umweltbundesamt

HAUSSTAUB – EIN INDIKATOR FÜR INNENRAUMBELASTUNG

BERICHTE
BE-258

Wien, 2004

Projektleitung
S. Scharf

Autoren
M. Uhl, P. Hohenblum, S. Scharf unter Mitarbeit von C. Trimbacher (Kap. 4.10)

Übersetzung
P. Hohenblum

Statistische Berechnungen
D. Kaller

Satz/Layout
M. Krötzl

Fotonachweis
C. Trimbacher

Sämtliche Analysen wurden von den MitarbeiterInnen des Labors des Umweltbundesamtes durchgeführt

Weitere Informationen zu Publikationen des Umweltbundesamtes finden Sie unter: www.umweltbundesamt.at

Impressum

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

Eigenvervielfältigung

Gedruckt auf Recyclingpapier/*Printed on recycling paper*

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2004
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-753-2

INHALT

ZUSAMMENFASSUNG 4

SUMMARY 9

1 EINLEITUNG 14

2 AUSWAHL DER LEITSUBSTANZEN 16
2.1 Untersuchungsprogramm 16

3 PROBENAHME UND PROBENAUFBEREITUNG 17

4 BESCHREIBUNG DER STOFFE UND DISKUSSION DER ERGEBNISSE 18
4.1 Schwermetalle 18
4.2 Phthalate 22
4.3 Pyrethroide 26
4.4 Flammschutzmittel (bromierte Diphenylether) 30
4.5 Alkylphenole und Bisphenol A 34
4.6 Organozinnverbindungen 37
4.7 Lineare Alkylbenzolsulfonsäuren (LAS) 41
4.8 Screening auf mittelflüchtige Verbindungen 43
4.9 Milbenallergentest 51
4.10 Elektronenmikroskopische Untersuchungen 52

5 INTERPRETATION DER ERGEBNISSE 54

6 ANHANG 58
6.1 Referenzen 58
6.2 Fragebogenmuster 65
6.3 Einzelergebnisse 70
6.4 Tabellenverzeichnis 93
6.5 Abbildungsverzeichnis 94

ZUSAMMENFASSUNG

Internationale Studien zeigen, dass teils große Mengen an Schadstoffen im Hausstaub zu finden sind und dass die Innenraumbelastung u.a. auch ein gesundheitliches Risiko für Menschen darstellen kann. Hausstaub dient als Indikator für Chemikalien im Innenraum. Bereits 1990 wurde die Innenraumverschmutzung von der amerikanischen Umweltbehörde (US-EPA) als hohes umweltbedingtes Risiko eingestuft.

Die modernen Lebensgewohnheiten bedingen, dass wir durchschnittlich 90% unserer Lebenszeit in Innenräumen verbringen. In Gebäuden finden sich einerseits die Luftschadstoffe der Außenluft, andererseits viele Chemikalien, die aus der Ausstattung und aus Artikeln des täglichen Bedarfs stammen.

Um festzustellen, welche Schadstoffe in welchem Ausmaß im Hausstaub vorhanden sind, führte das Umweltbundesamt eine Hausstaubuntersuchung durch. Im Oktober 2003 wurden insgesamt 22 Hausstaubproben aus verkehrsnahen und -entfernten Wohnungen sowie zwei Proben aus Büros gesammelt. Anschließend erfolgte eine Fraktionierung auf < 63 µm für die chemischen Analysen.

Parameterauswahl:

Die Einzelparameter bzw. Parametergruppen wurden aufgrund ihrer typischen Einsatzgebiete im Bereich des Haushaltes, ihrer mengenmäßigen Relevanz und ihrer Toxizität ausgewählt (Schwermetalle, Phthalate, Pyrethroide, Flammschutzmittel, Alkylphenole und Bisphenol A, Organozinnverbindungen, Lineare Alkylbenzolsulfonate). Außerdem wurde an einigen Proben ein Screening auf organische, mittelflüchtige Schadstoffe durchgeführt, um relevante weitere Schadstoffgruppen identifizieren zu können. Ausgewählte Proben wurden weiters unter dem Elektronenmikroskop untersucht. Alle Staubproben wurden zudem auf Milbenallergene getestet.

Auswertung der Fragebögen:

Die Probenehmer wurden gebeten, einen Fragebogen auszufüllen, in welchem wichtige Angaben zum Umfeld, der Wohnung und den Einrichtungsgegenständen gefragt wurden. Es wurde versucht, diese Angaben mit den Ergebnissen der Studie zu korrelieren. Aufgrund der breiten Streuung der Ergebnisse und der geringen Probenanzahl konnten keine Korrelationen gefunden werden.

Die Messwerte wurden anhand der Fragebögen interpretiert, Zusammenhänge, die auch in der Literatur beschrieben sind, hergestellt und mögliche Ursachen für erhöhte Werte aufgezeigt. Weiters wurden für jede Substanzgruppe, soweit möglich, technische und toxikologische Eigenschaften, Einsatzbereiche, Einsatzmengen in Österreich / EU sowie gesetzliche Regelungen und weiterführende Literaturangaben in fact sheets zusammengefasst.

Ergebnisse:

Schwermetalle:

Schwermetalle wurden in allen Proben detektiert. Die höchste Konzentration wurde für Zink (8.300 mg/kg) bestimmt, die zweithöchsten Werte wurden für Blei (4.100 mg/kg) ermittelt. Im städtischen Raum ist die Belastung mit Schwermetallen vor allem auf Verkehrsemissionen zurückzuführen. Hohe Bleigehalte im Hausstaub können maßgeblich zur Bleibelastung von

Kleinkindern beitragen. Auch Quecksilberbelastung sollte aufgrund möglicher gesundheitsschädigender Wirkungen vermieden werden.

Phthalate:

Die hauptsächliche Verwendung dieser Verbindungen besteht in der Zugabe zu Kunstoffen als so genannte Weichmacher. Von den untersuchten Phthalaten wurden Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) und Benzylbutylphthalat (BBP) am häufigsten und in den höchsten Konzentrationen (Maximalwert DEHP: 3.300 mg/kg) gemessen. Die Belastung mit Phthalaten ist als bedenklich zu werten, da Berechnungen ergeben, dass vor allem bei Kleinkindern duldbare tägliche Aufnahmemengen überschritten werden können.

Die Entscheidung 1999/815/EG der Europäischen Kommission wird dazu führen, dass diese Belastung zukünftig abnehmen wird. Persönliche Maßnahmen und Konsumverhalten - wie z.B. gezielte Information vor dem Kauf von Produkten - können zusätzlich maßgeblich dazu beitragen, das individuelle Risiko zu reduzieren.

Pyrethroide:

Von 10 untersuchten Pyrethroiden (Insektiziden) wurde Permethrin am häufigsten nachgewiesen (13 von 22 Proben). Die Maximalkonzentration betrug 35 mg/kg. Die restlichen Pyrethroide wurden gar nicht oder nur vereinzelt bestimmt. Untersuchungen zeigen, dass bestimmte Menschen besonders sensibel gegenüber Pyrethroidwirkungen sind.

Polybromierte Diphenylether:

Diese Wirkstoffe in Flammschutzmitteln ähneln den PCBs (Polychlorierte Biphenyle), deren Einsatz mittlerweile aufgrund ihrer gesundheitsschädigenden Wirkungen in vielen Ländern verboten ist. Die höchsten Konzentrationen wurden bei den Kongeneren # 183 (Maximalwert 360 µg/kg), # 99, # 209 und # 47 gemessen. Das zumindest in den USA am meisten verbreitete eingesetzte Kongener # 209 (Decabromdiphenylether) wurde in allen Proben in der höchsten Median-Konzentration (22 µg/kg) bestimmt. Ähnliche Konzentrationen können auch im Klärschlamm nachgewiesen werden. Belastungen in England und USA sind in etwa um zwei Zehnerpotenzen höher. Aufgrund ihrer chronischen toxischen Wirkungen (Wirkung auf das Hormonsystem, Störung der Nervenentwicklung) ist dennoch Vorsicht geboten.

Alkylphenole und Bisphenol A:

In fast allen Proben wurden die Industriechemikalien Alkylphenole und Bisphenol A gemessen. Die Maxima betrugen für Nonylphenol 14 mg/kg, für Bisphenol A 8,8 mg/kg. Octylphenol wurde in deutlich geringeren Konzentrationen bestimmt, als die beiden anderen Substanzen. Die Konzentrationen im Hausstaub sind mit jenen im Klärschlamm vergleichbar. Die Exposition mit diesen Verbindungen ist vor allem wegen ihrer hormonartigen Wirkungen zu vermeiden.

Organozinnverbindungen:

Bei Organozinnverbindungen wurden Mono- und Dibutylzinn in fast allen Proben (Maximalwerte um 20 mg/kg), Tributylzinn in einem Drittel der Proben gemessen. Tetrabutyl-, Di- und Triphenylzinn wurden in keiner der Proben bestimmt. Die erhaltenen Messwerte sind mit Ergebnissen aus Klärschlammanalysen vergleichbar. Organozinnverbindungen sind wegen ihrer Wirkungen auf das Hormon- und Immunsystem als kritisch zu betrachten.

Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS):

In allen Proben konnten LAS in Konzentrationen von 37 bis 660 mg/kg nachgewiesen werden. Diese Tenside, welche Inhaltsstoffe von Waschmitteln sind, gehören somit mengenmäßig zu den bedeutendsten Komponenten im Hausstaub. Tenside können die Wasser-Lipidmembranen der Haut schädigen, deren wichtige Funktion der Schutz gegen äußere Einflüsse ist. Dadurch kann die Schadwirkung anderer Substanzen vergrößert werden, die so leichter in den Körper gelangen.

Mittels Screening-Verfahren detektierte Substanzen:

Um weitere relevante Schadstoffgruppen identifizieren zu können, wurden an 10 Proben ein Screening auf organische, mittelflüchtige Schadstoffe durchgeführt, die nachfolgenden Substanzgruppen wurden in allen Proben analysiert:

- Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
- Terpene
- Trisphosphate

Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAHs)

Benzo(a)pyren (BaP) wird üblicherweise als Leitsubstanz für PAHs herangezogen. Ein Auftreten von BaP in Konzentrationen von > 10 mg/kg im Hausstaub wird als unerwünscht betrachtet und expositionsmindernde Maßnahmen empfohlen (HEUDORF, 1999). Aufgrund der krebsauslösenden Wirkungen sind B(a)P und andere PAHs generell kritisch zu betrachten. In der vorliegenden Untersuchung wurden in keiner Probe Werte von 10 mg/kg BaP oder mehr gefunden.

Trisphosphate

Diese organischen Verbindungen werden als Flammschutzmittel eingesetzt und konnten im mg-Bereich im Hausstaub nachgewiesen werden. In Gebäuden mit hohen Konzentrationen an Trisphosphaten im Hausstaub wurde über gesundheitliche Beschwerden der Bewohner und Arbeitnehmer berichtet. Betroffen sind vor allem Haut, Schleimhaut und Nervensystem.

In der nachfolgenden Abbildung (Abb. 1) sind die mengenmäßig wichtigsten, organischen Schadstoffe, welche in dieser Studie im Hausstaub einzelanalytisch untersucht wurden, dargestellt. Trisphosphate und PAH fehlen in dieser Abbildung, da sie mittels Screeningverfahren halbquantitativ bestimmt wurden.

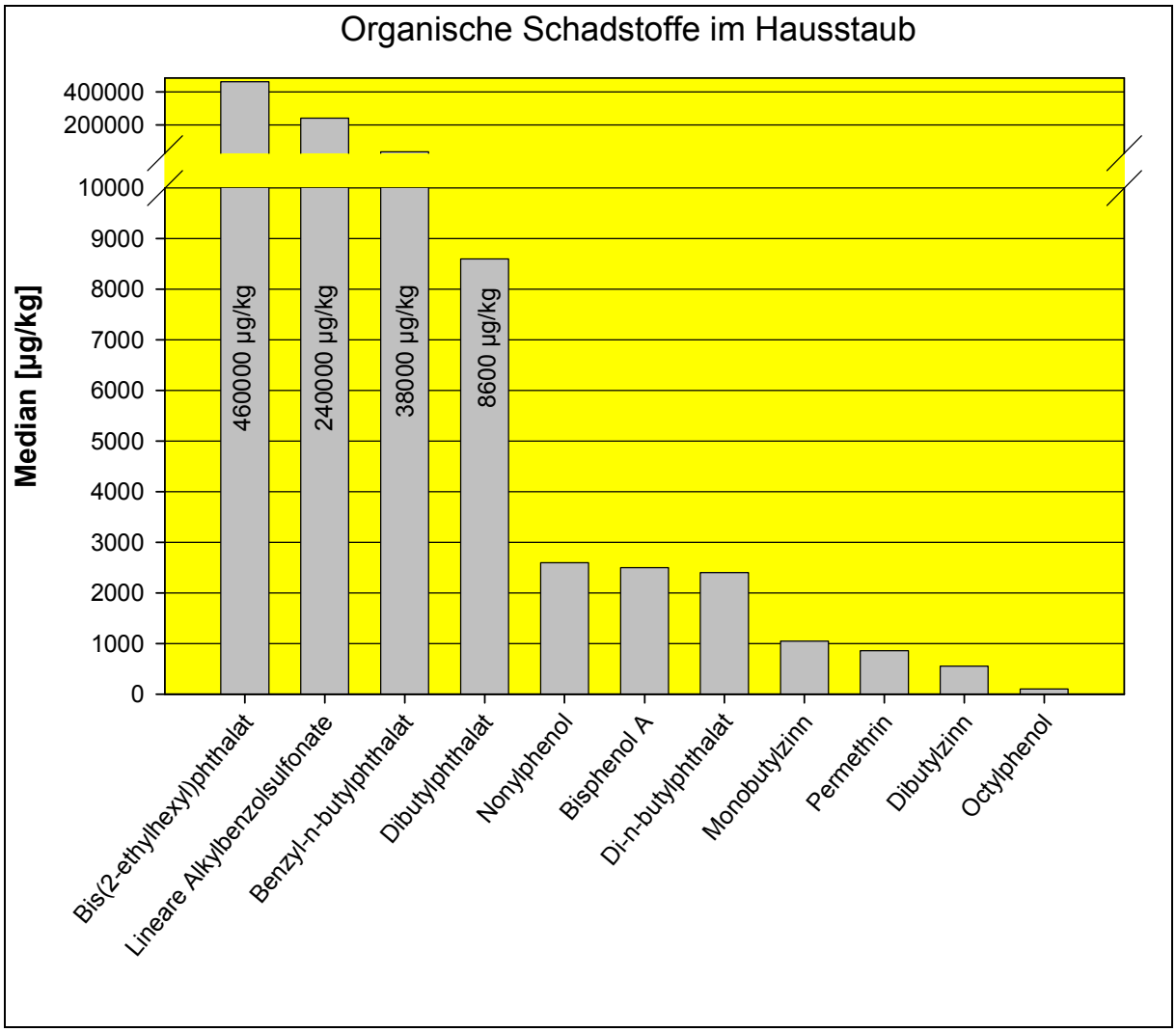


Abb. 1: Organische Schadstoffe im Hausstaub

Bewertung der Ergebnisse:

Im Rahmen dieser Studie konnte keine Risikoabschätzung für die untersuchten Stoffe durchgeführt werden, die Daten wurden jedoch in Beziehung zu anderen Bewertungen gesetzt. Die Hamburger Umweltbehörde hat im „Kursbuch Umwelt“ Qualitätsziele für Innenraumluftbelastung definiert, die eine Minimierung der Exposition mit chemischen Stoffen im Innenraum zum Ziel hat. Für schwerflüchtige organische Umweltchemikalien wären demnach Hausstaubgehalte von < 1 mg beziehungsweise von < 10 mg (bei weit verbreiteten Chemikalien (z.B. Phthalate)) anzustreben. Überschreitungen der Zielwerte wurden in dieser Studie besonders bei Phthalaten (DEHP, BBP), Permethrin, Nonylphenol, Bisphenol A, Mono- und Dibutylzinn beobachtet.

Umweltchemikalien, welche in der vorliegenden Studie bestimmt wurden, können in hormonell gesteuerte Prozesse mit der Möglichkeit eingreifen, Entwicklung und Reproduktion zu stören oder eine Krebserkrankung zu fördern. Weiters wurden Stoffe nachgewiesen, die die Auslösung einer Allergie fördern können bzw. eine bestehende allergische Erkrankung stark negativ beeinflussen können. Manche Substanzen gelten als neurotoxisch mit der Möglichkeit, in sensiblen Phasen der Entwicklung bleibende Schäden zu verursachen. Die Daten der vorliegenden Untersuchung bestätigen, dass Hausstaub eine relevante Schadstoffquelle für

den Menschen ist. Die Daten zeigen weiters, dass in bestimmten Fällen (Phthalate, Organozinnverbindungen, Alkylphenole) Handlungsbedarf gegeben ist. Die notwendigen Regelungen sind teilweise bereits in Kraft, in einigen Bereichen erfolgt ihre Umsetzung. Allerdings werden diese Regelungen erst in mehreren Jahren zu spür- und messbaren Verringerungen der Konzentrationen führen. In vielerlei Hinsicht besteht weiterhin Handlungsbedarf (z.B. Organozinnverbindungen in Gebrauchsgütern).

Studien zeigen meist keinen erkennbaren Zusammenhang von den im Blut nachgewiesenen Schadstoffkonzentrationen von Personen und den Schadstoffkonzentrationen, die im Hausstaub der betreffenden Personen gemessen wurden. Dies hat zahlreiche Gründe. Ein Grund ist, dass die Belastung mit den untersuchten Substanzen hauptsächlich über die Nahrung und sekundär über die Atmung erfolgt. Gewohnheiten und Lebensstil sind sehr unterschiedlich und beeinflussen dadurch die Aufnahme dieser Substanzen. Weiters bestehen auch individuelle Unterschiede bei der Verstoffwechslung.

Im besonderen Maße sind allerdings Kleinkinder von der Exposition betroffen. Die Aufnahmemenge in Bezug auf das Körpergewicht ist größer, die Stoffwechselrate ist höher und durch das kindliche Verhalten (Spielen am Boden, Einatmen und Aufnahme der Stäube über Hand, Spielzeug, Mund) ist die Belastung höher und kann bei bestimmten Schadstoffen die duldbare tägliche Aufnahmemenge überschreiten. Darüber hinaus sind Wachstums- und Entwicklungsvorgänge besonders sensible Phasen gegenüber Einwirkungen von Schadstoffen. Besondere Bedeutung haben neuro- und immuntoxische, auf das Hormonsystem wirkende oder kanzerogene Stoffe.

Eine vorsorgende Chemikalienpolitik sollte das Ziel haben, die empfindlichsten Individuen der Bevölkerung zu schützen. Hauptaugenmerk sollte daher auf dem Schutz von Babys und Kleinkindern liegen, da sie die empfindlichste und zugleich am höchsten exponierte Bevölkerungsgruppe darstellen.

Maßnahmen und Handlungsbedarf:

Jeder Einzelne von uns hat aber auch die Möglichkeit, Maßnahmen zu treffen und einen Beitrag zu leisten, um die Belastung mit Schadstoffen in Innenräumen zu reduzieren, z. B. durch:

- Häufiges Lüften
- Gründliches Händewaschen auch vor kleineren Zwischenmahlzeiten
- Wechseln der Schuhe (Verwenden von Hausschuhen)
- Verwenden einer hochwertigen Türmatte
- Verwenden eines effizienten Staubsaugers (und Filters)
- Jährliches Reinigen der Teppiche mit Dampf
- Feuchtes Wischen von Gegenständen und Spielwaren
- Auswahl von Möbeln, Teppichen und Vorhängen etc., die leicht zu reinigen sind
- Verwendung von umwelt- und hautverträglichen Produkten zur Pflege und Reinigung
- Verwendung von umweltverträglichen Produkten für Ausbau und Ausstattung
- Vermeiden von Rauchen, Kochen mit Gas und offenen Feuerstellen
- Entfernen alter PVC-Fußböden und Fliesen

Über die Handlungsmöglichkeiten des Einzelnen hinaus besteht dringender Forschungsbedarf hinsichtlich der gemeinsamen, gleichzeitigen Einwirkung von schädigenden Substanzen in geringen Konzentrationen. Die herkömmlichen Instrumente der Umwelt- und Gesundheitsbeobachtung sind nicht ausreichend, um die Auswirkungen umweltbedingter Gefahren frühzeitig zu erfassen und bewerten zu können. Weiters sollte die Forderung nach Risikoforschung vor der Verwendung von neuen Chemikalien durch die Industrie gestärkt werden.

SUMMARY

International studies reveal the presence of huge amounts of pollutants in household dust and identify a risk for human health. Household dust therefore is regarded as indicator for chemicals exposure indoors. Already in 1990, the US Environmental Protection Agency (US EPA) assessed indoor pollution as important environmental risk.

Modern lifestyle causes indoor dwelling times of more than 90 % of our life. Inside buildings pollutants of the ambient air as well as chemicals that evaporate from furniture and goods can be encountered.

In order to identify relevant substances and their concentrations in household dust, the Umweltbundesamt carried out a study in 2003. Dust samples from 22 apartments and two offices were collected, fractioned to a diameter < 63 µm and analysed for selected substances.

Selection of Parameters:

Parameters were selected due to their typical fields of application in households, their relevance in terms of consumption and their toxicity (heavy metals, phthalates, pyrethroids, brominated flame retardants, alkyl phenols and bisphenol A, organotin compounds, linear alkylbenzene sulfonates (LAS). Additionally, a screening for semi-volatile organic compounds was carried out to identify further pollutants. In order to determine fibre dust, selected samples were analysed by means of Analytical Scanning Electron Microscopy. Tests for acarian allergens were also performed.

Assessment of questionnaires:

Samplers were asked to complete a questionnaire concerning important indications of their apartment, its environment and furniture. Indications were tried to correlate with analytical results. However, since results are spread noticeably and due to the low number of samples no correlation could be determined.

Results were interpreted by using indications of the questionnaire and correlations that are mentioned in international literature were used to describe noticeable results. Additionally, for each substance group technical and toxicological characteristics, fields of application, consumption data for Austria / EU as well as legal restrictions were compiled in fact sheets.

Analytical results:

Heavy metals:

Heavy metals were detected in all of the samples. Zinc (8.300 mg/kg) and Lead (4.100 mg/kg) yielded in the highest concentrations. High amounts of lead in household dust contribute significantly to the exposure of children. Especially in urban areas heavy metals can be lead back to traffic emissions.

Phthalates:

The most important role of phthalates is the use as softeners in plastics. Among the analysed phthalates, Bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) and benzylbutyl phthalate (BBP) were detected most frequently and in high amounts (DEHP max.: 3.300 mg/kg). It could be shown

that dust concentrations of this study exceeded the acceptable daily intake of phthalates for children.

The Decision 1999/815/EG of the European Commission will contribute to a fading exposure in the future. However, personal measures and consumers behaviour - like information prior to purchase of products - can contribute additionally to minimise individual risks.

Pyrethroids:

10 pyrethroids (insecticides) were analysed. Permethrin was found to be the most abundant species (quantified in 13 of 22 samples) yielding in a maximum concentration of 35 mg/kg. All other pyrethroids were not or only sporadically detected. Studies showed that certain people react sensitively to the exposure of pyrethroids.

Polybrominated diphenyl ethers:

The chemical structure of polybrominated diphenyl ethers resemble those of PCBs (polychlorinated biphenyls), which use is forbidden in many countries due to their health impacts. The highest concentrations were found for # 183 (max. 360 µg/kg), # 99, # 209 and # 47. Congener # 209 that is widely distributed in the USA (Decabrom diphenyl ether) could be quantified with the highest median concentration (22 µg/kg). However, exposures in England and the U.S. are about two orders of magnitude higher.

Overall it has to be stated that similar concentrations can be determined in sewage sludge.

Alkyl Phenols and Bisphenol A:

In almost all samples the industrial chemicals Nonylphenol and Bisphenol A could be determined. Maximal concentrations for Nonylphenol were 14 mg/kg, for Bisphenol A 8,8 mg/kg. Octylphenol was analysed in lower concentrations. The measured results in household dust are comparable with those in sewage sludge. Due to their endocrine disrupting characteristics exposure should be avoided.

Organotin Compounds:

Mono- and Dibutyltin could be determined in almost all samples (maxima of about 20 mg/kg), Tributyltin was measured in about 1/3 of the samples. Measured concentrations are also comparable with those of sewage sludges. Tetrabutyl- , Di- and Triphenyltin play a minor role for the contamination of household dust.

Due to their ability to affect the endocrine and immune system organotin compounds should be observed critically.

Linear Alklbenzene Sulfonates (LAS):

Concentrations of LAS vary between 37 and 660 mg/kg in the analysed samples. Hence, these anionic surfactants belong to the most abundant compounds determined in household dust samples. Surfactants damage the water-lipid membrane of skin which works as a shield against external impacts. Hence, adverse effects of other pollutants can be multiplied since they may enter the body more easily.

Substances detected by a screening method:

In order to identify further relevant pollutants a screening for semivolatile organic compounds was carried out with ten samples. In all samples the mentioned pollutants could be identified:

- Polycyclic Aromatic Hydrocarbons
- Terpenes
- Trisphosphates

Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs):

Benzo(a)pyren (BaP) is used as target substance for PAHs in literature. The presence of BaP in concentrations higher than 10 mg/kg in dust samples is not desirable and hence measures to reduce exposure are recommended. In the present study no sample exceeded the concentration of 10 mg/kg BaP.

Trisphosphates:

These compounds could be determined using the mentioned screening method. Since concentrations in the mg/kg range could be analysed these substances are relevant in terms of quantity. In buildings with high concentrations of Trisphosphates in dust ailments of employees or occupants were reported. Especially skin, mucous membrane and the nervous system were affected.

The following graphic (Abb. 1) shows the most abundant organic substances (median concentrations) that were analysed in the dust samples. PAHs and Trisphosphates are not included since they were measured using a screening method.

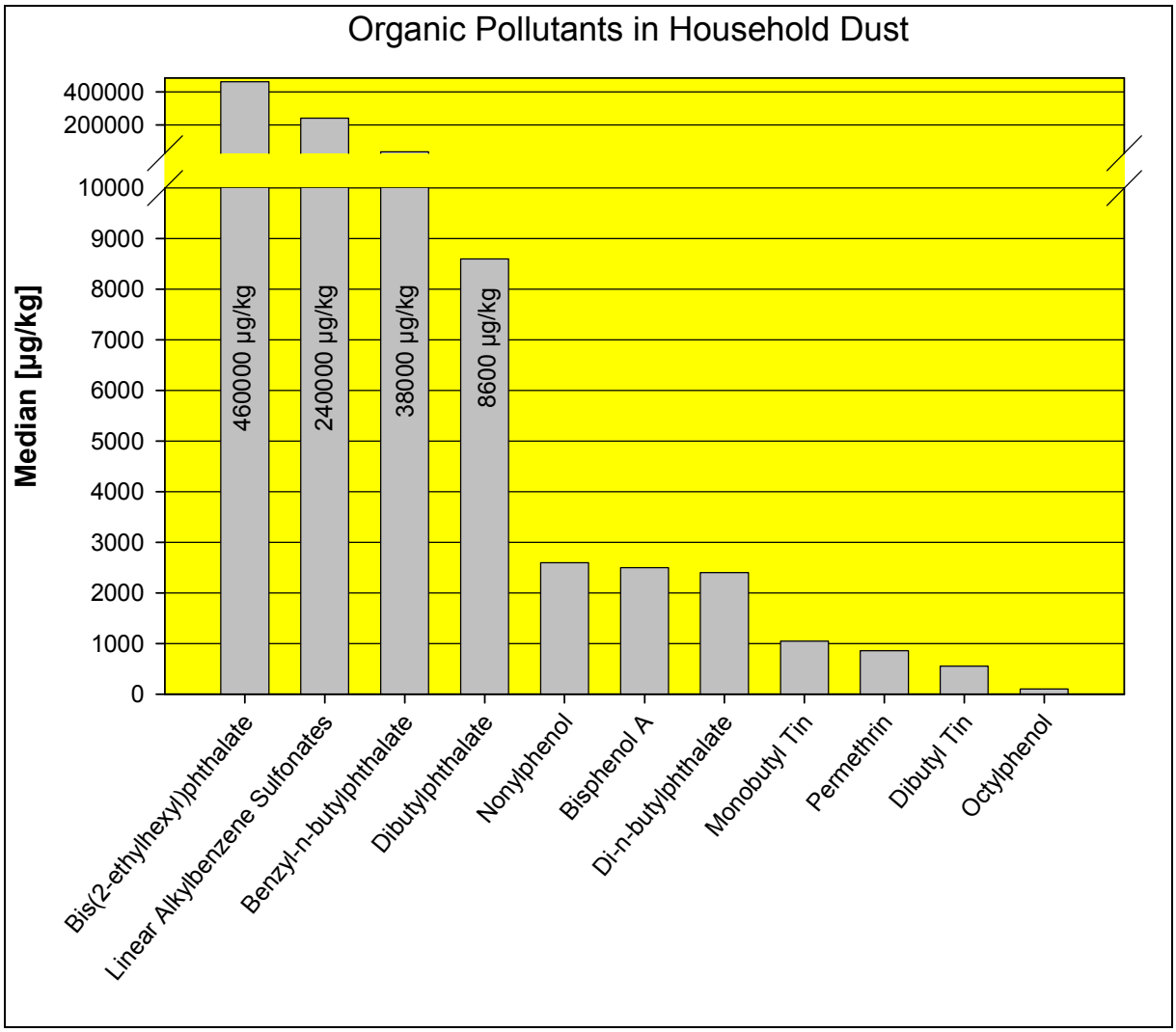


Abb. 1: Organic Pollutants in Household Dust

Assessment of results:

In the framework of this study a risk assessment of the measured concentrations could not be carried out. However, data were compared with other evaluations quoted in literature. The Environmental Authority of the City of Hamburg (Umweltbehörde Hamburg, Germany) defined in the “Kursbuch Umwelt” quality targets for indoor air pollution in order to minimise indoor exposure to chemicals. For low volatile organic compounds concentrations in dust < 1 mg/kg or < 10 mg/kg for widely distributed substances should be aspired, respectively. In the present study particularly Phthalates (DEHP, BBP), Permethrin, Nonylphenol, Bisphenol A, Mono- and Dibutyltin exceeded these target values.

Environmental pollutants, which were subject to this study, can influence the hormonal system, reproduction and development of organisms or promote cancer development. Furthermore, substances that trigger allergies or influence existing allergies were analysed. Some pollutants are considered to be neurotoxic and cause damages during sensitive phases of development. Results of this study confirm the relevance of household dust being a source of exposure for humans. Data also show that for several substances there is a call for action

(Phthalate, Organotin compounds). However, effects of regulations will be observed several years after enactment.

Relevant exposure studies describe that no correlations exist between blood concentrations and concentrations measured in dust samples of the corresponding persons. One reason might be that exposure of the measured substances particularly takes place by food and not by air. Life style and habit is different among people and hence affect the uptake of these substances. Moreover, individual differences in metabolism exist.

Children are particularly affected by exposure to pollutants. In relation to their body weight children's uptake is higher as well as their increased rate of metabolism. Moreover, according to their behaviour (playing on the ground, inhalation and uptake of dust, toys, oral contact) the impact of pollutants may exceed the tolerable daily intake. Moreover, the developmental phase of organisms is susceptible to toxic effects (especially neuro- and immunotoxic, endocrine disrupting and carcinogenic effects). The precautionary principle should protect these most sensitive individuals of our society. Therefore, emphasis should be put on the protection of babies and children.

Measures and call for action:

However, everybody of us has the possibility to take easy measures in order to reduce indoor pollution. Some of these measures are listed below:

- Frequent ventilation of rooms
- Change of shoes (use of slippers)
- Thorough hand washing prior to meals
- Application of a quality doormat
- Application of an efficient vacuum cleaner (and filter)
- Annual cleaning of carpets with steam
- Moistly wiping of articles and toys
- Selection of furniture, carpets and curtains, that can easily be cleaned
- Application of environmental and skin compliant products for cleaning and maintainance
- Avoidance of smoking, cooking with gas and open fires
- Removal of PVC floors

Further research in the field of low dose effects and the simultaneous exposure of different chemicals is needed since traditional instruments for health and environmental control are not sufficient enough to assess dangers early enough. Moreover, the demand for risk research by industry of chemicals prior to use should be strengthened.

1 EINLEITUNG

Seit dem Ende des 2. Weltkriegs werden viele mineralische, metallische Materialien, Holz- und Faserwerkstoffe natürlicher Basis durch Kunststoffe ersetzt oder ergänzt. Deren günstige Materialeigenschaften werden im Bauwesen, im Einrichtungsbereich und in Konsumartikeln genützt und durch gezieltes Marketing in enormen Mengen im Alltag eingesetzt. Durch ein gesteigertes Hygienebewusstsein kam es zum Einsatz immer größerer Mengen an Reinigungsmitteln. Materialien mussten mit Zusatzstoffen versehen werden, um sie besser verarbeitbar oder haltbar machen zu können. Dazu zählen Weichmacher in Kunststoffen, Biozide zur Verzögerung des Schädlingsbefalls, produktionsbedingte Lösemittel, Konservierungsstoffe und Hilfsstoffe. Hatten bis zu diesem Zeitpunkt Baumaterialien und Möbel kaum einen Einfluss auf das Raumklima, so stellen nun einzelne Materialien eine bedeutende Quelle für Schadstoffe dar. Dazu kommt, dass seit den Energiekrisen der 70er Jahre vermehrtes Energiebewusstsein aufkam und immer effizientere Wärmedämmungsverfahren und Raumabdichtungen eingesetzt wurden. Dies führte meist zu höheren Raumtemperaturen und geringeren Luftwechseln in den Innenräumen. Studien zeigen, dass in Innenräumen bis zu 5.000 verschiedene Chemikalien gemessen werden können, welchen der Mensch tagtäglich ausgesetzt ist.

Derzeit ist eine ständige Zunahme an Allergien und diffusen Krankheitsbildern zu beobachten. Allergien gehören zu den häufigsten chronischen Erkrankungen im Kindesalter. Experten schätzen, dass zwischen 20 und 30 Prozent der Kinder und 20 Prozent der Erwachsenen in Industriestaaten an Allergien wie Heuschnupfen, allergischem Asthma oder Neurodermitis leiden. Allergien beeinträchtigen Lebensqualität, Leistungsfähigkeit und Lebensfreude und können zu lebensbedrohlichen Erkrankungen (allergisches Asthma) werden. Diese Erkrankungen verursachen dem Gesundheitssystem Kosten in Milliardenhöhe und drohen zur Epidemie des 21. Jahrhunderts zu werden. Es ist bekannt, dass Allergien zumeist durch natürliche Allergene wie Pollen, Schimmelsporen und Hausstaubmilben ausgelöst werden, allerdings gibt es auch eine Reihe von chemischen Verbindungen, die Allergien auslösen oder verstärken können. Die beobachtbare Zunahme an Allergien lässt auf einen Zusammenhang mit Umweltfaktoren, Änderung des Lebensstils und der Exposition mit einer Vielzahl an Chemikalien in Konsumprodukten, in der Luft und der Nahrung schließen.

Hausstaub gilt – ähnlich wie Klärschlamm oder Sediment - als Senke für viele Chemikalien, da sich mittel- und schwerflüchtige Schadstoffe in Innenräumen an den Staubpartikeln anlagern. Hausstaub wird als Indikator für die Exposition der Bevölkerung mit Schadstoffen betrachtet, welche für die globale Zunahme von Allergien mitverantwortlich ist.

Die Analyse von Hausstaub zeigt auf, welchen mittel- und schwerflüchtigen Chemikalien die Bevölkerung ausgesetzt ist. Nur ungenügend erfasst werden leichflüchtige Substanzen wie Lösungsmittel, welche besser durch eine Analyse der Raumluft erfassbar wären.

Erste internationale Studien bestätigen, dass teils große Mengen an Schadstoffen im Hausstaub zu finden sind. Aus diesem Grund wurde vom Umweltbundesamt ein Projekt ins Leben gerufen, in welchem Staubproben aus Haushalten und Büroräumen auf eine Reihe ausgewählter Substanzen untersucht wurden.

Insgesamt wurden 24 Staubproben analysiert. Außerdem wurde an einigen Proben ein Screening auf Schadstoffe durchgeführt, um relevante weitere Schadstoffgruppen identifizieren zu können. Ausgewählte Proben wurden unter dem Elektronenmikroskop untersucht, um Faserstäube nachzuweisen.

Allgegenwärtig in Innenräumen sind Hausstaubmilben. Viele Menschen entwickelten in den letzten Jahren eine „Hausstaubmilben Allergie“, welche durch Allergene in den Exkrementen dieser Milben hervorgerufen wird. Die Vermehrung dieser Milben kann unter bestimmten Bedingungen gering gehalten werden. Unter ungünstigen Bedingungen wird deren Verbrei-

tung aber gefördert, wodurch es zu einer Überschreitung der Reizschwelle für die Auslösung der Allergie kommen kann. Aus diesem Grund wurde bei allen Staubproben ein Milbenallergentest durchgeführt.

Die Analysenergebnisse wurden mittels deskriptiver statistischer Parameter beschrieben (Mittelwert, Median, 90. bzw. 95. Perzentile). Diese Kenndaten sind bei den Stoffbeschreibungen tabellarisch angeführt. Die Einzeldaten sind im Anhang zusammengefasst. Die Berechnung der statistischen Kenndaten erfolgte nur dann, wenn mehr als die Hälfte der Ergebnisse größer der Bestimmungsgrenze war. Zur Berechnung wurden alle Ergebnisse einbezogen. Werte kleiner der Bestimmungsgrenze wurden mit der Nachweisgrenze berechnet, für Substanzen, welche nicht nachweisbar (n.n.) waren, wurde Null eingesetzt.

Es wurde versucht, anhand der Fragebögen die Messwerte zu interpretieren, Zusammenhänge, die auch in der Literatur beschrieben sind, herzustellen und mögliche Ursachen für erhöhte Werte darzustellen.

2 AUSWAHL DER LEITSUBSTANZEN

Es wurden Einzelparameter bzw. Parametergruppen aufgrund ihrer typischen Einsatzgebiete im Bereich des Haushaltes, ihrer mengenmäßigen Relevanz und ihrer Toxizität ausgewählt. Außerdem wurde bei einzelnen Proben ein Screeningverfahren angewandt, durch welches weitere Schadstoffe identifiziert werden konnten.

2.1 Untersuchungsprogramm

Aufgrund der genannten Kriterien wurden folgende Schadstoffgruppen einzelanalytisch bestimmt:

- Schwermetalle (Cadmium, Kupfer, Chrom, Quecksilber, Blei, Zink)
- Phthalate (Dimethylphthalat, Diethylphthalat, Dibutylphthalat, n-Butyl-benzylphthalat, Bis(2-ethylhexyl)phthalat, Di-n-Octylphthalat)
- Pyrethroide (Bioallethrin, Resmethrin, Tetramethrin, Phenothrin, Cyphenothrin, Permethrin, Cypermethrin, Cyfluthrin, Deltamethrin, Cyhalothrin)
- Flammschutzmittel (bromierte Diphenylether, insgesamt 21 Kongenere)
- Alkylphenole und Bisphenol A (Nonylphenol, Octylphenol, Bisphenol A)
- Organozinnverbindungen (Monobutylzinnkation, Dibutylzinnkation, Tributylzinnkation, Tetrabutylzinnkation, Diphenylzinnkation, Triphenylzinnkation)
- Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS)

Weiters wurden zusätzlich folgende Untersuchungsverfahren angewandt:

- GC-MS-Screening auf mittelflüchtige Komponenten
- Milbenallergentest
- Analytische Rasterelektronenmikroskopie (AREM)

3 PROBENAHME UND PROBENAUFBEREITUNG

Die Probenahmen der Hausstaubproben erfolgten durch interessierte Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter des Umweltbundesamtes in deren Privatwohnungen. Von den Interessierten wurde ein Fragebogen ausgefüllt, in welchem wichtige Angaben zur Wohnung, dem Umfeld und Einrichtungsgegenständen gemacht wurden (Muster siehe Anhang). Aus der Vielzahl der Antworten wurden die Proben so gewählt, dass sie aus 22 Privathaushalten aus teilweise urbanen und teilweise ländlichen Gebieten stammten und unterschiedliche Größe und Bewohnerstruktur aufwiesen. Außerdem wurden zwei Proben in Büroräumen des Lebensministeriums (Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft) und des Umweltbundesamtes genommen.

Die Beprobung wurde im gesamten Oktober 2003 durchgeführt, um sicherzustellen, dass eine für das Analysenprogramm ausreichende Menge an Staub zusammenkam. Die Probenehmer benutzten die eigenen Staubsauggeräte und wurden angewiesen, für die Beprobung einen neuen Staubsack zu verwenden und gegebenenfalls weitere Staubsäcke einzusetzen.

Die Inhomogenität der Proben erforderte eine Fraktionierung des Staubes nach Korngröße. Die Proben wurden zunächst auf eine Korngröße von < 2 mm, dann auf < 63 µm gesiebt. Erst in dieser Feinfraktion ist die Homogenität der Proben – und damit deren Vergleichbarkeit – gewährleistet (HAMBURG, 2002). Aufgrund des äußerst geringen Feinanteils und des dadurch geringen zur Verfügung stehenden Materials bei einzelnen Proben konnten nicht alle Parameter in allen Proben analysiert werden.

Soweit nicht anders angegeben, beziehen sich die nachfolgend beschriebenen Analysenergebnisse der 24 untersuchten Proben und Vergleichsdaten **ausschließlich** auf die Fraktion < 63 µm. Zur Bewahrung der Vergleichbarkeit mit anderen Studien wurden die Ergebnisse **nicht** auf die Trockenmasse umgerechnet.

4 BESCHREIBUNG DER STOFFE UND DISKUSSION DER ERGEBNISSE

4.1 Schwermetalle

4.1.1 Stoffbeschreibung

Cd Cadmium CAS Nr. 7440-43-9	**Cr** Chrom CAS Nr. 7440-47-3	**Cu** Kupfer CAS Nr. 7440-50-8
Hg Quecksilber CAS Nr. 7439-97-6	**Pb** Blei CAS Nr. 7439-92-1	**Zn** Zink CAS Nr. 7440-66-6

Eigenschaften

Formbarkeit

Biologisch essentielle Spurenelemente: Cr, Cu, Zn

Allgemeine Toxikologie

Elementspezifische Toxizität, jeweils akutes und chronisches Krankheitsbild, Vergiftungen bei Exposition durch Arbeitsplatz oder (in seltenen Fällen) mit kontaminiertem Trinkwasser / Nahrung

Radikalbildung, Enzymstörungen, chronische Entzündungsreaktionen, toxische Wirkung auf Herz und Kreislaufsystem

Akute Toxizität:

Blei:

Bleikoliken, neurologische Symptome (Schlaflosigkeit, Apathie, Stupor, Aggressivität), Bleienzephalopathie (Gehirnhautentzündung), Bleilähmungen

Cadmium:

Inhalative Aufnahme: Husten, Kopfschmerz, Fieber, Lungenödem, Pneumonitis

Orale Aufnahme: Erbrechen, Durchfälle

Chrom:

Inhalative Aufnahme: einsetzende Geschwürbildung der Nasenscheidewand, Bronchitis, Pneumokoniose (Staublunge), Rhinorrhea (Überempfindlichkeit der Nase), Asthma

Orale Aufnahme: Nekrosen der Niere

Kupfer:

Lethargie, Erbrechen, Gelbsucht

Kontaktallergie

Anorganisches Quecksilber:

Anorganische Dämpfe: akute Vergiftungserscheinungen, Lungenentzündung

Anorganische Hg Verbindungen: Orale Aufnahme: Verätzungen (Mundhöhle, Rachen, Speiseröhre)

Parästhesien (Fehlempfindungen), Lähmungen, Hör- und Sehausfälle

Organische Hg-Verbindungen: neurotoxische Effekte, Empfindungsstörungen, Defekte im audiovisuellen Bereich

Zink:

Geringe Toxizität für Säuger und Mensch

Chronische Toxizität:

Blei:

Toxische Wirkungen auf Blutsystem, Magen- / Darmtrakt, zentrales und peripheres Nervensystem und Nieren, Schädigungen bereits unterhalb des Grenzwertes von 10 µg/dl (USA) wahrscheinlich, sehr lange Verweildauer im Gehirn (> 2 Jahre), Wirkung auf Spermien (Bildung, Beweglichkeit), Hodenatrophie, plazentagängig, Skelettdeformationen in Hamstern, kanzerogene Wirkung in Nagern, Einstufung durch IARC (International Agency for Research on Cancer) 2B (möglicherweise für Menschen kanzerogen)

Cadmium:

Vergiftungsfälle durch kontaminierte Nahrung: Degenerationen an Schleimhäuten, Zerstörung der Riechepithelien, obstruktive Atemwegserkrankungen, Nierenschäden, Knochendeformationen (aufgrund Eisenmangel), im Tierversuch in hohen Dosen teratogen und kanzerogen, beim Menschen Einstufung durch IARC: Gruppe 1 (erwiesenes Kanzerogen beim Menschen)

Chrom:

Nach Exposition mit hohen Konzentrationen: Bindehautentzündung, Bronchitis, Gastritis, Magen- / Darmstörungen, allergieauslösend; beim Menschen kein Hinweis auf Reproduktionstoxizität

Chrom VI: gentoxisch und kanzerogen für den Menschen (Lunge)

Kupfer:

Leberschädigungen, Magen- / Darmstörungen, Schwächung des Immunsystems

Zink:

Mangelerscheinungen problematisch

Quecksilber:

Anorganische Dämpfe: Krämpfe, Speichelfluss, Zahnfleischentzündung

Anorganische Quecksilberverbindungen: Nierenschäden, Reizbarkeit, Ängstlichkeit, Schlaflosigkeit, Lichtempfindlichkeit,

Organische Quecksilberverbindungen: (Entstehung: v.a. im aquatischen Bereich durch Abbau von Mikroorganismen) neurotoxische Effekte, Entwicklungsstörungen, Empfindungsstörungen, Defekte im audiovisuellen Bereich, plazentagängig, Anreicherung im Fetus, schwerste Störungen und Missbildungen, immuntoxisch, Publikationen über Zusammenhänge mit Alzheimer, Unfruchtbarkeit, Lebensmittelallergien, Multiple Sklerose, Schilddrüsen- und Nierenstörungen

Einsatzbereiche

Elektrische Leitungen (Cu), Wasserleitungen (Cu, Pb, Zn), Legierungen (Cu, Pb, Zn, Cr), Akkumulatoren / Batterien (Cd, Pb, Hg), Additive (Cd, Cr), Medizin (Hg), Zahnmedizin

Einsatzmengen in Österreich / EU

Keine Angaben

Gesetzliche Regelungen

BGBl. II Nr. 304/2001 TrinkwasserVO (Pb, Cd, Cr, Cu, Hg)
BGBl. II Nr. 495/1999 Änderung der BatterieVO (Pb, Cd, Hg)
BGBl. II Nr. 222/1998 IndirekteinleiterVO (Pb, Cd, Cr, Hg, Zn)
BGBl. Nr. 359/1995 OberflächentrinkwasserVO (Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Zn)
BGBl. Nr. 97/1992 Verbot bestimmter gefährl. Stoffe in Pflanzenschutzmitteln (Pb, Cd, Hg)
BGBl. Nr. 502/1991 GrundwasserschwellenwertVO (Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Zn)
BGBl. II Nr. 398/2000 GrundwasserschutzVO (Cd, Cr, Hg, Zn)
AbwasseremissionsVOs (Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Zn)
BGBl. II Nr. 300/2002 EPER Verordnung (Pb, Cd, Cr, Cu, Hg, Zn)
BGBl. Nr. 855/1993 CadmiumVO (Cd)
BGBl. 647/1990 Verbot best. Schmiermittelzus. und Verw. von Kettensägenölen (Cd, Hg)
BGBl. 441/2002 SchädlingsbekämpfungsmittelhöchswerteVO (Cu)
BGBl. I Nr. 60/1997 Pflanzenschutzmittelgesetz (Cu)
BGBl. II Nr. 105/2000 Biozid-Produkte Gesetz (Cu)
BGBl. II Nr. 169/1996 Chemikalien EU AnpassungsVO (Hg)
BGBl, Nr. 577/1990 AntifoulingVO (Hg)

4.1.2 Untersuchung des Hausstaubs

Methodenbeschreibung Hausstaubanalytik

- Mikrowellenunterstützter Druckaufschluss der Proben mit Königswasser
- Messung von Cr, Cu, Pb und Zn mittels ICP-OES in Anlehnung an ÖNORM EN ISO 11885
- Messung von Hg nach Reduktion mit Natriumborhydrid mit Fließinjektions-Kaltdampf-AAS in Anlehnung an ÖNORM EN 1483
- Messung von Cd mittels Graphitrohr-Atomabsorption in Anlehnung an EN ISO 5961
- BG: Cd (0,02 mg/kg), Cr (4,8 mg/kg), Cu (16 mg/kg), Hg (0,02 mg/kg), Pb (24 mg/kg), Zn (160 mg/kg)
- NG: Cd (0,01 mg/kg), Cr (2,4 mg/kg), Cu (8 mg/kg), Hg (0,01 mg/kg), Pb (12 mg/kg), Zn (80 mg/kg)

Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung

Tab. 1: Kenndaten der Stoffgruppe Schwermetalle

Schwermetalle	Dim.	Anz.	Anz. > BG	Min.	Max.	MW	Median	90. Perz.
Cadmium	mg/kg	24	24	0,36	10	3,3	2,8	8,1
Chrom	mg/kg	24	24	42	180	87	84	130
Kupfer	mg/kg	24	24	58	620	240	230	560
Quecksilber	mg/kg	24	24	0,11	20	2,1	0,56	7,5
Blei	mg/kg	24	24	38	4.100	350	140	700
Zink	mg/kg	24	24	350	8.300	1.640	970	3.250

Vergleichsdaten aus der Literatur

Tab. 2: Schwermetalle in Hausstäuben von Ottawa / Kanada; Fraktion 100 - 250 µm (RASMUSSEN, 1993)

Schwermetalle	Dim.	Anz.	90. Perz.
Cadmium	mg/kg	48	15,3
Chrom	mg/kg	48	157
Kupfer	mg/kg	48	382
Quecksilber	mg/kg	48	6,57
Blei	mg/kg	48	969
Zink	mg/kg	48	1.226

Diskussion der Ergebnisse

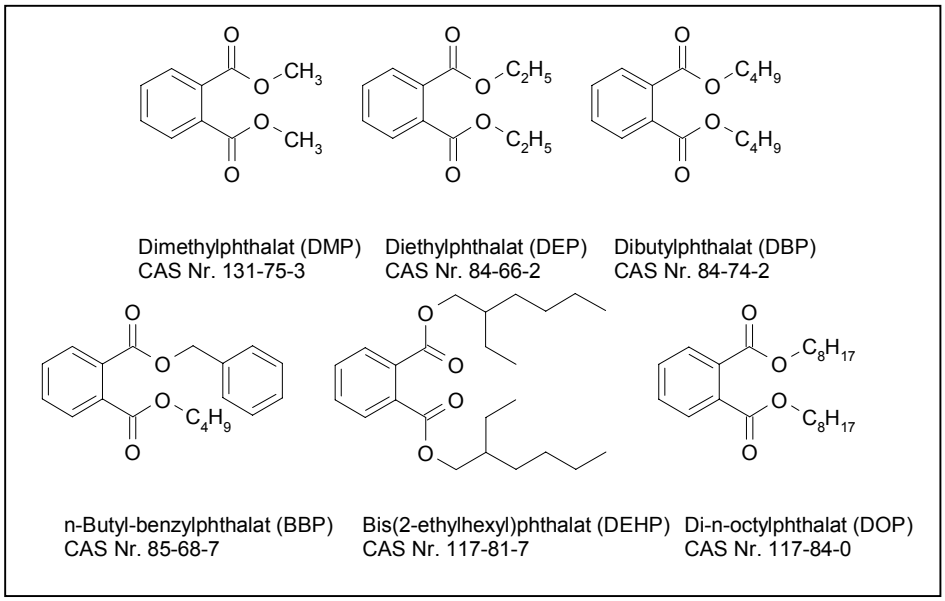
Die Schwermetalle wurden in allen Proben oberhalb der Bestimmungsgrenze detektiert. Zn wurde dabei mit den höchsten Konzentrationen gemessen (Maximalwert 8.300 mg/kg). Im Vergleich mit dem 90. Perzentil kanadischer Hausstäube liegen die gemessenen Werte für Cd, Cr und Pb niedriger, jene von Cu und Hg knapp, Zn jedoch deutlich höher. Die Studien sind jedoch nur bedingt vergleichbar, da die kanadischen Staubproben aus einer Fraktion zwischen 100 und 250 µm gemessen wurden.

Die Schwermetallbelastung des Staubs ist in den meisten Fällen eine Folge innerstädtischen Verkehrs. Zahlreiche Studien belegen den Zusammenhang von Schwermetallbelastung und Verkehrsaufkommen (BUTTE et al., 2002).

Problematisch ist in diesem Zusammenhang vor allem die Bleibelastung, von der im Besonderen Kleinkinder betroffen sind, da deren Nervensystem sehr empfindlich gegenüber Schadwirkungen von Blei ist. Darüber hinaus hat Blei eine lange Verweilzeit im Organismus, einmal aufgenommen, ist es schwer zu eliminieren. Auch die Belastung mit Quecksilber sollte aufgrund möglicher neurotoxischer Wirkungen vermieden werden.

4.2 Phthalate

4.2.1 Stoffbeschreibung



Eigenschaften

Chemische Stabilität, Farb-, Geruchs-, Geschmacklosigkeit, billige Produktion, gehören zu den wichtigsten Industriechemikalien

Allgemeine Toxikologie

Geringe akute Toxizität der Phthalate, Datenlage zur Toxikologie der Phthalate unbefriedigend, meiste Studien über DEHP

DEHP:

Kurzzeitige hohe Exposition: Reizungen der Schleimhäute (Augen, Atemwege und auch des Magen- / Darmtrakts)

Chronische Toxizität:

Verursacht Dermatitis, Nieren- und Leberschäden, hohe Konzentrationen fruchtschädigend

Kanzerogenität: Lebertumore durch Aufnahme mit der Nahrung, ursprünglich von IARC (International Agency for Research on Cancer) und NTP (National Toxicology Program) als möglicherweise / wahrscheinlich krebserregend eingestuft, anhand neuerer Studien Rückstufung, wurde kontrovers diskutiert

Endokrine Wirksamkeit: ECB (europäisches Chemikalienbüro): DEHP, DBP und BBP

EU-Risikoabschätzung: Grund zur Besorgnis: DEHP (Arbeiter in der Erzeugung, Patienten, Kinder durch Spielwaren, Kleinkinderartikel und Umweltexposition) in folgenden Punkten: Hodentoxizität, Entwicklungstoxizität, Fertilität und Nierentoxizität

Neueste Befunde: Zusammenhang mit Asthma und Allergien (Hohe Konzentrationen im Innenraum führen zu höherem Risiko an Asthma und Allergien zu erkranken)

Einsatzbereiche

Weichmacher in Kunststoffen (PVC); Additiv in Farben, Lacken, Dispersionen; in Munition, Schmier- und Lösemitteln, Textilhilfsmitteln, kosmetischen Präparaten (Parfüms, Deodorants, Nagellacken,…)

Einsatzmengen in Österreich

A: 15.000 bis 20.000 t / Jahr (geschätzte in Umlauf gebrachte Menge (JANNSEN, 1998))

Gesetzliche Regelungen

BGBl. II Nr.111/2000 Verbot der Verwendung von Weichmachern bei bestimmten Babyartikeln aus Weich-PVC für Kinder unter 36 Monaten

Ab Ende 2004 EU-weites DEHP und DBP-Verbot für Farben und Klebstoffe, einige Monate später auch für Kosmetika

Keine Regelung für Fußböden oder Infusionssysteme geplant

4.2.2 Untersuchung des Hausstaubs

Methodenbeschreibung Hausstaubanalytik

- Reinigung und Deaktivierung sämtlicher Glasware und Hilfsmittel durch Ausheizen bei 200° C und anschließender Behandlung mit i-Octan
- Zusatz von deuterierten Phthalaten als Surrogatestandards
- Soxhlet-Extraktion der Probe mit n-Hexan
- Säulenreinigung mittels Florisil
- Gaschromatographische Endbestimmung mit GC-MS (EI + Mode, Single ion recording)
- Quantifizierung nach der internen Standardmethode unter Zugabe eines Injektionsstandards und Wiederfindungskorrektur über die zugesetzten deuterierten Surrogatestandards (Injektionsstandard = Methylpalmitat)
- BG: 1 mg/kg, NG: 0,5 mg/kg bei DMP, DEP, DOP
  BG: 5 mg/kg, NG: 2,5 mg/kg bei DBP, BBP, DEHP

Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung

Tab. 3: Kenndaten der Stoffgruppe Phthalate

Phthalate	Dim.	Anz.	Anz. > BG	Min.	Max.	MW	Median	95. Perz.
DMP	mg/kg	23	5	n.n.	130	-	-	-
DEP	mg/kg	23	14	n.n.	58	9	1,7	57
DBP	mg/kg	23	18	n.n.	67	17	8,6	66
BBP	mg/kg	23	22	n.n.	710	140	38	710
DEHP	mg/kg	23	23	14	3.300	920	460	3.140
DOP	mg/kg	23	17	n.n.	81	7,2	2,4	81

Vergleichsdaten aus der Literatur

Tab. 4: Ergebnisse einer Studie an Hamburger Hausstaubproben (Hamburg, 2002); BG: 1 mg/kg

Phthalate	Dim.	Anz.	Anz. > BG	Min.	Max.	MW	Median	95. Perz.
DMP	mg/kg	65	33	< 1	65	4	1	20
DEP	mg/kg	65	59	< 1	570	45	5	350
DBP	mg/kg	65	65	12	600	73	47	180
BBP	mg/kg	65	65	4	700	68	19	230
DEHP	mg/kg	65	65	62	2.700	740	600	1.600
DOP	mg/kg	65	59	< 1	160	13	4	73

Tab. 5: Vergleichswerte aus einer Studie an Hausstäuben in Berlin (Fromme, 2004); Feinfraktion ohne genauere Angabe, BG: 0,5 mg/kg

Phthalate	Dim.	Anz.	Anz. pos.	max.	MW	Median	95. Perz.
DMP	mg/kg	30	30	160	11	1,5	46
DEP	mg/kg	30	30	630	45	6,1	160
DBP	mg/kg	30	30	140	56	47	130
BBP	mg/kg	30	30	820	86	30	220
DEHP	mg/kg	30	30	1.800	780	700	1.500

Diskussion der Ergebnisse

BBP und DEHP wurde am häufigsten und in den höchsten Konzentrationen in dieser und in Vergleichstudien nachgewiesen. Die Ergebnisse einer Studie in HAMBURG (2002) zeigen, dass die gemessenen Werte im Median bis auf DBP in ähnlichen Konzentrationsbereichen liegen. FROMME (2004) analysierte Hausstäube aus Berlin mit einer niedrigeren Bestimmungsgrenze, weshalb vermutlich alle gemessenen Phthalate in allen Proben oberhalb der Bestimmungsgrenze bestimmt wurden.

Die gesundheitlichen Auswirkungen von Phthalaten betreffen Wirkungen auf das Hormonsystem. Phthalate konnten bereits im Nabelschnurblut von Neugeborenen nachgewiesen werden. Ein Zusammenhang mit verkürzter Schwangerschaftsdauer wurde hergestellt (LATINI et al., 2003). Ob und welche gesundheitlichen Auswirkungen mit dieser chronischen Exposition in sensiblen Entwicklungsstadien verbunden sind, ist derzeit ungeklärt.

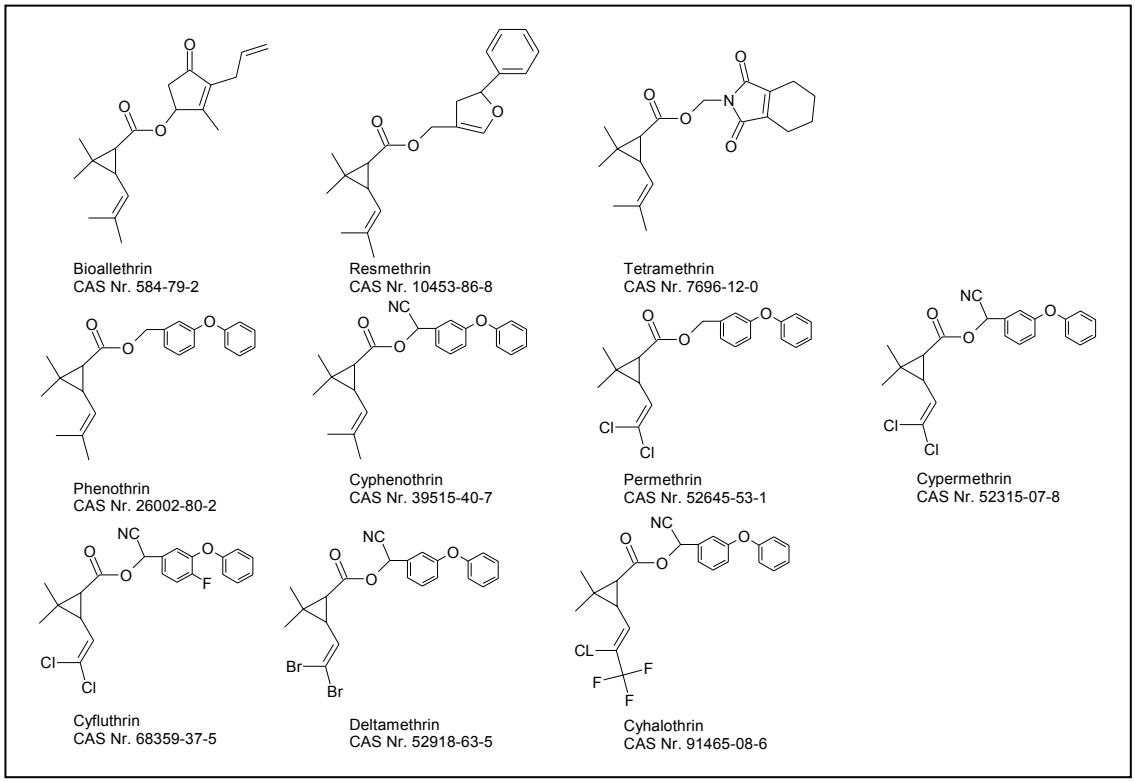
Aktuelle Studien deuten auf den Zusammenhang mit der Auslösung von Atemwegsentzündungen hin (OIE et al., 1997; JAKKOLA et al., 1999; PONSONBY et al., 2003). In der Studie von BORNEHAG et al. (2004) wurde ein statistisch signifikanter Zusammenhang von dem gehäuften Auftreten von Asthma und allergischen Symptomen von Schulkindern mit erhöhten Phthalatkonzentrationen in der Innenraumluft und im Hausstaub gefunden.

Die Aufnahme von Phthalaten von Kleinkindern über den Hausstaub kann unter ungünstigen Bedingungen zu einer Überschreitung der duldbaren täglichen Dosis führen (HAMBURG, 2002). Gerade Kleinkinder können derzeit diese Stoffe auch durch Nuckeln an Spielzeugen und Gegenständen aus Weich-PVC aufnehmen. Hier kann die duldbare Aufnahmemenge um ein Vielfaches überschritten werden. Zu Bedenken ist in diesem Zusammenhang, dass

die erfolgte Neubewertung von DEHP und DBP hinsichtlich Fortpflanzungsgefährdung zu weitaus geringeren duldbaren täglichen Aufnahmemengen führt. Zudem ist die innere Belastung von Kindern weitaus höher als ursprünglich angenommen. Dies zeigt eine kürzlich veröffentlichte Studie einer deutschen Arbeitsgruppe (KOCH et al., 2004). Das Verbot der EG 1999/815/EG (ENTSCHEIDUNG 1999/815/EG) wird dazu führen, dass diese Belastung zukünftig abnehmen wird. Die Verbote betreffen allerdings nur 5 % der Gesamtproduktion von Weich-PVC. Persönliche Maßnahmen und Konsumverhalten können maßgeblich dazu beitragen, das individuelle Risiko zu reduzieren (wie z.B.: gezielte Information vor Kauf von Produkten, Kauf von Produkten aus alternativen Grundstoffen, Verzicht auf PVC-Bodenbelägen, Vermeiden von PVC-Verpackungen von Lebensmitteln (vor allem bei fetthältigen Nahrungsmitteln und Getränken).

4.3 Pyrethroide

4.3.1 Stoffbeschreibung



Eigenschaften

Insektizide, hochwirksame Nervengifte, synthetisch hergestellte Abkömmlinge des Naturstoffs Pyrethrum (Chrysanthemenblüte), unterteilbar in Kurz- und Langzeitwirkstoffe, Abbau im Freiland Abbau durch Licht, Wasser und Mikroorganismen relativ rasch innerhalb weniger Tage; in trockenen, geheizten Räumen relativ beständig

Allgemeine Toxikologie

Nervengifte für Insekten und Säugetiere, vergleichsweise geringe akute Toxizität gegenüber Warmblütern, nach direktem Hautkontakt lokale Parästhesien (Kribbeln, Brennen, Jucken), Latenzzeit: wenige Minuten bis mehrere Stunden, Symptome bis 24 Stunden anhaltend und reversibel, Reizungen der Schleimhäute, der Atemwege und Augen, Benommenheit und Kopfschmerzen. Deutliche interindividuelle Unterschiede, manche Personen besonders sensibel, Kinder durch zartere Haut stärker gefährdet

Chronische Toxizität:

Widersprüchliche Ergebnisse zur mutagenen, kanzerogenen und immuntoxischen Potenz aus Tierversuchen, Beeinflussung von human-immunologischen Parametern durch Schädlingsbekämpfungsmaßnahmen (Werte trotz statistisch signifikanter Abnahme nach Exposition im Normbereich)

Endokrine Wirksamkeit für Permethrin und Cypermethrin (Bindung an Östrogenrezeptor, Verdrängung von Östrogen) nachgewiesen

Einsatzbereiche

Insektenvernichtung: Spray, Gel, Stäube; Dauerimprägnierung von Teppichböden

Einsatzmengen in Österreich (WIRKSTOFFMENGENMELDUNG, 2002)

A: 223 t Import an Insektiziden auf Basis Pyrethroide (2002), Umsatz der Wirkstoffe in A: Deltamethrin: 267 kg (2002); Cypermethrin: 2.242 kg (2002); Cyfluthrin: 60 kg (2002); λ-Cyhalothrin: 629 kg (2002).

Gesetzliche Regelungen

BGBl. II Nr. 441/2002 SchädlingsbekämpfungsmittelhöchstwerteVO

BGBl. II 304/2001 TrinkwasserVO

BGBl. I Nr. 60/1997 Pflanzenschutzmittelgesetz

BGBl. II Nr. 105/2000 Biozid-Produkte Gesetz

BGBl. 352/1999 TrinkwasserinformationsVO

BGBl. 338/1991 WassergüteerhebungsVO

4.3.2 Untersuchung des Hausstaubs

Methodenbeschreibung Hausstaubanalytik

- Ultraschallextraktion mit Ethylacetat
- Filtration über Glasfaserfilter
- Säulenreinigung mittels Florisil (5 % deaktiviert), Elution mit n-Hexan / Toluol, Toluol und Toluol / EtAc
- Einengung im Stickstoffstrom zur Trockene und Aufnahme in Ethylacetat
- Gaschromatographische Endbestimmung mit GC-MS (Quantifizierung nach der externen Standardmethode mit Zugabe eines Injektionsstandards (IST = Fluoranthen C13)
- Bioallethrin (BG: 0,35 mg/kg, NG 0,18 mg/kg), Resmethrin (BG 0,62 mg/kg, NG 0,31 mg/kg), Tetramethrin (BG 0,28 mg/kg, NG 0,14 mg/kg), Phenothrin (BG 0,30 mg/kg, NG 0,15 mg/kg), Cyhalothrin (BG 0,34 mg/kg, NG 0,17 mg/kg), Cyphenothrin (BG 0,34 mg/kg, NG 0,17 mg/kg), Permethrin (BG 0,33 mg/kg, NG 0,16 mg/kg), Cyfluthrin (BG 0,76 mg/kg, NG 0,38 mg/kg), Cypermethrin (BG 0,51 mg/kg, NG 0,25 mg/kg), Deltamethrin (BG 0,45 mg/kg, NG 0,27 mg/kg)

Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung

Tab. 6: Kenndaten der Stoffgruppe Pyrethroide

Pyrethroide	Dim.	Anz.	Anz. > BG	Min.	Max.	MW	Median	95. Perz.
Bioallethrin	mg/kg	22	1	n.n.	0,80	-	-	-
Resmethrin	mg/kg	22	0	n.n.	n.n.	-	-	-
Tetramethrin	mg/kg	22	2	n.n.	1,2	-	-	-
Phenothrin	mg/kg	22	0	n.n.	n.n.	-	-	-
λ-Cyhalothrin	mg/kg	22	2	n.n.	0,48	-	-	-
Cyphenothrin	mg/kg	22	1	n.n.	0,57	-	-	-
Permethrin	mg/kg	22	13	n.n.	35	3,5	0,86	35
Cyfluthrin	mg/kg	22	0	n.n.	n.n.	-	-	-
Cypermethrin	mg/kg	22	0	n.n.	n.n.	-	-	-
Deltamethrin	mg/kg	22	0	n.n.	n.n.	-	-	-

Vergleichsdaten aus der Literatur

Tab. 7: Ergebnisse einer Studie an Hamburger Hausstaubproben (Hamburg, 2002); BG: 0,1 mg/kg

Pyrethroide	Dim.	Anz.	Anz. > BG	Min.	Max.	MW	Median	95. Perz.
Tetramethrin	mg/kg	65	4	< 0,1	13	-	-	-
λ-Cyhalothrin	mg/kg	65	0	< 0,1	< 0,1	-	-	-
Permethrin	mg/kg	65	65	< 0,1	380	24	5,7	110
Cyfluthrin	mg/kg	65	10	< 0,1	0,6	-	-	-
Cypermethrin	mg/kg	65	5	< 0,1	2,9	-	-	-
Deltamethrin	mg/kg	65	7	< 0,1	3	-	-	-

Tab. 8: Ergebnisse einer Studie (BMBF, 2000); BG: 0,5 mg/kg; keine Angabe über die Korngrößenverteilung

Pyrethroide	Dim.	Anz.	Min.	Max.	Median
Permethrin	mg/kg	15	0,25	5,9	1,15
Cyfluthrin	mg/kg	15	0,25	34,9	0,75
Cypermethrin	mg/kg	15	0,25	3,0	0,25
Deltamethrin	mg/kg	15	0,25	2,3	0,25

Tab. 9: Ergebnisse einer Studie in Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen (WALKER, 1999); BG: 0,1 mg/kg.

Pyrethroide	Dim.	Anz.	Anz. pos.	Min.	Max.	Median	95. Perz.
Tetramethrin	mg/kg	336	13	< 0,1	15	-	-
Cyhalothrin	mg/kg	336	1	< 0,1	36	-	-
Permethrin	mg/kg	336	243	< 0,1	150	0,67	8
Cyfluthrin	mg/kg	336	4	< 0,1	2,1	-	-
Cypermethrin	mg/kg	336	5	< 0,1	8,2	-	-

Diskussion der Ergebnisse

Permethrin wurde als häufigstes Pyrethroid in 13 von 22 Hausstaubproben gemessen. Bioallethrin, Tetramethrin, Cyhalothrin und Cyphenothrin wurden vereinzelt bestimmt. In drei Proben konnten gar keine Pyrethroide bestimmt werden. In zwei Vergleichsstudien mit einem größeren Kollektiv wurde ebenfalls Permethrin am häufigsten ermittelt. Die Mediankonzentration für Permethrin bei WALKER (1999), BMBF (2001) und der vorliegenden Studie sind vergleichbar. Ein deutlich höherer Medianwert wurde in Hamburg (2002) berechnet. Die Konzentrationsbereiche der anderen Pyrethroide sind - soweit Vergleichsdaten vorhanden sind - deutlich niedriger als in anderen Studien. Eine mögliche Erklärung ist hier die Jahreszeit, da anzunehmen ist, dass im Herbst / Winter im Allgemeinen weniger Insektizide eingesetzt werden. Die bedeutenden Quellen der Pyrethroide im Hausstaub sind der Einsatz von Insektiziden im Haushalt zur Insektenvernichtung, Teppichböden, die mit Pyrethroiden zwecks Abhaltung von Schädlingsbefall vorbehandelt sind und die Behandlung von Haustieren gegenüber Milben, Läusen, Flöhen.

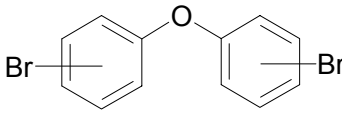
In drei der Proben konnten keine Pyrethroide nachgewiesen werden. Eine Probe bestand aus Bürostaub, d.h. es gab keine Teppichböden, keinen Einsatz von Insektiziden und keine Haustiere. Die beiden anderen Probennehmer gaben an, selten oder nie Insektizide zu verwenden, einer dieser Probanden hatte keine Haustiere.

Pyrethroide in Teppichen tragen wesentlich zur Belastung der Raumluft und des Hausstaubs mit Pyrethroiden bei. Während die Belastung der Raumluft sehr gering ist, kann der Hausstaub höhere Gehalte aufweisen als die Teppichfasern. Höhere Konzentrationen in Fasern und in den Hausstäuben sind bei der Ausstattung mit eulanisierten Teppichen nachzuweisen (BMBF, 2004).

Die Studie über Pyrethroidexposition in Innenräumen (BMBF, 2004) weist auf die Bedeutung der unterschiedlichen Empfindlichkeit von Personen hin. Dies ist durch Unterschiede in der Stoffwechselaktivität und -ausstattung der Menschen bedingt. Forschungsbedarf bezüglich der gesundheitlichen Auswirkungen auf Nervensystem, Immunsystem, Hormonsystem besteht wiederum besonders für Kleinkinder.

4.4 Flammschutzmittel (bromierte Diphenylether)

4.4.1 Stoffbeschreibung



bromierte Diphenylether
CAS Nr. 1163-19-5

Eigenschaften

209 verschiedene Kongenere (unterschiedliche Anzahl und Position der Bromatome), Analogie mit Polychlorierten Biphenylen (PCBs), DBDE: wichtigstes Kongener; Erschwerung der Entzündbarkeit und Verlangsamung der Flammausbreitung von Materialien, besonders von Kunststoffen; persistente fettlösliche Schadstoffe, Anreicherung in der Nahrungskette (Bioakkumulation); Abbau von höher bromierten Molekülen zu geringer bromierten, toxischeren Verbindungen

Allgemeine Toxikologie

Toxikologische Datenlage noch sehr lückenhaft, generell: jedoch höher bromierte PBDEs weniger akut toxisch

Kongenere # 27, # 47, # 99, # 100 sehr toxisch für aquatische Organismen (LC_{50} < 1mg/l), Kongenere # 47, # 99: Hemmung von Entgiftungsenzymen (Regenbogenforelle)

Chronische Toxizität:

DBDE in hohen Dosen bei Nagern krebsauslösend in der Leber, Entwicklungsverzögerung und Abnahme des Gewichts sowie der Größe der Reproduktionsorgane, Verminderung der Spermienanzahl, Effekte auf Schilddrüse (Veränderung der Hormonspiegel: T_3, T_4, TSH), Veränderung der Gehirn- und Nervenentwicklung (Studien meist mit # 99), Verhaltensstörungen und bleibende Lern- und Gedächtnisstörungen, Hinweise auf östrogene Effekte

Einsatzbereiche

Elektro-, Elektronik-, Bau-, Transport-, Textilsektor, Plastik (bis zu 15 % PBDEs), Polyurethanschäume (bis 30 % PBDEs)

Einsatzmengen

Weltweit in etwa 67.400 Tonnen / Jahr

Decabromdiphenylether: ca. 1.000 Tonnen / Jahr in Deutschland, ca. 8.000 Tonnen / Jahr in Europa (UMWELTBUNDESAMT Berlin, 2001)

Gesetzliche Regelungen

BGBl. II Nr. 300/2002 EPER Verordnung

Die 76/769/EWG sieht ein Verbot des Inverkehrbringens von PentaBDE als Stoff, in Zubereitungen und in Erzeugnissen mit einem Grenzwert von 0,1 Gew. % PentaBDE vor.

4.4.2 Untersuchung des Hausstaubs

Methodenbeschreibung Hausstaubanalytik

- Dotierung der Probe mit 13C-markierten Kongeneren
- Soxhletextraktion und chromatographische Reinigung des Extraktes
- Gaschromatographische Endbestimmung mit GC-HRMS (Quantifizierung nach der internen Standardmethode mit Zugabe eines Injektionsstandards (13C-markiertes Kongener)
- Bereich der Nachweisgrenze: 0,0001 bis 2 µg/kg
- Bereich der Bestimmungsgrenze: 0,0002 bis 4 µg/kg

Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung

Tab. 10: Kenndaten der Stoffgruppe bromierte Diphenylether

Flammschutzmittel	Dim.	Anz.	Anz. > BG	Min.	Max.	MW	Median	90. Perz.
# 11	µg/kg	23	0	n.n.	n.n.	-	-	-
# 17 / 25	µg/kg	23	20	n.n.	0,12	0,05	0,04	0,09
# 28	µg/kg	23	22	n.n.	0,52	0,20	0,15	0,45
# 47	µg/kg	23	23	0,29	160	24	8,4	62
# 49	µg/kg	23	23	0,01	1,2	0,34	0,23	0,82
# 77	µg/kg	23	12	n.n.	0,02	0,01	0,01	0,02
# 99	µg/kg	23	23	0,50	240	34	9,6	100
# 100	µg/kg	23	23	0,07	37	5,5	1,6	17
# 116	µg/kg	23	14	n.n.	0,11	0,03	0,02	0,05
# 138	µg/kg	23	22	n.n.	4,9	0,52	0,22	0,85
# 140	µg/kg	23	22	n.n.	0,43	0,10	0,05	0,24
# 153	µg/kg	23	23	0,52	79	7,1	2,2	12
# 154	µg/kg	23	23	0,17	12	2,8	0,82	9,1
# 155	µg/kg	23	20	n.n.	0,37	0,09	0,04	0,22
# 166	µg/kg	23	0	n.n.	n.n.	-	-	-
# 181	µg/kg	23	6	n.n.	0,14	-	-	-
# 183	µg/kg	23	22	n.n.	360	23	3,2	28
# 196	µg/kg	11	11	1,1	17	6,0	3,6	16
# 197	µg/kg	11	11	1,7	33	8,8	4,0	29
# 203	µg/kg	11	11	0,59	15	4,8	3,6	8,6
# 209	µg/kg	11	10	3,8	170	35	22	57

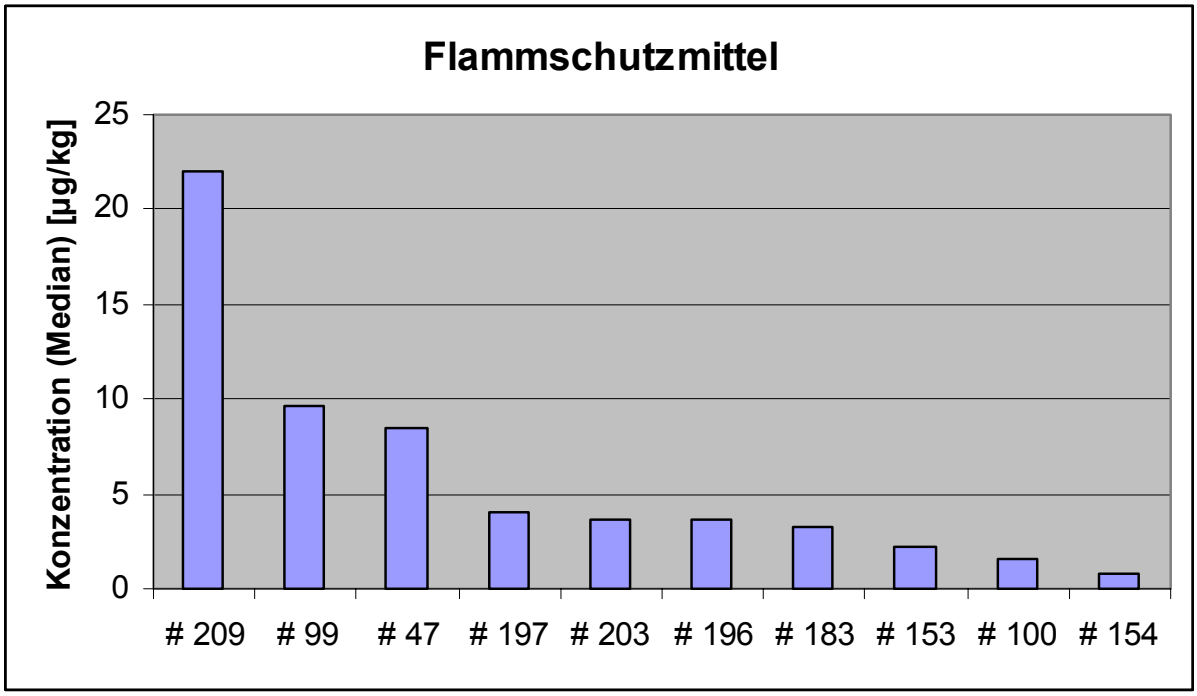


Abb. 2: ausgewählte Flammschutzmittel im Hausstaub (Median > 1 µg/kg)

Vergleichsdaten aus der Literatur

Tab. 11: Ergebnisse einer Studie in den USA (RUDEL et al., 2003); Fraktion < 150 µm. BG 0,3 (# 100); 0,4 (# 47, # 99)

Flammschutz-mittel	Dim.	Anz.	Anz. > BG	Min.	Max.	MW	Median	90. Perz.
# 47	µg/kg	89	40	< 400	9.860	719	-	2.270
# 99	µg/kg	89	49	< 400	22.500	1.290	304	4.090
# 100	µg/kg	89	18	< 300	3.400	166	-	673

Tab. 12: Ergebnisse einer Studie in Großbritannien (GREENPEACE, 2003). Fraktion < 2 mm. BG: 0,1 µg/kg

Flammschutz-mittel	Dim.	Anz.	Anz. > BG	Min.	Max.	MW	Median
# 28	µg/kg	10	7	< 0,1	33	4,14	0,35
# 47	µg/kg	10	10	10	1.980	223	25
# 99	µg/kg	10	10	18	2.100	287	44
# 153	µg/kg	10	9	< 0,1	170	34	23
# 183	µg/kg	10	7	< 0,1	87	19	9,5
# 209	µg/kg	10	10	3.800	19.900	9.820	7.100

Diskussion der Ergebnisse

Von den 21 untersuchten Kongeneren der bromierten Diphenylether wurden zwei Kongenere (# 11 und # 166) in keiner der Proben detektiert. 9 Kongenere konnten in allen untersuchten Proben bestimmt werden. Die höchsten Konzentrationen wurden bei den Kongeneren # 183, # 99, # 209 und # 47 gemessen. Das zumindest in den USA am verbreitetsten eingesetzte Kongener # 209 (Decabromdiphenylether) wurde in allen Proben in der höchsten Median-Konzentration (22 µg/kg) bestimmt.

Im Vergleich liegen diese Werte deutlich unter den Literaturdaten. Der Konzentrationsbereich einer Studie aus den USA (RUDEL, 2003) liegt etwa zwei Zehnerpotenzen höher. Dies verdeutlicht, dass in den USA generell höhere Kontaminationen mit BPDEs zu finden sind. Auch Muttermilchproben amerikanischer Mütter sind 20 - 30-fach höher als Vergleichsdaten von europäischen Frauen (ENVIRONMENTAL WORKING GROUP, 2003). Die Ursachen liegen einerseits darin, dass die größten Hersteller in den USA zu finden sind, andererseits darin, dass durch frühe Industrialisierung und Technisierung höhere Umweltkonzentrationen nachzuweisen sind. Die Umweltorganisation EWG (ENVIRONMENTAL WORKING GROUP, 2004) warnt eindringlich, dass die in den USA gefundenen Werte in Muttermilch bereits in dem Bereich liegen, in dem toxische Effekte auftreten. Auch die Mediane der Konzentrationen einer GREENPEACE Untersuchung (2003) in Großbritannien weisen höhere Werte auf. Beide Studien wurden aber mit unterschiedlichen Kornfraktionen durchgeführt und sind somit nur bedingt vergleichbar. Generell ist jedoch die Belastung mit Flammschutzmitteln in England aufgrund von strengen Brandschutzbestimmungen höher als in anderen europäischen Ländern.

Zahlreiche toxische Effekte von PBDEs stehen im Zusammenhang mit der Möglichkeit, die Schilddrüsenaktivität zu beeinflussen. Studien zeigen einen Zusammenhang von vermindertem Schilddrüsenhormonstatus bei schwangeren Müttern mit vermindertem IQ (< 85) der später geborenen Kinder. Dies entspricht der Diagnose von schwacher Retardierung (POP et al., 1999). In diesem Zusammenhang ist erwähnenswert, dass Psychologen von einer Zunahme von Entwicklungsstörungen und bleibenden Defiziten berichten (SYDOW, 2004). Vielfach werden soziale Ursachen diskutiert, Untersuchungen über die Belastung mit Umweltchemikalien sind jedoch selten und bleiben von Psychologen und Medizinern häufig unbemerkt.

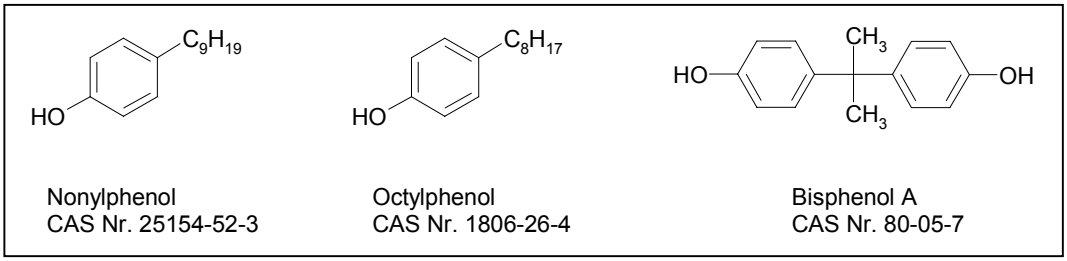
Die in dieser Studie bestimmten Werte sollten Grund zur Besorgnis geben, da diese Substanzen ähnlich ihren Verwandten, den PCBs, persistent sind und in Lebewesen akkumulieren. Die toxischen Wirkungen dieser Stoffe betreffen Nervensystem, Hormonsystem und Immunsystem. PBDEs können bereits in Lebewesen überall auf der Welt detektiert werden, und so das Überleben bereits bedrohter Tierarten beeinflussen. Besonders hoch belastet sind Meeressäuger und arktische Lebewesen. An der Spitze der Nahrungskette steht der Mensch und besonders betroffen ist die indigene Bevölkerung arktischer Gebiete aufgrund ihrer Ernährungsweise, die auf tierischen Produkten der Region besteht. Wiederum sind besonders Embryos, Babys und Kleinkinder betroffen, deren Aufnahmemengen im Vergleich zu Erwachsenen sehr hoch sind (Nabelschnurblut, Muttermilch), und deren Hormonsystem und Nervensystem besonders empfindlich gegenüber diesen Umweltgiften sind.

Studien zeigen keinen Zusammenhang von Muttermilch und PBDE-Konzentrationen im Hausstaub, der aus Wohnungen dieser Frauen stammte. Wie bei anderen Substanzen sind dafür einerseits Unterschiede in der Verstoffwechslung verantwortlich, andererseits sind die Faktoren, die die innere Belastung beeinflussen, sicherlich vielfältig (Lebensstil, Nahrung, Arbeitsplatz, etc.) und es besteht hier dringender Forschungsbedarf.

Vor allem für Kleinkinder ist jedoch Hausstaub ein wesentlicher Aufnahmepfad für Flammschutzmittelwirkstoffe.

4.5 Alkylphenole und Bisphenol A

4.5.1 Stoffbeschreibung



Nonylphenol
CAS Nr. 25154-52-3

Octylphenol
CAS Nr. 1806-26-4

Bisphenol A
CAS Nr. 80-05-7

Eigenschaften

Leicht und günstig herzustellen, lipophil, neigt zu Bioakkumulation

Allgemeine Toxikologie

Akute Toxizität

Nonylphenol:

Hohe aquatische Toxizität

Nonylphenol und Octylphenol:

Leberschäden, reizend für Haut und Schleimhäute

Bisphenol A:

Geringe akute Toxizität, nicht reizend

Chronische Toxizität

Endokrine Wirksamkeit: östrogene Effekte: Reduktion der Spermienzahl, Veränderung der Sexualentwicklung und der Zykluslänge, plazentagängig: Verhaltensänderungen beim Nachwuchs, Hinweis auf Immuntoxizität (in vitro Tests)

Octylphenol:

Endokrine Wirksamkeit östrogene Effekte, Hinweise auf Immuntoxizität (in vitro Tests)

Bisphenol A:

Sensitivierend (allergieauslösend), widersprüchliche Ergebnisse zur Gentoxizität, meist negativ, schwache Zunahme der Lymphom- und Leukämierate bei hohen Konzentrationen in der Nahrung (Nager), endokrine Wirksamkeit (östrogene Effekte)

Hyperaktivität durch Veränderung der Genexpression des Dopaminrezeptors

Einsatzbereiche

Bisphenol A (BPA): Ausgangsprodukt für Polycarbonate und Epoxidharzen, in weiterer Folge zur Herstellung von Flachprodukten, Compact Disks und Beschichtungen, Antioxidans in Kunststoffen, Zahnmaterial, Kosmetika

Octyl- u. Nonylphenol: Ausgangsprodukt zur Herstellung nichtionischer Tenside, Ausgangsmaterial für Kunstharze und -lacke, Alkylphenolethoxylate als Bohr-, Flotation-, Netz- und Verlaufsmittel, Additive zu Schmierölen, Weichmacher

Alkylphenolethoxylate werden letztlich wieder zu Nonylphenol bzw. Octylphenol abgebaut

Einsatzmengen in Österreich/EU (ARCEM, 2003; STATISTIK AUSTRIA, 2003)

BPA: 1.700 t Import (2002, Österreich)

NP, OP: ca. 62 t Import (2002, Österreich; enthält Isomere und Salze)

Gesetzliche Regelungen

26. Anpassung der Richtlinie 76/769/EWG vom 18. Juni 2003: Beschränkung von Nonylphenolethoxylaten / Nonylphenol in Anwendungen, die ein Gewässerrisiko bergen (industrielle, gewerbliche und Haushalts-Reinigungsmittel, Kosmetika, Metallentfettung, Textilherstellung, Zellstoff- und Papierherstellung, Zitzenreinigung für Rinder, Beistoff in Pflanzenschutzmitteln und Bioziden)

4.5.2 Untersuchung des Hausstaubs

Methodenbeschreibung Hausstaubanalytik

- Soxhlet-Extraktion der Probe mit Dichlormethan
- Einengung des Extraktionsmittels
- Lösungsmittelaustausch
- Bestimmung mittels LC-MS
- BG: 0,01 mg/kg, NG: 0,005 mg/kg

Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung

Tab. 13: Kenndaten der Stoffgruppe Alkylphenole und Bisphenol A

Alkylphenole	Dim.	Anz.	Anz. > BG	Min.	Max.	MW	Median	90. Perz.
Nonylphenol, techn.	mg/kg	21	21	1,2	14	3,7	2,6	8,3
Octylphenol	mg/kg	21	20	0,03	1,0	0,18	0,1	0,55
Bisphenol A	mg/kg	21	21	0,12	8,8	2,9	2,5	6,4

Vergleichsdaten aus der Literatur

Tab. 14: Ergebnisse einer Studie in Großbritannien (GREENPEACE, 2003); Fraktion < 2 mm. BG: 0,1 mg/kg

Alkylphenole	Dim.	Anz.	Anz.> BG	Min.	Max.	MW	Median
Nonylphenol, techn.	mg/kg	29	22	n.n.	35	11	9,8
Octylphenol	mg/kg	29	1	n.n.	8,6	-	-

Tab. 15: Ergebnisse einer Studie in den USA (RUDEL et al., 2003); Fraktion < 150 µm. BG 1 mg/kg (NP); 0,2 mg/kg (OP)

Alkylphenole	Dim.	Anz.	Anz. > BG	Min.	Max.	MW	Median	90. Perz.
Nonylphenol, techn.	mg/kg	118	94	< 1	8,68	2,73	2,58	5,63
Bisphenol A	mg/kg	118	101	< 0,2	17,6	1,65	0,82	4,07

Diskussion der Ergebnisse

Nonylphenol und Bisphenol A wurden in allen Proben, Octylphenol in nahezu allen Proben über der Bestimmungsgrenze ermittelt. Octylphenol wurde aber in deutlich geringeren Konzentrationen bestimmt als die beiden anderen Substanzen. Die Konzentrationsbereiche liegen in einer ähnlichen Größenordnung, wie sie in Klärschlämmen nachgewiesen wurden.

Verglichen mit einer Studie in Großbritannien (GREENPEACE, 2003) sind die Werte für Nonyl- und Octylphenol in der englischen Studie 3 - 4-fach höher (bezogen auf den Median). Diese wurde aber anhand einer größeren Kornverteilung durchgeführt, sodass die Ergebnisse nur bedingt vergleichbar sind.

Die Studie RUDEL (2003) weist sowohl im Median wie in der 90. Perzentile vergleichbare Ergebnisse auf, sie wurde allerdings an einem viel größeren Kollektiv und einer größeren Kornverteilung der Proben durchgeführt.

Die Gefahren für die menschliche Gesundheit, die durch Exposition gegenüber gegenwärtig üblichen Konzentrationen von Nonylphenol, Octylphenol und Bisphenol A entstehen, sind derzeit ungeklärt. Zahlreiche Publikationen beschreiben östrogene Wirksamkeit, Effekte auf Fertilität und Nachkommen. Es wurde ebenfalls nachgewiesen, dass Embryos bereits im Mutterleib Bisphenol A exponiert waren. Die Autoren weisen darauf hin, dass vergleichbare Konzentrationen in Ratten bereits zu Veränderungen der Reproduktionsorgane führen können (SCHÖNFELDER et al., 2002). Das Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (BgVV) zeigt auf, dass ein Vergleich der gemessenen Konzentrationen mit toxikologischen Wirkkonzentrationen zur Zeit nicht möglich ist, da keine Kinetikversuche mit mehrfacher oraler Applikation bei Versuchstieren vorliegen (BgVV, 2002).

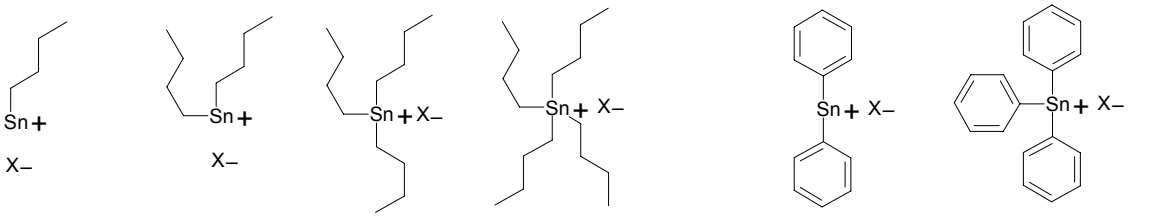
Auch Verhaltensänderungen können durch Gabe von Bisphenol ausgelöst werden. Eine aktuelle Studie erklärt die Ursachen von Hyperaktivität nach Bisphenol A-Gabe bei Ratten durch Veränderung der Genexpression des Dopaminrezeptors (ISHIDO et al., 2004)

Hyperaktivität ist zunehmend ein Problem, mit dem Lehrer, Schulpsychologen und Mediziner konfrontiert sind. Die Ursachen dafür sind noch weitgehend unerforscht. Neben sozialen, psychologischen Erklärungen werden Funktionsstörungen im Hirn vermutet, denen Störungen im Transmitterstoffwechsel (Dopamin) zugrunde liegen (FRITZ-STRATMANN, 2004).

Sinnvoll wäre eine verstärkte Zusammenarbeit von Naturwissenschaftlern, Psychologen und Medizinern, um Erkenntnisse und Erfahrungen auszutauschen, damit Krankheitsbilder und Störungen, die durch Industriechemikalien beeinflusst, verstärkt oder ausgelöst werden, möglichst früh erkannt werden können. Weiters sollte die Forderung nach Risikoforschung vor der Verwendung von Chemikalien durch die Industrie gestärkt werden.

4.6 Organozinnverbindungen

4.6.1 Stoffbeschreibung



Monobutyl-zinn-Kation CAS Nr. 78763--54-9

Dibutyl-zinn-Kation CAS Nr. 1002--53-5

Tributyl-zinn-Kation CAS Nr. 56573--85-4

Tetrabutyl-zinn-Kation CAS Nr. 1461-25-2

Diphenyl-zinn-Kation CAS Nr. 1135-99-5

Triphenyl-zinn-Kation CAS Nr. 668-34-8

Eigenschaften

Biozide Wirkung; hohe Persistenz und Umweltrelevanz, Anreicherung in der Nahrungskette, Bioakkumulation

Allgemeine Toxikologie

Ökotoxikologie: endokrine Wirksamkeit (androgene Effekte, Vermännlichung weiblicher Organismen, v.a. Schnecken sensibel); v.a. Tributylzinn aber auch Triphenylzinn in sehr geringen Konzentrationen (unter 1 ng/l Sn) für Verschwinden von Populationen einzelner Spezies verantwortlich

Toxizität der organischen Zinnverbindungen sehr unterschiedlich, besonders hohe Toxizität: Di- und Trialkylierte Verbindungen, Abbau von Tributylverbindungen zu Dibutyl- und Monobutylverbindungen im Säugerorganismus

Datenlage für Humantoxizität sehr lückenhaft, Aufnahme durch aquatische Nahrungsmittel bedeutsam

Akute Toxizität:

Dibutylzinnverbindungen: Gallengangdegenerationen, Leber- und Pankreasschäden, immuntoxisch

Tributylzinnverbindungen: Effekte auf Körpergewicht, Gallengänge, Niere, Leber, Blutsystem, endokrine Wirksamkeit, immuntoxisch

Triphenylzinn: Leberschäden, Kopfschmerz, Verwirrung

In Pflanzenschutzmitteln: Tumore in Hypophyse, Hodentumore, toxische Effekte auf Immunsystem

Chronische Toxizität:

Schlaflosigkeit, Hyperaktivität, Appetitlosigkeit, Krämpfe

Hinweise auf gentoxische Wirkung

Dialkylzinnverbindungen: Abnahme des Thymusgewichts (Schilddrüse)

Hautkontakt: Dermatose

Einsatzbereiche

Vor allem: Antifouling bei Schiffsanstrichen, Holz- u. Materialschutz, Dämmstoffe, Dichtmassen Holzschutzmittel, Materialschutzmittel, Desinfektionsmittel, Pflanzenschutzmittel, Additiv (Lichtschutz) in Kunststoffen, Biozidausrüstung in Textilien (u.a. Sportbekleidung, Regenbekleidung, Badesandalen, …)

Einsatzmengen in Österreich/EU

Verbrauch in Europa (1995): 12.000 bis 15.000 t (KAISER, 1998)

Gesetzliche Regelungen

BGBl. Nr. 169/1996 Chemikalien EU AnpassungsVO

BGBl 577/1990 AntifoulingVO

BGBl. II Nr. 300/2002 EPER VO

BGBl. II Nr. 398/2000 GrundwasserschutzVO

BGBl. II Nr. 105/2000 Biozid Produkte Gesetz: bis 2006 in Verkehr

BGBl. II Nr. 441/2002 SchädlingsbekämpfungsmittelhöchstwerteVO

Teilweise Verbot in Pflanzenschutzmitteln (Fentin Acetat, Fentin Hydroxid: Verbot EU RL 91/414).

Besonders kritisch zu betrachten ist die Ausrüstung von Bedarfsgegenständen mit Tributylzinnverbindungen, da derzeit gesetzliche Regelungen, die Grenzwerte oder Richtwerte für Tributylzinnverbindungen in Bedarfsgegenständen vorschreiben, fehlen.

4.6.2 Untersuchung des Hausstaubs

Methodenbeschreibung Hausstaubanalytik

- Zusatz von Monoheptylzinntrichlorid, Diheptylzinndichlorid, Tri-n-propylzinnchlorid und Tertrapropylzinn als Interne Standards
- Extraktion mit Ethanol und einem Komplexierungsreagens (Diethylammoniumdiethyldithiocarbamat)
- Derivatisierung in ethanolisch-gepufferter wässriger Phase bei pH < 4,5 mittels Natriumtetraethylborat (Ethylierung)
- Extraktion mit n-Hexan
- Säulenreinigung mittels GPC und Aluminiumoxid
- Gaschromatographische Endbestimmung mit GC-MS (EI + Mode, Single ion recording)
- Quantifizierung nach der internen Standardmethode mit Wiederfindungskorrektur über gespikte Staubproben
- BG: 0,05 mg/kg, NG: 0,03 mg/kg

Tab. 16: Kenndaten der Stoffgruppe Organozinnverbindungen

Organozinn-verbindungen	Dim.	Anz.	Anz. > BG	Min.	Max.	MW	Median	95. Perz.
Monobutylzinnkation	mg/kg	24	24	0,09	20	3,5	1,1	19
Dibutylzinnkation	mg/kg	24	23	n.n.	24	3,4	0,55	22
Tributylzinnkation	mg/kg	24	6	n.n.	0,26	-	-	-
Tetrabutylzinnkation	mg/kg	24	0	n.n.	n.n.	-	-	-
Diphenylzinnkation	mg/kg	24	0	n.n.	n.n.	-	-	-
Triphenylzinnkation	mg/kg	24	0	n.n.	n.n.	-	-	-

Vergleichsdaten aus der Literatur

Tab. 17: Vergleichsdaten aus einer Hamburger Studie (HAMBURG, 2002); BG: 0,001 mg/kg

Organozinn-verbindungen	Dim.	Anz.	Anz. > BG	Min.	Max.	MW	Median	95. Perz.
Monobutylzinnkation	mg/kg	50	50	0,1	18	1,5	1,4	8,7
Dibutylzinnkation	mg/kg	50	50	0,01	5,6	0,2	0,2	1,4
Tributylzinnkation	mg/kg	50	49	< 0,001	0,2	0,03	0,03	0,1
Tetrabutylzinnkation	mg/kg	50	3	< 0,001	0,02	-	-	-
Triphenylzinnkation	mg/kg	50	29	< 0,001	0,02	0,03	0,004	0,01

Tab. 18: Ergebnisse einer Studie in Großbritannien (GREENPEACE, 2003); BG: 0,001 mg/kg

Organozinn-verbindungen	Dim.	Anz.	Anz. > BG	Min.	Max.	MW	Median
Monobutylzinnkation	mg/kg	10	10	0,81	2,8	1,4	1,4
Dibutylzinnkation	mg/kg	10	10	0,16	1,3	0,6	0,5
Tributylzinnkation	mg/kg	10	10	0,03	0,8	0,14	0,05
Tetrabutylzinnkation	mg/kg	10	0	-	-	-	-
Triphenylzinnkation	mg/kg	10	1	< 0,001	0,07	0,007	-

Diskussion der Ergebnisse

In fast allen Proben wurden Mono- und Dibutylzinn bestimmt. Tributylzinn wurde nur in einem Viertel der Proben bestimmt, die restlichen Verbindungen konnten nicht detektiert werden. Die Hausstaubstudie in Hamburg und die Greenpeace Studie bestimmten ebenfalls Tributylzinn in fast allen Proben. Tetrabutylzinn wurde bei Greenpeace in keiner, Triphenylzinn in einer Probe positiv analysiert. Die Bestimmungsgrenze war in diesen Studien jedoch deutlich niedriger. Die Medianwerte von Tributylzinn lagen in den Vergleichsstudien im Bereich der Bestimmungsgrenze der vorliegenden Studie. Auch die Medianwerte von Mono- und Dibutylzinn lagen in ähnlichen Konzentrationen. Die erhaltenen Messwerte sind vergleichbar

mit Ergebnissen aus Klärschlammanalysen (SATTELBERGER, 2002). PVC- Böden tragen maßgeblich zur Belastung des Hausstaubs mit Organozinnverbindungen bei.

Organozinnprodukte werden hauptsächlich über die Nahrung (aquatischen Ursprungs) aufgenommen, Untersuchungen ergeben teilweise sehr hohe Gehalte in Fischkonserven (ÖKOTEST, 2000). Auch über Rückstände von Pflanzenschutzmitteln konnten diese Verbindungen in die Nahrung gelangen.

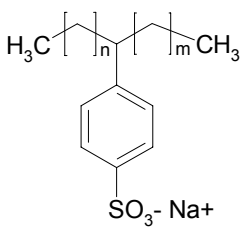
Darüber hinaus werden Organozinnverbindungen auch als Stabilisatoren für Hart-PVC-Lebensmittelverpackungen eingesetzt und können so in die Nahrung gelangen.

Auch über die Haut kann es zu einer Aufnahme von Organozinnverbindungen in den Körper kommen. Besonders problematisch ist in diesem Zusammenhang die Ausrüstung von Textilien. Nachdem Greenpeace Fußballshirts mit hohen Mengen an Organozinnverbindungen fand, war das Thema einige Zeit in den Medien aktuell (GREENPEACE, 2000). Organozinnverbindungen wurden inzwischen u.a. in Sportkleidung, Babywindeln und Badeartikeln, Sportschuhen, PVC-Fußböden, Kindergummistiefeln oder Barbiepuppen nachgewiesen. Vor allem Kleidung mit PVC-Aufdrucken scheint belastet zu sein. Die Zeitschrift Ökotest hat mehrfach Produkte, unter anderem Kleinkinderbekleidung und Zelte getestet (ÖKOTEST Jahrbuch, 2004). Auch in Gummihandschuhen oder beschichtetem Papier zum Backen wurden Organozinnverbindungen nachgewiesen (TAKAHASHI et al., 1999). In dieser Publikation werden auch Ergebnisse zur Belastung von Menschen und wildlebenden Tieren dargestellt. Organozinnverbindungen können in den meisten Organismen weltweit in der Leber nachgewiesen werden.

Für Tributylzinnverbindungen wurde aufgrund der toxikologischen Datenlage von der WHO ein TDI-Wert (Tolerable Daily Intake = duldbare tägliche Aufnahmemenge) von 0,25 µg/kg Körpergewicht berechnet. Für Dibutylzinnverbindungen wurde von Seiten der WHO kein TDI abgeleitet, auch von Seiten der EU fehlt eine abschließende Bewertung. Da Dibutylzinnverbindungen ein ähnliches Wirkprofil haben wie Tributylzinnverbindungen geht das BgVV von einem vorläufigen TDI wie für Tributylzinnverbindungen (0,25 µg/kg) aus (BgVV, 2000). Staub, der über die Nahrung oder über die Luft aufgenommen wird, trägt vor allem bei Kleinkindern wesentlich zu der Belastung mit Organozinnverbindungen bei (THUMULLA & HAGENAU, 2001). Die Autoren wenden ein Rechenmodell an, das ursprünglich für Biozide in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt DE und dem BgVV vom Stadtgesundheitsamt Frankfurt am Main vorgeschlagen wurde. Dieses Modell wurde schließlich von Mitgliedern der Innenraumlufthygiene-Kommission und dem Ausschuss für Umwelthygiene der Arbeitsgemeinschaften der obersten Landesgesundheitsbehörden in Deutschland aufgegriffen und im Bundesgesundheitsblatt veröffentlicht. Das Modell betrachtet den worst-case und die Aufnahme von 100 mg Hausstaub durch ein am Boden spielendes Kleinkind. Beim Vergleich der in der vorliegenden Studie gemessenen Hausstaubkonzentrationen von Dibutylzinn mit den Werten, die laut Expertengruppe Untersuchungsbedarf beziehungsweise Handlungsbedarf anzeigen, kam es in drei Viertel (Prüfwert von 250 µg/kg tolerierbarer Aufnahmemenge pro Tag und Kilogramm Körpergewicht (TDI f. TBT/ WHO, 1996; RfD, EPA, 1997) beziehungsweise ein Drittel der Fälle (Handlungswert von 2.500 µg/kg) zu Überschreitungen. Drei Proben waren besonders belastet. Es kam zu 5-fachem, 6-fachem bzw. fast 10-fachem Überschreiten des Handlungswertes. In diesen Fällen sollten Maßnahmen getroffen werden.

4.7 Lineare Alkylbenzolsulfonsäuren (LAS)

4.7.1 Stoffbeschreibung



lineare Alkylbenzolfulfonate, n+m=7-10
CASNr. 42615-29-2

Eigenschaften

Anionische Tenside

Allgemeine Toxikologie

Aquatische Toxizität:

Steigt mit Zunahme der Kettenlänge, haut- und schleimhautreizend, sonst geringe Toxizität

Keine chronischen Effekte beschrieben

Einsatzbereiche

In Wasch-, Spül- und Reinigungsmitteln, als Netzmittel, Schaumbildner und Reinigungsverstärker, Textilhilfsmittel, Antistatika, Emulgatoren, Demulgatoren, Zusatz zu Lötmitteln, Frostschutzbädern, galvanischen Bädern, Schneid- und Bohrölen, Bitumen und Schädlingsbekämpfungsmitteln

Einsatzmengen in Österreich/EU

Weltweit ca. 2,2 Mio. t / Jahr (1998); Westeuropa ca. 400.000 t (1998) (ECOSOL, 1999)

Gesetzliche Regelungen

Keine Angaben

4.7.2 Untersuchung des Hausstaubs

Methodenbeschreibung Hausstaubanalytik

- Dotierung der Probe mit 4-Octylbenzolsulfonsäure, Na-salz als Surrogate
- Extraktion mit alkalischem Methanol
- Filtration durch 0,45 µm Filter
- Bestimmung des LAS-Gehaltes mittels HPLC mit Fluoreszenz-Detektion
- BG: 1 mg/kg, NG: 0,5 mg/kg

Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung

Tab. 19: Kenndaten der Stoffgruppe Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS)

LAS	Dim.	Anz.	Anz. > BG	Min.	Max.	MW	Median	95. Perz.
LAS	mg/kg	19	19	37	660	250	240	660

Vergleichsdaten aus der Literatur

VEJRUP (2002) berichtet über Konzentrationen von 34 bis 1.500 mg/kg im Hausstaub (Fraktion < 1 mm; BG: 1 mg/kg).

Diskussion der Ergebnisse

Die Gehalte der 19 untersuchten Proben schwanken zwischen 37 und 660 mg/kg (Fraktion < 63 µm), das Maximum der Vejrup-Studie liegt um einen Faktor 2 höher (Fraktion < 1 mm). Die Tenside gehören somit mengenmäßig zu den bedeutendsten Komponenten im Hausstaub. Einerseits durch Reinigung der Innenräume bedingt, andererseits durch Rückstände aus Textilien werden sie in Innenräumen angereichert, da unter diesen Bedingungen nur wenig Abbau erfolgt.

Tenside haben eine geringe akute und chronische Toxizität. Allerdings können sie die Wasser-Lipidmembranen der Haut schädigen, deren wichtige Funktion der Schutz gegen äußere Einflüsse ist. Darüber hinaus kann dadurch die Schadwirkung anderer Substanzen vergrößert werden, die so leichter in den Körper gelangen und eventuell geschädigtes oder gereiztes Gewebe angreifen können (BUTTE et al., 2004).

4.8 Screening auf mittelflüchtige Verbindungen

Um einen Überblick zu bekommen, welche weiteren Inhaltsstoffe bzw. Stoffgruppen in den Hausstaubproben enthalten sind, wurde ein Screening auf mittelflüchtige Verbindungen durchgeführt. Dazu wurden 10 Hausstaubproben ausgewählt. Basis für dieses Verfahren stellt die EPA-Methode 8270 „Gas Chromatography / Mass Spectrometry for semivolatile Organics“ dar. Es erfasst die meisten neutralen, sauren und basischen Komponenten der Proben, welche in Dichlormethan löslich sind und ohne vorhergehende Derivatisierung mittels Gaschromatographie und massenselektiver Detektion messbar sind. Darüber hinaus gestattet die Methode eine Abschätzung der Konzentrationen einzelner Substanzen. Aufgrund der unterschiedlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften der Stoffe und der speziellen Aufnahmetechnik ist dieses Screeningverfahren nicht so sensitiv. Für genauere analytische Aussagen müssten Einzelverfahren angewendet werden.

Als chemisch und toxikologisch interessante Stoffe, die einzelanalytisch nicht untersucht wurden, wurden Terpene, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe sowie Trisphosphate in allen der untersuchten Proben nachgewiesen. Auf diese Substanzen wird in der Folge noch detailliert eingegangen. Zusätzlich wurden in den meisten Proben

- Aldehyde und Ketone
- Fettsäuren und Fettsäureester
- Cholesterine
- aliphatische Kohlenwasserstoffe
- Alkohole
- Nikotin und Koffein

in zum Teil erheblichen Mengen detektiert.

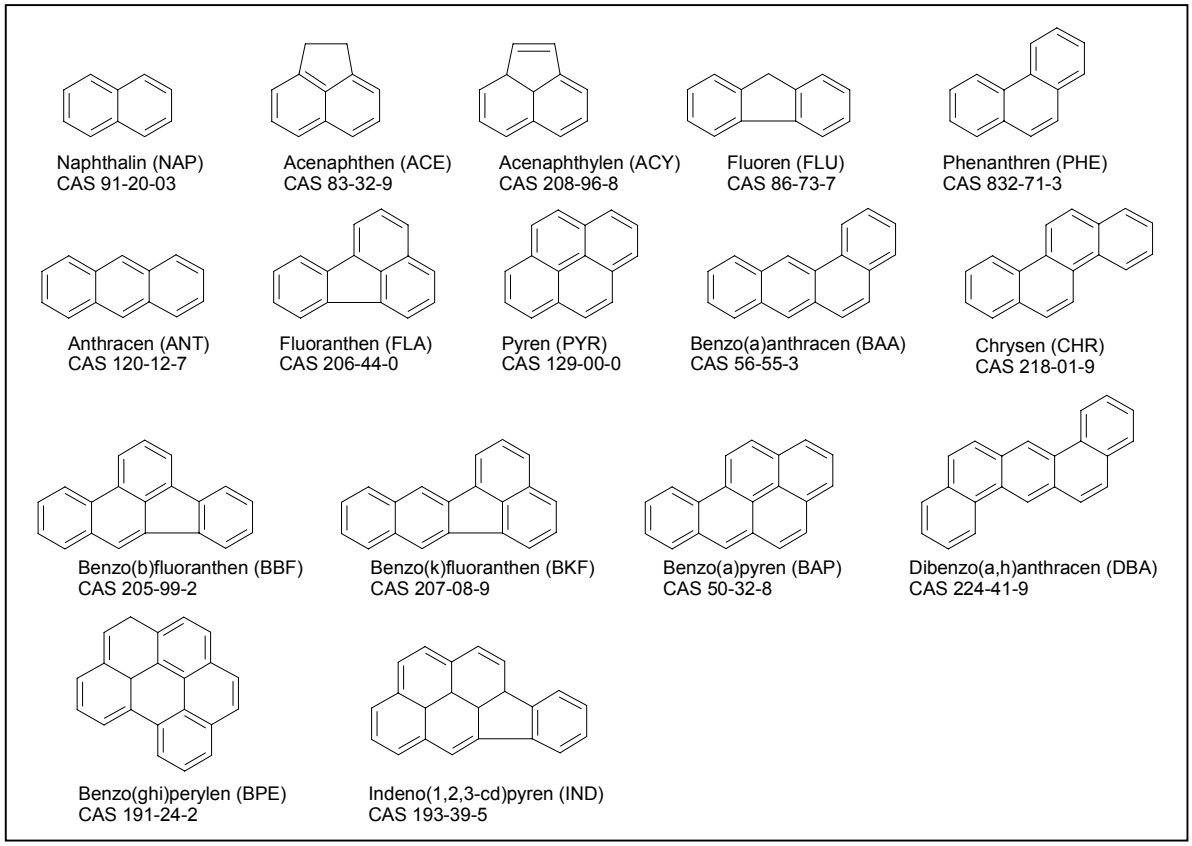
Darüber hinaus wurden die folgenden Substanzen qualitativ bestimmt:

- DDT (und dessen Metaboliten DDD und DDE)
- Pentachlorphenol
- alkylierte Phenole
- sowie Stoffe, welche als Formulierungshilfen für Pflanzenschutzmittel, Desinfektionsmittel, Konservierungsmittel für Kosmetika und als Antioxidationsmittel eingesetzt werden

Methodenbeschreibung Hausstaubscreening

- Dotierung der Probe mit einem Multistandard
- Extraktion der Probe mit Dichlormethan und unter Zugabe von Wasser im sauren und basischen Milieu jeweils im Ultraschallbad
- gelpermeationschromatographische Reinigung der vereinigten Extrakte
- Gaschromatographische Trennung mit massenselektiver Detektion im Scan-Mode und Identifikation der Analyten mittels Bibliotheks-Spektrenvergleich

4.8.1 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe



Eigenschaften

Persistente, organische Schadstoffe

Allgemeine Toxikologie

Bestimmte PAHs immuntoxisch, mutagen, plazentagängig, reproduktionstoxisch

Kanzerogen: Benzo(a)pyren, (Benzo(a)anthracen, Chrysen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Dibenzo (a,h)anthracen, Benzo (ghi)perylen, Indeno (1,2,3-cd)pyren

Vorkommen

Entstehung bei der unvollständigen Verbrennung organischen Materials, insbesondere von Holz, Kohle und Mineralöl, in Verkehrsmittel-Abgasen, auch bei natürlichen Prozessen (Brände, Vulkane, …), in Haupt- und Nebenstrom des Tabakrauches, in gebratenen, gegrillten und geräucherten Lebensmitteln

Einzelne PAH werden für Anstriche (Schiffsbau) und in Parkettklebern verwendet

Expositionsdaten in Österreich/EU

Verteilung hauptsächlich über die Luft (1 - 10 ng/m^3 an Partikel gebunden) und Wasser (Abwasser von Altlasten, Industrie, Gewerbeanlagen, Städten), Adsorption an Partikel; im Boden im Bereich von Altlasten und Altstandorten (bis 1.000 mg/kg) von Verkehrswegen sowie in Gebieten mit landwirtschaftlicher Nutzung nach Klärschlamm- und Müllkompostaufbringung (bis ~ 1,5 mg/kg)

Gesetzliche Regelungen

European Parliament & Council Directive on Ambient Air (Proposal): Zielwert 1 ng/m^3 Benz(a)pyren im Jahresmittelwert

BGBl. II Nr. 300/2002 EPER VO

BGBl. II Nr. 304/2001 TrinkwasserVO (0,1 µg/L)

BGBl. Nr. 359/1995 OberflächenTrinkwasserVO (0,1 - 0,2 µg/L)

Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung

Tab. 20: Übersicht über die Konzentration der 16 EPA-PAH (Angaben in mg/kg)

PAH	Anz.	Anz. > BG	Bereich	MW	Median	95. Perz.
Naphthalin	10	10	0,02 - 0,72	0,12	0,04	0,72
Acenaphthen	10	4	0,01 - 0,02	-	-	-
Acenaphthylen	10	3	0,01 - 0,01	-	-	-
Fluoren	10	9	0,01 - 0,02	0,01	0,01	0,02
Phenanthren	10	10	0,03 - 0,39	0,17	0,15	0,39
Anthracen	10	7	0,01 - 0,05	0,02	0,02	0,05
Fluoranthen	10	10	0,03 - 0,65	0,19	0,12	0,65
Pyren	10	10	0,02 - 0,37	0,11	0,06	0,37
Benzo(a)anthracen	10	7	0,03 - 0,38	0,13	0,07	0,38
Chrysen	10	10	0,02 - 0,4	0,11	0,05	0,4
Benzo(b)fluoranthen	10	9	0,02 - 0,66	0,17	0,13	0,66
Benzo(k)fluoranthen	10	10	0,01 - 0,19	0,05	0,03	0,19
Benzo(a)pyren	10	10	0,02 - 0,30	0,09	0,06	0,3
Dibenzo(a,h)anthracen	10	7	0,02 - 0,19	0,07	0,06	0,72
Benzo(ghi)perylen	10	10	0,01 - 0,52	0,13	0,08	0,19
Indeno(1,2,3-cd)pyren	10	9	0,02 - 0,72	0,18	0,07	0,52

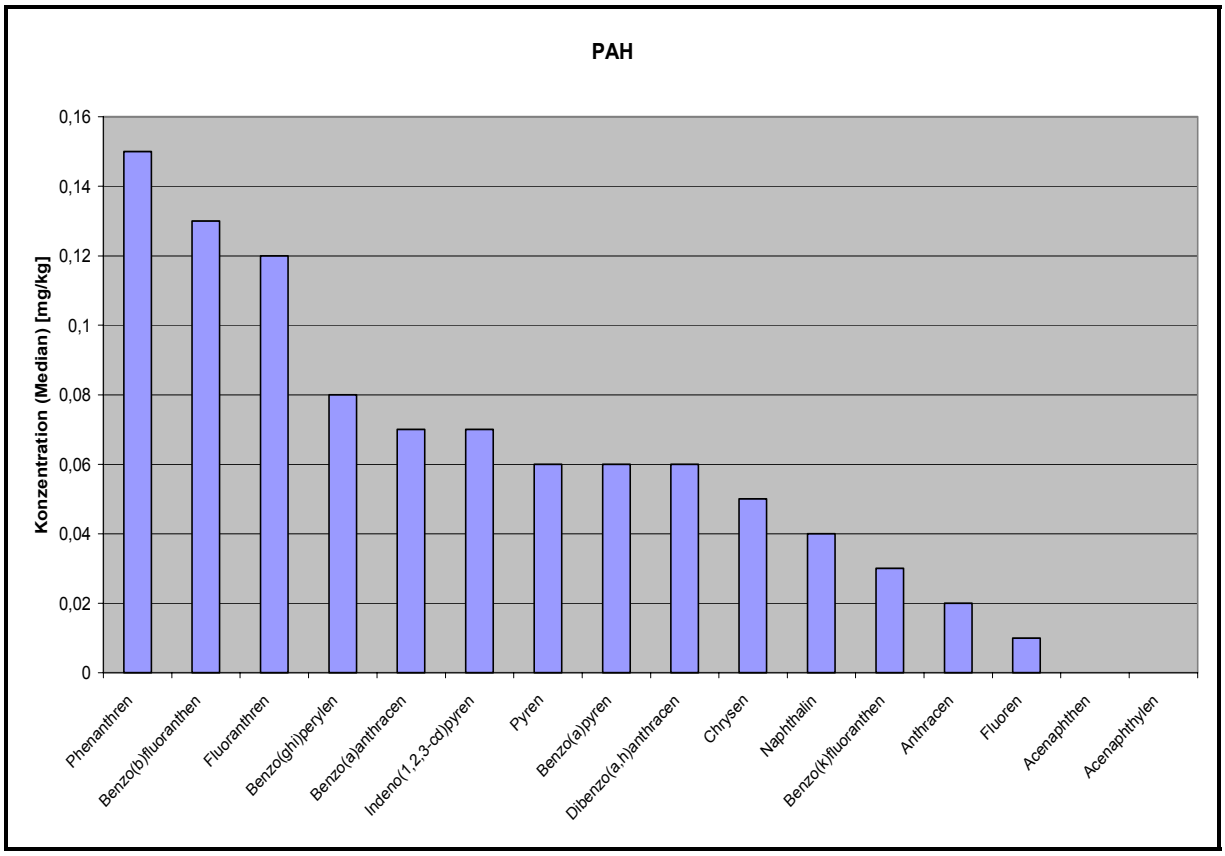


Abb. 3: PAH-Konzentrationen im Hausstaub

Vergleichsdaten aus der Literatur

In Hamburger Hausstaubproben (HAMBURG, 2002) wurden Benzo(a)pyren mit einem Mittelwert von 0,2 mg/kg (95. Perzentile: 1,1 mg/kg) bestimmt.

Diskussion der Ergebnisse

Es wurden 16 PAH detektiert. Acenaphthen und Acenaphthylen wurden in weniger als der Hälfte der Proben qualitativ bestimmt.

Benzo(a)pyren wurde in Hamburger Hausstaubproben sowohl im Median als auch in der 95. Perzentile in deutlich höheren Konzentrationen bestimmt. Benzo(a)pyren (BaP) wird üblicherweise als Leitsubstanz für PAHs herangezogen. BaP ist als kanzerogen beim Menschen eingestuft.

Bis in die 60er Jahre war die Verwendung von PAH-haltigen Parkettklebern in Deutschland üblich, die zu teils sehr hohen Belastungen des Hausstaubs führten. Bundesgremien und Landesbehörden wurden eingeschaltet, das Umweltbundesamt Deutschland führte Expertengespräche durch. Zahlreiche Untersuchungen wurden beauftragt (Hausstaubanalysen, Analysen der Kleber, Raumluftuntersuchungen sowie Humanbiomonitoringuntersuchungen). Es zeigte sich, dass der Zustand des Parkettbodens von Bedeutung war. Nur bei schlechtem Parkettzustand waren erhöhte BaP-Konzentrationen im Kleber sowohl bei den Hausstaub-, als auch bei den Humanbiomonitoring-Untersuchungen nachweisbar. Experten legten für den Fall der PAH-Belastung durch teerhaltige Parkettkleber keine scharfe Grenze zwischen gefahr- und vorsorgebedingter Aktion fest. Jedoch wurde ein Auftreten von BaP-

Konzentrationen von > 10 mg/kg Hausstaub als unerwünscht betrachtet und expositionsmindernde Maßnahmen empfohlen (HEUDORF, 1999). In der vorliegenden Untersuchung wurden in keiner Probe Werte von 10 mg BaP oder mehr gefunden.

Generell ist jedoch die Belastung mit PAHs als problematisch zu werten, da einige dieser Verbindungen als kanzerogen im Menschen eingestuft sind. Da auch geringste Konzentrationen von krebserregenden Stoffen Krebs im Falle von langer Expositionszeit auslösen können, sollte die Exposition mit PAHs generell vermieden und Belastungen so gering wie möglich gehalten werden.

4.8.2 Terpene und andere häufig detektierte Verbindungen

Terpene

Terpene sind Naturstoffe, aus dem Harz von Bäumen gewonnen, dienen der Pflanze als Abwehrstoffe gegen Insekten und Bakterien, Bestandteile der aromatischen Öle

Limonen: aus Schalen von Zitrusfrüchten

Eigenschaften

Flüchtige Verbindungen

Oft wohlriechend

Allgemeine Toxikologie

Datenlage unzureichend

Bestimmte Terpene können in hohen Konzentrationen in Räumen zu Kopfschmerzen, allergischen Reaktionen, Reizungen, Benommenheit oder Übelkeit führen

α-Limonen: führt zu Nierenschäden und Nierentumoren in der Ratte (nicht gentoxisch, nur in der Ratte) und an der Mäusehaut zu Tumoren

α-Pinen: Einflüsse auf Zentralnervensystem möglich, narkotische und neurotoxische Wirkungen bei erhöhten Konzentrationen, allergische Reaktionen möglich

Kampfer: Vergiftungen: Übelkeit, Erbrechen und zentralnervöse Störungen wie Schwindel, Verwirrtheit, Krampfanfälle, lebertoxisch, Aufnahme auch über Haut und Schleimhäute, kann allergische Reaktionen auslösen

Einsatzbereiche

als Lösemittel in Baumaterialien und Naturfarben, Duftstoffe in Reinigungsmitteln, Kosmetika und „Geruchsverbesserern“, Duftölen, als Plastifizierer und Konservierungsstoffe, in Gummiprodukten (Matratzen), Medizin, Kosmetika, zur Mottenbekämpfung

diffundieren auch aus frischem Holz, Bauholz, Paneelen

Einsatzmengen in Österreich/EU

Keine Angaben

Gesetzliche Regelungen

Deklarationspflicht in Kosmetika (EUDirektive 76/768/EEC, Annex VIII(a) als Allergen (Benzylsalycilat, α-Limonen)

Andere häufig detektierte Verbindungen

Allgemeine Toxikologie

Acetophenon: Reizungen des Respirationstrakts (Nase, Hals, Lunge), Störungen des Zentralnervensystems, narkotische Wirkungen, Benommenheit, Kopfschmerzen, Hautkontakt: Rötung und Reizung, chronische Effekte: Dermatitis

Benzophenon: reizend für Augen, Haut und Respirationstrakt, Wirkungen auf ZNS

Benzothiazol: reizend für Augen, Haut, möglicherweise allergieauslösend

Benzylsalicylat: Kontaktallergen, reizend

Dihydro-5-pentyl-2(3H-Furanon): in USA als Pestizid eingesetzt, Daten zur Toxikologie unzureichend

Vanillin: mutagen, reproduktionstoxisch

Tab. 21: Überblick über Verteilung und Anzahl der untersuchten Proben

Terpene	CAS	Anz.	Anz. > BG	Verwendung / Herkunft
Kampfer	76-22-2	10	10	Mottenbekämpfung, Medizin
Limonen	138-86-3	10	10	Zitrusfrüchte, Duftstoff
α-Pinen	5989-27-5	10	10	Zitrusfrüchte, Duftstoff
Bestandteile von Duftstoffen				
Acetophenon	98-86-2	10	10	Lösungsmittel
Benzophenon	119-61-9	10	10	Konservierungsstoff, Lichtschutzmittel
Benzylsalicylat	118-58-1	10	10	Duftstoff
Dihydromethyljasmonat		10	10	äther. Öl
Dihydro-5-pentyl-2(3H-Furanon)	104-61-0	10	10	Duftstoff
Ethylvanillinat	617-05-0	10	4	Duftstoff, Kosmetika
Vanillin	121-33-5	10	10	Aromastoff, Duftstoff
Sonstige				
Benzothiazol	95-16-9	10	10	aus Gummiprodukten, Matratzen
3-Acetylcitronensäure tributylester	77-90-7	10	10	Plastifizierer

Vergleichsdaten aus der Literatur

Tab. 22: Häufigkeit des Vorkommens von Terpenen und Duftstoffen in Hausstaubproben in Großbritannien (GREENPEACE, 2003)

Terpene und Duftstoffe	CAS	Anz.	Anz. > BG
Acetophenon	98-86-2	29	2
Benzylsalicylat	118-58-1	29	2
Dihydromethyljasmonat		29	1
Limonen	138-86-3	29	6
α-Pinen	5989-27-5	29	6

Diskussion der Ergebnisse

Terpene wurden in allen Proben bestimmt. In der Greenpeace-Studie wurden Terpene, Acetophenon und Benzylsalicylat nur vereinzelt nachgewiesen. Möglicherweise ist dies auf eine geringere Empfindlichkeit der in Großbritannien eingesetzten Screeningmethode zurückzuführen. Angaben darüber fehlen jedoch. Weiters ist zu beachten, dass die Proben der vorliegenden Studie im Herbst genommen wurden, zu einer Jahreszeit in der vermehrt Duftöle, etc. eingesetzt werden. Generell ist zu bemerken, dass Duftstoffe oder Stoffe mit vermeintlich natürlicher Herkunft von der Allgemeinheit eher positiv bewertet werden und über die schädlichen Wirkungen nur wenig bekannt ist.

4.8.3 Trisphosphate

Eigenschaften

Viele verschiedene Einzelverbindungen, persistent

Allgemeine Toxikologie

Wenige Daten zur Humantoxikologie, Toxikologie charakteristisch für jeweilige Verbindung, Berufskrankheiten durch organische Phosphorverbindungen: Bauchschmerzen, Übelkeit, Erbrechen, Kopfschmerz, Erregungszustände (Zittern, Zuckungen), Muskelsteife, Krämpfe, Verwirrtheit, Halluzinationen, Atemlähmung, Herz-Kreislaufversagen

Aquatische Toxizität:

Sehr hoch

Tributylphosphat:

Bei wiederholter Gabe (Tierversuch-Säuger) Schäden von Harnblase, Leber, Niere

Chronische Toxizität:

Zellschäden, dann Lebertumore (Mäuse), Tumore in Harnblase (Ratte), Haut- und Schleimhautreizungen, Kopfschmerzen, Lähmungen, Antriebslosigkeit, Müdigkeit, Infektanfälligkeit

Einsatzbereiche

Flammschutzmittel (Lacke, Farben, Montageschäume, Schmiermittel, Hydraulikflüssigkeiten, Polstermöbel, Tapeten, Teppichböden, Vorhänge, elektronische Geräte)

Einsatzmengen in Österreich/EU

Keine Angaben

Gesetzliche Regelungen

Keine Angaben

Tab. 23: Überblick über Verteilung und Anzahl der untersuchten Proben

Trisphosphate	CAS	Anz.	Anz. > BG	Verwendung / Herkunft
Triethylphosphat	598-02-7	10	3	Flammschutzmittel
Tributylphosphat	126-73-8	10	10	Weichmacher
2-Chlorethylphosphat	115-96-8	10	10	Flammschutzmittel
Chlorpropylphosphat	6145-73-9	10	10	Flammschutzmittel
Ethylendiphenylphosphat	1241-94-7	10	10	Weichmacher

Für die identifizierten Substanzen kann größenordnungsmäßig ein Konzentrationsbereich abgeschätzt werden. Die Anzahl der Proben in den Konzentrationsbereichen sind in Tab. 24 angeführt.

Tab. 24: Trisphosphate, Anzahl der Proben in den Konzentrationsbereichen

Trisphosphate	< 0,1 mg/kg	0,1 - 1 mg/kg	1 - 5 mg/kg	5 - 10 mg/kg
Triethylphosphat	3*)	-	-	-
Tributylphosphat	-	1	5	4
2-Chlorethylphosphat	1	5	4	-
Chlorpropylphosphat	1	5	3	1
Ethylendiphenylphosphat	-	5	4	1

**) in den restlichen 7 Proben konnte Triethylphosphat nicht nachgewiesen werden*

Vergleichsdaten aus der Literatur

Tab. 25: Vergleichsdaten aus einer Studie in Hamburg (HAMBURG, 2002)

Trisphosphate	Dim.	Anz.	> BG	Min.	Max.	MW	Median	95. Perz.
Tributylphosphat	mg/kg	65	65	0,1	5,7	0,7	0,4	1,5
2-Chlorethylphosphat	mg/kg	65	65	0,3	9,5	2,2	1,4	6,2
Chlorpropylphosphat	mg/kg	65	63	0,2	27	3,1	1,6	12

Diskussion der Ergebnisse

Tributylphosphat, 2-Chlorethylphosphat, Chlorpropylphosphat und Ethylendiphenylphosphat wurden in fast allen Proben nachgewiesen. Triethylphosphat konnte jedoch nicht nachgewiesen werden.

In Hamburger Hausstaubproben wurden ebenso in fast allen Proben Tributyl-, 2-Chlorethyl- und Ethylendiphenylphosphat bestimmt.

Diese organischen Verbindungen konnten im mg-Bereich im Hausstaub nachgewiesen werden und sind somit mengenmäßig von Bedeutung. Die Studie von HANSEN et al., (2000) unterscheidet zwischen Hintergrundbelastungen, die im Bereich von 0 - 10 mg/kg Hausstaub liegen, sowie Werten, die deutlich über 10 mg/kg liegen, welche als problematisch gelten, wobei Werte bis über 5.000 mg/kg erreicht werden können. Zunehmend werden toxische Wirkungen bekannt. Bei erhöhten Konzentrationen in der Raumluft und im Hausstaub kommt es zu gesundheitlichen Beeinträchtigungen von Bewohnern und Arbeitnehmern (HUTTER et al., 2004). Erhöhte Konzentrationen von organischen Phosphatestern im Hausstaub sind meist mit erhöhten Konzentrationen in der Raumluft verbunden.

4.9 Milbenallergentest

4.9.1 Methodenbeschreibung

Milben produzieren hochallergene Eiweiße, welche sich an den Staubpartikeln anlagern. Zur Anwendung kam ein Test der Fa. Dräger, welcher als Wischtest entwickelt wurde und in Absprache mit dem Hersteller auf die direkte Messung von Staub adaptiert wurde:

- Ansetzen einer 2,5 (w/v) Staubsuspension in Phosphatpuffer
- Durchmischen der Suspension und anschließendes Sedimentieren
- Pipettieren von 150 µL des Überstandes auf den Wischstift
- Zugabe der Testlösung
- 10 minütige Inkubation und Ergebnisablesung

Ergebnisse

Tab. 26: Ergebnisse der Milbenallergentests

Milbenallergene	Dim.	Anz.
Keine Allergenbelastung (< 2)	-	8
Schwache Allergenbelastung (2 - 10 (a))	-	4
Starke Allergenbelastung (2 - 10 (b))	-	4
Sehr starke Allergenbelastung (> 10)	-	8

Diskussion der Ergebnisse

Bei einer Allergenkonzentration < 2 µg/g ist von keiner Sensibilisierung auszugehen. Zwischen 2 µg/g und 10 µg/g kann der Sensibilisierungswert überschritten sein. In diesem Fall gibt das Testergebnis an, ob Maßnahmen für Risikogruppen getroffen werden müssen oder

nicht. Bei einer Allergenkonzentration > 10 µg/g ist der Asthmarisikowert überschritten. Maßnahmen für Risikogruppen (z.B. Allergiker, erblich Vorbelastete,…) sind erforderlich!

4.10 Elektronenmikroskopische Untersuchungen

4.10.1 Methodik

- Stereomikroskopische Durchsicht und Grobidentifizierung der Staubproben
- Herstellung von Abdruckpräparaten auf mit Kohleklebeband versehenen Aluminium-Trägertischchen
- Sputter-Coating
- Rasterelektronenmikroskopische Identifizierung von Einzelpartikeln hinsichtlich Morphologie, Korngröße und ortsaufgelöster Elementzusammensetzung mittels energie-dispersiver Röntgenmikroanalyse (EDX)

Für die rasterelektronenmikroskopischen Untersuchungen wurden basierend auf den Analysenergebnissen der nass-chemischen Parameter jene Proben mit auffällig hohen Schwermetallgehalten ausgewählt.

4.10.2 Ergebnisse

4.10.2.1 Charakteristische Merkmale der Probe 5

- sehr häufig geogene Mineralphasen wie Quarz und Glimmer, untergeordnet Dolomit und Feldspat
- sehr häufig Pflanzenreste
- häufig Säugerhaare
- vereinzelt Schlackepartikel und globulare Eisenoxidphasen aus Verbrennungsprozessen (kein Hausbrand)
- vereinzelt kohlenstoffhältige Faserfragmente, mögliche Quellen: Innenraumausstattung
- keine Hausbrandpartikel
- keine Pollenkörner

4.10.2.2 Charakteristische Merkmale der Probe 7

- sehr häufig geogene Mineralphasen wie Quarz, Glimmer und Dolomit
- sehr häufig Pflanzenreste
- häufig Pollenkörner meist von Nadelbäumen
- häufig Calciumsilikatteilchen, Kunststoff- und Faserfragmente (Baumaterialen, Innenraumausstattung)
- vereinzelt bis häufig C-reiche Verbrennungspartikel
- vereinzelt Abriebpartikel (Quelle: Verkehr)
- vereinzelt Säugerhaare

4.10.2.3 Charakteristische Merkmale der Probe 10

- häufig bis sehr häufig geogene Mineralphasen (Glimmer, Calcit, untergeordnet Feldspat, Quarz und Hornblende)
- sehr häufig Pflanzenreste
- häufig Pollenkörner meist von Nadelbäumen
- häufig Calciumsilikatteilchen (Zementbestandteile)
- vereinzelt bis häufig C-reiche Verbrennungspartikel
- vereinzelt Cl-hältige Kunststofffaserfragmente
- sehr vereinzelt Salzkristalle

4.10.2.4 Charakteristische Merkmale der Probe 19

- sehr häufig geogener Glimmer, häufig Calcit und Quarz
- häufig Pflanzenreste
- häufig Calciumsilikatteilchen (Zementbestandteile) und vereinzelt Kunststofffragmente
- vereinzelt Pollenkörner und Mikroorganismen
- keine Hausbrandpartikel

4.10.2.5 Charakteristische Merkmale der Probe 21

- häufig geogene Bestandteile wie Glimmer, untergeordnet Calcit, Dolomit, Quarz und Magnetkies
- häufig Pflanzenreste
- vereinzelt Säugerhaare
- vereinzelt C-reiche Verbrennungspartikel
- vereinzelt synthetische Fasern (Innenraumausstattung)
- keine Pollenkörner und Mikroorganismen
- keine Ca-Silikatteilchen

4.10.2.6 Charakteristische Merkmale der Probe 23

- häufig geogene Bestandteile wie Dolomit, Quarz und Glimmer
- häufig Pflanzenreste
- häufig Calciumsilikatteilchen (Zementbestandteile)
- vereinzelt Mikroorganismen
- vereinzelt synthetische Fasern (Innenraumausstattung)
- vereinzelt Hausbrandpartikel
- sehr vereinzelt Dieselrussaggregate

5 INTERPRETATION DER ERGEBNISSE

Innenraumverschmutzung ist von besonderer Bedeutung für die Belastung des Menschen mit Schadstoffen, da man annimmt, dass 90 % der Lebenszeit der Bevölkerung in Industrieländern in Innenräumen verbracht wird. Die Innenraumverschmutzung wurde von der amerikanischen Umweltbehörde (US-EPA) bereits 1990 als hohes umweltbedingtes Risiko eingestuft (USEPA, 1987, 1990).

Der Hausstaub stellt ein gutes Indikatormedium für die Belastung des Menschen mit chemischen Substanzen dar, da viele Chemikalien und Umweltschadstoffe, die uns umgeben, erfasst werden können. Hausstaub wie auch Sedimente im Wasser, Schwebestaub in der Luft oder Klärschlamm dienen als Senke für persistente Schadstoffe. Abbauvorgänge (durch Wasser, Licht und Mikroorganismen) finden im Innenraum im Gegensatz zum Freiland praktisch nicht statt.

Die Aufnahme des Staubs durch Einatmen, Aufnahme über den Magen- / Darmtrakt oder über Hautkontakt kann ein wesentlicher Belastungspfad des Menschen mit Pestiziden, Schwermetallen und Allergenen sein (ROBERTS and DICKEY, 1995). Die berechnete Aufnahmemenge eines Kleinkinds an Hausstaub beträgt 0,02 bis 0,2 g / Tag und ist etwa doppelt so hoch wie die Aufnahmemenge eines Erwachsenen. Manche Kleinkinder essen häufig Staub oder Erde und können so bis zu 10 g Staub aufnehmen (CALABRESE und STANEK, 1991).

Babys und Kleinkinder sind in vielerlei Hinsicht vermehrt betroffen. Sie befinden sich näher am Boden und den abgelagerten Stäuben, nehmen diese eher durch Einatmen als auch durch Hand- und Mundkontakt mit Spielzeugen auf. Babys und Kleinkinder haben eine schnellere Stoffwechselrate und eine größere Oberfläche im Vergleich zum Körpergewicht und ihr Organismus ist aufgrund von Wachstums- und Entwicklungsvorgängen in besonderem Maße gegenüber den toxischen Wirkungen von Umweltschadstoffen empfindlich.

Es konnte nachgewiesen werden, dass Blei im Hausstaub signifikant zur Bleibelastung im Blut von Kleinkindern beiträgt (LANPHEAR et al., 1996). Neueste Studien deuten darauf hin, dass die toxische Wirkung von Blei jahrzehntelang unterschätzt wurde. Es gibt zahlreiche Hinweise in der Literatur, dass Effekte bereits unter 10 µg/dl Blei im Blut (dem gegenwärtigen Grenzwert in den USA) zu beobachten sind. Vor allem Beeinträchtigungen des Zentralnervensystems, eine Verringerung des Intelligenzquotienten, Verhaltensauffälligkeiten und Lernstörungen können mit Bleibelastung in Zusammenhang stehen (LIDSKY and SCHNEIDER, 2003; CORY-SLECHTER, 1995). Auch Quecksilberbelastung ist aufgrund der Wirkungen auf das Nervensystem als problematisch anzusehen (TCHOUNWOU et al., 2003; MENDOLA et al., 2002).

Straßenverkehr ist im Besonderen für die städtische Bevölkerung eine bedeutende Quelle für Blei, Cadmium, PAHs und Treibstoffzusätze. Zahlreiche aktuelle Studien zeigen den Zusammenhang von verkehrsbedingten Feinstäuben und Abgasen und der Beeinträchtigung der Lungenfunktion, der Zunahme von Allergien, Asthma und chronischer Bronchitis (KUNZLI, et al., 2003, PROIETTI et al., 2003, SCHWARTZ, 2004).

Eine amerikanische Studie zeigte, dass Stäube in Haushalten mit niedrigerem Einkommen aufgrund von Emittenten und Verkehrsnähe häufig stärker mit PAHs belastet sind (CHUANG et al., 1999). Zahlreiche PAHs sind krebserregend. Auch die chronische Exposition von sehr geringen Dosen krebserregender Substanzen kann zur Erhöhung von Tumorraten führen (MARQUARD & PFAU, 2003). Es sollte ein vorrangiges Ziel sein, die Exposition der Bevölkerung mit diesen Stoffen zu vermeiden.

Besondere Bedeutung kommt auch den immuntoxischen und allergieauslösenden Stoffen zu, da die Zunahme des Auftretens von Allergien bedenklich rasch erfolgt. Allergien sind überschießende Reaktionen des Immunsystems oder Überempfindlichkeitsreaktionen. Starke

Allergene beeinflussen viele Menschen, schwache Allergene nur wenige. Ein sensibilisierter Mensch reagiert auf ein Allergen (Antigen) in Form einer Entzündung, einer Gewebeschädigung oder einer Kreislaufreaktion. In extremen Fällen kann dies zum Schock oder Tod führen. Viele Allergene stammen aus der Natur (Pollen, Milben, Tier- oder Nahrungsmittelantigene). Bestimmte chemische Substanzen in Haushaltsprodukten, Kosmetika, Mittel, mit denen Textilien behandelt sind, etc. können ebenfalls allergische Reaktionen induzieren. Eine Vielzahl an Chemikalien und Stoffen kann die Auslösung von Allergien fördern sowie vorhandene Beschwerden verstärken. Eine Studie an 6.000 russischen Schulkindern zeigte den Einfluss von neuen Wohnungseinrichtungsgegenständen auf die Auslösung von allergischen Beschwerden und Asthma (JAAKKOLA et al., 2004). Eine Studie an dänischen Schulkindern konnte den Zusammenhang zwischen dem gehäuften Auftreten von Asthma und allergischen Erkrankungen mit erhöhten Konzentrationen an Phthalaten (aus PVC-Böden und Gegenständen aus Weichplastik) in Raumluft und Hausstaub aufzeigen (BORNEHAG et al., 2004).

Durch das Bestreben, ein hohes Maß an Sicherheit zu gewährleisten, werden vermehrt Flammschutzmittel eingesetzt. Diese sind schließlich in der Innenraumluft und im Hausstaub in teils hohen Konzentrationen nachweisbar. Sie sind schwer abbaubar und ihre toxischen Eigenschaften werden erst nach und nach in ihrem Ausmaß erkannt. Polybromierte Diphenylether (PBDEs) reichern sich in der Nahrungskette an und sind auch in der Muttermilch nachweisbar. Innerhalb weniger Jahre kam es zu einem rasanten Anstieg der Konzentrationen dieser Verbindungen. Die Konzentration dieser Flammschutzmittel in Muttermilch war beispielsweise laut einer schwedischen Studie im Jahr 1997 55-mal höher als im Jahr 1972 (LIND et al., 2003). BPDEs sind neurotoxisch und Umweltorganisationen in den USA warnen, dass der Sicherheitsabstand zwischen der Expositionskonzentration in den USA und der Konzentration, die Effekte auslöst, sehr gering ist und rapide schwindet (LUNDER & SHARP, 2001). In Europa sind die Konzentrationen an PBDEs allerdings in einem deutlich geringeren Konzentrationsbereich. Die Trisphosphate sind eine weitere Gruppe von Flammschutzmitteln, die in hohen Konzentrationen im Hausstaub zu finden sind. In Gebäuden mit hohen Konzentrationen an Trisphosphaten im Hausstaub wurde über gesundheitliche Beschwerden der Bewohner und Arbeitnehmer berichtet. Betroffen sind vor allem Haut, Schleimhaut und Nervensystem (HUTTER et al., 2004).

Auch die Ausstattung mit älteren Bau- und Einrichtungsmaterialien und Anstrichen kann Gefahren bergen. Beispielsweise kann die Exposition mit Holzschutzmitteln (z.B. Pentachlorphenol), bleihältigen Anstrichen und PCB- hälftigen Dichtungsmassen sowie Verunreinigungen mit mittlerweile verbotenen Insektiziden (z.B.: DDT) zu gesundheitlichen Beeinträchtigungen führen. Alte Teppiche und Polstermöbel weisen höhere Gehalte an Staub, Blei, Pestiziden, krebserregenden Stoffen und Allergenen auf als neuere Teppiche und Polstermöbel. Die Menge an Staub pro Quadratmeter Boden kann auf einem alten Teppichboden 400-mal höher sein als auf einem Boden ohne Teppichbelag. Durch herkömmliches Staubsaugen ist es meist nicht möglich die Staubbelastung eines Teppichs auf mehr als 50 % zu verringern, in vielen Fällen kann nur eine Reduktion um 10 - 20 % erreicht werden. Teppiche sind außerdem häufig mit Pyrethroiden behandelt, um Schädlingsbefall zu verhindern und tragen so zu einer konstanten Abgabe der Pyrethroide in den Hausstaub und in die Umgebungsluft bei (BMBF, 2001).

Im Rahmen dieser Studie konnte keine Risikoabschätzung für die untersuchten Stoffe durchgeführt werden. Die Daten wurden jedoch in Beziehung zu anderen Bewertungen gesetzt. Die Hamburger Umweltbehörde hat im „Kursbuch Umwelt“ Qualitätsziele für Innenraumluftbelastung definiert, die eine Minimierung der Exposition mit chemischen Stoffen im Innenraum zum Ziel hat. Für schwerflüchtige organische Umweltchemikalien sind Hausstaubgehalte von < 1 mg beziehungsweise von < 10 mg bei weit verbreiteten Chemikalien (z.B. Phthalate) anzustreben (UMWELTBEHÖRDE HAMBURG, 2001). Beim Vergleich der Medianwerte der vorliegenden Studie mit den Zielwerten für Phthalate im Hausstaub kam es

zu einer 46-fachen (Einzelwerte: 1,4 - 330-fachen) Überschreitung bei DEHP und einer 3,8-fachen (Einzelwerte: bis 71-fachen) Überschreitung bei BBP. Die Maximalwerte für Permethrin wären demnach 35-fach erhöht. Nonylphenol wäre 2,6-fach (Einzelwerte bis 14-fach) erhöht und Bisphenol A 2,5 -8,8-fach erhöht. Die Trisphosphate sind ebenfalls bis zu 10-fach gegenüber dem Zielwert der Hamburger Umweltbehörde erhöht.

Der Maximalwert der Proben für Dibutylzinn würde den Zielwert um das 24-fache und für Monobutylzinn um das 20-fache überschreiten. Für Organozinnverbindungen gab es eine wissenschaftliche Bewertung durch eine deutsche Expertengruppe (Landesgesundheitsbehörde, Innenraumlufthygienekommission), die sich an der duldbaren täglichen Aufnahmemenge, ausgehend von einem Kleinkind mit einer Aufnahmemenge von 100 mg Staub / Tag orientierte. Beim Vergleich der in der vorliegenden Studie gemessenen Hausstaubkonzentrationen mit den Werten, die Untersuchungsbedarf beziehungsweise Handlungsbedarf anzeigen, kam es in drei Viertel (Prüfwert) beziehungsweise ein Drittel der Fälle (Handlungswert) zu Überschreitungen.

Die Daten der vorliegenden Untersuchung bestätigen, dass Hausstaub eine relevante Schadstoffquelle für den Menschen ist. Die Daten zeigen weiters, dass in bestimmten Fällen (Phthalate, Organozinnverbindungen, Alkylphenole) Handlungsbedarf gegeben ist. Die notwendigen Regelungen sind teilweise bereits in Kraft, in einigen Bereichen erfolgt ihre Umsetzung. Allerdings wird dies erst in mehreren Jahren zu spür- und messbaren Verringerungen der Konzentrationen führen. In vielerlei Hinsicht besteht weiterhin Handlungsbedarf (z.B. Organozinnverbindungen, Phthalate in Gebrauchsgütern).

Um mögliche Belastungen, die durch Vorkommen von Schadstoffen im Hausstaub bestehen können, zu minimieren, sind unter anderem folgende persönliche Maßnahmen zu empfehlen (ROBERTS and DICKEY, 1995, adaptiert):

- Häufiges Lüften
- Gründliches Händewaschen auch vor kleinen Zwischenmahlzeiten
- Wechseln der Schuhe (Verwenden von Hausschuhen)
- Verwenden einer hochwertigen Türmatte
- Verwenden eines effizienten Staubsaugers (und Filters)
- Jährliches Reinigen der Teppiche mit Dampf
- Feuchtes Wischen von Gegenständen und Spielwaren
- Auswahl von Möbeln, Teppichen und Vorhängen etc., die leicht zu reinigen sind
- Verwendung von umwelt- und hautverträglichen Produkten zur Pflege und Reinigung
- Verwendung von umweltverträglichen Produkten für Ausbau und Ausstattung
- Vermeiden von Rauchen, Kochen mit Gas und offenem Kamin
- Entfernen alter PVC-Fußböden und Fliesen

Verschiedene Untersuchungen zeigen, dass die Schadstoffmengen im Hausstaub nicht direkt mit der tatsächlichen Konzentration dieser Stoffe im Blut der Bewohner korrelieren. Viele Faktoren beeinflussen die tatsächliche Belastung, die für die Bewohner besteht. Lebensstil, Hygiene- und Konsumverhalten und Gewohnheiten einerseits, sowie Unterschiede in der Aufnahme und Verstoffwechslung andererseits sind für die tatsächliche Belastung bedeutsam. Bei vielen der untersuchten Stoffe (Phthalate, Nonylphenol, Bisphenol A, Organozinnverbindungen, PAHs) erfolgt der größte Beitrag zur Belastung mit diesen Substanzen jedoch nicht über den Hausstaub sondern über die Nahrung. Es kann zu einer Anreicherung von fettlöslichen Stoffen in der Nahrung kommen (Biomagnifikation in der Nahrungskette). Auch Pestizidrückstände können in unterschiedlichen Konzentrationen in der Nahrung enthalten

sein. Bestimmte Verbindungen (Nonylphenol, Bisphenol A, Phthalate, Organozinnverbindungen) können sich aus dem Verpackungsmaterial (Getränkeflaschen, Verpackungen von Lebensmitteln) in die Lebensmittel verlagern. Das Trinkwasser ist ebenfalls ein möglicher Belastungspfad, beispielsweise für Blei.

Ein weiterer bedeutender Aufnahmeweg für Schadstoffe ist die Atemluft. Hier kann deutlich unterschieden werden zwischen ländlichen Gebieten, Ballungsgebieten und dem Emittentennahbereich. Diese Konzentrationsbereiche wirken sich auch auf die Innenraumluft aus. Die inhalative Aufnahme durch Zigarettenrauch stellt bei manchen Substanzen den Hauptaufnahmepfad dar (z.B. PAHs, Cadmium). Im Tabakrauch finden sich 69 anerkannte Kanzerogene und eine Vielzahl von toxischen, z.T. hochreaktiven Substanzen.

Bei Stoffen (z.B. Phthalate, Bisphenol A), die in Kosmetika als Bestandteil oder im geringeren Ausmaß über Verlagerung aus der Verpackung vorhanden sind, ist die Aufnahme über die Haut ebenfalls von Bedeutung. Auch über Kontakt mit Produkten, die mit Bioziden ausgestattet sind, um Bakterien abzuweisen, kann es zur Aufnahme dieser Stoffe (z.B. Organozinnverbindungen) über die Haut kommen.

Es gilt als erwiesen, dass mehrere der in der vorliegenden Studie untersuchten Umweltchemikalien in hormonell gesteuerte Prozesse eingreifen können, mit der Möglichkeit, Entwicklung und Reproduktion zu stören oder eine Krebserkrankung zu fördern (TOPPARI, et al., 1996). Zahlreiche Beobachtungen und Entwicklungen wie die Zunahme von Brust-, Hoden- und Prostatakrebs, die Abnahme der Fertilität und die Zunahme genitaler Fehlbildungen in den westlichen Ländern geben Anlass zur Besorgnis, wenn auch häufig ein wissenschaftlicher Ursachenbeweis aussteht. Der kausale Nachweis toxischer Wirkungen ist in Tierversuchen belegt. Aufgrund der Komplexität der Wirkungen ist jedoch der direkte Zusammenhang beim Menschen komplizierter herzustellen, da eine Fülle von Einflüssen und Faktoren zusammenwirken. Weiters ist zu berücksichtigen, dass die Konzentrationen in Tierversuchen häufig um ein Vielfaches höher sind als jene, denen der Mensch im Alltag ausgesetzt ist. Forschungsbedarf besteht hinsichtlich der gemeinsamen, gleichzeitigen Einwirkung von schädigenden Substanzen. Schädigungen können von der Befruchtung bis zur Pubertät erfolgen. Deren Auswirkungen können vom frühesten Entwicklungsstadium bis zum Lebensende auftreten und darüber hinaus auch Wirkung auf Reproduktion und Nachkommen haben (JÖDICKE & NEUBERT, 2003). Besonders sensible Entwicklungsstadien sind Fötal- und Embryonalzeit. Bereits geringe Konzentrationen von hormonaktiven Substanzen können dazu führen, dass das Individuum im späteren Leben an Krebs erkrankt (HOWARD et al., 2004). Aufgrund langer Latenzzeiten (10 bis über 30 Jahre) von Krebserkrankungen wird es erst in Jahren möglich sein, eine Abschätzung von deren Zunahme durchzuführen. Es gibt vermehrt Hinweise dafür, dass Umweltfaktoren für die Zunahme von bestimmten Krebserkrankungen verantwortlich sind (SHAKKEBAEK et al., 2001, LICHTENSTEIN et al., 2000). Die herkömmlichen Instrumente der Umwelt- und Gesundheitsbeobachtung scheinen nicht ausreichend zu sein, um die Auswirkungen umweltbedingter Gefahren frühzeitig erfassen und bewerten zu können (UMWELTBUNDESAMT DE, 2001). Weiters ist darauf hinzuweisen, dass das Ausmaß der Exposition einerseits und die Wirkungen andererseits häufig unterschätzt wurden, wie es etwa das Beispiel von Weichmachern in Plastik zeigt. Außerdem sind massive wirtschaftliche Interessen häufig nicht förderlich um notwendige Maßnahmen durchzusetzen.

In der Regel gibt es für bestimmte Stoffe besonders empfindliche Personen als auch Personen, die als besonders unempfindlich gelten. Eine vorsorgende Chemikalienpolitik sollte das Ziel haben, die empfindlichsten Individuen der Bevölkerung zu schützen. Hauptaugenmerk sollte auf dem Schutz von Babys und Kleinkindern liegen, da sie die empfindlichste und zugleich am höchsten exponierte Bevölkerungsgruppe darstellt, die darüber hinaus auch am längsten exponiert ist. Weiters sollte die Forderung nach Risikoforschung vor der Verwendung von neuen Chemikalien durch die Industrie gestärkt werden.

6 ANHANG

6.1 Referenzen

ARCEM (2003): Hormonwirksame Stoffe in Österreichischen Gewässern - ein Risiko? Ergebnisse aus drei Jahren Forschung. Herausgegeben vom Umweltbundesamt, 2003. ISBN 3-85457-695-1.

BUNDESMINISTERIUM FÜR BILDUNG UND FORSCHUNG BMBF (2001): Pyrethroidexposition in Innenräumen. Forschungsbericht.

BUTTE, W. & HEINZOW, B. (2002): Pollutants in house dust as indicators of indoor contamination. Rev. Environ. Contam. Toxicol. 175: 1-46.

CALABRESE, E. J. & STANEK, E. J., III (1991): A guide to interpreting soil ingestion studies. II. Qualitative and quantitative evidence of soil ingestion. Regul. Toxicol. Pharmacol. 13: 278-292.

CHUANG, J. C.; CALLAHAN, P. J.; LYU, C. W. & WILSON, N. K. (1999): Polycyclic aromatic hydrocarbon exposures of children in low-income families. J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol. 9: 85-98.

CORY-SLECHTA, D. A. (1995): Relationships between lead-induced learning impairments and changes in dopaminergic, cholinergic, and glutamatergic neurotransmitter system functions. Annu. Rev. Pharmacol. Toxicol. 35: 391-415.

EUROPEAN CENTRE OF STUDIES ON LAB-LAS - ECOSOL. Facts and Figures. 1999.

FRITZ-STRATMANN, A. (2004): Aufmerksamkeits-Defizit-Syndrom: Erscheinungsformen und Ursachen http://www.uni-duisburg.de/FB2/PS/PER/FritzStratmann/SS03/REF_ADS_T1_EuU_SW.pdf

FROMME, H.; LAHRZ, T.; PILOTY, M.; GEBHART, H.; ODDOY, A. & RUDEN, H. (2004): Occurrence of phthalates and musk fragrances in indoor air and dust from apartments and kindergartens in Berlin (Germany). Indoor Air 14: 188-195.

FREIE HANSESTADT HAMBURG, Behörde für Umwelt und Gesundheit (2002): Schwerflüchtige Organische Umweltchemikalien in Hamburger Hausstäuben. Umweltbericht 61/2002. ISSN 0179-8510.

GOLUB, M. & DOHERTY, J. (2004): Triphenyltin as a potential human endocrine disruptor. J. Toxicol. Environ. Health B Crit. Rev. 7: 281-295.

HOWARD, C.V. (2004): Intra-uterine life: a period of maximal vulnerability to exposure of mixtures of manmade endocrine disrupting chemicals. Oekobiotikum Supplement 1/2004: 11-13.2.

HUTTER, H.P., MOSHAMMER, H., WALLNER, P., DAMBERGER, B.; TAPPLER, P.; KUNDI, M. (2004): Indoor air pollution: mistrust health effects: intervening in a complex problem situation. Oekobiotikum, 8 - 10. Workshop Proceedings, Budapest, Healthy Planet Forum, June, 2004.

INGEROWSKI, G.; FRIEDLE, A. & THUMULLA, J. (2001): Chlorinated ethyl and isopropyl phosphoric acid triesters in the indoor environment - an inter-laboratory exposure study. Indoor. Air 11: 145-149.

JAAKKOLA, J. J.; PARISE, H.; KISLITSIN, V.; LEBEDEVA, N. I. & SPENGLER, J. D. (2004): Asthma, wheezing, and allergies in Russian schoolchildren in relation to new surface materials in the home, 1. Am. J. Public Health 94: 560-562.

JÖDICKE, B. & NEUBERT, D. (2003): Reproduktion und Entwicklung in MARQUARD, H. & SCHÄFER, S.: Lehrbuch der Toxikologie, Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, Stuttgart,.491-544.

KAISER, T.; SCHWARZ, W.; FROST, M.; PETEMER, W. (1998): Evaluierung des Gefährdungspotenzials bisher wenig betrachteter Stoffeinträge in Böden. Forschungsvorhaben Nr. 207 01 036, Umweltbundesamt, Berlin.

KNOTH, W.; MANN, W.; MEYER, R.; NEBUTH, J. (2002): Polybrominated Diphenylether in Housedust. Organohalogen Compounds, 58, 213.

KOCH, H. M.; DREXLER, H. & ANGERER, J. (2004): Internal exposure of nursery-school children and their parents and teachers to di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP). Int. J. Hyg. Environ. Health 207: 15-22.

KUNZLI, N.; MCCONNELL, R.; BATES, D.; BASTAIN, T.; HRICKO, A.; LURMANN, F.; AVOL, E.; GILLILAND, F. & PETERS, J. (2003): Breathless in Los Angeles: the exhausting search for clean air. Am. J. Public Health 93: 1494-1499.

LICHTENSTEIN, P.; HOLM, N. V.; VERKASALO, P. K.; ILIADOU, A.; KAPRIO, J.; KOSKENVUO, M.; PUKKALA, E.; SKYTTHE, A. & HEMMINKI, K. (2000): Environmental and heritable factors in the causation of cancer-analyses of cohorts of twins from Sweden, Denmark, and Finland. N. Engl. J. Med. 343: 78-85.

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.

LUNDER, S. & SHARP, R.: In the dust: Toxic fire retardants in american homes. http://www.ewg.org/reports_content/inthedust/pdf/InTheDust_final.pdf.

LUNDER, S. & SHARP, R.: Tainted catch: Toxic fire retardants are building up rapidly in San Francisco Bay fish and people. http://www.ewg.org/reports_content/taintedcatch/pdf/PBDEs_final.pdf.

LANPHEAR, B. P.; WEITZMAN, M.; WINTER, N. L.; EBERLY, S.; YAKIR, B.; TANNER, M.; EMOND, M. & MATTE, T. D. (1996): Lead-contaminated house dust and urban children's blood lead levels. Am. J. Public Health 86: 1416-1421.

LORENZANA, R. M.; TROAST, R.; MASTRIANO, M.; FOLLANSBEE, M. H. & DIAMOND, G. L. (2003): Lead intervention and pediatric blood lead levels at hazardous waste sites. J. Toxicol. Environ. Health A 66: 871-893.

MARQUARD, H. & PFAU, W. (2003): Chemische Kanzerogenese in H. Marquard und S. Schäfer: Lehrbuch der Toxikologie, Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, Stuttgart, 157-194.

MENDOLA, P.; SELEVAN, S. G.; GUTTER, S. & RICE, D. (2002): Environmental factors associated with a spectrum of neurodevelopmental deficits. Ment.Retard.Dev.Disabil.Res.Rev 8: 188-197. MEYER, I.; HEINRICH, J. & LIPPOLD, U. (1999): Factors affecting lead and cadmium levels in house dust in industrial areas of eastern Germany. Sci. Total Environ. 234: 25-36.

NEUBERT, R. & NEUBERT, D. (2003): Immunsystem in H. Marquard und S. Schäfer: Lehrbuch der Toxikologie, Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, Stuttgart 641-657. POP, V. J.; KUIJPENS, J. L.; VAN BAAR, A. L.; VERKERK, G.; VAN SON, M. M.; DE VIJLDER, J. J.; VULSMA, T.; WIERSINGA, W. M.; DREXHAGE, H. A. & VADER, H. L. (1999): Low maternal free thyroxine concentrations during early pregnancy are associated with impaired psychomotor development in infancy. Clin. Endocrinol. (Oxf) 50: 149-155.

POP, V. J.; KUIJPENS, J. L.; VAN BAAR, A. L.; VERKERK, G.; VAN SON, M. M.; DE VIJLDER, J. J.; VULSMA, T.; WIERSINGA, W. M.; DREXHAGE, H. A. & VADER, H. L. (1999): Low maternal free thyroxine concentrations during early pregnancy are associated with impaired psychomotor development in infancy

PROIETTI, L.; SPICUZZA, L. & POLOSA, R. (2003): Urban air pollution at the crossroads of the allergic pandemic. Ann. Ital. Med. Int. 18: 64-72.

ROBERTS, J. W. & DICKEY, P. (1995): Exposure of children to pollutants in house dust and indoor air. Rev. Environ. Contam. Toxicol. 143: 59-78.

RUDEL, R.A.; CAMANN, D.E.; SPENGLER, J.D.; KORN, L.R.; BRODY, J.G. (2002): Pthalates, Alkylphenols, Pesticides, polybrominated Diphenyl Ethers, and other Endocrine-Disrupting Compounds in Indoor Air and Dust. Environmental Science and Technology online. http://www.mindfully.org/pesticide/2003/Phthalates-Indoor-Air-Dust13sep03.htm.

SEIFERT, B.: Die Untersuchung von Hausstaub im Hinblick auf Expositionsabschätzungen 9/98. S383-391.

SKAKKEBAEK, N. E.; RAJPERT-DE MEYTS, E. & MAIN, K. M. (2001): Testicular dysgenesis syndrome: an increasingly common developmental disorder with environmental aspects. Hum. Reprod. 16: 972-978.

SKAKKEBAEK, N. E.; RAJPERT-DE MEYTS, E. & MAIN, K. M. (2001): Testicular dysgenesis syndrome: an increasingly common developmental disorder with environmental aspects. Hum. Reprod. 16: 972-978.

SATTELBERGER, R.; LORBEER, G.E. (2002): Organozinnverbindungen in der aquatischen Umwelt. Umweltbundesamt Berichte BE-214.

SCHÄFER, S.; ELSENHANS, B.; FORTH, W.; SCHÜMANN, K. (2003): Metalle in H. MARQUARD, H. & SCHÄFER, S.: Lehrbuch der Toxikologie, Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, Stuttgart. 763 - 820.

SHALAT, S. L.; DONNELLY, K. C.; FREEMAN, N. C.; CALVIN, J. A.; RAMESH, S.; JIMENEZ, M.; BLACK, K.; COUTINHO, C.; NEEDHAM, L. L.; BARR, D. B. & RAMIREZ, J. (2003): Nondietary ingestion of pesticides by children in an agricultural community on the US/Mexico border: preliminary results. J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol. 13: 42-50.

STANEK, E. J., III & CALABRESE, E. J. (1991): A guide to interpreting soil ingestion studies. I. Development of a model to estimate the soil ingestion detection level of soil ingestion studies. Regul. Toxicol. Pharmacol. 13: 263-277.

SCHWARTZ, J. (2004): Air pollution and children's health. Pediatrics 113: 1037-1043.

STATISTIK AUSTRIA (2003): Konjunkturerhebung im Produzierenden Bereich 2002: Band 2: Produktionsergebnisse nach CPA 1996 und ÖPRODCOM.

SYDOW, H. (2004): Förderung der geistigen Entwicklung im Vorschulalter - Was können Erzieherinnen tun? das online Familien Handbuch: Prof. Dr. Hubert Sydow, Institut für Psychologie der Humboldt-Universität, Wolfgang Köhler Haus, Rudower Chaussee 18, 10099 Berlin, http://www.familienhandbuch.de/cmain/f_Fachbeitrag/a_Erziehungsbereiche/s_180.html.

THOLE, H. H. (2003): Endokrine Modulatoren in MARQUARD, H. & SCHÄFER, S.: Lehrbuch der Toxikologie, Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, Stuttgart 641-657.

TOPPARI, J.; LARSEN, J.C.; CHRISTIANSEN, P.; GIWERCMAN, A.; GRANDJEAN, P.; GUILLETTE, L.J.; JÉGOU, B.; JENSEN, T.K.; JOUANNET, P.; KEIDING, N.; LEFFERS, H.; MCLACHLAN, J.A.; MEYER, O.; MÜLLER, J.; RAJPERT-DE MEYTS, E.; SCHEIKE, T.; SHARPE, R.; SUMPTER, J.; SKAKKEBÆK, N.E. (1996): Male Reproductive Health and Environmental Xenoestrogens Environ. Health Perspect, 104,4741-803, HTTP://EHP.NIEHS.NIH.GOV/MEMBERS/1996/SUPPL-4/TOPPARI.HTML

UMWELTBUNDESAMT BERLIN (2001): Umwelt- und gesundheitsschädliche Flammschutzmittel: Einsatz mindern und ersetzen. Pressemitteilung des Umweltbundesamtes Berlin am 24. August 2001.

UMWELTBUNDESAMT (2001): GIES, A.; GOTTSCHALK, C.; GREINER, P.; HEGER, W.; KOLOSSA, M.; RECHENBERG, B.; ROSSKAMP, E.; SCHROETER-KERMANI, C.; STEINHÄUSER, K.; THROL, C.: Nachhaltigkeit und Vorsorge bei der Risikobewertung und beim Risikomanagement von Chemikalien Teil II: Umweltchemikalien, die auf das Hormonsystem wirken Belastungen, Auswirkungen, Minderungsstrategien. Texte 30/2001, http://www.umweltbundesamt.org/fpdf-l/2530.pdf

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA) (1987): Unfinished business: a comparative assessment of environmental problems. Appendix I. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA) (1990): Setting priorities and strategies for environmental protection. EPA SAB-EC-900-021, Science Advisory Board, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

VEJRUP, K.V.; WOLKOFF, P. (2002): Linear Alkylbenzene sulfonates in indoor floor dust. Sci. Tot. Envir. 300, 51-58.

WILSON, N. K.; CHUANG, J. C. & LYU, C. (2001): Levels of persistent organic pollutants in several child day care centres. J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol. 11: 449-458.

WIRKSTOFFMENGENMELDUNG 2002/2003 des BMLFUW - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Sektion V/II.

HENSON, M. C. & CHEDRESE, P. J. (2004): Endocrine disruption by cadmium, a common environmental toxicant with paradoxical effects on reproduction. Exp. Biol. Med. (Maywood.) 229: 383-392.

LIDSKY, T. I. & SCHNEIDER, J. S. (2003): Lead neurotoxicity in children: basic mechanisms and clinical correlates. Brain 126: 5-19.

OPLER, M. G.; BROWN, A. S.; GRAZIANO, J.; DESAI, M.; ZHENG, W.; SCHAEFER, C.; FACTOR-LITVAK, P. & SUSSER, E. S. (2004): Prenatal lead exposure, delta-aminolevulinic Acid, and schizophrenia. Environ. Health Perspect. 112: 548-552.

TCHOUNWOU, P. B.; AYENSU, W. K.; NINASHVILI, N. & SUTTON, D. (2003): Environmental exposure to mercury and its toxicopathologic implications for public health. Environ. Toxicol. 18: 149-175.

Weiterführende Literatur Phthalate

ENTSCHEIDUNG 1999/815/EG über Maßnahmen zur Untersagung des Inverkehrbringens von Spielzeug- und Babyartikeln, die dazu bestimmt sind, von Kindern unter drei Jahren in den Mund genommen zu werden, und aus Weich-PVC bestehen, das bestimmte Weichmacher enthält (Bekannt gegeben unter Aktenzeichen K(2003) 4295

BORNEHAG, C.G.; SUNDELL, J.; WESCHLER, C.J.; SIGSGAARD, T.; LUNDGREN, B.; HASSELGREN, M.; HÄGERHED-ENGMAN, L. (2004): The Association Between Asthma and Allergic Symptoms in Children and Phthalates in House Dust: a Nested Case-Control Study doi:10.1289/ehp.7187 (available at http://dx.doi.org/) Online 15 July 2004, http://ehp.niehs.nih.gov/members/2004/7187/7187.pdf.

HOPPIN, J.A.; ULMER, R.; LONDON, S. J. (2004): Phthalate Exposure and Pulmonary Function. Environmental Health Perspectives, 112, 5,571-574.

JAAKKOLA, J. J.; OIE, L.; NAFSTAD, P.; BOTTEN, G.; SAMUELSEN, S. O. & MAGNUS, P. (1999): Interior surface materials in the home and the development of bronchial obstruction in young children in Oslo, Norway. Am. J. Public Health 89: 188-192.

KATO, K:, SILVA, M.; REIDY, J. A.; HURTZ, D. III,1; MALEK, N. A.; NEEDHAM, L. L.; NAKAZAWA, H.; BARR, D. B.; CALAFAT, A. M. (2004): Mono(2-Ethyl-5-Hydroxyhexyl) Phthalate and Mono-(2-Ethyl-5-Oxohexyl) Phthalate as Biomarkers for Human Exposure Assessment to Di-(2-Ethylhexyl) Phthalate Environmental Health Perspectives, 112, 3 , 327-330.

LATINI, G.; DE FELICE, C.; PRESTA, G.; DEL VECCHIO, A.; PARIS, I.; RUGGIERI, F.; MAZZEO, P. (2003): In utero exposure to di-(2-ethylhexyl)phthalate and duration of human pregnancy Environmental Health Perspectives, 111, 14, 1783-1785.

MELNICK, R. (2001): Is peroxisome proliferation an obligatory precursor step in the carcinogenicity of di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) Environmental Health Perspectives, 109, 5,437-442.

PONSONBY, A. L.; DWYER, T.; KEMP, A.; COCHRANE, J.; COUPER, D. & CARMICHAEL, A. (2003): Synthetic bedding and wheeze in childhood. Epidemiology 14: 37-44.

OIE, L.; HERSOUG, L. G. & MADSEN, J. O. (1997): Residential exposure to plasticizers and its possible role in the pathogenesis of asthma. Environ. Health Perspect. 105: 972-978. http://ehp.niehs.nih.gov/realfiles/members/1997/105-9/oie-full.html (30.7.2004).

EMA, M.; KUROSAKA, R.; AMANO, H. & OGAWA, Y. (1995): Comparative developmental toxicity of n-butyl benzyl phthalate and di-n-butyl phthalate in rats. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 28: 223-228.

Weiterführende Literatur Pyrethroide

CHEN, H.; XIAO, J.; HU, G.; ZHOU, J.; XIAO, H. & WANG, X. (2002): Estrogenicity of organophosphorus and pyrethroid pesticides. J. Toxicol. Environ. Health A 65: 1419-1435.

DIEL, F.; HORR, B.; BORCK, H.; SAVTCHENKO, H.; MITSCHE, T. & DIEL, E. (1999): Pyrethroids and piperonyl-butoxide affect human T-lymphocytes in vitro. Toxicol. Lett. 107: 65-74.

MIYAMOTO, J. (1976): Degradation, metabolism and toxicity of synthetic pyrethroids. Environ. Health Perspect. 14: 15-28.

Weiterführende Literatur bromierte Diphenylether (Flammschutzmittel)

BIRNBAUM, L. S. & STASKAL, D. F. (2004): Brominated flame retardants: cause for concern? Environ. Health Perspect. 112: 9-17.

DARNERUD, P. O. (2003): Toxic effects of brominated flame retardants in man and in wildlife. Environ. Int. 29 (6):841-853.

GUVENIUS, D. M.; ARONSSON, A.; EKMAN-ORDEBERG, G.; BERGMAN, A. & NOREN, K. (2003): Human prenatal and postnatal exposure to polybrominated diphenyl ethers, polychlorinated biphenyls, polychlorobiphenylols, and pentachlorophenol. Environ. Health Perspect. 111: 1235-1241.

ALAEE, M.; ARIAS, P.; SJODIN, A. & BERGMAN, A. (2003): An overview of commercially used brominated flame retardants, their applications, their use patterns in different countries/regions and possible modes of release. Environ. Int. 29: 683-689.

Weiterführende Literatur Alkylphenole und Bisphenol A

ADEOYA-OSIGUWA, S. A.; MARKOULAKI, S.; POCOCK, V.; MILLIGAN, S. R. & FRASER, L. R. (2003): 17beta-Estradiol and environmental estrogens significantly affect mammalian sperm function. Hum. Reprod. 18: 100-107.

BgVV Bundesinstitut für wissenschaftlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (5. September 2002): Bisphenol A in Gebrauchsgegenständen. http://www.bgvv.de/cm/216/bisphenol_a_in_bedarfsgegenstaenden.pdf

BOGH, I. B.; CHRISTENSEN, P.; DANTZER, V.; GROOT, M.; THOFNER, I. C.; RASMUSSEN, R. K.; SCHMIDT, M. & GREVE, T. (2001): Endocrine disrupting compounds: effect of octylphenol on reproduction over three generations. Theriogenology 55: 131-150.

CHAHOUD ET AL. (2000); CHAHOUD, I.; GIES, A.; PAUL, M.; SCHÖNFELDER, G.; TALSNESS, C. (Hrsg.) (2000): Bisphenol A: Low Dose Effects - High Dose Effects. Abstracts of a symposium NOV 18 - 20 2000 in Berlin, Germany.

CHITRA, K. C.; LATCHOUMYCANDANE, C. & MATHUR, P. P. (2002): Effect of nonylphenol on the antioxidant system in epididymal sperm of rats. Arch Toxicol 76: 545-551.

IWATA, M.; ESHIMA, Y.; KAGECHIKA, H. & MIYAURA, H. (2004): The endocrine disruptors nonylphenol and octylphenol exert direct effects on T cells to suppress Th1 development and enhance Th2 development. Immunol. Lett. 94: 135-139.

LEE, M. H.; KIM, E. & KIM, T. S. (2004): Exposure to 4-tert-octylphenol, an environmentally persistent alkylphenol, enhances interleukin-4 production in T cells via NF-AT activation. Toxicol. Appl. Pharmacol. 197: 19-28.

OKAI, Y.; SATO, E. F.; HIGASHI-OKAI, K. & INOUE, M. (2004): Enhancing Effect of the Endocrine Disruptor para-Nonylphenol on the Generation of Reactive Oxygen Species in Human Blood Neutrophils. Environ. Health Perspect. 112: 553-556.

SCHONFELDER, G.; FLICK, B.; MAYR, E.; TALSNESS, C.; PAUL, M. & CHAHOUD, I. (2002): In utero exposure to low doses of bisphenol A lead to long-term deleterious effects in the vagina. Neoplasia. 4: 98-102.

SCHONFELDER, G.; WITTFOHT, W.; HOPP, H.; TALSNESS, C. E.; PAUL, M. & CHAHOUD, I. (2002): Parent bisphenol A accumulation in the human maternal-fetal-placental unit. Environ. Health Perspect. 110: A703-A707.

Weiterführende Literatur Organozinnverbindungen

BgVV (Bundesamt für Gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin 6.März 2000): Tributylzinn und andere Organozinnverbindungen in Lebensmitteln und verbrauchernahen Produkten. http://www.bgvv.de/cm/217/tbt.pdf.

BUNDESINSTITUT FÜR GESUNDHEITLICHEN VERBRAUCHERSCHUTZ (BgVV). Tributylzinn (TBT) und andere zinnorganische Verbindungen in Lebensmitteln und verbrauchernahen Produkten. Berlin, 6. 3. 2000

BOYER, I. J. (1989): Toxicity of dibutyltin, tributyltin and other organotin compounds to humans and to experimental animals. Toxicology 55: 253-298.

EMA, M.; HARAZONO, A.; MIYAWAKI, E. & OGAWA, Y. (1997): Effect of the day of administration on the developmental toxicity of tributyltin chloride in rats. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 33: 90-96.

EMA, M.; KUROSAKA, R.; AMANO, H. & OGAWA, Y. (1995): Comparative developmental toxicity of butyltin trichloride, dibutyltin dichloride and tributyltin chloride in rats. J. Appl. Toxicol. 15: 297-302.

GREENPEACE, (2000) 3/2000: Organozinnverbindungen in Textilien , Internet am 30.07.04. http://archiv.greenpeace.de/GP_DOK_3P/HINTERGR/C03HI42.HTM.

EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) USA (1997) 30.7.2004 Integrated Risk information System Toxicological review: Tributyltin Oxide, Washington D.C. http://www.epa.gov/iris/subst/0349.htm

MEADOR, J. P. (2000): Predicting the fate and effects of tributyltin in marine systems. Rev. Environ. Contam. Toxicol. 166: 1-48.

ÖKOTEST: Internetabfrage 2.8.2004:
http://www.oekotest.de/cgi/ot/otgs.cgi?suchtext=Fischkonserven&doc=9970 (Februar 2000)
http://www.oekotest.de/cgi/ot/otgs.cgi?suchtext=&doc=28381 (August 2002)
http://www.oekotest.de/cgi/ot/otgs.cgi?suchtext=&doc=29918 (ÖKO-TEST Jahrbuch Kleinkinder 2004)

TAKAHASHI, S.; MUKAI, H.; TANABE, S.; SAKAYAMA, K.; MIYAZAKI, T. & MASUNO, H. (1999): Butyltin residues in livers of humans and wild terrestrial mammals and in plastic products. Environ. Pollut. 106: 213-218.

THUMULLA, J. U. & HAGENAU, W.: Organozinnverbindungen in PVC-Böden und Hausstaub. In: Umwelt, Gebäude & Gesundheit, Hrsg. Arbeitsgemeinschaft ökologischer Forschungsinstitute (AGÖF), Springe-Eldagsen 2001. http://www.anbus.de/tbt.pdf

WHO, (1993): Guidelines for drinking-water quality, 2nd ed. Vol. 1. Recommendations. Geneva, World Health Organization, p. 75. Internetabfrage: 30.7.2004, http://www.who.int/docstore/water_sanitation_health/GDWQ/Chemicals/organotinsum.htm

Weiterführende Literatur Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS)

BUTTE, W.; EILERS, J. & ERTL, H. (2004): Tenside im Hausstaub. Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft 64: 91-94.

DE HENAU, H.; MATHIJS, E. & HOPPING, W. D. (1986): Linear alkylbenzene sulfonates (LAS) in sewage sludges, soils and sediments: analytical determination and environmental safety considerations. Int. J. Environ. Anal. Chem. 26: 279-293.

HERA (2002): Human and Environmental Risk Assessment on ingredients of European household cleaning products. Linear Alkylbenzene Sulphonate LAS DAS No 68411-30-3, Draft Juli2002.

Weiterführende Literatur PAH

FARMER, P. B.; SINGH, R.; KAUR, B.; SRAM, R. J.; BINKOVA, B.; KALINA, I.; POPOV, T. A.; GARTE, S.; TAIOLI, E.; GABELOVA, A. & CEBULSKA-WASILEWSKA, A. (2003): Molecular epidemiology studies of carcinogenic environmental pollutants. Effects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in environmental pollution on exogenous and oxidative DNA damage. Mutat. Res. 544: 397-402.

MUMTAZ, M. M.; GEORGE, J. D.; GOLD, K. W.; CIBULAS, W. & DEROSA, C. T. (1996): ATSDR evaluation of health effects of chemicals. IV. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): understanding a complex problem. Toxicol. Ind. Health 12: 742-971.

SANTODONATO, J. (1997): Review of the estrogenic and antiestrogenic activity of polycyclic aromatic hydrocarbons: relationship to carcinogenicity. Chemosphere 34: 835-848.

Weiterführende Literatur VOC (volatile organic compounds)

REHWAGEN, M.; SCHLINK, U. & HERBARTH, O. (2003): Seasonal cycle of VOCs in apartments. Indoor Air 13: 283-291.

SEIFERT, B.: Flüchtige organische Verbindungen in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsblatt für Deutschland 33 (1990) 111-114.

Weiterführende Literatur Trisphosphate

HANSEN, D.; VOLLAND, G.; KRAUSE, G. & ZOELTZER, D. (2000): Determination and occurence of organophosphorous compounds (POC) in house dust and indoor air. Otto-Graf-Journal 11: 201-209.

INGEROWSKI, G.; FRIEDLE, A. & THUMULLA, J. (2001): Chlorinated ethyl and isopropyl phosphoric acid triesters in the indoor environment - an inter-laboratory exposure study. Indoor Air 11: 145-149.

MARKLUND, A.; ANDERSSON, B. & HAGLUND, P. (2003): Screening of organophosphorus compounds and their distribution in various indoor environments. Chemosphere 53: 1137-1146.

METZGER, J.W., MÖHLE, E. (2001): Flammschutzmittel in Oberflächenwässern, Grundwässern und Abwässern - Eintragspfade und Gehalte. Bericht des Inst. für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart.
http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/fofaweb/print/BWB99012SBer.pdf

REHWAGEN, M.; SCHLINK, U. & HERBARTH, O. (2003): Seasonal cycle of VOCs in apartments Indoor Air, 13, 283-291.

6.2 Fragebogenmuster

Fragebogen - Hausstaub

Wir bitten, die fett gedruckten Fragen unbedingt zu beantworten! Antworten auf die anderen Fragen würden uns bei der Auswertung und Interpretation sehr hilfreich sein. Kursiv gestellte Angaben werden vom Labor ausgefüllt.

Labornummer: S

Menge des gesammelten Staubes:

Zeitraum der Probenahme:

Anzahl der Staubsaugerbeutel:

Herkunft der Probe:
Name:
Bundesland:
Ort:
Straße:

Wohnung:
Haus: ☐
Büro: ☐

Type des Staubsaugers:
Häufigkeit des Staubsaugens (pro Woche):

Informationen zur/m Wohnung / Büro / Haus bzw. zur Umgebung:

ungefähre Größe (m^2):

Umgebung (bis 2 km):	**ländlich (Ortsrand)**	☐
	ländlich (Ortskern)	☐
	städtisch (locker verbaut)	☐
	städtisch (stark verbaut)	☐
Verkehr:	**schwach**	☐
	stark (Fernzone)	☐
	stark (Nahzone)	☐
	starker LKW-Verkehr	☐
Industrie:	**Schwerindustrie**	☐
	Chem. Industrie	☐
	Gewerbebetriebe	☐
	Art	
	Entfernung	
	ca.	

Angaben zur Baustruktur (Mehrfachang. möglich):

Beton	☐	**Fertigbauweise**:	☐
Ziegel massiv:	☐	**Leichtbauweise - Isolier-material**	☐
sonstige Materialien:			
Fertighaus:		**Holz**	☐
		Ziegel	☐
		Beton	☐
		sonstige	
Vollwärmeschutz:		**ja**: ☐	**nein**: ☐

Angaben zu den Räumen:
Anzahl der Räume für Probensammlung:

Zu den Benutzern:

Anzahl der Bewohner (Benützer):	
Raucher:	☐
Nichtraucher:	☐
Anzahl der Kinder:	
Haustiere:	**ja**: ☐ **nein**: ☐
Wenn ja, welche:	

Deckenverkleidungen:

Holzdecken behandelt	☐
Holzdecken unbehandelt	☐
sonstige	

Raumausstattung und –zustand:
Möbel:

Alter:	ca. Jahre
Oberfläche:	lackiert: ☐
	imprägniert: ☐
	sonst. Oberflächenbehand-lung:
Korpus**:**	**Spannplatte:** ☐
	Voll-, Leimholz: ☐
	sonst. Materialen:

Wand und Decke

*Wandoberfläche**:***	**Papiertapeten:** ☐
	Kunststofftapeten: ☐
	Textiltapeten: ☐
	Holzverkleidung: ☐
	imprägniert: ja: ☐ nein: ☐
	wann?
	womit?

	beschichtete Platten:	☐
	Wandanstrich:	☐
	Sonstige:	
Wandaufbau innen:		
	Mineralischer Baustoff:	☐
	Leichtbaukonstruktion:	☐
	Holz:	☐
	Spannplatte:	☐
	Sonstige:	
Boden:		
Alter:	Jahre	
Holzboden:	**Parkett**	☐
	Holzdielen	☐
	Schiffboden	☐
	sonstige:	
	lackiert:	☐
	Bodenöl:	☐
	sonstiges:	
Teppichboden:	**Teppichfliesen**	☐
	Spannteppich	☐
	sonstige	
	verklebt:	☐
	nicht verklebt:	☐
	Wolle:	☐
	synthetisch:	☐
	sonstiges:	
Glatter Bodenbelag:	**PVC:**	☐
	Linoleum:	☐
	Bodenfliesen /Cotto etc.:	☐
	Sonstige:	
	verklebt:	☐
	nicht verklebt:	☐
sonstiger Bodenbelag:		
Unterkonstruktion:	Estrich:	☐
	Trockenestrich:	☐
	sonstige:	
Beheizung		
Fernwärme/Zentralheizung:	**Heizkörper:**	☐
	Fußbodenheizung:	☐
	Luftheizung:	☐
Einzelofen:	**Öl:**	☐
	Kohle:	☐
	Holz:	☐
	Gas:	☐

Offener Kamin: **ja**: ☐ **nein**: ☐

Fenster:

Wie lang wird durchschnittlich gelüftet:
wie oft wird pro Tag gelüftet

Art:	Einfachfenster:	☐
	Kastendoppelfenster:	☐
	Isolierglasfenster:	☐
	sonstige:	
Dichtung:	Gummidichtung:	☐
	Dichtungsstreifen:	☐
	sonstige:	
Qualität der Dichtung:	gut:	☐
	schlecht:	☐
Befeuchter:	Verdunster:	☐
	kein Befeuchter:	☐
	Verdampfer:	☐
	Vernebler:	☐

Verwendung von Produkten im Raum:

Fußbodenreinigung / pflege: **Handelsname:**	selten: ☐	häufig: ☐
Möbelpflege: **Handelsname:**	selten: ☐	häufig: ☐
Raumluftreinigungsgerät: **Handelsname:**	selten: ☐	häufig: ☐
Duftöle: **Handelsname:**	selten: ☐	häufig: ☐
Bekämpfung von Lebensmittel- und Kleidermotten: **Handelsname:**	selten: ☐	häufig: ☐
Bekämpfung von Lästlingen (Ameisen / Schaben,..): **Handelsname:**	selten: ☐	häufig: ☐
Bekämpfung von Gelsen: **Handelsname:**	selten: ☐	häufig: ☐

Hobbyarbeiten, Bastelmaterial: welche?	selten: ☐	häufig: ☐
Luftverbesserer, Raumsprays,.. Welche / Handelsname	selten: ☐	häufig: ☐

Subjektive Wohlbefinden:
Augenreizungen: ☐
Hautreizungen: ☐
Müdigkeit: ☐
Allergien, wenn ja, welche:
Kopfschmerzen: ☐

<u>Treten Gerüche in den Räumlichkeiten auf:</u>
Gerüche im Gebäude wahrgenommen: ja: ☐ nein: ☐
Wo?
Stärke und Art der Gerüche: schwach: ☐ mittel: ☐ stark: ☐
Art:
Vermutete Quelle der Gerüche:

War bereits ein professioneller Schädlings-bekämpfer tätig: **ja:** ☐ **nein:** ☐

6.3 Einzelergebnisse

Tab. 27: Trockenmasse und Glühverlust

Bezeichnung	Dim.	Probe 1	Probe 2	Probe 4	Probe 5	Probe 6	Probe 7	Probe 8	Probe 9	Probe 10
Trockenmasse	%	96	94	95	94	96	95	95	96	95
Glühverlust	%	57	66	58	65	49	52	56	54	56

Fortsetzung Tab. 27: Trockenmasse und Glühverlust

Bezeichnung	Dim.	Probe 11	Probe 12	Probe 13	Probe 14	Probe 15	Probe 16	Probe 17	Probe 18	Probe 19
Trockenmasse	%	96	95	99	97	95	94	95	94	95
Glühverlust	%	58	56	53	36	67	49	63	62	54

Fortsetzung Tab. 27: Trockenmasse und Glühverlust

Bezeichnung	Dim.	Probe 20	Probe 21	Probe 22	Probe 23	Probe 24	Probe 25
Trockenmasse	%	96	96	97	97	97	96
Glühverlust	%	46	47	51	30	56	40

Tab. 28: Schwermetalle

Bezeichnung	Dim.	Probe 1	Probe 2	Probe 4	Probe 5	Probe 6	Probe 7	Probe 8	Probe 9	Probe 10
Cadmium	mg/kg	1,7	1,1	8,4	1,3	0,50	3,0	3,2	2,9	4,9
Chrom	mg/kg	120	77	96	91	57	84	74	110	180
Kupfer	mg/kg	240	140	380	280	260	220	120	280	190
Quecksilber	mg/kg	0,57	0,31	0,39	0,53	0,83	2,5	8,6	0,23	0,40
Blei	mg/kg	140	95	160	130	56	540	120	140	370
Zink	mg/kg	2.000	870	2.200	1.000	680	2.200	650	940	2.200

Fortsetzung Tab. 28: Schwermetalle

Bezeichnung	Dim.	Probe 11	Probe 12	Probe 13	Probe 14	Probe 15	Probe 16	Probe 17	Probe 18	Probe 19
Cadmium	mg/kg	3,9	2,7	0,36	0,60	0,74	2,7	3,7	2,3	6,1
Chrom	mg/kg	100	100	84	53	66	86	95	62	81
Kupfer	mg/kg	120	130	58	240	120	250	530	110	620
Quecksilber	mg/kg	0,56	0,55	0,35	0,13	0,64	1,3	6,3	0,20	20
Blei	mg/kg	89	160	50	38	72	250	290	55	860
Zink	mg/kg	800	1.200	350	870	750	1.600	2.100	540	4.200

Fortsetzung Tab. 28: Schwermetalle

Bezeichnung		Probe 20	Probe 21	Probe 22	Probe 23	Probe 24	Probe 25
Cadmium	mg/kg	1,9	7,8	4,1	3,6	10	0,83
Chrom	mg/kg	56	56	130	82	100	42
Kupfer	mg/kg	97	160	330	590	280	130
Quecksilber	mg/kg	0,93	2,9	0,83	0,16	0,31	0,11
Blei	mg/kg	60	4.100	190	110	280	99
Zink	mg/kg	470	8.300	2.300	890	1.700	550

Tab. 29: Phthalate

Bezeichnung	Dim.	Probe 1	Probe 2	Probe 4	Probe 5	Probe 6	Probe 7	Probe 8	Probe 9	Probe 10
Dimethylphthalat	mg/kg	2,0	n.n.	< 1,0	2,8	n.n.	1,2	n.n.	n.n.	n.n.
Diethylphthalat	mg/kg	32	1,5	n.n.	4,3	58	3,9	n.n.	1,6	19
Di-n-butylphthalat	mg/kg	9,2	62	31	11	39	6,2	n.n.	8,6	n.n.
Benzyl-n-butyl-phthalat	mg/kg	22	38	370	200	21	190	7,3	12	710
Bis(2-ethylhexyl) phthalat	mg/kg	2.000	280	370	1.200	840	1.300	3.300	380	1.600
Di-n-octylphthalat	mg/kg	6,5	2,4	5,4	1,3	1,1	3,2	2,9	< 1,0	81

Fortsetzung Tab. 29: Phthalate

Bezeichnung	Dim.	Probe 11	Probe 12	Probe 13	Probe 14	Probe 15	Probe 16	Probe 17	Probe 18	Probe 19
Dimethylphthalat	mg/kg	n.n.	38	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 1,0	n.n.
Diethylphthalat	mg/kg	2,3	1,4	< 1,0	n.n.	< 1,0	35	< 1,0	16	n.n.
Di-n-butylphthalat	mg/kg	42	47	n.n.	n.n.	n.n.	7,1	12	24	67
Benzyl-n-butyl-phthalat	mg/kg	710	190	n.n.	7,8	2,0	7	75	110	35
Bis(2-ethylhexyl) phthalat	mg/kg	1.800	450	14	160	270	18	940	1.700	190
Di-n-octylphthalat	mg/kg	2,8	3,5	n.n.	n.n.	< 1,0	1,9	1,3	< 1,0	1,4

Fortsetzung Tab. 29: Phtalate

Bezeichnung	Dim.	Probe 20	Probe 21	Probe 22	Probe 23	Probe 24	Probe 25
Dimethylphthalat	mg/kg	n.n.	130	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.
Diethylphthalat	mg/kg	1,8	1,6	n.n.	9,8	n.a.	n.n.
Di-n-butylphthalat	mg/kg	5,9	5,1	11	8,0	n.a.	n.n.
Benzyl-n-butyl-phthalat	mg/kg	320	13	180	3,3	n.a.	69
Bis(2-ethylhexyl) phthalat	mg/kg	970	200	2.500	190	n.a.	460
Di-n-octylphthalat	mg/kg	11	1,1	9,7	< 1,0	n.a.	1,2

n.a. … wegen zu geringer Probenmenge nicht analysiert

Tab. 30: Pyrethroide

Bezeichnung	Dim.	Probe 1	Probe 2	Probe 4	Probe 5	Probe 6	Probe 7	Probe 8	Probe 9	Probe 10
Bioallethrin	µg/kg	n.n.	< 350	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	< 350	n.n.
Resmethrin	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Tetramethrin	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	1.200	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Phenothrin	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
λ-Cyhalothrin	µg/kg	n.n.	< 340	< 340	n.a.	< 340	< 340	n.n.	< 340	n.n.
Cyphenothrin	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	570	n.n.	n.n.
Permethrin	µg/kg	n.n.	< 330	1400	n.a.	< 330	2.900	350	n.n.	3.500
Cyfluthrin	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Cypermethrin	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Deltamethrin	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

n.a. … wegen zu geringer Probenmenge nicht analysiert

Fortsetzung Tab. 30: Pyrethroide

Bezeichnung	Dim.	Probe 11	Probe 12	Probe 13	Probe 14	Probe 15	Probe 16	Probe 17	Probe 18	Probe 19
Bioallethrin	µg/kg	800	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 350	n.n.
Resmethrin	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Tetramethrin	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 280	n.n.	380	< 280	n.n.
Phenothrin	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
λ-Cyhalothrin	µg/kg	< 340	< 340	< 340	n.n.	< 340	n.n.	470	< 340	n.n.
Cyphenothrin	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Permethrin	µg/kg	2.500	980	< 330	n.n.	< 330	35.000	960	n.n.	n.n.
Cyfluthrin	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Cypermethrin	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Deltamethrin	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Fortsetzung Tab. 30: Pyrethroide

Bezeichnung		Probe 20	Probe 21	Probe 22	Probe 23	Probe 24	Probe 25
Bioallethrin	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.
Resmethrin	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.
Tetramethrin	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	< 280
Phenothrin	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.
λ-Cyhalothrin	µg/kg	< 340	480	n.n.	< 340	n.a.	< 340
Cyphenothrin	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	< 420
Permethrin	µg/kg	4.900	430	9.500	450	n.a.	760
Cyfluthrin	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	< 280
Cypermethrin	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	< 320
Deltamethrin	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.

n.a. … wegen zu geringer Probenmenge nicht analysiert

Tab. 31: bromierte Diphenylether

Bezeichnung	Dim.	Probe 1	Probe 2	Probe 4	Probe 5	Probe 6	Probe 7	Probe 8	Probe 9	Probe 10
# 11	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
# 17 / 25	µg/kg	0,08	0,09	0,06	0,09	0,01	0,04	0,04	n.n.	0,01
# 28	µg/kg	0,28	0,5	0,18	0,4	0,06	0,18	0,15	0,11	0,03
# 47	µg/kg	9,7	120	15	31	1,5	5,3	3,4	2,4	3,2
# 49	µg/kg	0,23	0,86	0,44	0,64	0,06	0,27	0,13	0,08	0,05
# 77	µg/kg	n.n.	0,02	0,01	0,01	n.n.	0,01	0,01	n.n.	n.n.
# 99	µg/kg	13	110	32	46	1,7	6,8	3,7	2,8	4,9
# 100	µg/kg	2,1	19	4,6	7,8	0,32	1,1	0,56	0,45	0,78
# 116	µg/kg	n.n.	0,01	0,03	n.n.	n.n.	n.n.	0,01	n.n.	n.n.
# 138	µg/kg	0,14	0,4	n.n.	0,28	0,05	0,07	0,06	0,06	0,08
# 140	µg/kg	0,04	0,09	n.n.	0,13	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02
# 153	µg/kg	1,3	6,2	3,3	4,7	0,52	0,73	0,57	0,97	1,1
# 154	µg/kg	0,82	3,5	8,7	3,8	0,17	0,37	0,25	0,24	0,3
# 155	µg/kg	0,04	0,17	n.n.	0,21	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01
# 166	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
# 181	µg/kg	n.n.	n.n.	n.a.	n.n.	0,03	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
# 183	µg/kg	1	3,5	n.a.	5	2,1	0,99	1,5	2,9	5,1
# 196	µg/kg	-	3,6	-	-	4,5	-	1,7	3,3	-
# 197	µg/kg	-	4	-	-	4,7	-	1,7	3,8	-
# 203	µg/kg	-	2	-	-	5	-	0,97	3,6	-
# 209	µg/kg	-	5,8	-	-	44	-	17	27	-

Fortsetzung Tab. 31: bromierte Diphenylether

Bezeichnung	Dim.	Probe 11	Probe 12	Probe 13	Probe 14	Probe 15	Probe 16	Probe 17	Probe 18	Probe 19
# 11	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
# 17 / 25	µg/kg	0,04	0,06	n.n.	0,02	0,04	0,03	0,02	0,03	n.n.
# 28	µg/kg	0,15	0,28	0,01	0,06	0,13	0,09	0,12	0,19	n.n.
# 47	µg/kg	4,8	25	0,29	3,5	5,5	6,1	8,4	34	15
# 49	µg/kg	0,24	0,68	0,01	0,11	0,16	0,15	0,17	0,39	0,09
# 77	µg/kg	0,01	0,01	n.n.	n.n.	0,01	0,02	0,02	0,01	n.n.
# 99	µg/kg	6,6	32	0,5	3,9	9,6	8,8	9,8	60	18
# 100	µg/kg	0,99	5,8	0,07	0,65	1,6	1,4	1,7	9,6	3,1
# 116	µg/kg	0,04	0,02	n.n.	0,02	0,05	0,11	0,01	0,02	n.n.
# 138	µg/kg	0,1	0,29	0,35	0,08	0,21	4,9	0,44	0,34	0,23
# 140	µg/kg	0,03	0,12	0,03	0,02	0,06	0,38	0,07	0,19	0,07
# 153	µg/kg	1,1	2,8	5,4	1,1	1,2	79	5,9	6,2	2,2
# 154	µg/kg	0,43	2,2	0,75	0,28	0,47	12	1,4	4,7	2,3
# 155	µg/kg	0,03	0,15	n.n.	0,01	0,02	0,06	0,03	0,22	0,1
# 166	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
# 181	µg/kg	n.n.	n.n.	0,03	n.n.	0,1	n.n.	0,02	0,14	n.n.
# 183	µg/kg	2,7	0,87	25	4,7	1,1	360	30	8,7	2,5
# 196	µg/kg	-	-	16	-	8,7	-	-	-	1,1
# 197	µg/kg	-	-	33	-	3,5	-	-	-	2,5
# 203	µg/kg	-	-	8,6	-	8,1	-	-	-	0,59
# 209	µg/kg	-	-	3,8	-	170	-	-	-	n.a.

Fortsetzung Tab. 31: bromierte Diphenylether

Bezeichnung		Probe 20	Probe 21	Probe 22	Probe 23	Probe 24	Probe 25
# 11	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
# 17 / 25	µg/kg	0,12	0,02	0,06	0,07	0,02	0,12
# 28	µg/kg	0,52	0,12	0,32	0,45	0,09	0,52
# 47	µg/kg	160	9,5	7,9	69	15	160
# 49	µg/kg	1,2	0,19	0,29	1,1	0,24	1,2
# 77	µg/kg	0,01	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,01
# 99	µg/kg	240	7	8,9	120	29	240
# 100	µg/kg	37	1,3	1,6	21	4,4	37
# 116	µg/kg	0,04	0,02	n.n.	0,03	0,01	0,04
# 138	µg/kg	1,9	0,1	0,09	0,9	0,35	1,9
# 140	µg/kg	0,43	0,02	0,02	0,24	0,09	0,43
# 153	µg/kg	21	1,1	0,91	13	3	21
# 154	µg/kg	11	0,39	0,48	9,2	1,2	11
# 155	µg/kg	0,23	n.n.	0,02	0,37	0,09	0,23
# 166	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
# 181	µg/kg	0,05	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,05
# 183	µg/kg	4,3	3,8	1,7	28	0,67	4,3
# 196	µg/kg	4,1	3,3	2,9	17	-	4,1
# 197	µg/kg	5,4	5,3	3,5	29	-	5,4
# 203	µg/kg	4,1	2,3	2,5	15	-	4,1
# 209	µg/kg	26	18	8,5	34	-	26

n.a. … wegen zu geringer Probenmenge nicht analysiert

Tab. 32: Alkylphenole und Bisphenol A

Bezeichnung	Dim.	Probe 1	Probe 2	Probe 4	Probe 5	Probe 6	Probe 7	Probe 8	Probe 9	Probe 10
Nonylphenol, techn.	µg/kg	8.300	2.800	2.900	n.a.	7.300	2.100	2.400	n.a.	3.500
Octylphenol	µg/kg	580	150	130	n.a.	58	44	180	n.a.	140
Bisphenol A	µg/kg	3.800	5.800	5.300	n.a.	2.300	3.000	1.600	n.a.	3.500

n.a. … wegen zu geringer Probenmenge nicht analysiert

Fortsetzung Tab. 32: Alkylphenole und Bisphenol A

Bezeichnung	Dim.	Probe 11	Probe 12	Probe 13	Probe 14	Probe 15	Probe 16	Probe 17	Probe 18	Probe 19
Nonylphenol, techn.	µg/kg	2.600	2.800	1.200	1.900	14.000	3.000	2.600	3.400	1.800
Octylphenol	µg/kg	42	140	29	270	< 100	88	99	98	150
Bisphenol A	µg/kg	2.500	3.700	190	1.000	2.700	1.500	6.600	8.800	1.400

Fortsetzung Tab. 32: Alkylphenole und Bisphenol A

Bezeichnung	Dim.	Probe 20	Probe 21	Probe 22	Probe 23	Probe 24	Probe 25
Nonylphenol, techn.	µg/kg	2.200	1.800	8.100	1.500	n.a.	1.800
Octylphenol	µg/kg	95	65	1.000	57	n.a.	61
Bisphenol A	µg/kg	120	1.300	4.100	1.200	n.a.	980

n.a. … wegen zu geringer Probenmenge nicht analysiert

Tab. 33: Organozinnverbindungen

Bezeichnung	Dim.	Probe 1	Probe 2	Probe 4	Probe 5	Probe 6	Probe 7	Probe 8	Probe 9	Probe 10
Monobutylzinnkation	µg/kg	4.200	2.200	1.100	20.000	1.800	14.000	1.100	430	7.800
Dibutylzinnkation	µg/kg	1.800	2.900	1.100	16.000	680	2.500	330	320	24.000
Tributylzinnkation	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	230	n.n.	n.n.	n.n.	62	260
Tetrabutylzinnkation	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Diphenylzinnkation	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Triphenylzinnkation	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Fortsetzung Tab. 33: Organozinnverbindungen

Bezeichnung	Dim.	Probe 11	Probe 12	Probe 13	Probe 14	Probe 15	Probe 16	Probe 17	Probe 18	Probe 19
Monobutylzinnkation	µg/kg	9.000	8.600	87	270	1.000	600	5.900	670	320
Dibutylzinnkation	µg/kg	4.900	13.000	n.n.	200	590	400	4.900	500	410
Tributylzinnkation	µg/kg	n.n.	79	n.n.	n.n.	n.n.	240	< 50	n.n.	n.n.
Tetrabutylzinnkation	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Diphenylzinnkation	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Triphenylzinnkation	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Fortsetzung Tab. 33: Organozinnverbindungen

Bezeichnung	Dim.	Probe 20	Probe 21	Probe 22	Probe 23	Probe 24	Probe 25
Monobutylzinnkation	µg/kg	400	160	2.500	380	600	630
Dibutylzinnkation	µg/kg	160	220	5.300	330	300	230
Tributylzinnkation	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	68	n.n.
Tetrabutylzinnkation	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Diphenylzinnkation	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Triphenylzinnkation	µg/kg	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Tab. 34: Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS)

Bezeichnung	Dim.	Probe 1	Probe 2	Probe 4	Probe 5	Probe 6	Probe 7	Probe 8	Probe 9	Probe 10
LAS	mg/kg	110	230	82	n.a.	n.a.	410	410	n.a.	360

n.a. … wegen zu geringer Probenmenge nicht analysiert

Fortsetzung Tab. 34: Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS)

Bezeichnung	Dim.	Probe 11	Probe 12	Probe 13	Probe 14	Probe 15	Probe 16	Probe 17	Probe 18	Probe 19
LAS	mg/kg	240	420	37	65	n.a.	660	390	250	110

n.a. … wegen zu geringer Probenmenge nicht analysiert

Fortsetzung Tab. 34: Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS)

Bezeichnung	Dim.	Probe 20	Probe 21	Probe 22	Probe 23	Probe 24	Probe 25
LAS	mg/kg	240	110	490	78	n.a.	120

n.a. … wegen zu geringer Probenmenge nicht analysiert

Tab. 35: Milbenallergentest

Bezeichnung	Dim.	Probe 1	Probe 2	Probe 4	Probe5	Probe 6	Probe 7	Probe 8	Probe 9	Probe 10
Milbenallergene *)	mg/kg	2 - 10 (a)	2 - 10 (b)	> 10	2 - 10 (a)	2 - 10 (b)	< 2	> 10	< 2	> 10

Fortsetzung Tab. 35: Milbenallergentest

Bezeichnung		Probe 11	Probe 12	Probe 13	Probe 14	Probe 15	Probe 16	Probe 17	Probe 18	Probe 19
Milbenallergene *)	mg/kg	< 2	> 10	< 2	< 2	> 10	2 - 10 (a)	2 - 10 (b)	> 10	> 10

Fortsetzung Tab. 35: Milbenallergentest

Bezeichnung		Probe 20	Probe 21	Probe 22	Probe 23	Probe 24	Probe 25
Milbenallergene *)	mg/kg	< 2	2 - 10 (b)	2 - 10 (a)	> 10	< 2	< 2

*) [< 2] = **keine Allergenbelastung** nachweisbar;
[2-10 (a)] = **schwache Allergenbelastung**; Sensibilisierungswert von 2 µg/g kann überschritten sein; keine Maßnahmen erforderlich!
[2-10 (b)] = **starke Allergenbelastung**; Sensibilisierungswert von 2 µg/g kann überschritten sein; Maßnahmen für Risikogruppen erforderlich!
[> 10] = **sehr starke Allergenbelastung**; der Asthma-Risikowert von 10 µg/g ist überschritten; Maßnahmen bei Risikogruppen erforderlich!

Tab. 36: Elektronenmikroskopische Untersuchungen

Phasenbestand Probe 5			
Phasen	**Häufigkeit**	**Korngröße**	**Anmerkungen und mögliche Quellen**
Calcit	+	bis 150 µm	geogen
Dolomit	++	30 - 40 µm	geogen, Mg+Ca
Feldspat	++	40 - 50 µm	geogen, Al-Silikate, häufig Na-Feldspat
Quarz	+++	10 - 60 µm	geogen, Si+O
Glimmer	+++	20 - 100 µm	geogene Schichtsilikate, häufig Ka-li-Glimmer
Pflanzenreste	+++	bis 50 µm	Meist länglich mit Zellstrukturen
Haare	++	bis 2 cm L	Säugerhaare sind im REM nicht unterscheidbar
C-hältige Fasern	+	bis 2 cm L	Quelle: Innenraumausstattung?
Schlacke	+	60-70 µm	blasiger, Si-reicher Schlackepartikel, pyrogene Quellen
Globulare RO-Phase	+	13 µm	Eisenoxid-Mischphase, technogener Ursprung, pyrogene Quellen

Relative Häufigkeit der Partikel: +…vereinzelt, ++…häufig, +++…sehr häufig

Phasenbestand Probe 7			
Phasen	**Häufigkeit**	**Korngröße**	**Anmerkungen und mögliche Quellen**
Calcit	++	bis 50 µm	geogen
Dolomit	+++	20 - 50 µm	geogen, Mg+Ca
Feldspat	++	40 - 50 µm	geogen, Al-Silikate
Quarz	+++	20 - 120 µm	geogen, Si+O
Glimmer	++	20 - 100 µm	geogene Schichtsilikate, häufig Ka-li-Glimmer
Hornblende	+	60 µm	Mg-Silikat
Pflanzenreste	+++	bis 100 µm	Meist länglich mit Zellstrukturen
Pollenkörner	++	50 µm	Von Nadelbäumen
Haare	+	bis 2 cm L	Säugerhaare sind im REM nicht unterscheidbar
Abriebpartikel	+	150 µm L	Spindelförmiges Kornaggregat, Quelle: Straßen-, Reifenabrieb
Globulare, C-reiche Partikel	++	20 - 60 µm	Glatte Oberfläche, mit Spuren von Al, Si, Cl, K und Ca, Quelle: Verbrennungsprozesse
Hohlkugelige C-reiche Partikel	+	50 µm	Quelle: Verbrennungsprozesse
Ca-Silikate	++	30 - 60 µm	technogen, Partikelaggregate in Zement-, Baumaterialien
Kunststofffragmente	++	30 - 60 µm	
C-hältige Fasern	+	bis 230 µm L	Kunststoff, Cl-hältig, Quelle: Innenraumausstattung?

Relative Häufigkeit der Partikel: +…vereinzelt, ++…häufig, +++…sehr häufig

Phasenbestand Probe 10			
Phasen	**Häufigkeit**	**Korngröße**	**Anmerkungen und mögliche Quellen**
Calcit	++	bis 60 µm	geogen
Feldspat	+	30 - 50 µm	geogen, Al-Silikate
Quarz	+	20 - 120 µm	geogen, Si+O
Glimmer	+++	60 - 100 µm	geogene Schichtsilikate, häufig Ka-li-Glimmer
Hornblende	+	60 µm	Mg-Silikat
Pflanzenreste	+++	bis 100 µm	Meist länglich mit Zellstrukturen
Pollenkörner	++	50 µm	Meist von Nadelbäumen
Globulare, C-reiche Partikel	++	20 - 40 µm	Glatte Oberfläche, mit Spuren von Al, Si, Cl, K und Ca, Quelle: Verbrennungsprozesse
Hohlkugelige C-reiche Partikel	+	20 µm	Quelle: Verbrennungsprozesse
Ca-Silikate	++	30 - 40 µm	technogen, Partikelaggregate in Zement-, Baumaterialien
C-hältige Fasern	+	bis 200 µm L	Kunststoff, Cl-hältig, Quelle: Innen-raumausstattung?
Salzkristalle	+	30 µm	

Relative Häufigkeit der Partikel: +…vereinzelt, ++…häufig, +++…sehr häufig

Phasenbestand Probe 19			
Phasen	**Häufigkeit**	**Korngröße**	**Anmerkungen u. mögl. Quellen**
Calcit	++	bis 60 µm	geogen
Dolomit	+	20 - 40 µm	geogen, Mg+Ca
Feldspat	+	30 - 50 µm	geogen, Al-Silikate
Quarz	++	30 - 60 µm	geogen, Si+O
Glimmer	+++	60 - 100 µm	geogene Schichtsilikate
Hornblende	+	60 µm	Mg-Silikat
Pflanzenreste	++	bis 100 µm	meist länglich mit Zellstrukturen
Mikroorganismen	+	20 - 40 µm	Sporen, Algen
Pollenkörner	+	50 µm	meist von Nadelbäumen
Kunststofffragmente	+	30 - 60 µm	
Ca-Silikate	++	30 - 40 µm	technogen, Partikelaggregate in Zement-, Baumaterialien

Relative Häufigkeit der Partikel: +…vereinzelt, ++…häufig, +++…sehr häufig

Phasenbestand Probe 21			
Phasen	**Häufigkeit**	**Korngröße**	**Anmerkungen und mögliche Quellen**
Calcit	+	bis 80 µm	geogen
Dolomit	+	30 - 80 µm	geogen, Mg+Ca
Quarz	+	30 - 60 µm	geogen, Si+O
Glimmer	++	60 - 100 µm	geogene Schichtsilikate
Magnetkies	+	90 µm	geogen, FeS
Pflanzenreste	++	bis 100 µm	meist länglich mit Zellstrukturen
Säugerhaare	+	bis 2 mm L	
Globulare, C-reiche Partikel	+	20 - 50 µm	Quelle: Verbrennungsprozesse (Hausbrand?)
C-hältige Fasern	+	bis 500 µm L	synthetische Fasern, Quelle: Innenraumausstattung?

Relative Häufigkeit der Partikel: +…vereinzelt, ++…häufig, +++…sehr häufig

Phasenbestand Probe 23			
Phasen	**Häufigkeit**	**Korngröße**	**Anmerkungen und mögliche Quellen**
Calcit	+	bis 80 µm	geogen
Dolomit	++	10 - 50 µm	geogen, Mg+Ca
Feldspat	+	30 - 50 µm	geogen, Al-Silikate
Quarz	++	30 - 60 µm	geogen, Si+O
Glimmer	++	50 - 90 µm	geogene Schichtsilikate
Pflanzenreste	++	bis 100 µm	meist länglich mit Zellstrukturen
Mikroorganismen	+	20 - 40 µm	Sporen, Algen
Globulare, C-reiche Partikel	+	15 - 30 µm	Quelle: Verbrennungsprozesse (Hausbrand?)
Dieselruß	+	80 µm	als Aggregate, Quelle: Verkehr
Ca-Silikate	++	30 - 40 µm	technogen, Partikelaggregate in Zement-, Baumaterialien
C-hältige Fasern	+	bis 500 µm L	synthetische Fasern, Quelle: Innenraumausstattung?

Relative Häufigkeit der Partikel: +…vereinzelt, ++…häufig, +++…sehr häufig

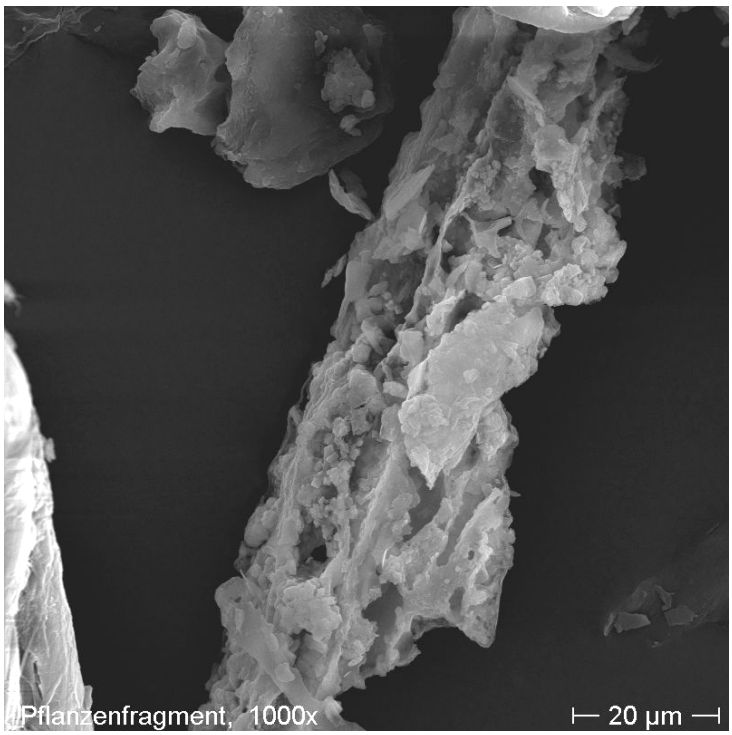


Abb. 4: REM-Aufnahme von Pflanzenfragmenten

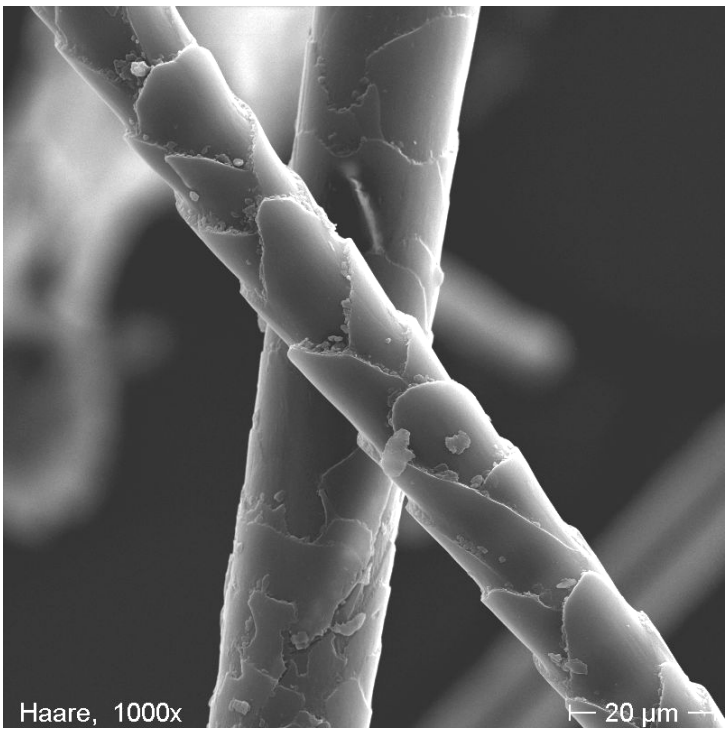


Abb. 5: REM-Aufnahme von Säugerhaaren

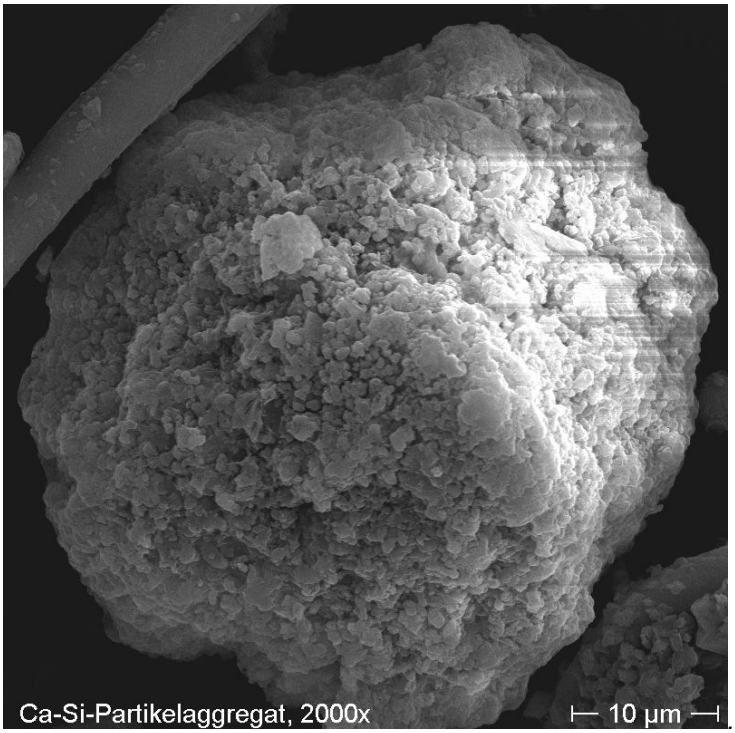


Abb. 6: REM-Aufnahme von Ca-Silkataggregaten, Quelle: Zement-, Baumaterialien

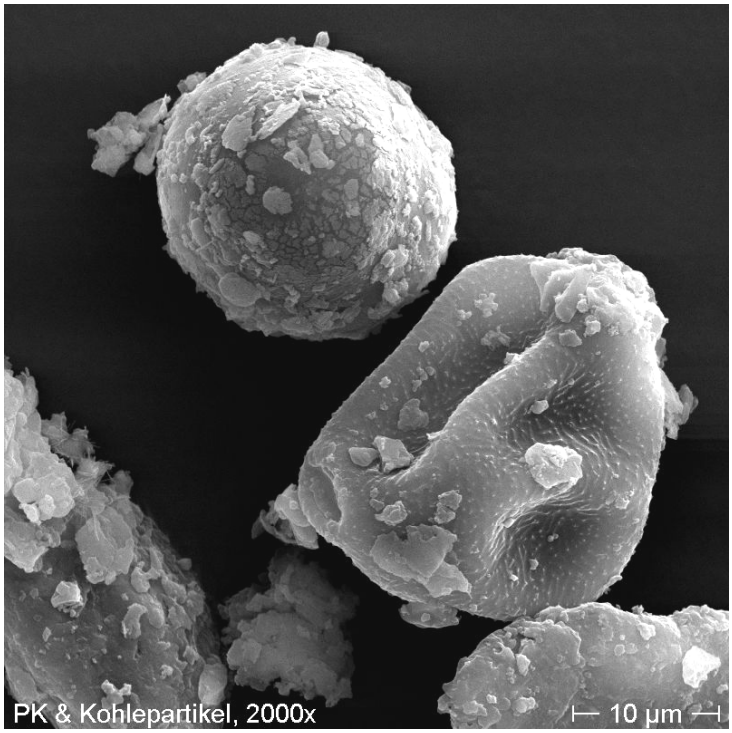


Abb. 7: REM-Aufnahme eines globularen C-hältigen Partikels (Quelle: Verbrennungsprozesse) und eines Pollenkornes (re. u.)

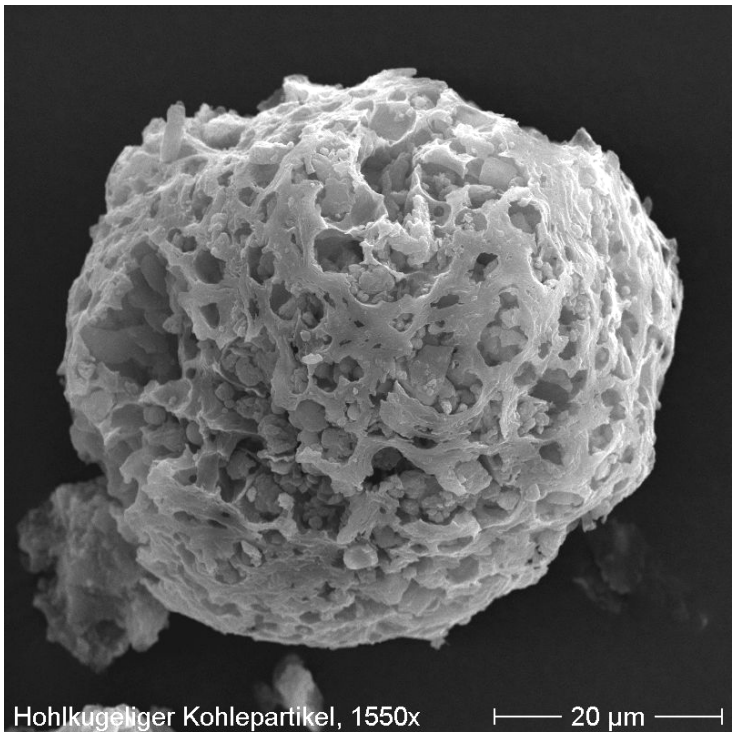


Abb. 8: REM-Aufnahme eines hohlkugeligen Kohlepartikels (Quelle: Verbrennungsprozesse)

6.4 Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Kenndaten der Stoffgruppe Schwermetalle 21
Tab. 2: Schwermetalle in Hausstäuben von Ottawa / Kanada; Fraktion 100 - 250 µm (RASMUSSEN, 1993) 21
Tab. 3: Kenndaten der Stoffgruppe Phthalate 23
Tab. 4: Ergebnisse einer Studie an Hamburger Hausstaubproben (Hamburg, 2002); BG: 1 mg/kg 24
Tab. 5: Vergleichswerte aus einer Studie an Hausstäuben in Berlin (Fromme, 2004); Feinfraktion ohne genauere Angabe, BG: 0,5 mg/kg 24
Tab. 6: Kenndaten der Stoffgruppe Pyrethroide 28
Tab. 7: Ergebnisse einer Studie an Hamburger Hausstaubproben (Hamburg, 2002); BG: 0,1 mg/kg 28
Tab. 8: Ergebnisse einer Studie (BMBF, 2000); BG: 0,5 mg/kg; keine Angabe über die Korngrößenverteilung 28
Tab. 9: Ergebnisse einer Studie in Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen (WALKER, 1999; BG: 0,1 mg/kg). 29
Tab. 10: Kenndaten der Stoffgruppe bromierte Diphenylether 31
Tab. 11: Ergebnisse einer Studie in den USA (RUDEL et al., 2003); Fraktion < 150 µm. BG 0,3 (# 100); 0,4 (# 47, # 99) 32
Tab. 12: Ergebnisse einer Studie in Großbritannien (GREENPEACE, 2003). Fraktion < 2 mm; BG: 0,1 µg/kg 32
Tab. 13: Kenndaten der Stoffgruppe Alkylphenole und Bisphenol A 35
Tab. 14: Ergebnisse einer Studie in Großbritannien (GREENPEACE, 2003); Fraktion < 2 mm; BG: 0,1 mg/kg 35
Tab. 15: Ergebnisse einer Studie in den USA (RUDEL et al., 2003); Fraktion < 150 µm. BG 1 mg/kg (NP); 0,2 mg/kg (OP) 36
Tab. 16: Kenndaten der Stoffgruppe Organozinnverbindungen 39
Tab. 17: Vergleichsdaten aus einer Hamburger Studie (HAMBURG, 2002); BG: 0,001 mg/kg 39
Tab. 18: Ergebnisse einer Studie in Großbritannien (GREENPEACE, 2003); BG: 0,001 mg/kg 39
Tab. 19: Kenndaten der Stoffgruppe Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS) 42
Tab. 20: Übersicht über die Konzentration der 16 EPA-PAH (Angaben in mg/kg) 45
Tab. 21: Überblick über Verteilung und Anzahl der untersuchten Proben 48
Tab. 22: Häufigkeit des Vorkommens von Terpenen und Duftstoffen in Hausstaubproben in Großbritannien (GREENPEACE, 2003) 49
Tab. 23: Überblick über Verteilung und Anzahl der untersuchten Proben 50
Tab. 24: Trisphosphate, Anzahl der Proben in den Konzentrationsbereichen 50
Tab. 25: Vergleichsdaten aus einer Studie in Hamburg (HAMBURG, 2002) 50
Tab. 26: Ergebnisse der Milbenallergentests 51
Tab. 27: Trockenmasse und Glühverlust 70
Tab. 28: Schwermetalle 71
Tab. 29: Phthalate 73
Tab. 30: Pyrethroide 75
Tab. 31: bromierte Diphenylether 78

Tab. 32: Alkylphenole und Bisphenol A 81
Tab. 33: Organozinnverbindungen 82
Tab. 34: Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS) 84
Tab. 35: Milbenallergentest....85
Tab. 36: Elektronenmikroskopische Untersuchungen....86

6.5 Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Organische Schadstoffe im Hausstaub 7
Abb. 2: ausgewählte Flammschutzmittel im Hausstaub (Median > 1 µg/kg)....32
Abb. 3: PAH-Konzentrationen im Hausstaub....46
Abb. 4: REM-Aufnahme von Pflanzenfragmenten 90
Abb. 5: REM-Aufnahme von Säugerhaaren 90
Abb. 6: REM-Aufnahme von Ca-Silkataggregaten 91
Abb. 7: REM-Aufnahme eines globularen C-hältigen Partikels und eines Pollenkornes 91
Abb. 8: REM-Aufnahme eines hohlkugeligen Kohlepartikels 92