

Humanbiomonitoring versus Ambient-Monitoring – für eine Debatte mit Maß und Ziel

Ein Diskussionsbeitrag zum Editorial "Über das Biological Monitoring, den Unwillen Gesundheitsrisiken rational abzuschätzen und die Lust an radikalen Maßnahmen" und die dazu erschienene Stellungnahme*

Herbert Obenland

Korrespondenzadresse: Herbert Obenland, ARGUK-Umweltlabor GmbH, Krebsmühlenweg, 61440 Oberursel; E-Mail: Obenland@arguk.de

1 Hintergrund

Das Editorial zu Heft 2/2004 der "Umweltmedizin in Forschung und Praxis" beschäftigte sich mit dem Thema Humanbiomonitoring versus Ambient-Monitoring. Die Autoren haben das Anliegen, das zur Prävention gesundheitlicher Schäden an industriellen Arbeitsplätzen breit praktizierte und bewährte Humanbiomonitoring (HBM) auf den umweltbezogenen Gesundheitsschutz auszudehnen. Sie sehen in dieser Ausdehnung eine Chance für mehr Rationalität in der Abschätzung von umweltbezogenen Gesundheitsrisiken. Ebenso verbinden sie damit die Möglichkeit der Vermeidung unnötiger Sanierungskosten. Die Autoren resümieren ihr Anliegen und ihre Kritik an den gegenwärtigen Verhältnissen wie folgt:

"Die Abschätzung der inneren Belastung des Menschen durch chemische Substanzen, die in der Umwelt auftreten, beruht auf Umgebungsmessungen, Expositionsszenarien, Hochrechnungen und worst-case-Betrachtungen. Dies führt in der Regel zur Überschätzung der tatsächlichen Schadstoffaufnahme, die mehrere Größenordnungen betragen kann. Dem stehen auf der anderen Seite "Grenzwerte" gegenüber, die zu gesundheitlich nachteiligen Effekten Abstände von mehreren Größenordnungen einhalten.....Dies zieht (Sanierungs-)maßnahmen nach sich, deren Aufwand im Verhältnis zur Verbesserung der gesundheitlichen Situation jede Vernunft vermissen lässt. Es kommt zu einer sinnlosen und ethisch nicht zu vertretenden Verschwendung wirtschaftlicher Ressourcen....Dass man die Vorteile des BM nicht zur Kenntnis nimmt und es nicht einsetzt, ist ein Skandal." (Angerer et al. 2004)

Die Autoren der "Stellungnahme" verwarfen sich dagegen, "...ein bewährtes Verfahren insgesamt als zweifelhaft darzustellen", räumen jedoch Schwachstellen beim Ambient-Monitoring (AM) ein. Da sie sich ihrerseits auf eine in ihrer

Allgemeinheit kaum strittige Gegenüberstellung von Stärken und Schwächen sowohl des HBM als auch des AM beschränken, fehlt ihrer Stellungnahme jeder Bezug zur beispielgestützten Argumentation der "Editorial"-Autoren. Diese ist es jedoch wert, eingehend kritisch gewürdigt zu werden.

2 Polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Parkettböden: Die US-Housings

1998 erregten PAK-Funde im Parkettkleber der ehemaligen alliierten Wohnungen, die mittlerweile in den allgemeinen Wohnungsbestand übergegangen waren, bundesweites Aufsehen. Neben dem auf die Belastung des Hausstaubes abhebenden AM zur Abschätzung von Exposition und Risiko kam insbesondere in Frankfurt auch das HBM zur Anwendung. Mit ihrer Aussage, im Rahmen großer Studien, in denen das HBM eingesetzt worden sei, habe man keinen Anstieg der inneren Belastung finden können, rekurrieren die "Editorial"-Autoren auf einschlägige Veröffentlichungen des auftraggebenden Gesundheitsamtes der Stadt Frankfurt (Stadtgesundheitsamt Frankfurt 1999)

So eindeutig, wie von den "Editorial"-Autoren dargestellt, liegen die Dinge in diesem Fall aber keineswegs. Die erwähnten großen Studien erfolgten Wochen und Monate nach den ersten und mehrmals wiederholten Aufrufen der Gesundheitsbehörden an die betroffene Bevölkerung, zur Minderung der Exposition ihre Böden täglich feucht zu wischen. Das HBM kontrollierte also in Wirklichkeit die Wirksamkeit dieser Empfehlungen und nicht die originäre Expositionssituation. Indem die "Editorial"-Autoren schreiben, durch feuchtes Staubwischen habe die Exposition erfolgreich verringert werden können (Angerer et al. 2004), bestätigen sie selbst diese Einschätzung zum Wert der Aussagen der erwähnten großen Studien.

Aufschlussreich ist in diesem Zusammenhang, dass in einer kleineren HBM-Erststudie in Frankfurt, deren Durchführung

* Editorial: Umweltmed Forsch Prax (2004): 9, 61-64; Stellungnahme: Umweltmed Forsch Prax (2004): 9, 331-335

sich noch mit den ersten Appellen zum täglichen feuchten Staubwischen überschneidet und die insofern eher die originäre Exposition zu repräsentieren vermag, eine Tendenz zur erhöhten inneren PAK-Belastung bei Kindern, ausgedrückt als erhöhte 1-Hydroxypyren-Ausscheidung über den Harn, zu erkennen ist. Die Ergebnisse dieser Erststudie sind in **Abb. 1** und **Tabelle 1** dargestellt.

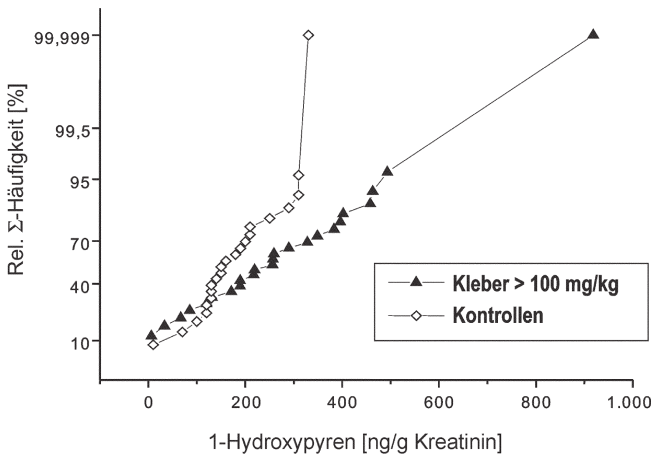


Abb. 1: Relative Summenhäufigkeit der Hydroxypyrenausscheidung im Harn von Kindern aus Wohnungen mit steinkohlenteerhaltigem Parkettkleber (> 100 mg BaP/kg Kleber) im Vergleich zu den entsprechenden Werten von gleichaltrigen Kindern aus Wohnungen ohne Parkett (Heudorf und Angerer 1999).

Tabelle 1: PAK-Metaboliten im Urin von Kindern aus den ehemaligen US-Housing in Frankfurt/Main – differenziert nach Kindern aus Wohnungen mit mehr als 100 mg BaP/kg Parkettkleber (n = 27) – im Vergleich mit Kontrollkindern (n = 23). Auszug aus Tabelle 2 von Heudorf und Angerer (1999).

Parameter 1-OH-Pyren	Mittelwert (SD)	Median	P 95	Maximalwert
	[ng/g Kreatinin]			
Housing (BaP im Kleber > 100 mg/kg)	257 (201)	238	769	918
Kontrollen	168 (88)	149	329	334

Das Ergebnis dieser Erststudie kommentierte seinerzeit Prof. Angerer, einer der "Editorial"-Autoren, so: "Wir haben in etwa dargestellt, dass...um es brutal zu sagen, das Krebsrisiko in den Wohnungen gegenüber der Allgemeinbevölkerung in etwa verdoppelt wird" (Stadtgesundheitsamt Frankfurt 1998).

Hier ist nicht die Verdoppelung des allgemeinen, sondern lediglich des PAK-bedingten Krebsrisikos gemeint. Doch zeigt sich dieses wirklich nur als in etwa verdoppelt? Was repräsentiert die Erhöhung der 1-Hydroxypyren-Ausscheidung auf in etwa das Doppelte im vorliegenden Fall?

PAK treten immer als Gemisch aus mehreren Stoffen aus dieser Stoffgruppe auf. Einige Vertreter wie das Benzo(a)pyren weisen ein hohes krebserregendes Potenzial auf, während andere keine krebserregende Wirkung haben. Das im Urin

messbare 1-Hydroxypyren (1-OHP) ist ein Metabolit des Pyren. Pyren selbst ist nicht krebserzeugend. Für das krebserzeugende Potenzial eines PAK-Gemisches steht konventionell sein Benzo(a)pyren (BaP)-Gehalt. BaP-Metaboliten sind einstweilen im HBM nur schwer zu erfassen, der Pyren-Metabolit 1-Hydroxy-Pyren (1-OHP) hingegen gut. Um von der zusätzlichen 1-OHP-Ausscheidung auf die zusätzliche BaP-Aufnahme schließen zu können, muss man das Muster der PAK-Zusatzbelastung kennen, aus dem sich das Verhältnis von Pyren zu Benzo(a)pyren ablesen lässt (Angerer 1999). Im vorliegenden Fall beträgt dieses Verhältnis im expositionsrelevanten Hausstaub der Frankfurter Housings 2,04 bei einem Streubereich von 1,37 bis 3,35 (Angerer 1999). Zu einem vergleichbaren Ergebnis kommt Obenland (2004), der für das Verhältnis von Pyren zu Benzo(a)Pyren im Hausstaub der ehemaligen alliierten Wohnungen 2,7 nennt.

Eine in etwa verdoppelte 1-OHP-Ausscheidung würde nur für jenen Fall auf eine in etwa verdoppelte BaP-Aufnahme und damit auf ein in etwa verdoppeltes BaP-bedingtes Krebsrisiko schließen lassen, in welchem die Grundbelastung in etwa das gleiche Pyren/BaP-Verhältnis aufzuweisen hätte wie die zu bewertende Zusatzbelastung. Im vorliegenden Fall ist diese Voraussetzung nicht gegeben. Die Grundbelastung, auf die die hier in Rede stehende Zusatzbelastung aufsetzt, ist überwiegend nahrungsbedingt. Für das Pyren/BaP-Verhältnis in der PAK-Belastung der Nahrung werden in der Literatur ausschließlich Zahlen genannt, die oberhalb bis weit oberhalb von 2,04 bzw. 2,7 liegen. **Tabelle 2** gibt hierzu einen Überblick.

Tabelle 2: Literaturdaten zum Pyren/BaP-Verhältnis in der PAK-Belastung von Nahrung

Autoren	Land	Pyren/BaP
Speer et al. (1990)	Deutschland	7,3
Chuang et al. (1999)	USA	13
De Vos et al. (1990)	Niederlande	5,7 – 8,3
COT (2002)	Großbritannien	3,2 – 8,8
Pfannhauser (1991)	Österreich	12

Krebserzeugendes Benzo(a)Pyren wird also in der Zusatzbelastung durch PAK-haltigen Hausstaub durch viel weniger 1-OHP im Urin repräsentiert als BaP aus der die Grundbelastung dominierenden Nahrung. Dies bestätigt auch ein vergleichender Blick auf die von verschiedenen Seiten vorgenommenen Schätzungen zur täglichen BaP-Aufnahme über die Nahrung einerseits sowie auf die im Umweltsurvey des Umweltbundesamtes (UBA) festgestellte 1-OHP-Ausscheidung der bundesdeutschen Bevölkerung andererseits. Der LAI (Länderausschuss für Immissionsschutz) schätzt die tägliche BaP-Aufnahme über die Nahrung auf 200-500 ng. Untersuchungen aus anderen europäischen Ländern nennen mittlere tägliche BaP-Aufnahmen von 50-250 ng. Für eine überschlägige Rechnung kann also eine mittlere tägliche BaP-Aufnahme

von ca. 250 ng/d angenommen werden. Die mediale 1-OHP-Ausscheidung über den Harn beziffert der Umweltsurvey des UBA von 1998 auf 100 ng/g Kreatinin.

Nach Angerer (1999) kann vereinfachend davon ausgegangen werden, dass

- a) 100 ng 1-OHP pro g Kreatinin einer Ausscheidung von 100 ng 1-OHP pro Tag entsprechen und
- b) ca. 5% der aufgenommenen oralen Dosis als 1-OHP ausgeschieden werden.

Unter Berücksichtigung dessen ergibt sich für die mediale Tagesdosis an Pyren ein Wert von ca. 2000 ng. Dem steht eine geschätzte mittlere BaP-Aufnahme von 250 ng/d gegenüber. Aus beidem ergibt sich für die PAK-Grundbelastung ein Pyren/BaP-Verhältnis von ca. 8.

Die zusätzliche 1-OHP-Ausscheidung bei den Housing-Kindern unterschätzt demnach die zusätzliche BaP-Aufnahme in etwa um den Faktor 2 bis 6. Entsprechend ist das abzuschätzende BaP-bedingte zusätzliche Krebsrisiko nicht lediglich verdoppelt, wie von Angerer dargestellt, sondern in etwa verdrei- bis verachtfacht.

Ein weiteres Problem bei der Abschätzung des zusätzlichen PAK-bedingten Krebsrisikos in Wohnungen mit Steinkohlenteeröl-haltigem Parkettkleber ergibt sich für das HBM daraus, dass BaP im Steinkohlenteer nur einen kleineren Teil von dessen gesamtem PAK-bedingten Kanzerogenitätspotenzial vertritt. Das gesamte PAK-bedingte Kanzerogenitätspotenzial von Steinkohlenteer kann das alleine BaP-bedingte Kanzerogenitätspotenzial um eine Größenordnung übersteigen (Schneider et al. 2002). Die Interpreten der US-Housing-Studien lassen auch dieses Problem unberücksichtigt und nehmen damit eine weitere Unterschätzung des PAK-bedingten zusätzlichen Krebsrisikos in Kauf.

Das Beispiel "PAK in Parkettböden" zeigt, dass das 1-OHP-gestützte PAK-Humanbiomonitoring bei der Abschätzung von Gesundheitsrisiken im Niedrigdosisbereich Innenraum erhebliche systematische Schwächen aufweist, die kumulativ zur Unterschätzung von Risiken um mindestens eine Größenordnung oder gar zur totalen Dementierung derselben führen können. Man fragt sich, was 14 namhafte Professoren bewogen haben mag, dessen ungeachtet vehement für seine Anwendung einzutreten.

Solange kein Parameter vorliegt, der sich direkt auf die maßgeblichen kanzerogenen Komponenten von PAK-Gemischen bezieht, sollte im Zusammenhang von PAK-Belastungen in Innenräumen auf den Einsatz des Humanbiomonitoring verzichtet werden. Wegen der relativ kleinen biologischen Halbwertszeit blieben selbst dann noch erhebliche Beurteilungsprobleme, wenn bei der Probenahme bereits expositionsmindernde provisorische Behelfsmaßnahmen gegriffen haben sollten, wie das bei den großen Studien in den US-Housings

der Fall war. Diese Studien und die aus ihnen abgeleiteten fragwürdigen Schlüsse sind übrigens maßgeblich in die "PAK-Hinweise" der ARGEBAU eingeflossen, in denen ein Gefahrenbezug bei PAK-haltigem Parkettkleber ausdrücklich verneint wird und baurechtlich zwingende Maßnahmen definitiv ausgeschlossen werden (ARGEBAU 2000). Die "Editorial"-Autoren monieren deshalb zu Unrecht, ihre Studien seien unbeachtet geblieben. Der ARGEBAU wäre zu empfehlen, den Schwachpunkten dieser Studien mehr Beachtung zu schenken und das Thema nochmals auf die Tagesordnung zu setzen.

3 PCB-Kontamination von Gebäuden: Die Nürnberger Ledebour-Schule

Im März 2001 beschloss der Nürnberger Stadtrat einstimmig, die Georg-Ledebour-Schule abzureißen und durch einen Neubau zu ersetzen. Diesem Beschluss gingen in 1999 und 2000 zahlreiche Raumluftanalysen auf PCB voraus, die Belastungen zwischen 680 und 20 800 Nanogramm Gesamt-PCB pro Kubikmeter Raumluft bei einem Median von 2044 ng/m³ anzeigten. Der Schwerpunkt der Belastung lag bei den niederschlorierten PCB 28, 52 und 101 (Liebl et al. 2004). Im zweiten Halbjahr 2000 waren in einzelnen Räumen Pilotsanierungen durchgeführt worden, an deren Ende sich zeigte, dass die Raumluftbelastungen auf Dauer nicht unter den Zielwert von 300 ng/m³ gemäß der Bayerischen Technischen Baubestimmung zu PCB würde abgesenkt werden können (Stadt Nürnberg 2001).

Spektakuläre bundesweite Medienpräsenz erhielt der Vorgang nicht durch den Beschluss zum Abriss, sondern durch die Ergebnisse einer Humanbiomonitoring-Studie, die auf Wunsch der Eltern von Mai bis Juni, also bereits nach dem Abriss-Beschluss, an 461 Schülern und 10 Lehrern durchgeführt wurde. Mit der Studie beauftragt war eine renommierte Laborarzt-Praxis. Die Probenahme erfolgte in der Regel unmittelbar im Anschluss an den Unterricht (Stadt Nürnberg 2001).

In dieser Mitte Juli mit Ergebnissen aufwartenden Studie wurden bei 194 Schülern und 4 Lehrern erstmals für die PCB 28, 52 und 101 Befunde oberhalb der Bestimmungsgrenze von damals 100 ng/l Blut erzielt. Die 95-Perzentile der PCB 28, 52 und 101 betragen bei den Schülern 130, 400 und 130 ng/l Blut und spiegelten damit gut die im Ambient-Monitoring erzielten Befunde. Auch hier hatte das PCB 52 den höchsten Einzelwert vorzuweisen (Stadt Nürnberg 2001).

Unmittelbar im Anschluss an das Bekanntwerden dieser HBM-Befunde verfügte die Stadt Nürnberg die Schließung der Schule und schickte Schüler und Lehrer vorzeitig in die Sommerferien. Die bayerische Staatsregierung organisierte ein Krisenmanagement und reagierte binnen Wochenfrist mit einem 10-Punkte-Programm, das neben der Berichtspflicht für alle Kommunen über den PCB-Status ihrer Schulen auch die

Überprüfung der in Nürnberg erzielten HBM-Daten durch eine Zweitstudie eines Erlanger Universitätsinstituts einschloss (Stadt Nürnberg 2001).

An dieser Stelle ist festzuhalten, dass HBM-Befunde durchaus zu größeren öffentlichen Erregungszuständen führen können als Befunde über Ambiente-Belastungen. Der Feststellung der Autoren der "Stellungnahme", es sei eine Illusion anzunehmen, dass HBM-Untersuchungen bei einem PCB-belasteten Objekt die Gewähr für eine rationalere Einschätzung des Gesundheitsrisikos böten, stimmen wir deshalb ausdrücklich zu.

Die Blutentnahmen für die Erlanger Zweitstudie erfolgte drei bis sechs Wochen nach Beendigung der Exposition durch Schließung der Schule (Drexler 2002). Das ist und bleibt solange die zentrale Schwachstelle dieser Studie, wie die Angaben über die biologische Halbwertszeit der niederchlorierten PCB 28, 52 und 101 von großer Unsicherheit geprägt sind und zwischen einigen Tagen und einigen Jahren variieren (ATSDR 2000).

Die PCB-Blutbelastungen der Erlanger Studie liegen mit 95. Perzentilen von 23, 38 und 24 ng/l Plasma für die PCB 28, 52 und 101 lediglich bei 10-20% der in der Erststudie festgestellten Belastungen (KHB 2003a). Auch wenn man in Rechnung stellt, dass das Erlanger Verfahren dasjenige mit der besseren Bestimmungsgrenze und der höheren Empfindlichkeit ist und überdies möglicherweise ein Teil der aufgenommenen niederchlorierten PCB bis zur Probenahme für diese Studie bereits verstoffwechselt war, bleibt die Frage: Wie können im Humanbiomonitoring bei Anwendung anerkannter Verfahren durch akkreditierte, zertifizierte und vielfach qualitätsgesicherte Institute innerhalb von drei Monaten dermaßen große Abweichungen auftreten? Welche Faktoren im Einzelnen auch beteiligt sein mögen – der Vorgang selbst ist nicht geeignet, Vertrauen in diese Methode der Expositionsabschätzung im Niedrigdosisbereich zu begründen.

Gegenüber einem Vergleichskollektiv aus einer PCB-unbelasteten Schule in Nürnberg ermittelte die Erlanger Studie für die Ledebour-Schüler im 95. Perzentil eine Erhöhung der Summenbelastung mit den PCB 28, 52 und 101 um ca. den Faktor 6. Im Median betrug diese Summenbelastung bei den Ledebour-Schülern 22 ng/l Plasma, während sie im Vergleichskollektiv unter der Bestimmungsgrenze von 1 ng/l blieb (KHB 2003a). Diese deutliche zusätzliche PCB-Aufnahme im niederchlorierten Bereich schlägt sich in der nahrungsdominierten Gesamtbelastung durch alle sechs Indikator-PCB allerdings nur noch mit einer geringen, gleichwohl allerdings noch signifikanten Erhöhung nieder. Im Median betrug die PCB-Gesamtbelastung 440 ng/l Plasma bei den Ledebour-Schülern gegenüber 330 ng/l Plasma im Vergleichskollektiv (Drexler 2002).

Daraus lässt sich nach gemeinsamer Ansicht der Autoren der Erlanger Studie wie des "Editorial" keine erhöhte, PCB-

bedingte gesundheitliche Gefährdung von Schülern der Ledebour-Schule ableiten. Folglich ist ihrer Ansicht nach der Abriss und auch jede andere Sanierungsbemühung in diesem und allen ähnlich gelagerten Fällen unnötige und unverantwortliche Geldverschwendung.

Die Autoren der Erlanger Studie unterstreichen diese Bewertung ihrer Befunde durch den Vergleich mit weiteren Kollektiven, u.a. einem Kinderkollektiv in Frankfurt/Main, bei dem 1998 im Median eine PCB-Belastung von 920 ng/l Plasma festgestellt worden war. Doch diese Frankfurter Daten sind als Referenz denkbar ungeeignet. Sie wurden anlässlich des Vorliegens stark erhöhter PCB-Belastungen im Hausstaub der Wohnungen dieser Kinder erhoben und repräsentieren keine Grund-, sondern eine starke und deutlich wohnungsbedingte Zusatzbelastung (Obenland 2004).

Auf den kritischen Umstand, dass bei HBM-Studien die Auswahl der Vergleichskollektive die Bewertung der Ergebnisse entscheidend beeinflusst, hat bereits Kalberlah (2003) verwiesen. Auch darauf, dass es "...möglicherweise bei PCB ein Missverständnis (ist), vorliegende Referenzwerte (95-Perzentil der Ist-Belastung mit PCB) als Normalbereich im Sinne einer Unbedenklichkeitszuweisung zu verstehen." Die Kommission "Humanbiomonitoring" bei Umweltbundesamt trägt diesem unsicheren Zustand Rechnung, indem sie einstweilen auf die Erstellung von gesundheitlich begründeten HBM-Werten verzichtet und unter Verweis auf vorliegende epidemiologische Untersuchungen erklärt: "Nach Auffassung der HBM-Kommission zeigen die vorliegenden Untersuchungen, dass der Abstand zwischen den Referenzwerten und dem Beginn des Wirkungsbereichs wahrscheinlich gering sein dürfte" (KHB 2003b).

Die Frage ist also: Mit welchem Maßstab kann man im HBM erhobene Daten zur gebäudebezogenen PCB-Belastung beurteilen? Wenn der Wirkungsbereich sehr nahe am Bereich der Normalbelastung liegt und möglicherweise sogar in diesen hineinreicht, wird jede Zusatzbelastung zum Problem! Bevor grundsätzlich und sehr allgemein über die Vorzüge und Nachteile von unterschiedlichen Ansätzen zur Abschätzung von gebäudebezogenen Gesundheitsrisiken durch PCB weiter debattiert wird, sollte man sich um die Setzung von Rahmenbedingungen bemühen, die überhaupt erst die Einordnung von Befunden erlauben.

4 Vom Umgang mit dem Risiko: Die Standardsetzung ist reformbedürftig

Im umweltbezogenen Gesundheitsschutz gibt es in Deutschland bislang ein oft schwer nachvollziehbares Nebeneinander und Gegeneinander verschiedener Regulationsbereiche. Weil dies dem Ziel der Guten Risikoregulierung und dem Vertrauen der Bürger in die Verlässlichkeit staatlichen Han-

delns abträglich ist, hat die Bundesregierung im Jahr 2000 die Ad-hoc-Kommission "Neuordnung der Verfahren und Strukturen zur Risikobewertung und Standardsetzung im gesundheitlichen Umweltschutz der Bundesrepublik Deutschland", kurz: Risikokommission, eingesetzt. 2003 legte diese Kommission ihren Abschlussbericht den Akteuren in Wissenschaft und Politik zur Diskussion und Entscheidung vor. Der Bericht enthält u.a. den "Entwurf eines Gesetzes für Standardsetzung zum Schutze der menschlichen Gesundheit und der Umwelt", in dem es unter §1 (Zweck des Gesetzes) heißt: "Dieses Gesetz dient dazu, Maßstäbe und Verfahren für die Setzung von untergesetzlichen Standards zum Schutz der menschlichen Gesundheit und Umwelt aufeinander abzustimmen". (Risikokommission 2003)

Dass weder die Autoren des "Editorial" noch die der "Stellungnahme" auf die Arbeit der Risikokommission Bezug nehmen, ist verwunderlich. Es irritiert, dass sie zwar auf das Allgemeininteresse an Guter Risikoregulierung verweisen, die Diskussion darüber aber sehr selbstbezogen führen. Es ist ein Missverständnis, anzunehmen, hier gehe es in erster Linie um verschiedene Monitoring-Techniken. In erster Linie geht es hier um Maßstäbe und Standards, auf die Monitoring-Befunde zu beziehen sind.

- Welche Wirkungen eines Schadstoffes werden als advers betrachtet?
- Wer soll geschützt werden?
- Welches Schutzniveau wird für nötig erachtet?
- Geht es um Vorsorge oder Gefahrenabwehr?
- Welches Maß an Unsicherheit soll toleriert werden?

Von wissenschaftlicher Seite ist in diese Diskussion viel einzubringen. Die Risikokommission macht umfangreiche Vorschläge zur Institutionalisierung des Vorgehens. Letztlich entscheiden müssen aber politische Instanzen, da es sich um Setzungen gesellschaftlich-normativer Art handelt. Wenn sich Einvernehmen bei dieser Rahmensetzung herstellen lässt, wird man auch angemessener über die Frage diskutieren können, in welchen Fällen welches Monitoring am besten geeignet ist, ein umweltbezogenes Gesundheitsrisiko abzuschätzen.

5 Die Differenzen zwischen HBM und AM nicht überspitzen

Die Autoren des "Editorial" wollten provozieren. Das ist ihnen gelungen. Gleichwohl möchten wir ihnen empfehlen, künftig drastische und zu gravierenden Missverständnissen verleitende populistische Überspitzungen zu vermeiden. An folgendem Beispiel sei gezeigt, was dabei passieren kann:

Unter dem Kapitel "Abschätzung von Exposition und Risiko" deklinieren die "Editorial"-Autoren durch, was sie unter Verfahren zur Ableitung tolerabler Schadstoffdosen aus

toxikologischen Basisdaten verstehen. Am Beispiel der PCB behaupten sie, dass zwischen der "„Schadstoffdosis, die in Tierversuchen gerade eben noch gesundheitlich nachteilige Effekte hervorruft", dem *Lowest Observed Adverse Effect Level* (LOAEL), und dem Zielwert für die PCB-Belastung von Innenraumluft von 300 ng/m³ ein Sicherheitsabstand von 30 000 läge. Dann fragen sie: "Wo arbeiten wir im täglichen Leben noch mit Sicherheitsabständen dieser Größenordnung? Ein Sicherheitsfaktor von 30 000 bedeutet: Ein Flugzeug stürzt aus 12 km Höhe ab. Der Passagier empfindet den Aufprall aber so, als würde das Flugzeug aus 30 cm abstürzen" (Angerer et al. 2004).

Reinhard Wandtner, Wissenschaftsredakteur bei der FAZ, liest dies und auch die Behauptung der "Editorial"-Autoren, in Nürnberg habe das Ambient-Monitoring die tatsächliche PCB-Aufnahme um mindestens (!) zwei Größenordnungen überschätzt. Aus beiden Behauptungen wird bei ihm in einem Artikel der FAZ eine dritte: "Insgesamt ergab das biologische Monitoring einen Sicherheitsfaktor von 30 000 gegenüber jener Konzentration, bei der im Tierversuch erste gesundheitliche Effekte auftreten – eine gemessen an anderen Umweltrisiken geradezu fantastische Sicherheit" (Wandtner 2004)

Selbst wenn Herr Wandtner nach eigenem Bekunden dafür viel zustimmende Leserpost erhalten hat: Wir können uns nicht vorstellen, dass den "Editorial"-Autoren an solch effektthatcherischen Wirkungen auf Kosten der Fakten gelegen ist. Natürlich gibt es zwischen den Ergebnissen des biologischen Monitoring in Nürnberg und dem Beginn des Wirkungsbereichs der PCB keinen Sicherheitsfaktor von 30 000, im Gegenteil: Möglicherweise überlappen sich beide sogar, wie weiter oben bereits ausgeführt wurde. Phantastische Sicherheit?

Auch die zugrunde liegende Behauptung der "Editorial"-Autoren ist falsch. Bei der Ableitung des Zielwertes von 300 ng/m³ PCB wurde kein Sicherheitsabstand von 30 000 veranschlagt. Der seinerzeit verwendete LOAEL von Chen et al. (1973) beträgt 250 µg/kg KG/d (Endpunkt: Lebertoxizität, Ratte). Von ihm wurde mit einem Faktor von 2,5 auf einen NOEL von 100 µg/kg KG/d geschlossen. Zur Berücksichtigung der Speziesdifferenz Ratte – Mensch wurde der Faktor 10 und zur Extrapolation auf besonders empfindliche Personengruppen ein weiterer Faktor 10 angewandt. Das ergibt zusammen einen Sicherheitsfaktor von 250. Aufgrund der hohen Grundbelastung über die Nahrung wurde zusätzlich eine Pfadquotierung für den Luftpfad vorgenommen. Über ihn sollten nicht mehr als 10% der duldbaren Tagesdosis zugeführt werden. Diese Pfadquotierung markiert ihrer Begründung nach allerdings keinen Sicherheitsabstand, denn die übrigen 90% bleiben dem Nahrungspfad vorbehalten (vgl. Roskamp und Rotard 1991).

Was die "Editorial"-Autoren zum Thema LOAEL vortragen, entspricht nicht den gültigen Standardanforderungen an Aus-

fürungen zu toxikologischen Basisdaten. Es gibt nicht „die Schadstoffdosis, die im Tierversuch gerade eben noch gesundheitlich nachteilige Effekte hervorruft“, sondern der LOAELs gibt es mittlerweile für die PCB sehr viele. Sie sind abhängig vom beobachteten Endpunkt, von der Versuchsdauer, von der Tierart etc. Darauf ist insbesondere dann hinzuweisen, wenn man sich auf einen älteren LOAEL stützt, der nicht die mittlerweile bekannten, erheblich empfindlicheren Endpunkte repräsentiert. Als empfindlichste Zielorgane für PCB haben sich inzwischen das Nerven- und Immunsystem erwiesen. Die niedrigsten für Neurotoxizität genannten und an Primaten festgestellten LOAELs liegen bei 6-7 µg/kg KG/d und betreffen Störungen der Lernfähigkeit und des Verhaltens (Rice 1999, Rice et al. 1999). Zwischen diesen aktuellen LOAELs und dem Zielwert für PCB-Belastungen der Innenraumluft von 300 ng/m³ liegt nur noch ein Sicherheitsabstand von 10.

Die von den "Editorial"-Autoren aufgestellte Behauptung, in Nürnberg habe das Ambient-Monitoring die tatsächlich Schadstoffaufnahme um mindestens (!) zwei Größenordnungen überschätzt, bedarf ebenfalls der Relativierung. Diese Aussage ist stark abhängig von der bei der Berechnung eingesetzten Annahme zu den biologischen Halbwertszeiten sowie der verwendeten Annahme zum Blut/Fett-Quotienten. Unter Verwendung anderer, nicht minder gültiger Annahmen – Halbwertszeiten nach ATSDR (2000) und Blut/Fett-Quotient nach Arnold (1999) – ergibt sich für einen angenommenen täglichen Sechsstunden-Aufenthalt in der Ledebour-Schule ein Erwartungswert (Median) für die Summenbelastung von PCB 28, 52 und 101 im Blut von 33 ng/l. Tatsächlich gemessen wurden im Median 22 ng/l Plasma.

6 Fazit

Die auf Extrapolation toxikologischer Basisdaten und Ambient-Monitoring gestützte Risikoabschätzung hat zweifellos Schwächen. Diese sind allerdings erheblich kleiner als von den "Editorial"-Autoren dargestellt. Das Humanbiomonitoring ist, das zeigt ein kritischer Blick auf die im "Editorial" vorgestellten Beispiele, weit entfernt davon, als untrüglicher Goldstandard für die Risikoabschätzung im Niedrigdosisbereich fungieren zu können. Beiden Verfahren stünde strikte Beschränkung auf die Risikoabschätzung ohne Vermengung derselben mit ökonomischen Fragen, kritische Selbstreflexion sowie konstruktive und konsensorientierte Bezugnahme aufeinander gut zu Gesicht. Denn letztlich geht es nicht um ein Entweder-Oder, sondern um etwas Übergeordnetes: Den umweltbezogenen Gesundheitsschutz.

7 Literatur

Angerer J, Bolt HM, Bruning T, et al. (2004): Über das Biological Monitoring, den Unwillen Gesundheitsrisiken rational abzuschätzen und

- die Lust an radikalen Maßnahmen. *Umweltmed Forsch Prax* 9(2), 61-64
- Angerer J (1999): Das Biological Monitoring bei der Beurteilung der Belastung / Beanspruchung durch PAH-Aufnahme in Wohnungen mit teerhaltigem Parkettkleber. *Umweltmed Forsch Prax* 4(2), 65-72
- ARGEBAU, Arbeitsgemeinschaft der Bauministerien der Länder (2000): Hinweise für die Bewertung und Maßnahmen zur Verminderung der PAK-Belastung durch Parkettböden mit Teerlebstoffen in Gebäuden (PAK-Hinweise). Deutsches Institut für Bautechnik (DIBT)
- Arnold DL, Bryce F, Mes J, Tryphonas H, Hayward S, Malcolm S (1999): Toxicological consequences of feeding PCB-congeneres to infant rhesus (*macaca mulatta*) and cynomolgus (*macaca fasciatarus*) monkeys. *Food and Chemical Toxicologies* 37, 153-167
- ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (2000): Toxicological profile for selected PCBs (Aroclor 1260, 1254, 1248, 1242, 1232, 1221, and 1016), update. US-Department of Health and Human Services, Public Health Service
- Bowman RE, Heironimus MP, Barsotti DA (1981): Locomotor hyperactivity in PCB-exposed rhesus monkeys. *Neurotoxicology* 2, 251-268
- Chen T, Dubois K (1973): Studies on the enzyme inducing effect of PCB. *Toxicol Appl Pharmacol* 26, 504-515
- Chuang JC, Callahan PJ, Lyn CW, Wilson NK (1999): Polycyclic aromatic hydrocarbon exposure of children in low-income families. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 9, 239-246
- COT, Committee on Toxicity of Chemicals in Food, Consumer Products and the Environment (2002): Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the 2000 Total Diet Study. Reports TOX/2002/26, TOX/2002/26 Annex A (Draft) and TOX/2002/26 Annex B. United Kingdom. www.food.gov.uk/multimedia/pdfs/TOX-2002-26.PDF und www.food.gov.uk/science/ouradvisors/toxicity/meetings/COT2002/COT18Jun02/minutes
- De Vos RH, Van Dokkum W, Schouten A, De Jong-Berkhout P (1990): Polycyclic aromatic hydrocarbons in Dutch total diet samples (1984-1986). *Food Chem Toxicol* 28, 263-268
- Drexler H (2002): Untersuchung und Bewertung der PCB-Belastung von Schülern und Lehrern der Georg-Ledebour-Schule, Nürnberg. Abschlussbericht (Kurzfassung) für das Bayerische Staatsministerium für Gesundheit, Ernährung und Verbraucherschutz
- Heudorf U, Angerer J (1999): Humanbiomonitoring auf PAK-Metaboliten in Urin von Kindern aus Wohnungen mit PAK-haltigem Parkettkleber. Ergänzende Mitteilung. *Umweltmed Forsch Prax* 4(2), 97-100
- Kalberlah F (2003): Defizitanalyse bei der Standardsetzung am Beispiel der Innenraumlufttrichtwerte für Polychlorierte Biphenyle (PCB). *Umweltmed Forsch Prax* 8(6), 337-346
- KHB, Kommission "Human-Biomonitoring" (2003a): Abschätzung der zusätzlichen Aufnahme von PCB in Innenräumen durch Bestimmung der PCB-Konzentration in Plasma bzw. Vollblut – Stellungnahme der Kommission "Human-Biomonitoring" des Umweltbundesamtes. *Bundesgesundheitsbl – Gesundheitsforsch – Gesundheitsschutz* 46, 923-927
- KHB, Kommission "Human-Biomonitoring" (2003b): Aktualisierung der Referenzwerte für PCB 138, 153 und 180 im Vollblut sowie Referenzwerte für HCB, 2-HCH und DDE in Vollblut. *Bundesgesundheitsbl – Gesundheitsforsch – Gesundheitsschutz* 46, 161-168
- LAI, Länderausschuss für Immissionsschutz (1992): Beurteilungsmaßstäbe zur Begrenzung des Krebsrisikos durch Luftverunreinigungen. Länderausschuss für Immissionsschutz
- Liebl B, Schettgen T, Kerscher G, et al. (2004): Evidence for increased internal exposure to lower chlorinated polychlorinated biphenyls (PCB) in pupils attending a contaminated school. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 207(4), 315-324 (10)

- Obenland H (2004): US-Housings – Fünf Jahre danach. Rückblick auf ein unrühmliches Kapitel der amtlichen Risikoabschätzung. Umwelt, Gebäude und Gesundheit – Ergebnisse des 7. Fachkongresses der Arbeitsgemeinschaft Ökologischer Forschungsinstitute (AGÖF) am 4. und 5. März 2004 in München. AGÖF- Sprünge-Eldagsen, 177-202
- Pfannhauser W (1991): Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in der Nahrung und auf ausgewählten Gemüseproben in Österreich. Mitt Gebiete Lebensm Hyg 82, 66-79
- Rice DC (1999): Behavioral impairment produced by low-level postnatal PCB exposure in monkeys. Environ Res 80A, 113-121
- Rice DC, Hayward S (1999): Effects of postnatal exposure of monkeys to a PCB mixture on current random interval-random interval and progressive ratio performance. Neurotoxicol Teratol 21, 47-58
- Risikokommission (2003): Abschlußbericht der Risikokommission. Geschäftsstelle c/o Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter
- Roßkamp E, Rotard W (1991): Dioxine und polychlorierte Biphenyle im Innenraum. Öffentliches Gesundheitswesen 53, 392-397
- Speer K, Horstmann P, Steeg E, Kühn T, Montag A (1990): Zur Analytik von Polycyclen in Gemüseproben. Z Lebensm Unters Forsch 191, 442-448
- Stadtgesundheitsamt Frankfurt/M, Abteilung Umweltmedizin und Hygiene (1999): Umweltmedizinische Sprechstunde für Bewohner der ehemaligen US-Housings in Frankfurt/M. – Ergebnisse der Blut- und Urinuntersuchungen auf PAK, PCB und Pestizide oder deren Stoffwechselprodukte. Gesundheitsamt der Stadt Frankfurt/Main
- Stadtgesundheitsamt Frankfurt/M (1998): Niederschrift des Expertengesprächs zur Schadstoffbelastung in ehemaligen US-Housings am 5.2.98
- Stadt Nürnberg (2001): Daten zur Nürnberger Umwelt (Vierteljahresbericht 3/2001). www.umweltdaten.nuernberg.de/info/v013_02_1.html
- Wandtner R (2004): Schlimmstenfalls harmlos. Risiko durch Schadstoffe: Will man es gar nicht genau wissen? Frankfurter Allgemeine Zeitung, 30.06.2004

Chininhaltige Getränke sind nichts für Schwangere!

Tonic- oder Bitter Lemon-Getränke tragen den Hinweis "chininhaltig". Den Grund dafür werden die wenigsten Verbraucher kennen: Auch wenn der Genuss chininhaltiger Getränke für den Großteil der Bevölkerung unproblematisch ist, kann der Konsum größerer Mengen für einzelne Personen gesundheitlich bedenklich sein. "Insbesondere Schwangere sollten vorsorglich auf den Konsum verzichten", sagt BfR-Präsident Professor Dr. Dr. Andreas Hensel. Auch Menschen, denen vom Arzt wegen eines bestimmten Krankheitsbildes oder einer Überempfindlichkeit gegenüber Cinchonaalkaloiden von Chinin abgeraten wird, sollten chininhaltige Getränke meiden. Zur besseren Information der Verbraucher über mögliche Risiken empfiehlt das BfR, die bisherige Kennzeichnung um gezielte Hinweise für Schwangere und bestimmte andere Risikogruppen zu erweitern.

Chinin ist ein bitter schmeckendes, kristallines Pulver, das aus der Rinde des Chinarindenbaums, *Cinchona pubescens*, gewonnen wird. In der Medizin wird das Alkaloid zur Behandlung von Malaria und nächtlichen Wadenkrämpfen eingesetzt. Chinin wird aber auch als Geschmacksstoff, vor allem in Getränken wie Tonics und bitteren Zitronenlimonaden eingesetzt. In Deutschland dürfen alkoholfreie Erfrischungsgetränke maximal 85 mg Chinin pro Liter enthalten.

In größeren Mengen konsumiert, kann Chinin gesundheitlich problematisch sein. Mögliche Risiken sieht das BfR insbesondere für Schwangere: In der wissenschaftlichen Literatur wird über "Entzugerscheinungen" bei einem Neugeborenen berichtet, dessen Mutter während der Schwangerschaft täglich über einen Liter Tonic Water getrunken hatte. 24 Stun-

den nach der Geburt wurde festgestellt, dass der Säugling nervös zitterte. In seinem Urin konnte Chinin nachgewiesen werden. Zwei Monate später konnten diese Symptome nicht mehr beobachtet werden.

Wegen ihres leicht bitteren Geschmacks sind chininhaltige Getränke beliebte Durstlöscher, die gerade in den Sommermonaten in größeren Mengen getrunken werden – auch von Schwangeren. Mehr noch: Im Internet finden sich Empfehlungen, nach denen schwangeren Frauen der Konsum chininhaltiger Getränke ausdrücklich angeraten wird, um nächtlichen Wadenkrämpfen entgegenzuwirken oder morgendlicher Übelkeit zu begegnen. Der Rat des BfR an Schwangere hingegen, vorsorglich auf chininhaltige Getränke zu verzichten, erfolgt in Anlehnung an die Verwendung von Chinin als Arzneimittel – hier gilt eine Schwangerschaft als Kontraindikation.

Schon heute müssen chininhaltige Getränke gekennzeichnet werden. Das BfR hält aber weitergehende Hinweise für Risikogruppen für ebenso notwendig, wie eine umfassende Information der Verbraucher über eventuelle unerwünschte Wirkungen von Chinin. Die Anzeichen einer Chinin-Unverträglichkeit, die bei bestehender Überempfindlichkeit bereits nach dem Konsum kleiner Chininmengen auftreten können, sind nach Ansicht des BfR in der Bevölkerung zu wenig bekannt. Als unerwünschte Wirkungen in Folge von Chininaufnahmen sind vor allem Tinnitus, Sehstörungen, Verwirrtheit oder Hautblutungen und Blutergüsse zu nennen. In diesen Fällen sollte kein Chinin mehr konsumiert und ein Arzt konsultiert werden.

[Quelle: BfR]