



**Umweltmedizinische Sprechstunde für
Bewohner der ehemaligen US-Housing
in Frankfurt am Main**

**Ergebnisse der Blut- und Urinuntersu-
chungen auf PAK, PCB und Pestizide
oder deren Stoffwechselprodukte**

Gesundheitsamt der Stadt Frankfurt am Main
Abteilung Umweltmedizin und Hygiene
Bearbeiterin: Dr. U. Heudorf
Braubachstr. 18-22
60311 Frankfurt

Frankfurt, im Oktober 1999

**Umweltmedizinische Sprechstunde für Bewohner der ehemaligen US-Housing
in Frankfurt am Main
Ergebnisse der Blut- und Urinuntersuchungen auf PAK, PCB und Pestizide oder
deren Stoffwechselprodukte**

Inhaltsverzeichnis	2
Vorwort	3
Zusammenfassung	4
1 Einleitung	5
1.1 Vorgeschichte	5
1.2 Schadstoffe in Kleber und Stäuben	6
1.2.1 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	6
1.2.1 Polychlorierte Biphenyle	9
1.2.3 Pestizide	10
1.3 Informationen an die Bewohner der ehemaligen US-Housing	13
2 Ergebnisse der Humanbiomonitoringuntersuchungen	14
2.1 Umweltmedizinische Sprechstunde – Allgemeines	14
2.2 Ergebnisse	16
2.2.1 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	16
2.2.2 Organophosphate - Chlorpyrifos	31
2.2.3 Pyrethroide – Permethrin	41
2.2.4 Pentachlorphenol	49
2.2.5 Lindan	52
2.2.6 DDT	56
2.2.7 Polychlorierte Biphenyle	63
3 Zusammenfassende Diskussion und Bewertung	72
4 Literatur	83
5 Anhang:	
Informationsblätter	
Bisher erschienene Publikationen	

Liebe Leserin, lieber Leser,

Ich freue mich, Ihnen hiermit die Auswertung der im Rahmen unserer umweltmedizinischen Sprechstunde für Bewohner der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main erhaltenen Ergebnisse der Blut- und Urinuntersuchungen vorlegen zu können.

Damit wird die Reihe der Veröffentlichungen zu umweltmedizinischen Themen aus unserem Hause fortgesetzt. Schon in den vergangenen Jahren wurden verschiedene umweltmedizinische Fragen aufgegriffen und in Berichten fachlich aufbereitet. Ich erinnere hier an die Kieselrot-Problematik, den Störfall der Hoechst AG vom 22.02.1993 oder auch die Frage der Auswirkung des Straßenverkehrs auf die Gesundheit der Bevölkerung. In Jahresberichten unserer Abteilung Umweltmedizin und Hygiene wurden darüber hinaus wiederholt die umweltmedizinischen Arbeiten unseres Amtes zusammengefaßt vorgestellt. Dies betraf z.B. Themen wie die Sicherheit von Regenwassernutzungsanlagen, die Qualität Frankfurter Oberflächengewässer, die Legionellenbelastung in Warmwassersystemen oder die Bleibelastung des Trinkwassers. Weitere wichtige Themen waren: Schadstoffe in Innenräumen, bedingt durch Baustoffe (Asbest, PCB), durch Immissionen aus der Nachbarschaft (Benzol im Umfeld von Tankstellen oder Perchlorethylen im Umfeld von Chemischreinigungen), aber auch die gesundheitliche Bedeutung von verkehrsbedingten Schadstoffen und des Passivrauchens.

Im vergangenen Jahr hatten wir angesichts der Sorgen der Bewohner der US-Housing und des hohen öffentlichen Interesses eine eigene umweltmedizinische Sprechstunde für die Bewohner eingerichtet. Dort wurde eine umweltmedizinische Information und Beratung angeboten, eine ausführliche fragebogengestützte Anamnese (Krankengeschichte, Symptome und Beschwerden) aufgenommen sowie Blut- und Urinproben auf bestimmte Schadstoffe oder deren Stoffwechselprodukte untersucht.

In diesem hier vorliegenden Bericht werden die Ergebnisse der Blut- und Urinuntersuchungen zusammengefaßt dargestellt. An dieser Stelle danke ich den Besuchern der umweltmedizinischen Sprechstunde für ihr Interesse und ihre Teilnahme.

Die Angaben zu Beschwerden und Symptomen werden im weiteren ausgewertet und in einem nächsten Bericht veröffentlicht werden.

Frankfurt, im Oktober 1999

Dr. M. Peters
Leiterin des Stadtgesundheitsamtes

Zusammenfassung:

1997 wurden in Hausstaub- und Kleberproben aus Wohnungen der ehemaligen US-Housing auffällige Gehalte an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) bzw. Benzo-a-Pyren (BaP) festgestellt. 1998 wurden in allen Wohnungen entsprechend der Empfehlungen des Umweltbundesamtes und einschlägiger Erlasse flächendeckend Kleber und Hausstäube untersucht. Insgesamt ca. 40 % der Wohnungen wiesen BaP-Konzentrationen im Kleber unter 10 mg/kg auf, dieser Kleber wurde als nicht belastet eingestuft. In ca. 60 % der Wohnungen wurden BaP-Belastungen im Kleber von mehr als 10 mg/kg gefunden, was weitere Untersuchungen und ggf. Sanierungen zur Folge hatte.

Bereits beim Experten-Hearing am 5.2.1998 in Frankfurt am Main war festgestellt worden, daß von einem generellen Pestizidproblem in den ehemaligen US-Housing nicht gesprochen werden könne, wohl aber könnten punktuelle Probleme bestehen, denen nachgegangen werden sollte. Die Belastung der dem Gesundheitsamt vorliegenden in der Regel durch die Bewohner selbst durch Saugen gewonnenen Hausstäube mit Pestiziden war insgesamt nicht auffällig: Die DDT-Gehalte lagen zwar höher als nach größeren Untersuchungen aus der Bundesrepublik Deutschland zu erwarten war, sie entsprachen aber durchaus den Belastungen, die in alten Häusern in Deutschland gemessen werden, in Häusern, die bereits in der Zeit standen, als DDT auch in Deutschland noch zugelassen war und eingesetzt wurde. Die DDT-Gehalte in den Hausstäuben zeigten also die Belastung von alten Häusern in Deutschland an, nicht eine spezifische Situation der ehemaligen US-Häuser. Die Lindangehalte in den Hausstaubproben lagen innerhalb des in anderen Studien erhaltenen Bereichs, die PCP- und Permethrinbelastungen lagen unter den aus anderen Studien erwarteten Bereichen. Dies kann darauf zurückgeführt werden, daß in den ehemaligen US-Housing weder PCP-behandelte tragende Holzbauteile noch häufig Permethrin-behandelte Teppichböden liegen. Die mittleren und maximalen in Hausstäuben aus den ehemaligen US-Housing gemessenen Chlorpyrifos-Konzentrationen waren inner- bzw. unterhalb der aus anderen Studien erwarteten Werte, in den oberen Perzentilbereichen wurden jedoch deutlich höhere Werte als erwartet gefunden. Dies zeigte den Einsatz von Chlorpyrifos in einem Teil der Wohnungen, ein Befund, der den Angaben der US-Army entspricht, bei Bedarf Chlorpyrifos eingesetzt zu haben.

Ergebnisse der Blut- und Urinuntersuchungen bei Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main

Am 5.2.1998 hatte Gesundheitsdezernent Glaser den Bewohnern der ehemaligen US-Housing eine umweltmedizinische Beratung und Untersuchung im Gesundheitsamt angeboten. Dieses Angebot wurde von sehr vielen Bewohnern wahrgenommen. Hier werden die Ergebnisse der Blut- und Urinuntersuchungen dargestellt. Vergleiche beziehen sich dabei auf verschiedene, ausschließlich bei Erwachsenen publizierte Studien; für Kinder liegen in der Regel keine Vergleichswerte vor:

Stoffwechselprodukte von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen: Es wurden vier hydroxylierte Phenanthrene und 1-Hydroxypyren in Urinproben analysiert. Insgesamt konnten 1213 Urine im Altersbezug ausgewertet werden. Bewohner aus Wohnungen mit PAK-haltigem Kleber hatten keine höheren Werte als Bewohner aus Wohnungen ohne diesen Kleber. Zusammenhänge zwischen der BaP-Belastung des Klebers oder des Hausstaubs (unabhängig von der Probenahmemethode) und den Metabolitenkonzentrationen im Urin der Bewohner konnten nicht gefunden werden.

Stoffwechselprodukte von Organophosphaten: In 1146 Urinen wurden 6 verschiedene Organophosphat-Stoffwechselprodukte untersucht. In den Hausstaubproben wurde aus der Gruppe der Organophosphate praktisch ausschließlich Chlorpyrifos gefunden. Dieses wird zu Ethylphosphaten (DEP und DETP) verstoffwechselt. Es konnten keine auffallend hohen DEP- und DETP-Konzentrationen im Urin der Bewohner aus den ehemaligen US-Housing gefunden werden, insbesondere waren auch keine Zusammenhänge mit dem Chlorpyrifosgehalt in verschiedenen Stäuben der Wohnung (Bodenstaub-, Schrankstaub) erkennbar.

Stoffwechselprodukte von Pyrethroiden: Es wurden vier verschiedene Pyrethroidstoffwechselprodukte untersucht und bei 1169 Urinproben im Altersbezug ausgewertet. In den Hausstaubproben wurde aus der Gruppe der Pyrethroide praktisch ausschließlich Permethrin festgestellt. Die spezifischen Stoffwechselprodukte von Permethrin lagen teilweise über dem erwarteten Bereich, wobei jedoch betont werden muß, daß die Belastungssituation in der Bevölkerung offenbar derzeit noch nicht abschließend bewertet werden kann. Insgesamt konnten keine Hinweise auf Zusammenhänge zwischen der (eher niedrigen, s.o.) Permethrinkonzentration in den Staubproben (Boden- oder Schrankstaub) und den Konzentrationen an Pyrethroid-Stoffwechselprodukten im Urin der Bewohner gefunden werden.

Pentachlorphenol (PCP) im Blutplasma: Es wurden 623 Blutproben auf PCP untersucht. Die Werte lagen insgesamt etwa um 50 % unter den kürzlich anhand einer Studie aus dem Jahre 1996 veröffentlichten Referenzwerten für die erwachsene Bevölkerung in Deutschland. Sie zeigten den allgemein abnehmenden Trend der PCP-Belastung in der Bevölkerung nach Inkrafttreten des PCP-Verbots aus dem Jahre 1989 an. Einzelne hohe Werte waren z.B. durch PCP-belastete Lederkleidung oder durch Auslandsaufenthalte erklärt.

Lindan im Blutplasma: Die Lindan-Ergebnisse der 624 Blutproben lagen genau im aus der Literatur erwarteten Bereich. Direkte Zusammenhänge zu den Lindangehalten in den Hausstaubproben ließen sich nicht nachweisen.

DDE/T im Blutplasma: Bei Erwachsenen waren recht häufig DDE-Werte oberhalb des aus anderen Studien erwarteten Bereichs erhalten worden. Bei näherem Nachfragen betraf dies allesamt Bewohner, die in Ländern geboren und/oder aufgewachsen waren, in welchen DDT noch länger und intensiver eingesetzt worden war als in Deutschland. Diese DDE-Spiegel zeigten also eher frühere als aktuelle Belastungen an. Zwischen den DDT-Gehalten in den Stäuben der Wohnungen (Boden- und Schrankstaub) und DDE-Plasmaspiegeln der Bewohner(n=624) konnten keine Zusammenhänge festgestellt werden.

Polychlorierte Biphenyle im Blutplasma: Es wurden 624 Blutproben auf PCB untersucht. Im Vergleich mit den für Erwachsene publizierten Referenzwerten hatten die Bewohner der ehemaligen US-Housing etwa 30 % niedrigere PCB-Plasmaspiegel. Somit wurde der Trend der infolge des PCB-Verbots von 1989 abnehmenden PCB-Belastung in der Bevölkerung bestätigt. Zusammenhänge zwischen der inneren PCB-Belastung und den PCB-Konzentrationen in den Hausstäuben waren nicht erkennbar. Die PCB-Plasmaspiegel bei den untersuchten Kindern zeigten enge Korrelationen zur Stillanamnese, bzw. der Stilldauer, nicht jedoch zu dem PCB-Gehalt im Hausstaub der Wohnung.

Über das Problem PAK-haltiger Parkettkleber hinaus zeigen die hier vorgestellten Daten insgesamt keine allgemein auffällige PCB- oder Pestizidbelastung in den Wohnungen der ehemaligen US-Housing oder bei deren Bewohnern. Zusammenhänge zwischen den gemessenen Schadstoffbelastungen in den Stäuben oder in Blut- und Urinproben waren nicht festzustellen. Dies ist angesichts der sehr viel höheren Aufnahme dieser Substanzen über die Nahrung plausibel. Soweit Vergleichswerte für die Allgemeinbevölkerung in Deutschland vorliegen, waren die bei den Bewohnern der ehemaligen US-Housing gemessenen Werte im oder unter dem erwarteten Bereich – höhere Werte konnten durch andere Einflüsse (DDE: Herkunftsland; PCP: Lederkleidung oder Auslandsaufenthalt) erklärt werden.

Die Daten zeigen die allgemeine Belastung der Bevölkerung – Kinder und Erwachsene – mit den untersuchten Parametern auf, wobei die Abnahme der allgemeinen Belastungen mit Organochlorverbindungen eindrucksvoll gezeigt werden konnte – ein Erfolg staatlicher Regelungen und Verbote für diese Substanzen (DDT, PCB, PCP). Den Allgemeinbelastungen mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), Organophosphaten und Pyrethroiden – offenbar über die Nahrung – sollte weiter nachgegangen und nach Minderungsmöglichkeiten gesucht werden.

1. Einleitung

1.1 Vorgeschichte

Im Frühjahr 1997 wurde im Zusammenhang mit der Vorstellung einer Patientin in der umweltmedizinischen Sprechstunde des Gesundheitsamtes in einer Hausstaubprobe – neben verschiedenen Pestiziden (p, p'-DDT: 10,8 mg/kg; Chlorpyrifos: 3,2 mg/kg) - eine unerwartet hohe Belastung an den als krebserzeugend eingestuften polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), resp. Benzo(a)pyren (BaP) festgestellt (2618 mg PAK/kg und 179 mg Benzo(a)pyren/kg Hausstaub). Als Quelle dieser PAK-Belastungen konnte der Parkettkleber der in den Jahren 1955/56 errichteten Wohnung (ehemalige US-Housing) identifiziert werden. Dieser enthielt ca. 26.000 mg PAK /kg und 1200 mg BaP/kg. Die zur Abschätzung der inhalativen Exposition (Aufnahme mit der Luft) durchgeführte Untersuchung des Schwebstaubs (Raumluft) ergab keine auffälligen BaP-Gehalte. Weitere im November/Dezember 1997 durchgeführte Untersuchungen bestätigten die ersten Befunde.

In einer ersten orientierenden Expositionsabschätzung mußte demzufolge für die Bewohner nicht von einer erhöhten inhalativen BaP-Aufnahme ausgegangen werden; wohl aber war für die am Boden spielenden Kleinkinder, die beim Spielen Bodestaub oral aufnehmen können, mit einer nicht unerheblichen möglichen Zusatzbelastung zu rechnen. Vor diesem Hintergrund führte das Gesundheitsamt eine Humanbiomonitoring-Untersuchung bei Kindern unter 6 Jahren aus den ehemaligen US-Housing im Vergleich mit nicht in diesen Wohnungen wohnenden „Kontrollkindern“ durch (1, 2) und empfahl den Bewohnern, den Staub durch häufiges Wischen zu entfernen. Darüber hinaus beauftragte es Prof. Neumann, Würzburg, mit einem toxikologischen Gutachten zur Risikocharakterisierung (dokumentiert in 3).

Weitere Recherchen zeigten, daß hier ein allgemeines, bundesweites Problem „aufgedeckt“ worden war: Vergleichbare Parkett-Kleber auf Teerölbasis waren allgemein in der Bundesrepublik Deutschland bis in die 70er Jahre verwendet worden – nicht nur in Frankfurt und nicht nur in den US-Housing Areas. Das Gesundheitsamt informierte daraufhin übergeordnete Ministerien auf Landes- und Bundesebene und organisierte ein erstes Experten-Hearing im Februar 1998 in Frankfurt am Main (3).

Bei diesem Hearing konnte zwischen den anwesenden Experten aus Universitäts- und Bundesinstituten, Landes- und Bundesministerien sowie Untersuchungslabors Einigung dahingehend erzielt werden, daß Pestizide kein generelles, sondern ein punktuelles Problem in den ehemaligen US-Housing darstellen, und daß zur Ermittlung einer möglichen PAK-Belastung zunächst der Parkettkleber untersucht werden soll. Über die weiteren Schritte - Untersuchung des Hausstaubs, Humanbiomonitoring oder beides – konnte keine Einigung erreicht werden. Das PAK-Problem wurde von Bundesministerien aufgegriffen, auf deren Bitten das Umweltbundesamt im März und April 1998 zwei Expertengespräche durchführte. Die Ergebnisse wurden in Pressemitteilungen veröffentlicht (4, 5), sie dienten als Grundlage für die in den darauffolgenden Monaten publizierten einschlägigen Erlasse verschiedener Bundesländer sowie für die Beratungen der AG Schadstoffe der Bauministerien der Länder (ARGEBAU).

Am gleichen Abend des Hearings, am 5.2.1998 informierte der Gesundheitsdezernent der Stadt Frankfurt am Main, Stadtkämmerer Glaser, die Bewohner in einer großen Informationsveranstaltung. Unter anderem bot er den besorgten Bürgern die Möglichkeit einer umweltmedizinischen Beratung und -untersuchung im Stadtgesundheitsamt an. Dieses Angebot wurde von zahlreichen Bewohnern ehemaliger US-Wohnungen und -Häuser wahrgenommen. Es beinhaltete, gestützt auf eine umfassende, fragebogengestützte Anamnese, eine umweltmedizinische Beratung sowie umfangreiche Humanbiomonitoringuntersuchungen (Blut-, Urin-Analysen).

Nachfolgend wird über die Ergebnisse der Blut- und Urinuntersuchungen berichtet. Die anamnestischen Angaben zu Beschwerden und Symptomen werden in den kommenden Monaten einer statistisch-epidemiologischen Auswertung unterzogen. Danach werden auch diese Ergebnisse veröffentlicht werden.

1.2 Schadstoffe in Kleber und Stäuben

1.2.1 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in Parkettkleber, Hausstäuben und Raumluft

Entsprechend den Empfehlungen des Umweltbundesamtes (4, 5) soll bei Verdacht auf PAK-haltigen Parkettkleber zunächst der Kleber gesichtet werden, falls dieser schwarz oder dunkel ist, soll eine Kleberanalyse auf PAK (BaP) veranlaßt werden. Zum weiteren Vorgehen soll – wie national und international üblich – das als krebserzeugend eingestufte Benzo(a)pyren als Leitkomponente für die mehreren Hundert möglichen PAK dienen. Ist der BaP-Gehalt im Kleber unter 10 mg/kg, liegt ein bituminöses Material vor und weitere Maßnahmen erübrigen sich. Bei Belastungen über 10 mg BaP/kg Kleber sollen Hausstaubuntersuchungen veranlaßt werden, wobei bei der Probengewinnung darauf zu achten ist, daß nur der auf der Bodenoberfläche liegende, für die am Boden spielenden Kinder als expositionsrelevant eingestufte Staub gewonnen und ein Heraussaugen von Altstaub oder Parkettpartikeln aus den Fugen vermieden wird. Bei über 10 mg BaP/kg Hausstaub sollen kurzfristig Sanierungsmaßnahmen ergriffen werden. Bei geringeren Belastungen im Hausstaub, aber gleichzeitig sehr hohen BaP-Konzentrationen im Parkettkleber (über 3000 mg/kg) Kleber sollen Raumluftuntersuchungen folgen. Liegt die BaP-Konzentration in der Raumluft doppelt so hoch wie in der Außenluft, mindestens aber 3 ng/m³ über der Außenluft, sind ebenfalls kurzfristige Maßnahmen angezeigt.

Auf der Grundlage der Empfehlungen des Umweltbundesamtes haben verschiedene Bundesländer in den darauffolgenden Monaten einschlägige Erlasse veröffentlicht, die sich in der Ausgestaltung, den empfohlenen Methoden und Vorgehensweisen voneinander etwas unterscheiden. In praktisch allen Erlassen wurde jedoch die Vorläufigkeit der Empfehlungen betont und auf die erwartete bundeseinheitliche Richtlinie der Arbeitsgemeinschaft der Bauministerien der Länder (ARGEBAU) hingewiesen. Die Beratungen der ARGEBAU sind derzeit noch nicht abgeschlossen.

In Frankfurt am Main wurden in allen ca. 2800 Wohnungen der ehemaligen US-Housing Area die BaP-Gehalte im Kleber und Hausstaub (modifiziertes Kehr-Wischverfahren) untersucht; in ca. 70 Wohnungen mit einem BaP-Gehalt im Kleber > 3000 mg/kg und weniger als 10 mg BaP/kg Hausstaub wurden zusätzlich Raumluftuntersuchungen durchgeführt.

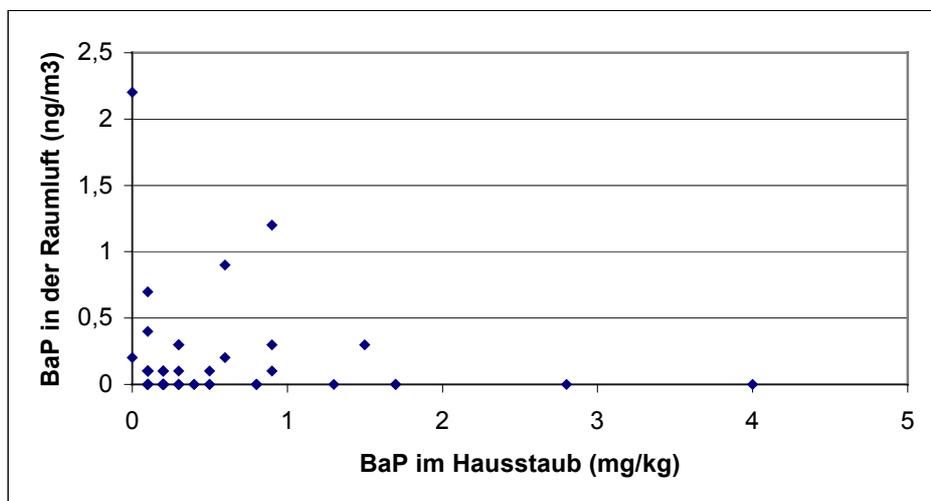
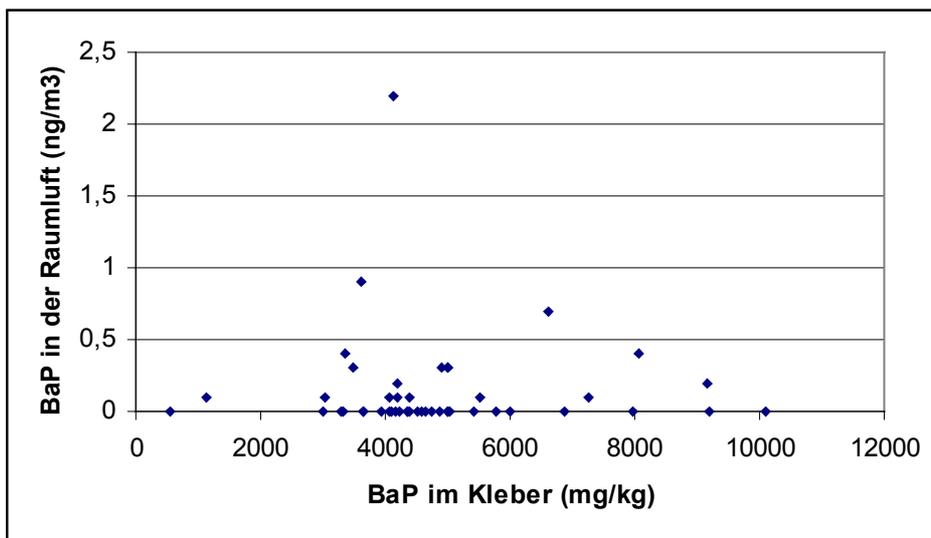
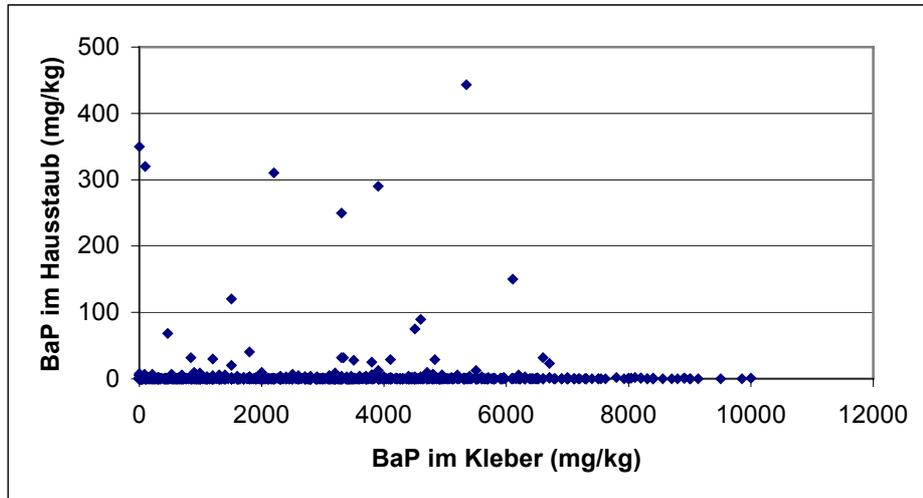
Insgesamt wiesen etwa 40 % der Wohnungen einen BaP-Gehalt im Kleber von weniger als 10 mg/kg auf, und je etwa 30 % hatten Belastungen zwischen 10 und 3000 mg BaP/kg bzw. über 3000 mg BaP/kg Kleber. In weniger als 2 % der Hausstaubproben lag der BaP-Gehalt über 10 mg/kg; in keiner der Raumluftproben wurden mehr als 3 ng BaP/m³ über der Außenluftbelastung festgestellt. Es zeigten sich keine Zusammenhänge zwischen BaP im Kleber und Hausstaub, Kleber und Raumluft und Hausstaub und Raumluft (Abb. 1).

Diese Ergebnisse stimmen überein mit den Daten, die das Umweltbundesamt im Jahre 1998 bundesweit zusammengetragen und ausgewertet hat (6): In mehr als 5000 Datensätzen zeigten sich ebenfalls keine Zusammenhänge zwischen den BaP-Konzentrationen im Kleber, im Hausstaub oder in der Raumluft.

Darüber hinaus wurde in Baden-Württemberg von der Forschungs- und Materialprüfungsanstalt im Auftrag des Landesgesundheitsamtes eine differenzierte Untersuchung zur Problematik PAK-haltiger Parkettkleber durchgeführt (7): auch dort war eine erhöhte BaP-Belastung des Innenraums durch kontaminierten Bodestaub eher die Ausnahme und es wurden für das schwerflüchtige BaP ebenfalls keine Korrelationen zwischen den verschiedenen untersuchten Medien gefunden. Für andere, leichter flüchtige PAK wie z.B. Phenanthren deuteten sich jedoch durchaus Zusammenhänge zwischen der Kleber-, Hausstaub- und Raumluftkonzentration an. Die Untersuchung machte insgesamt sehr deutlich, daß die Beschreibung des Zustands des Parkettbodens eine wichtige Voraussetzung für eine Einschätzung der Belastung darstellt und daß auch der Zustand des Unterbodens eine entscheidende Rolle spielt.

Abb. 1

BaP-Gehalt im Hausstaub (mod. Kehrverfahren) im Vergleich zum BaP-Gehalt im Parkettkleber
BaP-Gehalt in der Raumluft im Vergleich zum BaP-Gehalt im Parkettkleber und im Hausstaub



1.2.2 Polychlorierte Biphenyle

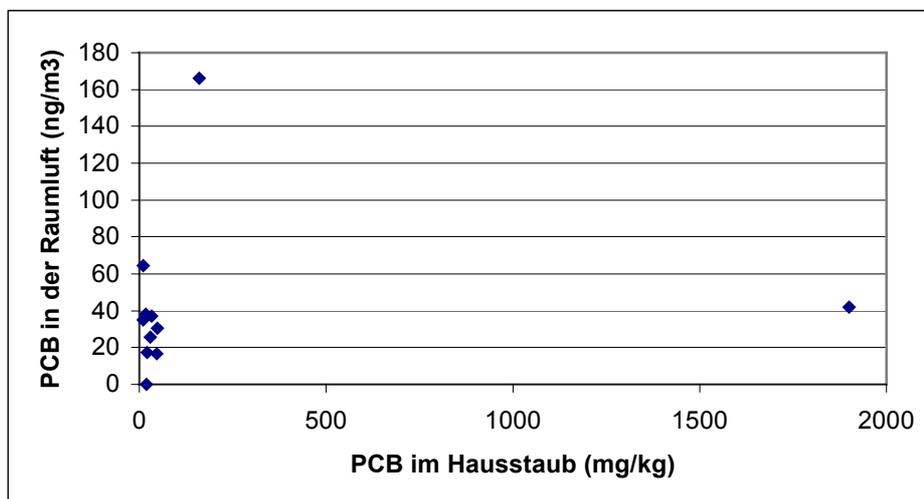
Nachdem in einigen Hausstäuben auch Polychlorierte Biphenyle gefunden worden waren, veranlaßte das Gesundheitsamt im März 1998 die Untersuchung der Raumluft in 12 Wohnungen mit den dem Amt bekannt höchsten PCB-Gehalten im gesaugten Staub, mit Werten zwischen 10 und 160 mg PCB/kg. Die Raumluft-Untersuchungen wurden entsprechend der bundesweit geltenden PCB-Richtlinie durchgeführt und bewertet (8), wobei zur Simulation eines am Boden spielenden Kleinkindes die Proben teilweise mit einer abgesenkten Ansaughöhe von 40 cm über dem Parkett genommen wurden. In keinem Fall konnte eine PCB-Raumluftbelastung über dem Sanierungseingreif- oder über dem Sanierungszielwert von 3000 resp. 300 ng PCB/m³ (8) festgestellt werden: der maximale gefundene Wert lag bei 160 ng/m³, im Mittel lag die PCB-Belastung bei ca. 30 ng/m³. Ein Handlungsbedarf konnte somit nicht abgeleitet werden.

Als Ursache der PCB-Funde wurde ein PCB-haltiger Parkettfugenkitt festgestellt, der in früheren Jahren offenbar zum Ausbessern von Ritzen und Fugen im Parkettboden verwendet worden war; in diesem Fugenkitt mit einem PCB-Gehalt von ca. 350 mg/kg war offenbar seinerzeit PCB als Weichmacher zugesetzt worden.

Auch bei den durch die Hausbesitzer veranlaßten umfangreichen Hausstaub-Untersuchungen (Kehrprobe) wurden die PCB mit untersucht. Etwa 2 % von ca. 1700 dem Amt vorliegenden Untersuchungsergebnissen wiesen über 10 mg PCB/kg auf, mit einem Maximalwert von 1900 mg/kg (P 95: 4,3 mg/kg). Die Raumluftkontrolle in dieser Wohnung war ebenfalls unauffällig.

Die Ergebnisse der Hausstaub- und Raumluftuntersuchungen aus den insgesamt 13 Wohnungen zeigt Abb. 2:

Abb. 2
PCB-Gehalt in der Raumluft – in Relation zu PCB-Gehalt im Hausstaub



1.2.3 Pestizide

Auf dem Hearing am 5.2.1998 hatten die Experten festgestellt, daß es sich bei den Ergebnissen zur Pestizidbelastung in den vorliegenden Hausstaubproben aus den ehemaligen US-Housing offenbar nicht um ein generelles, sondern ein punktuelles Problem handelt, dem aber nachgegangen werden sollte. Es wurde verschiedentlich die Vermutung geäußert, daß die vormaligen Bewohner sehr „groß-zügig“ mit Schädlingsbekämpfungsmitteln umgegangen sein könnten. Diese Vermutung stützte sich u.a. auf die Angaben der Anwohner, die früher häufiger dort Autos mit der Aufschrift „pest control“ beobachtet hatten.

Im Sommer 1998 konnte das Gesundheitsamt 295 mittels Saugen gewonnene Hausstaubproben auswerten, die in aller Regel von den Bewohnern der ehemaligen US-Housing nach Anleitung des untersuchenden ARGUK-Instituts selbst genommen worden waren (möglichst 7-Tage alter Staub). Diese Ergebnisse können – ohne Anspruch auf Vollständigkeit – mit verschiedenen veröffentlichten Studien verglichen werden (Tab. 1) (9-12). Unter methodischen Gesichtspunkten ist ein direkter Vergleich zwischen den verschiedenen Untersuchungen problematisch, da Untersuchungsanlässe, Probenahme-, Aufbereitungs- und Analyseverfahren nicht identisch sind. Während es sich beim Umweltsurvey des Umweltbundesamtes um eine repräsentative Studie in Deutschland handelt – wobei in der hier vorliegenden Darstellung ausschließlich die Daten aus Westdeutschland wiedergegeben werden – wurden in der ANBUS-Studie sämtliche von in aller Regel privaten Auftraggebern mit spezifischen Fragestellungen (zB PCP-Belastung?) eingesendeten Proben auch auf Pestizide und weitere Stoffe analysiert. Im Gegensatz zu einer repräsentativ gezogenen Stichprobe besteht bei einer solchen sog. anlaßbezogenen Studie bereits bei der Probenauswahl die Möglichkeit einer erheblichen Verzerrung.

Dies vorausgeschickt ergab sich aus dem Vergleich der aus den ehemaligen US-Housing in Frankfurt vorliegenden Hausstaubuntersuchungsergebnisse mit anderen publizierten Studien folgendes: Bei DDT zeigte sich im Hausstaub der ehemaligen US-Housing sowohl im Median, als auch in den 90er oder 95er Perzentilen und im Maximalwert eine 2-3fach höhere Belastung als in den anderen größeren Studien. Bezüglich Lindan wurden im Vergleich mit den publizierten Studien keinerlei Auffälligkeiten festgestellt – gleiche Medianwerte, oberen Perzentilen und Maximalwerte. Die PCP- und die Permethrinbelastung in den Hausstaubproben waren vergleichsweise niedrig. Die Chlorpyrifoswerte waren weder im Mittel (Median) noch bei Betrachtung der Maximalwerte auffällig; im Bereich der oberen Perzentilen war jedoch eine deutlich höhere Belastung als in den zum Vergleich herangezogenen anderen Studien erkennbar.

Die zunächst auffällig erscheinenden DDT - Befunde sind angesichts des Alters der ehemaligen US-Häuser plausibel zu erklären: die untersuchten ehemaligen US-Wohnungen waren ausnahmslos vor über 40 Jahren errichtet worden, zu einer Zeit, als DDT sowohl in den USA als auch in der Bundesrepublik Deutschland noch zugelassen war und verbreitet eingesetzt wurde. Auch in der Studie aus Schleswig-Holstein (keine US-Housing) war in Häusern aus diesen Jahren im Mittel ebenfalls eine 2-3fach höhere DDT-Belastung im Hausstaub gefunden worden als in der Gesamtheit der untersuchten Häuser. Es handelt sich also offenbar um ein allgemeines Problem älterer Häuser, nicht aber um ein spezielles Problem ehemaliger US-Wohnungen. Die eher niedrigen PCP- und Permethrinbefunde lassen sich mit dem Fehlen von (früher oft PCP-behandelten) tragenden Holzbauteilen sowie mit dem Bodenbelag (Parkett statt möglicherweise pyrethroidbehandelter Teppichböden) erklären. Die gefundenen Chlorpyrifoswerte sprechen für eine frühere Anwendung in einem Teil der Wohnungen. Dies stimmt mit den Angaben der früheren Nutzer überein: eine Nachfrage bei der US-Armee hatte ergeben, daß diese bei Bedarf - neben Pyrethrum - insbesondere Chlorpyrifos als Insektizid eingesetzt hatten.

Tab. 1

**Pestizide im durch Saugen gewonnenen Hausstaub der früheren US-Housing in Frankfurt/M
Vergleich mit größeren Untersuchungen in Deutschland**

Parameter	Untersuchung	Anzahl n	Median mg/kg	P 90 mg/kg	P 95 mg/kg	Maximalw. mg/kg
DDT	Housing Ffm	295	0.42	4.0	12.6	51.3 (101)
	Bayern (9)	272	< 0.3	1.6	5.1	44.0
	Niedersachsen/NRW (10)	336	0.31		4.2	40.0
	Schleswig-Holstein (12)	220	0.3		4.4	14.0
PCP	Housing Ffm	295	0.13	0.84	1.2	24.8
	BRD (ABL) Umweltsurvey (11)	683	0.41	1.77	2.79	30.87
	Bayern (Anbus)	272	0.3	3.9	13.3	43.0
	Niedersachsen/NRW	336	< 0.1		8.0	40.0
	Schleswig-Holstein	220	1.4		9.1	53.0
Lindan	Housing Ffm	295	< NWG	0.5	1.0	4.4
	BRD (ABL)Umweltsurvey	683	0.14	0.64	1.07	11.45
	Bayern (Anbus)	272	< 0.2	0.7	1.0	5.0
	Niedersachsen/NRW	336	< 0.1		0.83	4.8
	Schleswig-Holstein	220	< 0.1		1.1	2.2
Permethrin	Housing Ffm	295	< NWG	< NWG	4.8	18.8
	BRD (ABL)Umweltsurvey	969	0.16	4.64	13.36	266.65
	Bayern (Anbus)	272	< 0.5	8.7	25.0	100.0
	Niedersachsen/NRW	336	< 0.1		37.0	150.0
	Schleswig-Holstein	220	1.1		73.0	990.0
Chlorpyrifos	Housing Ffm	295	0.19	4.4	7.9	38.0 (48)
	Bayern (Anbus)	272	< 0.3	< 0.3	0.6	3.9
	Niedersachsen/NRW	336	< 0.1		0.63	870.0
	Schleswig-Holstein	220	< 0.1		0.5	1300.0

Angesichts der großen Besorgnis der Bewohner wurde mit den Hausbesitzern vereinbart, daß diese im durch Kehren gewonnenen Hausstaub nicht nur BaP sondern auch PCB und verschiedene Pestizide untersuchen lassen: PCP, Lindan, DDT, Dieldrin, Chlorpyrifos, Permethrin, Cyfluthrin, Cypermethrin. Auf Anraten der Untersuchungsinstitute wurden gleichzeitig mit der Kehprobe auf dem Parkett auch Stäube aus den Schränken (gesaugt) als Rückstellprobe genommen; diese sollten dann bei auffälligen Pestizidkonzentrationen im Bodenstaub im Rahmen der Quellensuche analysiert werden. In einigen Wohnungen wurden darüber hinaus die Schrankstaubproben vorab mit den Bodenstaubproben analysiert und im November 1998 dem Gesundheitsamt zur Bewertung vorgelegt. Die Auswertung ergab, daß – entgegen der ursprünglichen Annahme der Institute – offenbar keine systematischen Zusammenhänge zwischen den Pestizidgehalten in Boden- und Schrankstaubproben existierten; d.h. der Bodenstaub gibt keinen zuverlässigen Hinweis auf eine Schadstoffbelastung der Schrankstäube. Deshalb wurde vereinbart, daß alle Rückstellproben aus den Schränken untersucht werden.

Vorsorgebedingte Handlungs- und Prüfwerte für Pestizide im Hausstaub

Im Gegensatz zur PAK (BaP)-Problematik gibt es keine bundes- oder landesweiten Empfehlungen zur Bewertung von Pestizidbefunden im Hausstaub. Deshalb hat das Gesundheitsamt Empfehlungen zum Umgang mit diesen Stoffen im Hausstaub der ehemaligen US-Housing in Frankfurt erarbeitet. Ausgangspunkt waren die sog. ADI-Werte (acceptable daily intake, erlaubte tägliche Zufuhr), die die Weltgesundheitsorganisation anhand toxikologischer Daten (aus Tierversuchen, Arbeits-, Umweltmedizin) erarbeitet. Diese Werte werden in der Bundesrepublik Deutschland regelmäßig überprüft und vom Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin für Deutschland als amtliche Werte aktualisiert und jährlich veröffentlicht. Der ADI-Wert entspricht der Menge einer Substanz, die bei täglicher Aufnahme während des ganzen Lebens nach derzeit verfügbarem Wissen kein für den Menschen erkennbares Risiko darstellt.

Es wurden unter der sehr vorsichtigen, (konservativen) Annahme,

- daß ein 1-jähriges Kleinkind (10 kg Körpergewicht) am Boden spielt und
- daß dieses Kind täglich etwa 100 mg Hausstaub aufnimmt und
- daß der darin enthaltene Schadstoff vollständig in den Organismus gelangt und
- daß max. 10 % des ADI-Werts über die Aufnahme von Bodenstaub aufgenommen werden sollen

Handlungswerte errechnet. Dabei ist zu betonen, daß diese Rechnung die mögliche Schadstoffaufnahme in mehrfacher Hinsicht überschätzt ("auf der sicheren Seite"): so muß davon ausgegangen werden, daß

- während der Kindheit, d.h. bis zu 8 Jahren (und nicht während des ganzen Lebens)
- im Mittel etwa 20 mg Hausstaub pro Tag (und nicht 100 mg Hausstaub pro Tag) aufgenommen werden und
- die Schadstoffresorption eher bei 10—50% liegt (nicht 100%).
- in Anbetracht der Gewichtszunahme im Kindesalter (4J: ca. 20 kg; 8 J: ca. 25-30 kg) bei gleicher Schadstoffaufnahme die ADI-Wertausschöpfung auf die Hälfte bis ein Drittel der Berechnung für ein 1-jähriges Kind (10 kg Körpergewicht) abnimmt.

Diese vorsorgebedingten Handlungswerte sollen sowohl für Boden- als auch für Schrankstaub gelten. Diese Bewertung ist ebenfalls sehr "auf der sicheren Seite", da eine tägliche Aufnahme von 100 mg Schrankstaub ebensowenig realistisch erscheint wie eine 100%ige Resorption über die Haut. Bei Überschreitung des Handlungswerts sollten abgestufte Minderungsmaßnahmen eingeleitet werden (Entfernung oder Versiegelung der Quellen). Angesichts des möglicherweise gleichzeitigen Vorkommens verschiedener Stoffe wurde unter Anwendung eines zusätzlichen Sicherheitsfaktors (eigentlich: Divisors) von 10 ein **Prüfwert** abgeleitet, bei dessen Überschreitung zunächst weitere Untersuchungen und ggf. Reinigungsmaßnahmen oder Versiegelungen folgen sollten.

	ADI-Wert*	Handlungs- Wert**	Prüfwert**
Chlorpyrifos	10	100	10
Cypermethrin	50	500	50
Cyfluthrin	20	200	20
DDT	20	200	20
Dieldrin	0,1	1	-***
Lindan	5	50	5
Permethrin	50	500	50

*µg/kg Körpergewicht und Tag

** mg /kg Hausstaub

*** Für Dieldrin wurde kein Prüfwert berechnet, da dieser unter der Bestimmungsgrenze läge

Diese Empfehlungen gehen weit hinaus über die Empfehlung der ad-hoc Arbeitsgruppe der Innenraumlufthygiene-Kommission des Umweltbundesamtes und des Ausschusses für Umwelthygiene der Arbeitsgemeinschaft der obersten Landesgesundheitsbehörden (AOLG) bezüglich DDT, die besondere Sanierungsmaßnahmen hier nicht für angezeigt hält: „zumal davon auszugehen ist, daß die theoretisch berechneten Aufnahmemengen wahrscheinlich eher eine Überschätzung als eine Unterschätzung bedeuten“ (13).

1.3 Informationen an die Bewohner der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main

Die Bewohner der ehemaligen US-Housing wurden wiederholt durch Aushänge in den Hauseingängen oder Hauseinwurfsendungen über die Problematik informiert (Anhang):

November 1997:

Erstes Informationsblatt des Gesundheitsamtes – in Zusammenarbeit mit der Initiative IDEAL: Welche Ergebnisse liegen vor? Was sind PAK? Was können Sie tun? Was wird weiter untersucht?

17.12.1997:

Zweites Informationsblatt des Gesundheitsamtes – weitere Untersuchungsergebnisse. Wie geht es weiter?

27.01.1998:

Drittes Informationsblatt des Gesundheitsamtes: Ergebnisse der Urinuntersuchung von Kindern, Einladung zur Abendinformationsveranstaltung

05.02.1998:

Abendinformationsveranstaltung im Nordwest-Zentrum; Bericht über das Expertenhearing vom gleichen Tage, Zusagen von Stadtkämmerer Glaser bzgl. Bezahlung der bisherigen Hausstaubanalysen, für flächendeckende Kleberuntersuchungen sowie Angebot für umweltmedizinische Beratung und Untersuchung

20.02.1998:

Viertes Informationsblatt der Stadt: Holding beschließt Untersuchungsprogramm – Runder Tisch

02.04.1998:

Fünftes Informationsblatt der Stadt: Bericht über Ergebnisse des Expertengesprächs im Umweltbundesamt (25.3.1998); Hinweis auf umweltmedizinische Sprechstunde

24.4.1998:

Sechstes Informationsblatt der Stadt: Hessisches Gesundheitsministerium hat Stellung genommen; Gesundheitsamt, Holding und BVA folgen den Empfehlungen

12.06.1998:

Siebtes Informationsblatt des Gesundheitsamtes: Weitere Sprechstunden in den Stadtteilen

28.08.1998

Achtes Informationsblatt des Gesundheitsamtes: Problematik der Probenahme von Hausstaub; Bewertung für Pestizide im Hausstaub

28.10.1998:

Bürger- und Bürgerinnenversammlung im Römer zum Thema „PAK-Belastungen in ehemaligen US-Wohnungen“

Februar 1999:

Neuntes Informationsblatt des Stadtgesundheitsamtes in Zusammenarbeit mit dem Amt für multikulturelle Angelegenheiten: Aushang in allen Hauseingängen: Hinweis in 14 Sprachen auf muttersprachliche Informationen

Mai 1999:

Zehntes Informationsblatt des Gesundheitsamtes: Gesundheitsgefahr durch pestizidbelastete Schrankstäube?

2 Ergebnisse der Humanbiomonitoringuntersuchung

2.1 Umweltmedizinische Sprechstunde für Bewohner der ehemaligen US-Housing Allgemeines

In der Informationsveranstaltung am 5.2.1998 hatte Stadtkämmerer Glaser allen Interessierten das Angebot einer kostenlosen umweltmedizinischen Beratung und Untersuchung gemacht.

Angesichts des großen Interesses insbesondere für die Untersuchung von Kindern, wurde beschlossen, diese zunächst durch ihre eigenen Kinderärzte untersuchen zu lassen. Dies ersparte darüber hinaus vielen Familien den Weg in die Innenstadt zum Gesundheitsamt. Die Kinderärzte wurden informiert und waren sofort bereit, diese Zusatzaufgabe mit zu übernehmen. Ab April 1998 wurden die Kinder zusammen mit ihren Eltern im Rahmen der Sprechstunde im Amt mit untersucht.

Es wurde beschlossen, über die umweltmedizinische Beratung hinaus, den Bewohnern auch das kostenlose Angebot einer umfassenden Untersuchung auf die diskutierten Schadstoffe zu machen. Alle Parameter, für welche etablierte, validierte und auch durch Ringversuche kontrollierbare Methoden auch im umweltmedizinischen Bereich zur Verfügung standen, wurden in das Untersuchungsangebot mit aufgenommen.

- **Blut:** Analytik auf Pentachlorphenol, Lindan, DDT/E, Polychlorierte Biphenyle (14)
- **Urin:** Analytik auf Stoffwechselprodukte der Polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe, der Organophosphat-Insektizide sowie der Pyrethroidmetabolite (14).

Die Untersuchungen wurden im Labor des Instituts für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin der Universität Erlangen-Nürnberg unter Leitung von Prof. Dr. Angerer durchgeführt. Dieses Labor ist wegen seines hohen qualitativen und wissenschaftlichen Standards allgemein anerkannt, es hat darüber hinaus für verschiedene der hier diskutierten Stoffe mit identischen Analysemethoden bereits Untersuchungen im umweltmedizinischen Bereich veröffentlicht, die auch als Vergleichs- oder Referenz-Untersuchungen herangezogen werden können.

Für die Anamnesen wurde in der umweltmedizinischen Abteilung des Gesundheitsamtes ein speziell auf die Situation in den US-Housing gerichteter „Wohnungs-Fragebogen“ entwickelt. Darüberhinaus wurden bereits vorhandene und in verschiedenen Bereichen eingesetzte Fragebogen - teilweise modifiziert – übernommen, so z.B. der „Kinderfragebogen“ des NORDIG-Instituts, der in Frankfurt bereits bei der Untersuchung der Kinder aus Schwanheim nach dem Störfall der Hoechst AG von 1993 eingesetzt worden war und der „Umweltmedizinische Erwachsenenfragebogen“ sowie der arbeitsmedizinische Fragebogen der Umweltmedizinischen Beratungsstelle der Universität Düsseldorf.

Das Konzept der umweltmedizinischen Sprechstunde im Gesundheitsamt für Bewohner der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main:

- Information und Beratung durch einen ausgewiesenen Umweltmediziner
- Ausführliche fragebogengestützte Anamnese (Erhebung von Beschwerden und Symptomen)
- Blutentnahme bei Erwachsenen – Analyse auf PCP, Lindan, DDE/T, PCBs
- Urinabgabe von Kindern und Erwachsenen – Analyse auf Stoffwechselprodukte der PAK, Organophosphate und Pyrethroide

Aus ethischen Gründen sollte bei Kindern auf die Blutentnahme verzichtet werden und Kinder nur auf die im Zentrum des Interesses stehenden PAK-Stoffwechselprodukte sowie Organophosphat- und Pyrethroidmetabolite im Urin untersucht werden. Auf Drängen der Eltern wurde später auch bei Kindern Blut abgenommen und auf Organochlorverbindungen untersucht.

Die Sprechstunde wurde bis Ende Dezember 1998 durchgeführt. Insgesamt hatten sich etwa 1300 Menschen vorgestellt. Nachfolgend werden die Ergebnisse der Blut- und Urinuntersuchungen vorgestellt; die Auswertung der Fragebögen wird in einem weiteren Bericht vorgelegt werden.

Nicht alle Sprechstunden-Teilnehmer haben ihren Urin oder ihr Blut untersuchen lassen; bei manchen Urinen konnten nicht alle Parameter untersucht werden, weil entweder zu wenig Probenmaterial vorhanden oder der Kreatininwert im Urin zu gering war, um verlässliche PAK- oder Organophosphat-metabolite kreatininbezogen errechnen zu können. Das Angebot, die fehlenden Parameter nachuntersuchen zu lassen, haben nicht alle angenommen. In der Auswertung wird deswegen bei allen Berechnungen stets die Anzahl der in diese Ergebnisse eingegangenen Untersuchten mit angegeben.

Von den Eigentümern der Wohnungen (ABG Frankfurt Holding GmbH und Bundesvermögensamt) wurden die Ergebnisse der Kleber-, Hausstaub- und Schrankstaubuntersuchungen überlassen. Familien aus den jetzt im Privatbesitz befindlichen ehemaligen Offiziershäusern, die die Sprechstunde besuchten, haben oft auch ihre Hausstaub-Untersuchungsergebnisse (Saugmethode) mitgeteilt.

Nicht jeder Untersuchte hat alle Fragebogen oder alle Fragen beantwortet. Entsprechende weitergehende Auswertungen, z.B. zur Wohndauer oder zu den Rauchgewohnheiten, beziehen sich auf die Personen, die Angaben hierzu gemacht haben. Da ursprünglich Kindern kein Blut abgenommen werden sollte, wurde auch nicht nach dem wichtigen Einflußparameter „Stillen“ gefragt. Dies wurde bei Bedarf telefonisch nachgeholt.

Die individuellen Humanbiomonitoring-Ergebnisse werden mit den Daten zu Kleber-, Hausstaub- oder Schrankstaubbelastungen verglichen. Da nicht für alle Wohnungen z.B. Ergebnisse der Kleberuntersuchungen vorliegen – sei es weil die Untersuchung nach unserer Kenntnis nicht durchgeführt wurde, wie z.B. in vielen jetzt in Privatbesitz befindlichen ehemaligen Offiziershäusern oder weil sie von Mietern verweigert wurde – können entsprechend weniger Urinergebnisse auf PAK-Metabolite in diese spezielle Auswertung einbezogen werden. Die rechnerischen Auswertungen im Hinblick auf den Schadstoffgehalt im Hausstaub werden auf den mittels Kehr- und Saugverfahren gewonnenen Hausstaub bezogen; in den Graphiken werden sowohl die Ergebnisse der Kehr- als auch der Saugstaub-Proben dargestellt. Ergebnisse von Schrankstaubproben beziehen sich ausschließlich auf die Mietwohnungen.

Nachfolgend werden die Daten nach Stoffgruppen getrennt aufgeführt. Jedes Unterkapitel enthält:

- kurze Einführung zum jeweiligen Stoff / zur jeweiligen Stoffgruppe einschließlich Humanbiomonitoring aus anderen Studien oder Referenzwerte
- eine Beschreibung der Untersuchungsergebnisse der Bewohner der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main
- statistische Angaben für einzelne Altersgruppen (Anzahl, Mittelwert (Werte unter der Nachweisgrenze wurden mit 0 gerechnet) und Standardabweichung, 25., 50., 75. und 95. Perzentile*, Minimal- und Maximalwert) sowie – falls vorhanden – Vergleichs- oder Referenzwerte
- graphische und rechnerische Darstellung der Parameter im Hinblick auf das Alter der Untersuchten (u.a. Box-Plots mit P 10, P 25, P 50, P 75, P 90)
- graphische und rechnerische Darstellung der Parameter bezogen auf den entsprechenden Schadstoffgehalt im Parkettkleber (nur für BaP), Bodenstaub gekehrt, Bodenstaub gesaugt und Schrankstaub (für PCP, Lindan, DDT, Chlorpyrifos und Permethrin)

* 75. Perzentile bedeutet, 75 % der Untersuchten hatten niedrigere und 25 % hatten höhere Werte. Allgemein wird in der Medizin die 95. Perzentile als oberer Vergleichs- oder oberer Referenzwert genommen.

2.2.1 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe - PAK

Unter polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) wird eine Gruppe von mehr als 200 Verbindungen verstanden, die bei der unvollständigen Verbrennung von organischen Materialien entstehen, z. B. bei der Verbrennung von Mineralöl, Motorkraftstoffen, Kohle, Holz, beim Zigarettenrauchen etc.. PAK sind als Verunreinigungen in der Umwelt (Luft und Boden) weit verbreitet. Durch die Luftreinhaltemaßnahmen der letzten Jahrzehnte konnte die Luftbelastung mit PAK (und der toxikologisch wichtigsten Einzelverbindung Benzo-a-Pyren) deutlich reduziert werden, sie liegt heute etwa bei 10 % der Belastung von vor 20-30 Jahren.

Die Hauptzufuhrquelle für den Menschen ist die Nahrung, insbesondere über offenem Feuer gegrillte Nahrungsmittel. Über 90 % der PAK-Aufnahme geschieht allgemein über die Nahrung. Die PAK-Zufuhr mit der Nahrung wird am 3 Mikrogramm pro Person und Tag geschätzt; Raucher nehmen nochmals die gleiche Menge über das Rauchen zu sich.

Die PAK sind nicht akut toxisch, sie sind aber eindeutig krebserregend. Die krebserzeugende Wirkung von Ruß (bedingt im wesentlichen durch PAK-Anteile im Ruß) sind seit etwa 200 Jahren bekannt, schon im 18. Jahrhundert wurde der Berufskrebs der Schornsteinfeger beschrieben. Aus zahlreichen Tierversuchen und aus arbeitsmedizinischen Studien ist die krebserzeugende Wirkung der PAK für den Menschen zweifelsfrei erwiesen: Haut- und Lungenkrebs (ein nicht geringer Anteil der Krebserkrankungen durch Rauchen dürfte auf PAK zurückzuführen sein). Unterschiedliche PAK-Gemische sind unterschiedlich stark krebserregend. So ist das PAK-Gemisch im Zigarettenrauch 100fach und das PAK-Gemisch in Dieselruß 1000fach toxischer als das Gemisch in Kokereiabgasen.

PAK-Stoffwechselprodukte im Urin

Seit wenigen Jahren werden Stoffwechselprodukte der PAK im Urin untersucht. Die Untersuchung des 1-Hydroxypyrens (1-OH-Pyren) im Urin ist seit mehreren Jahren möglich und inzwischen auch nicht nur für den arbeitsmedizinischen, sondern auch den wesentlich niedrigeren umweltmedizinischen Bereich etabliert. Seit kurzem gibt es auch die Möglichkeit, weitere Stoffwechselprodukte im Urin zu bestimmen, nämlich 4 verschiedene Hydroxyphenanthrene (OH-Phenanthrene). Diese Methode wurde zuvor in Deutschland in einer Untersuchung im umweltmedizinischen Bereich eingesetzt, nämlich bei Frauen aus Bottrop (Nichtraucherinnen und Raucherinnen, s. u.) (15). Für Kinder lagen zunächst keine Erfahrungen vor, weshalb das Gesundheitsamt im November/Dezember 1997 insgesamt 23 Kinder unter 6 Jahren auf diese Stoffwechselprodukte (1, 2) untersuchen ließ. Ende 1998 lagen auch die Ergebnisse einer Untersuchung von Kindern aus Erlangen vor: der obere Vergleichswert (P 95) der Kinder, die nicht in den ehemaligen US-Housing wohnten, lag dort bei 470 ng 1-Hydroxypyren/g Kreatinin (16).

PAK-Stoffwechselprodukte im Urin bei Kindern aus Frankfurt (Nicht-Housings) (1) und bei Frauen aus Bottrop (15) – Vergleichswerte – Angaben in ng/g Kreatinin

	Kinder < 6 J. (n=23)		Erwachsene (n=97) Nichtraucherinnen*		Erwachsene (n=27) Raucherinnen**	
	P95	max.	P95	max.	P95	max.
1-OH-Phenanthren	2700	2897	1730	2740	2200	2870
2-OH-Phenanthren	936	994	1310	1600	850	900
3-OH-Phenanthren	1745	2005	960	1580	1220	1290
4-OH-Phenanthren	3673	4555	350	1820	280	290
1-OH-Pyren	329	334	460	1560	1450	1500

P95: 95 % der Untersuchten hatten niedrigere und 5 % höhere Werte; P 95 kann als „oberer Hintergrundwert“ angenommen werden
max: Maximalwert

Ergebnisse der Untersuchung auf Stoffwechselprodukte der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) im Urin

Es konnten insgesamt 1213 Urinergebnisse altersbezogen ausgewertet werden. Mit Ausnahme von 2-Hydroxyphenanthren haben Kinder bei allen Parametern eine (auf dem $p < 0,001$ -Niveau signifikante) Tendenz zu höheren kreatininbezogene Metabolitenkonzentrationen im Urin als Erwachsene (Tab. 2 und 3; Abb. 3 a-e; Abb. 4a). Die Kreatininausscheidung der Kinder unter 6 Jahren lag insgesamt etwa bei der Hälfte der Kreatininausscheidung der älteren Kinder und Erwachsenen. Deswegen wurde unter der Hypothese, daß die Unterschiede in der kreatininbezogenen Ausscheidung im wesentlichen auf den unterschiedlichen Kreatiningehalt der Urine zurückzuführen sein könnten, die Daten auch im Literbezug (d.h. Angabe ng Stoffwechselprodukt pro Liter Urin) berechnet. Hierbei ergab sich ein Anstieg der Phenanthren-Metabolitenkonzentrationen in Urin mit zunehmendem Alter, während bei 1-Hydroxypyren keine Altersabhängigkeit mehr erkennbar war (Tab. 2; Abb. 4b)

Tab. 2
Korrelationen zwischen dem Alter der Untersuchten und den PAK-Stoffwechselprodukten im Urin – im Kreatinin- und Literbezug (s. Text)

Korrelationen zum Alter	Anzahl	Kreatininbezug (ng/g Kreatinin)	Literbezug (ng/l)
	n	r	r
1-OH-Phenanthren	1213	-0,148**	0,155**
2-OH-Phenanthren	1213	n.n.	0,239**
3-OH-Phenanthren	1213	-0,177**	0,104**
4-OH-Phenanthren	1213	-0,126**	0,041
1-OH-Pyren	1213	-0,261**	-0,001

Spearman-Korrelationen, zweiseitig

** $p < 0,01$

Die Konzentrationen der verschiedenen PAK-Metaboliten im Urin der Bewohner aus den ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main lagen innerhalb des anhand der Vergleichsgruppen erwarteten Bereichs; Raucher scheiden in der Regel mehr PAK-Metaboliten aus als Nichtraucher (Tab. 3).

Unter der Hypothese, daß die Kinder sich im Sommer sehr viel weniger in den Wohnungen aufhalten als im Winter und dadurch weniger PAK durch den Hausstaub aufnehmen können, wurden die Daten der Kinder unter 6 Jahren getrennt nach den Monaten der Urinabgabe von Februar bis Juli 1998 ausgewertet. Es waren keine Unterschiede, insbesondere keine Abnahme der PAK-Metaboliten-Ausscheidung in den Sommermonaten erkennbar (Tab. 4; Abb. 5).

Tab. 3

PAK-Metabolite im Urin von 1213 Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main

Parameter	Anzahl	X ± Sdev ng/g Kreat.	Bereich ng/g Kreat.	P 25 ng/g K.	P 50 ng/g K.	P 75 ng/g K.	P 95 ng/g K.	Vergleichs- werte (1, 2)
1-OH-Phe								
0-<6 J	347	543±375	n.n.-2888	318	445	653	1210	2700
6-<14 J	309	400±277	n.n.-2843	237	341	470	888	
14-< 20 J	62	432±268	124-1467	250	327	564	999	
≥ 20 J alle	495	439±331	n.n.-3075	252	351	530	1012	
≥ 20 J NR	289	445±358	n.n.-3075	247	350	521	1103	1730
≥ 20 J R	131	431±285	1-2290	263	371	541	830	2200
2-OH-Phe								
0-<6 J	347	293±255	n.n.-2588	160	218	326	767	936
6-<14 J	309	235±189	n.n.-1745	126	178	276	530	
14-< 20 J	62	231±148	56 - 836	124	190	286	548	
≥ 20 J alle	495	274±214	n.n.-2395	154	223	317	631	
≥ 20 J NR	289	266±231	n.n.-2395	144	206	306	625	1310
≥ 20 J R	131	289±197	n.n.-1209	173	232	355	685	850
3-OH-Phe								
0-<6 J	347	455±321	n.n. 2687	262	367	539	1136	1745
6-<14 J	309	364±206	43 - 1272	221	324	441	793	
14-< 20 J	62	370±271	65 - 1789	185	310	464	854	
≥ 20 J alle	495	340±237	n.n.-1850	185	279	424	794	
≥ 20 J NR	289	305±209	n.n.-1371	173	244	384	680	960
≥ 20 J R	131	426±284	n.n.-1850	228	364	562	927	1220
4-OH-Phe								
0-<6 J	347	95±197	n.n.-2613	23	46	102	301	3673
6-<14 J	309	49±58	n.n.-420	17	33	56	167	
14-< 20 J	62	82±176	n.n.-1007	22	38	69	289	
≥ 20 J alle	495	58±148	n.n.-2600	14	33	62	151	
≥ 20 J NR	289	58±170	n.n.-2600	12	30	62	147	350
≥ 20 J R	131	61±130	n.n.-1327	19	37	61	177	280
1-OH-Pyr								
0-<6 J	347	186±158	n.n.-1429	98	148	232	467	329
6-<14 J	309	138±112	n.n.-833	69	117	169	318	
14-< 20 J	62	134±85	n.n.-407	80	112	155	358	
≥ 20 J alle	495	122±117	n.n.-1172	56	88	142	362	
≥ 20 J NR	289	100±101	n.n.-1172	51	77	112	262	460
≥ 20 J R	131	173±137	n.n.-716	78	135	239	472	1450

Abb. 3 a-c

PAK-Metabolite im Urin von Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main – in Relation zum Alter der Untersuchten

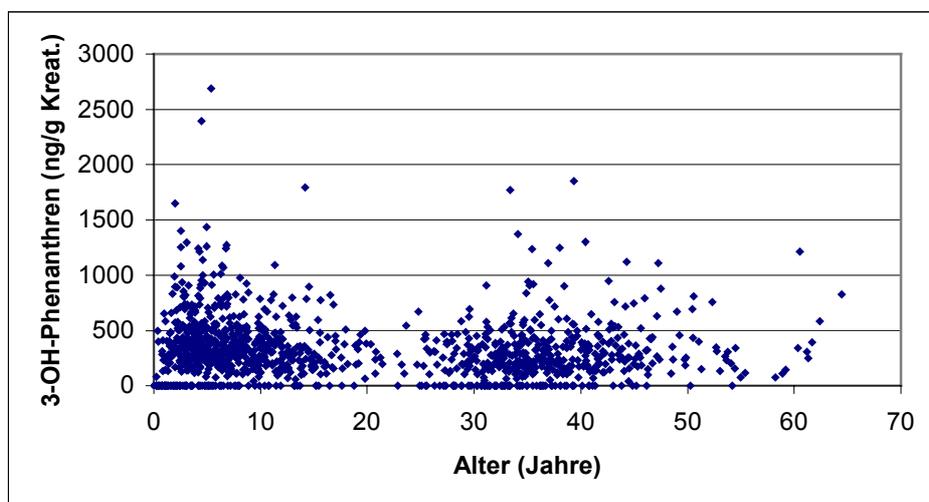
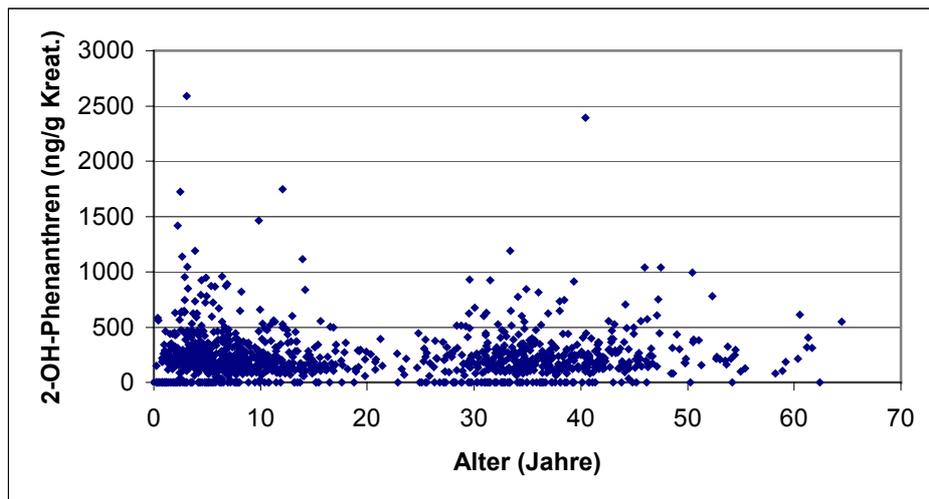
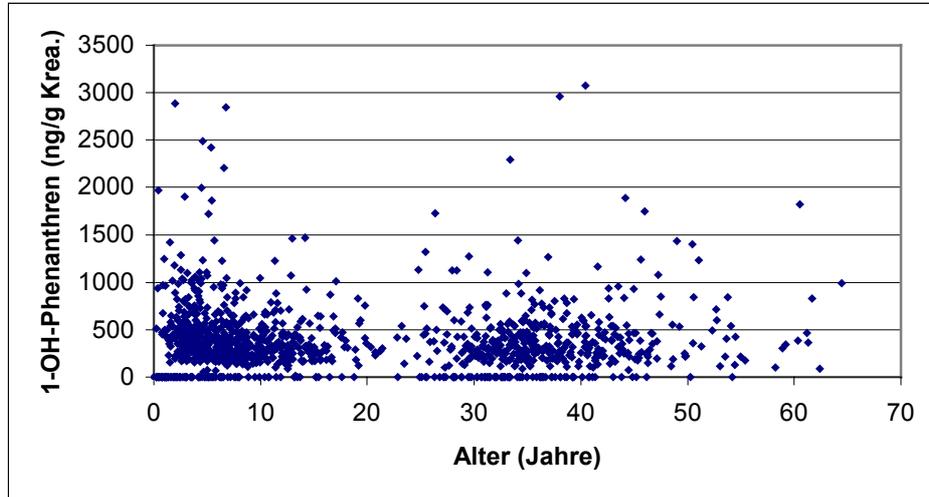


Abb. 3 d, e
PAK-Stoffwechselprodukte im Urin von Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main – in Relation zum Alter der Untersuchten

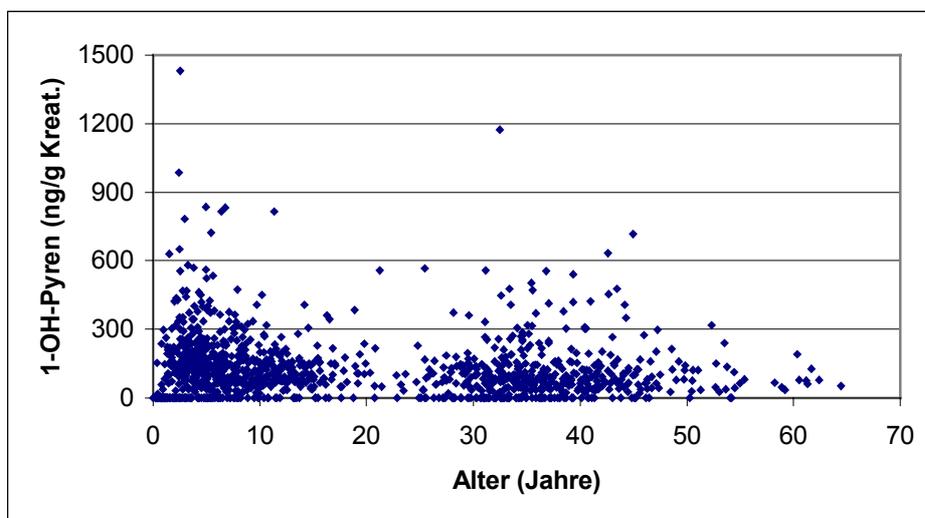
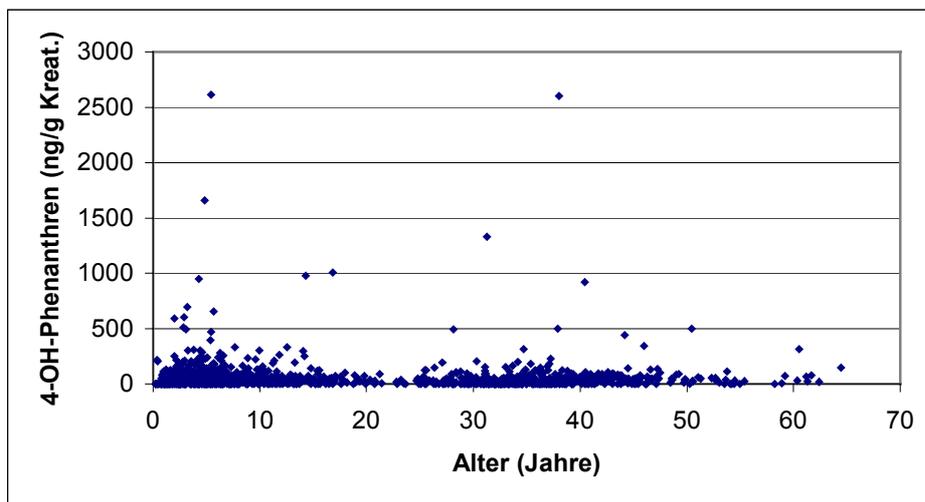
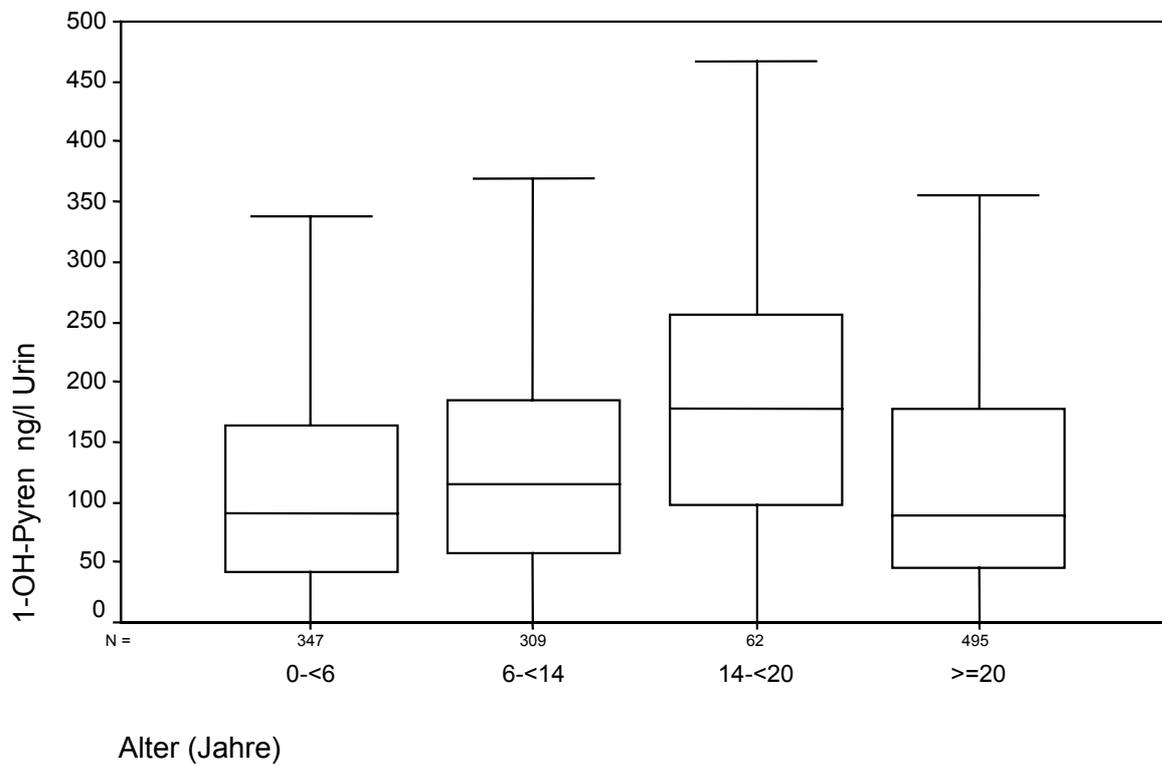
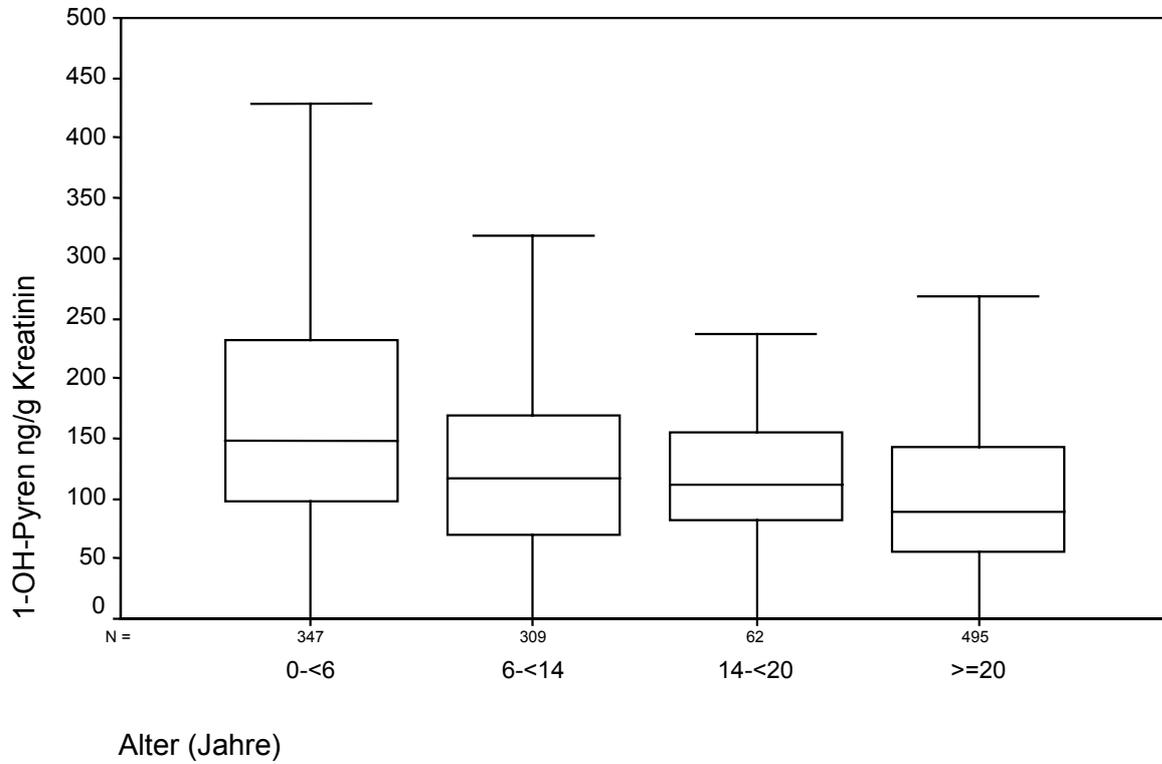


Abb. 4 a, b

1-Hydroxypyren im Urin von Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main – angegeben im Kreatinin- und im Literbezug (ng/g Kreatinin, resp. ng/l Urin)



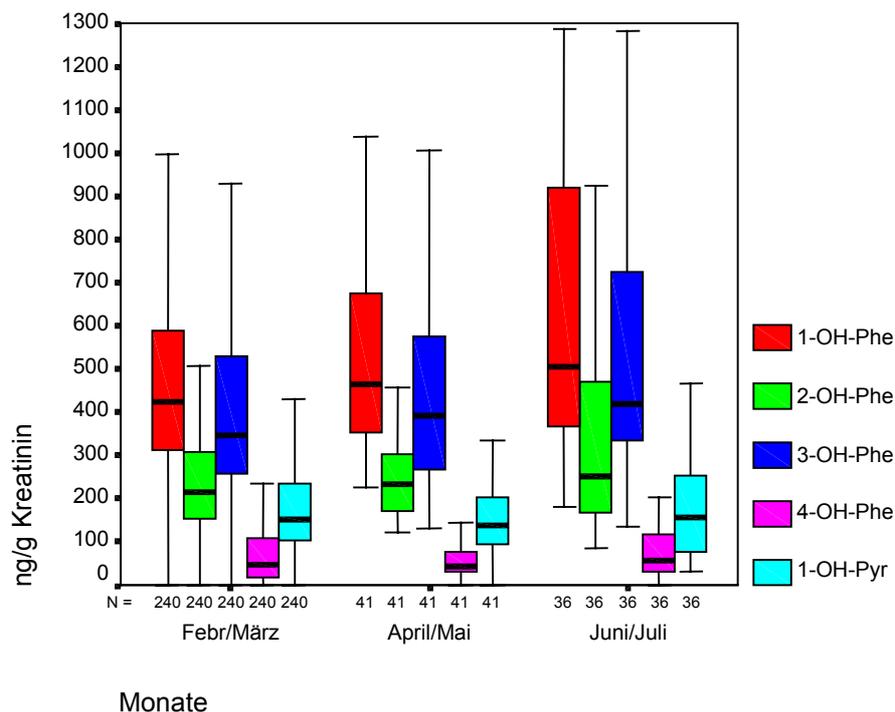
Tab. 4

PAK-Stoffwechselprodukte im Urin von Kindern unter 6 Jahren aus den ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main – in Abhängigkeit vom Monat der Urinabgabe

Parameter	Anzahl	X ± Sdev ng/g Kreat.	Bereich ng/g Kreat.	P 25 ng/g K.	P 50 ng/g K.	P 75 ng/g K.	P 95 ng/g K.	Vergleichs- werte (1)
1-OH-Phe								
Febr./März	240	519±375	n.n.-2887	312	425	589	1234	2700
April/Mai	41	564±371	225-2423	352	464	675	1033	
Juni/Juli	36	657±391	182-1997	360	506	921	1392	
2-OH-Phe								
Febr./März	240	280±262	n.n.-2588	154	214	306	745	936
April/Mai	41	286±202	121-1162	167	231	312	843	
Juni/Juli	36	330±237	85 -1136	165	250	471	956	
3-OH-Phe								
Febr./März	240	431±282	n.n.-1645	258	348	527	1127	1745
April/Mai	41	514±440	131-2687	262	392	581	1397	
Juni/Juli	36	598±435	133-2394	332	420	727	1548	
4-OH-Phe								
Febr./März	240	106±232	n.n.-2613	19	46	108	470	3673
April/Mai	41	70±82	n.n.-390	27	40	82	304	
Juni/Juli	36	79±66	n.n.-249	30	56	117	212	
1-OH-Pyr								
Febr./März	240	191±169	n.n.-1429	102	152	233	470	329
April/Mai	41	185±147	n.n.-579	92	138	209	564	
Juni/Juli	36	188±134	33 - 556	78	154	256	480	

Abb. 5

PAK-Stoffwechselprodukte im Urin von Kindern unter 6 Jahren aus den ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main – in Abhängigkeit vom Monat der Urinabgabe



Die Ergebnisse von Bewohnern aus Wohnungen mit und ohne PAK-haltigen Kleber sind gesondert dargestellt (Tab. 7). Es zeigen sich hier nur geringe Unterschiede, und keine durchgehende Tendenz.

In den nachfolgenden Abbildungen sind die Untersuchungsergebnisse graphisch bezogen auf den BaP-Gehalt im Parkettkleber der Wohnungen (Abb. 6 a-e), den BaP-Gehalt im Hausstaub, gekehrt (Abb. 7 a-e), sowie – sofern bekannt - den PAK-Gehalt im gesaugten Hausstaub (Abb. 8 a-e) dargestellt. Bei allen Betrachtungen lässt sich kein Zusammenhang zwischen den Human- und den Ambientemonitoringwerten (Kleber, Staub) erkennen. Dies wird auch durch die statistische Berechnung bestätigt (Tab. 5). Sowohl in der Gesamtgruppe als auch in der Gruppe der Kinder unter 6 Jahren alleine (Daten hier nicht gezeigt) ergeben sich keine Hinweise auf Zusammenhänge zwischen äußerer und innerer Belastung.

Tab. 5
Korrelationen zwischen den PAK-Stoffwechselfparametern im Urin mit der BaP-Konzentration im Hausstaub („gekehrt“) und im Kleber sowie der PAK-Konzentration im Hausstaub (gesaugt)

	Hausstaub (BaP), gekehrt		Kleber (BaP)		Hausstaub (PAK) gesaugt	
	n	r	n	r	n	r
1-OH-Phenanthren	937	0,017	957	0,060	287	0,032
2-OH-Phenanthren	937	-0,002	957	-0,008	287	-0,002
3-OH-Phenanthren	937	0,021	957	0,041	287	0,046
4-OH-Phenanthren	937	0,016	957	0,031	287	0,037
1-OH-Pyren	937	0,032	957	-0,040	287	-0,032

Spearman-Korrelationen, zweiseitig

Bei Einbeziehung der Wohndauer in die Betrachtung, wofür die Daten der externen BaP-Belastung mit der bis zur Urinabgabe angegebenen Wohndauer (in Jahren) multipliziert wurden, wird bei den Phenanthrenmetaboliten eine Korrelation mit dem BaP-Gehalt des Klebers erkennbar, nicht jedoch bei Hydroxypyren im Urin. Bei der Betrachtung des durch Kehren gewonnenen Hausstaubs multipliziert mit der Wohndauer zeigen sich diese Korrelationen zur inneren Belastung der Bewohner nicht (Tab. 6).

Tab. 6
Korrelationen zwischen den PAK-Metabolitenkonzentrationen im Urin der Bewohner und den BaP-Konzentrationen im Kleber und durch Kehren gewonnenen Hausstaub – sowie mit den BaP-Konzentrationen in den Kleber- und Hausstaubproben, multipliziert mit der jeweiligen Wohndauer

	Kleber		Kleber x Wohndauer		Hausstaub, gekehrt		Hausstaub x Wohndauer	
	n	r	n	r	n	r	n	r
PAK								
1-OH-Phenanthren	957	0,060	805	0,109**	937	0,017	869	0,011
2-OH-Phenanthren	957	-0,008	805	0,029	937	-0,002	869	0,006
3-OH-Phenanthren	957	0,041	805	0,095**	937	0,021	869	0,022
4-OH-Phenanthren	957	0,031	805	0,069*	937	0,016	869	0,013
1-OH-Pyren	957	-0,040	805	-0,031	937	0,032	869	0,023

Spearman-Korrelationen, zweiseitig; * p<0,05; **p < 0,01

Tab. 7

PAK-Stoffwechselprodukte im Urin von Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main - aus Wohnungen mit (+) und ohne (-) PAK-haltigem Parkettkleber

Parameter	Anzahl	X ± Sdev ng/g Krea	Bereich ng/g Krea	P 25 ng/g Krea	P 50 ng/g Krea	P 75 ng/g K.	P 95 ng/g K.	Vergleichs werte(1,15)
1-OH-Phe								
0-<6 J -	81	538±411	n.n.-2887	321	426	650	1259	2700
0-<6 J +	176	540±392	n.n.-2485	311	445	626	1238	2700
6-<14 J -	65	387±388	88-2843	187	300	435	1178	
6-<14 J +	195	411±253	n.n.-2203	251	350	514	890	
14-< 20 J -	13	447±244	166-1013	292	354	603	1013	
14-< 20 J +	38	398±270	123-1467	212	313	495	949	
≥ 20 J alle -	107	386±277	76-1888	224	304	454	1017	
≥ 20 J alle +	269	448±341	n.n.-3075	254	371	524	1111	
2-OH-Phe								
0-<6 J -	81	321±348	n.n.-2588	159	226	337	652	936
0-<6 J +	176	295±228	n.n.-1419	163	222	338	800	936
6-<14 J -	65	240±158	36-872	118	201	314	544	
6-<14 J +	195	243±214	n.n.-1745	125	178	281	610	
14-< 20 J -	13	181±84	59-340	112	185	251	340	
14-< 20 J +	38	228±156	55-836	127	164	286	566	
≥ 20 J alle -	107	249±154	n.n.-927	144	219	288	607	
≥ 20 J alle +	269	275±218	n.n.-2395	155	224	321	625	
3-OH-Phe								
0-<6 J -	81	438±286	n.n.-1645	259	362	542	891	1745
0-<6 J +	176	459±343	n.n.-2687	265	367	537	1089	1745
6-<14 J -	65	336±235	67-1244	167	284	427	1008	
6-<14 J +	195	382±208	43-1272	243	342	477	795	
14-< 20 J -	13	302±126	108-495	165	330	387	495	
14-< 20 J +	38	384±320	65-1789	185	267	472	937	
≥ 20 J alle -	107	299±151	37-806	179	280	384	596	
≥ 20 J alle +	269	347±262	n.n.-1850	184	275	430	902	
4-OH-Phe								
0-<6 J -	81	87±200	n.n.-1661	19	42	86	233	3673
0-<6 J +	176	103±230	n.n.-2613	22	49	110	317	3673
6-<14 J -	65	53±63	n.n.-330	16	31	69	207	
6-<14 J +	195	51±55	n.n.-326	18	36	58	176	
14-< 20 J -	13	141±271	n.n.-1007	25	60	98	1007	
14-< 20 J +	38	65±157	n.n.-976	16	31	51	284	
≥ 20 J alle -	107	47±80	n.n.-495	12	27	53	124	
≥ 20 J alle +	269	56±109	n.n.-1327	16	33	62	153	
1-OH-Pyr								
0-<6 J -	81	211±146	n.n.-784	105	184	283	440	329
0-<6 J +	176	188±164	n.n.-1429	100	152	228	523	329
6-<14 J -	65	155±179	n.n.-833	67	90	154	713	
6-<14 J +	195	135±78	n.n.-365	70	125	180	303	
14-< 20 J -	13	132±82	50-384	93	105	150	384	
14-< 20 J +	38	140±93	n.n.-407	69	124	173	362	
≥ 20 J alle -	107	125±131	n.n.-1172	58	91	143	348	
≥ 20 J alle +	269	127±116	n.n.-716	58	92	149	417	

+: Kleber in der Wohnung über 10 mg BaP/g; -: Kleber in der Wohnung unter 10 mg BaP/g

Abb. 6 a-c

PAK-Stoffwechselprodukte im Urin von Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main – in Relation zum BaP-Gehalt des Parkettklebers

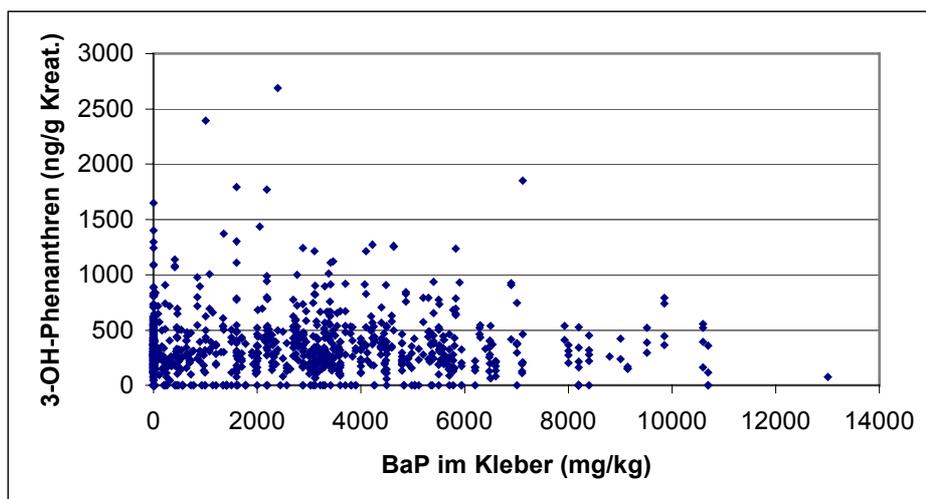
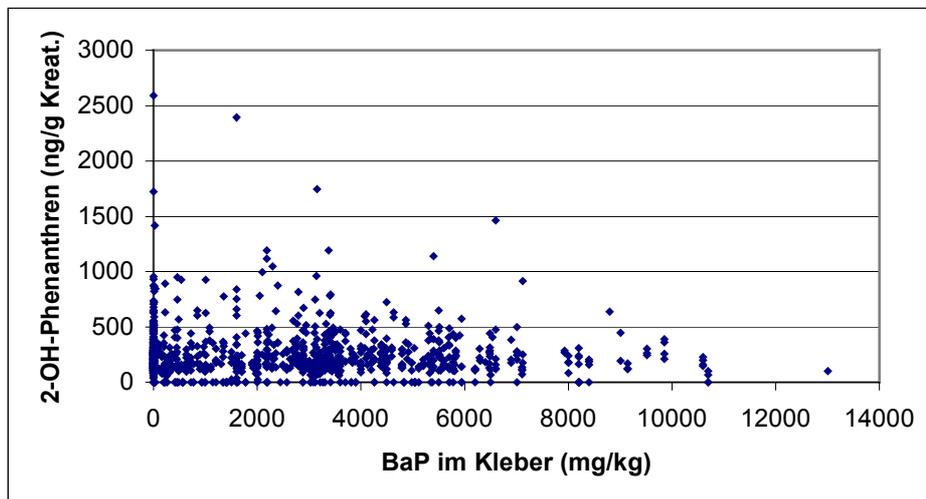
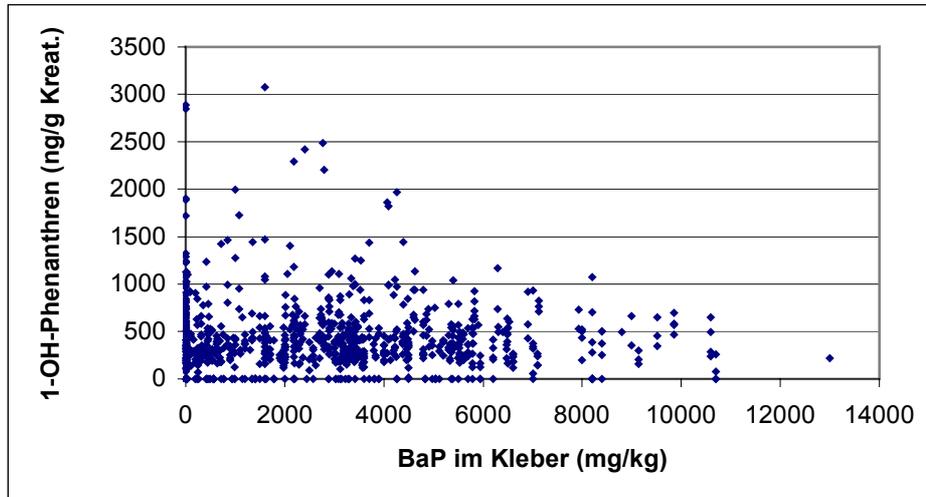


Abb. 6 d, e
PAK-Stoffwechselprodukte im Urin von Bewohnern der ehemaligen US-Housing in
Frankfurt am Main – in Relation zum BaP-Gehalt des Parkettklebers

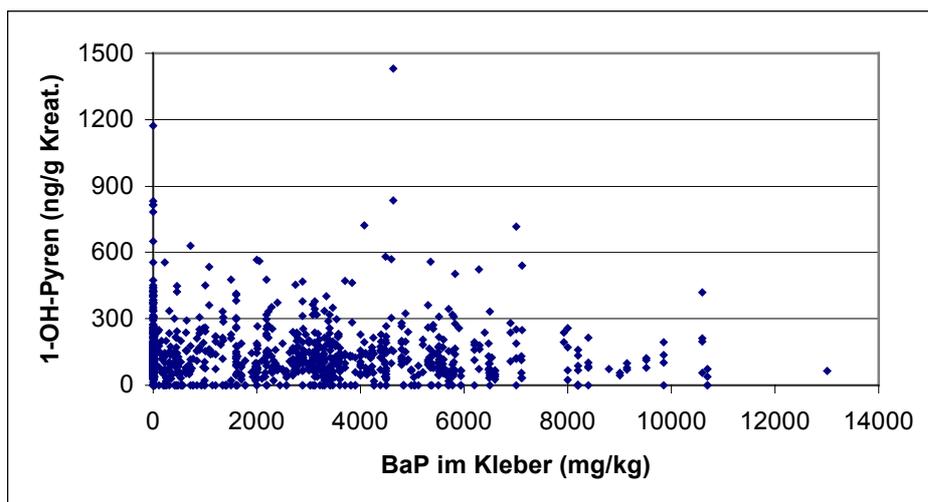
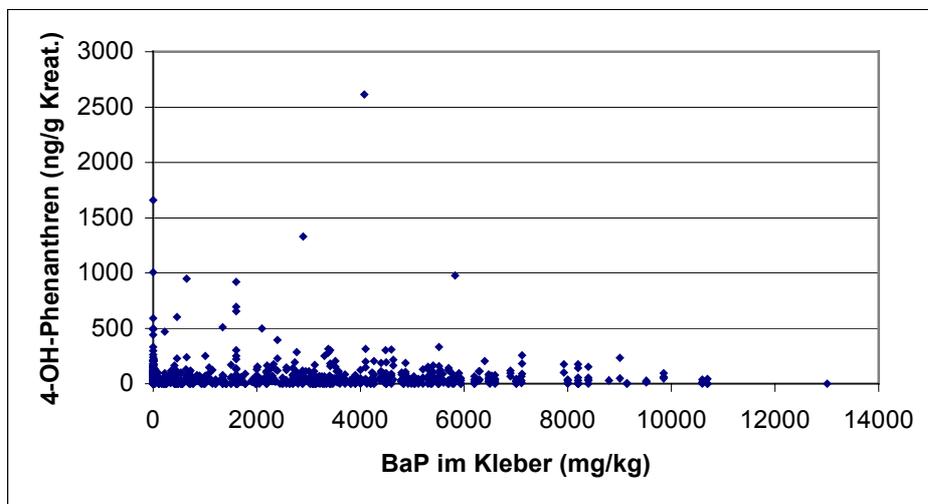


Abb. 7 a-c

PAK-Stoffwechselprodukte im Urin von Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main – in Relation zum BaP-Gehalt des durch mod. Kehrverfahren gewonnenen Hausstaubs

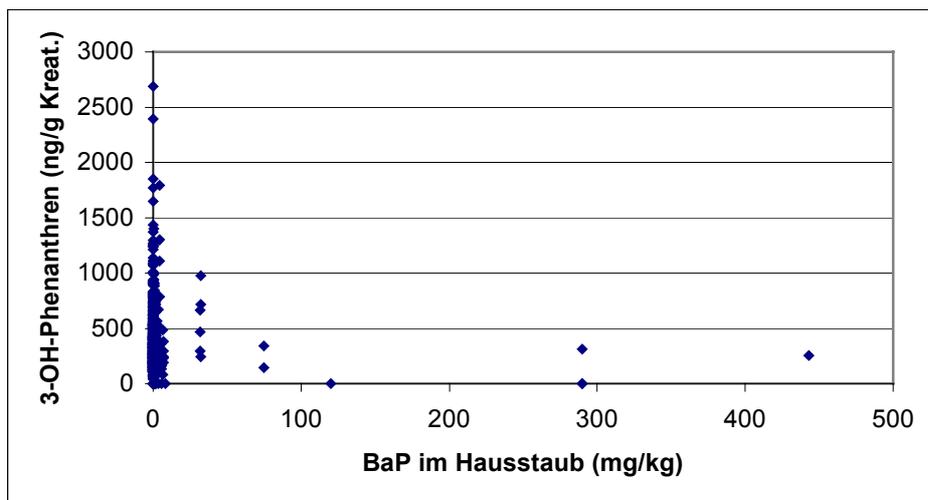
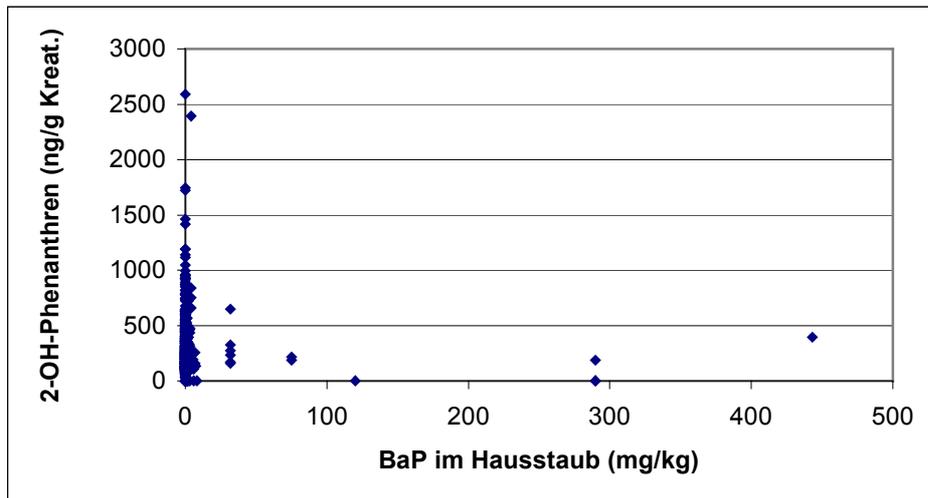
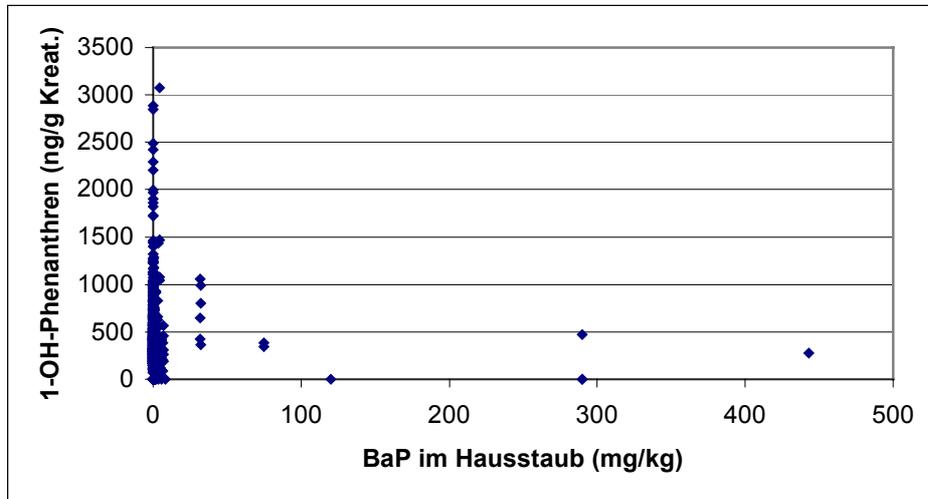


Abb. 7 d, e
PAK-Stoffwechselprodukte im Urin von Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main – in Relation zum BaP-Gehalt des durch mod. Kehrverfahren gewonnenen Hausstaubs

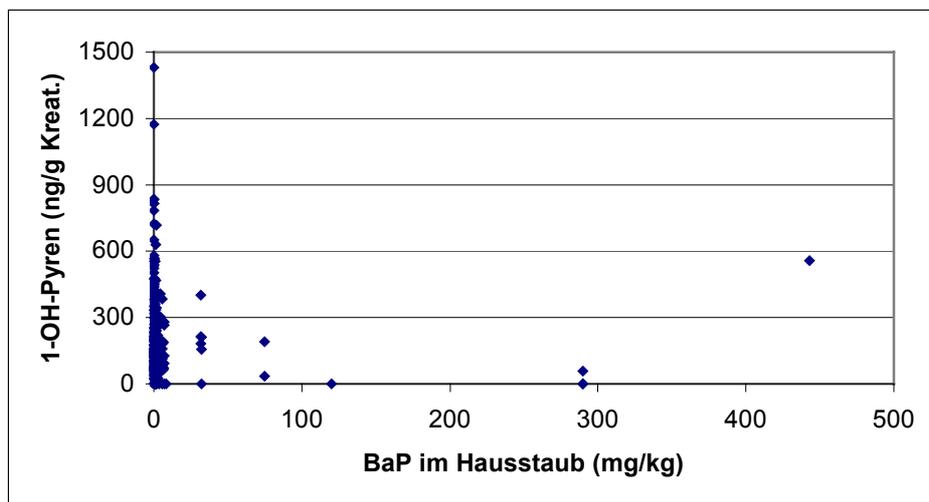
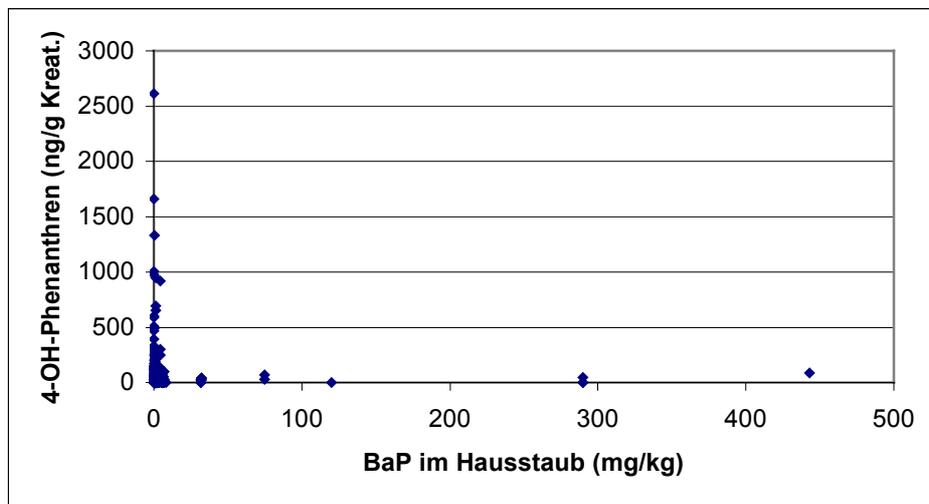
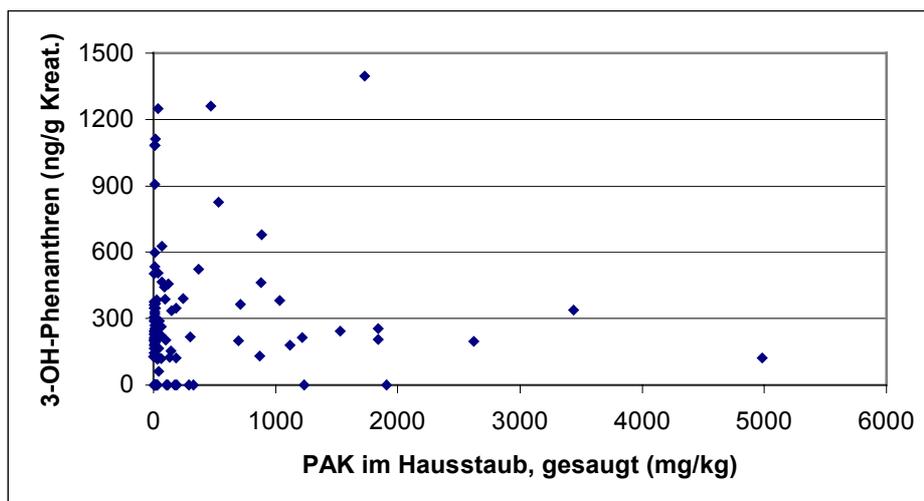
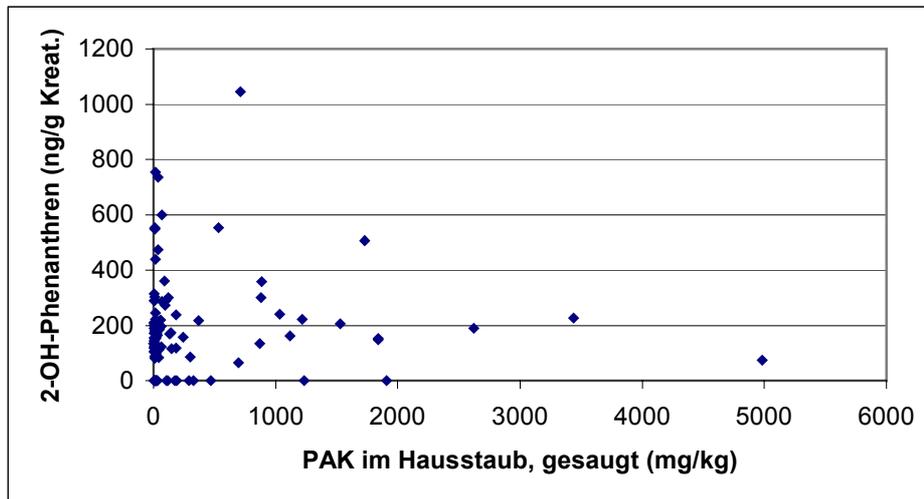
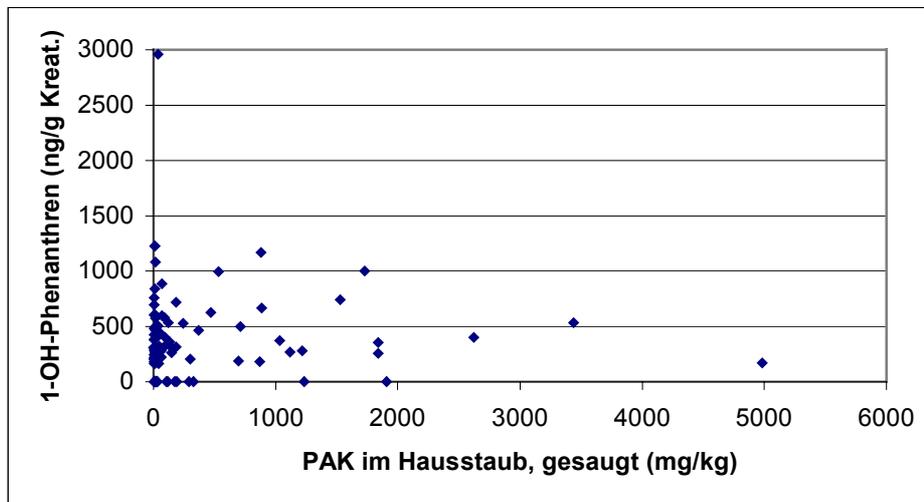


Abb. 8 a-c

PAK-Stoffwechselprodukte im Urin von Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main – in Relation zur PAK-Konzentration im durch Saugen gewonnenen Hausstaub



2.2.2 Insektenvernichtungsmittel Organophosphate - Chlorpyrifos

Die Synthese der Organophosphate lässt sich bis ins letzte Jahrhundert zurückverfolgen, seit den 20er Jahren dieses Jahrhunderts wurden sie systematisch als Insektenvernichtungsmittel entwickelt und produziert. Zahlreiche Vertreter dieser Gruppe sind heute noch als Insektenvernichtungsmittel zugelassen und werden auch in Produkten im Haus angewandt. Im Gegensatz zu den sehr stabilen Insektiziden wie z. B. DDT sind die Organophosphate weniger stabil, werden rascher abgebaut und reichern sich deswegen in der Umwelt nicht an. Es gibt eine große Vielzahl an verschiedenen Organophosphaten; relativ häufig wird heute noch Chlorpyrifos verwendet. Die Hauptzufuhr von Chlorpyrifos erfolgt allgemein über Lebensmittel.

Festgesetzte Höchstmengen für Chlorpyrifos in Lebensmitteln

Kiwi	2 mg/kg
Zitrusfrüchte	0,3 mg/kg
Kernobst, Pflaumen, Rohkaffee, Zitrus-säfte	0,2 mg/kg
Paprika, Tomaten etc.	0,1 mg/kg

Organophosphate greifen in die Funktion der Nervenzellen ein und gehen dann mit sog. muskarinartigen (pilzgiftartigen) oder nikotinartigen Symptomen einher, die bei akuten Vergiftungen - in aller Regel Einnahme von Insektizid-Lösungen in Selbstmordabsicht - deutlich zu beobachten sind. Muskarinartige Wirkungen sind: Verlangsamung des Herzschlags, Erschlaffung der Muskeln, Engerwerden der Atemwege und des Magen-Darm-Trakts, Zunahme des Tränenflusses, der Produktion an Speichel und Magendarmsaft. Bei den nikotinartigen Wirkungen stehen Zittern des gesamten Körpers, Herzjagen, Blutdruckerhöhung, allgemeine Erregung und Krämpfe im Vordergrund. Nach Abklingen einer schweren akuten Vergiftung können Symptome wie leichte Ermüdbarkeit, Verstimmung, Störungen der Gedächtnisleistung und der Konzentrationsfähigkeit noch über Monate andauern.

Vor dem Hintergrund bekannter Daten zur Toxikologie von Chlorpyrifos hat die Weltgesundheitsorganisation (WHO) 1982 einen ADI-Wert (acceptable daily intake - erlaubte tägliche Zufuhr) von 10 Mikrogramm pro Kilogramm Körpergewicht und Tag festgelegt. Der ADI-Wert entspricht der Menge, die bei täglicher Aufnahme während des ganzen Lebens nach verfügbarem Wissen kein für den Menschen erkennbares Risiko darstellt.

Stoffwechselprodukte der Organophosphate im Urin

Die Stoffe werden gut resorbiert, verstoffwechselt und relativ rasch ausgeschieden; der überwiegende Teil erscheint innerhalb von 1-2 Tagen im Urin, wobei geringe Restmengen noch bis zu einer Woche lang ausgeschieden werden können. Die Analytik der nachfolgend aufgeführten Stoffwechselprodukte im Urin erfasst nahezu alle in Deutschland zugelassenen und weitere 30 in anderen Ländern eingesetzte Organophosphate. Es liegen keine repräsentativen Daten für die Ausscheidung der Stoffwechselprodukte der Organophosphate in der Bevölkerung in Deutschland vor. Im Jahre 1997 wurde eine Studie mit 54 nicht beruflich belasteten erwachsenen Personen veröffentlicht, die als Vergleichsgruppe herangezogen werden kann (17). Vergleichswerte für Kinder liegen nicht vor.

Parameter	oberer Vergleichswert P 95 (µg/g. Kreatinin)	Parameter	oberer Vergleichswert P 95 (µg/g Kreatinin)
DMP	97	DEP	12
DMTP	145	DETP	7
DMDTP	6	DEDTP	< 1
DMP: Dimethylphosphat		DEP: Diethylphosphat	
DMTP: Dimethylthiophosphat		DETP: Diethylthiophosphat	
DMDTP: Dimethyldithiophosphat		DEDTP: Diethyldithiophosphat	

Ergebnisse der Untersuchung auf Organophosphat-Metabolite im Urin

Es konnten insgesamt 1146 Urin-Ergebnisse im Altersbezug ausgewertet werden. Kinder wiesen eine höhere kreatininbezogene Organophosphat-Metabolitenausscheidung auf als Erwachsene (Tab. 8 und 10 und Abb. 9 und 10 a). Die Kreatininausscheidung der Kinder unter 6 Jahren lag etwa bei der Hälfte der Kreatininausscheidung der älteren Kinder und Erwachsenen. Deswegen wurde unter der Hypothese, daß die Unterschiede in der kreatininbezogenen Ausscheidung im wesentlichen auf den unterschiedlichen Kreatiningehalt der Urine zurückzuführen sein könnten, die Daten auch im Literbezug berechnet. Die Korrelationen wurden hierdurch deutlich geringer (Tab. 8).

Tab. 8
Korrelationen zwischen dem Alter der Untersuchten und den Organophosphat-stoffwechselprodukten im Urin – im Kreatinin- und Literbezug

Korrelationen zum Alter	Anzahl	Kreatininbezug µg/g Kreatinin	Literbezug µg/l
	n	r	r
DMP	1146	-0,155**	-0,051
DMTP	1146	-0,177**	-0,079**
DMDTP	1146	-0,032	-0,013
DEP	1146	-0,203**	-0,092**
DETP	1146	-0,101**	-0,062*
DEDTP	1146	-0,027	-0,027

Spearman-Korrelationen, zweiseitig;

* p<0,05; **p < 0,01

Dies zeigt sich auch in der graphischen Darstellung (dargestellt an DMP und DEP): während die Kinder unter 6 Jahren eine etwa doppelt so hohe kreatininbezogene DMP- und DEP- Ausscheidung aufwiesen wie die Erwachsenen (Abb. 10 a), war bei der Betrachtung im Literbezug dieser Unterschied nicht mehr nachweisbar (Abb. 10 b). Vergleichswerte sind bislang nur für Erwachsene publiziert. Die 95er Perzentile der kreatininbezogenen (s.o.) Organophosphat-Metabolitenkonzentration der untersuchten Kinder aus den ehemaligen US-Housing lagen durchweg über den entsprechenden Werten der Vergleichsgruppe der Erwachsenen. Die erwachsenen Bewohner der ehemaligen US-Housing hatten demgegenüber Organophosphat-Metabolitenkonzentrationen innerhalb des erwarteten Bereichs – nur DMDTP überschritten den erwarteten Bereich (Tab. 10).

Die höchsten Metabolitenkonzentrationen im Urin wurden stets bei den Methylmetaboliten gemessen – wie auch in der in der Literatur publizierten Vergleichsgruppe (Tab. 10). In den ehemaligen US-Housing waren bei zahlreichen Untersuchungen keine auffälligen Gehalte an Organophosphat-Insektiziden gefunden wurden, die zu Methylabbauprodukten verstoffwechselt werden. In mehreren Hundert privat in Auftrag gegebenen Saugstaub-Untersuchungen, die dem Gesundheitsamt vorliegen, wurden solche Substanzen zwar untersucht, konnten jedoch in der Regel nicht nachgewiesen werden. Chlorpyrifos, das am häufigsten gefundene Organophosphatprodukt wird zu Ethyl-Metaboliten abgebaut (DEP, DETP). Zusammenhänge zwischen dem Chlorpyrifosgehalt im Hausstaub bzw. im Schrankstaub und den Ethylmetaboliten sind nicht erkennbar (Abb. 11-13; Tab.9)

Tab. 9

Korrelationen zwischen den Organophosphat-Stoffwechselfparametern DEP und DETP im Urin mit der Chlorpyrifos-Konzentration im Haus- und Schrankstaub

Organophosphate	Hausstaub, gekehrt		Schrankstaub		Hausstaub, gesaugt	
	n	r	n	r	n	r
DEP	887	0,038	784	0,035	274	0,137*
DETP	887	-0,011	784	0,022	274	0,145*

Spearman-Korrelationen, zweiseitig;

* p<0,05

Tab. 10

Organophosphat-Metabolite im Urin von 1146 Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main

Parameter	Anzahl	X ± Sdev µg/g Kreat.	Bereich µg/g Kreat.	P 25 µg/g K.	P 50 µg/g K.	P 75 µg/gK	P 95 µg/gK	Referenz- Werte (17)
DMP								
0-<6 J	309	63,4±117,6	n.n.-1096,4	8,8	27,4	65,7	242,0	
6-<14 J	294	34,8±55,3	n.n.-421,7	7,1	16,2	38,3	118,9	
14-< 20 J	59	23,9±33,1	n.n.-182,4	5,9	17,2	29,3	98,6	
≥20 J	484	27,7±45,3	n.n.-476,1	4,5	15,5	33,8	102,5	97
DMTP								
0-<6 J	309	77,4±167,2	n.n.-1800,9	9,2	28,9	69,7	334,4	
6-<14 J	294	36,9±68,7	n.n.-540,9	6,5	14,9	39,0	183,6	
14-< 20 J	59	18,4±19,7	n.n.-117,9	4,55	14,3	24,4	50,9	
≥20 J	484	36,9±96,8	n.n.-1418,2	4,0	13,5	32,3	125,8	145
DMDTP								
0-<6 J	309	4,9±26,9	n.n.-424,7	n.n.	n.n.	2,0	24,1	
6-<14 J	294	2,9±10,4	n.n.-102,9	n.n.	n.n.	1,4	14,4	
14-< 20 J	59	0,7±2,7	n.n.-19,4	n.n.	n.n.	0,4	3,7	
≥20 J	484	2,4±9,4	n.n.-120,9	n.n.	n.n.	1,3	13,1	6
DEP								
0-<6 J	309	8,4±12,1	n.n.-79,1	1,3	4,8	9,3	31,4	
6-<14 J	294	4,6±8,0	n.n.-111,5	1,0	2,9	5,3	14,8	
14-< 20 J	59	3,6±3,3	n.n.-13,1	1,2	2,5	4,9	10,6	
≥20 J	484	3,8±8,0	n.n.-129	n.n.	2,1	4,8	11,6	12
DETP								
0-<6 J	309	4,0±12,7	n.n.-115,5	n.n.	n.n.	2,8	15,7	
6-<14 J	294	1,9±4,8	n.n.-64,7	n.n.	n.n.	2,0	8,6	
14-< 20 J	59	0,8±1,3	n.n.-5,5	n.n.	n.n.	1,1	4,2	
≥20 J	484	1,4±4,3	n.n.-69,9	n.n.	n.n.	1,5	6,4	7
DEDTP								
0-<6 J	309	0,02±0,14	n.n.-1,5	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	
6-<14 J	294	0,01±0,09	n.n.-1,25	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	
14-< 20 J	59	0,07±0,05	n.n.-0,40	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	
≥20 J	484	0,09±1,3	n.n.-27,9	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	< 1

Abb. 9 a-c
Organophosphat-Stoffwechselprodukte im Urin von Bewohnern der ehemaligen US-Housing – Methylphosphatmetaboliten in Abhängigkeit vom Alter der Untersuchten

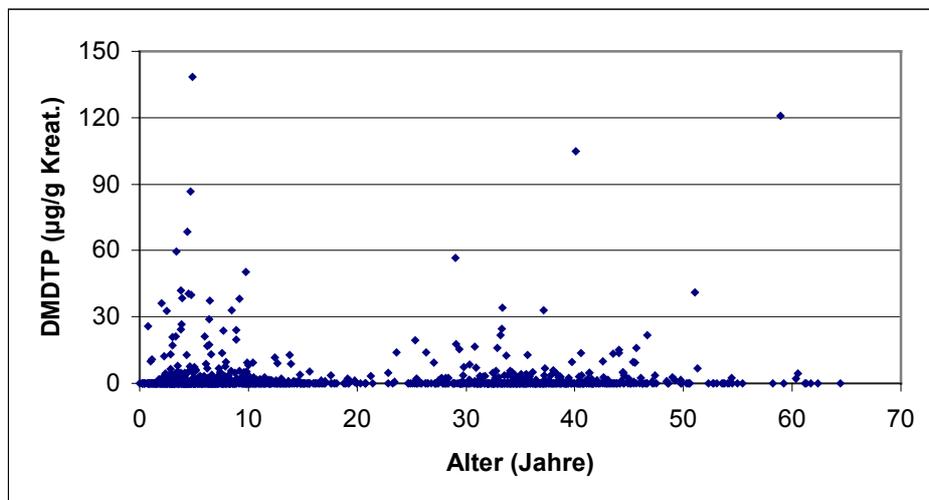
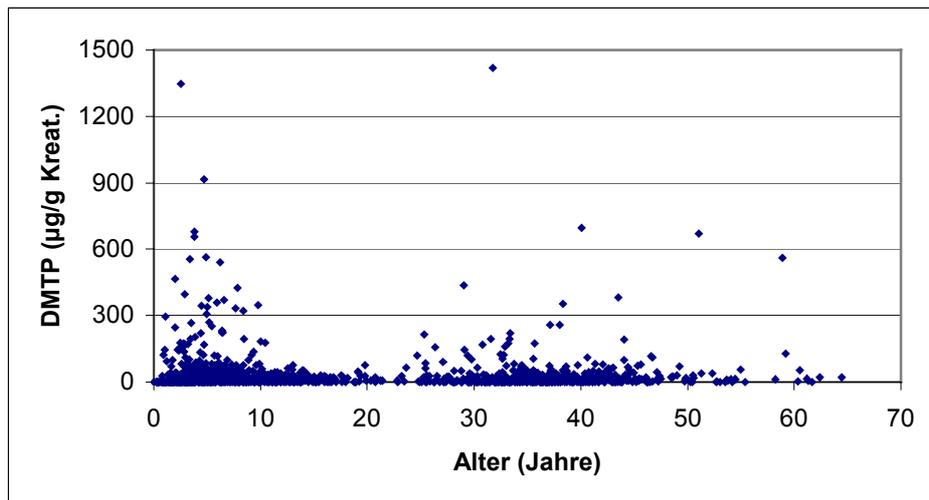
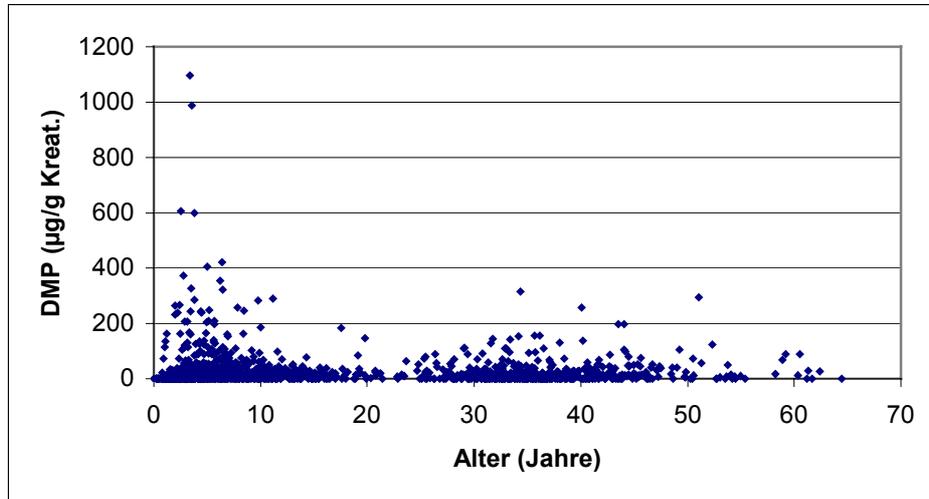


Abb.9 d-f:
Organophosphat-Stoffwechselprodukte im Urin von Bewohnern der ehemaligen US-Housing – Ethylphosphatmetaboliten in Abhängigkeit vom Alter der Untersuchten

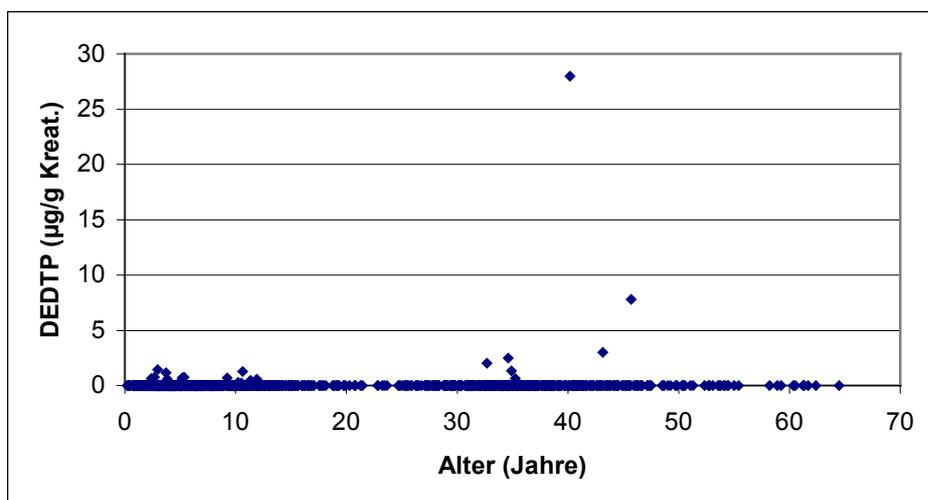
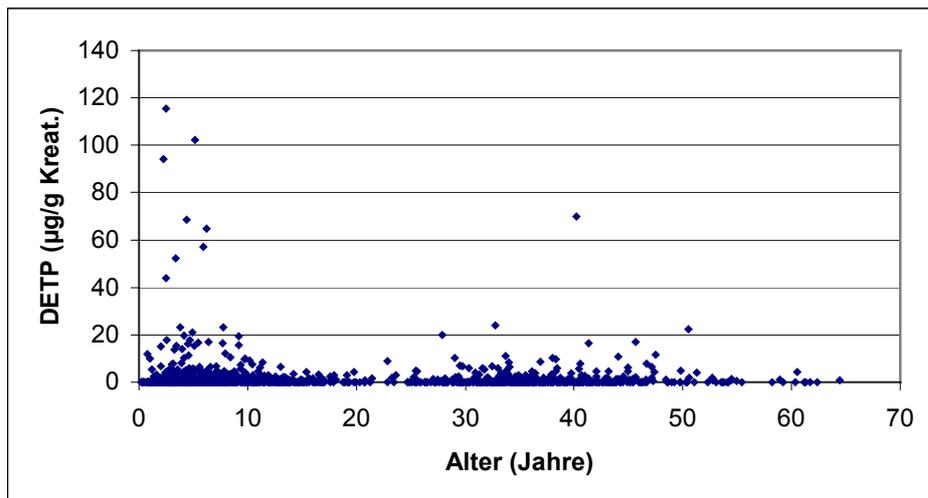
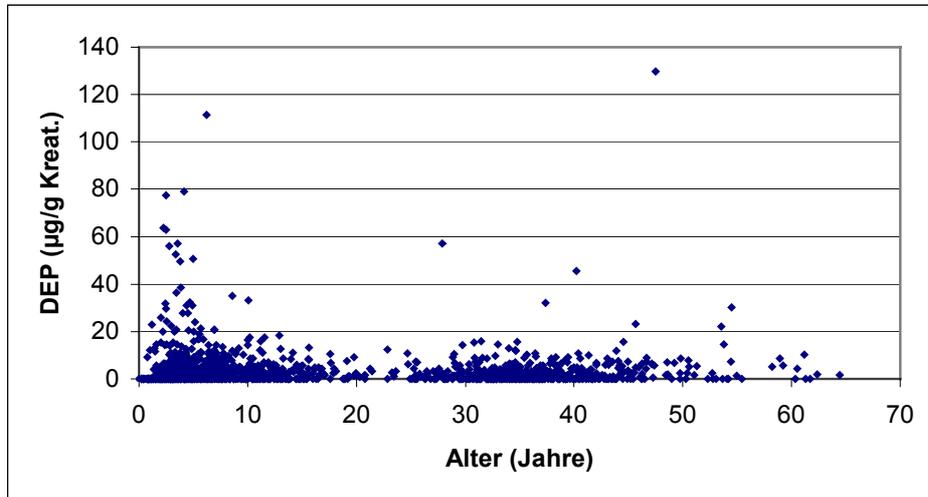


Abb 10 a

DMP und DEP ($\mu\text{g/g}$ Kreatinin) im Urin von Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main- Darstellung in verschiedenen Altersgruppen

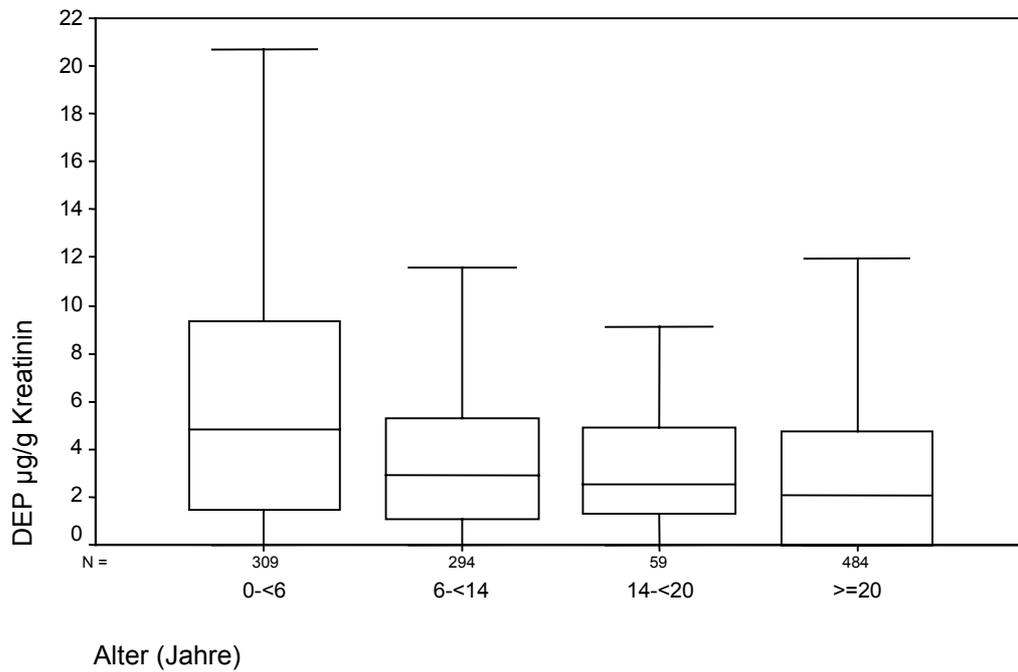
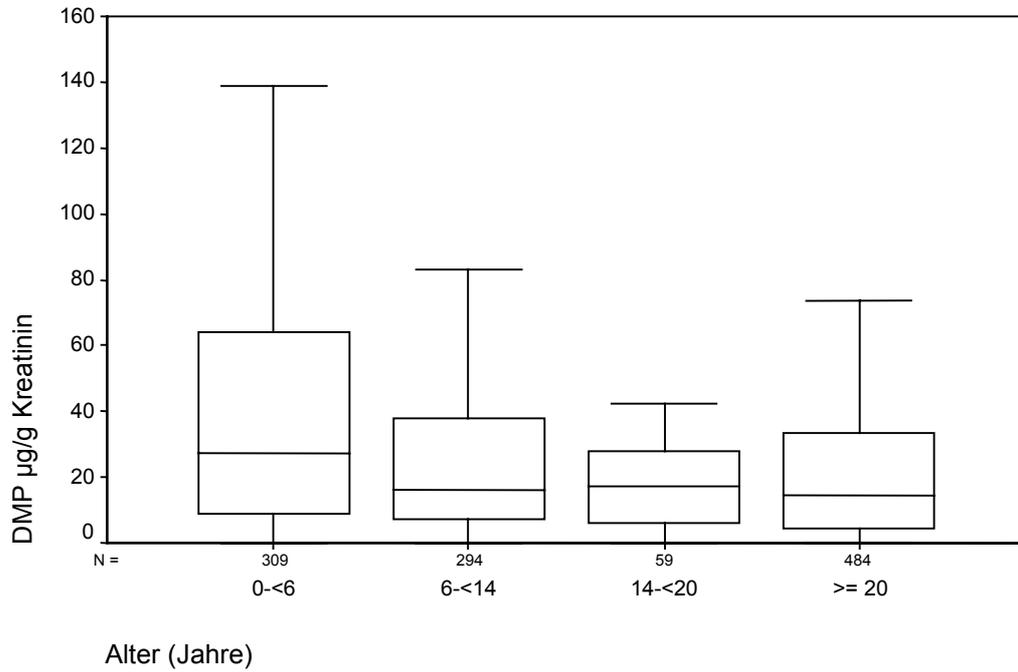


Abb 10 b
DMP und DEP ($\mu\text{g/Liter}$) im Urin von Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main- Darstellung in verschiedenen Altersgruppen

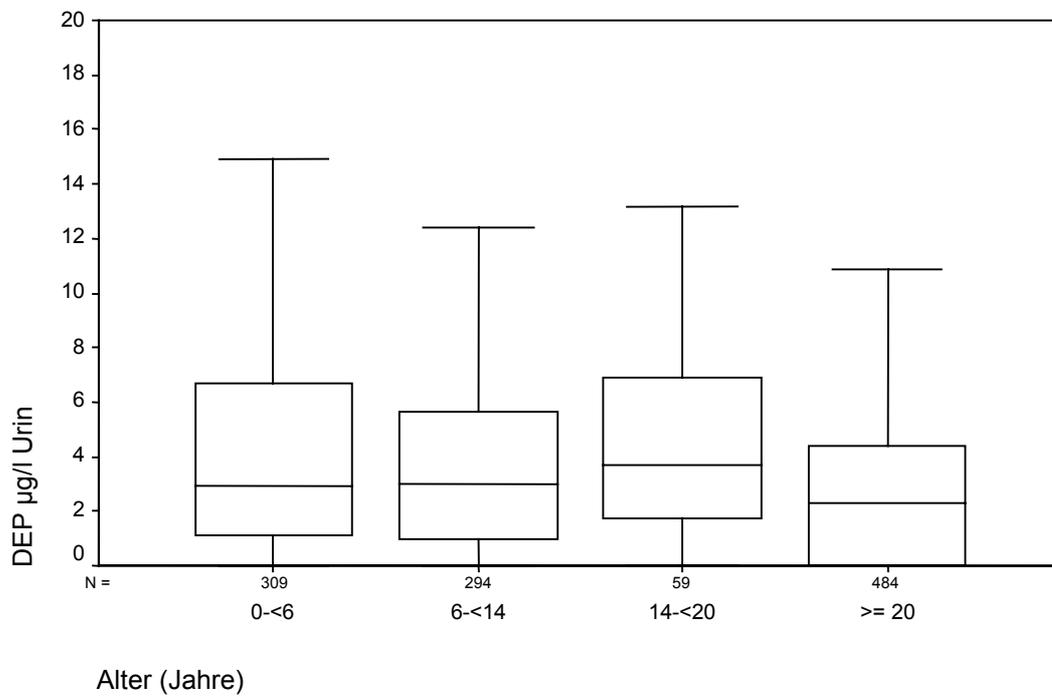
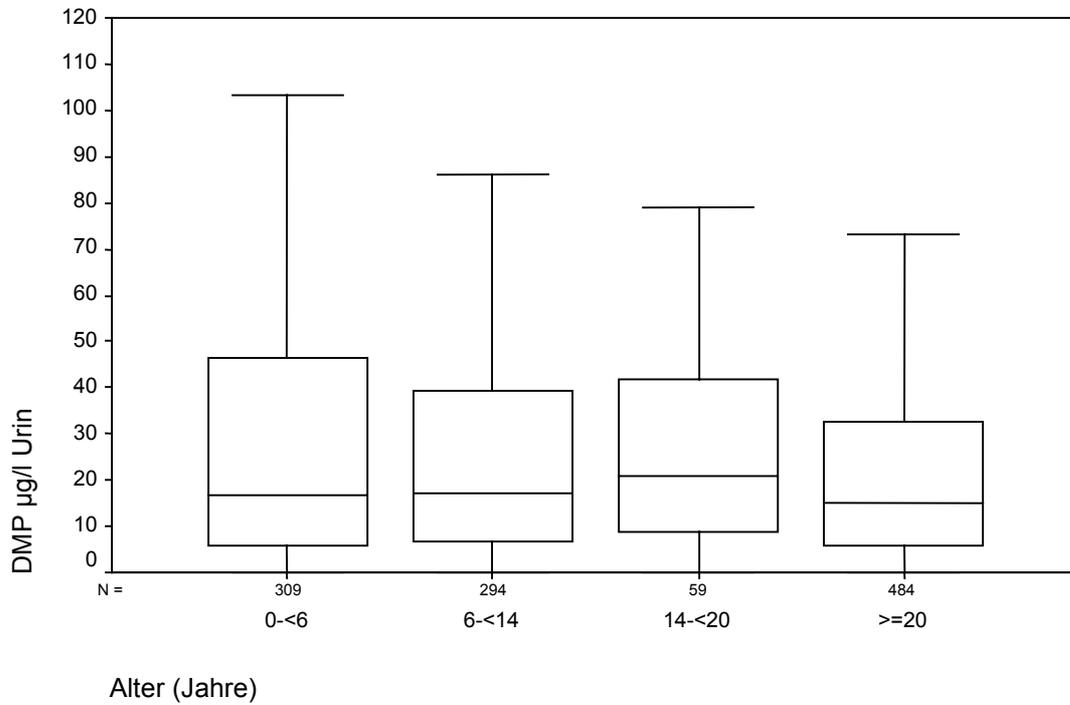


Abb. 11

Organophosphat-Stoffwechselprodukte im Urin von Bewohnern der ehemaligen US-Housing – Ethylphosphatmetaboliten in Relation zum Chlorpyrifosgehalt im durch mod. Kehrverfahren gewonnenen Hausstaub

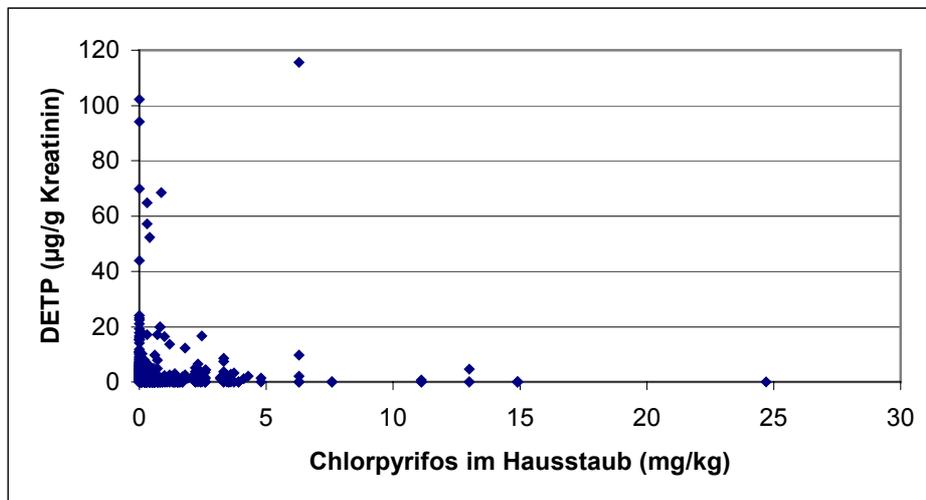
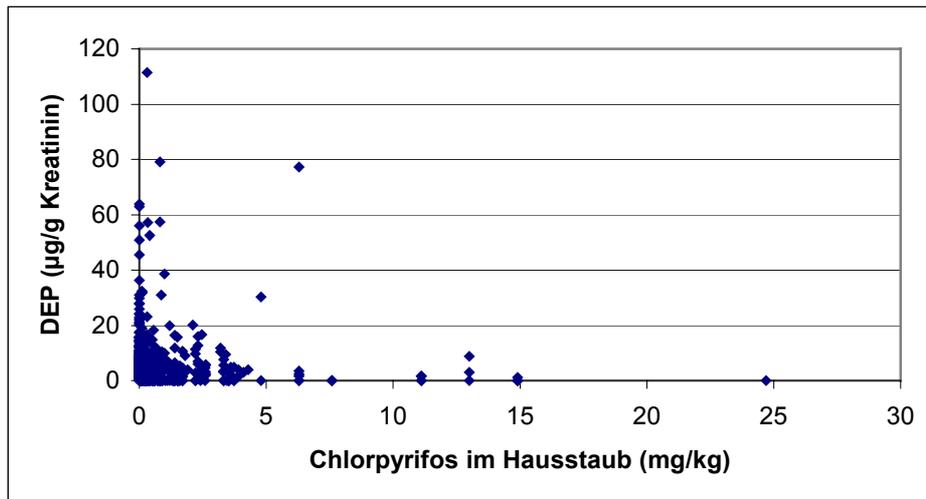


Abb. 12
DEP und DETP im Urin von Bewohnern der ehemaligen US-Housing –
in Relation zum Chlorpyrifosgehalt im durch Saugen gewonnenen Hausstaub

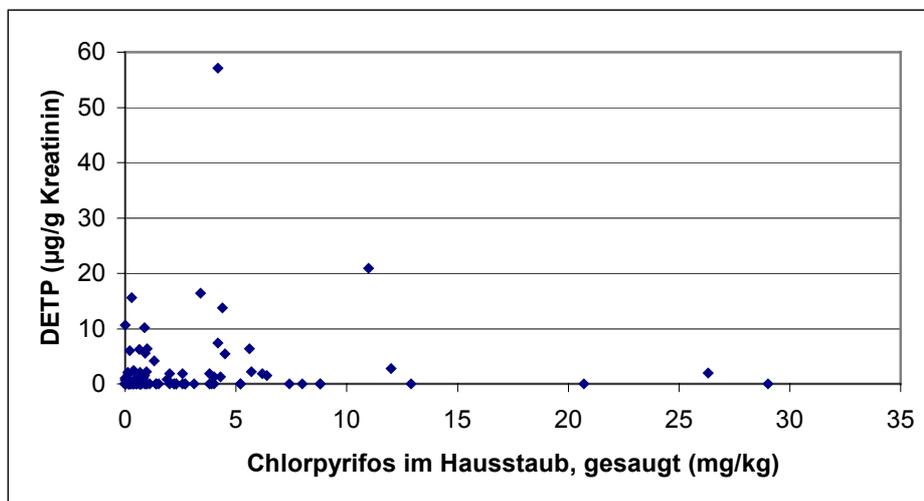
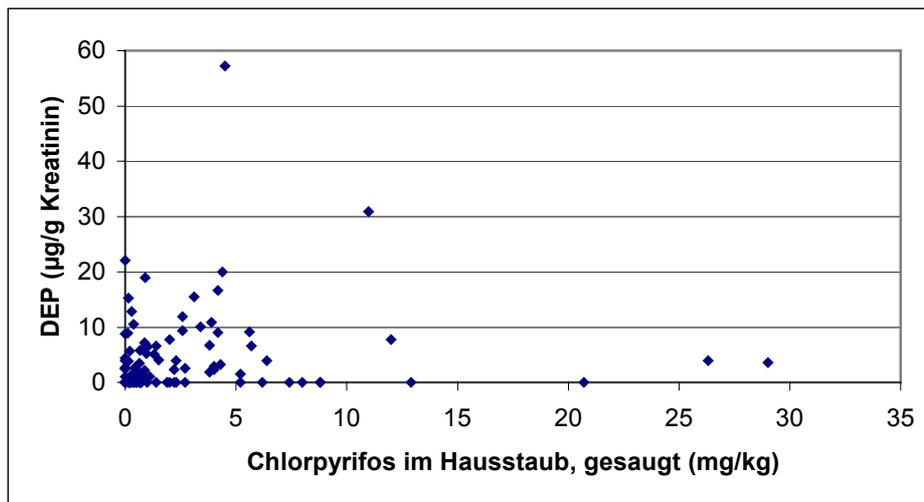
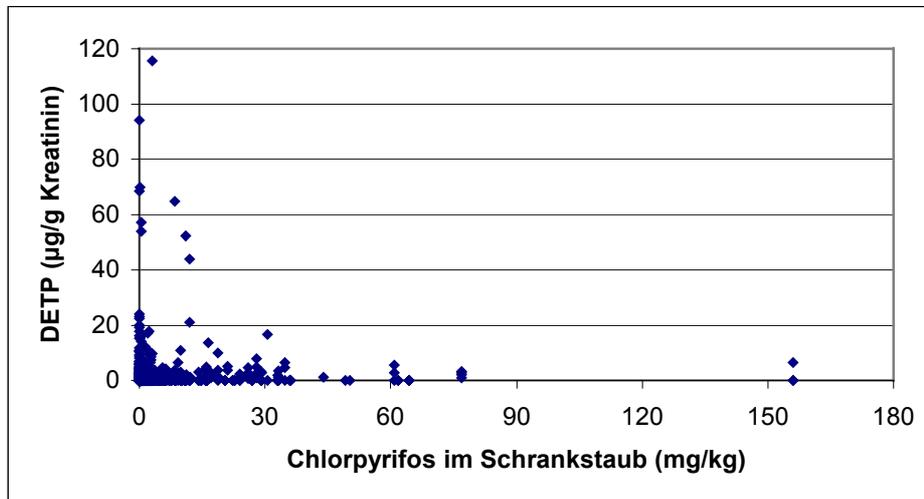
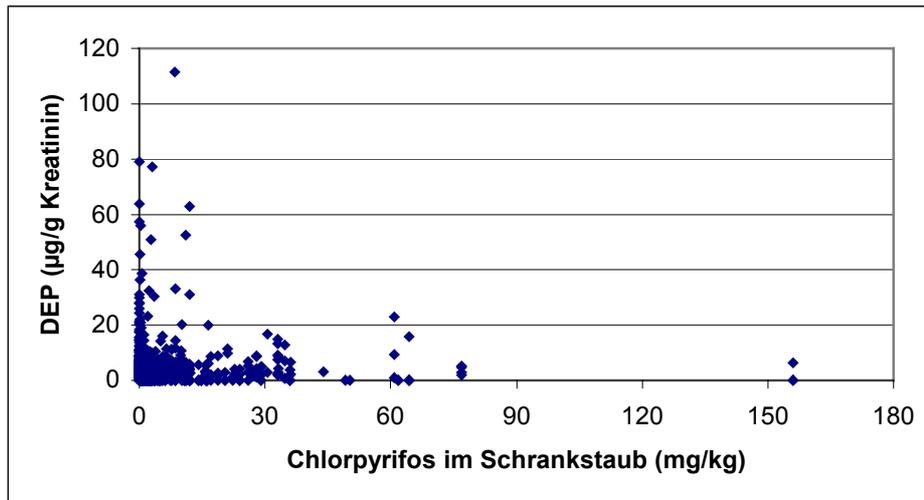


Abb. 13
DEP und DETP im Urin von Bewohnern der ehemaligen US-Housing –
in Relation zum Chlorpyrifosgehalt im Schrankstaub



2.2.3 Schädlingsbekämpfungsmittel Pyrethroide - Permethrin

Seit Jahrhunderten werden Extrakte aus verschiedenen Chrysanthemenarten als Insektenvernichtungsmittel verwendet. Bereits seit Mitte des vorigen Jahrhunderts wurden Chrysanthemen zum Zweck der Extraktgewinnung gezielt angebaut. Diese Extrakte sind sehr instabil gegenüber Licht und wirken deswegen nur relativ kurz. - Seit etwa 40 Jahren stellt man durch Abänderung der chemischen Struktur synthetische Pyrethroide her, mit dem Ziel einer geringen Abbaubarkeit in der Umwelt und dadurch einer längeren insektenvernichtenden Wirkung. Wegen ihrer guten Wirkung gegen die Insekten und ihrer im Vergleich zu anderen Insektiziden relativ geringen Giftigkeit bei Menschen zählen sie heute zu den am meisten eingesetzten Stoffen aus der Gruppe der Insektenvernichtungsmittel. Permethrin zählt zu den wichtigsten Vertretern der Pyrethroide.

Anwendungsbereiche sind:

- Landwirtschaft: Obst- und Gemüsebau, Hopfen-, Sonder- und Unterglaskulturen
- Forstwirtschaft: Lagerung von Holz, Schutz gegen Borkenkäfer etc.
- Baumwollanbau, Anbau von Zierpflanzen, Schnitt- und Topfblumen
- Haushalt und Gebäude: Insekten- und Blumensprays, auch Schabenbekämpfung etc.
- Ausrüstung von Textilien und Teppichen (vor allem Wollteppiche)

Pyrethroide werden über den Magen-Darm-Trakt, die Atemwege und die Haut angenommen, die maximale Blutkonzentration wird nach ca. 4 Stunden erreicht. Durch bestimmte Enzyme werden die Pyrethroide in verschiedene Abbauprodukte gespalten - (die hohe Giftigkeit der Substanzen für Insekten ist auf das Fehlen dieser abbauenden und damit entgiftenden Enzyme zurückzuführen) - und dann mit einer Halbwertszeit von Stunden über die Nieren ausgeschieden. Die Substanzen werden im Fettgewebe länger zurückgehalten: Dort wurden Halbwertszeiten von mehr als 20 Tagen beschrieben.

Bei akuten, sehr schweren Pyrethroidvergiftungen nach oraler Aufnahme (versehentliches oder absichtliches Trinken der Lösungen z. B. in Selbstmordabsicht) treten innerhalb von 10 bis 60 Minuten zunächst Übelkeit, Erbrechen und Durchfälle auf. Nach Resorption entwickeln sich dann Symptome des Nervensystems: u. a. Zitterigkeit, Gangunsicherheit, erhöhte Erregbarkeit und Überempfindlichkeit auf äußere Reize. Bei direktem Hautkontakt mit dem unverdünnten Präparat, mit Lösungen oder mit stark belasteten Oberflächen treten innerhalb von Minuten bis Stunden Kribbeln und Brennen an der Haut auf.

In einer zusammenfassenden Bewertung stellt das Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz in Berlin fest: bleibende, chronische Schäden an den Nerven oder an anderen Zellen konnten, wenn die akuten Vergiftungssymptome abgeklungen und die Substanzen ausgeschieden waren, bisher nicht sicher nachgewiesen werden, auch nicht nach wiederholter Zufuhr. Allerdings besteht weiterer Forschungsbedarf.

Abbauprodukte der Pyrethroide im Urin

Seit wenigen Jahren gibt es ausreichend empfindliche Analysemethoden zum Nachweis von Abbauprodukten der Pyrethroide im Urin der Allgemeinbevölkerung. Im April 1998 wurden für die Allgemeinbevölkerung (Erwachsene) Referenzwerte veröffentlicht: die Summe-CI2CA und 3-PBA im Urin sollten je 0,7 Mikrogramm pro Liter Urin nicht überschreiten (18). Bei der in unserer Untersuchung angewendeten Methode können die cis- und trans-Isomere getrennt bestimmt werden, außerdem wurde auch Br2CA und F-PBA (statt 3-PBA) gemessen; eine erste Veröffentlichung weist hier folgende oberen Vergleichswerte auf: Cis-CI2-CA: 0,6 µg/l; trans-CI2-CA: 0,9 µg/l; Br2CA: 0,1 µg/l und F-PBA: unter 0,2 µg/l (19).

Ergebnisse der Untersuchungen auf Pyrethroid- Metaboliten im Urin von 1169 Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt/M

Bei der Untersuchung auf Pyrethroidmetabolite im Urin von Bewohnern der ehemaligen US-Housing ließ sich keine Abhängigkeit vom Alter der Untersuchten erkennen. Kinder hatten keine höheren Werte als Erwachsene (Tab. 12 und Abb. 14 a-d). Die 95. Perzentile der Bewohner der ehemaligen US-Housing für trans-Cl₂CA und FPBA liegt durchweg über, die Werte für cis-Cl₂CA und Br₂CA liegen innerhalb den kürzlich publizierten Vergleichswerten aus demselben Labor (19).

Obwohl verschiedene Pyrethroide in den Hausstaubproben untersucht worden waren, wurde mit ganz wenigen Ausnahmen nur Permethrin über der Nachweisgrenze gefunden. Dies entspricht auch den Erfahrungen aus anderen Hausstaubuntersuchungen (10).

Stoffwechselprodukte des Permethrin sind cis- und trans-Cl₂-CA, nicht jedoch Br₂CA (Abbauprodukt von z.B. Deltamethrin) und F-PBA (Abbauprodukt von Cyfluthrin). Deswegen werden im weiteren nur cis- und trans Cl₂CA den Permethringehalten im gekehrten und im gesaugten Hausstaub sowie im Schrankstaub gegenübergestellt (Abb. 15 - 17). Zusammenhänge ließen sich nicht erkennen. Dies zeigen auch die Korrelationsberechnungen (Tab. 11).

Tab. 11
Korrelationen zwischen cis- und trans-Cl₂CA im Urin von Bewohnern der ehemaligen US-Housing und Permethrin im Haus- und im Schrankstaub

Pyrethroide	Hausstaub, gekehrt		Schrankstaub		Hausstaub, gesaugt	
	n	r	n	r	n	r
CisCl ₂ CA	908	-0,016	803	-0,029	283	0,018
TransCl ₂ CA	908	-0,048	803	-0,027	283	0,063

Spearman-Korrelationen, zweiseitig

(keine Signifikanz)

Sehr hohen Werten wurde im Einzelfall nachgegangen. Allerdings ließen sich keine Hinweise auf entsprechende Belastungen im Hausstaub oder auf andere spezifische Quellen, z.B. Angabe über kürzliche Anwendung von Permethrin finden.

Tab. 12

Pyrethroid- Metabolite im Urin von 1169 Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main

Parameter	Anzahl	X ± Sdev µg/l	Bereich µg/l	P 25 µg/l	P 50 µg/l	P 75 µg/l	P 95 µg/l	Referenz- Werte (19)
CisCI2CA								
0-<6 J	331	0,06±0,16	n.n.-1,16	n.n.	n.n.	0,10	0,39	
6-<14 J	294	0,10±0,27	n.n.-2,67	n.n.	n.n.	0,10	0,45	
14-< 20 J	61	0,18±0,33	n.n.-1,51	n.n.	n.n.	0,26	1,32	
≥20 J	483	0,14±0,57	n.n.-9,76	n.n.	n.n.	0,10	0,65	0,6
TransCI2CA								
0-<6 J	331	0,31±0,50	n.n.-3,4	n.n.	0,21	0,38	1,07	
6-<14 J	294	0,39±0,64	n.n.-6,15	n.n.	0,26	0,51	1,17	
14-< 20 J	61	0,61±0,77	n.n.-3,99	0,05	0,41	0,77	2,41	
≥20 J	483	0,47±1,37	n.n.-17,82	n.n.	0,23	0,45	1,67	0,9
Br2-CA								
0-<6 J	331	0,08±0,55	n.n.-9,19	n.n.	n.n.	n.n.	0,25	
6-<14 J	294	0,10±0,70	n.n.-9,19	n.n.	n.n.	n.n.	0,33	
14-< 20 J	61	0,11±0,35	n.n.-2,35	n.n.	n.n.	0,10	0,53	
≥20 J	483	0,07±0,32	n.n.-4,76	n.n.	n.n.	n.n.	0,29	0,1
F-PBA								
0-<6 J	331	0,05±0,15	n.n.-1,04	n.n.	n.n.	n.n.	0,39	
6-<14 J	294	0,04±0,14	n.n.-1,35	n.n.	n.n.	n.n.	0,31	
14-< 20 J	61	0,05±0,23	n.n.-1,73	n.n.	n.n.	n.n.	0,30	
≥20 J	483	0,05±0,33	n.n.-5,11	n.n.	n.n.	n.n.	0,10	< 0,2

Abb. 14 c, d
Pyrethroidmetabolite im Urin von Bewohnern der ehemalige US-Housing in Frankfurt am Main – In Relation zum Alter der Untersuchten

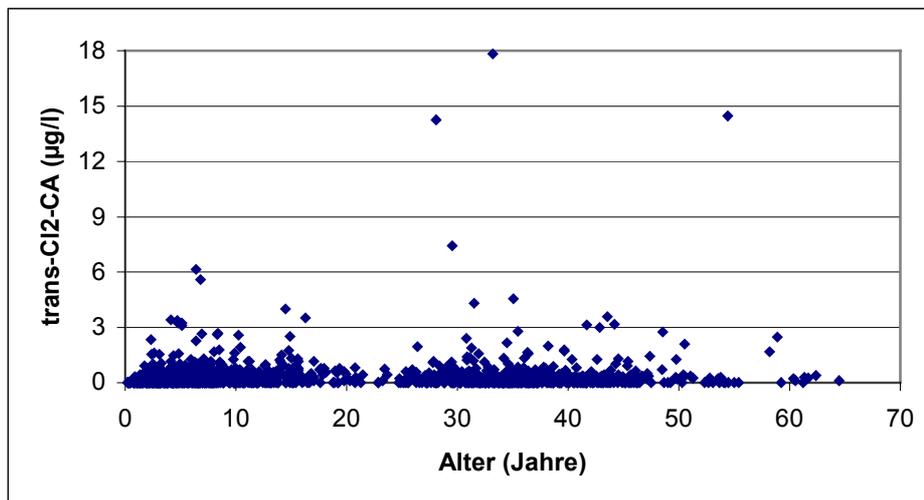
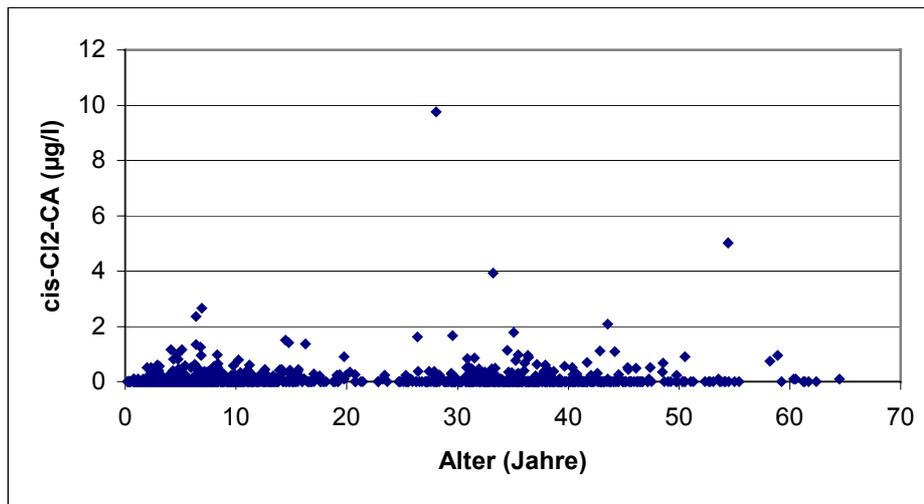


Abb. 15

Pyrethroid-Stoffwechselprodukte

(cis- und trans-CI2CA (3-(2,2-Dichlorvinyl)-2,2-dimethylcyclopropancarbonsäure)) im Urin von Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main – in Relation zu dem Permethrin Gehalt in durch mod. Kehrverfahren gewonnenen Hausstaubproben

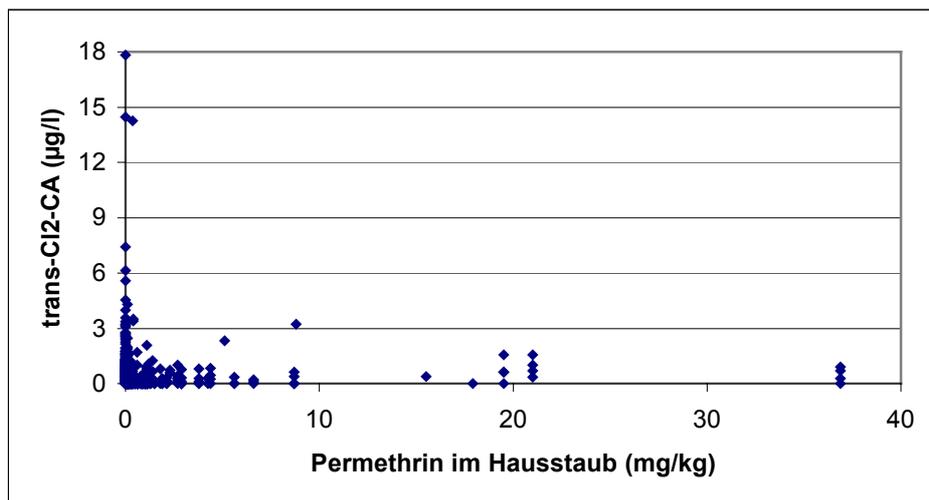
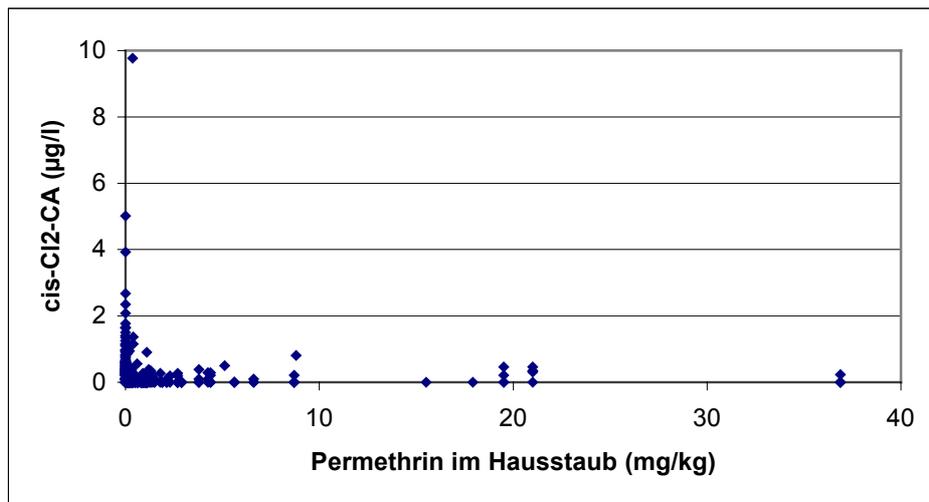


Abb. 16

Pyrethroid-Stoffwechselprodukte

(cis- und trans-CI2CA (3-(2,2-Dichlorvinyl)-2,2-dimethylcyclopropancarbonsäure)) im Urin von Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main – in Relation zu dem Permethrin Gehalt in durch Saugen gewonnenen Hausstaubproben

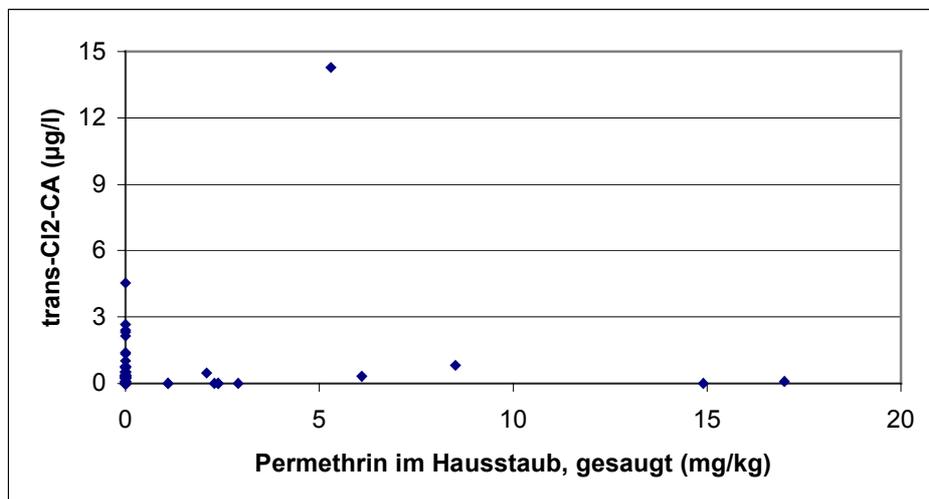
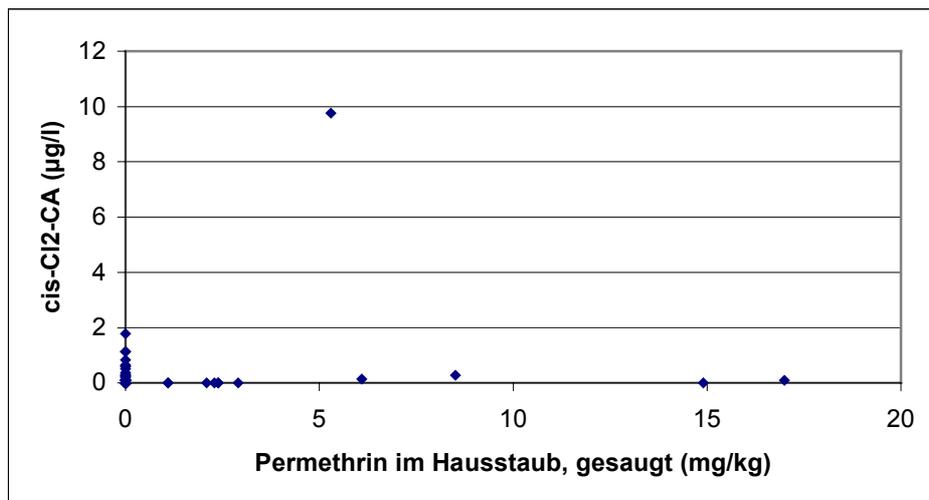
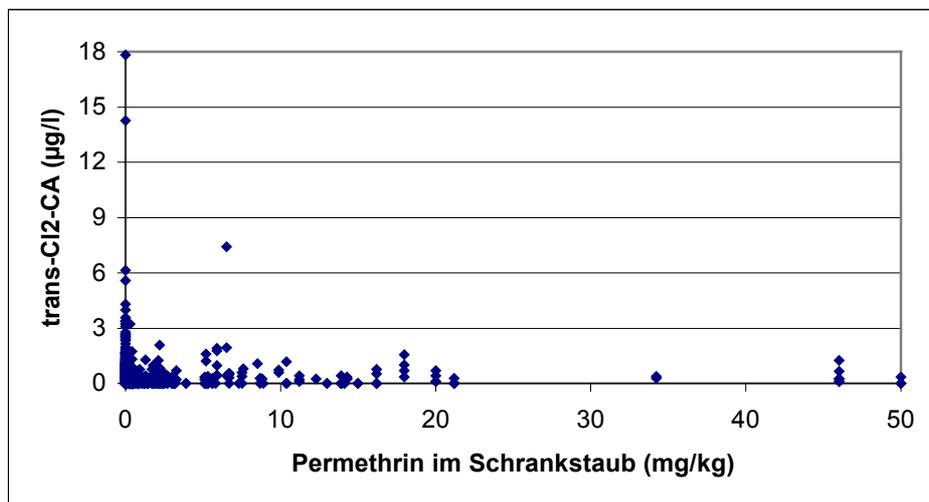
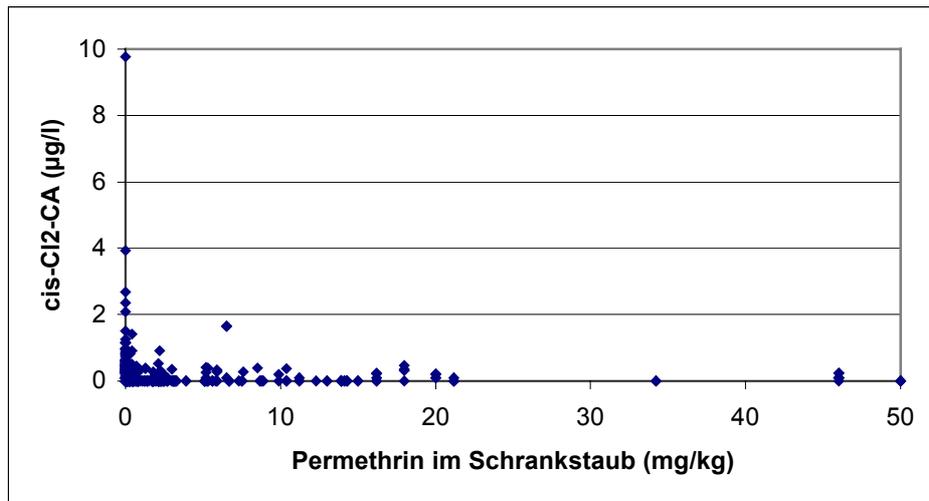


Abb. 17
Pyrethroid-Stoffwechselprodukte
(cis- und trans-CI2CA (3-(2,2-Dichlorvinyl)-2,2-dimethylcyclopropancarbonsäure)) im
Urin von Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main – in Relation
zu dem Permethrin Gehalt im Schrankstaub



2.2.4 Pentachlorphenol - PCP

Pentachlorphenol (PCP) wirkt bakterien- und pilzabtötend. Deswegen wurde es in der Vergangenheit im Holz- und Bautenschutz, in der Schnittholzbehandlung, in der Textil- und Lederimprägnierung sowie in der Zellstoff-, Papier- und Pappeproduktion zur Konservierung eingesetzt. Seit 1989 gilt in der BRD die PCP-Verbotsverordnung. Da in einigen Ländern, wie z. B. auch in den USA, Frankreich, Indien, Taiwan etc. PCP weiterhin produziert oder eingesetzt wird, kann durch Import insbesondere von Textilien und Lederwaren PCP weiterhin nach Deutschland gelangen.

Regelungen in der Lebensmittel-Höchstmengenverordnung
Nahrungsmittel mit einem PCP-Gehalt über 0,01 mg/kg gelten als nicht verzehrfähig.

Die durchschnittliche PCP-Aufnahme über die Nahrung wird heute in Deutschland auf 1-2 Mikrogramm pro Tag geschätzt. Da eine direkte Anwendung von PCP in der Landwirtschaft nicht anzunehmen ist, wird eine sekundäre Belastung der Lebensmittel z. B. durch Lagerung in entsprechend behandelten Holzkisten o. ä. als Ursache angesehen.

PCP wird gut über den Magen-Darm-Trakt, die Atemwege und die Haut aufgenommen. Die Halbwertszeit im Körper wird je nach Zufuhr mit zwischen 30 Stunden und 17 Tagen angegeben. Demnach besitzt PCP keine ausgeprägte Neigung zur Anreicherung im Körper. Es reichert sich nicht in der Muttermilch an und zeigt auch keine Tendenz zu höheren Werten mit zunehmendem Alter.

Unter den akuten Wirkungen bei hohen PCP-Aufnahmen stehen Kreislauf- und Stoffwechselstörungen im Vordergrund. Bei chronischer Zufuhr im Niedrigdosisbereich - vor allem im Zusammenhang mit der Verwendung PCP-haltiger Holzschutzmittel im Wohnbereich - wurden in zahlreichen Fallbeispielen unspezifische Symptome genannt: Mattigkeit, Müdigkeit, Leistungsminderung, Konzentrationsstörungen, Reizungen der Augen- und Bronchialschleimhaut etc.

Chronische Zufuhr von 3 Milligramm PCP pro kg Körpergewicht und Tag verursachte bei Ratten keine Symptome (no effect level). Vor dem Hintergrund aktueller toxikologischer Daten setzte die Weltgesundheitsorganisation (WHO) unter Anwendung eines Sicherheitsfaktors von 1000 einen ADI-Wert (erlaubte tägl. Zufuhr) von 3 Mikrogramm pro Kilogramm Körpergewicht und Tag fest. D. h. ein 70 kg schwerer Erwachsener dürfte 210 µg PCP pro Tag (0,210 Milligramm) aufnehmen. Der ADI-Wert bezeichnet die Menge eines Stoffes, die ein ganzes Leben lang täglich aufgenommen werden kann, ohne daß nach derzeitiger wissenschaftlicher Kenntnis unerwünschte gesundheitliche Wirkungen nachweisbar wären.

PCP-Konzentrationen im Blut (Referenz- und „Humanbiomonitoring“-Werte)

PCP kann im Blut oder Urin gut untersucht werden. Die PCP-Konzentration im Blut ist in aller Regel 2-3 mal höher als im Urin. Die allgemeinen Hintergrundwerte in der Bevölkerung haben in den letzten Jahren deutlich abgenommen. Der obere Referenzwert lag Mitte der 80er Jahre bei 70 µg PCP/l Blutplasma oder -serum (20), er hat bis 1996 auf 12 µg/l abgenommen (21).

Werte bis 40 µg/l sind nach der Bewertung der Humanbiomonitoring-Kommission des Umweltbundesamtes unbedenklich, ab über 70 µg/l sollten Kontrolluntersuchungen und Quellenforschung sowie Ursachenermittlung angestrebt werden (20).

Pentachlorphenol im Blutplasma von Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt/M

Es wurden Blutproben von 623 Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main auf PCP analysiert. Insgesamt lag die 95. Perzentile bei 6 µg PCP/l und damit deutlich unter dem jüngst publizierten Referenzwert von 12 µg PCP/l in der erwachsenen Bevölkerung in Deutschland (21) (Tab. 13).

Tab. 13
PCP im Blutplasma von 623 Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main

Alter	Anzahl	X ± Sdev µg/l	Bereich µg/l	P 25 µg/l	P 50 µg/l	P 75 µg/l	P 95 µg/l	Referenzwert (21)
0 < 6 J	29	3,67±4,58	n.n.-24,51	1,58	2,48	3,88	17,32	
6 < 12 J	60	2,64±1,70	n.n.-8,05	1,61	2,69	3,70	5,85	
12 < 20 J	49	3,63±6,29	n.n.-44,70	1,58	2,27	3,98	8,16	
20 < 30 J	59	2,62±7,75	n.n.-59,33	0,60	1,21	2,02	8,66	12
30 < 40 J	255	1,98±2,66	n.n.-26,77	0,81	1,44	2,51	5,51	12
40 < 50 J	138	2,06±1,94	n.n.-12,01	0,92	1,63	2,61	5,95	12
Ab 50 J	33	2,86±2,80	n.n.-11,30	1,15	2,00	4,24	10,05	12

In Abbildung 18 sind die PCP-Plasmaspiegel in Abhängigkeit vom Alter der Untersuchten aufgetragen, in den Abbildungen 19-21 sind sie den Ergebnissen der PCP-Untersuchungen in den Haus- und Schrankstaubproben gegenübergestellt. Rein rechnerisch ergeben sich teilweise signifikante Korrelationen zwischen den PCP-Gehalten im Blut und denen in den Stäuben, die Korrelationskoeffizienten sind mit 0,1 bis 0,2 allerdings sehr klein. Die Berücksichtigung der Wohndauer erhöht die Korrelationen nicht (Tab. 14)

Tab. 14
Korrelationen zwischen dem PCP-Spiegel im Blut der Bewohner und den PCP-Gehalten in verschiedenen Stäuben

PCP	Hausstaub, gekehrt		Schrankstaub		Hausstaub, gesaugt	
	n	r	n	r	n	r
PCP	499	0,107*	415	0,129**	197	0,208**
PCP * Wohndauer	487	0,111*	381	0,078		

Spearman-Korrelationen, zweiseitig; * p < 0,05; ** p < 0,01

In verschiedenen Altersgruppen gab es einige „Ausreißer“, ohne daß insgesamt ein altersabhängiger Trend zu erkennen war. Den „Ausreißern“ wurde in allen Einzelfällen nochmals nachgegangen. In einer Familie hatten der Vater 60 µg, die Mutter ca 10 µg und die Tochter 24 µg PCP/l Blutplasma. Im Hausstaub dieser Wohnung war PCP nicht über der Nachweisgrenze gefunden worden. Aus der Anamnese deutete nichts auf eine wohnungs- oder arbeitsplatzbedingte PCP-Belastung hin. Aufgrund der auffällig hohen Blutwerte wurde erneut Kontakt mit der Familie aufgenommen und nach möglichen PCP-Quellen gefragt. Dabei stellte sich heraus, daß der Vater im Herbst zuvor eine Lederjacke gekauft hatte, die er bis etwa einen Monat vor der Blutentnahme gerne und regelmäßig getragen hatte. Mutter und Tochter klagten über einen auffällig unangenehmen Geruch dieser Jacke. Da Leder-

waren z.B. aus dem Ausland durchaus mit PCP behandelt sein können, veranlaßte das Gesundheitsamt eine Untersuchung dieser Jacke. Der PCP-Gehalt dieser Jacke betrug ca. 2300 mg/kg; sie wurde entsorgt. Bei Nachkontrolle hatte der Vater 6, die Mutter 5 µg/l Blutplasma: Bei der Tochter wurde auf eine weitere Blutentnahme verzichtet und statt dessen eine Urinprobe genommen sowie die Rückstellprobe des im Juni 1998 abgegebenen Urins nachuntersucht: auch hier zeigte sich eine Abnahme der PCP-Belastung von 12 auf 8 µg/l Urin.

In einem weiteren Fall erhöhter PCP-Belastung im Blut (> 20 µg/l) wurde eine besonders im Winter gerne getragene lederne Hose als Ursache vermutet; die Blutkontrolle im Sommer zeigte einen auf die Hälfte der ursprünglichen Belastung abgesunkenen Wert. Allerdings konnte die Vermutung nicht durch Untersuchung einer Materialprobe der Hose gesichert werden.

In einem anderen Fall hatte ein Mitglied einer Familie ebenfalls einen auffälligen PCP-Wert (> 40 µg/l), während die PCP-Belastung aller vier weiteren untersuchten Familienmitglieder unauffällig war, ebenso wie die Hausstaubprobe. Bei genauerem Nachfragen stellte sich heraus, daß die Tochter mit der hohen PCP-Belastung bis wenige Wochen vor der Untersuchung im Ausland gewesen war. Möglicherweise war sie – unbekanntermaßen – dort PCP-exponiert gewesen; bei der Kontrolle, die durchgeführt wurde, nachdem sie wieder längere Zeit in der Wohnung verbracht hatte, war der PCP-Wert auf ein Drittel des Ausgangswerts abgesunken.

Abb. 18
PCP im Blutplasma in Abhängigkeit vom Alter der Untersuchten

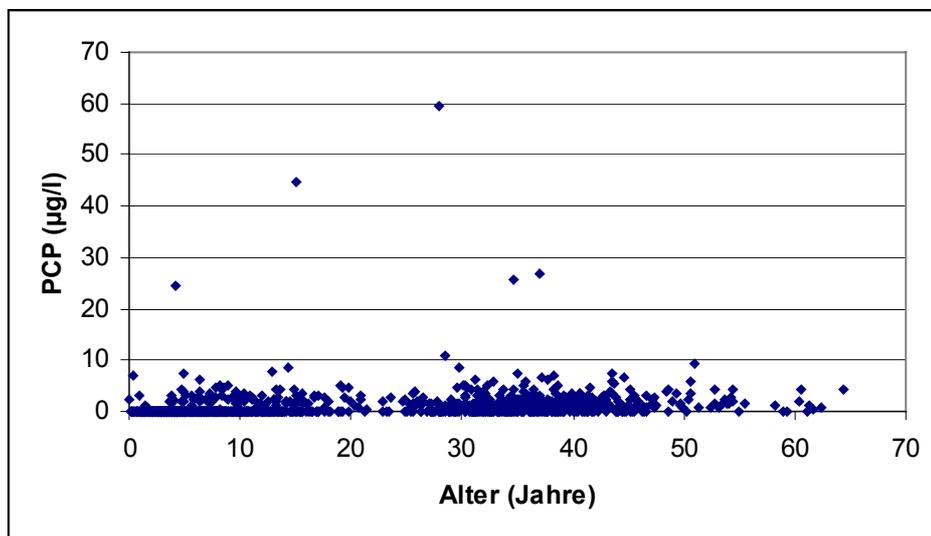
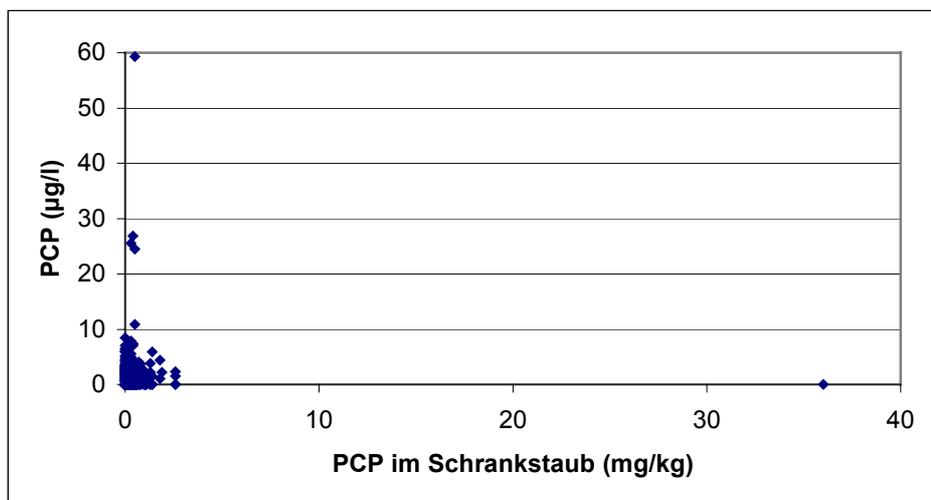
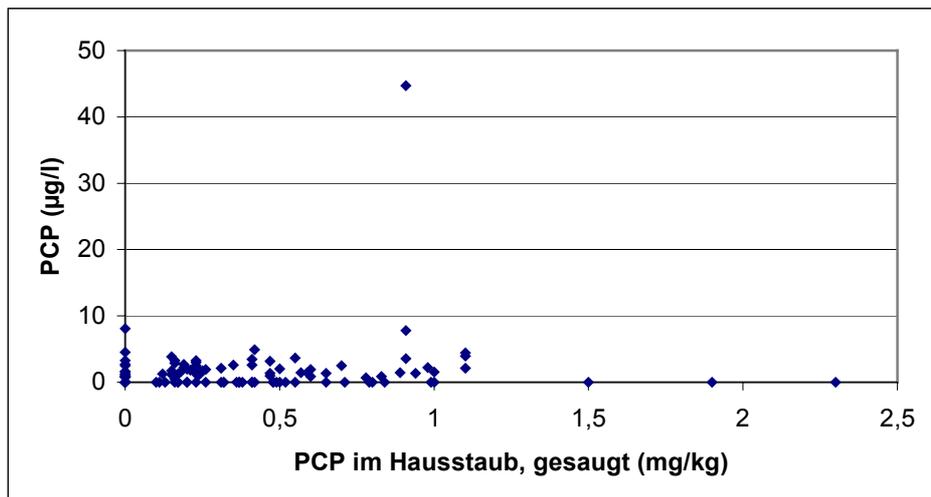
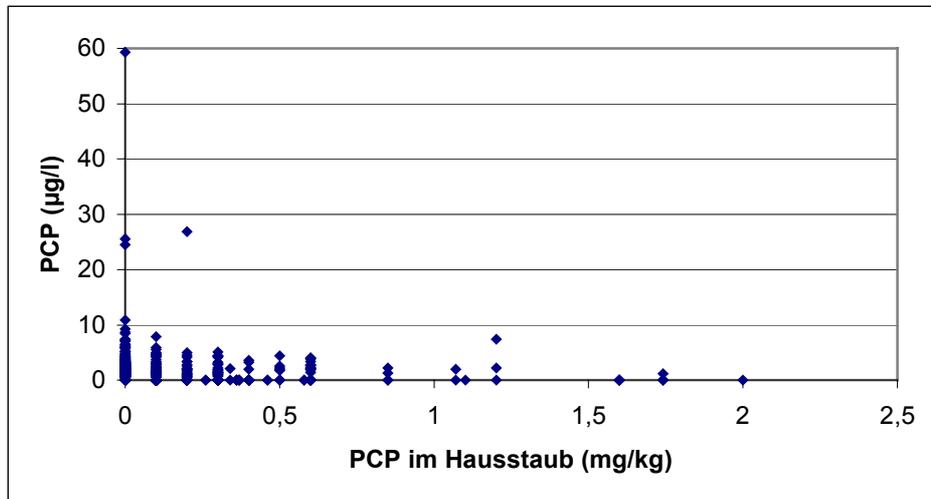


Abb. 19-21

PCP im Blutplasma von Bewohnern der ehemaligen US-Housing – in Abhängigkeit vom PCP-Gehalt des durch Kehren und Saugen gewonnenen Hausstaubs und des Schrankstaubs



2.2.5 Lindan (g-Hexachlorcyclohexan)

Lindan (g-Hexachlorcyclohexan) wird seit 1945 als Insektenvernichtungsmittel in der Land- und Forstwirtschaft, im Holzschutz, in der Veterinär- und auch in der Humanmedizin eingesetzt. Beim Menschen dient es vor allem der Bekämpfung von Läusen und Milben.

Der Hauptzufuhrpfad des Menschen sind Lindan-belastete Nahrungsmittel (über 90 %). Die Gesamtzufuhr hat in den letzten Jahrzehnten kontinuierlich abgenommen: sie lag 1970 noch bei 50 ng/kg Körpergewicht, 1980 bei 3 ng/kg Körpergewicht und heute unter 1 ng/kg Körpergewicht (ng ist ein milliardstel Gramm).

Festgesetzte Höchstmengen für Lindan in Lebensmitteln:

Blatt- und Sproßgemüse	2 mg/kg
Frucht- und Wurzelgemüse	1 mg/kg
Tee, Weintrauben	0,5 mg/kg
Getreide, Kartoffeln, Möhren, Hülsenfrüchte	0,1 mg/kg

Grenzwerte des Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetzes für Lindan:

Schafffleisch, Fische, Schalentiere	2 mg/kg Fett
sonst. Fleisch, tier. Speisefette	1 mg/kg Fett
Milch- und Milcherzeugnisse	0,2 mg/kg Fett
Eier	0,1 mg/kg Fett
Säuglingsnahrung	0,01 mg/kg Fett

Lindan reichert sich vor allem im Blutfett und fettreichen Geweben an. Bei chronischer Zufuhr liegt die Halbwertszeit bei ca. 8 bis 10 Tagen.

Bei einer akuten schweren Lindanvergiftung mit hohen Mengen treten Kopfschmerzen, Übelkeit, Erbrechen, Schwindel, Zittern, Gleichgewichtsstörungen bis hin zu Krampfanfällen und Tod ein. Außerdem wurde auch Magen-Darm-Koliken, Durchfälle und Mundentzündungen beobachtet. Bei chronisch erhöhter Zufuhr wurden beobachtet: Lebervergrößerung und -verfettung, chronische Nierenentzündung..

Aus den vorhandenen toxikologischen Daten hat das Bundesgesundheitsamt im Jahre 1992 eine duldbare tägliche Aufnahme von 5 Mikrogramm Lindan pro Kilogramm Körpergewicht und Tag festgelegt; d. h. bei einer lebenslangen Zufuhr von Lindan in diesen Mengen sind keine unerwünschten Wirkungen zu erwarten.

Lindan im Blut

Lindan kann - bei Arbeitsplatzbelastungen - gut im Blut nachgewiesen werden. Bei nicht beruflich Belasteten bleibt die Lindankonzentration in aller Regel unter der bisherigen allgemeinen Nachweisgrenze von 0.1 µg/l so daß hier Referenzwerte nicht angegeben werden können.

Lindan im Blutplasma von 624 Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main

Die Ergebnisse der Blutuntersuchungen auf Lindan lagen generell an oder unter der publizierten Nachweisgrenze von 0,1 µg/l. Die 95er Perzentile der untersuchten Bewohner der ehemaligen US-Housing stimmt mit dem in der Literatur angegebenen Wert überein (Tab. 15, Abb. 22). Eine Altersabhängigkeit war nicht erkennbar (Abb. 22).

Tab. 15
Lindan im Blutplasma von 624 Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main

Alter	Anzahl	X ± Sdev µg/l	Bereich µg/l	P 25 µg/l	P 50 µg/l	P 75 µg/l	P 95 µg/l	(Referenz Wert) µg/l
0-< 6 J	30	0,03±0,4	n.n.-0,14	n.n.	n.n.	0,08	0,12	
6-< 12 J	60	0,01±0,04	n.n.-0,26	n.n.	n.n.	n.n.	0,08	
12-<20 J	49	0,01±0,03	n.n.-0,10	n.n.	n.n.	n.n.	0,09	0,1
20-<30 J	59	0,01±0,03	n.n.-0,13	n.n.	n.n.	n.n.	0,10	0,1
30-<40 J	255	0,01±0,04	n.n.-0,32	n.n.	n.n.	n.n.	0,10	0,1
40-<50 J	138	0,01±0,03	n.n.-0,11	n.n.	n.n.	n.n.	0,10	0,1
Ab 50 J	33	0,02±0,05	n.n.-0,19	n.n.	n.n.	0,03	0,15	0,1

In Abbildungen 23-25 sind die Lindan-Werte im Blutplasma gegen die Lindangehalte in den Staubproben aufgetragen. Bei der Berechnung ergaben sich teilweise signifikante ($p < 0,05$ -Niveau) Korrelationen zwischen innerer und äußerer Belastung, bei Korrelationskoeffizienten um 0,1 (Tab. 16).

Tab. 16
Korrelationen zwischen dem Lindangehalt im Blutplasma und den Lindangehalten in verschiedenen Staubproben, auch unter Berücksichtigung der Wohndauer (Lindan im Staub * Wohndauer)

	Hausstaub, gekehrt		Schrankstaub		Hausstaub, gesaugt	
	n	r	n	r	n	r
Lindan	502	0,096*	415	0,033	194	0,102
Lindan * Wohndauer	496	0,106*	386	0,130*		

Spearman-Korrelationen; * $p < 0,05$

Abb. 22
Lindan im Blutplasma – in Abhängigkeit vom Alter der Untersuchten

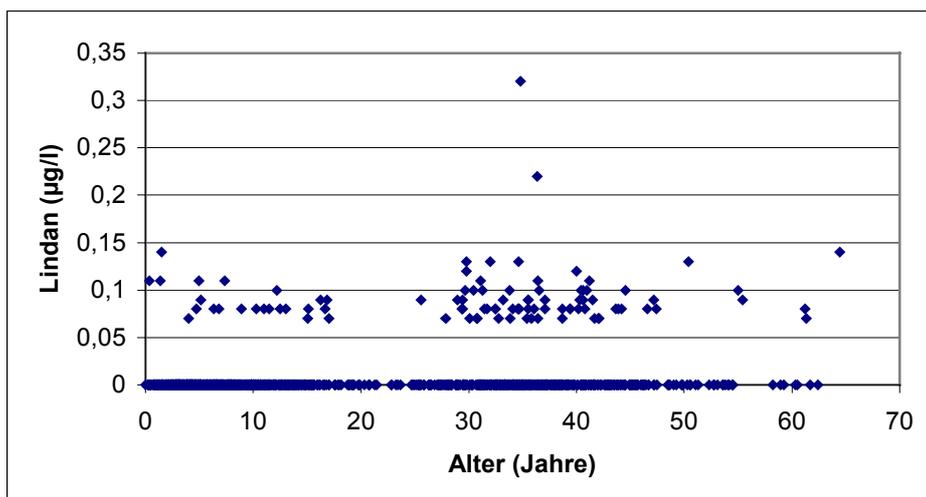
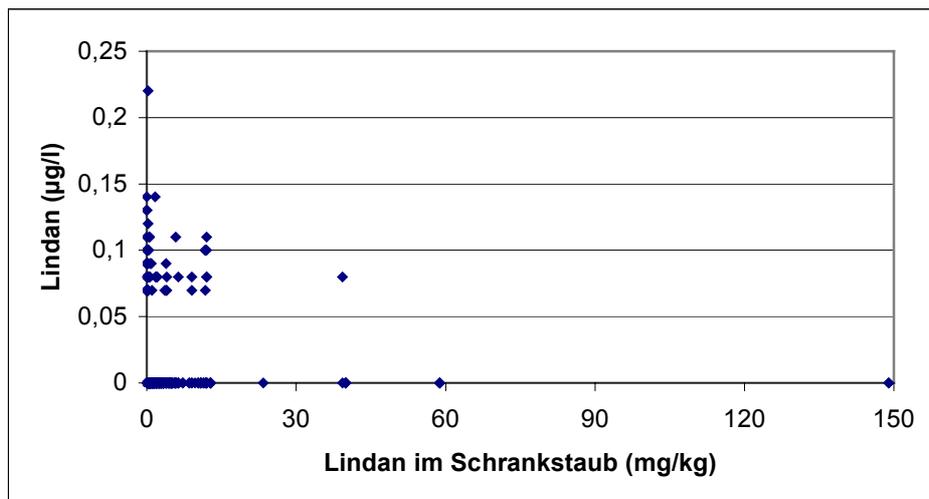
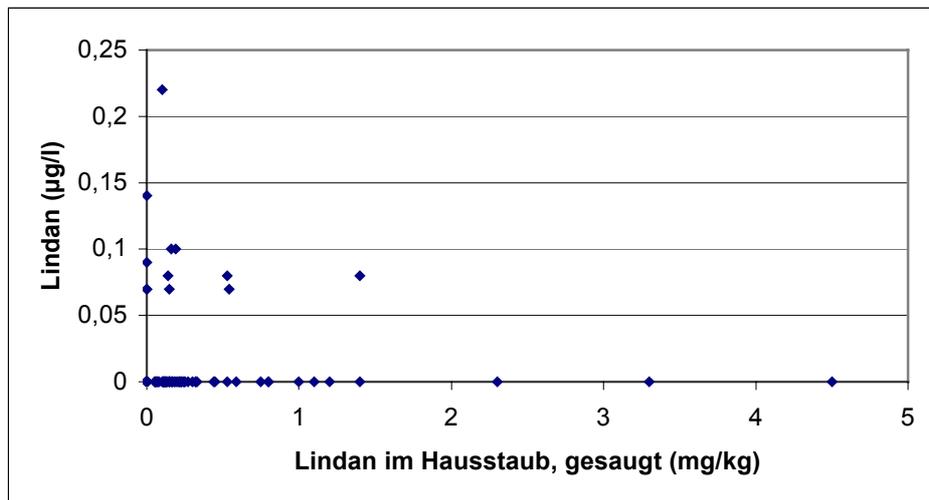
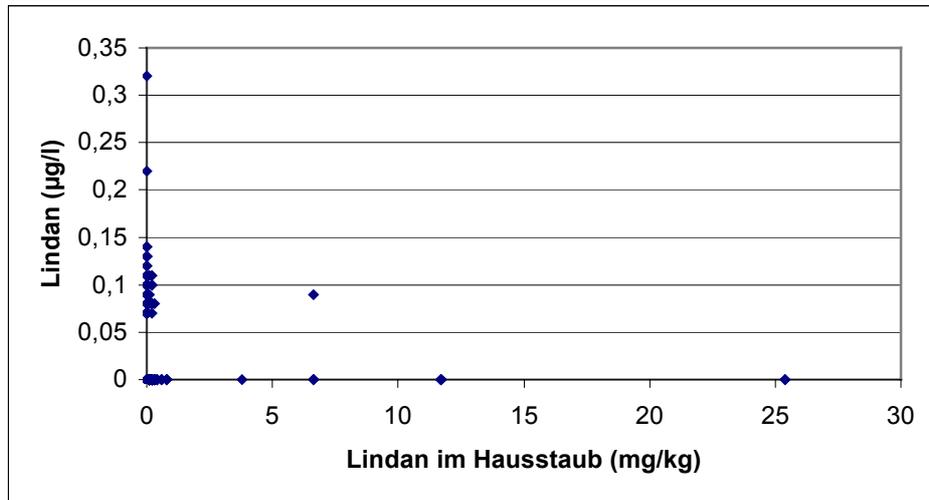


Abb. 23-25

Lindan im Blutplasma von Bewohnern der ehemaligen US-Housing – in Abhängigkeit vom PCP-Gehalt des durch Kehren und Saugen gewonnenen Hausstaubs und des Schrankstaubs



2.2.6 Dichlordiphenyltrichlorethan DDT

Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT) wurde - nachdem seine Wirkung gegen Insekten im Jahr 1939 erkannt wurde - weltweit in der Malaria- und Typhusbekämpfung sowie in der Landwirtschaft eingesetzt. Das dabei verwendete technische DDT enthielt ca. 75 % p, p'-DDT und ca. 15 % o,p'-DDT. Wegen der starken Anreicherungstendenz in der Umwelt und in der Nahrungskette sowie wegen seiner gesundheitsschädlichen Wirkung beim Menschen wurde Anfang der 70er Jahre die Produktion und das Vertreiben von DDT in den meisten Industrienationen verboten, in Deutschland 1972. - In anderen Erdteilen wird DDT noch heute eingesetzt, z. B. wird es in den Tropen auch heute noch zur Bekämpfung der Malaria verwendet.

DDT und seine Abbauprodukte sind in der Umwelt sehr stabil und reichern sich deswegen in der Nahrungskette an, insbesondere in fetthaltigen tierischen Lebensmitteln und in Muttermilch. Infolge des gesetzlichen Verbots ist die Belastung in den letzten Jahren deutlich rückläufig.

In industrialisierten Ländern - mit lange zurückliegendem DDT-Verbot - geschieht die Hauptaufnahme von DDT über den Nahrungspfad. Dort liegt die tägliche Aufnahme unter 2 Mikrogramm pro Tag. Dem gegenüber wird in Ländern, wo DDT in den letzten Jahren noch eingesetzt wurde eine sehr viel höhere DDT-Aufnahme mit der Nahrung beobachtet. Sie lag in Ägypten beispielsweise 1988 im Mittel bei 960 Mikrogramm pro Tag.

Bei akuter, schwerer DDT-Vergiftung können Übelkeit, Erbrechen, Lähmungserscheinungen, Gleichgewichtsstörungen, Verwirrheitszustände, Zittern und Krampfanfälle bis hin zum Tod eintreten. Bei Arbeitern, die über 25 Jahre wiederholt durchschnittlich 0,25 mg DDT pro kg Körpergewicht und Tag aufgenommen hatten, wurden keine unerwünschten Wirkungen festgestellt. Epidemiologische Untersuchungen haben keine eindeutigen Hinweise auf fruchtschädigende oder krebserzeugende Wirkungen gezeigt.

Aus den vorliegenden toxikologischen Daten hat die Weltgesundheitsorganisation (WHO) unter Anwendung von Sicherheitsfaktoren einen ADI-Wert (acceptable daily intake - erlaubte tägliche Zufuhr) von 0,02 mg pro kg Körpergewicht und Tag errechnet. D. h. bei lebenslanger Zufuhr solcher DDT-Mengen ist - laut WHO - nicht mit gesundheitlichen Störungen zu rechnen.

DDE-Konzentrationen im Blut

DDT wird im Körper zu DDE abgebaut. Dieses kann im Blut gut untersucht werden. In Anbetracht der unterschiedlichen DDT-Zufuhr werden bei Bevölkerungen verschiedener Länder sehr unterschiedliche DDE-Blutgehalte festgestellt. Darüber hinaus sind immer mit zunehmendem Alter höhere DDE-Belastungen im Blut festzustellen, bedingt durch die sehr schlechte Abbaubarkeit und lange Halbwertszeit im Körper. Infolge des DDT-Verbots in industrialisierten Ländern ging die DDE/T-Belastung im Blut der Bevölkerung in den letzten 10 Jahren um etwa ein Drittel zurück.

In einem großen Kollektiv von über 300 Erwachsenen aus der BRD, die 1991-1995 untersucht wurden, wurden nachfolgende DDE-Konzentrationen im Blut festgestellt (22) . P95 kann als „oberer Vergleichswert“ für die jeweilige Altersgruppe angesehen werden. Für Kinder liegen keine Vergleichswerte vor.

DDE-Konzentrationen ($\mu\text{g/l}$) im Serum bei Personen ohne bekannte spezifische Belastung

Alter (Jahre)	21-30 J	31-40 J	41-50 J	51-60
Anzahl der Untersuchten	76	90	76	65
P50, Median*	1.51	1.90	2.30	3.30
P95 **	6.29	7.53	15.24	11.30
Maximalwert	15.00	18.80	28.06	15.10

* Mittlerer Wert, d. h. 50 % der Untersuchten haben höhere und 50 % haben niedrigere Werte.

** 95 % der Untersuchten haben Werte unter diesem Wert, 5 % haben höhere Werte

DDE und DDT im Blutplasma von 624 Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main

Es wurden insgesamt 624 Blutproben von Bewohnern der ehemaligen US-Housing auf DDT und sein Haupt-Stoffwechselprodukt DDE untersucht. Wie auch in der Vergleichsgruppe – und in vielen anderen Studien – zeigte sich eine deutliche Zunahme der inneren DDE-Belastung mit dem Alter (Tab. 17; Abb. 26 und 27). Angesichts der sehr viel längeren biologischen Halbwertszeit von DDE im Vergleich mit DDT (Jahre im Vergleich zu ca 1 Jahr) waren auch die berechneten Korrelationen zwischen Alter und DDE-Plasmaspiegel sehr viel höher als zur DDT-Konzentration im Blut (DDE $r=0,359^{**}$; DDT: $r=0,109^{**}$).

Für DDE/T im Blutplasma sind bislang keine geeigneten Vergleichswerte für Kinder in Deutschland veröffentlicht. Im Vergleich mit den o.g. Referenzwerten (22) fiel auf, daß bei den Bewohnern der ehemaligen US-Housing teilweise sehr viel höhere DDE-Plasmaspiegel gemessen wurden als erwartet; mit Ausnahme der Gruppe der 40-50Jährigen lagen die 95er Perzentilen deutlich über den erwarteten Werten. Außerdem fielen zahlreiche „Ausreißer“ auf.

Sämtlichen Werten über 10 µg DDE/l Blutplasma wurde individuell nachgegangen. Bei allen Befragten stellte sich heraus, daß diese in Ländern geboren und/ oder aufgewachsen waren, in welchen DDT noch sehr viel länger und intensiver eingesetzt wurde als in der Bundesrepublik Deutschland. Auch waren die DDE-Spiegel, die eine länger zurückliegende Belastung anzeigen, hoch, während die DDT-Spiegel, die auch Hinweise auf eine kürzer zurückliegende Belastung geben könnten, deutlich niedriger lagen. Demzufolge zeigten diese Spiegel – bei der bekannt langen Halbwertszeit – eher die individuelle länger zurückliegende Vorgeschichte auf, als daß sie einen Hinweis auf derzeitige externe Belastungen geben.

Zwischen äußerer DDT-Belastung in verschiedenen Staubproben (Hausstaub gekehrt und gesaugt, Schrankstäube) und innerer DDE/T-Belastung konnten keine Zusammenhänge erkannt werden (Abb. 28-30); dies wurde durch die Korrelationsrechnungen bestätigt (Tab.18). Darüberhinaus ist aus den Abbildungen auch erkennbar, daß gerade die höchsten DDT-Belastungen im Hausstaub (bis 450 mg/kg „Kehr“-Staub und ca 950 mg/kg Schrankstaub) nicht mit auffälligen DDE/T-Werten im Blutplasma der Mieter einhergehen.

Tab. 18

Korrelationen zwischen dem DDE/T-gehalt in Blutplasmaproben von Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main und dem DDT-Gehalt in verschiedenen Staubproben – auch unter Berücksichtigung der Wohndauer (DDT im Staub * Wohndauer)

Blut-plasma	Hausstaub, gekehrt		Hausstaub x Wohndauer		Schrankstaub		Schrankstaub x Wohndauer		Hausstaub, gesaugt	
	n	r	n	r	n	r	n	r	n	r
DDE	502	0,078	467	0,105*	411	-0,016	369	0,032	198	0,056
DDT	502	0,070	467	0,053	411	0,002	369	0,024	198	-0,024

Spearmann-Korrelationen, zweiseitig

Tab. 17

DDE/T im Blutplasma von 624 Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main

Alter	Anzahl	X ± Sdev µg/l	Bereich µg/l	P 25 µg/l	P 50 µg/l	P 75 µg/l	P 95 µg/l	Referenz- Werte (22)
DDE								
0-< 6 J	30	1,16±1,07	0,31-4,88	0,53	0,75	1,43	4,45	
6-< 12 J	60	1,46±1,67	n.n.-10,96	0,61	0,95	1,78	5,04	
12-<20 J	49	2,13±2,82	0,26-12,00	0,55	0,92	2,26	9,68	
20-<30 J	59	3,45±5,05	0,22-28,66	0,73	1,26	4,81	14,06	6,29
30-<40 J	255	3,62±5,34	0,11-42,90	1,12	1,88	3,80	14,38	7,53
40-<50 J	138	4,53±6,40	n.n.-50,86	1,34	2,52	5,05	15,05	15,24
Ab 50 J	33	6,34±6,12	0,17-28,84	2,04	4,50	9,17	19,93	11,30
DDT								
0-< 6 J	30	0,04±0,07	n.n.-0,31	n.n.	n.n.	0,07	0,22	
6-< 12 J	60	0,02±0,20	n.n.-1,44	n.n.	n.n.	0,14	0,25	
12-<20 J	49	0,06±0,17	n.n.-1,11	n.n.	n.n.	0,03	0,30	
20-<30 J	59	0,14±0,38	n.n.-2,36	n.n.	n.n.	0,12	0,78	
30-<40 J	255	0,14±0,40	n.n.-4,40	n.n.	n.n.	0,15	0,78	
40-<50 J	138	0,19±0,64	n.n.-6,99	n.n.	n.n.	0,17	0,85	
Ab 50 J	33	0,13±0,20	n.n.-1,01	n.n.	0,10	0,19	0,62	

Abb. 26

DDE im Blutplasma von Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main – dargestellt in Altersklassen

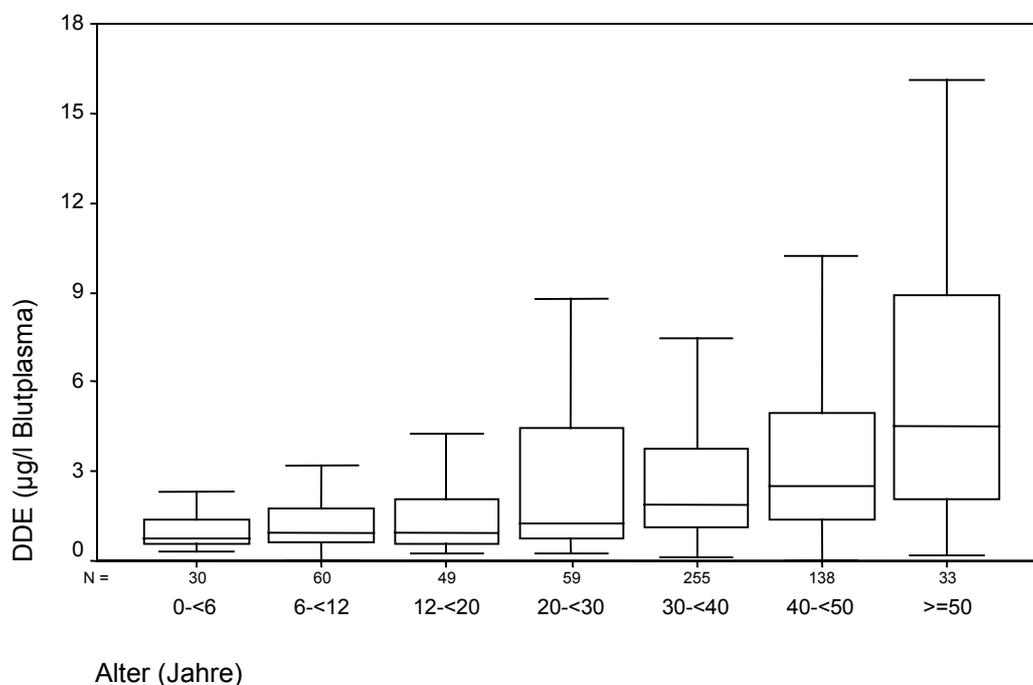


Abb. 27
DDE/T im Blutplasma von Bewohner der ehemaligen US-Housing –
in Abhängigkeit vom Alter der Untersuchten

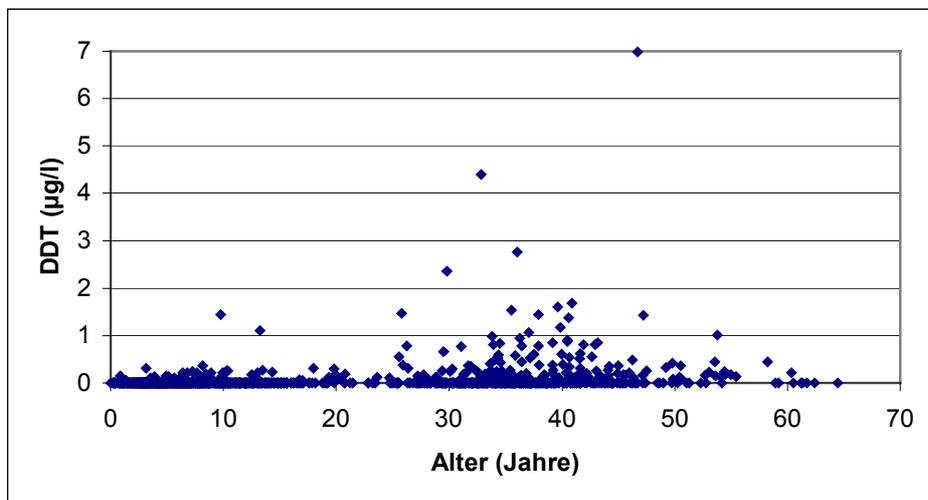
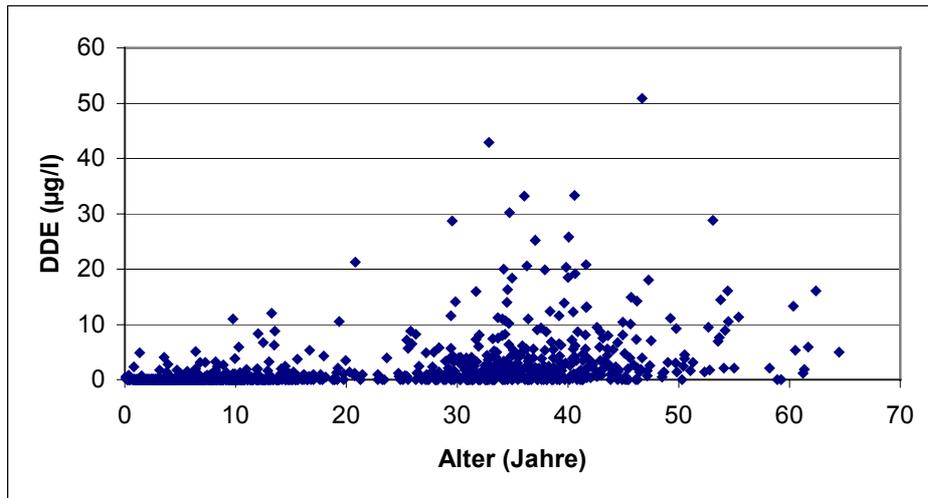


Abb. 28
DDE/T im Blutplasma von Bewohnern der ehemaligen US-Housing – in
Abhängigkeit vom DDT-Gehalt des durch Kehren gewonnenen Hausstaubs

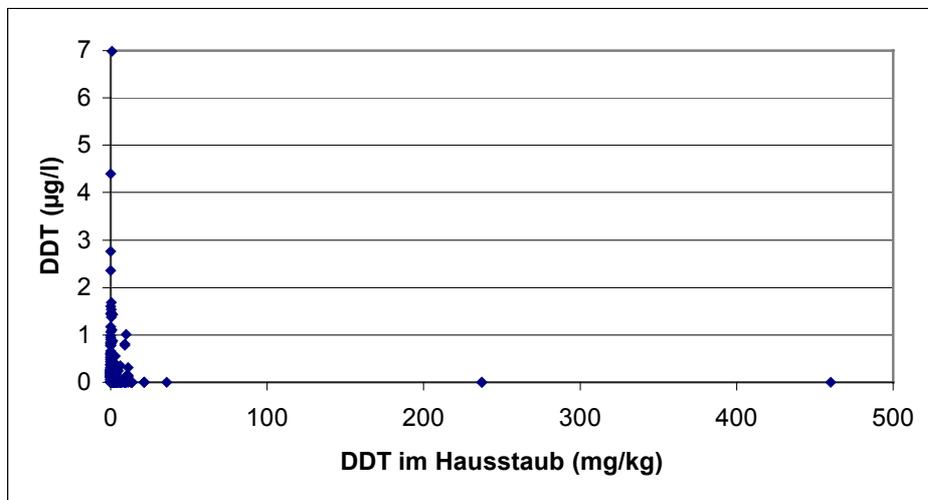
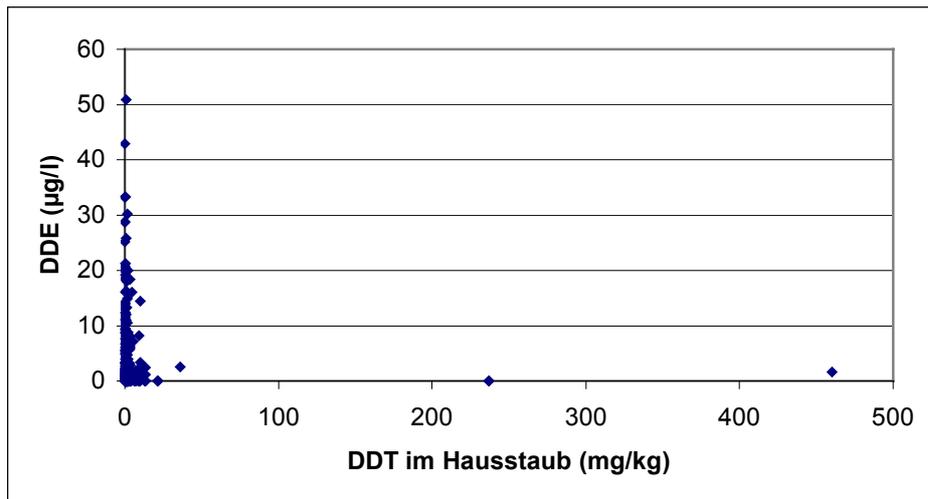


Abb. 29
DDE/T im Blutplasma von Bewohnern der ehemaligen US-Housing – in
Abhängigkeit vom DDT-Gehalt des durch Saugen gewonnenen Hausstaubs

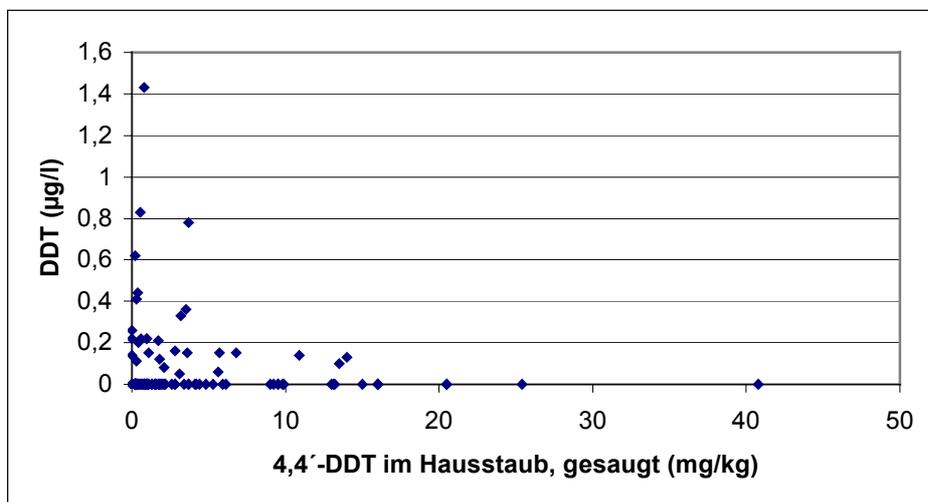
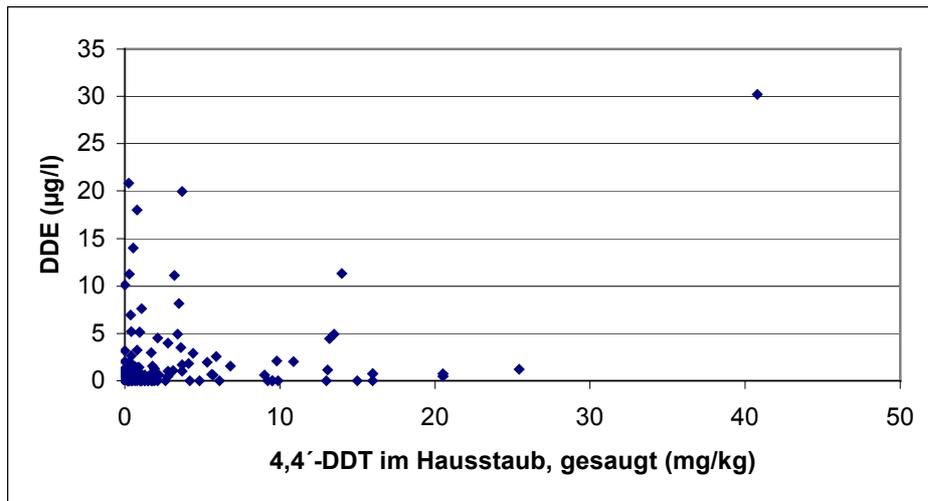
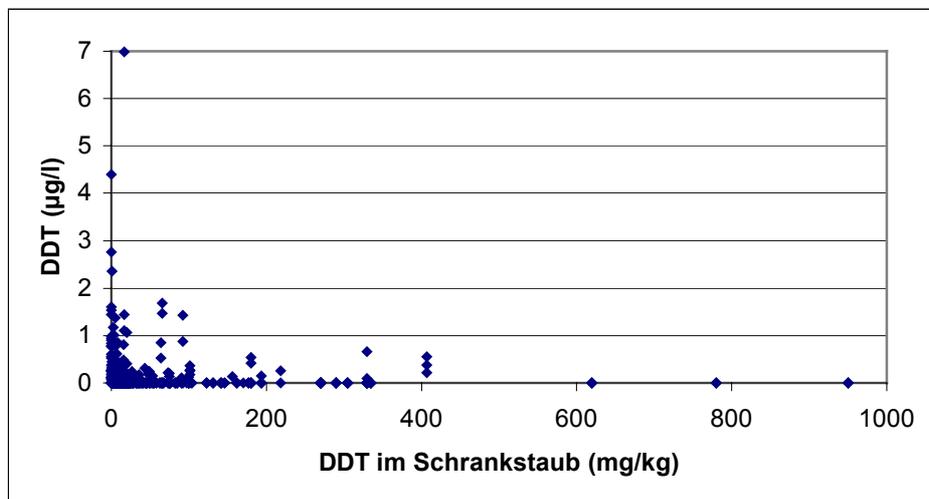
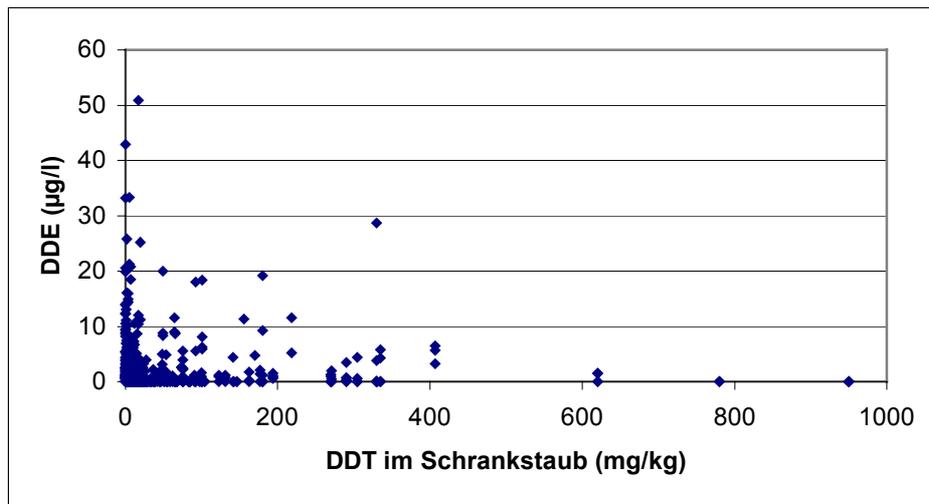


Abb. 30
DDE/T im Blutplasma von Bewohnern der ehemaligen US-Housing – in
Abhängigkeit vom DDT-Gehalt im Schrankstaub



2.2.7 Polychlorierte Biphenyle - PCB

Unter „polychlorierten Biphenylen“ PCB wird ein Substanzgemisch mit 209 möglichen Einzelsubstanzen verstanden, die sich bei gleicher Grundstruktur in der Anzahl der zusätzlichen Chloratome (1-10) unterscheiden. Wegen ihrer Stabilität gegenüber Hitze, ihrer hohen Reaktionsträgheit, Schwerentflammbarkeit und Alterungsbeständigkeit wurden sie in zahlreichen Anwendungsbereichen eingesetzt: als Weichmacher in Kunststoffen, Klebstoffen, Imprägnierungs- und Flammschutzmittel, als Isolier- und Kühlflüssigkeit in Transformatoren etc.

Die PCB sind gering akut toxisch, das größte gesundheitliche Problem besteht in ihrer Biobeständigkeit und Anreicherungstendenz in der Nahrungskette und im menschlichen Fettgewebe sowie in der Muttermilch. Nicht zuletzt aus diesen Gründen wurden die PCB seit 1983 in Deutschland nicht mehr hergestellt. 1989 wurden sie völlig verboten. Aufgrund dessen gehen in den letzten Jahren die PCB-Gehalte in Lebensmitteln deutlich zurück. Auch im Blut der Bevölkerung sowie in der Muttermilch nahmen die Belastungen in den letzten ca. 10 Jahren um mehr als ein Drittel ab. Nach wie vor geschieht die Hauptzufuhr über PCB-kontaminierte Nahrungsmittel.

Aus Vergiftungen im arbeitsmedizinischen Bereich und den Reisölvergiftungen in Japan und Taiwan mit sehr hohen PCB-Belastungen sind folgende Symptome bekannt: akneförmige Hauterscheinungen (Chlorakne), Dunklerwerden der Haut (vermehrte Pigmentation), eitrige Augenentzündungen, Lid-schwellungen, Übelkeit, Verdauungsbeschwerden, Leberfunktionsstörungen, Schwäche, Kopfschmerzen und Konzentrationsstörungen, Störungen des Immunsystems. Insbesondere nach vorgeburtlicher PCB-Belastung im Mutterleib wurden bei Kindern darüber hinaus Auffälligkeiten in der neurologischen Entwicklung beschrieben.

Im Tierversuch haben sich die PCB als krebserregend erwiesen. Die krebsauslösende Wirkung ist für den Menschen nicht nachgewiesen, es besteht jedoch ein Verdacht auf eine tumorauslösende Wirkung auch beim Menschen.

Die bekannten PCB-Wirkungen sind konzentrationsabhängig. Aus den arbeitsmedizinischen Kenntnissen sowie aus Tierversuchen hat die Weltgesundheitsorganisation (WHO) unter Anwendung entsprechender Sicherheitsabstände errechnet, daß bei einer täglichen Aufnahme von 1 µg/kg Körpergewicht über das ganze Leben keine gesundheitlichen Auffälligkeiten oder Störungen auftreten werden. Die täglich erlaubte Zufuhr wurde von der Weltgesundheitsorganisation auf 1 µg/kg Körpergewicht und Tag festgelegt. Demnach dürfte ein 60 kg schwerer Erwachsener 60 µg PCB und ein 15 kg schweres Kleinkind 15 µg PCB pro Tag zu sich nehmen, ohne ein gesundheitliches Risiko. Die tatsächliche durchschnittliche PCB-Zufuhr mit der Nahrung beträgt ca. 0,1 µg/kg Körpergewicht und Tag (1 µg ist ein Millionstel Teil eines Grammes).

PCB-Konzentrationen im Blut - Referenzwerte

Die Humanbiomonitoring-Kommission des Umweltbundesamtes hat kürzlich altersabhängige Referenzwerte aus dem Jahre 1994/95 für die Bevölkerung in Deutschland zusammengestellt (23). Konventionsgemäß werden 6 von den 209 möglichen Kongeneren untersucht. In der nachfolgenden Tab. wird der obere Referenzwert, die 95er Perzentile angegeben, d. h. 95 % der Untersuchten jeder Altersgruppe hatten PCB-Konzentrationen im Blut unter bzw. bis zu diesen Werten. Vergleichswerte für Kinder liegen nicht vor.

Altersabhängige Referenzwerte für PCB im Blut (Plasma) (23)

	18-25 J	26-35 J	36-45 J	46-55 J	56-65 J
PCB 138	0,8 µg/l	1,5 µg/l	2,2 µg/l	3,0 µg/l	3,7 µg/l
PCB 153	1,0 µg/l	1,9 µg/l	2,8 µg/l	3,7 µg/l	4,6 µg/l
PCB 180	0,8 µg/l	1,5 µg/l	2,2 µg/l	2,9 µg/l	3,5 µg/l
Summe PCB	3,2 µg/l	5,6 µg/l	7,6 µg/l	10,0 µg/l	12,2 µg/l

Für die niederchlorierten Kongenere PCB 28, PCB 52 und PCB 101 gilt als Referenzwert unter analytischen Aspekten: 0,1 µg/l.

Polychlorierte Biphenyle im Blutplasma von 624 Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main

Es wurden insgesamt 624 Blutplasmaproben auf Polychlorierte Biphenyle untersucht, 130 davon bei Kindern und Jugendlichen unter 18 Jahren. Aus Tabelle 19 und 21 und Abb. 31 und 32 geht hervor, daß die PCB-Belastung im Blut von Erwachsenen mit dem Alter zunimmt – dies ist bedingt durch die lange Halbwertszeit und schlechte Abbaubarkeit dieser Stoffe im Körper. Bei den untersuchten Kindern und Jugendlichen ist jedoch eine gegenläufige Tendenz erkennbar. Dieser Beobachtung wird auf S. 65 weiter nachgegangen.

Tab. 19
Korrelationen der PCB-Spiegel im Blut von Erwachsenen und von Kindern und Jugendlichen mit dem Alter

Korrelation mit dem Alter	Erwachsene (≥18 J)		Kinder, Jugendliche (<18 J)	
	n	r	n	r
PCB 138	494	0,385**	130	-0,191*
PCB 153	494	0,451**	130	-0,225*
PCB 180	494	0,493**	130	-0,171

Spearman Korrelationen; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$

Während für Kinder und Jugendliche in Deutschland keine geeigneten Referenzwerte zu PCB-Spiegeln im Blutplasma vorliegen, können die bei erwachsenen Bewohnern der ehemaligen US-Housing erhobenen Befunde mit Referenzdaten für die Bundesrepublik verglichen werden. Mit Ausnahme der – relativ kleinen - Gruppe der 18-25Jährigen lagen die 95er Perzentilen der PCB-Blutspiegel der untersuchten Bewohner der ehemaligen US-Housing deutlich (ca 30 %) unter den Referenzwerten (Tab. 21).

In den Abbildungen 33 und 34 werden die PCB-Spiegel im Blutplasma der Untersuchten den PCBgehalten in den Hausstäuben der Wohnungen gegenübergestellt. Zusammenhänge lassen sich nicht erkennen; dies wird auch durch die Korrelationsrechnungen bestätigt (Tab. 20).

Tab. 20
Korrelationen der PCB-Spiegel im Blutplasma von Bewohnern der ehemaligen US-Housing mit den PCBgehalten in den Stäuben in der Wohnung – auch unter Berücksichtigung der Wohndauer

PCB	Hausstaub, gekehrt		Hausstaub x Wohndauer		Hausstaub, gesaugt	
	n	r	n	r	n	r
PCB 138	499	0,056	483	0,032	198	0,024
PCB 153	499	0,080	483	0,062	198	0,084
PCB 180	499	0,056	483	0,050	198	0,098

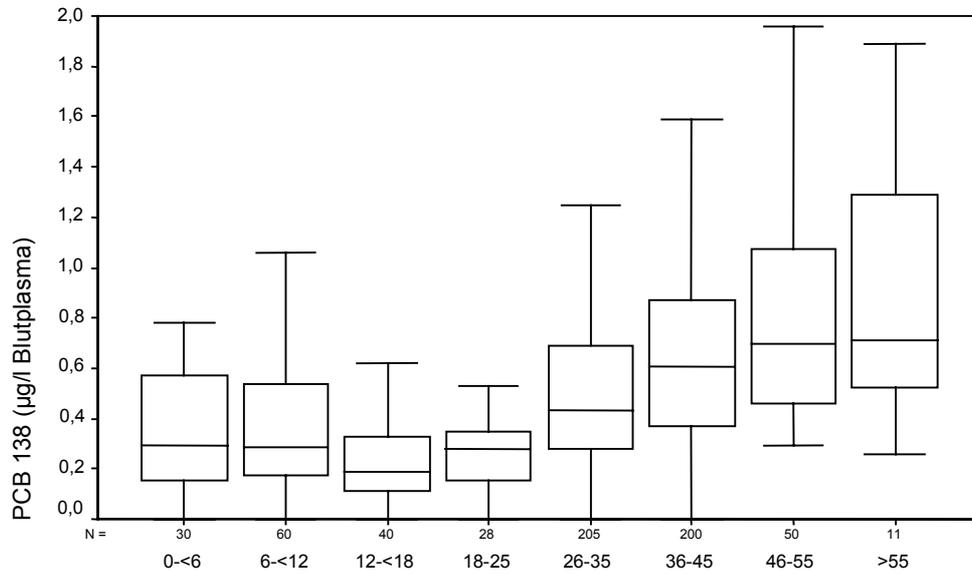
Spearman-Korrelationen, zweiseitig

Tab. 21

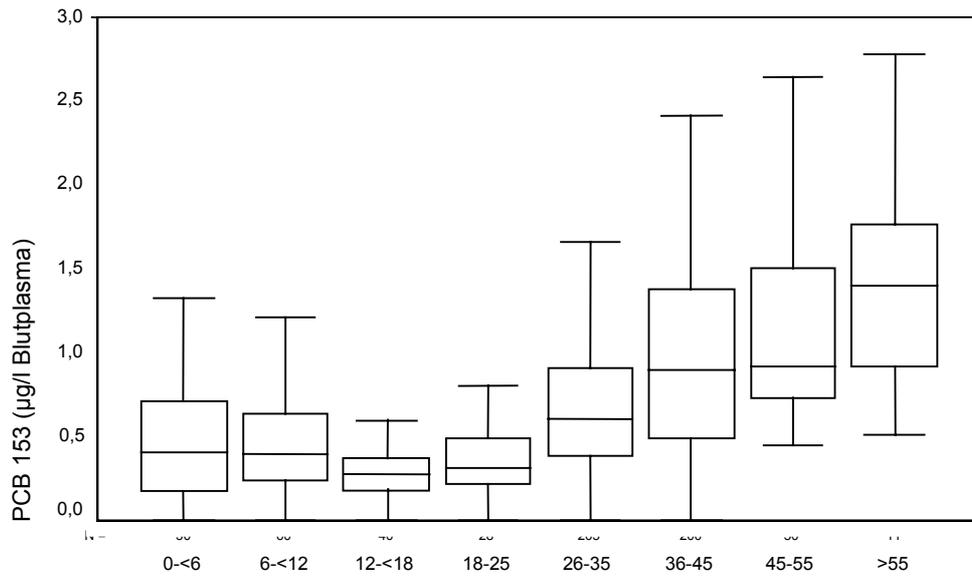
Polychlorierte Biphenyle im Blutplasma von 624 Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main

Alter	Anzahl	X ± Sdev µg/l	Bereich µg/l	P 25 µg/l	P 50 µg/l	P 75 µg/l	P 95 µg/l	Referenz- Werte (23-25)
PCB 138								
0-< 6 J	30	0,35±0,27	n.n.-1,33	0,14	0,29	0,57	1,02	
6-< 12 J	60	0,38±0,28	n.n.-1,06	0,17	0,28	0,54	1,05	
12-<18 J	40	0,22±0,18	n.n.-0,92	0,11	0,19	0,33	0,61	
18-25 J	28	0,30±0,24	n.n.-1,19	0,15	0,26	0,36	1,01	0,8
26-35 J	205	0,50±0,34	n.n.-2,28	0,27	0,43	0,69	1,22	1,5
36-45 J	200	0,66±0,40	n.n.-2,41	0,36	0,60	0,87	1,44	2,2
46-55 J	50	0,88±0,61	0,29-3,40	0,45	0,69	1,07	2,23	3,0
Ab 55	11	1,05±0,78	0,26-2,94	0,50	0,71	1,41	2,94	3,7
PCB 153								
0-< 6 J	30	0,51±0,38	n.n.-1,65	0,18	0,40	0,73	1,47	
6-< 12 J	60	0,51±0,39	n.n.-2,00	0,24	0,40	0,64	1,23	
12-<18 J	40	0,28±0,16	n.n.-0,68	0,17	0,28	0,37	0,59	
18-25 J	28	0,38±0,31	n.n.-1,63	0,21	0,31	0,49	1,26	1,0
26-35 J	205	0,71±0,49	n.n.-3,70	0,38	0,61	0,91	1,53	1,9
36-45 J	200	0,97±0,59	n.n.-3,56	0,49	0,90	1,37	2,11	2,8
46-55 J	50	1,26±0,80	0,45-3,84	0,72	0,92	1,51	3,27	3,7
Ab 56 J	11	1,59±1,01	0,51-3,98	0,72	1,40	1,92	3,98	4,6
PCB 180								
0-< 6 J	30	0,31±0,24	n.n.-1,03	0,11	0,25	0,46	0,88	
6-< 12 J	60	0,35±0,35	n.n.-1,84	0,17	0,23	0,38	1,23	
12-<18 J	40	0,19±0,11	n.n.-0,47	0,12	0,15	0,28	0,39	
18-25 J	28	0,24±0,22	n.n.-1,20	0,13	0,19	0,33	0,88	0,8
26-35 J	205	0,50±0,35	n.n.-3,00	0,25	0,42	0,69	1,16	1,5
36-45 J	200	0,76±0,49	n.n.-2,46	0,37	0,69	1,03	1,71	2,2
46-55 J	50	0,96±0,64	0,30-3,71	0,55	0,76	1,14	2,16	2,9
Ab 56 J	11	1,48±0,84	0,42-3,31	0,84	1,40	2,11	3,31	3,5

Abb. 31
PCB im Blutplasma von Bewohnern der ehemaligen US-Housing – in Abhängigkeit vom Alter



Alter (Jahre)



Alter (Jahre)

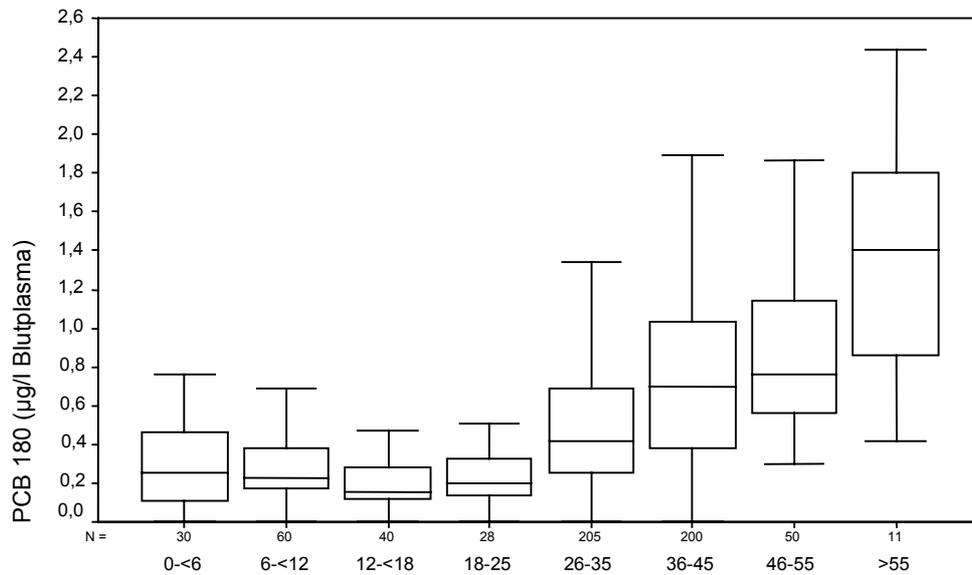


Abb. 32
PCB im Blutplasma in Abhängigkeit vom Alter der Untersuchten

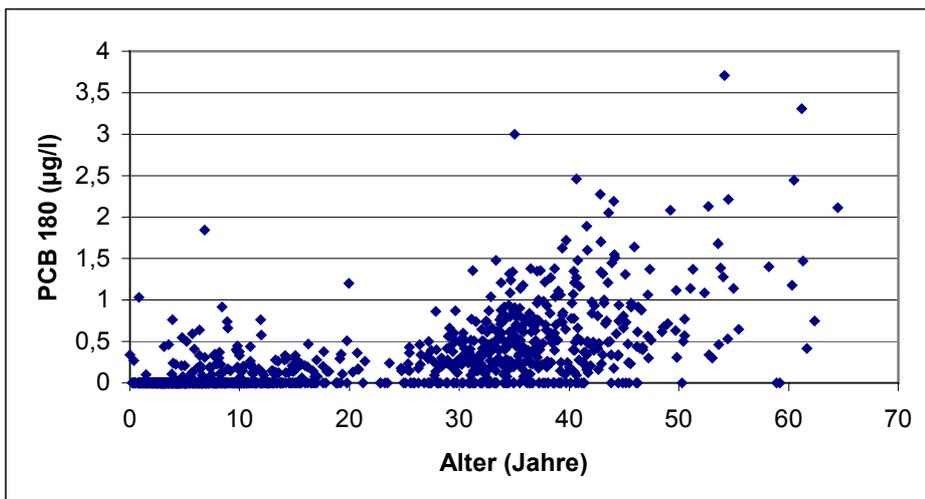
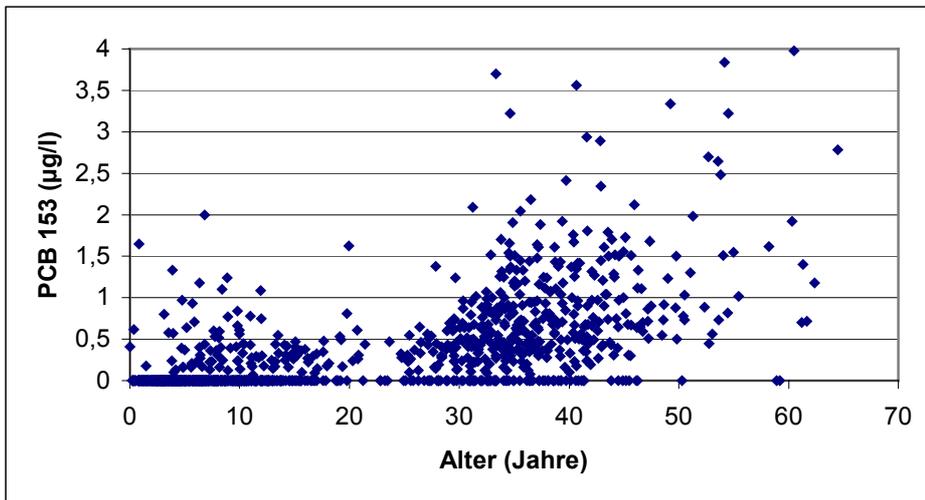
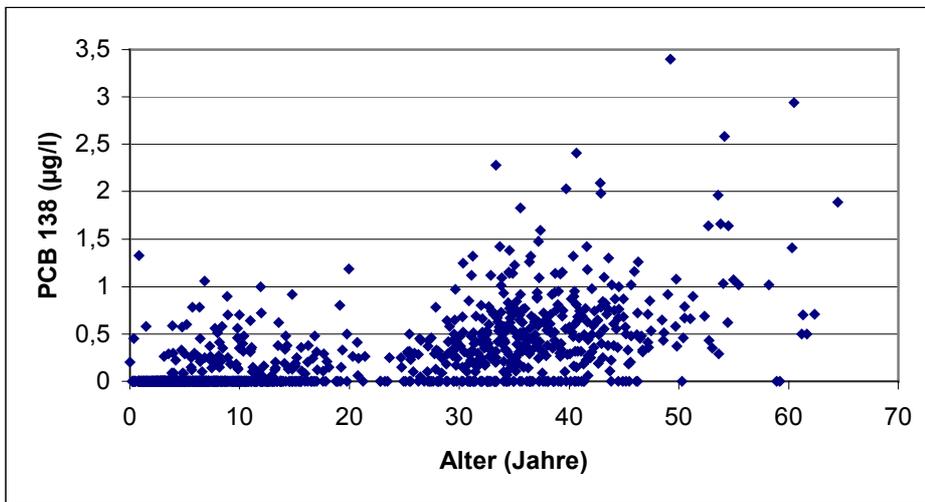


Abb. 33

PCB im Blutplasma von Bewohnern der ehemaligen US-Housing – in Abhängigkeit vom PCB-Gehalt des durch Kehren gewonnenen Hausstaubs

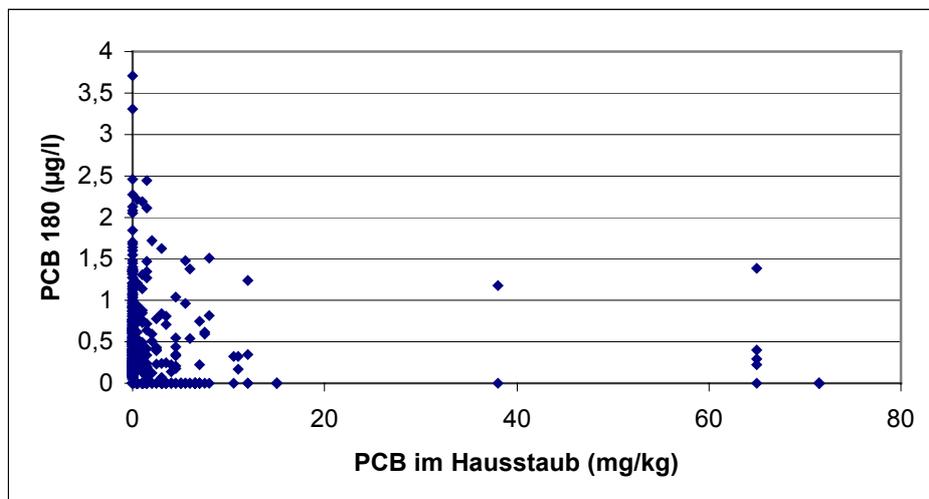
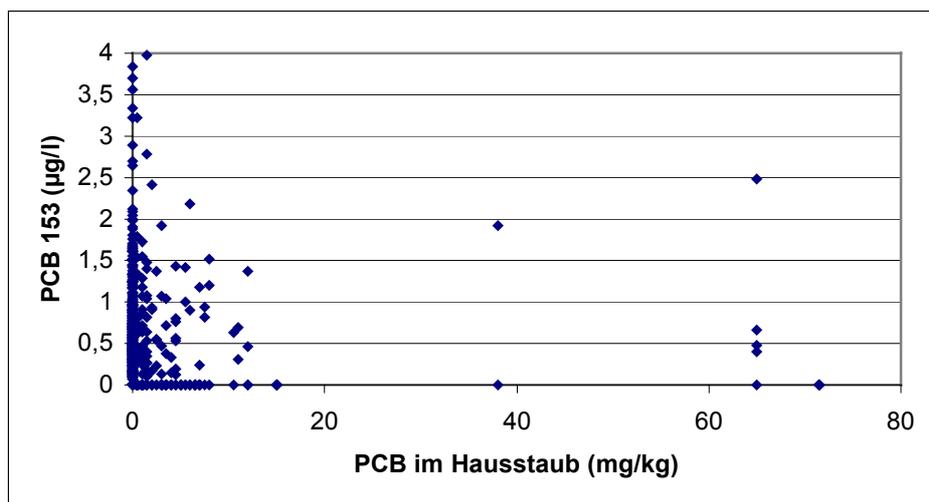
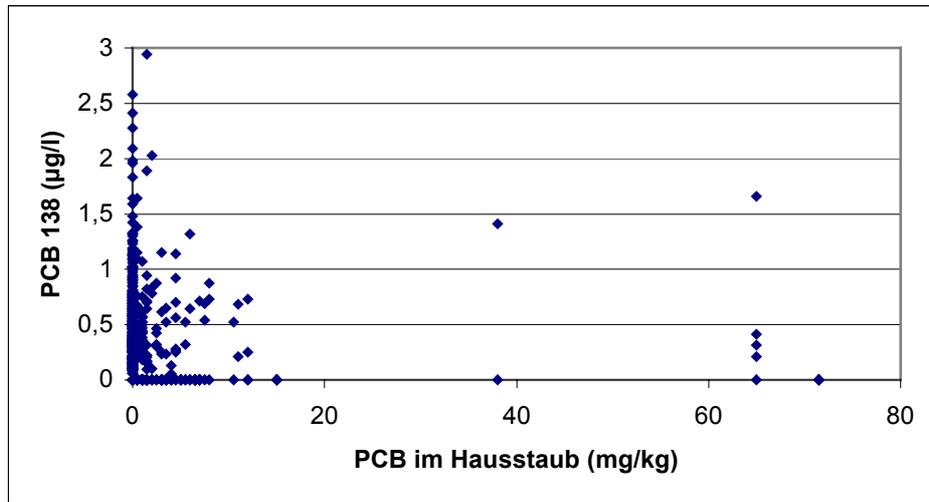
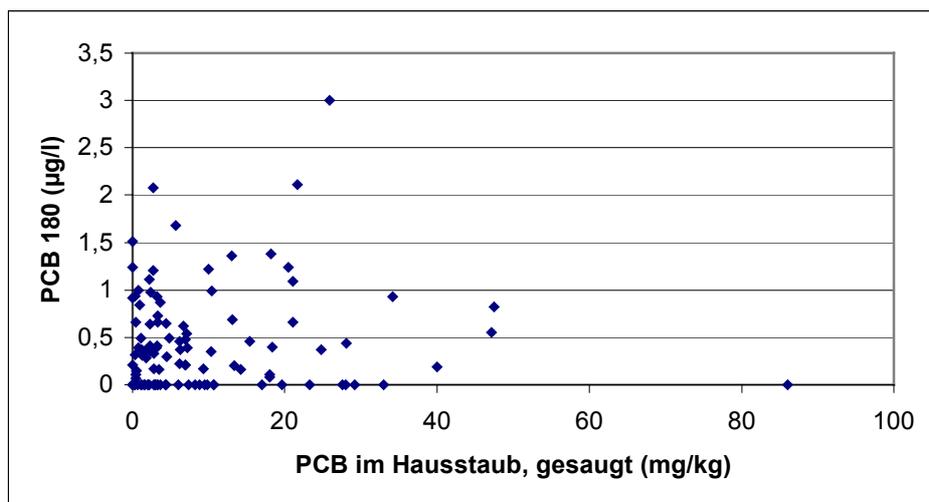
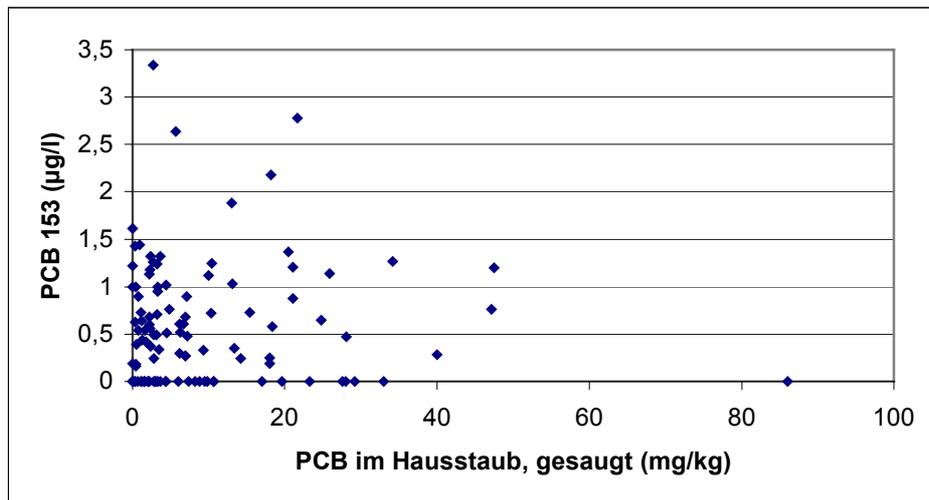
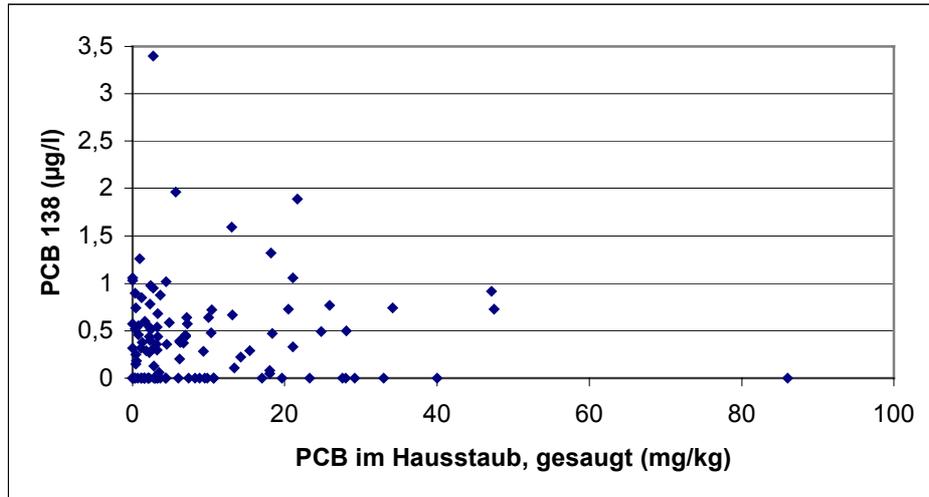


Abb. 34

PCB im Blutplasma von Bewohnern der ehemaligen US-Housing – in Abhängigkeit vom PCB-Gehalt des durch Saugen gewonnenen Hausstaubs



Polychlorierte Biphenyle im Blutplasma von Kindern und Jugendlichen

Aus den Abbildungen 31,32 geht hervor, daß die PCB-Belastung im Blut von Erwachsenen mit dem Alter zunimmt - bedingt durch die lange Halbwertszeit und schlechte Abbaubarkeit dieser Stoffe im Körper. Bei den untersuchten Kindern und Jugendlichen zeigte sich aber demgegenüber eine gegenläufige Tendenz, nämlich Abnahme der PCB-Belastung im Blut mit zunehmendem Alter.

Dieser Beobachtung wurde genauer nachgegangen. In der Gesamtgruppe (Kinder und Erwachsene) ließen sich keine Beziehungen zwischen innerer PCB-Belastung und PCB-Gehalt im Hausstaub – unabhängig von Sammelverfahren – feststellen (Tab. 20). Dies konnte auch bei den Kindern der verschiedenen Altersklassen bestätigt werden (Tab. 21).

Tab. 21
PCB im Blutplasma von Kindern und Jugendlichen –
Korrelationen zum PCB-Gehalt im Hausstaub (kehr/Wischverfahren)

Alter	Anzahl	PCB 138	PCB 153	PCB 180
Jahre	n	r	r	r
Alle (0-<18)	107	-0,02	-0,039	-0,070
n.n. < 6	22	0,084	0,137	0,096
6 - < 12	48	-0,133	-0,157	-0,216
12 - < 18	36	0,044	-0,124	-0,050

Spearman-Korrelationen, zweiseitig

Demgegenüber zeigten sich signifikante Zusammenhänge zwischen der PCB-Belastung im Blutplasma der Kinder und der Stillamnese, resp. Stilldauer. In der Gesamtgruppe der Kinder und Jugendlichen wurden hier signifikante Korrelationen erhalten, auch in der Gruppe der Kinder unter 6 Jahren alleine. In der Gruppe der 6-12 Jahren wurden die Korrelationen bereits geringer, blieben aber – wenn auch auf niedrigerem Niveau - signifikant. In der Altersgruppe der Kinder über 12 Jahre konnte der Stilleffekt nicht mehr nachgewiesen werden (Tab. 22)

Tab. 22
PCB im Blutplasma von Kindern und Jugendlichen –
Korrelation mit der angegebenen Stilldauer

Alter	Anzahl	PCB 138	PCB 153	PCB 180
Jahre	n	r	r	r
Alle (0-<18)	104	0,300**	0,272**	0,308**
n.n. < 6	22	0,428**	0,554**	0,563**
6 - < 12	48	0,303*	0,302*	0,463**
12 - < 18	34	0,162	0,023	-0,101

Spearman-Korrelationen, zweiseitig

* p < 0,05 ** p < 0,01

Nicht gestillte Kinder hatten – wie erwartet –niedrigere PCB-Belastungen im Blut als gestillte, dies war besonders deutlich bei den jüngeren Kindern und den höher chlorierten PCB (Tab. 22, 23).

Während bei den nicht gestillten Kindern die PCB-Belastung im Blut mit zunehmendem Alter gleich bleibt oder leicht anstieg, wiesen gestillte Kinder eine deutliche Abnahme mit zunehmendem Alter auf. In der Gruppe der 12-18-Jährigen waren keine Unterschiede mehr erkennbar (Tab. 23).

Tab. 23

Polychlorierte Biphenyle im Blutplasma von 105 Kindern – in Abhängigkeit von der Stillanamnese

Parameter Alter	Still- anamnese	An- zahl	$\bar{x} \pm s_{dev}$ $\mu\text{g/l}$	Bereich $\mu\text{g/l}$	P 25 $\mu\text{g/l}$	P 50 $\mu\text{g/l}$	P 75 $\mu\text{g/l}$	P 95 $\mu\text{g/l}$
PCB 138								
0-< 6 J	gestillt	19	0,36±0,30	0,08-1,33	0,09	0,30	0,59	1,33
	nicht gestillt	4	0,15±0,10	n.n.-0,25	0,04	0,17	0,23	0,25
6-< 12 J	gestillt	43	0,37±0,26	n.n.-1,06	0,17	0,30	0,56	1,02
	nicht gestillt	5	0,29±0,24	0,08-0,72	0,13	0,23	0,49	0,72
12-< 18 J	gestillt	25	0,21±0,15	n.n.-0,62	0,11	0,20	0,31	0,57
	nicht gestillt	9	0,12±0,10	n.n.-0,31	0,03	0,13	0,21	0,31
PCB 153								
0< 6 J	gestillt	19	0,58±0,40	0,10-1,65	0,24	0,58	0,80	1,65
	nicht gestillt	4	0,18±0,17	n.n.-0,41	0,04	0,17	0,35	0,41
6-< 12 J	gestillt	43	0,50±0,38	n.n.-2,00	0,27	0,41	0,59	1,23
	nicht gestillt	5	0,37±0,22	0,13-0,75	0,21	0,36	0,55	0,75
12-< 18 J	gestillt	25	0,27±0,15	n.n.-0,60	0,17	0,27	0,40	0,58
	nicht gestillt	9	0,24±0,16	n.n.-0,47	0,08	0,29	0,37	0,47
PCB 180								
0-< 6 J	gestillt	19	0,34±0,26	0,05-1,03	0,11	0,27	0,48	1,03
	nicht gestillt	4	0,13±0,14	n.n.-0,34	0,02	0,09	0,28	0,34
6-< 12 J	gestillt	43	0,34±0,32	n.n.-1,84	0,17	0,25	0,38	1,05
	nicht gestillt	5	0,24±0,19	0,07-0,58	0,11	0,18	0,40	0,58
12-< 18 J	gestillt	25	0,18±0,10	n.n.-0,40	0,11	0,15	0,27	0,39
	nicht gestillt	9	0,19±0,10	n.n.-0,33	0,13	0,16	0,28	0,33

3. Diskussion und Bewertung der Ergebnisse

Bevor die im vorherigen Kapitel vorgestellten Ergebnisse hier diskutiert und bewertet werden sollen, werden zunächst die Grundlagen der Bewertung dargelegt.

„Humanbiomonitoring-Werte“ (HBM-Werte) – toxikologisch abgeleitet

Für die individualmedizinische Beratung und toxikologische Bewertung der Ergebnisse wären toxikologisch abgeleitete sog. Humanbiomonitoring-Werte (HBM-Werte) wünschenswert. Solche HBM-Werte werden von der Humanbiomonitoring-Kommission des Umweltbundesamtes anhand der verfügbaren Literatur erarbeitet – wobei wo immer möglich auf Erkenntnisse an Menschen zurückgegriffen wird (26). Dabei werden generell zwei HBM-Werte gebildet, der HBM-I-Wert und der HBM-II-Wert: eine Unterschreitung des HBM-I-Werts ist nach derzeitiger Kenntnis nicht mit einem gesundheitlichen Risiko verbunden, bei Überschreitung des HBM-II-Werts ist eine gesundheitliche Beeinträchtigung nicht mehr sicher auszuschließen, weshalb solche Werte zunächst kontrolliert, ggf. nach Quellen gesucht und diese wo möglich vermindert werden sollten. An die Qualitätssicherung beim Humanbiomonitoring werden hohe Anforderungen gestellt (28).

Aus dem Bereich der hier untersuchten Substanzen wurden nur für PCP bislang HBM-Werte publiziert: HBM-I-Wert: 40 µg PCP/l, HBM-II-Wert: 70 µg PCP/l Blutplasma (20).

„Referenzwerte“ – repräsentativ und nicht repräsentativ erhoben

Fehlen HBM-Werte, können – quasi hilfswise – sogenannte „Referenzwerte“ zur Beurteilung eines Befundes herangezogen werden. Dabei ist jedoch immer zu beachten, daß solche „Referenzwerte“ rein rechnerisch aus den zu einem bestimmten Zeitpunkt in einer bestimmten Bevölkerung(sgruppe) bestimmten Blut- und Urinergebnissen abgeleitet werden, wobei als „oberer Referenzwert“ oder als „oberer Hintergrundwert“ konventionsgemäß der Wert genommen wird, der von 95 % der Untersuchten unter- und von 5 % der Untersuchten überschritten wird, die sog. 95er-Perzentile (unter bestimmten Bedingungen wird auch die 90er Perzentile angewendet).

Nur wenige „Referenzwerte“ sind unter repräsentativen Bedingungen für die Bevölkerung der Bundesrepublik Deutschland erhalten worden – im strengen Sinne trifft dies nur für die Daten aus den repräsentativ erhobenen „Umwelt-Surveys“ des Umweltbundesamtes zu. Im Umweltsurvey 1997/98 wurden Urine von Kindern (6-14 Jahre) und von erwachsenen Nichtrauchern u.a. auch auf die hier bestimmten PAK-Metabolite untersucht; die Ergebnisse liegen jedoch noch nicht publiziert vor. Für sämtliche anderen hier untersuchten Parameter sind keine „repräsentativen Referenzwerte“ in Deutschland veröffentlicht.

In der Praxis werden jedoch durchaus Referenzwerte für verschiedene hier untersuchte Parameter üblicherweise angewendet: z.B. die PCB- oder PCP-Referenzwerte (20, 21; 23-25). Obwohl diese (wie die später genannten auch) im strengen Sinne nicht unter Repräsentativ-Bedingungen erhoben wurden, wurden sie von der Humanbiomonitoring-Kommission geprüft und als Referenzwerte veröffentlicht. Bei den PCB-Referenzwerten handelt es sich um die Ausarbeitung eines Datensatzes von über 6800 Blutproben aus insgesamt 11 Laboratorien in Deutschland, die 1994/1995 untersucht wurden, wobei offenbar auch sog. anlaßbezogene Proben mit eingeschlossen wurden; diese können zumindest den oberen Perzentilbereich „nach oben“ verändert haben. Der Tatsache, daß die PCB im Blut wegen ihrer Anreicherungstendenz im Körper mit zunehmendem Alter ansteigen, wurde durch Bildung verschiedener Altersgruppen Rechnung getragen. Neu bestimmte Werte können dann nur in Kenntnis des Alters des Untersuchten mit den Referenzwerten der entsprechenden Altersgruppe

verglichen und bewertet werden. Referenzwerte für PCB im Blutplasma bei Kindern sind nicht verfügbar.

Die aktuellen PCP-Referenzwerte (21) gehen auf eine epidemiologische Erhebung aus dem Jahre 1996 zurück. Eine „Störung“ durch anlaßbezogene Werte muß hier also nicht angenommen werden. Allerdings ist der Datensatz mit 251 Proben erheblich kleiner, und die Daten stammen alle aus einem Landkreis (Pinneberg) in Schleswig-Holstein und nicht aus dem ganzen Bundesgebiet. Es muß jedoch nicht angenommen werden, daß bei den PCP-Plasmaspiegeln größere regionale Unterschiede in der Bundesrepublik auftreten, außerdem ist angesichts der kurzen Halbwertszeit keine Altersabhängigkeit zu erwarten (und wurde bislang auch nicht gefunden) – sodaß die Humanbiomonitoring-Kommission die Datenlage als ausreichend sah, sie als Referenzwerte zu veröffentlichen. Die Referenzwerte wurden nur bei Erwachsenen erhoben, nicht bei Kindern.

Darüberhinaus gibt es eine Reihe anderer Referenz- oder Hintergrundwerte, die hier zum Vergleich herangezogen wurden. Dabei handelt es sich jeweils um kleinere Kollektive aus bestimmten Regionen: Die Hintergrundwerte für PAK-Metaboliten wurden im Sommer (1994) bei 97 nicht-rauchenden Frauen aus Bottrop untersucht (15). Die Hintergrundwerte für Organophosphat-metaboliten wurden 1997 bei 54 beruflich nicht belasteten Erwachsenen aus Süddeutschland ermittelt (17), die Pyrethroidmetaboliten 1998 bei 45 ebenfalls beruflich nicht belasteten Erwachsenen aus Süddeutschland (19). Die Hintergrundwerte für DDE gehen auf eine Untersuchung von 317 Personen aus Süddeutschland zurück, die 1991-1994 durchgeführt wurde (22). Der gemeinsame „Vorteil“ bei allen diesen Hintergrundwerten liegt darin, daß die Proben dieser Vergleichskollektive von demselben Labor unter Anwendung derselben Methoden untersucht wurden wie die Blut- und Urin-Proben der Bewohner der ehemaligen US-Housing.

Bei allen Unterschieden ist den „Referenzwerten“ oder „Hintergrundwerten“ gemeinsam, daß sie statistisch erhaltene Werte darstellen, denen per se keine toxikologische Bedeutung zukommt. Aus dem Vergleich mit geeigneten „Referenzwerten“ kann zunächst deshalb nur festgestellt werden, ob ein Befund vor diesem Hintergrund „auffällig“ ist, nicht aber ob er mit einem gesundheitlichen Risiko verbunden ist oder nicht.

Ambientemonitoring (Kleber- und Hausstaubuntersuchungen) als Grundlage für eine rechnerische Expositionsabschätzung – im Vergleich mit Humanbiomonitoring

In den ehemaligen US-Housing wurden zunächst in Hausstaub-Proben verschiedene Schadstoffe festgestellt. Aus diesen Analysenergebnissen alleine kann nicht direkt auf eine mögliche Beeinträchtigung der Gesundheit für die Bewohner geschlossen werden. Eine mögliche gesundheitliche Bedeutung liegt darin, daß dieser Hausstaub, bzw. die darin enthaltenen Schadstoffe tatsächlich aufgenommen werden. Prinzipiell muß davon ausgegangen werden, daß insbesondere am Boden spielende Kleinkinder über Hand-Mund-Kontakt Hausstaub aufnehmen können. Leider gibt es nur sehr wenige Untersuchungen, wieviel Hausstaub oder Boden Kinder üblicherweise aufnehmen. Hatte man früher für Expositionsabschätzungen generell Aufnahmen von 1 g pro Tag angenommen, so weisen Tracerstudien darauf hin, daß etwa 30 % der Kinder unter 6 Jahren keine nachweisbare Mengen an Hausstaub oder Boden aufnehmen, daß der Median bei etwa 20 mg pro Tag liegt, und daß 95 % der Kinder weniger als 100 mg Hausstaub und Boden „essen“. Für ältere Kinder und Erwachsene konnte keine generelle Aufnahme von Hausstaub gefunden werden. Vor diesem Hintergrund gehen neuere Empfehlungen zur Expositionsabschätzung für Kinder unter 6 Jahren von im Mittel 20 mg und im ungünstigen Fall von 100 mg Hausstaub/Bodenaufnahme pro Tag aus (28).

Zur Expositionsabschätzung muß – neben der Menge - noch eine bestimmte Resorptionsrate angenommen und zugrundegelegt werden; mangels eindeutiger Kenntnisse wird hier – aus Sicherheitsgründen - meist mit 100 % Resorptionsrate gerechnet, obwohl in aller Regel bei Untersuchungen deutlich geringere Resorptionsraten ermittelt wurden, die zumeist im Bereich von wenigen Prozent liegen (29).

Je nach Annahme der Eingangsparameter können Expositionen abgeschätzt werden, die bis um den Faktor 1.000 und mehr auseinanderliegen. Dies zeigt das Beispiel der ersten Expositionsabschätzungen von BaP-belasteten Hausstäuben aus Frankfurt/M vom Dezember 1997 anschaulich.

Errechnete / abgeschätzte BaP-Aufnahme durch BaP-belasteten Hausstaub		
Annahme zur Aufnahme Staubbelastung gemessen	Staubaufnahme 20 mg /Tag ng BaP/Tag	Staubaufnahme 100 mg/Tag ng BaP/Tag
Saugprobe – 100 % Resorption Median 5 mg/kg Maximalwert: 90 mg/kg	100 ng 1 800 ng	500 ng 9 000 ng
Kehrprobe – 100 % Resorption Median: 0,05 mg/kg Maximalwert: 0,8 mg/kg	1 ng 16 ng	5 ng 80 ng
Kehrprobe – 10 % Resorption Median: 0,05 mg/kg Maximalwert: 0,8 mg/kg	0,1 ng 1,6 ng	0,5 ng 8,0 ng

In den ersten, mittels Staubsauger gewonnenen Proben wurde eine mittlere, resp. maximale Belastung von 5 resp. 90 mg BaP/kg Hausstaub gefunden. Bei Rechnung mit diesen Belastungen, unter der Annahme einer 100%igen Resorption und mit 20 resp. 100 mg Bodenstaubaufnahme täglich würden am Boden spielende Kinder 0,1 – 9 µg BaP pro Tag aufnehmen.

In den ersten gesaugten Proben waren teilweise schwarze Partikel gesehen worden, vermutlich Kleberpartikel, die beim Saugen aus den Ritzen zwischen den Parkettstäben hochgesaugt werden, die jedoch als nicht expositionsrelevant für am Boden spielende Kinder angesehen werden, weshalb das Umweltbundesamt zur Probenahme des auf dem Boden liegenden, expositionsrelevanten Staubs die Probenahme mittels Kehren empfohlen hat (4). In Frankfurt wurden alle Wohnungen mit einem modifizierten Kehr/Wischverfahren beprobt: dabei wird der auf dem Boden liegende, möglichst 7 Tage alte Staub mit einem PU-Schaum (Vileda-Superfeger) „zusammengefedert“, der „Kehricht“ aufgenommen und mit den Staubresten von der PU-Schaumrolle zu einer Probe vereinigt. Die entsprechenden BaP-Konzentrationen in den „Kehr-Staub-Proben“ aus den oben beschriebenen Wohnungen lagen deutlich niedriger (Median 0,05 mg/kg; max.: 0,8 mg/kg). Bei Rechnung mit diesen Hausstaubbelastungen war die geschätzte BaP-Exposition 100fach geringer.

Neuere Untersuchungen weisen darauf hin, daß der resorbierbare Anteil von BaP aus Böden eher bei 1-10 % als bei 100 % liegt (29). Bei erneuter rechnerischer Expositionsabschätzung mit 10%-iger Resorptionsrate und den Median-, resp. Maximalwerten der durch Kehren/Wischen gewonnenen Proben ergab sich nochmals eine 10fach geringere rechnerische Zusatzbelastung für am Boden spielende Kinder.

Diese je nach Eingangsannahmen um den Faktor 1000 (!) differierenden rechnerischen Expositionsabschätzungen unterstützen die von Ewers und Suchenwirth veröffentlichten Stellungnahmen, wonach beim modelltheoretischen, rechnerischen Ansatz „je nach Wahl der Eingangsparameter und Grundannahmen stark differierende Ergebnisse bezüglich der Expositionsabschätzung erhalten (werden). In Hinsicht auf die Bewertung von Gefährdungspotentialen ergeben sich hieraus erhebliche Unsicherheiten. Das Humanbiomonitoring stellt demgegenüber ein empirisches Verfahren zur Abschätzung der inneren Schadstoffbelastung exponierter Personen dar. Die großen Unsicherheiten

der rechnerischen Abschätzung der rechnerischen Abschätzung der Schadstoffbelastung werden umgangen. Die Meßwerte spiegeln die individuelle Belastung der jeweiligen Personen wider ... Sofern geeignete Parameter zur Verfügung stehen, sind bei der Expositionsabschätzung daher Humanbiomonitoring-Untersuchungen gegenüber Modellrechnungen grundsätzlich zu bevorzugen“(30). Darüber hinaus werden bei Humanbiomonitoring-Untersuchungen stets alle Expositionspfade insgesamt berücksichtigt (oral, inhalativ, dermal), und insbesondere die Schadstoffaufnahme über die Haut wird mit erfaßt, die mit rechnerischen Verfahren nur sehr unsicher abschätzbar ist. Im Umkehrschluß kann aus einem festgestellten Humanbiomonitoring-Wert nicht ohne weitere Informationen auf die Quelle geschlossen werden. Das Humanbiomonitoring für bestimmte Schadstoffe zeigt deren Gesamt-belastung an.

Für die in den ehemaligen US-Housing in den Stäuben untersuchten Schadstoffe stehen geeignete und etablierte, durch Ringversuche qualitätskontrollierte Human-Biomonitoringmethoden zur Verfügung. PCP, Lindan, PCB, DDE und DDT werden als Originalsubstanzen im Blut nachgewiesen. Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, Organophosphate und Pyrethroide können anhand spezifischer Stoffwechselprodukte im Urin nachgewiesen werden. Als Humanbiomonitoring-Parameter zur Untersuchung einer inneren PAK-Belastung hat sich die Analytik von 1-Hydroxypyren im Urin etabliert. Mit diesem Parameter wird eine PAK-Belastung valide und sensitiv abgebildet – sowohl im Arbeits- als auch im umweltmedizinischen Bereich. Diese Methode ist auch geeignet, eine erhöhte Belastung in Räumen mit PAK-haltigem Parkettkleber zu untersuchen (31), auch wenn einschränkend festgestellt wurde, daß dabei – wie auch bei BaP als Indikator für Gesamt-PAK - nur ein Parameter/Indikator exemplarisch für eine Vielzahl von Metaboliten zur Abschätzung der Gesamtbelastung herangezogen wird, und daß es prinzipiell wünschenswert erscheine, auch Stoffwechselprodukte der eindeutig als krebserregend eingestuft PAKs zu untersuchen. Bei den Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt wurden neben den 1-Hydroxypyren auch 4 verschiedene hydroxylierte Phenanthrene im Urin untersucht – (Phenanthren in der Raumluft und im Hausstaub hatte – im Gegensatz zu BaP in der Raumluft und im Hausstaub (6, 7) – bei der Untersuchung von Wohnungen mit PAK-haltigem Kleber durchaus Korrelationen mit dem BaP-Gehalt des Parkettklebers aufgewiesen) (7).

Allgemein gilt, daß Substanzen mit längerer biologischer Halbwertszeit vorzugsweise im Blut, solche mit kürzerer Halbwertszeit im Urin nachgewiesen werden können. Fettlösliche Stoffe mit sehr langer Halbwertszeit reichern sich besonders im Fettgewebe und im Blutfett an und weisen deswegen dort einen Anstieg mit dem Alter auf, wie z. B. DDE und die PCB-Kongenerne 138, 153 und 180. Demgegenüber sind bei Stoffen mit kürzerer biologischer Halbwertszeit wie Lindan und PCP wegen der fehlenden Anreicherungstendenz die Hintergrundwerte in allen Altersgruppen gleich. Für die hier untersuchten Stoffe können die Halbwertszeiten näherungsweise folgendermaßen angegeben werden: Blut: DDE, der fettlösliche Hauptmetabolit von DDT: Jahre bis Jahrzehnte, DDT: ca. 1 Jahr; PCB: je nach Kongener Monate bis Jahre; PCP: ca 2 Wochen; Lindan: Tage; Urin: PAK-Metabolite: ca. 1 Tag; Organophosphat-Metaboliten: ca. 1 Tag; Pyrethroid-Metaboliten: wenige Stunden bis 1 Tag.

Während DDE demzufolge eine bis um Jahr(zehnt)e zurückliegende Belastung anzeigt, kann mit der zusätzlichen Bestimmung von DDT eine Information über eine kürzer zurückliegende Exposition erhalten werden. Bei der Bestimmung von PCP im Blut kann die Belastung der letzten Wochen ermittelt werden, weiter zurückliegende Belastungen sind wegen der fehlenden Anreicherungstendenz praktisch nicht mehr faßbar. Die Untersuchung der PAK-, Organophosphat- und Pyrethroidmetaboliten im Urin zeigen die Aufnahme der letzten Tage an.

Bewertung der Humanbiomonitoring-Ergebnisse aus den ehemaligen US-Housing in Frankfurt

Über individuelle Fragestellungen hinaus und unabhängig davon werden nachfolgende Fragen erörtert:

1. Wurden bei den untersuchten Bewohnern der ehemaligen US-Housing innere Belastungen über den toxikologisch abgeleiteten HBM-Werten festgestellt?
2. Wurden bei den untersuchten Bewohnern der ehemaligen US-Housing - im Vergleich mit Hintergrund- oder Referenzwerten - „auffallend hohe“ innere Belastungen gefunden? Falls ja: Konnten Ursachen hierfür ermittelt werden - welche?
3. Gibt es Hinweise auf Zusammenhänge zwischen innerer Belastung der Untersuchten und der spezifischen Schadstoffbelastung in den untersuchten Kleber- und Staubproben der jeweiligen Wohnung? Können eventuell festgestellte „auffallend hohe“ innere Belastungen auf die Wohnsituation zurückgeführt werden?
4. Welche allgemeinen umweltmedizinischen Erkenntnisse sind aus diesen Humanbiomonitoring-Ergebnissen zu ziehen?

Zu 1: Wurden bei den untersuchten Bewohnern der ehemaligen US-Housing innere Belastungen über den toxikologisch abgeleiteten Humanbiomonitoring-Werten festgestellt?

Da aus dem Bereich der hier untersuchten Substanzen nur für PCP toxikologisch abgeleitete Humanbiomonitoringwerte veröffentlicht sind, kann diese Frage nur für PCP beantwortet werden.

Es wurden 623 Plasmaproben untersucht. Der maximal gemessene PCP-Spiegel im Blut eines Bewohners betrug 60 µg/l und lag damit unter dem HBM-II-Wert, bei dessen Überschreitung eine Beeinträchtigung der Gesundheit nicht mehr sicher auszuschließen ist. Ursache dieses hohen Werts war eine PCP-behandelte Lederjacke; nach Entfernung der Jacke normalisierten sich die PCP-Werte der ganzen Familie (Vater, Mutter, Tochter). Bei einer Bewohnerin einer anderen Wohnung war der HBM-I-Wert überschritten (> 40 µg PCP/l); Ursache war wahrscheinlich eine – nicht bekannte - PCP-Belastung während einer kurz zurückliegenden Auslandsreise; einige Wochen nach Rückkehr aus dem Ausland war der PCP-Wert bei Kontrolle deutlich abgesunken und nahezu wieder normalisiert.

Zu 2: Wurden bei den untersuchten Bewohnern der ehemaligen US-Housing - im Vergleich mit Hintergrund- oder Referenzwerten - „auffallend hohe“ innere Belastungen gefunden? Falls ja: Konnten Ursachen hierfür ermittelt werden - welche?

Zur Frage der „Referenzwerte“ siehe S. 67 f. Vor diesem Hintergrund zeigt die Zusammenstellung der Ergebnisse von Erwachsenen aus den ehemaligen US-Housing in Frankfurt:

Erwachsene (Tab.24): PAK- und Organophosphatmetabolite – mit Ausnahme DMDTP - sind innerhalb des erwarteten Bereichs; bei den Pyrethroidmetaboliten liegen cisCl₂CA und F-PBA innerhalb und transCl₂CA sowie Br₂CA über dem erwarteten Bereich. Allerdings wurde erst kürzlich publiziert und diskutiert, daß „die Belastungssituation der Allgemeinbevölkerung durch Pyrethroide derzeit noch nicht abschließend bewertet werden kann“ (19).

Die Lindankonzentrationen bei den untersuchten Bewohnern der ehemaligen US-Housing liegt innerhalb des – unter methodischen Aspekten im Bereich der früheren Bestimmungsgrenze festgelegten Referenzwerts von 0,1 µg/l. Die DDE-Konzentration im Serum lag bei vielen Bewohnern über dem erwarteten Bereich, bei näherem Nachfragen waren dies allesamt Bewohner, die in einem Land geboren und / oder aufgewachsen waren, in welchem DDT noch lange und intensiv eingesetzt wurde (wird), weshalb die DDE-Belastungen im Blut eher als Zeichen früherer Belastung denn als Zeichen aktueller Belastungen gewertet werden, zumal die DDT-Werte im Serum eher niedrig lagen. Die PCP-Spiegel der untersuchten Bewohner lagen insgesamt etwa 50 % unter den aktuellen Referenzwerten aus dem Jahre 1996, einzelne hohe Werte waren z.B. durch Lederkleidung oder Auslandsaufenthalt erklärt. Die PCB-Gehalte blieben etwa 30 % unter den Referenzwerten von 1994/95.

Kinder: Für Kinder liegen leider generell keine ausreichenden, geeigneten Vergleichswerte vor – wenn man von dem sehr kleinen Kollektiv von Kindern unter 6 Jahren aus Frankfurt als Vergleichsgruppe für die PAK-Metabolitenausscheidung von Kindern absieht. Hier waren die Phenanthrenmetabolite innerhalb des erwarteten Bereichs, 1-OH-Pyren der Kinder aus den ehemaligen US-Housing lag etwas darüber – unabhängig vom PAK-Gehalt des Parkettklebers. Es wird erwartet, daß die Daten aus dem Umweltsurvey 1997/98 eine bessere Grundlage für Vergleiche bringen werden.

Tab. 24

Humanbiomonitoring-Daten von erwachsenen Bewohnern der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main – im Vergleich mit Vergleichs- oder Referenzgruppen

Parameter	Vergleichsgruppe		US-Housing, Frankfurt - 1998		Ursachen für erhöhte Werte
	Anzahl	Jahr	Anzahl	Bewertung	
PAK-Metabolite	97 NR	1994	495	Werte im erwarteten Bereich	-
Organophosphat-Metabolite	54	1997	484	Werte im erwarteten Bereich, Ausnahme P 95 DMDTP* über dem erwarteten Bereich	-
Pyrethroid-Metabolite	45	1998	483	CisCl ₂ CA und F-PBA* im erwarteten Bereich; transCl ₂ CA und Br ₂ CA* über dem erwarteten Bereich	-
PCP	251	1996	485	Werte etwa 50 % unter dem erwarteten Bereich	Lederkleidung; Auslandsreise(?)
Lindan	-	-	485	Werte im erwarteten Bereich	-
DDE/T	371	1991 - 1994	485	Werte oft deutlich über dem erwarteten Bereich	Frühere DDT-Belastung (Herkunftsland)
PCB	>6800	1994/5	494	Werte etwa 30 % unter dem erwarteten Bereich	-

* Ausgangsparameter für diese Metabolite wurden in den US-Housing in Hunderten von Staubproben nicht gefunden

Zu 3: Gibt es Hinweise auf Zusammenhänge zwischen innerer Belastung der Untersuchten und der spezifischen Schadstoffbelastung in den untersuchten Kleber- und Staubproben der jeweiligen Wohnung? Können eventuell festgestellte „auffallend hohe“ innere Belastungen auf die Wohnsituation zurückgeführt werden?

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Mieter aus Wohnungen mit PAK-haltigen Kleber hatten keine generell höheren PAK-Metabolitenausscheidungen als Mieter aus Wohnungen, in welchen der BaP-Gehalt im Parkettkleber unter 10 mg/kg lag und damit als „nicht belastet“ eingestuft wurde. Dies betraf sowohl Kinder als auch Erwachsene. Auf Gruppenebene konnte also kein signifikanter Einfluß des Klebers auf die innere Belastung der Wohnungsbewohner festgestellt werden.

Es konnten keine Zusammenhänge zwischen der PAK-Metabolitenausscheidung der untersuchten Bewohner mit der BaP-Belastung des Klebers oder des durch Kehren gewonnenen Hausstaubs, bzw. der PAK-Belastung des mittels Staubsauger gewonnenen Hausstaubs erkannt werden – weder in der Gesamtgruppe noch in der angenommenen „Risikogruppe“ der am Boden spielenden Kinder. Auch bei der Einzelfallbetrachtung ergaben sich in keinem Fall Hinweise darauf, daß eine hohe äußere Belastung (Kleber, Hausstaub) mit einer hohen inneren Belastung einher ging oder umgekehrt. Allerdings ist aus anderen Untersuchungen bekannt, daß bei sehr schlechtem Parkettzustand durchaus solche Beziehungen zwischen Kleber und Hausstaubproben (7) und zwischen den Kleberbelastungen und der PAK-Metabolitenausscheidung im Urin der Bewohner festgestellt werden kann (31).

In der Baden-Württemberg-Studie konnten keine Zusammenhänge zwischen den BaP-Gehalten im Parkettkleber, im Hausstaub und in der Raumluft gefunden werden, wohl aber zeichneten sich (teilweise signifikante) Korrelationen zwischen dem BaP-Gehalt des Klebers und dem Gehalt an Phenanthrenen im Hausstaub und in der Raumluft ab. Offenbar kann das leichter flüchtige Phenanthren besser in die Raumluft abgegeben werden als das nur schwer flüchtige Benzo-a-Pyren. Die gesundheitsschädigende, kanzerogene Wirkung von Phenanthren wird etwa 1000fach geringer eingestuft als die von Benzo-a-Pyren. Deswegen wurde zur Bewertung einer möglichen Gesundheitsgefahr durch PAK (BaP)-haltige Parkettkleber in Wohnungen, bzw. als Grundlage für eventuell notwendige Minderungs- und Sanierungsmaßnahmen weiterhin an Benzo-a-Pyren als Indikatorsubstanz festgehalten.

Der Phenanthrenegehalt lag in allen Umwelt-Medien (Kleber, Staub, Raumluft) um ein Mehrfaches (ca 6fach) über dem BaP-Gehalt. Deshalb und vor dem Hintergrund der Daten aus Baden-Württemberg (Phenanthrenen im Hausstaub und in der Raumluft) erschien es plausibel, daß diese Phenanthrene auch eher als BaP zu nachweisbar höheren inneren Expositionen der Bewohner führen können. Unsere Ergebnisse zeigen, daß bei insgesamt unauffälligen Ergebnissen zur PAK-Metabolitenausscheidung der untersuchten Bewohner der ehemaligen US-Housing in Frankfurt sich bei Einbeziehung der Wohndauer stärkere und teilweise signifikante Korrelation zwischen der BaP-Konzentration im Kleber (multipliziert mit der Wohndauer) und verschiedenen Phenanthren-Metaboliten im Urin der Bewohner erhalten ließen. Beim derzeitigen Kenntnisstand ist vor dem Hintergrund des oben Dargelegten zur Kanzerogenität jedoch auch festzuhalten, daß dieser Befund die Möglichkeiten des Humanbiomonitoring zeigt, auch geringe Belastungen in der Raumluft abbilden zu können, daß er aber nicht unmittelbar mit einem erhöhten Gesundheitsrisiko gleichgesetzt werden kann.

Polychlorierte Biphenyle und Pestizide

Es konnten keine Zusammenhänge zwischen der **Organophosphat- oder der Pyrethroidmetabolitenausscheidung** der untersuchten Bewohner der ehemaligen US-Housing und den spezifischen Schadstoffgehalten in den Stäuben – Boden und Schrank – gefunden werden; nur bei Chlorpyrifos fanden sich gering signifikante Korrelationen zwischen den Chlorpyrifosgehalten in durch Saugen gewonnenen Hausstäuben und den Ethylmetaboliten, allerdings auch zu Methylmetaboliten, die keine spezifischen Abbauprodukte von Chlorpyrifos sind.

Auch bei **DDE/T** und **PCB** ließen sich keine Korrelationen zu den Ambiente-Werten erkennen. Bei **PCP** – und mit Einschränkung auch bei **Lindan** – waren geringe Zusammenhänge zwischen den Staubgehalten in der Wohnung und den Blutspiegeln der Bewohner feststellbar – bei insgesamt im Vergleich mit anderen publizierten Daten eher niedrigen Hausstaub—und Blutbelastungen (PCP etwa 50 % unter den erwarteten Werten).

In allen Einzelfällen waren hohe spezifische Schadstoffgehalte im Hausstaub nicht mit hohen inneren Belastungen verbunden und umgekehrt (s. alle Streudiagramme).

4. Welche allgemeinen und welche speziell auf die Situation in den ehemaligen US-Housing bezogenen umwelt- und präventivmedizinischen Erkenntnisse sind aus den Humanbio-monitoring-Ergebnissen zu ziehen?

PAK-Metabolite: Unsere Untersuchung (n=1213) hat gezeigt, daß verschiedene hydroxylierte Phenanthrene und 1-Hydroxypyren praktisch bei allen Untersuchten nachweisbar waren, auch bei Bewohnern von Wohnungen mit nicht als belastet eingestuften Klebern. Dies zeigt eine deutliche allgemeine Belastung in der Gesamtbevölkerung an. Angesichts der weiten Verbreitung der PAK und der umweltmedizinischen Bedeutung erscheinen gute, möglichst aus repräsentativen Studien gewonnene Referenzwerte für die Bevölkerung in Deutschland erforderlich. Diese wurden auch im Umwelt-Survey 1997/98 erstellt und werden voraussichtlich in der nächsten Zeit veröffentlicht werden. Anhand des Vergleichs mit Referenzwerten können dann die Auswirkungen von allgemeinen PAK-Minderungsmaßnahmen überprüft werden.

Organophosphatmetabolite: Unsere Untersuchung (n=1146) hat die allgemeine Belastung mit Organophosphaten in der Allgemeinbevölkerung bestätigt. Zusammenhänge mit den spezifischen Schadstoffgehalten in den Staubproben aus den Wohnungen der ehemaligen US-Housing ließen sich nicht erkennen. Im Literbezug ergaben sich keine Unterschiede zwischen der Organophosphatmetabolitenausscheidung bei Kindern und bei beruflich nicht belasteten Erwachsenen. Es muß angenommen werden, daß diese Allgemeinbelastung im wesentlichen aus belasteter Nahrung stammt. Die vorliegenden Lebensmittelmonitoringprogramme stellten bei Organophosphaten kaum Überschreitungen der Grenzwerte der Lebensmittelhöchstmengen-Verordnung fest, sodaß aus diesen Daten bislang keine Erklärung der in den Urinuntersuchungen festgestellten, teilweise hohen inneren Organophosphatbelastung abgeleitet werden kann. Eine mögliche Hypothese wäre, daß die z.B. in der Landwirtschaft eingesetzten Organophosphate bereits auf der Nahrungspflanze entweder durch Licht oder bakteriellen Abbau zu den Metaboliten abgebaut werden und als Metaboliten den Tests der Lebensmittelüberwachung entgehen. Die Verbraucher würden dann bereits die Metaboliten aufnehmen und unverändert wieder ausscheiden. Dieser Hypothese sollte u.E. weiter nachgegangen werden.

Pyrethroidmetabolite: Zur Frage der Pyrethroidbelastung in der Allgemeinbevölkerung in Deutschland sind bislang zwei Untersuchungen publiziert, allerdings mit etwas unterschiedlichen Untersuchungsmethoden (18, 19). In der Untersuchung von Hardt et al. (19), die mit identischen Methoden wie die Untersuchung der Bewohner der ehemaligen US-Housing durchgeführt wurde, wurde festgestellt: „Die Belastungssituation der Allgemeinbevölkerung kann noch nicht abschließend bewertet werden“. Unsere Daten (n= 1169) wiesen bei zwei der untersuchten Parameter eine höhere Belastung auf als nach der Studie von Hardt et al. zu erwarten war. Und dies, obwohl Permethrin in den Hausstaubproben der hier untersuchten Bewohner insgesamt in niedrigeren Konzentrationen gefunden wurde als nach dem repräsentativen Bundes-Umweltsurvey von 1991 zu erwarten gewesen wäre. Es kann angenommen werden kann, daß sich der in den Surveys 1985 und 1991 beobachtete Trend zu steigender Pyrethroidbelastung in Hausstaubproben allgemein weiter fortgesetzt hat. Demzufolge wären die in den ehemaligen US-Housing in Frankfurt in den Hausstaubproben (Saugmethode) festgestellten Permethrinbelastungen umso mehr auffallend niedrig.

Solange aus großen, repräsentativen Studien erhaltene Referenzwerte für die Bevölkerung in der Bundesrepublik fehlen, können unsere Ergebnisse bei Bewohnern aus Wohnungen mit < 1 mg Permethrin/kg Hausstaub als „Vergleichs- oder Referenzwerte“ für eine weder beruflich noch erkennbar durch die Wohnsituation belastete Bevölkerung genutzt werden (Tab. 25).

Tab. 25

Vergleichswerte für Pyrethroidbelastung im Urin von Kindern und Erwachsenen ohne spezifische Belastung durch das Berufs- oder Wohnumfeld (< 1 mg Permethrin/kg Hausstaub)

Parameter	Anzahl	X ± Sdev µg/l	Bereich µg/l	P 25 µg/l	P 50 µg/l	P 75 µg/l	P 95 µg/l
CisCI2CA	809	0,12±0,48	n.n.-9,76	n.n.	n.n.	0,10	0,57
TransCI2CA	809	0,45±1,14	n.n.-17,82	n.n.	0,24	0,48	1,54
Br2-CA	809	0,10±0,59	n.n.-9,19	n.n.	n.n.	n.n.	0,38
F-PBA	809	0,06±0,28	n.n.-5,11	n.n.	n.n.	n.n.	0,34

PCP: Die PCP-Belastung im Blutplasma der 623 untersuchten Bewohner der ehemaligen US-Housing lag etwa 50 % unter den jüngst publizierten Referenzwerten, die auf der Untersuchung von Personen aus Norddeutschland im Jahre 1996 beruhen. Die Ergebnisse sind damit „im Trend“ und spiegeln die abnehmende PCP-Belastung in der Allgemein-Bevölkerung als Konsequenz des PCP-Verbots aus dem Jahre 1989 wieder. Bislang waren alle „Referenzwerte“ für PCP aus umweltmedizinischen, umweltepidemiologischen Studien abgeleitet. Angesichts fehlender aktueller repräsentativer Referenzwerte schlagen wir vor, daß unsere Werte als „aktuelle Vergleichswerte“ aus einer weder beruflich noch durch das Wohnumfeld belasteten Bevölkerung Verwendung finden können (Tab. 26).

Tab. 26

PCP-Belastung im Serum oder Plasma bei Personen ohne Holzschutzmittelverwendung oder berufliche Exposition

Untersuchte Gruppe	Anzahl N	Median µg/l	P 95 µg/l	Max µg/l	Quelle
Studenten, Universitätsmitarbeiter, 1986	138	20,6	70	91	(32)
Bevölkerung, Schleswig-Holstein, 1991	112	8,9	20	31,3	(33)
Personen ohne PCP-Exposition, 1991/92	60	11,3	23	28,3	(34)
Bevölkerung, Schleswig-Holstein, 1996	251		12		(35, 21)
Bewohner ehem. US-Housing, FFM, Kinder und Erwachsene, 1998	623	1,7	6,1	59,3	Diese Untersuchung

Lindan: Wir können den bislang eher anhand methodischer Grenzen publizierten Referenzwert von 0,1 µg/l Blutplasma anhand einer großen Anzahl von über 600 Untersuchten bestätigen.

DDE/T: Repräsentative aktuelle Referenzwerte fehlen; als Vergleichswerte stehen lediglich eine größere Untersuchung aus dem Süddeutschen Raum mit mehr als 300 Probanden zur Verfügung, allerdings aus den Jahren 1991-4. Da auch bei DDE/T angenommen werden muß, daß infolge des DDT-Verbots die DDE/T-Belastung in der Bevölkerung weiter sinkt (in Muttermilchproben aus den letzten Jahrzehnten konnte die abnehmende Belastung eindrucksvoll demonstriert werden) erhebt sich hier die Forderung nach aktuellen Referenzwerten für die Bevölkerung in Deutschland, wobei auch die Herkunft der Untersuchten Berücksichtigung finden müßte.

PCB: Infolge der Einschränkung der PCB-Verwendung und des PCB-Verbots ab 1989 ist auch bei den PCB eine deutliche Abnahme in Muttermilch und in Blutproben in den letzten Jahren zu verzeichnen. In unserer Untersuchung lagen die PCB-Spiegel der erwachsenen Sprechstundenteilnehmer etwa 30 % unter den anhand der Referenzwerte von 1994/5 (P95) erwarteten Werten.

Um festzustellen, ob dies eine tatsächliche Abnahme der Belastung in der Allgemeinbevölkerung in Deutschland widerspiegelt und nicht – zumindest teilweise – auf den hohen Anteil von im Ausland geborenen Untersuchungsteilnehmern zurückzuführen ist (die ggf. höhere DDE/T- und niedrigere PCB-Belastungen aufweisen als in Deutschland geborene und aufgewachsene Personen) haben wir die PCB-Blutspiegel nochmals getrennt für Personen mit DDE-Werten unter 10 µg/l Plasma berechnet. Die Gesamtergebnisse wurden dadurch nicht beeinflusst. Daraus schließen wir, daß unsere Ergebnisse tatsächlich die derzeitige (1998) PCB-Belastung der Bevölkerung in Deutschland wiedergeben und somit als aktuelle Vergleichswerte genutzt werden können.

Kinder

PAK-, Organophosphat- und Pyrethroidmetabolite: Generell liegen für die untersuchten Substanzen für das Kindesalter keine ausreichend geeigneten Referenz- oder Vergleichswerte vor. Hier gibt es Nachholbedarf. Zumindest für die PAK-Metabolite wurden im Rahmen des Umweltsurveys – für Kinder im Alter zwischen 6 und 14 Jahren – jetzt repräsentative Referenzwerte erhoben, deren Veröffentlichung in der nächsten Zeit erwartet werden kann. - Angesichts fehlender repräsentativer Werte können die bei unserer Untersuchung erhaltenen literbezogenen Organophosphat- und Pyrethroidmetabolite als Vergleichswerte dienen.

Organochlorverbindungen: Zu den Parametern PCP, Lindan, DDE/T und PCB liegen nach unserer Kenntnis keine altersbezogenen Vergleichswerte für das Kindesalter vor. Lediglich für Kinder im Alter von 7-10 Jahren gibt es aus einer großen Untersuchung in Baden-Württemberg Vergleichswerte für PCB, allerdings im Vollblut (25). Aus den Daten zu Muttermilchuntersuchungen zeigt sich, daß infolge verschiedener Verbote die PCB-, Lindan- und DDE-Belastung in Muttermilchproben in den letzten Jahren deutlich gesunken ist. Auch in kindlichem Fettgewebe sind stark abnehmende Tendenzen erkennbar.

Allgemeine Daten zur Belastung an Organochlorverbindungen im Blutplasma liegen für Kinder in Deutschland nicht vor. Vor dem Hintergrund, daß PCP und Lindan in den Wohnungen der ehemaligen US-Housing kein Problem darstellten und die PCP- und Lindan-Blutplasmaspiegel die Belastung der letzten Wochen (Tage bis Monate) aufzeigen, können die hier erhobenen 95er Perzentilen als aktuelle obere Vergleichswerte im Kindesalter herangezogen werden: **Lindan:** 0,1 mg/l Blutplasma und **PCP:** 8 µg PCP/l Blutplasma (gerundet von 7,76 µg/l bei 138 Untersuchten von 0-<20 J).

Bei den **PCB** konnte der große Einfluß des Stillens bis zum Alter von ca 12 Jahren deutlich und signifikant nachgewiesen werden. So hatten wir bereits in einer kleinen Untersuchung bei 12-14jäh-

rigen Schülern einer PCB-belasteten Schule in der Nähe von Frankfurt zwar keinen Einfluß der aktuellen PCB-Belastung der Raumluft, aber selbst in diesem Alter noch einen deutlichen Einfluß des Stillens auf die aktuelle PCB-Blutbelastung nachweisen können (36). In einer neueren Untersuchung konnte dies bei 92 Grundschulern aus Niedersachsen bestätigt werden (37). Auch aus anderen Ländern liegen – allerdings bei jüngeren Kindern - vergleichbare Daten vor: so hatten ehemals gestillte holländische Kindergartenkinder etwa 3fach höhere PCB-Blutspiegel als nicht gestillte (38). Bei einer amerikanischen Untersuchung wiesen 4-jährige Kinder, die mehr als 6 Monate gestillt worden waren, mehr als 10fach höhere PCB-Blutspiegel auf als nicht gestillte; Kinder, die weniger als 6 Monate gestillt worden waren, hatten etwa 4fach höhere PCB-Blutspiegel als nicht gestillte (39). Diese Befunde sprechen aber nicht gegen das Stillen, im Gegenteil. In verschiedenen Untersuchungen konnte gezeigt werden, daß die neurophysiologischen und psychomotorischen Fähigkeiten nicht negativ mit den PCB-Belastungen durch das Stillen korrelierten (38, 39), sondern daß gestillte Kinder trotz nachweisbar höherer PCB-Belastung (auch nach Korrektur für Sozialstatus) bei den neurophysiologischen Tests eher besser abschnitten als die nicht gestillten (39). – Es kann erwartet werden, daß mit weiterer Abnahme der allgemeinen PCB-Belastung der Bevölkerung nach dem PCB-Verbot und weiterer Abnahme der PCB-Belastung der Muttermilch auch die Unterschiede zwischen gestillten und nicht gestillten Kindern in den kommenden Jahren abnehmen werden.

Zusammenfassend zeigen unsere Untersuchungen den positiven Effekt von staatlichen Regelungen (DDT-, PCP-, PCB-Verbot). Unsere Humanbiomonitoringdaten spiegeln sehr deutlich das DDT-Verbot in Deutschland aus dem Jahre 1972 wider, im Vergleich mit anderen Ländern. Auch die Auswirkung des PCB- und PCP-Verbots können im Vergleich mit früheren Untersuchungsergebnissen eindrucksvoll dargestellt werden. Die relativ geringere Abnahme der allgemeinen PCB-Belastung im Vergleich zu den PCP-Spiegeln ist u.a. vor dem Hintergrund der unterschiedlichen Halbwertszeit plausibel mit erklärbar.

Demgegenüber wurde in unserer Untersuchung eine allgemeine Belastung mit Organophosphaten und Pyrethroiden – auch bei Kindern - gezeigt. Da Zusammenhänge zwischen den inneren Belastungen und den spezifischen Belastungen im Hausstaub nicht nachweisbar waren, muß angenommen werden, daß diese Substanzen (oder auch deren Abbauprodukte) über die Nahrung aufgenommen werden. Aus umwelt- und präventivmedizinischer Sicht sollte diesen Befunden weiter nachgegangen und nach Möglichkeiten zur Minderung gesucht werden.

Literatur:

1. Heudorf U, Angerer J: Humanbiomonitoring auf PAK-Metabolite von Kindern aus Wohnungen mit PAK-haltigem Kleber. *Umweltmed Forsch Prax* (1998) 3: 266-274.
2. Heudorf, U., Angerer, J.: Humanbiomonitoring auf PAK-Metabolite von Kindern aus Wohnungen mit PAK-haltigem Kleber. Ergänzende Mitteilung. *Umweltmed Forsch Prax* (1999) 4: 97-100.
3. Stadtgesundheitsamt Frankfurt/M: Niederschrift des Expertengesprächs zur Schadstoffbelastung in den ehemaligen US-Housing am 05.02.1998 in Frankfurt am Main. Frankfurt, im Februar 1998.
4. Umweltbundesamt: Belastung mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Wohnungen mit Parkettböden. Presse-Information vom 27. März 1998, Berlin (1998)
5. Umweltbundesamt: Empfehlungen zu polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Wohnungen mit Parkettböden. Presse-Information vom 29. April 1998, Berlin (1998)
6. Dieckow, P., Ullrich, D., Seifert, B.: Vorkommen von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Wohnungen mit Parkettfußböden. Umweltbundesamt. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, WaBoLu Heft 2/99; Berlin 1999
7. Landesgesundheitsamt Baden-Württemberg und Forschungs- und Materialprüfungsanstalt Baden-Württemberg: Untersuchungen zur PAK-Belastung in Wohnungen mit teerhaltigen Parkettklebern. Sozialministerium Baden-Württemberg und Stadt Heilbronn (Hrsg), 1999
8. ARGEBAU: Richtlinie für die Bewertung und Sanierung PCB-belasteter Baustoffe und Bauteile in Gebäuden (PCB-Richtlinie) vom 14.09.1994. *Mitteilungen DIBt* (1995) 2: 50-60.
9. Pöhner, A., Simrock, S., Thumulla, J., Weber, S., Wirkner, T.: Hintergrundbelastung des Hausstaubes von Privathaushalten mit mittel- und schwerflüchtigen organischen Schadstoffen. Analyse und Bewertung von Umweltschadstoffen (AnBUS) e.V. (Hrsg). Mai 1997
10. Walker, G., Hostrup, O., Hoffmann, W., Butte, W.: Biozide im Hausstaub. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* (1999) 59: 33-41.
11. Krause, C., Chutsch, M., Henke, M., Kliem, C., Leiske, M., Schulz, C., Schwarz, E.: *Umweltsurvey Bd. III a, Wohn-Innenraum: Spurenelementgehalte im Hausstaub. WaBoLu-Heft (1991) Nr 2.*
12. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein: Bodenbelastungen in Hausgärten und Hausstaubbelastungen aus vier Regionen in Schleswig-Holstein. „Hausgartenstudie“ des Ministeriums für Umwelt, Natur und Forsten zur Feststellung der Schadstoffbelastung von Hausgärten und von Hausstaub. Kiel 1997 – und Heinzow, pers. Mitteilung, 1998
13. Ad-hoc-Arbeitsgruppe aus Mitgliedern der Innenraumlufthygiene-Kommission (IRK) des Umweltbundesamtes und des Ausschusses für Umwelthygiene der Arbeitsgemeinschaft der obersten Landesgesundheitsbehörden: DDT in US-Housing. *Bundesgesundheitsblatt Gesundheitsforschung Gesundheitsschutz* (1999) 42: 88.
14. Angerer, J., Schaller, K.H. (eds): *Analyses of hazardous substances in biological materials, methods for biological monitoring. Vols 1 and 3. (1985, 1988) VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, Germany.*
15. Angerer, J., Gündel, J., Mannschreck, C., Ewers, U., Büttner, K.: Beurteilung der PAK-Belastung bei Anwohnern eines Industriegebiets in der Bundesrepublik Deutschland. Bestimmung von 1-Hydroxypyren, 1-, 2+9-, 3- und 4-Hydroxyphenanthren im Harn. *Umweltmed Forsch Prax* (1997) 2: 17-22.
16. Lederer, P., Angerer, J.: Untersuchung der PAK-Belastung bei Kindern in Wohnungen mit stein-kohleteerhaltigem Kleber in Parkettböden. *Arbeitsmedizin, Sozialmedizin, Umweltmedizin* (1998) 33: 452-455.
17. Angerer, J., Hardt, J.: Ausscheidung von Organophosphat-Metaboliten durch die Allgemeinbevölkerung. *Arbeitsmed Sozialmed Umweltmed* (1997) 32: 470-472.
18. Butte, W., Walker, G., Heinzow, B.: Referenzwerte der Konzentration von Permethrinmetaboliten Cl2CA (3-(2,2-Dichlorvinyl)-2,2-dimethylcyclopropancarbonsäure) und 3-PBA (3-Phenoxybenzoesäure) im Urin. *Umweltmed Forsch Prax* (1998) 3: 21-26.
19. Hardt, J., Heudorf, U., Angerer, J.: Zur Frage der Belastung der Allgemeinbevölkerung durch Pyrethroide. *Umweltmed Forsch Prax* (1999) 4: 54-55
20. Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes: Stoffmonographie Pentachlorphenol – Referenz- und Human-Biomonitoring-Werte (HBM). *Bundesgesundheitsblatt* (1997) 40: 212-222.
21. Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes: Aktualisierung der Referenzwerte für Pentachlorphenol im Serum und Urin. *Bundesgesundheitsblatt Gesundheitsforschung Gesundheitsschutz* (1999) 42: 599-600.

22. Göen, Th., Angerer, J.: Innere Belastung der Allgemeinbevölkerung gegenüber DDT und DDE. Referenzwerte und Tendenzen für die alten Bundesländer. *Umweltmed Forsch Prax* (1997) 3: 29-31.
23. Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes: Referenzwerte für die PCB-Kongenere Nr. 138, 153, 180 und deren Summe im Humanblut. *Bundesgesundheitsblatt Gesundheitsforschung Gesundheitsschutz* (1998) 41: 416.
24. Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes: Stoffmonographie PCB – Referenzwerte für Blut. *Bundesgesundheitsblatt Gesundheitsforschung Gesundheitsschutz* (1999) 42: 511-521.
25. Kappos, A.D., Schümann, M., Angerer, J.: Referenzwerte für die PCB-Kongenere Nr. 138, 153 und 180 und deren Summe im Humanblut. Versuch einer Bewertung der Datenlage in Deutschland 1996. *Umweltmed Forsch Prax* (1998) 3: 135-143.
26. Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes. Konzept der Referenz- und Humanbiomonitoringwerte (HBM) in der Umweltmedizin. *Bundesgesundheitsblatt* (1996) 39: 221-224.
27. Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes, Qualitätssicherung beim Humanbiomonitoring. *Bundesgesundheitsblatt* (1996) 39: 216-221.
28. Arbeitsgemeinschaft der leitenden Medizinalbeamtinnen und –beamten der Länder (AGLMB): Standards zur Expositionsabschätzung. Bericht des Ausschusses für Umwelthygiene. Behörde für Arbeit, Gesundheit und Soziales (Hrsg), 1995.
29. Hack, A., Selenka, F., Wilhelm, M.: Mobilisierung von PAK durch synthetische Verdauungssäfte aus dem kontaminierten Bodenmaterial einer Altlastenfläche. *Umweltmed Forsch Prax* (1998) 3: 275-280.
30. Ewers, U., Suchenwirth, R.: Expositionsabschätzung: Humanbiomonitoring vs. Modellrechnungen. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* (1996) 8: 213-220.
31. Angerer, pers. Mitteilung, 1999
32. Butte, W., Angst, M., Böhmer W., Eilers, J., Goebel, A.: Referenzwerte der Konzentrationen an Pentachlorphenol im Serum und Urin. *Ärztl. Lab.* (1987) 33: 67-74
33. Butte, W., Heinzow, B.: Referenzwerte der Konzentrationen an Pentachlorphenol im Serum und Urin. *Klin. Lab.* (1995) 41: 31-35.
34. Wiesmüller, G.A., Neuhann, H.F., Susanto, F.: Biological monitoring in patients of the consulting centre for environmental medicine. Part II: Pentachlorophenol. Poster auf dem 1. Internationalen Kongress für Umweltmedizin, Duisburg (1994)
35. Butte, W., Heinzow, B.: Referenzwerte der Konzentrationen an Pentachlorphenol im Serum und Urin. *Umweltmed Forsch Prax* (1998) 3: 237-238.
36. Heudorf, U., Salzmann, N.: Polychlorierte Biphenyle in der Raumluft von Schulen – Wie hoch ist die Gesundheitsgefahr für die Schüler und Lehrer?. *Internist Prax.* (1997) 37: 221-228 / *Pädiatr. Praxis* (1997) 52: 189-196.
37. Neisel, F., v. Manikowsky, S., Schümann, M., Feindt, W., Hoppe, H.-W., Melchior, U.: Humanes Biomonitoring auf Polychlorierte Biphenyle bei 130 in einer Grundschule exponierten Personen. *Gesundheitswesen* (1999) 61: 137-150.S
38. Patandin, S., Lanting, C., Mulder, P.G., Boersma, R., Sauer, P.J., Weisglas-Kuperus, N.: Effects of environmental exposure to polychlorinated biphenyls and dioxins on cognitive abilities in Dutch children at 42 months of age. *J Pediatr* (1999) 134: 33-41
39. Jacobson, J. L., Humphrey, H. E. B.: Effects of in utero exposure to polychlorinated biphenyls and related contaminants on cognitive functioning in young children. *J. Pediatr.* (1990) 166: 38-45.