen mit hoher mutagener Potenz. Durch Nitroreduktion, Veresterung und Ring-Oxidation im Organismus können DNA-Addukte entstehen.

In vivo erfolgt die Nitroreduktion im Allgemeinen durch Bakterien des Gastrointestinaltrakts. Die erste Phase bei der Verstoffwechslung der Substanz ist, ähnlich den PAK, die Bildung von Epoxiden, Phenolen und Dihydrodiolen, welche in weiterer Folge durch Konjugationsreaktionen mit Glutathion, Sulfat oder Glucuronsäure leichter ausgeschieden werden können. Es ist jedoch möglich, dass diese Konjugate durch Mikroorganismen im Darmtrakt wieder abgespalten werden und im enterohepatischen (Leber – Darm) Kreislauf zirkulieren.

Nur sechs Nitro-PAK wurden bezüglich ihrer akuten Toxizität getestet. Die LD₅₀ bei oraler Gabe beträgt für 2-N-FLU 1.600 mg/kg in Mäusen, Konzentrationen bis 5.000 mg/kg 1-N-PYR verursachten keine erkennbaren Effekte. Subkutane Injektion von 8 mg/kg verursachte lokale Entzündung und Geschwürbildung.

Es sind keine Daten zur Haut- und Augenreizung oder Reproduktionstoxizität verfügbar.

Zur Gentoxizität von Nitro-PAK gibt es zahlreiche Untersuchungen. Mit keiner Substanz gab es eindeutig negative Ergebnisse, die Datenlage ist jedoch nicht für alle Substanzen, die getestet wurden, ausreichend. 19 Verbindungen waren eindeutig positiv.

Nitro-PAK mit hoher mutagener Potenz



Für 28 Nitro-PAK-Verbindungen liegen Daten zur Kanzerogenität vor. Obwohl die Atemluft als wesentlichster Aufnahmepfad gilt, liegen keine Studien zur inhalativen Aufnahme vor. Von den ausgewählten Modellschubstanzen erwiesen sich 6-N-CHR, 2-N-FLU, 3-N-FLA, 1-N-PYR und 7-N-BaA als kanzerogen im Tierversuch. 6-N-CHR ist die Substanz mit der stärksten kanzerogenen Potenz. 6-N-BaP erwies sich als weniger potentes Kanzerogen als BaP. Studien mit Metaboliten der Nitro-PAK zeigten, dass die kanzerogene Potenz der Metaboliten teils höher als die der Ausgangsschubstanzen sein kann.

Neben lokalen Effekten an der Injektionsstelle verursachen Nitro-PAK vor allem systemische Tumoren (insbesondere Brust, Lunge, Leber und blutbildendes System).

2.2.6 Wirkungen auf aquatische Organismen

Daten zur aquatischen Toxizität sind nur für Nitronaphthalin verfügbar; die LC₅₀-Werte betragen 9 mg/l (in der Dickkopfeleritze). 50 %ige Wachstumshemmung von Ciliaten wurde bei 17,3 mg/l beobachtet.

1-N-PYR Exposition führt auch in Fischspecies zur Bildung von DNA-Addukten.

2.2.7 Wirkungen auf die Gesundheit

Im Tierversuch krebsauslösend

Zahlreiche Nitro-PAK (u. a. die in dieser Studie ausgewählten Leitschubstanzen) sind gentoxisch und im Tierversuch krebsauslösend. Es ist daher anzunehmen, dass sie im Menschen möglicherweise auch krebsfördernd sind. Tabelle 4 zeigt die Einstufung der Schubstanzen durch die IARC.

Tabelle 4: Einstufung der Kanzerogenität der Nitro-PAK (IARC 1989).

Substanz	Einstufung
1-Nitropyren	2B
2-Nitrofluoren	2B
3-Nitrofluoranthren	3 (1984/1987)
9-Nitroanthracen	3 (1984/1987)
7-Nitrobenz(a)anthracen	3
6-Nitrochrysen	2B
6-Nitrobenzo(a)pyren	3

2A wahrscheinlich krebsfördernd im Menschen

2B möglicherweise krebsfördernd im Menschen

3..... nicht klassifizierbar hinsichtlich der Krebsförderung im Menschen

Es gibt keine Untersuchungen bezüglich der Auswirkungen einzelner Nitro-PAK auf die Gesundheit. Der Nachweis bestimmter Nitro-PAK-Metaboliten im Harn wurde als Expositions-Biomarker entwickelt, um künftig für epidemiologische Studien Expositionsabschätzungen durchführen zu können.

Laut WHO gibt es erheblichen Forschungsbedarf hinsichtlich der Exposition der Menschen und der Wirkungen von Nitro-PAK auf die menschliche Gesundheit (Ipcs 2003).

2.3 Polybromierte Diphenylether

(Primäre Quellen: DARNERUD 2001, HALE et al. 2006, ECB 2001a, 2003a, 2003b)

Polybromierte Diphenylether (PBDE) werden als Flammschutzmittel in Kunststoffen (5–30 %), Elektronik, Polyurethanschäumen (insbes. Fahrzeuge, Möbel) und für Textilimprägnierungen eingesetzt. Kommerziell eingesetzte Mischungen enthalten hauptsächlich Penta-, Octa- und Deca-BDE; die Verwendung von Penta- und Octa-BDE ist seit 2004 innerhalb der EU verboten. PBDE wurden in den letzten Jahrzehnten weltweit in großen Mengen eingesetzt, sie sind schwer abbaubar und persistieren in der Umwelt. Sie sind bereits ubiquitär, teilweise in höheren Konzentrationen als PCB nachweisbar (AMAP 2004, HALE et al. 2006). Darüber hinaus ist derzeit nicht bekannt, in welchem Ausmaß die Verbrennung dieser Substanzen zur Bildung von höchst toxischen halogenierten Dibenzodioxinen und Dibenzofuranen beitragen (IPCS 1994, ECB 2001, 2003).

**PBDE als
Flammschutzmittel**

2.3.1 Identität und physikalisch-chemische Eigenschaften

Es gibt 209 mögliche Kongenere von PBDEs, von Mono- bis Deca-PBDE, abhängig von Anzahl und Stellung der Bromatome. Bei Umgebungstemperatur sind sie Feststoffe mit hohen Schmelz- und Siedepunkten, geringem Dampfdruck und sehr geringer Wasserlöslichkeit.

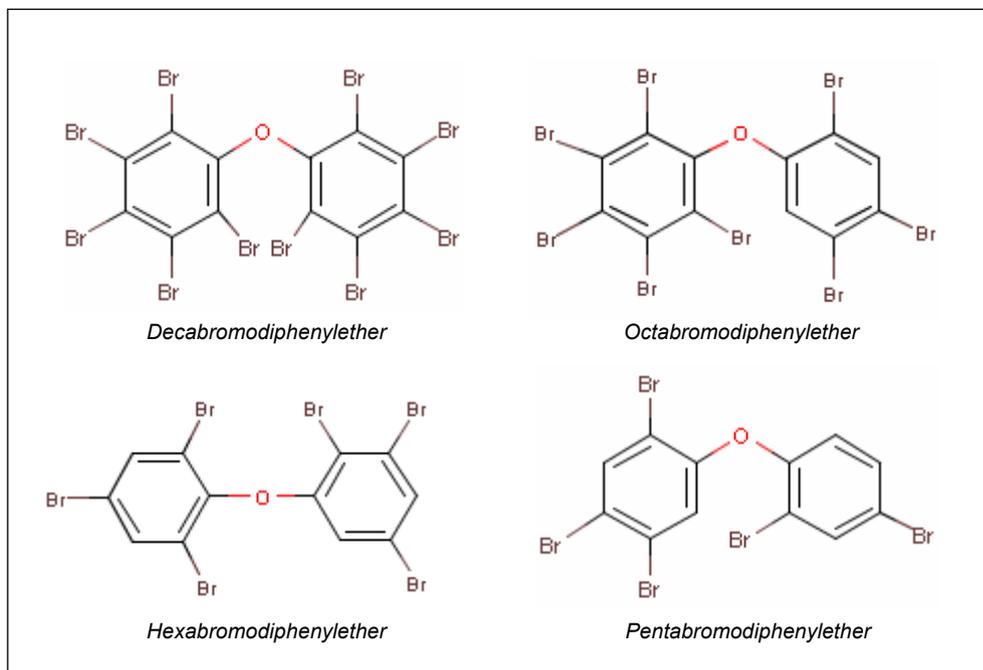


Abbildung 3: Strukturformel ausgewählter PBDE.



Tabelle 5: CAS-Nummern ausgewählter PBDE.

Substanz	Acronym	Kongenere	CAS-Nr.
Dibromodiphenylether	Di-BDE	4–15	2050-47-7
Tribromodiphenylether	Tri-BDe	16–39	49690-94-0
Tetrabromodiphenylether	Te-BDE	40–81	40088-47-9
Pentabromodiphenylether	Penta-BDE	82–127	32534-81-9
Hexabromodiphenylether	Hexa-BDE	128–169	36483-60-0
Heptabromodiphenylether	Hepta-BDE	170–193	68928-80-3
Octabromodiphenylether	Octa-BDE	194–205	32536-52-0
Nonabromodiphenylether	Nona-BE	206–208	63936-56-1
Decabromodiphenylether	Deca-BDE	209	1163-19-5

2.3.2 Expositionsquellen

Die Entsorgung zahlreicher Produkte, in denen PBDE eingesetzt werden, ist einer der möglichen Haupteintragspfade in die Umwelt. Zur Freisetzung dieser Substanzen kommt es einerseits durch Verbrennung der Produkte in Müllverbrennungsanlagen, andererseits infolge von Ablagerung auf Mülldeponien oder über Shredderanlagen. Auch über Abwasser und Klärschlamm gelangen PBDE in die Umwelt. Laut EPA Toxics Inventory ist die Produktion von Textilien einer der Haupteintragspfade von Deca-BDE in Oberflächengewässer.

2.3.3 Verhalten in der Umwelt

Im Laborversuch konnte gezeigt werden, dass Deca-BDE unter Einfluss von Sonnenlicht und UV-Strahlung zu Kongeneren mit geringerem Bromierungsgrad abgebaut wird.

Der Abbau durch Mikroorganismen ist abhängig vom Bromierungsgrad; niedrig bromierte BDE werden leichter abgebaut als höher bromierte. Deca-BDE scheint resistent gegenüber Abbau durch Mikroorganismen.

sehr lipophile Substanzen

Die Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten sind hoch (4,28–9,97; EHP, IPCS 1994). Daher reichern sich die Stoffe aufgrund ihrer Lipophilie im Fettgewebe an.

2.3.4 Umweltkonzentrationen und Exposition des Menschen

2.3.4.1 Luft

Geringer bromierte Kongenere finden sich zum Teil in der Luft (Gasphase), höher bromierte Kongenere neigen dazu, sich an Partikel anzulagern. PBDE-Konzentrationen liegen, bei Abwesenheit lokaler Quellen, im (niederen) pg-Bereich. Ergebnisse von Analysen (BUTT et al. 2004, HALE et al. 2006) zeigen, dass die Konzentrationen im städtischen Bereich etwa zehnmals so hoch wie im ländlichen Bereich sind und dass die PBDE-Konzentrationen bereits die PCB-Konzentrationen übersteigen. Die Konzentrationen in Innenräumen sind generell höher.



2.3.4.2 Oberflächengewässer und Sedimente

Aufgrund der geringen Wasserlöslichkeit sind PBDE selten im Wasser nachweisbar. In japanischen Sedimenten von Flüssen, Seen und Meeren wurden Deca-BDE-Konzentrationen bis zu 11.600 µg/kg gemessen – während die Konzentrationen der anderen Kongenere bis zu 70 µg/kg betragen (ENVIRONMENTAL AGENCY JAPAN 1991). Die Konzentrationen in europäischen Flussmündungsgebieten betragen zumeist weniger als 20 µg/kg für BDE # 209 (Deca-BDE), deutlich höhere Werte von 1.700 µg/kg waren in England (Mersey) und in Belgien (Schelde, 200 µg/kg) nachweisbar. BDE # 47 (Tetra-BDE) und BDE # 99 (Penta-BDE) waren laut dieser Studie in deutlich geringeren Konzentrationen zu finden (SELLSTRÖM et al. 1999).

In einer Studie des Umweltbundesamt waren Maximal-Werte der Kongenere BDE # 47 und BDE # 99 mit 3,5 µg/kg und 4 µg/kg in österreichischen Flusssedimenten nachweisbar (UMWELTBUNDESAMT 2004a).

2.3.4.3 Boden

Derzeit sind nur wenige Daten zu Bodengehalten von PBDE verfügbar. Die Summe von 25 Kongeneren in Grünlandböden Österreichs lag im Bereich von 0,014–5,3 µg/kg TS. Deca-BDE fand sich in Konzentrationen bis zu 3,9 µg/kg TS (UMWELTBUNDESAMT 2006b). Die Analysen von Referenzproben landwirtschaftlicher Böden in Schweden ergab für die Summe von sieben Kongeneren (BDE-47, 66, 99, 100, 153, 154 und 183) Werte von 0,075 und 0,93 µg/kg TS (ROBIN et al. 2006). In einer weiteren Untersuchung, die Oberböden (0–5 cm) von Hintergrundstandorten in England und Norwegen umfasste, lagen die Summengehalte von 22 PBDEs von Grünlandproben zwischen 0,07 und 6 µg/kg TS. Die Summengehalte der PBDEs von Waldbodenproben lagen zwischen 0,1 und 12 µg/kg. In Norwegen reichten die Werte für Waldstandorte von 0,13–3 µg/kg (HASSANIN et al. 2004).

2.3.4.4 Lebensmittel

In Kuhmilch aus Deutschland wurden Konzentrationen von 2,5–4,5 ng/g PBDE in Milchfett gefunden (KRÜGER 1988). In Muttermilch aus Deutschland betragen die Gehalte zwischen 0,6 und 11 ng PBDE/g Milchfett. In Schweden wurden Konzentrationen von 1,1–28,2 ng/g Milchfett gemessen. Eine Studie zur Veränderung der Belastung der Muttermilch mit PBDE zeigte eine Verdopplung der Konzentrationen innerhalb von fünf Jahren (MEIRONYTE et al. 1999). Eine neuere Studie aus Schweden zeigt bereits eine Konzentrationsabnahme (LIND et al. 2003).

Fleischproben aus Schweden enthielten im Durchschnitt 0,36 ng/g Fett. Schwedische Eier enthielten durchschnittlich 0,42 ng/g Fett (DARNERUD et al. 2001).

2.3.4.5 Organismen

Aquatischer Lebensraum

Fische aus dem schwedischen Fluss Viskan, welcher von Abflüssen der Textilindustrie kontaminiert war, enthielten bis zu 27 mg/kg PBDE im Muskelgewebe und 110 mg/kg in der Leber (ANDERSSON & BLOMQUIST 1981). Aale aus niederländischen Flüssen und Seen enthielten bis zu 1.700 ng/g BDE, zu 70 % das Kongener # 47 (DE BOER 1990). Verschiedene Fließwasserfischspezies aus Deutschland enthielten

**bioakkumulierend
und
biomagnifizierend**



18–983 ng/g Fett (KRÜGER 1988). Lachse aus dem dänischen Fluß Dalälven (mit Wanderung in die Ostsee) enthielten bis zu 300 ng PBDE/g Fett. Metabolite der PBDE waren teils in ähnlich hohen Konzentrationen nachweisbar (ASPLUND et al. 1999). Bei Untersuchungen kanadischer Fische wurden höhere Gehalte an PBDE (bis 3.000 ng PBDE/g Fett) bestimmt (IKONOMOU et al. 1999). Meereswasserfische aus der Ostsee waren mit 12–57 ng PBDE/g Fett und aus der Nordsee mit 1–120 ng PBDE/g Fett weniger belastet (KRÜGER 1988). PBDE wurden auch in der Fettschicht verschiedener Wale in Konzentrationen bis 3 mg/kg Fett gefunden (LINDSTRÖM et al. 1999), in Delphinen wurden Konzentrationen bis 8 mg/kg gemessen (KUEHL & HAEBLER 1995).

PBDE, im speziellen die niedriger bromierten, haben hohes Bioakkumulations- und Biomagnifikationspotenzial.

Terrestrischer Lebensraum

Insbesondere Räuberorganismen enthalten nachweisbare Konzentrationen von PBDE. So wurden in belgischen Sperbern bis zu 64 ng PBDE/g Fett in der Leber nachgewiesen. Schwedische Fischadler wiesen bis zu 2,1 µg BDE/g Fett (Summe von BDE # 47, # 99, # 100) auf (DE WIT 2002).

2.3.4.6 Belastung der Bevölkerung

Aufnahme über Nahrung

Aufnahmekategorie der beruflich nicht belasteten Bevölkerung ist die Nahrung, insbesondere der Verzehr tierischer Lebensmittel. Aktuelle Studien deuten darauf hin, dass die Belastung durch Innenraumluft und Hausstaub möglicherweise der relevanteste Aufnahmepfad ist. In einer aktuellen Publikation des Staatlichen Niederländischen Instituts für Gesundheit und Umwelt (RIVM) werden derzeitige Belastungen von Lebensmitteln in den Niederlanden, durchschnittliche tägliche Aufnahmemengen sowie das damit verbundene Risiko beschrieben (WINTER-SORKINA et al. 2006). Die durchschnittliche Langzeitaufnahme mit PBDE beträgt demnach 1,7 ng/kg Körpergewicht (KG)/Tag. Für BDE # 99 wurde ein TDI von 0,26 ng/kg KG berechnet, die Aufnahme über Nahrungsmittel beträgt für 99 % der niederländischen Bevölkerung bereits 0,24 ng/kg KG/Tag.

2.3.4.7 Berufliche Exposition

Die PBDE-Gesamtgehalte betragen für Krankenhausreinigungspersonal, für ComputerarbeiterInnen und für DemontagearbeiterInnen elektronischer Geräte 3, 4 bzw. 26 µg/kg Fett. Insbesondere BDE # 183 (Octa-BDE) war in höheren Konzentrationen im Blut von Arbeiterinnen und Arbeitern einer schwedischen Demontagefabrik nachweisbar (8 µg/kg Fett).

2.3.5 Metabolismus

Bei oraler Gabe von Deca-BDE an Ratten wurden mehr als 90 % der verabreichten Substanz innerhalb von zwei Tagen mit dem Stuhl ausgeschieden. Während eines 2-jährigen Versuches mit Deca-BDE wurde gezeigt, dass eine Anreicherung im Fettgewebe, nicht jedoch in Organen erfolgt (0,01 % der verabreichten Substanz wurde in den Nebennierenrinden nachgewiesen, 0,06 % in der Milz). Versuche mit



anderen Kongeneren zeigten nach einmaliger Gabe Halbwertszeiten für Hexa-BDE-Kongeneren von 50 und 105 Tagen, für Penta-BDE Kongeneren von 25 und 42 Tagen. Halbwertszeiten von Tetra-BDE-Kongeneren betragen 30 und 109 Tage. In Männchen waren die Halbwertszeiten generell geringer.

In Fischen konnte gezeigt werden, dass Deca-BDE im Stoffwechsel zu niedriger bromierten Verbindungen abgebaut wird (LAW et al. 2006).

Stoffwechselversuche in Ratten mit BDE # 47 (Tetra-BDE) und BDE # 99 (Penta-BDE) zeigten, dass die Substanzen bevorzugt zu Hydroxylierung, Schwefel-Substitution und Debrominierung neigen.

2.3.6 Ergebnisse aus Tier- und Laborversuchen

Die Datenlage zur Toxizität von PBDE ist mangelhaft. Studien wurden meist mit technischen Mischungen durchgeführt, deren Zusammensetzung nicht genau definiert werden kann. Die akute Toxizität von PBDE ist gering. Penta-BDE ist stärker akut toxisch (diverse Studien zeigen eine LD₅₀ von 0,5–7,4 mg/kg KG) als andere BDE-Kongeneren (DARNERUD et al. 2001).

**geringe akute
Toxizität**

Octa- und Deca-BDEs sind schwach bis nicht reizend. Subakute Toxizität betrifft die Zielorgane Leber, Schilddrüse und Niere. Effekte treten bei täglichen Konzentrationen in der Nahrung von 10 mg/kg KG auf (Octa-BDE und Penta-BDE). Deca-BDE war unter diesen Bedingungen erst ab Dosierungen von 80 mg/kg KG toxisch.

Berichtet wurde über fetotoxische und embryotoxische Effekte einiger Mischungen und Einzelsubstanzen. Insbesondere Effekte auf das Nervensystem wurden beobachtet. Einmalige Gaben von BDE # 47 und BDE # 99 bei Neugeborenen führten zu bleibenden Defiziten der Lern- und Gedächtnisleistungen. Für PBDE-Mischungen liegt der NOAEL (No Observable Adverse Effect Level) für neurotoxische Effekte bei 0,1 mg/kg KG/Tag. Der NOAEL für fetotoxische Effekte lag bei 2–15 mg/kg KG für kommerzielle Penta- und Octa-BDE Mischungen. PBDE können den Schilddrüsenhormonhaushalt beeinflussen und so vor allem während Entwicklungsphasen Gedächtnis und Lernprozesse nachhaltig schädigen; dies ist einer der wichtigsten toxischen Endpunkte bezüglich PBDE.

**embryo- und
fetotoxische Effekte**

In Mäusen wurden immuntoxische Effekte beobachtet.

PBDE erwiesen sich nicht als teratogen und sind auch nicht gentoxisch. In Tierversuchen wurden kanzerogene Wirkungen von Deca-BDE beobachtet. Deca-BDE wurde daher von der IARC in Gruppe 3 (nicht klassifizierbar bezüglich der Kanzerogenität im Menschen) eingestuft.

2.3.7 Wirkungen auf Organismen

Aquatische Organismen

In Fischen konnten die Induktion von Enzymen und eine Veränderung diverser Blutparameter beobachtet werden. Die NOEC-Werte (No Observable Effect Concentration) im 48 Stunden Toxizitätstest und 2-Tages-Lebenszyklusstudie an *Daphnia magna* (Großer Wasserfloh) lagen bei 5 µg/l für Tetra- bis Hexa-BDE (DARNERUD 2003), für Penta-BDE zwischen 5,3 und 14 µg/l (ECB 2001).

NOEC-Werte



Die EU-Risikoabschätzung für Penta-BDE prognostizierte ein Risiko für Sedimentorganismen in der Nähe von Polyurethanfabriken.

Die EU-Risikoabschätzung für technische Octa-BDE empfahl, das Risiko bezüglich des Anteils der Hexa-BDE-Kongeneren in Octa-BDE zu minimieren. Darüber hinaus wurden große Unsicherheiten bezüglich der Abschätzung der Anreicherung der Substanzen in der Nahrungskette und daraus folgender möglicher Langzeit-Effekte festgestellt. Auch der mögliche Abbau zu geringer bromierten, toxischen Kongeneren bietet Grund zur Besorgnis.

Terrestrische Organismen

Die EU-Risikoabschätzung für Penta-BDE zeigte das Risiko für Bodenorganismen in der Nähe von Polyurethanfabriken auf.

Zusätzlich könnten Belastungen von Räuberorganismen (z. B. bei Raubvögeln) an der Spitze der Nahrungskette (secondary poisoning) für Penta-, Octa- und Deca-BDE auftreten.

2.3.8 Wirkungen auf die Gesundheit

Die berechnete dermale Exposition gegenüber Penta-BDE durch berufliche Belastung war in etwa viermal höher als die im Tierversuch ermittelte NOAEL von 0,45 mg/kg/KG und Tag (Effekte in der Leber). Für berufliche Belastung durch Octa-BDE wurde ein Sicherheitsabstand von < 1 ermittelt und festgestellt, dass bezüglich beruflicher Exposition Grund zur Besorgnis besteht.

Auch bezüglich der Belastung der Bevölkerung gegenüber Penta-BDE aus lokalen Quellen war die Schlussfolgerung der EU, dass die vorliegende Datenlage zu unsicher sei, um Risiken auszuschließen.

Trotz eines ausreichenden Sicherheitsabstands bei der Exposition von Säuglingen gegenüber Penta-BDE über die Muttermilch wurden Daten zu Toxikokinetik, Leber-Toxizität und Verhaltenseffekten in Jungtieren gefordert, darüber hinaus Informationen über Konzentrationen in der Kuhmilch.

Die Exposition der Bevölkerung gegenüber Octa-BDE, sekundär über die Umwelt, wurde bezüglich Entwicklungstoxizität als kritisch betrachtet; der Sicherheitsabstand wurde als nicht ausreichend bezeichnet. Weitere Daten zu Octa-BDE in der Muttermilch und bezüglich der Effekte auf Schilddrüsenhormone wurden gefordert.

Verbot von Penta- und Octa-BDE

Aufgrund der EU-Risikoabschätzungen für Penta- und Octa-BDE gibt es ein Verbot für das Inverkehrbringen von Penta- und Octa-BDE mit einem tolerierten Höchstgehalt bei Stoffen, Zubereitungen oder Teilen mit 0,1 Gewichtsprozenten.

Für Deca-BDE ergab die Risikoabschätzung der EU einen ausreichenden Sicherheitsabstand bei beruflicher Belastung, für Konsumentinnen und Konsumenten sowie bezüglich der sekundären Exposition in der Umwelt.

Dennoch wurde aufgrund von Unsicherheiten bezüglich "secondary poisoning" und möglicher Langzeiteffekte eine Risikoreduktionsstrategie entwickelt. Nach wie vor ist nicht vollständig geklärt, in welchem Ausmaß Deca-BDE zu niedriger bromierten und toxischeren Kongeneren abgebaut und verstoffwechselt wird.

2.4 4-Nonylphenol

(Primäre Quelle: ECB 2002)

Nonylphenol wird hauptsächlich zur Produktion von Nonylphenoethoxylaten und zur Herstellung von Kunststoffen und Kunstharzen eingesetzt. Nonylphenoethoxylate werden in Reinigungsprodukten, für Textilveredelung und Lederbehandlung sowie als Hilfsstoff in Pflanzenschutzmitteln, in Farben und anderen Anwendungen verwendet. Nonylphenoethoxylate werden in der Umwelt zu Nonylphenol abgebaut, wo es persistent ist.

Industriechemikalie
Nonylphenol

2.4.1 Identität und physikalisch-chemische Eigenschaften

Nonylphenol ist eine durchsichtige bis schwach gelbliche, visköse Flüssigkeit.

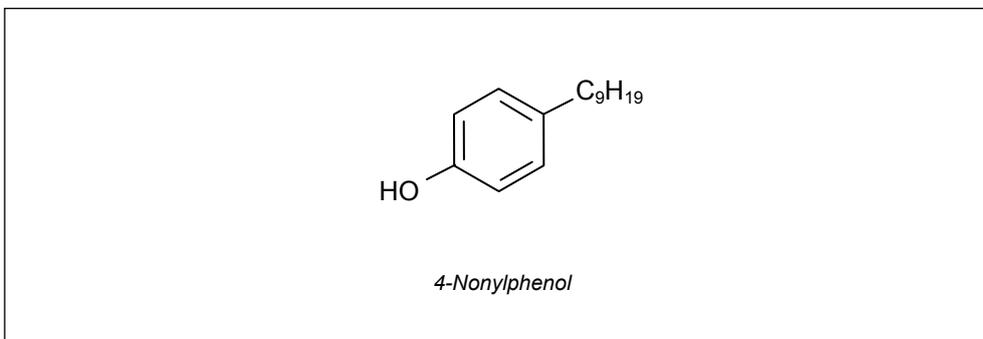


Abbildung 4: Strukturformel von Nonylphenol.

2.4.2 Expositionsquellen

Nonylphenol gelangt während der Produktion und durch Gebrauch nonylphenolhaltiger Produkte in die Umwelt. Es entsteht außerdem durch Abbau von Nonylphenoethoxylaten.

2.4.3 Verhalten in der Umwelt

Nonylphenol in der Luft kann durch Reaktion mit Hydroxylradikalen abgebaut werden, die Halbwertszeit in der Luft beträgt ungefähr 0,3 Tage. Es wird nicht angenommen, dass Nonylphenol zur Bildung von bodennahem Ozon beiträgt oder als Treibhausgas wirkt. Der abiotische Abbau im Wasser ist gering, Abbau durch Mikroorganismen findet in Wasser, Sediment und Boden statt. Nonylphenol bindet stark an Bodenpartikel, Schlamm und Sedimente.



2.4.4 Umweltkonzentrationen und Exposition des Menschen

2.4.4.1 Luft

Hintergrundkonzentrationen in der Luft liegen im Bereich von wenigen ng/m^3 . In der Nähe von Industrieanlagen wurden Werte im Bereich von μg – mg/m^3 nachgewiesen.

2.4.4.2 Oberflächengewässer und Sedimente

In der Nähe von Produktionsstätten lagen Konzentrationen im Bereich von 0,2–350 $\mu\text{g/l}$. In Schweizer Flüssen wurden zwischen $< 0,03 \mu\text{g/l}$ und $10 \mu\text{g/l}$ gemessen, der Maximalwert betrug $45 \mu\text{g/l}$. In Österreich wurden Werte von bis zu $0,89 \mu\text{g/l}$ in Oberflächengewässern bestimmt (ARCEM 2003).

Sedimente von Donau und Schwechat wiesen Nonylphenol-Gehalte von 10–110 $\mu\text{g/kg}$ auf (UMWELTBUNDESAMT 2004a).

2.4.4.3 Boden

Derzeit sind nur wenige Daten zu Bodengehalten von Nonylphenol verfügbar. Die Konzentrationen von Nonylphenol in Grünlandböden Österreichs lagen größtenteils im Bereich von bis zu $10 \mu\text{g/kg}$. Als höchster Wert dieser Studie wurden $31 \mu\text{g/kg TS}$ für Nonylphenol nachgewiesen (UMWELTBUNDESAMT 2006b).

2.4.4.4 Lebensmittel

Nonylphenol kommt hauptsächlich deshalb in Lebensmitteln vor, weil es in Verpackungsmaterial (PVC, Polyolefin) eingesetzt wird. Nach Berechnungen der amerikanischen FDA (Food and Drug Administration) werden so täglich $2 \mu\text{g/kg KG}$ Nonylphenol aufgenommen.

2.4.4.5 Organismen

Aquatischer Lebensraum

BCF in Fischen bis zu 1.300

Nonylphenol neigt zu Bioakkumulation. In einer Reihe von Studien wurden Biokonzentrationsfaktoren (BCF) bis zu 1.300 in Fischen ermittelt. In Muscheln lag der BCF zwischen 2.000 und 3.000.

Konzentrationen in Fischen in der Nähe von Produktionsstätten und Industrien liegen im Konzentrationsbereich von $0,7 \text{ mg/kg Nassgewicht}$ bis zu $184 \text{ mg/kg Nassgewicht}$.

Terrestrischer Lebensraum

Gehalte in Pflanzen (Wintergerste, Winterweizen, Gelbsenf) betragen $160, 210$ und $469 \mu\text{g/kg TM}$ (UMWELTBUNDESAMT 2004c).

Konzentrationen in Erdwürmern nahe von Produktionsstätten und Industriebetrieben erreichten Maximalwerte von $386 \text{ mg/kg Nassgewicht}$ (Lederverarbeitung) und $1.600 \text{ mg/kg Nassgewicht}$ (Textilindustrie).



2.4.4.6 Belastung der Bevölkerung

Menschen nehmen Nonylphenol in erster Linie mit der Nahrung auf, insbesondere mit fettreichen Nahrungsmitteln, welche Kontakt mit nonylphenolhaltigem Verpackungsmaterial aufweisen. Kontakt mit Pflanzenschutzmitteln und Konsumprodukten (z. B. Haarfarben) ist eine weitere relevante Expositionsquelle.

2.4.4.7 Berufliche Exposition

Modellrechnungen zur Exposition der ArbeiterInnen wurden mittels EASE (Estimation and Assessment of Substance Exposure) erstellt (ECB 2002). Bei der Produktion von Nonylphenol sowie der Verwendung von Nonylphenol als Zwischenprodukt werden acht Stunden-Durchschnitts-Expositionswerte (Inhalation) unter $0,91 \text{ mg/m}^3$ erreicht. Während bei der Farbenherstellung Konzentrationen von $0,091 \text{ mg/m}^3$ zu erwarten sind, können bei der Verwendung diverser nonylphenolhaltiger Spezialfarben mittels Spray-Technik 100-fach höhere Konzentrationen (bis zu $9,1 \text{ mg/m}^3$) auftreten. Die Aufnahme über die Haut wurde für diese Anwendung auf $0,25 \text{ mg/cm}^2$ hochgerechnet.

2.4.5 Metabolismus

Studien an Versuchstieren zeigen, dass Nonylphenol nach oraler Gabe rasch absorbiert und im Körper mit besonderer Affinität zum Fettgewebe verteilt wird.

Die bevorzugten Reaktionen im Körper sind demnach Konjugation mit Sulfat und Glucuronsäure. Innerhalb weniger Tage wurde der Großteil einer einmaligen Gabe von 200 mg/kg mit Stuhl und Urin ausgeschieden.

Dermal wird Nonylphenol nur geringfügig aufgenommen. Zur inhalativen Aufnahme sind keine Studien verfügbar, es wird jedoch angenommen, dass die Bioverfügbarkeit höher als die orale Aufnahme ist.

Studien an Versuchspersonen bestätigten im Wesentlichen die Ergebnisse aus den Tierversuchen.

2.4.6 Ergebnisse aus Tier- und Laborversuchen

Die akute Toxizität (LC_{50}) von Nonylphenol liegt bei oraler Aufnahme bei $1.200\text{--}2.400 \text{ mg/kg}$ bei männlichen Ratten und $1.600\text{--}1.900 \text{ mg/kg}$ bei weiblichen Ratten. Die LC_{50} bei dermalen Aufnahme in Kaninchen betrug 2.000 mg/kg . Die Toxizität bei inhalativer Aufnahme dürfte höher sein, dazu sind jedoch keine Daten verfügbar.

Nonylphenol erwies sich in zahlreichen Studien als reizend und wurde von der EU als ätzend eingestuft. Nonylphenol wirkt darüber hinaus stark augenreizend.

Studien an Meerschweinchen zeigen, dass Nonylphenol nur schwach sensitivierend (allergieauslösend) ist.

Wiederholte Gaben von Nonylphenol (15 mg/kg KG) führten zu toxischen Effekten in der Niere und bei höheren Dosierungen (140 mg/kg) auch in der Leber von Ratten. Auf dieser Basis wurde ein LOAEL (Lowest Observable Adverse Effect) von $1,5 \text{ mg/kg KG}$ für systemische Effekte und andere Aufnahmewege (inhalativ, dermal) definiert.



Mutagenitätstests mit Nonylphenol waren negativ, Bedenken bezüglich nicht gentoxischer Kanzerogenität sind gering.

***Nonylphenol
endokrin wirksam***

Nonylphenol ist endokrin wirksam, die östrogene Wirksamkeit ist drei bis sechs Größenordnungen geringer als die von Östradiol.

Toxische Effekte auf die Fertilität (Hoden) wurden bei 100 mg/kg KG in Ratten beschrieben.

Mehrgenerationenstudien in Ratten zeigten Veränderungen der Sexualfunktionen in den Nachkommen bei Konzentrationen über 15 mg/kg KG (NOAEL: 1,5 mg/kg).

Ein Potenzial zur Entwicklungstoxizität von Nonylphenol wurde nicht beobachtet.

2.4.7 Wirkungen auf aquatische Organismen

***Nonylphenol
akut toxisch***

Nonylphenol ist akut toxisch für Fische (128 µg/l) und Krebstiere (27 µg/l) bei 96 Stunden Exposition. Keine Effekte konnten in Tests an Fischen auf chronische Toxizität (33 Tage) bei Konzentrationen von 7,4 µg/l (= NOEC) beobachtet werden. Eine Abnahme der Biomasse um 10 % in Algen wurde bereits bei einer Konzentration von 3,9 µg/l beobachtet.

2.4.8 Wirkungen auf die Gesundheit

Die relevanten gesundheitlichen Aspekte betreffen akute Toxizität, Ätzwirkungen, Toxizität bei wiederholter Aufnahme und Wirkungen auf das Reproduktionssystem. Für ArbeiterInnen der Nonylphenolproduktion und Weiterverarbeitung sowie ArbeiterInnen in der Verarbeitung von Spezialfarben (durch Spraytechnik) ist der Sicherheitsabstand bezüglich reproduktionstoxischer Effekte bei wiederholter Aufnahme gering. Die EU hat daher Risikominimierungsmaßnahmen gefordert.

Das Risiko der Bevölkerung, primär durch Verwendung von Konsumprodukten und sekundär durch Exposition über die Umwelt, wurde von der EU als gering eingestuft. Es gibt demnach keine Notwendigkeit, weitere Daten zu generieren bzw. weitere Risikoreduktionsmaßnahmen zu treffen.

Handlungsbedarf besteht in der Umgebung mit lokalen Emittenten (Produktion, Verarbeitung, Nutzung), da noch nicht ausreichend Daten zur Verfügung stehen, um ein Risiko für die Bevölkerung ausschließen zu können.



3 METHODEN

Die vorliegende Studie wurde als Gemeinschaftsprojekt zwischen dem Umweltbundesamt und dem Slovakian Hydrometrological Institute (SHMU) durchgeführt.

Das SHMU war für die Probenahme und die Betreuung der Messstelle in der Slowakei zuständig, wobei die Probenahmegeräte z. T. vom Umweltbundesamt zur Verfügung gestellt wurden. Die Probenahmen wurden am 1. Juli 2005 in beiden Ländern gestartet, die letzte Probenahme erfolgte am 26. Juni 2006, respektive am 14. September 2006 (Bratislava). In Wien wurde die Probenahme vom Umweltbundesamt durchgeführt.

***Probenahmen
zwischen Juli 2005
und Juni 2006***

3.1 Probenahmezyklus

An der Wiener Messstelle wurden sowohl PM₁₀- als auch PM_{2,5}-Proben genommen und auf Nonylphenol und ausgewählte polyzyklische Kohlenwasserstoffe sowie deren Nitro-Derivate untersucht. Dabei wurde alle zehn Tage eine Feinstaubprobe entnommen. Insgesamt wurden 37 PM₁₀ und 37 PM_{2,5} Filter gesammelt. Die Probenahmekampagne mit Filtertypen für High Volume Sampler der Firma Digital umfasste ein Jahr – von Juli 2005 bis Juni 2006.

***PM₁₀ und PM_{2,5}
Sammler in Wien***

An der Messstelle in Bratislava wurden PM₁₀-Filter sowohl von einem High Volume (Digital – identes Gerät wie an der Messstelle in Wien) als auch Low Volume Sampler, das in der Slowakei häufig zur Überwachung der Luftgüte eingesetzt wird, gesammelt. Hintergrund war, die Vergleichbarkeit der Daten, sowohl zwischen Wien und Bratislava als auch zwischen verschiedenen Messstellen in der Slowakei, sicherzustellen. Die gesammelten Filter wurden im SHMU gelagert und in Quartalsabständen vom Umweltbundesamt abgeholt. In Summe wurden insgesamt 70 Luftproben von den beiden Probenahmegeräten an das Labor in Wien übermittelt.

***PM₁₀ von High and
Low Volume Sampler
in Bratislava***

Darüber hinaus wurden an der Wiener Messstelle polybromierte Diphenylether in zwei Messkampagnen analysiert. Jeweils an 18 hintereinander liegenden Tagen im Winter und im Sommer wurden PBDE in der Luft gemessen. Insgesamt wurde der Anteil der ausgewählten Substanzen in der Luft durch zwölf Dreitagesproben bestimmt.

3.2 Beschreibung der Messstellen

3.2.1 Wien

Der Standort liegt im städtischen Ballungsraum in der Nähe einer stark befahrenen Straße.

- Seehöhe ... 185 Meter
- Länge 16°20'46"
- Breite 48°13'09"



Abbildung 5: Messstelle AKH Wien.

3.2.2 Bratislava

Die Messstelle liegt 4 km südlich des Zentrums in einem Wohngebiet, nahe einer mäßig befahrenen Straße.

- Seehöhe ... 136 Meter
- Länge 17°08'05"
- Breite 48°07'43"



Abbildung 6: Messstelle Bratislava.



3.3 Chemische Analysen

3.3.1 PM10 und PM2,5

Bei der Feinstaubprobenahme wurden High Volume Sampler der Firma Digital mit einem Volumensstrom von 30 m³/h eingesetzt, wie sie in den österreichischen Messnetzen für die PM10- und PM2,5-Probennahme gemäß Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L) verwendet werden und die als Äquivalenzmethoden zu ÖNORM EN 12341 und ÖNORM EN 14907 anerkannt sind. Dabei wurden in Wien und Bratislava PM10 und in Wien zusätzlich mit einem identischen Gerät PM2,5 gesammelt. In Bratislava wurden darüber hinaus mit einem Low Volume Sampler, der sich durch einen geringeren Volumenstrom auszeichnet (1 m³/h), PM10-Fractionen gesammelt.

3.3.2 PBDE

Die Proben wurden mittels eines Medium Volume Samplers gezogen, wobei die partikuläre Phase mit einem Glasfaserfilter und die Gasphase mit einem PU-Schaum gesammelt worden ist. Die Proben wurden 72 Stunden mit einem Fluss von 14 m³/h gesammelt. Vor der Probenahme wurde der Glasfaserfilter mit elf ¹³C-markierten Kongoneren versetzt, um sowohl die Sammeleffizienz als auch die Extraktionseffizienz zu überprüfen. Die Extraktion der Filter und PU-Schäume erfolgte in einem Soxhlet-Extraktor mit Toluol als Lösungsmittel. Nach Einengung der Extrakte wurden diese flüssigkeitschromatographisch (ALOX-Säule und GPC (Gel Permeationschromatographie)-Säule) gereinigt und mit GC-HRMS (Gas Chromatography – High Resolution Massenspektrometry) analysiert.

Einsatz von Medium Volume Sampler

3.3.3 Polzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Bei Filtern von High Volume-Geräten wurde ein Stück (Durchmesser: 40 mm) ausgestanzt, da mehrere Analysen vom selben Filter durchgeführt wurden (PAK, Nitro-PAK und Nonylphenol). Die ausgestanzten Filter wurden mit einem Surrogate Mix (fünf deuterierte PAK) zur Überprüfung der Extraktionseffizienz in einem Soxhlet-Extraktor mit einem Gemisch aus n-Hexan und Diethylether extrahiert. Nach Einengung der Extrakte erfolgte ein Lösungsmittelwechsel zu Acetonitril. Ein Aliquot der Extrakte wurde mittels HPLC (Hochleistungsflüssigkeitschromatographie) getrennt und mittels Fluoreszenz-Detektion bestimmt.

3.3.4 Nitro-PAK

Der ausgestanzte Filter wurde mit einem Surrogate Standard (fünf deuterierte Nitro-PAK) zur Kontrolle der Extraktionseffizienz versetzt und in einem Soxhlet-Extraktor mit Dichlormethan als Lösungsmittel extrahiert. Nach Einengung der Extrakte wurden diese mittels Festphasenextraktion gereinigt und nach Zugabe von einem internen Standard mittels GC-MS gemessen. Dabei wurden die Analyten mittels negativer chemischer Ionisation analysiert.



3.3.5 Nonylphenol

Der ausgestanzte Filter wurde mit einem Surrogate Standard versetzt (deuteriertes Nonylphenol) und in einem Soxhlet-Extraktor mit Dichlormethan als Lösungsmittel extrahiert. Nach Einengung der Extrakte und Lösungsmittelwechsel auf Acetonitril wurden nach Zugabe von einem internen Standard Aliquote der Extrakte mittels LC-MS/MS (Flüssigkeitschromatographie gekoppelt mit Tandem Massenspektrometrie) gemessen.



4 ERGEBNISSE

4.1 Wien

4.1.1 Feinstaubbelastungen

Die Analysenergebnisse der PM10- und PM2,5-Gehalte sind in Tabelle 6 zusammengefasst.

Für PM10 ist ein Grenzwert von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Tagesmittelwert festgelegt, wobei gemäß Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L) bis Ende 2004 35 Überschreitungen pro Kalenderjahr und $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Jahresmittelwert zulässig waren. Die Anzahl der zulässigen PM10-Überschreitungstage wird bis zum Jahr 2010 stufenweise auf 25 Tage abgesenkt, im Jahr 2005 sind 30 Überschreitungen zulässig.

Aus den vorliegenden Daten kann ein Jahresmittelwert von $31,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Feinstaubbelastung (PM10) ermittelt werden, wobei nur die in diesem Projekt erhaltenen Messwerte zur Berechnung herangezogen wurden (siehe Tabelle 6). Werden alle 365 Tage der Messperiode berücksichtigt, ergibt sich ein geringfügig anderer Jahresmittelwert von $32,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die berechneten Jahresmittelwerte liegen unterhalb des Grenzwertes von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. An vier von 37 gemessenen Tagen wurden Überschreitungen des Tages-Grenzwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ festgestellt. Bei Heranziehung aller 365 Tage der Messperiode wurden in diesem Jahr an 59 Tagen Überschreitungen des Tagesgrenzwertes beobachtet. Damit würde die Anzahl der höchst zulässigen Überschreitungstage um 29 Tage übertroffen werden.

**Jahresmittelwert
PM10: $31,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$**

Der Jahresmittelwert für PM2,5 von $24,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurde auf Basis der 37 vorliegenden Tageswerte abgeschätzt (siehe Tabelle 6). Auf Basis aller 365 Tage der Messperiode ergibt sich auch hier ein geringfügig anderer Jahresmittelwert von $25,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. An insgesamt drei Tagen konnte ein PM2,5-Tageswert über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ festgestellt werden.

**Jahresmittelwert
PM2,5: $24,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$**

PM2,5 ist eine Teilmenge von PM10 – das spiegelt sich auch in den Ergebnissen wider. So lagen die PM10-Gehalte bei jeder Probe höher als die entsprechenden PM2,5-Belastungen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, siehe dazu Tabelle 6). Der berechnete Anteil der PM2,5-Fraktion an PM10-Staub ergibt knapp 78 %. Die PM2,5-Fraktion stellt somit einen erheblichen Anteil ($> \frac{3}{4}$) des Feinstaubes PM10 dar.



Tabelle 6: PM10- und PM2,5-Gehalte in Wien.

Datum	PM10-Belastung ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM2,5-Belastung ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
01.07.2005	18,5	13,0
11.07.2005	15,3	10,5
21.07.2005	14,5	8,8
31.07.2005	10,0	8,1
10.08.2005	18,6	12,8
20.08.2005	23,7	17,3
30.08.2005	32,3	24,2
09.09.2005	30,1	17,1
19.09.2005	17,6	12,6
29.09.2005	23,4	16,8
09.10.2005	37,9	28,5
19.10.2005	40,2	32,3
29.10.2005	27,3	18,9
08.11.2005	38,7	27,6
18.11.2005	17,8	13,9
28.11.2005	37,1	29,1
08.12.2005	22,5	19,5
18.12.2005	11,9	9,0
28.12.2005	41,6	39,1
07.01.2006	59,7	47,0
17.01.2006	83,7	70,3
27.01.2006	65,6	54,5
06.02.2006	49,3	38,2
16.02.2006	79,1	65,7
26.02.2006	48,4	43,6
08.03.2006	22,6	17,8
18.03.2006	49,3	41,8
28.03.2006	25,7	18,1
07.04.2006	28,6	20,8
17.04.2006	14,1	10,8
27.04.2006	23,0	16,4
07.05.2006	32,2	23,9
17.05.2006	13,5	9,5
27.05.2006	8,5	6,4
06.06.2006	16,2	10,3
16.06.2006	35,9	26,9
26.06.2006	36,5	25,1
Jahresmittelwert	31,6	24,5

4.1.2 Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Die Europäische Union hat Zielwerte für bestimmte polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe festgelegt, die so weit als möglich einzuhalten sind. Folgende PAK sind in der 4. Tochterrichtlinie Luft der EU (RL 2004/107/EG) genannt: Benzo(a)pyren (BaP), Benzo(a)anthracen (BaA), Benzo(b)fluoranthren (BbF), Benzo(j)fluoranthren (BjF), Benzo(k)fluoranthren (BkF), Benzo(a)pyren (BaP), Dibenz(a,h)anthracen (DbA) und Indeno(1,2,3-cd)pyren (Ind). Diese PAKs wurden in der vorliegenden Studie sowohl in der PM10-Fraktion als auch in den PM2,5-Filtern gemessen. Die Ergebnisse sind in ng/m^3 angegeben, die Analysenergebnisse wurden mit dem Durchsaugvolumen umgerechnet.

Die Ergebnisse für die PM10-Filter sind in Tabelle 7 dargestellt. Der Maximalwert, $14 \text{ ng}/\text{m}^3$, wurde am 07. Jänner 2006 für Benzo(j)fluoranthren gemessen. Auch bei den berechneten Jahresmittelwerten, die auf Basis von den 37 Messtagen erhoben wurden, zeigte sich, dass Benzo(j)fluoranthren die stärksten Belastungen in der Luft aufwies und den Zielwert von $1 \text{ ng}/\text{m}^3$ für Benzo(a)pyren um das 3-fache übertrifft. Der Jahresmittelwert für Benzo(b)fluoranthren lag ebenfalls über dem Zielwert von $1 \text{ ng}/\text{m}^3$. Benzo(a)pyren, Benzo(a)anthracen, Benzo(k)fluoranthren und Indeno(1,2,3-cd)pyren lagen nur knapp unterhalb des definierten Zielwertes. Dibenz(a,h)anthracen war das einzige PAK, bei dem ein Jahresmittelwert deutlich unterhalb des Zielwertes bestimmt wurde.

**Jahresmittelwert
BaP: $0,99 \text{ ng}/\text{m}^3$**

Der Maximalwert für Benzo(a)pyren wurde am 06. Februar 2006 mit $4,6 \text{ ng}/\text{m}^3$ in PM10 und am 28. Dezember 2005 mit $3,8 \text{ ng}/\text{m}^3$ in PM2,5 gemessen.

Die PAK Gehalte in den PM2,5-Filtern sind in Tabelle 8 zusammengefasst. Auch hier wurde die höchste Luft-Konzentration bei Benzo(j)fluoranthren gemessen, wobei in Übereinstimmung mit den PM10-Filtern am 07. Jänner 2006 der maximale Gehalt von $13 \text{ ng}/\text{m}^3$ Benzo(j)fluoranthren bestimmt wurde. Die Belastungen an PAKs im PM2,5-Staub waren generell im Vergleich zu PM10 nur geringfügig kleiner. Einzige Ausnahme war Indeno(1,2,3-cd)pyren, das innerhalb der statistischen Unschärfe einen Jahresmittelwert von $1,0 \text{ ng}/\text{m}^3$ in PM2,5 und $0,98 \text{ ng}/\text{m}^3$ in PM10 aufwies. Der Jahresmittelwert des Benzo(j)fluoranthren lag bei $2,5 \text{ ng}/\text{m}^3$ und des Benzo(a)pyren bei $0,88 \text{ ng}/\text{m}^3$.

In einer Pilotstudie des Umweltbundesamt im Jahr 1999 wurden in Wien an der gleichen Messstelle über ein Jahr lang – von Februar bis Dezember – PAK-Messungen in der Luft durchgeführt (UMWELTBUNDESAMT 2000a). Der berechnete Jahresmittelwert betrug damals $0,98 \text{ ng}/\text{m}^3$ und liegt damit ebenfalls knapp unterhalb des EU-Zielwertes. Die Probenahme erfolgte im Jahr 1999 gemäß der Standardnorm DIN ISO 12884, wobei nicht nur die Feinstaubfraktion PM10 sondern der gesamte Schwebstaub gemeinsam mit der gasförmigen Fraktion gesammelt wurde. Dabei ergaben Untersuchungen, dass 90 % der gesamten Benzo(a)pyren-Fracht in der PM10-Fraktion zu finden ist (UMWELTBUNDESAMT 2006a).

**Jahresmittelwert
BaP (1999):
 $0,98 \text{ ng}/\text{m}^3$**

Im Jahr 2001 wurden PAK-Konzentrationen in Graz und Linz ermittelt (UMWELTBUNDESAMT 2002). Auch in dieser Studie wurde nach DIN ISO 12884 der gesamte Staub gemeinsam mit der gasförmigen Fraktion gesammelt. Die Jahresmittelwerte für Benzo(a)pyren in Graz und Linz waren zum Teil deutlich höher und lagen in dieser Studie bei $2,3$ bzw. $1,2 \text{ ng}/\text{m}^3$. Die maximalen Benzo(a)pyren-Konzentrationen, die während dieser Untersuchung gemessen wurden, betragen in Graz $14 \text{ ng}/\text{m}^3$ und in Linz $5,7 \text{ ng}/\text{m}^3$. Die durchwegs höheren Werte in Graz sind auf die besondere

**Jahresmittelwert
BaP in Graz (2001):
 $2,3 \text{ ng}/\text{m}^3$**



geographische Lage der Stadt zurückzuführen (Beckenlage, welche zu Inversionswetterlagen neigt und daher ungünstige Voraussetzungen zur Schadstoffausbreitung bietet; z. B. Smog, Hochnebel, Temperaturinvasion).

Im Salzburger Luftmessnetz werden durch das Amt der Salzburger Landesregierung seit Anfang 2000 routinemäßig PAKs im Feinstaub analysiert. Relativ hohe BaP-Konzentrationen wurden dabei in inneralpinen Tälern gemessen. Dies dürfte auf technisch veraltete Holzöfen in ländlichen Gebieten zurückzuführen sein. Die gemessenen Jahresmittelwerte lagen bei diesen Messstellen deutlich über dem Zielwert von 1 ng/m^3 (LAND SALZBURG 2006).

***Jahresmittelwert
Hintergrundgebiet
 $0,45 \text{ ng/m}^3$***

Im Jahr 2004 wurden zudem Analysen in einem Hintergrundgebiet (Pillersdorf, NÖ) durchgeführt, wobei ein Jahresmittelwert von $0,45 \text{ ng/m}^3$ ermittelt wurde (UMWELTBUNDESAMT 2006a).

In der Literatur wurde Benzo(a)pyren in der Luft in Konzentrationen zwischen $0,09 \text{ ng/m}^3$ und 30 ng/m^3 nachgewiesen. Da jedoch sehr viele und teilweise grundverschiedene Probenahmetechniken und Analysemethoden zum Einsatz kamen, sind diese Daten nur bedingt miteinander vergleichbar.

Tabelle 7: Konzentrationen der analysierten PAK (in ng/m³) im PM10-Filter.

Datum	BaA	BjF	BbF	BkF	BaP	DbA	Ind
01.07.2005	0,075	n. n.	0,11	< 0,034	< 0,034	< 0,034	0,10
11.07.2005	0,12	n. n.	0,19	0,068	0,081	< 0,034	0,13
21.07.2005	< 0,034	< 0,034	0,067	< 0,034	< 0,034	< 0,034	< 0,034
31.07.2005	< 0,034	< 0,034	0,067	< 0,034	< 0,034	< 0,034	< 0,034
10.08.2005	0,073	n. n.	0,11	< 0,034	< 0,034	< 0,034	0,11
20.08.2005	0,078	n. n.	0,12	< 0,034	< 0,034	< 0,034	0,11
30.08.2005	0,17	0,065	0,23	0,11	0,089	< 0,034	0,22
09.09.2005	0,039	n. n.	0,091	0,054	0,058	0,061	0,072
19.09.2005	0,29	0,94	0,38	0,25	0,31	0,098	0,41
29.09.2005	0,32	1,3	0,50	0,23	0,31	0,098	0,51
09.10.2005	0,85	6,7	1,2	0,85	0,85	0,47	1,3
19.10.2005	0,37	2,2	0,92	0,46	0,55	0,18	0,75
29.10.2005	0,38	3,6	1,4	0,63	0,66	0,24	0,93
08.11.2005	0,80	2,7	1,3	0,70	1,0	0,27	0,27
18.11.2005	0,55	1,3	0,70	0,89	0,48	0,14	0,74
28.11.2005	3,6	9,6	3,9	4,6	3,6	0,79	3,2
08.12.2005	3,1	6,2	3,3	3,8	3,1	0,65	2,7
18.12.2005	0,65	1,9	0,87	1,2	0,46	0,26	0,72
28.12.2005	3,6	7,0	6,1	2,7	3,6	0,96	3,5
07.01.2006	4,5	14	5,7	3,1	3,5	0,55	3,9
17.01.2006	1,4	5,1	2,8	1,3	1,7	0,35	2,0
27.01.2006	1,5	7,8	3,3	1,4	1,9	0,61	2,2
06.02.2006	3,6	8,9	3,9	2,4	4,6	1,5	3,3
16.02.2006	2,3	7,4	3,1	1,7	3,4	1,1	2,7
26.02.2006	2,4	9,0	3,4	2,0	2,6	1,1	1,9
08.03.2006	0,40	2,5	0,89	0,39	0,56	0,37	0,66
18.03.2006	1,8	5,7	2,3	1,5	1,7	1,1	1,6
28.03.2006	0,31	1,9	0,53	0,30	0,32	0,29	0,55
07.04.2006	0,35	1,7	0,62	0,34	0,30	0,21	0,48
17.04.2006	0,23	0,80	0,40	0,13	0,20	0,45	0,35
27.04.2006	0,075	0,12	0,10	0,047	0,056	0,065	0,074
07.05.2006	0,17	0,61	0,31	0,15	0,18	0,11	0,21
17.05.2006	0,039	0,18	0,058	0,025	0,053	< 0,017	0,072
27.05.2006	0,030	0,15	0,047	0,018	0,041	< 0,017	0,039
06.06.2006	0,070	0,33	0,11	0,062	0,091	< 0,017	0,13
16.06.2006	0,13	0,81	0,26	0,13	0,21	0,062	0,31
26.06.2006	0,027	0,12	0,039	n. n.	0,042	< 0,017	0,022
Jahres- mittelwert	0,93	3,0	1,3	0,85	0,99	0,33	0,98

n.n. ... nicht nachweisbar

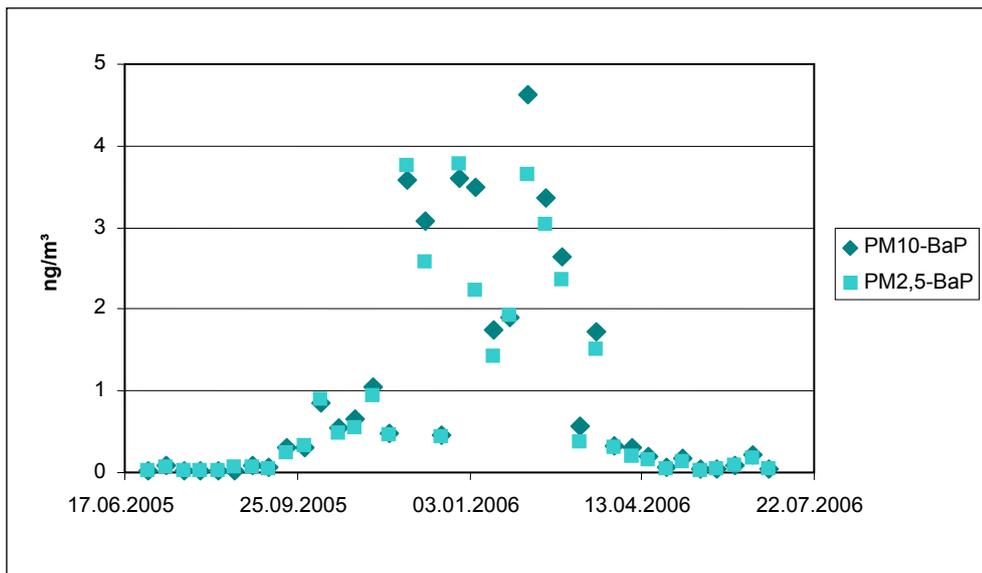
Tabelle 8: Konzentrationen der analysierten PAK (in ng/m³) im PM_{2,5}-Filter.

Datum	BaA	BjF	BbF	BkF	BaP	DbA	Ind
01.07.2005	0,071	n. n.	0,08	< 0,034	< 0,034	< 0,034	0,099
11.07.2005	0,10	n. n.	0,17	0,089	0,064	< 0,034	0,14
21.07.2005	< 0,034	n. n.	0,061	< 0,034	< 0,034	< 0,034	n. n.
31.07.2005	< 0,034	n. n.	0,062	< 0,034	< 0,034	< 0,034	< 0,034
10.08.2005	0,059	n. n.	0,09	< 0,034	< 0,034	< 0,034	0,07
20.08.2005	0,077	n. n.	0,11	0,045	0,062	< 0,034	0,10
30.08.2005	0,12	0,049	0,17	0,07	0,069	n. n.	0,09
09.09.2005	< 0,034	0,22	0,069	< 0,034	0,034	0,040	0,11
19.09.2005	0,24	1,00	0,34	0,22	0,24	0,093	0,37
29.09.2005	0,26	1,1	0,36	0,24	0,33	0,097	0,45
09.10.2005	0,81	3,7	1,2	0,83	0,91	0,28	1,2
19.10.2005	0,32	1,7	0,94	0,39	0,48	0,19	0,70
29.10.2005	0,35	2,4	0,9	0,53	0,55	0,20	0,89
08.11.2005	0,71	2,4	1,2	1,53	0,9	0,27	1,1
18.11.2005	0,46	2,0	0,70	0,96	0,46	0,20	0,61
28.11.2005	3,4	6,8	3,6	4,9	3,7	0,92	4,6
08.12.2005	2,9	5,8	2,9	3,6	2,6	0,41	2,7
18.12.2005	0,58	1,6	0,70	0,4	0,43	0,92	0,69
28.12.2005	2,6	6,0	4,0	2,9	3,8	1,1	3,3
07.01.2006	3,5	13	5,8	2,4	2,2	0,78	3,3
17.01.2006	1,2	5,9	0,9	1,3	1,4	0,43	1,9
27.01.2006	1,4	5,4	2,7	1,4	1,9	0,52	2,0
06.02.2006	3,3	7,7	3,8	2,2	3,7	1,5	3,0
16.02.2006	2,2	6,8	2,7	1,7	3,0	1,1	2,3
26.02.2006	2,2	7,8	2,9	1,9	2,4	1,1	2,4
08.03.2006	0,37	1,7	1,00	0,38	0,38	0,39	0,62
18.03.2006	1,5	5,8	2,3	1,5	1,5	0,54	1,9
28.03.2006	0,20	1,5	0,52	0,28	0,31	0,19	1,62
07.04.2006	0,27	1,2	0,62	0,26	0,21	0,27	0,41
17.04.2006	0,20	0,53	0,26	0,14	0,16	0,30	0,23
27.04.2006	0,072	0,11	0,10	0,050	0,046	0,080	0,085
07.05.2006	0,13	0,50	0,25	0,11	0,13	0,085	0,17
17.05.2006	0,048	0,18	0,053	0,020	0,029	< 0,017	0,051
27.05.2006	0,028	0,20	0,040	n. n.	0,035	< 0,017	0,031
06.06.2006	0,063	0,33	0,10	0,051	0,078	< 0,017	0,11
16.06.2006	0,09	0,56	0,21	0,09	0,17	0,059	0,20
26.06.2006	0,018	0,11	0,045	n. n.	0,034	n. n.	< 0,017
Jahres- mittelwert	0,81	2,5	1,1	0,83	0,88	0,33	1,0

n.n. nicht nachweisbar

In Abbildung 7 wird der Vergleich der Benzo(a)pyren Gehalte in PM10- und PM2,5-Staub dargestellt. Die Konzentrationen sind nahezu identisch, wenn die Ergebnisse auf das durchgesaugte Luftvolumen bezogen werden. Daraus ergibt sich, dass der Hauptteil des Benzo(a)pyrens in der kleineren Staubfraktion adsorbiert ist. Berechnet man die Verteilung der PAKs im Staub, ergibt sich im Durchschnitt, dass 92 % der nachgewiesenen PAKs im PM2,5 bestimmt wurde.

Abbildung 7: Vergleich von Benzo(a)pyren in PM10 und in PM2,5.



4.1.3 Nitro-Derivate der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (Nitro-PAK)

Folgende Nitro-PAK wurden als relevante Vertreter zur Bestimmung in PM10- und PM2,5-Filtern ausgewählt: 2-Nitrofluoren (2-N-FLU), 9-Nitroanthracen (9-N-ANT), 3-Nitrofluoranthen (3-N-FLA), 1-Nitropyren (1-N-PYR), 7-Nitrobenzo(a)anthracen (7-N-BaA), 6-Nitrochrysen (6-N-CHR), 6-Nitrobenzo(a)pyren (6-N-BaP). Die Ergebnisse sind in ng/m^3 in Tabelle 9 angegeben. Aufgrund der hohen Anzahl an nicht nachweisbaren Proben wurde kein Jahresmittelwert berechnet. So konnten zum Beispiel Nitro-Benzo(a)pyren, Nitro-Chrysen und Nitro-Fluoranthen in keiner Feinstaubprobe nachgewiesen werden. Auch Nitro-Pyren und Nitro-Benzo(a)anthracen konnten nur in vereinzelt Fällen bestimmt werden und lagen immer unterhalb der Bestimmungsgrenze. Der Feinstaub war teilweise mit Nitro-Anthracen und Nitro-Fluoranthen belastet, wobei die Belastungen speziell im Sommer am geringsten waren. Die höchste Belastung wurde am 28.12.2005 mit $0,66 \text{ ng/m}^3$ 9-N-ANT und am 28.11.2005 mit $0,25 \text{ ng/m}^3$ 3-N-FLA im PM10-Filter (siehe Tabelle 9) gemessen.

Feinstaub mit Nitro-ANT und Nitro-FLA belastet

Tabelle 9: Nitro-PAK Gehalte in PM10 (in ng/m³) an der Messstelle in Wien.

Datum	2-N-FLU	9-N-ANT	3-N-FLA	1-N-PYR	7-N-BaA	6-N-CHR	6-N-BaP
01.07.2005	n. n.						
11.07.2005	n. n.						
21.07.2005	n. n.						
31.07.2005	n. n.						
10.08.2005	n. n.						
20.08.2005	n. n.						
30.08.2005	n. n.	< 0,05	n. n.				
09.09.2005	n. n.						
19.09.2005	n. n.	< 0,051	< 0,094	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
29.09.2005	n. n.	0,11	0,13	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
09.10.2005	n. n.	0,19	0,23	n. n.	< 0,28	n. n.	n. n.
19.10.2005	n. n.	0,18	0,22	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
29.10.2005	n. n.	0,14	0,13	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
08.11.2005	n. n.	0,20	0,16	n. n.	< 0,28	n. n.	n. n.
18.11.2005	n. n.	0,17	0,11	< 0,14	< 0,28	n. n.	n. n.
28.11.2005	n. n.	0,27	0,25	< 0,14	< 0,30	n. n.	n. n.
08.12.2005	n. n.	0,15	< 0,096	< 0,14	n. n.	n. n.	n. n.
18.12.2005	n. n.	0,070	< 0,10	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
28.12.2005	n. n.	0,66	n. n.				
07.01.2006	n. n.	< 0,052	< 0,098	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
17.01.2006	n. n.	0,59	n. n.				
27.01.2006	n. n.	0,49	n. n.				
06.02.2006	n. n.	0,50	n. n.				
16.02.2006	n. n.	0,43	n. n.	n. n.	< 0,28	n. n.	n. n.
26.02.2006	n. n.	0,34	n. n.	< 0,14	< 0,28	n. n.	n. n.
08.03.2006	n. n.	0,083	n. n.	< 0,14	< 0,30	n. n.	n. n.
18.03.2006	n. n.	0,20	< 0,096	< 0,14	n. n.	n. n.	n. n.
28.03.2006	n. n.	0,10	< 0,090	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
07.04.2006	n. n.	0,16	< 0,10	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
17.04.2006	n. n.	< 0,086	n. n.				
27.04.2006	n. n.						
07.05.2006	n. n.	n. n.	< 0,064	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
17.05.2006	n. n.						
27.05.2006	n. n.						
06.06.2006	n. n.						
16.06.2006	n. n.	< 0,041	0,075	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
26.06.2006	n. n.	n. n.	< 0,076	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.

n.n. nicht nachweisbar

Die Ergebnisse für PM_{2,5}-Staub sind in Tabelle 10 angeführt. Ähnlich wie bei PM₁₀-Feinstaub waren die Filter kaum bis nicht mit Nitro-PAK belastet, mit Ausnahme von 9-N-ANT, das in 24 von 37 PM_{2,5}-Feinstäuben nachgewiesen werden konnte. Der Maximalwert wurde am 07.01.2006 mit 0,93 ng/m³ 9-N-ANT gemessen.

Tabelle 10: Nitro-PAK Gehalte in PM_{2,5} (in ng/m³) an der Messstelle in Wien.

Datum	2-N-FLU	9-N-ANT	3-N-FLA	1-N-PYR	7-N-BaA	6-N-CHR	6-N-BaP
01.07.2005	n. n.						
11.07.2005	n. n.						
21.07.2005	n. n.						
31.07.2005	n. n.						
10.08.2005	n. n.						
20.08.2005	n. n.						
30.08.2005	n. n.	< 0,05	n. n.				
09.09.2005	n. n.						
19.09.2005	n. n.	< 0,051	< 0,098	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
29.09.2005	n. n.	0,097	0,12	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
09.10.2005	n. n.	0,18	0,23	n. n.	< 0,29	n. n.	n. n.
19.10.2005	n. n.	0,17	0,23	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
29.10.2005	n. n.	0,14	0,13	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
08.11.2005	n. n.	0,19	0,19	< 0,14	< 0,16	n. n.	n. n.
18.11.2005	n. n.	0,16	0,11	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
28.11.2005	n. n.	0,31	0,24	< 0,13	< 0,27	n. n.	n. n.
08.12.2005	n. n.	0,17	0,10	< 0,14	n. n.	n. n.	n. n.
18.12.2005	n. n.	0,067	< 0,090	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
28.12.2005	n. n.	< 0,051	< 0,094	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
07.01.2006	n. n.	0,93	n. n.	n. n.	< 0,28	n. n.	n. n.
17.01.2006	n. n.	0,58	0,17	n. n.	< 0,30	n. n.	n. n.
27.01.2006	n. n.	0,43	n. n.				
06.02.2006	n. n.	0,56	n. n.				
16.02.2006	n. n.	0,40	n. n.	< 0,14	< 0,16	n. n.	n. n.
26.02.2006	n. n.	0,16	n. n.				
08.03.2006	n. n.	0,082	n. n.	< 0,13	< 0,27	n. n.	n. n.
18.03.2006	n. n.	0,21	n. n.	< 0,14	n. n.	n. n.	n. n.
28.03.2006	n. n.	0,10	< 0,10	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
07.04.2006	n. n.	0,14	< 0,090	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
17.04.2006	n. n.	< 0,070	n. n.				
27.04.2006	n. n.						
07.05.2006	n. n.	n. n.	< 0,070	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
17.05.2006	n. n.						
27.05.2006	n. n.						
06.06.2006	n. n.						
16.06.2006	n. n.	< 0,041	< 0,072	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
26.06.2006	n. n.	n. n.	< 0,067	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.

n.n. ... nicht nachweisbar

4.1.4 Polybromierte Diphenylether (PBDE)

An der Wiener Messstelle wurden im Winter 2006 zwischen 16.01. und 31.01. sowie im Sommer 2006 zwischen 13.06. und 01.07. insgesamt zwölf Luftproben auf polybromierte Diphenylether untersucht. Die Durchschnittstemperaturen zu den jeweiligen dreitägigen Probenahmen sind in Tabelle 11 ersichtlich.

Tabelle 11: Durchschnittstemperaturen während der Probenahmen.

Datum	Tagesmittel (°C)
16.01.–19.01.2006	1,3
19.01.–22.01.2006	-1,1
22.01.–25.01.2006	-5,6
25.01.–28.01.2006	-9,2
28.01.–31.01.2006	-5,4
31.01.–03.02.2006	-2,4
13.06.–16.06.2006	23,0
16.06.–19.06.2006	24,7
19.06.–22.06.2006	26,8
22.06.–25.06.2006	24,4
25.06.–28.06.2006	26,4
28.06.–01.07.2006	21,0

Auswahl der Leitkongenere

Die Ergebnisse der Analysen sind in Tabelle 12a-d und Tabelle 13a-d zusammengefasst. Es wurden insgesamt 25 Kongenere erfasst. Die Kongenere # 28, # 47, # 99, # 100, # 153, # 154, # 183 und # 209 sind jene, die in allen Matrices in den höchsten Konzentrationen gefunden werden und damit mittlerweile als Marker-Kongenere, ähnlich den sechs Ballschmitter-PCB, von den meisten Labors analysiert werden.

Eingesetzt werden die PBDE als technische Gemische (Penta-, Octa- und Deca-PBDE). Um eine Belastung der Proben mit diesen technischen Gemischen abschätzen zu können, wurden auch die Leitkongenere dieser technischen Gemische analysiert. Mit abnehmender Konzentration sind dies für die technische Pentamischung die Kongenere # 99, # 47, # 100, # 85, # 153, # 154, # 66, # 49, # 139, # 138 und # 140, für die technische Octamischung # 183, # 197, # 153, # 196, # 207 und # 203 sowie für die technische Decamischung fast ausschließlich das Kongener # 209. Die Kongenere # 66, # 139 und # 207 wurden in der gegenständlichen Studie nicht bestimmt.

Konzentrationen von # 47, # 99 und # 209 am höchsten

Die zusätzlich angeführten Kongenere wurden einerseits analog zu PCB-Kongeneren, andererseits als weitere flüchtige Kongenere ausgewählt.

Die höchsten Gehalte traten bei den Kongeneren # 47, # 99 und # 209 auf, mit einer maximalen Belastung von 30.000 fg/m³ (# 209). Die Konzentrationen im Sommer waren speziell bei den Kongeneren # 47 und # 99 höher als im Winter.

Tabelle 12a: Konzentrationen der analysierten PBDE-Kongenerere (in fg/m³), Jänner 2006.

Datum	# 11	# 17/25	# 28	# 47	# 49	# 77	# 85
16.01.–19.01.2006	n. n.	2	22	1.100	31	6,7	15
19.01.–22.01.2006	n. n.	15	46	1.200	45	6,3	10
22.01.–25.01.2006	n. n.	22	65	780	51	13	12
25.01.–28.01.2006	n. n.	85	230	3.600	220	36	86
28.01.–31.01.2006	n. n.	64	190	3.400	150	26	86
31.01.–03.02.2006	n. n.	11	120	2.700	78	9,9	13
Mittelwert		33	112	2.130	96	16	37

Tabelle 12b: Konzentrationen der analysierten PBDE-Kongenerere (in fg/m³), Jänner 2006.

Datum	# 99	# 100	# 116	# 118	# 126	# 138	# 140
16.01.–19.01.2006	520	130	n. n.				
19.01.–22.01.2006	740	170	n. n.	n. n.	5,8	n. n.	n. n.
22.01.–25.01.2006	440	100	n. n.				
25.01.–28.01.2006	2.400	580	n. n.	68	n. n.	72	n. n.
28.01.–31.01.2006	2.200	570	n. n.	42	n. n.	41	n. n.
31.01.–03.02.2006	1.500	370	n. n.				
Mittelwert	1.300	320					

Tabelle 12c: Konzentrationen der analysierten PBDE-Kongenerere (in fg/m³), Jänner 2006.

Datum	# 153	# 154	# 155	# 166	# 181	# 183	# 196
16.01.–19.01.2006	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
19.01.–22.01.2006	n. n.	40	n. n.				
22.01.–25.01.2006	n. n.	10	n. n.				
25.01.–28.01.2006	60	260	n. n.	n. n.	n. n.	500	n. n.
28.01.–31.01.2006	540	290	n. n.	n. n.	n. n.	1.300	n. n.
31.01.–03.02.2006	60	130	n. n.				
Mittelwert	110	122					

Tabelle 12d: Konzentrationen der analysierten PBDE-Kongenerere (in fg/m³), Jänner 2006.

Datum	# 197	# 203	# 209	Summe
16.01.–19.01.2006	n. n.	n. n.	29.000	30.800
19.01.–22.01.2006	n. n.	n. n.	30.000	32.300
22.01.–25.01.2006	n. n.	n. n.	12.000	13.500
25.01.–28.01.2006	n. n.	n. n.	10.000	18.200
28.01.–31.01.2006	800	200	20.000	29.900
31.01.–03.02.2006	n. n.	n. n.	8.000	13.000
Mittelwert			18.167	22.950

Tabelle 13a: Konzentrationen der analysierten PBDE-Kongonere (in fg/m³), Juni 2006.

Datum	# 11	# 17/25	# 28	# 47	# 49	# 77	# 85
13.06.–16.06.2006	10	140	610	12.000	350	9,7	86
16.06.–19.06.2006	n. n.	84	650	10.000	340	8,2	30
19.06.–22.06.2006	36	170	750	14.000	380	7,3	110
22.06.–25.06.2006	26	77	600	9.400	300	5,1	38
25.06.–28.06.2006	16	160	860	16.000	450	12	86
28.06.–01.07.2006	34	120	520	9.200	280	6,2	56
Mittelwert	20	125	665	11.767	350	8,1	68

Tabelle 13b: Konzentrationen der analysierten PBDE-Kongonere (in fg/m³), Juni 2006.

Datum	# 99	# 100	# 116	# 118	# 126	# 138	# 140
13.06.–16.06.2006	3.500	1.200	n. n.	25	98	16	71
16.06.–19.06.2006	2.900	990	19	15	48	n. n.	43
19.06.–22.06.2006	4.500	1.500	n. n.	23	n. n.	n. n.	n. n.
22.06.–25.06.2006	3.000	990	n. n.	15	n. n.	62	n. n.
25.06.–28.06.2006	4.500	1.500	n. n.	25	n. n.	92	30
28.06.–01.07.2006	2.500	870	n. n.	9,7	n. n.	41	n. n.
Mittelwert	3.483	1.175		19		35	24

Tabelle 13c: Konzentrationen der analysierten PBDE-Kongonere (in fg/m³), Juni 2006.

Datum	# 153	# 154	# 155	# 166	# 181	# 183	# 196
13.06.–16.06.2006	n. n.	210	22	160	n. n.	n. n.	n. n.
16.06.–19.06.2006	n. n.	180	n. n.	130	n. n.	n. n.	n. n.
19.06.–22.06.2006	220	150	n. n.	n. n.	n. n.	100	n. n.
22.06.–25.06.2006	410	220	n. n.	n. n.	n. n.	1.500	100
25.06.–28.06.2006	250	300	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.	n. n.
28.06.–01.07.2006	340	220	n. n.	n. n.	n. n.	200	n. n.
Mittelwert	203	213				300	

Tabelle 13d: Konzentrationen der analysierten PBDE-Kongonere (in fg/m³), Juni 2006.

Datum	# 197	# 203	# 209	Summe
13.06.–16.06.2006	n. n.	n. n.	12.000	30.500
16.06.–19.06.2006	n. n.	n. n.	9.000	24.400
19.06.–22.06.2006	n. n.	n. n.	5.000	26.900
22.06.–25.06.2006	200	300	16.000	33.200
25.06.–28.06.2006	n. n.	n. n.	12.000	36.300
28.06.–01.07.2006	n. n.	n. n.	9.000	23.400
Mittelwert			10.500	29.117

n.n. ... nicht nachweisbar



4.1.5 Nonylphenol (NP)

Für Nonylphenol gibt es derzeit keine Begrenzungen in Feinstaub. Im Gegensatz zu den ebenfalls untersuchten polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen konnte kein spezifischer Jahresgang festgestellt werden. Am Anfang der Untersuchungen (Juli, August) waren die höchsten Konzentrationen mit 19 ng/m^3 feststellbar. Die Ergebnisse der Nonylphenol-Gehalte in PM₁₀ und PM_{2,5}-Feinstaub sind in Tabelle 14 zusammengefasst. Zwischen den Konzentrationen der verschiedenen Fraktionen sind keine wesentlichen Unterschiede festzustellen. Das bedeutet, dass Nonylphenol an den kleinsten Partikeln adsorbiert und daher besonders lungengängig ist. Dadurch wird auch die Aufenthaltsdauer in der Luft extrem gesteigert und eine Verfrachtung über weite Strecken möglich. Der Jahresmittelwert liegt in PM₁₀-Feinstaub bei $6,9 \text{ ng/m}^3$ und in PM_{2,5}-Feinstaub unwesentlich höher bei $7,4 \text{ ng/m}^3$.

**Maximalwert
von 19 ng/m^3**

Im Rahmen eines Lysimeterversuches 2003 wurden u. a. zehn Feinstaubproben aus einem so genannten Hintergrundgebiet (Illmitz, Burgenland) auf Nonylphenole untersucht, um den Verdacht des Nonylphenoleintrages über die Luft auf Boden und Vegetation zu verifizieren (UMWELTBUNDESAMT 2004b). Dabei wurden Luftkonzentrationen zwischen $0,08$ und $0,64 \text{ ng/m}^3$ (mit durchschnittlich $0,26 \text{ ng/m}^3$) gemessen.

**Jahresmittelwert
PM₁₀: $6,9 \text{ ng/m}^3$**

Luft- und Niederschlagsproben aus den Niederlanden, Belgien und Deutschland wurden im Rahmen einer Studie auf organische Schadstoffe untersucht. In 34 % der Proben konnte Nonylphenol im Konzentrationsbereich von 42 bis 256 ng/l im Niederschlag nachgewiesen werden (PETERS 2003).

Tabelle 14: Nonylphenol-Gehalte in PM10 (in ng/m³) an der Messstelle in Wien.

Datum	NP in PM10	NP in PM2,5
01.07.2005	10	14
11.07.2005	13	13
21.07.2005	17	16
31.07.2005	8,5	11
10.08.2005	4,8	6,0
20.08.2005	5,2	6,0
30.08.2005	15	13
09.09.2005	15	12
19.09.2005	2,9	3,6
29.09.2005	19	19
09.10.2005	8,8	5,2
19.10.2005	6,7	12
29.10.2005	8,3	13
08.11.2005	6,7	7,1
18.11.2005	4,7	8,3
28.11.2005	6,6	3,6
08.12.2005	5,9	6,5
18.12.2005	3,0	5,7
28.12.2005	2,9	3,9
07.01.2006	3,2	9,3
17.01.2006	2,3	6,0
27.01.2006	5,3	6,3
06.02.2006	5,0	6
16.02.2006	6,7	5,6
26.02.2006	4,4	5,3
08.03.2006	6,2	8,4
18.03.2006	6,2	5,9
28.03.2006	6,6	4,7
07.04.2006	7,8	8,9
17.04.2006	6,2	5,2
27.04.2006	3,7	2,8
07.05.2006	5,1	4,0
17.05.2006	5,4	3,9
27.05.2006	3,5	4,5
06.06.2006	6,8	3,3
16.06.2006	2,6	2,5
26.06.2006	3,1	2,1
Jahresmittelwert	6,9	7,4

4.2 Bratislava

4.2.1 Feinstaubbelastungen

Aus untenstehender Tabelle mit 32 Tageswerten kann ein Jahresmittelwert von $36,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Feinstaubbelastung (PM10) berechnet werden. Dieser Wert liegt unterhalb der erlaubten $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, wobei die Belastung in Bratislava höher als in Wien war. Dies macht sich auch bei den Überschreitungen des Grenzwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bemerkbar. So wurden an sieben von 32 gemessenen Tagen (in Bratislava wurden während des Jahres auch vier Feldblindwerte mitanalysiert, d. h. Filter wurden im Gerät exponiert, aber nicht besaugt – bei den nicht besaugten Feldblindwerten konnte daher auch keine Feinstaubbelastung angegeben werden) höhere Werte als $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen.

**Jahresmittelwert
PM10: $36,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$**

Tabelle 15: PM10-Gehalte in Bratislava.

Datum	PM10-Belastung ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
01.07.2005	24,9
21.07.2005	17,8
31.07.2005	17,2
10.08.2005	22,8
20.08.2005	28,8
30.08.2005	34,6
09.09.2005	44,7
19.09.2005	23,0
29.09.2005	24,0
09.10.2005	42,9
19.10.2005	56,1
29.10.2005	46,7
08.11.2005	57,8
18.11.2005	21,1
28.11.2005	20,7
18.12.2005	12,1
28.12.2005	41,5
27.01.2006	80,4
06.02.2006	76,1
16.02.2006	56,5
26.02.2006	55,1
08.03.2006	25,3
18.03.2006	63,2
28.03.2006	29,2
07.04.2006	34,5
17.04.2006	35,0
27.04.2006	30,7
07.05.2006	15,9
17.05.2006	11,5
27.05.2006	22,2
06.06.2006	38,5
16.06.2006	42,9
26.06.2006	35,0
Jahresmittelwert	36,1

4.2.2 Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

An der Messtelle in Bratislava wurden PM₁₀-Filter sowohl von einem High Volume Sampler (Digitel – identes Gerät wie an der Messstelle in Wien; wurde vom Umweltbundesamt zur Verfügung gestellt) als auch von einem Low Volume Probenehmer, der in der Slowakei häufig zur Überwachung der Luftgüte eingesetzt wird, gesammelt. Damit wurde die Vergleichbarkeit der Daten sowohl zwischen Wien und Bratislava als auch zwischen den Messungen und den normalerweise verwendeten Probenehmern sichergestellt. Bei dem High Volume Sampler wurde bis Ende August Feinstaub auf polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe untersucht, wobei zur Berechnung des Jahresmittelwertes nur die Werte von 01.07.2005–26.06.2006 herangezogen wurden. Das Kleinfiltergerät, das für die Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit anderen Messstellen in der Slowakei verwendet wurde, sammelte zu diesem Zweck vom 01.07.2005–07.04.2006 PM₁₀-Fraktionen. Die Ergebnisse sind in ng/m³ angegeben, die Resultate wurden mit dem Durchsaugvolumen umgerechnet.

**Jahresmittelwert
BaP: 0,8 ng/m³**

Die Ergebnisse sind in Tabelle 16 dargestellt. Die Maximalwerte, 14 ng/m³ (High Volume Sampler) bzw. 15 ng/m³ (Low Volume Probenehmer) wurden am 06. Februar 2006 für Benzo(j)fluoranthen gemessen. So wie in Wien war der Jahresmittelwert von Benzo(j)fluoranthen (2,5 ng/m³) am höchsten. Auch der Jahresmittelwert für Benzo(k)fluoranthen lag über den Zielwert für BaP von 1 ng/m³. Die anderen untersuchten Analyten überschritten den Zielwert nicht. Obwohl die Feinstaubbelastung in Bratislava höher als in Wien war, war die Belastung an PAK im Vergleich dazu signifikant geringer.



Tabelle 16: Konzentrationen der analysierten PAK im PM10-Filter mittels High Volume Sampler (in ng/m³).

Datum	BaA	BjF	BbF	BkF	BaP	DbA	Ind
01.07.2005	0,11	n. n.	0,21	0,10	< 0,034	< 0,034	0,13
21.07.2005	0,07	< 0,034	0,10	< 0,034	< 0,034	< 0,034	0,08
31.07.2005	< 0,034	< 0,034	< 0,034	< 0,034	< 0,034	< 0,034	< 0,034
10.08.2005	0,14	0,58	0,33	0,17	0,17	0,15	0,23
20.08.2005	0,043	0,27	0,16	0,058	0,054	< 0,034	0,10
30.08.2005	0,071	0,30	0,17	0,069	0,050	0,046	0,10
09.09.2005	0,057	0,18	0,11	< 0,034	< 0,034	< 0,034	0,09
19.09.2005	0,25	1,04	0,46	0,26	0,34	0,14	0,39
29.09.2005	0,31	1,6	0,59	0,33	0,33	0,16	0,58
09.10.2005	0,76	2,7	1,2	0,68	0,72	0,36	0,91
19.10.2005	1,35	4,9	2,7	1,4	1,9	0,85	1,6
29.10.2005	0,50	2,7	1,2	0,80	0,73	0,35	1,0
08.11.2005	0,58	3,0	1,9	0,98	1,1	1,0	1,5
18.11.2005	0,40	1,6	0,72	0,47	0,37	0,22	0,87
28.11.2005	0,68	2,9	1,6	0,96	1,1	0,42	1,4
18.12.2005	0,33	1,4	0,57	0,34	0,41	0,19	0,50
28.12.2005	2,6	10	4,9	3,1	3,7	1,0	3,7
27.01.2006	1,9	6,8	3,7	2,3	2,4	0,66	1,9
06.02.2006	4,4	14	7,2	4,7	4,5	1,9	3,7
16.02.2006	0,68	3,6	1,7	0,66	0,99	0,36	1,2
26.02.2006	2,7	8,4	5,1	2,6	2,7	1,2	2,2
08.03.2006	0,50	3,3	1,4	0,68	0,56	0,34	0,80
18.03.2006	1,5	5,3	2,9	1,9	1,7	0,65	1,7
28.03.2006	0,26	1,1	0,60	0,37	0,26	0,34	0,63
07.04.2006	0,50	1,9	0,95	0,55	0,43	0,26	0,73
17.04.2006	0,22	0,88	0,37	0,10	0,38	< 0,034	0,41
27.04.2006	0,063	0,39	0,10	0,037	0,046	< 0,034	0,15
07.05.2006	< 0,034	0,18	0,040	< 0,034	0,033	< 0,034	0,057
17.05.2006	< 0,034	0,20	0,038	< 0,034	0,038	< 0,034	0,038
27.05.2006	0,060	0,55	0,12	0,052	0,14	< 0,034	0,22
06.06.2006	0,075	0,52	0,18	0,044	0,15	0,26	0,19
16.06.2006	0,13	0,27	0,051	0,034	0,12	< 0,034	0,08
26.06.2006	0,22	0,88	0,37	0,10	0,38	< 0,034	0,41
Jahres- mittelwert	0,66	2,5	1,3	0,74	0,80	0,35	0,85
16.07.2006	< 0,034	0,31	0,071	0,032	0,10	< 0,034	0,11
26.07.2006	0,12	0,31	0,066	0,047	0,21	< 0,034	0,19
05.08.2006	0,048	0,21	< 0,034	< 0,034	0,067	< 0,034	0,070
15.08.2006	0,071	0,42	0,085	0,038	0,056	0,18	0,11
25.08.2006	0,068	0,18	< 0,034	< 0,034	0,042	< 0,034	0,070
04.09.2006	0,038	0,18	< 0,034	0,033	0,074	< 0,034	0,08
14.09.2006	0,20	0,63	0,18	0,065	0,32	0,10	0,25

n.n. ... nicht nachweisbar



Tabelle 17: Konzentrationen der analysierten PAK im PM10-Filter mittels Kleinfiltergerät (in ng/m³).

Datum	BaA	BjF	BbF	BkF	BaP	DbA	Ind
01.07.2005	0,22	n. n.	0,26	0,12	< 0,083	< 0,083	0,12
21.07.2005	0,12	n. n.	0,10	< 0,083	< 0,083	< 0,083	< 0,083
10.08.2005	0,26	0,11	0,35	0,16	0,16	0,08	0,28
20.08.2005	0,17	0,51	0,27	0,09	0,11	0,12	0,16
30.08.2005	0,15	n. n.	n. n.	< 0,083	< 0,083	0,12	0,16
09.09.2005	0,23	0,74	0,66	0,19	0,20	0,12	0,28
19.09.2005	0,30	0,93	0,44	0,21	0,37	0,16	0,35
29.09.2005	0,29	1,3	0,60	0,30	0,45	0,23	0,55
09.10.2005	0,95	2,8	1,3	0,71	0,97	0,45	0,95
19.10.2005	1,3	4,6	2,5	1,4	1,5	0,55	1,7
29.10.2005	0,59	2,8	1,2	0,71	0,81	0,35	1,1
08.11.2005	1,4	5,8	2,4	3,6	1,5	0,75	2,2
18.11.2005	1,1	3,5	1,5	0,89	1,1	0,46	1,5
28.11.2005	0,82	2,4	1,1	0,65	1,1	0,47	1,2
18.12.2005	0,25	0,88	0,47	0,23	0,34	0,52	0,54
28.12.2005	3,3	10	4,6	2,8	3,2	1,3	3,6
27.01.2006	2,6	10	4,6	2,8	3,2	0,97	4,1
06.02.2006	0,75	3,8	1,6	0,81	1,1	0,33	1,4
16.02.2006	1,9	7,9	3,3	1,9	2,4	0,85	2,9
26.02.2006	5,4	15	7,5	4,6	5,0	1,9	5,4
08.03.2006	0,79	3,2	1,1	0,65	1,2	1,6	1,5
18.03.2006	2,3	6,7	3,3	2,1	2,4	2,0	3,0
28.03.2006	0,60	2,2	1,2	0,53	0,68	0,43	0,85
07.04.2006	1,8	6,3	2,8	1,6	1,6	0,83	2,0
17.04.2006	0,36	1,1	0,45	0,23	0,31	0,20	0,51

n.n. nicht nachweisbar

Vergleicht man die Ergebnisse der beiden verschiedenen Sammler, ist zu sehen, dass die Resultate sehr gut übereinstimmen. Das bedeutet, dass die Daten, die von dieser Messstelle in der Slowakei mittels High Volume Sampler produziert wurden, durchaus vergleichbar mit denen der anderen Messstellen sind. Abbildung 8 zeigt einen Vergleich zwischen den Werten von Benzo(a)pyren mittels High Volume und Low Volume Sampler.

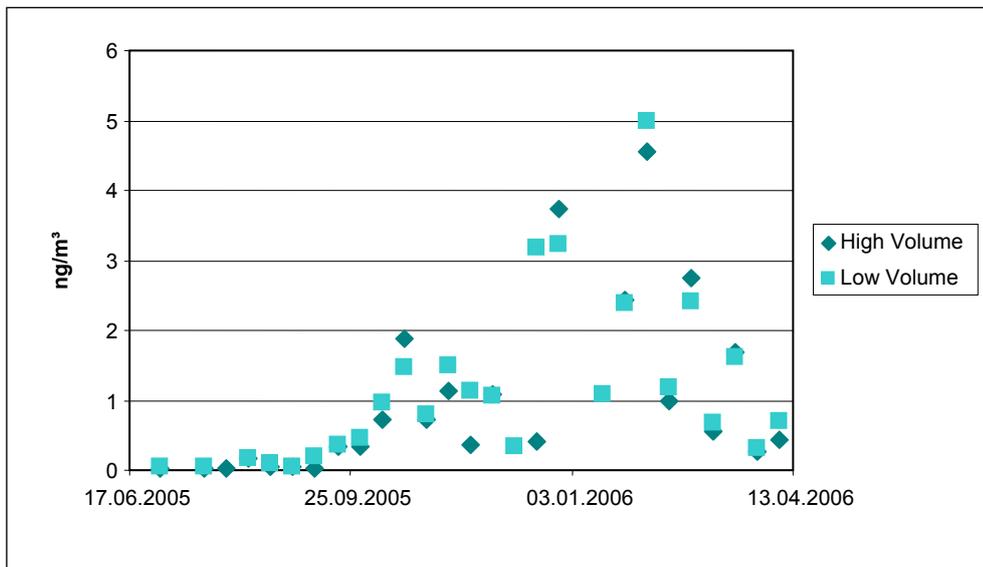


Abbildung 8: Vergleich von Benzo(a)pyren mittels High Volume Sampler und Kleinfiltergerät.

4.3 Vergleich Wien – Bratislava

Abbildung 9 zeigt einen Vergleich der Feinstaubbelastung zwischen Wien und Bratislava. Wie man deutlich erkennen kann, ist die Feinstaubbelastung bei der Messstelle in Bratislava signifikant höher als in Wien.

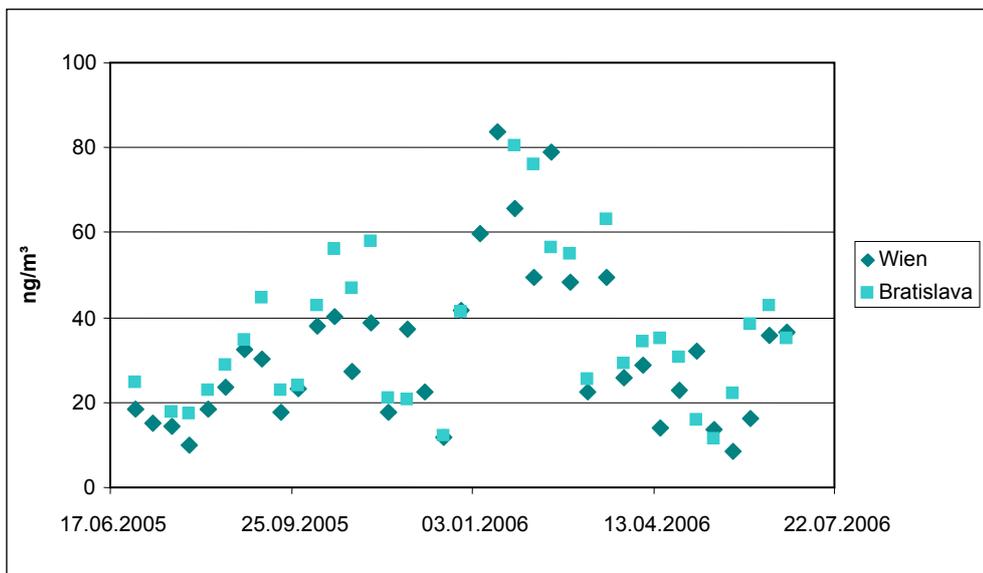


Abbildung 9: Vergleich der Feinstaubbelastung in Wien und Bratislava.

Die folgende Abbildung zeigt einen Vergleich der berechneten Jahresmittelwerte von Benzo(a)pyren an beiden Messstellen. Beim Vergleich der Jahresmittelwerte ergibt sich ein Unterschied von ca. 20 % zwischen den beiden Messstellen, wobei die Belastung an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen trotz der geringeren Feinstaubkonzentrationen in Wien höher ist. Dieser Unterschied wird aber nur durch vereinzelte Tage hervorgerufen, an denen die BaP-Konzentrationen in Wien deutlich höher waren.

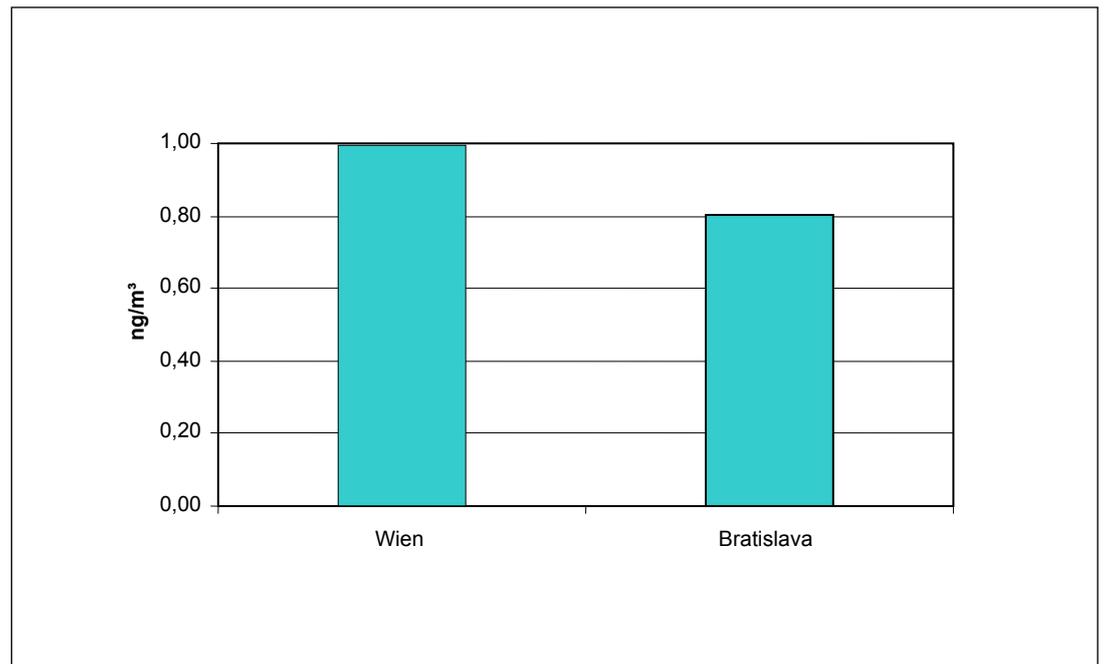


Abbildung 10: Vergleich der Jahresmittelwerte von Benzo(a)pyren in Wien und Bratislava.



5 INTERPRETATION UND DISKUSSION DER ERGEBNISSE

Um festzustellen, inwieweit eine Belastung mit einem Schadstoff ein Risiko für die menschliche Gesundheit darstellt, ist es erforderlich, die Wirkungen dieses Stoffes zu kennen. Für Einzelsubstanzen sind zumeist Dosis-Wirkungsbeziehungen aus Labor- oder Tierversuchen vorhanden, die zeigen, in welchem Dosisbereich toxische Wirkungen auftreten. Meist wird dabei ersichtlich, welche die kritische Wirkung eines Stoffes ist, beispielsweise akute Toxizität, reizende Eigenschaften, Mutagenität, Kanzerogenität, Reproduktions-, Immun- oder Neurotoxizität. Bei der Einzelstoffbewertung wird, ausgehend von einem NOAEL (einer Dosis, die zu keiner schädigenden Wirkung führt) mit Anwendung eines Sicherheitsfaktors aufgrund der Extrapolation Tier – Mensch ein so genannter TDI-Wert (TDI = Tolerable Daily Intake) definiert (er bezeichnet die Dosis, die bei lebenslanger täglicher Aufnahme zu keinen schädigenden Effekten führt).

Diese Daten sind für die Substanzen, die in der vorliegenden Studie analysiert wurden, in Kapitel 2 zusammenfassend dargestellt.

Die Exposition des Menschen gegenüber einzelnen Umweltschadstoffen ist in der Regel um ein Vielfaches geringer als die Dosierungen, die in Tierversuchen zu Schädigungen führen. Es ist jedoch zu bedenken, dass die Menschen heute einer großen Anzahl an verschiedenen Stoffen in geringen Konzentrationen über lange Zeiträume ausgesetzt sind. Daher müssen Kombinationswirkungen verschiedener Stoffe in Betracht gezogen werden, die schwer fassbar sind. Bekannt sind additive, antagonistische (sich aufhebende) oder auch synergistische (überadditive) Kombinationswirkungen.

Ein weiteres Beispiel für das Zusammenwirken verschiedener Stoffe ist die Aktivierung von fremdstoffmetabolisierenden Enzymen durch eine bestimmte Substanz. Dadurch kommt es zu einer vermehrten Verstoffwechslung von potenziell krebserregenden Stoffen und somit zu erhöhtem Krebsrisiko. Reizende Stoffe wiederum können durch Vorschädigung von Schleimhäuten zu einer höheren Aufnahme von Schadstoffen führen.

Die Beurteilung von Stoffgemischen hinsichtlich Gefährdungspotenzials für die Menschen gestaltet sich also als sehr schwierig,

- aufgrund der heterogenen Zusammensetzung der Gemische,
- aufgrund der meist niedrigen, chronischen Expositionen,
- aufgrund der individuellen Empfindlichkeiten der Menschen und
- aufgrund der zahlreichen Einflüsse, die vor allem durch den persönlichen Lebensstil, das Lebensumfeld, Arbeitsplatzbedingungen u. ä. bedingt sind.

Im Folgenden sind die wesentlichen Ergebnisse der Messkampagne zusammengefasst und aktuellen Bewertungen wissenschaftlicher Gremien gegenübergestellt.

Gesundheitsrisiko durch Chemikalien und Schadstoffe

Kombinationswirkung verschiedener Stoffe

5.1 PM10 und PM2,5

Ergebnisse Die Mittel- und Maximalwerte der Feinstaubkonzentrationen an den Messstellen Wien und Bratislava sind in Tabelle 18 dargestellt. Die Detailergebnisse der einzelnen Messzeiträume finden sich in Tabelle 6 und Tabelle 15. Die Konzentrationen von PM10 lagen in Wien im Bereich von 8,5–83,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, mit einem Mittelwert von 31,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. In Bratislava lagen die PM10-Konzentrationen im Bereich von 11,5–80,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, mit einem Mittelwert von 36,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Die PM2,5-Konzentrationen in Wien lagen im Bereich von 6,4–70,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ mit einem Mittelwert von 24,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die Feinstaub-Konzentrationen sind generell in den Wintermonaten (November bis März) höher, Maximalwerte wurden in Wien und Bratislava am 17.01.2006 gemessen.

Feinstaub wurde 2005 in die WHO-Luftqualitätsrichtlinien integriert; diese wurden mit dem Ziel geschaffen, die Gesundheitsauswirkungen von Luftschadstoffen zu reduzieren (WHO 1987, 1997, 2005a).

Ziel- und Grenzwerte

Tabelle 18: Mittelwerte und Maximalwerte für PM10 und PM2,5 in Wien sowie PM10 in Bratislava im Vergleich zu EU-Grenzwerten und WHO-Luftqualitätsziel.

Parameter	Maximalwert	Mittelwert	Grenzwert EU 2005	Richtgrenzwert EU 2010	WHO-Qualitäts-Ziel
Wien PM2,5	70,3	24,5	-	-	10
Wien PM10	83,7	31,6	40	20	20
Bratislava PM10	80,4	36,0	40	20	20

Wie in Tabelle 18 ersichtlich lagen die Jahresdurchschnittswerte von PM10 über den 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, die in den WHO-Luftqualitätsrichtlinien definiert wurden und ab 2010 als unverbindliche Richtgrenzwerte in der EU gelten (WHO 2005a, EK 1999). Der Wiener PM10-Wert übersteigt das Qualitätsziel der WHO um das 1,6-fache, in Bratislava wird der Wert für PM10 um das 1,9-fache überschritten. Die Luftqualitätsrichtlinien der WHO für PM2,5 wurden mit 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ festgelegt (WHO 2005a). Der für Wien ermittelte Jahresdurchschnittswert für PM2,5 ist 2,4-fach höher als der von der WHO aus gesundheitlichen Gründen definierte Zielwert.

verkürzte Lebenserwartung durch Feinstaub

Die Auswirkungen der Feinstaubbelastung auf die Bevölkerung wurden im Rahmen des Clean Air For Europe (CAFE)-Programms untersucht (EK 2005). Österreichspezifische Daten zur Auswirkung der Feinstaubbelastung auf die Sterblichkeit in verschiedenen Städten und Regionen wurden vom Umweltbundesamt nach der Methodik der WHO ermittelt (UMWELTBUNDESAMT 2005). Die mittlere Reduktion der Lebenserwartung der österreichischen Bevölkerung durch Feinstaub liegt demnach bei acht Monaten.

Eine umfangreiche amerikanische Studie zeigt, dass eine Zunahme von 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Feinstaub zu einer 4 %igen Zunahme der Gesamtsterblichkeit führt. Die Zahl der Sterbefälle infolge von Herz-Kreislaufkrankungen steigt derselben Studie zufolge um 6 %, die von Lungenkrebs um 8 % (POPE et al. 2002).

Einige Bevölkerungsgruppen sind verstärkt von den gesundheitsbeeinträchtigenden Wirkungen des Feinstaubes betroffen. Dies sind vor allem jene, die gegenüber besonders hohen Konzentrationen exponiert sind. Häufig sind dies auch sozial benachteiligte Bevölkerungsgruppen (WHO 2006).



Im Rahmen von EU-Projekten wurden die gesundheitlichen Auswirkungen von Feinstaub untersucht (SANDSTRÖM et al. 2005). Es konnte gezeigt werden, dass es bei Dieselabgasen exponierten Personen zu Lungenreizungen und Freisetzung von Entzündungsfaktoren kommt. Dies führt unter anderem zu einer höheren Anfälligkeit gegenüber Allergenen (PROIETTI et al. 2003, BEHNDIG et al. 2006). Epidemiologische Studien zeigen, dass die Zunahme von Deselemissionen in industrialisierten Ländern mit einer Zunahme von allergischen Erkrankungen korreliert.

Insbesondere Kinder und Erwachsene mit atopischer Disposition (Personen mit Neigung zu Allergien und Asthma) sind von den Wirkungen von Feinstaub verstärkt betroffen, da asthmatische und allergische Beschwerden bei erhöhten Feinstaub-Belastungen vermehrt und verstärkt auftreten (WHO 2006).

Säuglinge und Kleinkinder sind eine gegenüber den Wirkungen von Feinstaub höchst sensible Bevölkerungsgruppe (WHO 2005c). Es gilt als gesichert, dass ein Zusammenhang zwischen erhöhtem Feinstaub-Gehalt und Sterbefällen von Neugeborenen durch Atemwegserkrankungen besteht. In einer Studie wurde etwa der Einfluss von Feinstaub auf intrauterine Wachstumsverzögerung (Wachstumsverzögerung des Ungeborenen) nachgewiesen. Dabei konnte gezeigt werden, dass die Fälle intrauteriner Wachstumsverzögerung bei PM10-Belastungen höher als $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sowie bei PM2,5-Belastungen höher als $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zunehmen (DEJMEK et al. 1999). Wachstumsverzögerung eines Ungeborenen ist eine der Konsequenzen von mutagener Belastung während der Frühschwangerschaft (Einnistungsphase). Es wird vermutet, dass ein Zusammenhang zwischen intrauteriner Wachstumsverzögerung und Erkrankungen im Erwachsenenalter (Diabetes Typ II, Bluthochdruck, Herzerkrankungen) besteht (BARKER 1995, DEJMEK et al. 1999).

Die schädigenden Wirkungen des Feinstaubes betreffen besonders Kinder. Neben vermehrten Fällen von Husten und Bronchitis kommt es zu einer Beeinträchtigung der Lungenfunktion und als Folge zu reduziertem Lungenwachstum (WHO 2005d, 2006).

Eine weitere Bevölkerungsgruppe, die besonders sensitiv gegenüber Feinstaub-Belastungen ist, sind ältere Personen, besonders jene mit bestehenden Herz-Kreislauf-erkrankungen oder Diabetes. Es wurde gezeigt, dass Feinstaub wichtige Blutparameter, die als Risikofaktoren für Herz-Kreislauf-erkrankungen gelten, negativ beeinflusst (SCHWARTZ 2001). Weiters ist bekannt, dass an Tagen mit erhöhter Feinstaub-Belastung eine Zunahme der Spitalweisungen aufgrund von Herz-Kreislauf-erkrankungen zu verzeichnen ist (WHO 2005d). Feinstaub wurde und wird daher als Risikofaktor für erhöhte Mortalität aufgrund von Herz-Kreislauf-erkrankungen definiert, indem er Entzündungsprozesse verursacht und artherosklerotische Prozesse verstärkt (POPE et al. 2004). Der Zusammenhang von heutzutage messbaren Konzentrationen von Feinstaub (PM) und einer Reihe von gesundheitlichen Problemen der Bevölkerung wurde in einer Publikation der WHO zusammengefasst (WHO 2006).

Kurzzeiteffekte der Belastung mit Feinstaub sind:

- Entzündungsreaktionen der Atemwege und der Lunge,
- Beeinträchtigung der Atmung,
- negative Effekte auf das Herz-Kreislaufsystem,
- Steigerung des Medikamentenverbrauchs,
- Erhöhung der Krankenhausaufenthalte,
- Erhöhung der Sterblichkeit.

Allergie und Asthma

Belastung für Herz-, Kreislauf- und Diabetes-Kranke

Kurzzeit-Effekte

Langzeit-Folgen

Langzeit-Folgen der Belastung mit Feinstaub sind:

- Ansteigen der Symptome der unteren Atemwege,
- Beeinträchtigung der Lungenfunktion bei Kindern,
- Ansteigen der Häufigkeit von COPD (Chronisch Obstruktiver Bronchitis),
- Beeinträchtigung der Lungenfunktion bei Erwachsenen,
- Verringerung der Lebenserwartung insbesondere durch Herz-Kreislauf-erkrankungen und infolge von Lungenkrebs.

Für Feinstaub kann keine Schwellenkonzentration angegeben werden, ab der mit Wirkungen zu rechnen ist (WHO 2006).

5.2 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Die Detailergebnisse der einzelnen PAK in Feinstaub sind in den Tabellen 7, 8, 16 und 17 ersichtlich. In Tabelle 19 sind die Maximalwerte und Mittelwerte für BaP dargestellt. Die vorliegenden Daten, die an beiden Messstellen erhoben wurden, zeigen, dass die BaP-Konzentrationen in PM₁₀ und PM_{2,5} im Zeitraum November 2005 bis März 2006 meist über 1 ng/m³ lagen. Die Maximalwerte betragen 4,5 ng/m³ in der PM₁₀-Fraktion in Bratislava (4. März 2006) und 4,6 ng/m³ (3,8 ng/m³) in der PM₁₀-(PM_{2,5})-Fraktion in Wien (06.02.2006).

In der 4. Tochterrichtlinie der EU (RL 2004/107/EG) über Arsen, Kadmium, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Luft wurden zur Verringerung der schädlichen Auswirkungen dieser Stoffe auf die menschliche Gesundheit, unter besonderer Rücksichtnahme auf empfindliche Bevölkerungsgruppen, Zielwerte festgelegt. Als Marker für das Krebsrisiko polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe in der Luft dient BaP. Die Mitgliedstaaten haben alle erforderlichen und ohne unverhältnismäßige Kosten durchführbaren Maßnahmen zu ergreifen, um die Immissionskonzentrationen der oben genannten Stoffe ab dem 31. Dezember 2012 nicht zu überschreiten. Der in der zitierten Richtlinie genannte Zielwert für BaP beträgt 1 ng/m³ in der PM₁₀-Fraktion als Durchschnitt eines Kalenderjahres (EU 2004).

Tabelle 19: Mittelwerte und Maximalwerte für BaP in PM₁₀ und PM_{2,5} in Wien, BaP in PM₁₀ in Bratislava und EU-Zielwert für BaP in PM₁₀ (2012) in ng/m³.

Messstelle/Parameter	Max.	Mittelwert	EU-Ziel
Wien: BaP in PM _{2,5}	3,78	0,88	1
Wien: BaP in PM ₁₀	4,61	0,99	1
Bratislava: BaP in PM ₁₀	4,55	0,80	1

In Wien lagen insgesamt elf von 37 Messungen über 1 ng BaP/m³ PM₁₀ (resp. zehn von 37 in PM_{2,5}). In Bratislava waren in acht Proben BaP-Konzentrationen in PM₁₀ von mehr als 1 ng/m³ nachweisbar (siehe Tabellen 7, 8, 16, 17).

Die Proben, in denen Konzentrationen > 1 ng BaP/m³ nachweisbar waren, wurden durchwegs im Winterhalbjahr, im Zeitraum von 19.10.2005 bis 18.03.2006, gezogen.



Der Jahres-Durchschnittswert der vorliegenden Studie für BaP beträgt für Wien $0,99 \text{ ng/m}^3$ und für Bratislava $0,80 \text{ ng/m}^3$; in beiden Städten wäre somit der Zielwert unterschritten, in Wien beinahe erreicht.

Wie im Kapitel 2.1 dargestellt, sind PAK eine große Gruppe von Einzelsubstanzen von unterschiedlicher Toxizität. Die Außenluft enthält üblicherweise ein Gemisch zahlreicher PAK, von unterschiedlich kanzerogenem Potenzial.

**geringste Mengen
PAK können Krebs
auslösen**

Aufgrund der Wirkweise von genotoxischen Kanzerogenen, kann für diese Substanzen keine Wirkschwelle angenommen werden, das bedeutet, geringste Konzentrationen können bereits Krebs auslösen. Allerdings kann dies erst nach langen Latenzzeiten erfolgen. Die Latenzzeiten sind abhängig von der auslösenden Substanz, von der Art, Ausmaß und Dauer der Exposition, möglichen verstärkenden Faktoren sowie der individuellen genetischen Empfindlichkeit.

Es gibt einige Methoden, die Kanzerogenität von PAK-Gemischen zu bewerten. Die gebräuchlichste ist, das Risiko anhand der Leitsubstanz BaP abzuleiten.

Die WHO bezieht sich in den Luftqualitätsrichtlinien auf das Unit Risk-Modell von 1987, basierend auf epidemiologischen Studien von Kohleofenarbeiterinnen und -arbeitern. Das Unit Risk-Modell beschreibt das geschätzte zusätzliche Risiko des Auftretens einer Krebserkrankung bei dauernder inhalativer Exposition von 1 ng BaP/m^3 Luft (als Indikator für das PAK-Gemisch) auf Lebenszeit. Dieser Wert beträgt für BaP $8,7 \times 10^{-5}/\text{ng BaP/m}^3$. Diese Konzentration ergibt laut WHO ein zusätzliches Risiko von 1 : 10.000 Einwohnerinnen/Einwohnern bei einer Konzentration von $1,2 \text{ ng BaP/m}^3$ (bzw 1 : 100.000 bei $0,12 \text{ ng/m}^3$ oder 1 : 1.000.000 bei $0,012 \text{ ng/m}^3$) zur Folge.

Unit Risk-Modell

Übertragen auf die Messergebnisse im Projekt, ergeben sich in Bezug auf die Bevölkerungszahl von Wien durch die gemessenen BaP-Konzentrationen zwei zusätzliche Lungenkrebsfälle pro Jahr. Für Bratislava ergeben sich 0,5 durch BaP in der Luft verursachte Krebsfälle pro Jahr.

Weitere Risiken durch Exposition gegenüber PAK bestehen aufgrund ihrer reproduktionstoxischen Eigenschaften. In höher belasteten Gebieten wurde bereits eine größere Zahl von PAK-Addukten im Nabelschnurblut nachgewiesen (PERERA et al. 1998). Die Anzahl der DNA-Addukte korrelierten auch mit einem geringeren Entwicklungszustand des Neugeborenen – geringere Körperlänge, geringeres Geburtsgewicht, geringerer Kopfumfang (PERERA et al. 1997). Eine weitere Studie belegte den Zusammenhang von PAK-Konzentrationen in Nabelschnurblut und geringerem Geburtsgewicht von Neugeborenen (CHOI et al. 2006). Wie in Kapitel 5.1 beschrieben gibt es Hinweise, dass Wachstumsverzögerung in der Gebärmutter mit dem Risiko bestimmter Krankheiten im Erwachsenenalter einhergeht.

**Reproduktions-
toxizität**

Darüber hinaus ergab eine Studie, dass bestimmte Biomarker, darunter PAK-Addukte, in Neugeborenen in höheren Konzentrationen nachweisbar sind als im mütterlichen Blut, obwohl die PAK-Konzentrationen im Nabelschnurblut 10-fach geringere Konzentrationen als im mütterlichen Blut aufwiesen. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass das sich entwickelnde Kind noch nicht über ausreichende Entgiftungskapazitäten verfügt und insgesamt eine größere Empfindlichkeit (Suszeptibilität) besteht (WHYATT et al. 2001).

Diese Daten zeigen, dass auch Ungeborene durch PAK-Belastung der Luft betroffen sind, bezogen auf die Ergebnisse der vorliegenden Studie können jedoch keine quantitativen Aussagen getroffen werden.

5.3 Nitro-PAK

Ergebnisse Insgesamt wurden in jeweils 37 Wiener Proben Nitro-PAK in PM₁₀ und in PM_{2,5} bestimmt. Die höchsten Konzentrationen traten bei 9-N-ANT und 3-N-FLA mit 0,66 ng/m³ und 0,23 ng/m³, wobei die Nitro-PAKs an die kleinsten Teilchen adsorbiert sind (siehe Tabelle 20).

Tabelle 20: Maximalwerte der untersuchten Nitro-PAK in ng/m³ in PM₁₀ und PM_{2,5} sowie die Anzahl der Proben größer der Nachweisgrenze (NG)

Kongener	Anzahl der Proben	Max. in PM ₁₀	Max. in PM _{2,5}	Anzahl Proben > NG – PM ₁₀	Anzahl Proben > NG – PM _{2,5}
3-N-FLA	37	0,24	0,24	17	17
9-N-ANT	37	0,66	0,93	24	24

Risiko Das Lebenszeit-Krebsrisiko durch Nitro-PAK wurde anhand von Tierversuchsdaten zu 2-Acetyl-Aminofluoren (AAF), Stoffwechselprodukt von 2-N-FLU und potenterm Kanzerogen, berechnet (MÖLLER et al. 1993). In derselben Studie wurde auch ein weiteres Modell herangezogen, ausgehend von Krebsvorstufen (präneoplastischen Läsionen) durch 2-N-FLU in Ratten im Vergleich mit durch Gamma-Bestrahlung verursachten Läsionen. Dadurch konnten epidemiologische Daten von Strahlenexponierten (Hiroshima) zur Berechnung des Risikos herangezogen werden. Ergebnis der Berechnungen war ein Lebenszeit-Krebsrisiko von 0,15–49 Menschen unter 10⁻⁶. Ein gesellschaftlich akzeptiertes Risiko ist 1 x 10⁻⁶, das bedeutet eine zusätzliche Krebserkrankung in einer Million Menschen. Dies würde bedeuten, dass das Risiko gegenüber Nitro-PAK bis zu 50-mal erhöht sein kann. Zahlreiche Unsicherheitsfaktoren – wie die Unkenntnis synergistischer Effekte und die krebsfördernde (tumorpromovierende) Eigenschaft von Nitro-PAK sind hier jedoch in Betracht zu ziehen.

5.4 Polybromierte Diphenylether

BDE-Konzentrationen zwischen 13 und 36 pg/m³

In den Tabellen 21 und 22 sind die BDE-Kongenerere, die in den höchsten Konzentrationen gefunden wurden, dargestellt. Die Detailergebnisse aller Kongenerere finden sich in den Tabellen 12a-d und 13a-d. Die höchsten Konzentrationen erreichte Deca-BDE mit 30 pg/m³ (19.–22.01.2006), die Deca-BDE-Werte lagen generell ein bis zwei Größenordnungen über den anderen Kongenerere, mit höheren Konzentrationen in der Winterperiode. Die BDE-47 (Tetra-BDE) Maximalkonzentration betrug 16 pg/m³; die Konzentrationen der niedriger bromierten Kongenerere waren generell im Unterschied zu Deca-BDE in den Sommermonaten höher. Die Summen aller 25 gemessenen BDE (inkl. Deca-BDE) schwankten zwischen 13 pg/m³ im Messzeitraum von 31.01.–03.02.2006 (mittlere Temperatur -2,4°C) und 36 pg/m³ in der Messperiode von 25.–28.06.2006 (mittlere Temperatur 26,4°C). Der Mittelwert aller Proben betrug BDE 26 pg/m³.



Tabelle 21: Messwerte der mengenmäßig bedeutendsten PBDE und der Summe aller 25 analysierten PEDE in fg/m^3 der Wintermessperiode.

Kongener	W-01	W-02	W-03	W-04	W-05	W-06
BDE-47	1.100	1.200	780	3.600	3.400	2.700
BDE-99	520	740	440	2.400	2.200	1.500
BDE-209	29.000	30.000	12.000	10.000	20.000	8.000
Σ BDE(25)	30.827	32.272	13.499	18.197	29.899	12.992

Tabelle 22: Messwerte der mengenmäßig bedeutendsten PBDE und der Summe aller 25 analysierten PBDE in fg/m^3 der Sommermessperiode.

Kongener	S-01	S-02	S-03	S-04	S-05	S-06
BDE-47	12.000	10.000	14.000	9.400	16.000	9.200
BDE-99	3.500	2.900	4.500	3.000	4.500	2.500
BDE-209	12.000	9.000	5.000	16.000	12.000	9.000
Σ BDE(25)	30.508	24.437	26.946	33.243	36.281	23.397

Polybromierte Diphenylether sind aufgrund ihrer Eigenschaften – persistent, bioakkumulierend und toxisch – als neue POPs zur Aufnahme in das Stockholmprotokoll für POPs vorgeschlagen. PBDE sind bereits ubiquitär in der Umwelt nachweisbar, teilweise sind die Umwelt-Konzentrationen bzw. Konzentrationen in Organismen bereits höher als die der PCB. Die Körperkonzentrationen (body burdens) von US-Bürgerinnen und -Bürgern sind in etwa 10–40-mal höher als die von Bürgerinnen und Bürgern in Europa bzw. Japan (Mc. DONALD 2005).

In dieser Publikation werden weiters Körperkonzentrationen in Fettgewebe, Blut und Brustmilch von US-Bürgerinnen und die täglichen Aufnahmemengen untersucht. Durch einen Vergleich der Konzentrationen in Gewebe und Blut der Menschen mit jenen aus Tierversuchen, in denen Schädigungen beobachtet wurden, wurde der vorhandene Sicherheitsabstand bezüglich toxischer Wirkungen berechnet. Auf Basis dieser Überlegungen ist das Verhältnis der Konzentration im Tier zur Konzentration im Mensch für Effekte auf weibliche und männliche Fortpflanzungsorgane kleiner als eins, für toxische Effekte auf die Entwicklung des Nervensystems in Mäusen kleiner als zehn, in Ratten kleiner als 100. Aus diesen Berechnungen und Überlegungen wird in der Studie der Schluss gezogen, dass der Sicherheitsabstand für einen Teil der amerikanischen Bevölkerung gering erscheint – falls Menschen ähnlich sensitiv gegenüber den Wirkungen von PBDE sind (Mc. DONALD 2005).

Es sind einige Studien zur Aufnahme von PBDE durch die Nahrung verfügbar (LUKSEMBURG et al. 2004, DARNERUD et al. 2001, BOCIO et al 2003, KIVIRANTA et al. 2004, WINTER-SORKINA et al. 2006). Einige Studien deuten darauf hin, dass die Aufnahme über die Luft und den Hausstaub ebenfalls einen relevanten Beitrag leistet (WINTER-SORKINA et al. 2006). Derzeit bestehen allerdings Unsicherheiten bezüglich der Größe des Beitrags. Schätzungen zufolge liegt die Aufnahme über Hausstaub und Innenraumluft für bestimmte Individuen bei 60 % der totalen Aufnahme, während in den meisten Fällen dieser Anteil auf 4 % zu schätzen ist (WILFORD et al. 2004).

**höhere PBDE-
als PCB-
Konzentrationen**

**Aufnahme durch
Nahrung, Luft und
Hausstaub**

PBDE und PCB stören Entwicklung

Nach derzeitigem Stand der Wissenschaft ist das Risiko für die Bevölkerung durch Exposition über die Außenluft im Vergleich zur Aufnahme mit der Nahrung und durch Innenraumkontamination als gering einzustufen. Dennoch gilt aufgrund der potenziell gefährlichen Eigenschaften dieser Stoffe das Minimierungsgebot. Weiters ist zu bedenken, dass PBDE über einen ähnlichen Mechanismus wie PCB, die Störung des Schilddrüsenhaushalts, die Entwicklung des Gehirns und Nervensystems schädigen können und daher eine additive Wirkung dieser Substanzen anzunehmen ist.

5.5 Nonylphenol

Nonylphenol in allen Proben über der Bestimmungsgrenze

Insgesamt wurden 37 Wiener Proben auf Nonylphenol in PM₁₀ und in PM_{2,5} analysiert. Nonylphenol war in allen 37 Proben über der Bestimmungsgrenze nachweisbar; die Konzentrationen lagen im Bereich von 2,3–19 ng/m³ in PM₁₀ und 2,1–19 ng/m³ in PM_{2,5}. Der Mittelwert lag für Nonylphenol in PM₁₀ bei 6,9 ng/m³ und in PM_{2,5} bei 7,4 ng/m³.

Aufnahmekquellen

Die Aufnahme von Nonylphenol erfolgt, abgesehen von Exposition am Arbeitsplatz, in der Regel über die Nahrung und Konsumprodukte (siehe Kapitel 2.4.4).

Es gibt nur wenige Studien zu Nonylphenol in der Luft beziehungsweise im Feinstaub. Aktuelle Studien haben gezeigt, dass die Konzentrationen in der Innenraumluft bedeutend höher sein können. In Amerika wurden Konzentrationen bis zu 420 ng/m³ in Innenräumen nachgewiesen (RUDEL et al. 2003). In Japan lagen die Maximalwerte bei 680 ng/m³ (SAITO et al. 2004). Die Untersuchung von Hausstaubproben auf Nonylphenol ergaben doch immerhin eine mittlere Konzentration von 3,7 mg/kg (maximal 14 mg/kg) (UMWELTBUNDESAMT 2004).

Die gemessenen Nonylphenol-Konzentrationen in der Außenluft stellen nach derzeitigem Kenntnisstand kein Risiko für die menschliche Gesundheit dar. Zu bedenken ist jedoch, dass bezüglich der Auswirkungen endokrin wirksamer Substanzen auf die menschliche Gesundheit Unsicherheiten und Wissensdefizite bestehen.

5.6 Schlussfolgerungen

In der vorliegenden Studie wurde eine Reihe von problematischen Stoffen im Feinstaub untersucht. Andere potenziell gefährliche Stoffe im Feinstaub wie bestimmte, kanzerogene Schwermetalle und weitere organische Schadstoffe konnten im Rahmen dieses Projekts nicht untersucht werden. In der Luft sind auch verschiedene kanzerogene Substanzen wie beispielsweise Benzol und Formaldehyd vorhanden und tragen zur Erhöhung des Krebsrisikos durch Luftverschmutzung bei.

Die Feinstaubkonzentrationen, die im Rahmen des Gemeinschaftsprojektes ermittelt wurden, zeigen, dass weitere Anstrengungen erforderlich sind, um die gesundheitlichen Auswirkungen zu minimieren und den ab 2010 geltenden Richtgrenzwert der EU, sowie das WHO-Luftqualitätsziel zu erreichen.

Die PAK-Konzentrationen lagen z. T. unter dem Zielwert von 1 ng/m³, wobei eine Reduktion der Schadstoffkonzentration (im speziellen Benzo(a)pyren) nicht beobachtet werden kann. Benzo(j)fluoranthren wurde aber deutlich über den 1 ng/m³ gemessen.



Für krebserregende Substanzen wie PAK kann kein Schwellenwert, ab dem Wirkungen ausgelöst werden, definiert werden, daher gilt grundsätzlich das Minimierungsgebot. Dies gilt auch für die Nitro-PAK, für diese Substanzgruppe ist laut WHO Forschungsbedarf gegeben.

Bezüglich der PBDE und Nonylphenol, persistente organische Schadstoffe, die im Rahmen der Studie untersucht wurden, gibt es weiterhin Forschungs- und Kontrollbedarf. Nach dem derzeitigen Stand der Wissenschaft sind die Konzentrationen, die in der vorliegenden Studie in der Außenluft gemessen wurden, im Vergleich zu der Exposition durch andere Quellen, von geringerer Relevanz.

6 LITERATUR

- AMAP – Arctic Monitoring and Assessment Programme (2004): Persistent Organic Pollutants in the Arctic. AMAP Assessment 2002. AMAP, Oslo.
- ANDERSSON, Ö.; BLOMQUIST, G. (1981): Polybrominated flame retardants found in fish in Sweden. *Chemosphere* 10, 1051–1060.
- ARCEM (2003): Final Report – Hormonwirksame Stoffe in Österreichs Gewässer – Ein Risiko? Ergebnisse aus drei Jahren Forschung. Edited by Umweltbundesamt. ISBN: 3-85457-695-1. <http://www.arcem.at>.
- ASPLUND, L.; ATHANASIADOU M.; SJÖDIN, A.; BERMAN, Å.; BÖRJESSON, H. (1999): Organohalogen substances in muscle, egg and blood from healthy Baltic salmon (*Salmo salar*) and Baltic salmon that produced offspring with the M74 syndrome. *Ambio* 28: 67–76.
- BAARS, A. J.; THEELEN, R. M. C.; JANSSEN, P. J. C. M.; HESSE, J. M.; VAN APeldoORN, M. E.; MEIJERINK, M. C. M.; VERDAM, L.; ZEILMAKER, M. J. (2001): Re-evaluation of human toxicological risk maximum permissible risk levels. RIVM report – 711701025, Bilthoven, The Netherlands.
- BARKER, D.J.P. (1995): The fetal and infant origins of disease. *Eur. J. Clin. Invest* 25, 457–463.
- BETTS, K. (2003): Are US-Homes a haven for toxins. *Environ Sci and Technol.* 407A-411A, November 1.
- BEHNDIG, A. F.; MUDWAY, I. S.; BROWN, J. L.; STENFORS, N.; HELLEDAY, R.; DUGGAN, S. T.; WILSON, S. J.; BOMAN, C.; CASSEE, F. R.; FREW, A. J.; KELLY, F. J.; SANDSTROM, T.; BLOMBERG, A. (2006): Airway antioxidant and inflammatory responses to diesel exhaust exposure in healthy humans. *Eur Respir J.* 27: 359–365.
- BOCIO, A.; LLOBET J. M.; DOMINGO J. L.; CORBELLA J.; TEIXIDO, A.; CASAS, C. (2003): Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in foodstuffs. Human exposure through the diet. *J Agric Food Chem* 51 (10): 3191–3195.
- BUTT, C. M.; DIAMOND, M. L.; TRUONG, J.; IKONOMOU, M. G.; SCHURE, A. F. H. (2004): Spatial distribution of polybrominated diphenyl ethers in southern Ontario as measured in indoor and outdoor window organic films. *Environ Sci Technol.* 38(3) 724–731.
- CHOI, H.; JEDRYCHOWSKI, W.; SPENGLER, J.; CAMANN, D.E.; WHYATT, R.M.; RAUH, V.; TSAI, W.Y.; PERERA, F.P. (2006): International studies of prenatal exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and fetal growth. *Environ Health Perspect.* 114: 1744–1750.
- COMPRESS (2006): Webservice der Stadt Wien. Wien International. 20.12.2006. <http://www.wieninternational.at/de/node/149>.
- DÄNISCHES AMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1999): Toxicological Evaluation and Limit Values for Nonylphenol, Nonylphenol Ethoxylates, Tricresyl, Phosphates and Benzoic Acid. Miljøprojekt nr. 512. Miljøstyrelsen, København. <http://www.mst.dk/udgiv/Publications/1999/87-7909-566-6/html/nonylphenol/kap07.htm>.
- DARNERUD, P. O. ERIKSEN, G.S.; JOHANNESSON, T.; LARSEN P. B. & VILUKSELA, M. (2001): Polybrominated diphenyl ethers. Occurrence, dietary exposure, and toxicology. *Environ Health Perspect.* 109 Suppl 1: 49–68.
- DARNERUD, P. O. (2003): Toxic effects of brominated flame retardants in man and in wildlife. *Environ Int.* 29(6): 841–853.



- DE WIT, C. A. (2002): An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere* 46 (5), 583–624.
- DE BOER, J. (1990): Brominated diphenyl ethers in Dutch freshwater and marine fish. *Organohalogen Comp.* 2: 315–318.
- DEJMEK, J.; SELEVAN, S. G.; BENES, I.; SOLANSKY, I.; SRAM, R. J. (1999) Fetal growth and maternal exposure to particulate matter during pregnancy. *Environ Health Perspect.* 107: 475–480.
- EITZER, B. D. & HITES, R. A. (1989): Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in the ambient air of Bloomington, Indiana. *Sci Environ Technol.* 23, 1389–1395.
- ENVIRONMENTAL AGENCY JAPAN (1991): Chemicals in the environment. Report on Environmental Survey and Wildlife Monitoring of Chemicals in F.Y. 1988 and 1989. Environment Agency Japan, Tokyo.
- ECB – European Chemicals Bureau (2001): EU Risk Assessment Report. Diphenylether, pentabromo derivative (pentabromodiphenylether). European Commission, Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection European Chemicals Bureau, Ispra. <http://ecb.jrc.it/esis/>.
- ECB – European Chemicals Bureau (2002): EU Risk Assessment Report. 4-Nonylophenol and Nonylphenol. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection European Chemicals Bureau, Ispra. <http://ecb.jrc.it/esis/>.
- ECB – European Chemicals Bureau (2003b): EU Risk Assessment Report. Diphenylether, octabromo derivative (octabromodiphenylether). European Commission, Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection European Chemicals Bureau, Ispra. <http://ecb.jrc.it/esis/>.
- ECB – European Chemicals Bureau (2003a): Technical guidance document on risk assessment, Ispra, Italy.
- EK – EUROPÄISCHE KOMMISSION (2005): Impact Assessment of the Thematic Strategy and the CAFÉ Directive (SEC(2005)11339). http://ec.europa.eu/environment/air/cafe/pdf/ia_report_en050921_final.pdf
- FENT, K. (1998): Umweltchemie, Toxikologie, Ökologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart/New York.
- FERNANDEZ, P.; GRIMALT, J.; VILANOVA, R. (2002): Atmospheric Gas-Particle Partitioning of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in High Mountain Regions of Europe. *Environ Sci Technol*, 36, 1162–1168.
- FOREMAN, W. T. & BILDEMAN, T. F. (1990): Semivolatile organic compounds in the ambient air of Denver, Colorado. *Atmos Environ.* 24A, 2405–2416.
- GASTON, W. U.; J. C. & CHANG, M. G. (1997): Determination of PAH in airborne particulates using gel permeation chromatography and HPLC – Fluorescence – UV. *J Environ Sci Health A* 32(5), 1525–1556.
- HALE, C.; LA GUARDIA, M. J.; HARVEY, E.; GAYLOR, M. O. & MAINOR, T. M. (2006): Brominated flame retardant concentrations and trends in abiotic media. *Chemosphere* 64: 181–186.
- HARRISON, R. M.; SMITH, D. J. & KIBBLE, A. J. (2004): What is responsible for the carcinogenicity of PM_{2.5}? *Occup Environ Med.* 61: 799–805.
- HASSANIN, A.; BREIVIK, K.; MEIJER, S. N. et al. (2004): PBDEs in European background soils: level and factors controlling their distribution. *Environ Sci Technol.* 38 (3) 738–45.



- IARC (1983): Polynuclear aromatic compounds. Part 1: Chemical, environmental and experimental data. IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans, Volume 32, International Agency for Research on Cancer, WHO, Lyon.
- IARC (1989): Diesel and Gasoline Engine Exhausts and Some Nitroarenes. IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans, Volume 46, International Agency for Research on Cancer, WHO, Lyon.
- Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L; BGBl. I Nr. 115/1997 zuletzt geändert durch BGBl. I Nr. 34/2006) Bundesgesetz zum Schutz vor Immissionen durch Luftschadstoffe, mit dem die Gewerbeordnung 1994, das Luftreinhaltgesetz für Kesselanlagen, das Berggesetz 1975, das Abfallwirtschaftsgesetz und das Ozongesetz geändert werden.
- IPCS (1994): Brominated Diphenylethers. Environmental Health criteria 162. International programme on Chemical safety, United nations environment programme. International labour organisation, WHO world health organisation. Genf.
<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc162.htm>.
- IPCS (1998): Selected non heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons Environmental Health criteria 202 International programme on Chemical safety, United nations environment programme. International labour organisation, WHO world health organisation, Genf. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc202.htm>.
- IPCS (2003): Selected Nitro- and Nitroxy polycyclic aromatic hydrocarbons. Environmental Health criteria 229 International programme on Chemical safety, United nations environment programme. International labour organisation, WHO world health organisation and produced within the framework of the Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals (IOMC). Genf.
<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc229.htm#1.0>.
- IKONOMOU, M. G.; CREWE, N.; HE, T.; FISCHER, M. (1999): Polybrominated diphenyl ethers in biota samples from coastal British Columbia, Canada. *Organohalogen Comp.* 40, 341–345.
- JAKOB, J., SEIDELA.. (2000) Zur Problematik der Verwendung von Benzo(a)pyren als Leitkomponente für das PAH-bedingt karzinogene Potential in Umweltmatrices. *Gefahrstoffe. Reinhaltung der Luft* 62, 6, 239–246.
- KIRIVANTA, H.; OVASKAINEN, M. L. & VARTIANIEN, T. (2004): Market basket study on dietary intake of PCDD/Fs PCBs and PBDEs in Finland. *Environ Int.* 30, 923–932.
- KUEHL, D. W.; HAEBLER, R. (1995): Organochlorine, organobromine, metal and selenium residues in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) collected during an unusual mortality event in the Gulf of Mexico, 1990. *Arch. Environ Contam Toxicol.* 28: 494–499.
- KRAUSS, M. (2004): PAK und PCB. In: LITZ, N.; WILCKE, W.; WILKE B.-M. (2004): *Bodengefährdende Stoffe Bewertung, Stoffdaten, Ökotoxikologie, Sanierung.* Ecomed Verlagsgesellschaft.
- KRÜGER, C. (1988): Polybrominated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers – detection and quantitation in selected foods. PhD. Thesis. Germany University of Münster, Münster.
- LAND SALZBURG (2006): Luftgütebericht – Jahresbericht 2005.
<http://www.salzburg.gv.at/2005.pdf>.

- LAW, R. J.; ALLCHIN, C. R.; DE BOER, J.; COVACI, A.; HERZKE, D.; LEPOM, P.; MORRIS, S.; TRONCZYNSKI, J.; DE WIT, C. A. (2006): Levels and trends of brominated flame retardants in the European environment. *Chemosphere* 64: 187–208.
- LEWTAS, J. (1993): Complex mixtures of air pollutants. Characterizing the cancer risk of polycyclic organic matter. *Environ Health Perspect.* 100: 211–218.
- LIND, Y.; DARNERUD, P. O.; ATUMA, S.; AUNE, M.; BECKER, W.; BJERSELIUS, R.; CNATTINGIUS, S.; GLYNN, A. (2003): Polybrominated diphenyl ethers in breast milk from Uppsala County, Sweden. *Environ Res.* 93: 186–194.
- LINDSTRÖM, G.; WINGFORS, H.; DAM, M.; VAN BAVEL, B. (1999): Identification of 19 polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) from the Atlantic. *Arch Environ Contam Toxicol.* 36: 355–363.
- LITZ, N. (2004): Nonylphenol(-Ethoxylate). In: LITZ, N.; WILCKE, W. & WILKE B.-M. (2004): *Bodengefährdende Stoffe Bewertung, Stoffdaten, Ökotoxikologie, Sanierung.* Ecomed Verlagsgesellschaft.
- LÓPEZ LÓPEZ, D.; RUBIO BARROSO, S.; POLO DíEZ, L. M., (1996): Quantitation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Compounds in Urban Air Particulate by HPLC with Programmed Fluorescence Detection. *Química Analítica* 15, 224–229.
- LUKSEMBURG, W.; WENNING R.; MAIER, M.; PATTERSON, A.; BRAITHWAITE S. (2004): Polybrominated diphenyl ether (PBDE) and polychlorinated dibenzo-p-dioxins, and biphenyls (PCB) in fish, beef, and fowl purchases in food markets in Northern California, USA. *Organohalogen Compounds* 46: 665–672.
- MCDONALD, T. A. (2005): Polybrominated diphenylether levels among United States residents: daily intake and risk of harm to the developing brain and reproductive organs. *Integr Environ Assess Manag.* 1: 343–354.
- MENZIE, C. A.; POTOCKI, B. B., SANTODONATO, S. (1992): Exposure to carcinogenic PAHs in the environment. *Environ Sci Technol.* 26:1278–1284.
- MEIRONYTE, D.; NOREN, K. & BERGMAN, A. (2001): Polybrominated diphenyl ethers in Swedish human milk. The follow-up study. *Proceedings of the Second International Workshop on Brominated Flame Retardants.* BFR, Stockholm. pp. 303–305.
- MEIRONYTE, D.; NOREN, K. (1999): Analysis of polybrominated diphenyl ethers in Swedish human milk. A time-related trend study, 1972–1997. *J Toxicol Environ Health A* 58: 329–341.
- MOLLER, L.; LAX, I.; ERIKSSON, L. C. (1993): Nitrated polycyclic aromatic hydrocarbons. A Risk Assessment for the Urban Citizen. *Environ Health Perspect.* 101 Suppl 3: 309–315.
- CHOI, H.; JEDRYCHOWSKI, W.; SPENGLER, J.; CAMANN, D.E.; WHYATT, R.M.; RAUH, V.; TSAI, W.Y.; Perera, F.P. (2006): International Studies of Prenatal Exposure to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Fetal Growth. *Environ. Health Perspect.* 114, 11, 1744–1750.
- NEUKOMM, S.; DUC, T. V.; BARBLAN, C. (1975): Comparison de la teneur de 14 hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les poussières sédimentées et en suspension dans l'air, le long de secteurs d'autoroute à revêtement bitumineux et cimenté (autoroute Lausanne Genève). *Médecine sociale et préventive* 20, 65–68.
- NIELSEN, T. (1996): Traffic contribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the center of a large city. *Atmospheric Environment*, Vol. 30, 3481–3490.

- NIELSEN, T.; PILEGAARD, K. & JENSEN, A. B. (1991): Occurrence and sources of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons at an international airport. In Polycyclic Aromatic Compounds Synthesis, Properties, Analytical Measurements, Occurrence and Biological Effects PAH XIII edited by GARRIGUES, P. and LAMOTTE, M.; 519–526.
- NIELSEN, T.; JORGENSEN, H. E.; LARSEN, J. C.; POULSEN, M. (1996): City air pollution of polycyclic aromatic hydrocarbons and other mutagens: occurrence, sources and health effects. *Sci Total Environ* 189-190: 41–49.
- OLLROGE, I. (2004): Grenzwerte, Richtwerte und Empfehlungen in Marquardt und Schäfer (Herausg.) Lehrbuch der Toxikologie, Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft mbH. Stuttgart. S. 1263–1295.
- PANKOW, J. F. (1987): Review and comparative analysis of the theories on partitioning between the gas and the particulate phases in the atmosphere. *Atmos. Environ.* 21, 2275–2283.
- PANKOW, J. F. (1988): The calculated effects of non-exchangeable material on the gas particle distribution of organic compounds. *Atmos. Environ.* 22, 1405–1409.
- PERERA, F. P.; WHYATT, R. M.; JEDRYCHOWSKI, W.; RAUH, V.; MANCHESTER, D.; SANTELLA, R. M.; OTTMAN, R. (1998): Recent developments in molecular epidemiology. A study of the effects of environmental polycyclic aromatic hydrocarbons on birth outcomes in Poland. *Am J Epidemiol.* 147: 309–314.
- PERERA, F. P.; TANG, D.; RAUH, V.; LESTER, K.; TSAI, W. Y.; TU, Y. H.; WEISS, L.; HOEPNER, L.; KING, J.; DEL PRIORE, G.; LEDERMAN, S. A. (2005): Relationships among polycyclic aromatic hydrocarbon-DNA adducts, proximity to the World Trade Center, and effects on fetal growth. *Environ Health Perspect.* 113: 1062–1067.
- PETERS, R.J.B.; 2003: Hazardous chemicals in precipitations. TNO-report R2003/198.
<http://www.greenpeace.nl/raw/content/reports/hazardous-chemicals-in-precipi.pdf>.
- POPE, A. C.; BURNETT, R. T.; THURSTON, G. D.; THUN, M. J. (2002): Lung cancer. Cardiopulmonary mortality and long-term exposure. *JAMA*, 287, 1132–41.
- POPE, A. C.; BURNETT, R. T.; THURSTON, G. D.; THUN, M. J.; CALLE, E. E.; KREWSKI, D.; GODLESKI, J. J. (2004): Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate matter air pollution. *Circulation*, 109. S. 71–77.
- PROIETTI, L.; SPICUZZA, L. & POLOSA, R. (2003): Urban air pollution at the crossroads of the allergic pandemic. *Ann Ital Med Int* 18: 64–72.
- RIPPEN, G. (1987): Handbuch der Umweltchemikalien – Stoffdaten, Prüfverfahren, Vorschriften. Loseblatt-Ausgabe, laufende Ergänzungen. Ecomed.
- RUCHIRAWAT, M.; NAVASUMRIT, P.; SETTACHAN, D.; AUTRUP, H. (2006): Environmental impacts on children's health in Southeast Asia: genotoxic compounds in urban air. *Ann.N.Y. Acad.Sci* 1076: 678–690.
- RUDEL, A. R.; CAMANN, D. E.; SPENGLER, J. D.; KORN, L. R. & BRODY, J. G. K. (2003): Phthalates, alkylphenols, pesticides, polybrominated diphenyl ethers and other endocrine – disrupting compounds in indoor air and dust. *Environ Sci Technol.* 37, 20, 4543–4553.
- SAITO, I.; ONUKI, A.; SETO, H. (2004): Indoor air pollution by alkylphenols in Tokyo. *Indoor.Air* 14: 325–332.

- SANDSTROM, T.; CASSEE, F. R.; SALONEN, R.; DYBING, E. (2005): Recent outcomes in European multicentre projects on ambient particulate air pollution. *Toxicol Appl Pharmacol.* 207: 261–268.
- SCHWARTZ, J. (2001): Air pollution and blood markers of cardiovascular risk. *Environ Health Perspect.* 109 3. 405–409.
- SELLSTRÖM, U.; KIERKEGAARD, A.; ALSBERG, T.; JONSSON, P.; WAHLBERG, D.; DE WIT, C. (1999): Brominated flame retardants in sediments from European estuaries, the Baltic Sea and in sewage sludge. *Chemosphere.* 40:383–386.
- SRAM, R. J. (1999): Impact of air pollution on reproductive health. *Environ Health Perspect.* 107/11 A 542–543.
- STADT WIEN: wien.gv.at. Webservice der Stadt Wien. 20.12.2006.
<http://www.wien.gv.at/statistik/daten/pdf/bev-uebersicht.pdf>
- TOPINKA, J.; BINKOVA, B.; MRACKOVA, G.; STAVKOVA, Z.; BENES, I.; DEJMEK, J.; LENICEK, J.; SRAM, R. J. (1997): DNA adducts in human placenta as related to air pollution and to GSTM1 genotype. *Mutat Res.* 390: 59–68.
- TOPINKA, J.; BINKOVA, B.; MRACKOVA, G.; STAVKOVA, Z.; PETERKA, V.; BENES, I.; DEJMEK, J.; LENICEK, J.; PILCIK, T. & SRAM, R. J. (1997): Influence of GSTM1 and NAT2 genotypes on placental DNA adducts in an environmentally exposed population. *Environ Mol Mutagen.* 30: 184–195.
- UMWELTBUNDESAMT (1992): Weiss, P. & Riss, A.: Schadstoffe im Raum Linz Teil B: Bodenuntersuchungen von Grünland und Waldböden im Raum Linz auf Schwermetalle, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und chlorierte KWS. Monographien, Bd. M-20. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (1998): Weiss, P.: Persistente organische Schadstoffe in Hintergrund-Waldgebieten Österreichs. Monographien, Bd. M-97. Umweltbundesamt, Wien. S. 242.
- UMWELTBUNDESAMT (1999): Ritter, M.: Luftschadstoff-Trends in Österreich 1980–1998. Berichte, BE-165. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2000a): Gangl, M. & Gans, O.: PAH in der Luft – Messungen in Wien 1999. Berichte, BE-178. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2000b): Weiss, P.: Pflanzentoxische organische Schadstoffe und enzymatische Reaktionen in Fichten emittentenferner Standorte Österreichs. Teil 1: Nitrophenole, leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe und Trichloressigsäure in Fichtennadeln. Monographien, Bd. M-123. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2002): Weiss, P.: Organische Schadstoffe an entlegenen Waldstandorten Sloweniens und Kärntens. Berichte, BE-195. Umweltbundesamt, Wien. S. 121.
- UMWELTBUNDESAMT (2004a): Scharf, S.; Loos, S.; Uhl, M. & Kreuzinger, N.: Untersuchungen von Donausedimenten und Schwebstoffen auf ausgewählte organische Stoffe. Berichte, BE-249. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2004b): Moche, W.; Stephan, K. & Thanner, G.: Bromierte Flammenschutzmittel in der aquatischen Umwelt. Berichte, BE-243. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2004c): Gans, O.; Scharf, S.; Sattelberger, R.; Uhl, M.; Haberhauer, G.; Krenn, A.; Jakusch, M. & Bursch W.: Grundwassergängigkeit und Verhalten von Tensiden und deren Abbauprodukten bei der Klärschlammaufbringung bzw. Klärschlammkompostierung. Monographien, Bd. M-166. Umweltbundesamt, Wien.

- UMWELTBUNDESAMT (2005): Spangl, W.; Placer, K.; Moosmann, L. & Schneider, J.: Abschätzung der Gesundheitsauswirkungen von Schwebstaub in Österreich. Berichte, Bd. Rep-0020. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2006a): Spangl, W.; Nagl, C. & Schneider, J.: Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2005 Berichte, Bd. Rep-0065. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2006b): Freudenschuß, A.; Obersteiner, E. & Uhl, M.: Organische Schadstoffe in Grünlandböden. Bericht in Druck. Umweltbundesamt, Wien.
- UNEP – United Nations Environment Programme (2001): Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants.
http://www.pops.int/documents/convtext/convtext_en.pdf (2001).
- UN-ECE – United Nations Economic Commission for Europe (1998): Convention on Long Range Transboundary Air Pollution. Protocol on Persistent Organic Pollutants, Aarhus Protocol. <http://www.unece.org/env/lrtap/full%20text/1998.POPs.e.pdf>.
- UN-ECE – United Nations Economic Commission for Europe (2002): Executive Body for the Convention on Long Range Transboundary Air Pollution. Health risks of persistent organic pollutants from long-range transboundary air pollution. Working Group on Effects, GE.02-31616.
- Vierte Tochterrichtlinie der EU (RL 2004/107/EG) des europäischen Parlaments und des Rates von 15. Dezember 2004 über Arsen, Kadmium, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Luft.
- WILFORD, B.H.; HARNER, T.; ZHU, J.; SHOEIB, M.; JONES, K.C. (2004): Passive sampling survey of polybrominated diphenyl ether flame retardants in indoor and outdoor air in Ottawa, Canada: implications for sources and exposure. Environ Sci Technol. 38: 5312–5318.
- WINTER-SORKINA, R.; BAKKER, R. I.; WOLTERINK, G.; ZEILMAKER, M. J. (2006): Brominated flame retardants. Occurrence, dietary intakes and risk assessment. RIVM Report 320100002.
- WHO – World Health Organization (1987): Air Quality Guidelines for Europe. WHO Regional Publications. European Series No 23. Copenhagen: World Health Organization. pp 105–117.
- WHO – World Health Organization (2000): WHO Air quality guidelines for Europe. Second Edition. World Health Organisation. Regional Office for Europe, Copenhagen, Regional publications. European Series Nr. 91.
- WHO – World Health Organization (2005a): WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulphur dioxide. Global update 2005 Summary of risk assessment. World Health Organisation.
- WHO – World Health Organization (2005b): Health effects of transport related air pollution. WHO regional Office for Europe.
- WHO – World Health Organization (2005c): Effects of air pollution on children's health and development: a review of evidence. WHO regional Office for Europe, Copenhagen.
<http://www.euro.who.int/document/E86575.pdf>.
- WHO – World Health Organization (2005d): Wie der Feinstaub in der Luft die Lunge schädigt. WHO Faktenblatt EURO/04/05. WHO, Berlin/Kopenhagen/Rom.
<http://www.euro.who.int/document/mediacentre/fs0405g.pdf>.



WHO – World Health Organization (2006): Health risks of particulate matter from long range transboundary air pollution. Joint WHO-Convention Task Force on the Health effects of air pollution/European Center of Environment and Health, Bonn Office.

<http://www.euro.who.int/document/e88189.pdf>.

WHYATT, R. M.; JEDRYCHOWSKI, W.; HEMMINKI, K.; SANTELLA, R. M.; TSAI, W. Y.; YANG, K.; PERERA, F. P. (2001): Biomarkers of polycyclic aromatic hydrocarbon-DNA damage and cigarette smoke exposures in paired maternal and newborn blood samples as a measure of differential susceptibility. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev.* 10: 581–588.

WYBRANIEC, S.; DE JONG, A. P. (1996): Modified sampling and analysis method for large volatility range airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) using gas chromatography-mass spectrometry. *Anal Bioanal Chem.* 356, 396–402.

YAMASAKI, H.; KUWATA, K. & MIYAMOTO, H. (1982): Effects of ambient temperature on aspects of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ Sci Technol.* 16, 189–194.

Datenbanken (Stand: 20.02.2007)

ESIS – European chemical Substances Information System: Datenbank des Europäischen Chemikalien Büro (ECB). <http://ecb.jrc.it/>.

GLD – Gefahrstoffdatenbank der Länder. <http://www.gefahrstoff-info.de/>.

GESTIS – Gefahrstoffinformationssystem der Gewerblichen Berufsgenossenschaften: Stoffdatenbank. <http://www.hvbg.de/d/bia/gestis/stoffdb/index.html>.

HSDB – Hazardous Substances Data Bank: Database of the National Library of Medicine's TOXNET system. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>.

IPCS INCHEM: Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations. <http://www.inchem.org/>.

IUCLID – International Uniform Chemical Information Data Base: ECB: European Chemicals Bureau; ESIS: European chemical Substances Information System. <http://ecb.jrc.it/esis/>.

PAN – Pesticide Database: Pesticide Action Network. <http://www.pesticideinfo.org/Index.html>.

PubMed, National Library of Medicine. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi>.