

Abschätzung der Quecksilberexposition

bei den Bewohnern in der Umgebung eines Altstandortes

Fritz Nüßlein, Ernst Anton Feicht, Sigurd Schulte-Hostede, Antonius Kettrup

GSF – Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Ökologische Chemie, Neuherberg, Ingolstädter Landstraße 1, D-85764 Oberschleißheim

Korrespondenzautor: Dr. Ernst Anton Feicht

Zusammenfassung

Ein quecksilberkontaminierter Altstandort dient als Beispiel für eine umweltmedizinische Beurteilung der Belastung der im Umfeld wohnenden Personen durch Quecksilberimmissionen. Dabei wird die innere Exposition für sieben verschiedene Altersgruppen bezüglich der Kontaktmedien *Boden, Luft* und *Nahrungsmittel* anhand von konventionell festgelegten Szenarien abgeschätzt und ein Vergleich mit den epidemiologischen Ergebnissen eines Humanmonitorings angestrebt. Die standortspezifisch und pfadspezifisch durchgeführte Expositionsabschätzung stützt sich auf eine Vielzahl von unterschiedlichen Probenehmern sowie auf über mehrere Jahre durchgeführte Konzentrationsmessungen in den aufnahmerelevanten Kompartimenten. Sowohl die Berechnungen als auch die epidemiologischen Untersuchungen zeigen eine leichte Erhöhung der Quecksilberexposition, gemessen an strengen Richtwerten.

Schlagwörter: Altstandorte, Quecksilber; Boden, Kontaktmedium; epidemiologische Untersuchungen, Quecksilber; Expositionsszenarien, Quecksilber; Humanmonitoring, Quecksilber; Immissionen, Quecksilber; Kontaktmedien, Boden, Nahrungsmittel, Wasser; Nahrungsmittel, Kontaktmedium; Quecksilberexposition, Abschätzung; umweltmedizinische Beurteilung, Quecksilberbelastung; Wasser, Kontaktmedium

Abstract

Mercury Exposure:
Assessment of the Mercury Exposure of Residents Living in the Vicinity of a Contaminated Site

A site contaminated by mercury serves as an example for evaluating the environmental medicine aspects of mercury emissions on individuals living in the surroundings. Based on defined, conventional scenarios, estimations of internal exposure were made for seven different age groups and with regard to such contact media as soil, air and food. Using human monitoring methods, an attempt was made to compare the epidemiological results. The site-specific and pathway-specific estimation of exposure is based on a multitude of various samples as well as on measurements of concentrations in the compartments relevant for intake. As based upon rigid guideline values, both these calculations and the epidemiological investigations reveal a slight increase in the mercury exposure.

Key words: Mercury, site contaminated by; soil, contact medium of; epidemiological investigations of mercury; exposure scenarios of mercury; human monitoring of mercury; emissions, mercury; contact media of soil, food, water; nutrients, contact medium of; mercury exposure, estimation of; environmental medicine evaluation of mercury contamination; water, contact medium of

1 Einleitung

Umweltbelastungen des Menschen treten häufig in Form komplexer Schadstoffgemische auf und lassen die individuellen Expositionsbedingungen nur ungenau erkennen. Um das schwierige Problem der Quantifizierung gesundheitlicher Risiken zu lösen, sind in den Mitgliedsstaaten der WHO Methoden des ‚Risk Assessment‘ entwickelt worden, die nach vereinfachten Regeln Wahrscheinlichkeitsaussagen über die toxischen Wirkungen oder das Auftreten von Krebs machen sollen (WICHMANN & IHME, 1993). Eine Wirkungsanalyse setzt im allgemeinen eine fundierte Expositionsabschätzung voraus, die die Art und Weise des Kontakts des menschlichen Organismus mit einem in einem Kontaktmedium vorliegenden Stoff in Betracht zieht. Bei der Bewertung wird zwischen äußerer und innerer Exposition unterschieden, wobei die äußere Exposition den Kontakt mit den Substanzen in den Umweltmedien, Lebensmitteln und Bedarfsgegenständen (Kontaktmedien) bezeichnet. Die innere Exposition beschreibt die Belastung des Menschen durch bereits in den Körper gelangte und resorbierte Stoffe (MURL, 1991). Diese als resorbierte Körperdosis definierte „wirksame Schadstoffkonzentration“ ist stark von Aufnahmeraten abhängig, die individuell je nach Alter, Geschlecht und Aktivität der betroffenen Personengruppen sehr unterschiedlich sind. Deshalb ist es angebracht, für eine vergleichende Beurteilung des Expositionsmaßes durchschnittliche tägliche Aufnahmeraten für bestimmte Personengruppen in Abhängigkeit der ausgeübten Tätigkeit nutzungsspezifisch festzulegen (Nutzungsszenario). In Deutschland wurde dazu eine auf der Grundlage einer quantitativen Expositionsabschätzung basierende Systematik zur Umweltmedizinischen Beurteilung der Exposition des Menschen durch altlastbedingte Schadstoffe (UMS-Modell) entwickelt (SIMMLEIT et al., 1993; STUBENRAUCH et al., 1994). Das UMS-Modell dient zur Gefahrenbeurteilung von einzelnen Altlastverdachtsflächen auf der Grundlage von humantoxikologisch abgeleiteten tolerierbaren Schadstoffdosen (TRD-Werte). Während das UMS-Modell einen starken Einzelflächen-Bezug herstellt, stellen die adäquaten Ansätze von Wichmann (WICHMANN & IHME, 1990) und

Eikmann (EIKMANN & KLOKE, 1992) eine auf betroffene Bevölkerungsgruppen abgestimmte, integrale Expositionsabschätzung auf gebietsregionaler Ebene in den Vordergrund. Beide Verfahren stützen sich auf pfadspezifische Aufnahmeparameter, wie sie ursprünglich von der US-EPA festgelegt wurden.

In der vorliegenden Studie wird der Einfluß von nahezu ausschließlich anorganischen Quecksilberemissionen, die im wesentlichen von einer stillgelegten Fabrik in Zentrumsnähe einer süddeutschen Kleinstadt stammen, auf die Stadtbewohner bewertet. Als Maßstabsgröße dient der von der EPA abgeleitete Orientierungswert (RFD-Wert, berechnete tolerierbare resorbierte Dosisrate für anorganisches Hg) von $0,021 \mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{d}$ für die orale Aufnahme und $0,069 \mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{d}$ für die inhalative Aufnahme (EPA, 1993). Die Fabrik, die organische und anorganische Quecksilberverbindungen herstellte und über einen Zeitraum von mehr als 100 Jahren ca. 170 Tonnen Quecksilber verarbeitete, wurde 1985 geschlossen. Die anschließenden Sanierungsarbeiten auf dem Gelände und in der Stadt, die sich über mehrere Jahre hinzogen, wurden von umfangreichen Messungen im Wohnbereich der Stadt begleitet.

2 Bewertungsmethode

Nachfolgend wurde für die Pfade *Außenluft*, *Innenluft*, *Boden/Staub* und *Gemüse* (aus Eigenanbau) anhand von vereinfachten Szenarien die Quecksilberexposition der Stadtbewohner berechnet. Dies geschieht unter Anwendung eines speziell für die Abschätzung gesundheitlicher Gefahren von kontaminierten Standorten entworfenen Modells (WICHMANN et al., 1992; US-EPA, 1990), das eine Unterteilung in sieben verschiedene Altersgruppen enthält. Jeder Altersgruppe wird, soweit der Parameter altersabhängig ist, ein eigener Wert zugeordnet (\rightarrow Tabelle 1).

Für die Berechnungen wurden jeweils Resorptionsraten von 7 % für die *orale Aufnahme* von anorganischem Quecksilber und 80 % für die *inhalative Aufnahme* (WHO, 1991) eingesetzt. Bei der Aufnahme *A* wird für die Boden-/Staubgestion ein alters- und standortabhängiger Frequenzfaktor einbezogen. Dieser legt die Aufenthaltswahrscheinlichkeit und damit die Expositionswahrscheinlichkeit über den Boden-/Staubpfad für die Nutzflächen ‚Absetzstaub (am Boden von Wohnräumen), Kinderspielplatz, Hausgarten, Park, Sportplatz, Brachfläche‘ fest. Der Depositionskoeffizient bei der Inhalation von Partikeln, der den Anteil an Alveolarstaub berücksichtigt, wurde mit 0,50 geschätzt.

Tabelle 1: Altersspezifische Inputfaktoren für die Expositionsrechnungen

Altersgruppen n = 1–7 Bereich (Lebensjahre)	n=1 0–1	n=2 1<–4	n=3 4<–7	n=4 7<–10	n=5 10<–15	n=6 15<–20	n=7 20<–75
Körpergewicht (kg)	9,0	13,2	19,7	27,9	45,5	63,2	71,8
Tägliche Aufenthaltsdauer außen (hr/d)	1	2	3	3	3	3	3
innen (hr/d)	23	22	21	21	21	21	21
Tägliche Zeit wach, innen (hr)	9	10	10	10,5	11	12,5	14
Tägliche Zeit wach, innen + außen (hr)	10	12	13	13,5	14	15,5	17
Nahrungsaufnahme (kg/d)							
Flüssignahrung	0,88	0,89	0,93	0,98	1,14	1,50	1,76
Gemüseverzehr, gesamt	0,09	0,13	0,16	0,20	0,25	0,29	0,30
Gemüseverzehr aus Eigenanbau							
10 %	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03
25 %	0,02	0,03	0,04	0,05	0,06	0,07	0,07
50 %	0,04	0,07	0,08	0,10	0,13	0,15	0,15
Restnahrung	1,05	1,24	1,38	1,52	1,81	2,25	2,47
Aufnahme Boden, Staub (mg/d)	120	240	180	130	80	50	50
Atemfrequenz (m³/h)							
ruhig	0,06	0,12	0,24	0,36	0,48	0,54	0,54
leicht	0,12	0,24	0,48	0,72	0,96	1,08	1,08
mäßig	0,24	0,48	0,96	1,44	1,92	2,16	2,16
schwer	0,56	0,84	1,68	2,52	3,36	3,78	3,78

Die **innere Exposition** (E_{in} in $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{d}$) ist wie folgt definiert:

$$E_{in} = \frac{r \cdot d(i) \cdot A \cdot C}{\text{KG}}$$

mit: r: Resorptionskoeffizient des Stoffes für den betrachteten Pfad
d(i): Desorptionskoeffizient bei Inhalation von Staubpartikeln
A: Aufnahme des Stoffes für den betrachteten Pfad (z.B. für Inhalation in m^3/d)
C: Konzentration des Stoffes im aufgenommenen Medium (z.B. bei Luft in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
KG: Körpergewicht (in kg)

Die **innere Exposition** dient als Grundlage für die Berechnung der Gesamtexposition, die ein Mensch in der Umwelt und insbesondere auf oder in der Umgebung einer Altlast erfährt. Diese Gesamtexposition ergibt sich aus der Summe der Teilexpositionen über die Lunge ($E_{in}(i)$), den Magen-Darm-Trakt ($E_{in}(o)$) und die Haut ($E_{in}(d)$). Dies ist nur sinnvoll, wenn der betrachtete Schadstoff eine systemische Wirkung hat, d.h. der Stoff oder seine Metaboliten ihre Wirkung unabhängig vom Aufnahme-pfad entfalten.

$$E_{in}(ges) = E_{in}(i) + E_{in}(o) + E_{in}(d)$$

Die berechnete p-fadspezifische innere Exposition wird in den Abbildungen (→ *Abb. 3 bis Abb. 7*) als relative Exposition bezüglich der RFD-Werte in % RFD(o/i) angegeben.

3 Durchführung der Quecksilberbestimmungen

Die Beprobung der quecksilberbelasteten Umweltkompartimente erstreckte sich über einen Zeitraum von 6 Jahren. Für die Bestimmung in Boden und Pflanzen wurden z.T. mehrere Meßkampagnen pro Jahr durchgeführt. Die Proben wurden in Polyethylengefäßen kühl gelagert und größtenteils innerhalb einer Woche nach Probenahme aufgearbeitet. Die Bestimmung der Quecksilberkonzentration in den Bodenproben erfolgte nach Königswasseraufschluß mit Kaltdampf-AAS nach der DIN-Methode 38414-S7, in Gemüsepflanzen wurde das Schwermetall in Anlehnung ei-

ner von FILIPPELLI (1987) angewandten Methode mit Graphitofen-AAS bestimmt.

Zur Bestimmung von Quecksilber in der Luft wurde das Schwermetall zuerst direkt an einer goldbeschichteten Quarzwolle in einem Quarzröhrchen angereichert. Nach thermischer Desorption wurde es an einem Pt/Au-Netz reabsorbiert (Amalgamierung) und von dort nach erneutem Abdampfen mittels Kaltdampf-AAS (AFS) nach der DIN-Methode 38414-S7 bestimmt. Proben in Wohnräumen wurden einmal pro Jahr genommen, bei den jährlichen Außenluftbestimmungen wurde über einen Zeitraum von 4 bis 6 Monaten etwa zehnmal pro Monat gemessen.

Abbildung 1 gibt die prozentuale Verteilung der Probenahmepunkte auf die Zahl der insgesamt beprobten Flächenstücke wieder. Dabei zeigt sich, daß die Beprobungsdichte für Pflanzen und Boden am größten ist. In der Stadt wurden 497 Flächenstücke für die Bodenbeprobung, 372 Flächenstücke für die Pflanzenbeprobung und 45 Hauswohnungen für Innenluftbeprobung ausgewählt. Die Einteilung der Bodenprobenahmestellen wurde nach einem quadratischen Raster mit variierender Kantlänge vorgenommen. Von den für die Expositionsabschätzung 4184 ausgewerteten Einzeldaten liegen 118 (2,8 % der Gesamtzahl) im Kompartiment ‚Innenraum‘, 1689 (40 %) im Kompartiment ‚Außenluft‘, 1489 (36 %) im Kompartiment ‚Pflanzen‘ und 888 (21 %) im Kompartiment ‚Boden‘ vor (→ *Tabelle 2*).

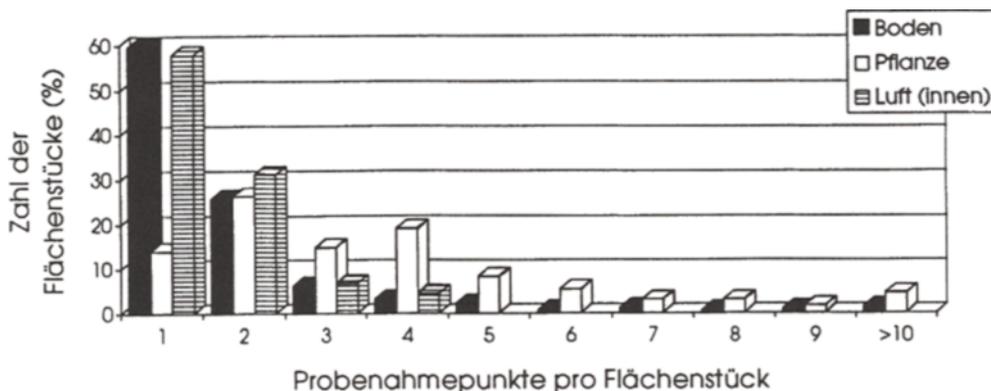


Abb. 1: Beprobungsdichte der Expositionspfade ‚Boden, Pflanze, Luft (innen)‘ im Umfeld des Quecksilberaltstandortes.

Tabelle 2: Quecksilberverteilung (in Perzentilen) in den beprobten Kompartimenten Luft (ng/m³), Pflanzen (µg/kg) und Boden (mg/kg)

	10. P.	25. P.	50. P.	75. P.	90. P.	max	min	x ^a	s ^c	n ^d
Luft										
Luft gasförmig, indoor	16	20,5	35	60,5	261	2000	4	108,6	294,1	49
Luft, Schwebstaub, indoor	30,6	39,5	54	78,8	154,1	835	3	95,2	166,8	22
Absetzstaub, indoor (µg/g)	3,5	5,2	13	32	85	383	0,28	33,6	64,7	47
Außenluft, gasförmig	9	14	25	38	106	275	1			1689
Pflanzen	2	3	5	8	24	1050	0,5	13	40	1489
Boden 0-30 cm^a										
- Kinderspielplätze	0,5	1,1	2	5,9	14,7	220	0,02	10,2	30	272
- Hausgärten	1,1	2,2	6,7	18	43	340	0,09	17,8	34,9	519
- Sportplätze	-	1,1	1,9	5,9	-	6,5	1	3	2,4	6
- Parkanlagen	10,9	34	53	100,5	162	191	0,53	70,5	53,8	34
- Brachland	0,7	3	8,7	43	175,2	300	0,36	39,8	67,2	57

^aTiefe d. Probenahme, ^bMittelwert, ^cStandardabweichung, ^dZahl der Probenahmen (Datensätze)

4 Diskussion

Die Belastung über den Trinkwasserpfad hat keine Bedeutung, da die gemessenen Quecksilberkonzentrationen durchwegs unter der Nachweisgrenze liegen und die zentrale Versorgung von Trinkwasserbrunnen außerhalb der Stadt sichergestellt wird. Außerdem gibt es in der Stadt keine privaten Brunnen für Trink- und Brauchwasser.

Aus **Abbildung 2** wird ersichtlich, daß die höchste immissionsbedingte Belastung bei den 1<-4jährigen anzutreffen ist, während sie bei den älteren Personengruppen kontinuierlich abfällt. Bei Erwachsenen ist sie vergleichsweise deutlich weniger als die Hälfte. Die 90. Perzentile sind um ein Mehrfaches höher als die als außerstädtischen Hintergrund einzustufenden 10. Perzentile. Die größte Belastung liegt für den Pfad ‚Boden-/Staubingestion‘ bei den Säuglingen und den Altersgruppen 1<-4 und 4<-7 vor (\rightarrow *Abb. 3*). Bei Säuglingen wird der RFD(o)-Wert zu 360 % (90.P.), 140 % (75.P.), 60 % (50.P.), 26 % (25.P.) und zu 20 % im Falle des 10. Perzentils ausgeschöpft. Die Exposition wurde dort anhand der Hausstaubkonzentrationen in Wohnräumen abgeleitet. Das Verhalten der Altersgruppen 0–1, 1<-4 und 4<-7 (Krabbeln am Boden, Spielen im Sandkasten und auf dem Kinderspielplatz) hat zur Folge, daß die orale Aufnahme von Boden/Staub den wichtigsten Belastungspfad darstellt. Kinder diesen Alters sind somit am stärksten durch die Quecksilberkontamination von Boden/Staub in den sensiblen Bereichen Wohnräume, Hausgärten und Spielplätze betroffen. Umstritten ist nach wie vor die Menge des durch Kleinkinder aufgenommenen Boden/Staub, da wissenschaftlich fundierte Untersuchungen hierzu unzureichend bzw. widersprüchlich sind. Die tägliche, durchschnittliche Aufnahmemenge an Bodenpartikeln ist nach Auffassung der AGU (Arbeitsgemeinschaft Umwelthygiene, Bayer. Staatsministerium des Inneren) mit 0,5 g ausreichend konservativ angenommen. Diese Zahl stützt sich auf eine konservative Bewertung von RUCK (1990) und die Empfehlung der Bund/Länder-AG Dioxine. Die Mehrzahl der zur Klärung dieser Problematik durchgeführten

Studien gibt deutlich niedrigere Aufnahmewerte an. So wird von der US-EPA ein Wert von 200 mg/d (CALABRESE & STANEK, 1993) und in der ATSDR-Schrift (1992) ein Bereich von 50–100 mg/d genannt. WONG (1988) fand bei Kindern mit einem mittleren Alter von 7,2 Jahren eine Bodeningestionsrate von 58 mg/d, dagegen bei Kindern mit einem mittleren Alter von 3,1 Jahren eine von 470 ± 370 mg/d. Das Ausmaß der Boden-/Staubingestion hängt von individuellen Verhaltensweisen, von äußeren klimatischen Verhältnissen des Wohnortes und der häuslichen Umgebung ab. Bei anhand von Feces-Tracern durchgeführten Messungen ließ sich ein Anteil feststellen, der zu 50 % von Hausstaub herrührte (CALABRESE & STANEK, 1993). Die Exposition durch quecksilberkontaminiertes Gemüse stellt den erheblich geringeren Belastungspfad dar (\rightarrow *Abb. 4*). Für den Fall, daß 25 % aus Eigenanbau stammen, liegt das Belastungmaximum bei den 1<-4jährigen mit einer Ausschöpfung des RFD(o) von 27 % (90. P.). Selbst bei 50 % Verzehr aus Eigenanbau wird der RFD(o)-Wert nicht erreicht. Für den Pfad ‚Inhalation Luft‘ stammt der überwiegende Expositionsanteil aus dem Bereich ‚Innenräume‘ (\rightarrow *Abb. 4–7*). Die höchsten Belastungswerte berechnen sich hier bei den 7<-10jährigen mit einem Maximum von 150 % RFD(i) für das 90. Perzentil. Der altersspezifische Rückgang der Exposition fällt hier allerdings deutlich geringer aus als bei der oralen Belastung. Dies hat zur Folge, daß sich das Hauptgewicht der Exposition bei den Erwachsenen und Jugendlichen deutlich in den Bereich ‚Innenluft‘ verlagert. Bei lebenslanger Exposition dominiert dieser Pfad signifikant sowohl bei den durch Immissionen unbeeinflussten (10. P.) als auch bei den beeinflussten Bewohnern (90. P.). Der Unterschied besteht darin, daß im Falle der 10. Perzentile bei den Altersgruppen 0–1 und 1<-4 die Innenluft die größere Belastungsquelle darstellt, während bei den 90. Perzentilen der Bodenpfad den größten Einfluß hat. Neben dem Pfad ‚Innenluft‘ nimmt auch der Außenluftpfad bedingt durch die erhöhte Expositionsdauer mit zunehmendem Alter zu. Allerdings bleibt der Anteil an der Gesamtexposition bei Erwachsenen unter 10 %.

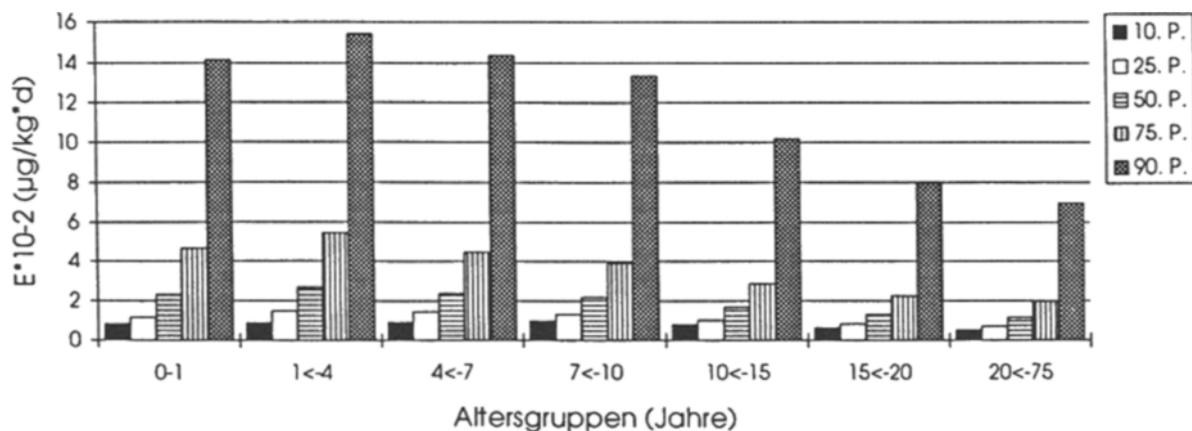


Abb. 2: Immissionsbedingte berechnete Quecksilber-Gesamtexposition (E in $\mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{d}$) der Stadtbevölkerung im Umfeld des Altstandortes. Verteilung in Perzentilen

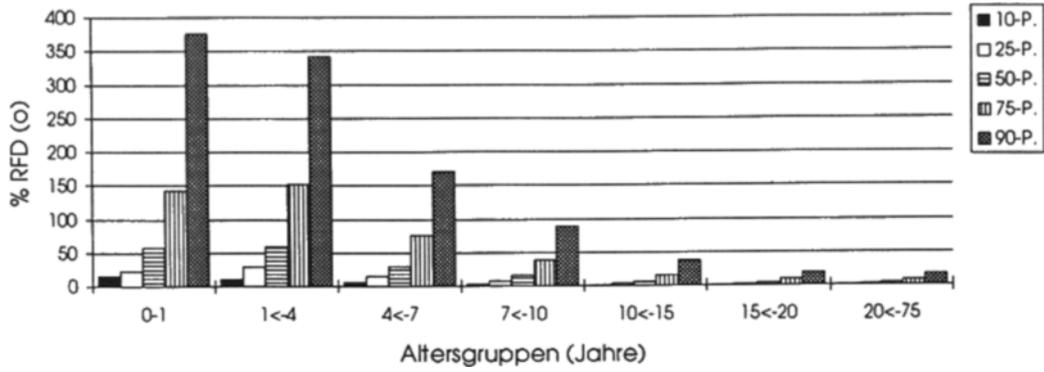


Abb. 3: Relative Exposition (% RFD(o)) durch quecksilberkontaminierten Boden/Hausstaub. Verteilung in Perzentilen

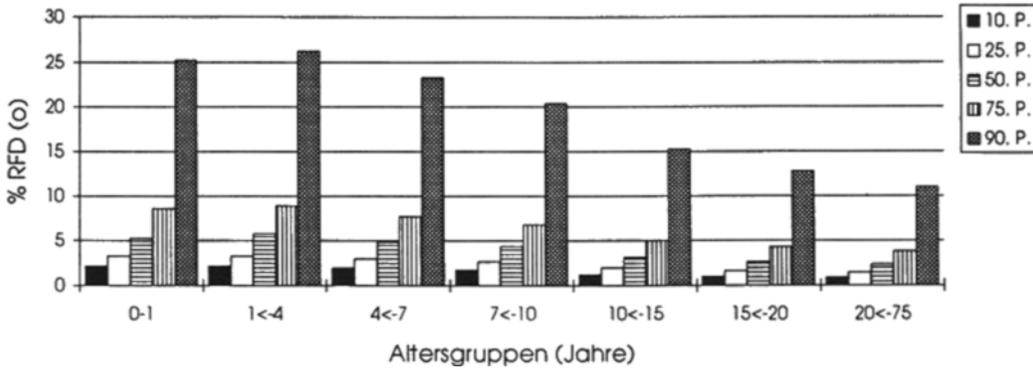


Abb. 4: Relative Exposition (% RFD(o)) durch quecksilberkontaminiertes Gemüse aus eigenem Anbau. Verteilung in Perzentilen

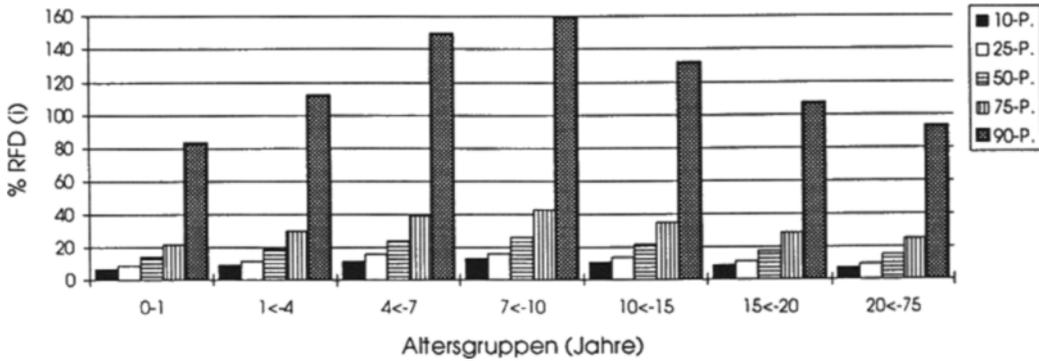


Abb. 5: Relative Exposition (% RFD(i)) durch quecksilberkontaminierte Luft (Innenraum + Umgebung). Verteilung in Perzentilen

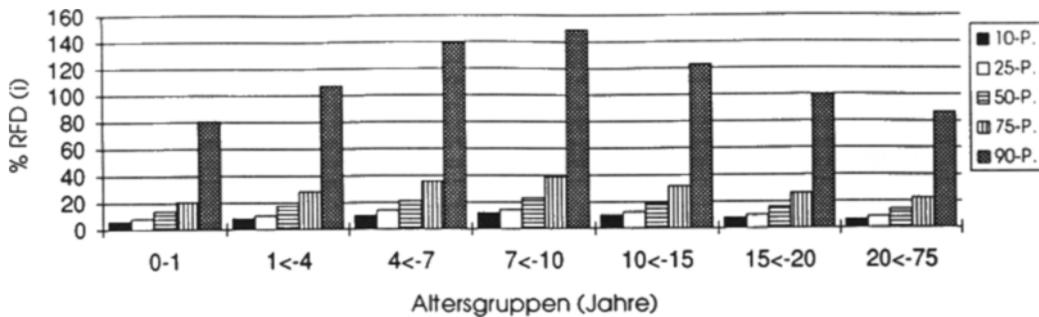


Abb. 6: Relative Exposition (% RFD(i)) durch quecksilberkontaminierte Luft in Innenräumen (gasförmiges + partikelgebundenes Quecksilber). Verteilung in Perzentilen

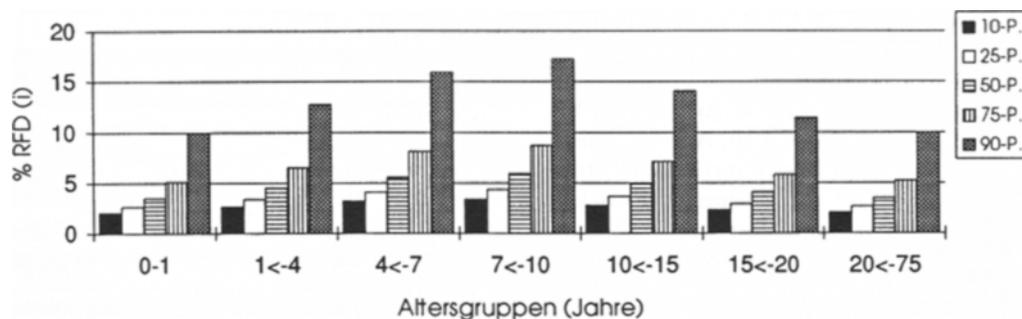


Abb. 7: Relative Exposition (% RFD(i)) durch quecksilberhaltige Umgebungsluft (gasförmiges Quecksilber). Verteilung in Perzentilen

Die WHO-Werte für die Normalbelastung der Bevölkerung durch Quecksilber (WHO, 1990) liegen in einem Bandbereich zwischen 0,08 und 0,28 $\mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{d}$ (resorbierte Dosis) für Erwachsene, wobei individuelle Unterschiede hauptsächlich durch Amalgamfüllungen und durch Ernährungsgewohnheiten (auffallend hoher Fischverzehr) bedingt sind. Im allgemeinen ist anzunehmen, daß bei fischerarmer Ernährung ohne Zusatzbelastung durch einen benachbarten Emittenten die Grundbelastung der Bevölkerung mehr durch Zahnamalgam erfolgt als durch Nahrung (ZANDER et al., 1990). Legt man den strengen Wert von 0,08 $\mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{d}$ (bei niedrigen Zahnamalgamwerten) als Hintergrund zugrunde, so ist eine prozentuale Erhöhung dieses backgrounds für Erwachsene durch zusätzliche pfad-spezifische Immissionen, verursacht durch die stillgelegte Fabrik, anzusetzen.

5 Schlußfolgerungen

Lediglich das 90. Perzentil läßt eine deutliche Erhöhung bezüglich des unteren Eckwertes erkennen, dennoch liegt auch dieser Wert innerhalb der normalen Schwankungsbreite. Nur für den Fall, daß Personen hohe Zahnamalgamwerte aufweisen (oberer Expositionseckwert 0,28 $\mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{d}$) wird durch die zusätzliche altlastbedingte Belastung der Normalbereich dauerhaft überschritten. Die Überschreitung beträgt beispielsweise bei Erwachsenen für das 90. Perzentil 25 %.

Die Gegenüberstellung der berechneten (geschätzten) Gesamtexposition mit den Blut-/Urin-Quecksilberwerten aus den epidemiologischen Untersuchungen (\rightarrow Tabelle 3) führt zu folgender Aussage: Die Quecksilberkonzentration im Blut der Probanden (Stadtbewohner) liegt bei sämtlichen angegebenen Perzentilen deutlich unter dem für die Normalbevölkerung in den USA berechneten Durchschnittswert. Dieser beträgt 8 $\mu\text{g}/\text{l}$ (WHO, 1991) und geht von einer höheren Zufuhrmenge als in Deutschland aus.

Betrachtet man allerdings den für Deutschland ermittelten Medianwert mit einer Konzentration von 0,5 $\mu\text{g}/\text{l}$, so liegen die vorliegenden Werte um das Doppelte höher, der geometrische Mittelwert vergleichsweise um das Dreifache höher. Der Wert von 0,5 $\mu\text{g}/\text{l}$ entspricht dem 10. Perzentil aus dem Untersuchungsprogramm. Wird dieser als Hintergrund der Bevölkerung in den unbeeinflussten Randgebieten festgelegt, so zeigt das Gesamtbild eine Erhöhung des Quecksilbergehalts im Blut. Diese Erhöhung ist allerdings zu relativieren, wenn man berücksichtigt, daß eine krankhafte Erscheinung des Blutbildes erst bei Werten von 35 $\mu\text{g}/\text{l}$ (empfindlichste Individuen) vorliegt. Außerdem liegen die Werte des humanbiologischen Monitorings noch deutlich unter dem Orientierungswert der Kategorie II des BGA (3–10 $\mu\text{g}/\text{l}$), der eine Erhöhung signalisiert, ohne daß allerdings eine Gesundheitsgefährdung erkennbar ist (SRU, 1989). Eine direkte Korrelation zwischen den berechneten Expositionswerten und den im Blut gemessenen Quecksilberkonzentrationen liegt nicht vor. Bei den Urinmessungen ist wegen der geringen Probenzahl eine Darstellung der Verteilung in Perzentilen nicht aussagekräftig. Der Mittelwert von 0,5 $\mu\text{g}/\text{l}$ entspricht dem von KRAUSE et al. (1989) für die Allgemeinbevölkerung in der Bundesrepublik angegebenen geometrischen Mittel (0,519 $\mu\text{g}/\text{l}$) und liegt noch deutlich unter dem von der WHO gefundenen Wert von 4 $\mu\text{g}/\text{l}$. Sämtliche Hg-Werte im Urin sind der Kategorie I („unauffällig“) der Orientierungswerte des BGA zuzuordnen (SRU, 1989). Allerdings benötigt man für die statistische Absicherung deutlich mehr Werte aus einem repräsentativen Bevölkerungsschnitt. Die Expositionsabschätzung kommt insgesamt zu dem Ergebnis, daß für Jugendliche und Erwachsene keine signifikante Überschreitung des RFD-Wertes vorliegt und demzufolge die integrale (nicht einzel-flächenbezogene) Belastungssituation durch die Emissionen der Altlast als gering einzustufen ist. Signifikante Erhöhungen bezüglich der RFD(o)-Werte weisen die Altersgruppen 0–1, 1<4 und 4<7 bei den 90. Perzentilen für den Bereich ‚Boden/Hausstaub‘ auf. Diese Bevölkerungsgruppe ist un-

Tabelle 3: Verteilung der Hg-Gehalte in Blut und Urin (in $\mu\text{g}/\text{l}$) von einzelnen Stadtbewohnern

	10. P.	25. P.	50. P.	75. P.	90. P.	max	min	x	s	n
Blut	0,5	0,8	1,2	1,9	2,7	24,8	0,1	1,5	1,4	685
Urin	0,2	0,5	0,5	0,5	0,5	0,8	0,2	0,5	0,1	21

mittelbar am stärksten über den Pfad Boden-/Staubexposition durch die Altlast betroffen. Da keine repräsentativen (statistisch abgesicherten) Blutwerte für diese Bevölkerungsgruppe vorliegen, ist das tatsächliche Ausmaß der Belastung epidemiologisch nicht verifizierbar. Allerdings liegt auch hier wie bei den älteren Stadtbewohnern die Gesamtexposition in der von der WHO angegebenen statistischen Bandbreite. Dies bedeutet, daß hinsichtlich des 90. Perzentils trotz der Überschreitung des unter wissenschaftlichen Gesichtspunkten als unbedenklich eingestuften RFD-Wertes die obere Grenze (als Schwellenwert) des Normal-Schwankungsbereichs (Gesamtexposition) nicht erreicht wird. Die integrale Expositionsabschätzung führt zu dem Ergebnis, daß die gemessenen Quecksilberkonzentrationen zu keiner akuten Gefährdung der Gesamtbevölkerung im Wohnbereich der Stadt führen. Diese Aussage stützt sich auch in erheblichem Maße auf die Tatsache, daß das Quecksilber im Boden/Hausstaub zu ca. 98 % in der wenig resorbierbaren (bioverfügbaren) anorganischen Form vorliegt und eine Umwandlung in die bioverfügbare Form toxischer organischer Methylquecksilberverbindungen nicht nachgewiesen werden konnte (GKSS/LGA, 1992). Da das Quecksilber im Boden als nahezu immobil – d.h. schwerlöslich, größtenteils an Bodenpartikel adsorbiert vorliegend – einzustufen ist, ist ein Transfer sowohl in die Pflanze als auch in den Wasserpfad (Grundwasser) stark eingeschränkt. Beide den Menschen tangierende Aufnahmepfade tragen deshalb nur in geringem Maße zur Gesamtexposition bei.

6 Literatur

- ATSDR (1992): Public Health Assessment Guidance Manual - U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service, Atlanta, GA 30333
- CALABRESE, E.J.; E.J. STANEK (1993): Soil Pica: Not a rare event, *J. Environ. Sci. Health* 28, S. 373–384
- EIKMANN, TH.; A. KLOKE (1992): Ableitungskriterien für nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-)Stoffe in Böden, Müll und Abfall 11, S. 789–805
- EPA (1990): U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA): Exposure Factors Handbook U.S. EPA, Washington, DC, EPA/600/8-89/043
- EPA (1993): Risk-Based Concentration Table, Third Quarter 1993, EPA-Mitteilung an die RBC mailing list
- FILIPPELLI, M. (1987): Determination of trace amounts of organic and inorganic mercury in biological materials by graphite furnace atomic absorption spectrometry and organic mercury speciation by gas chromatography, *Anal. Chem.*, 59, S. 116–118
- GKSS/LGA (1992): Untersuchung des Gefährdungspotentials von quecksilberkontaminierten Standorten in Bayern (Abschlußbericht), Oktober 1992, vorgelegt von R. MIES, J. HERTWICH, R.D. WILKEN, M. HEMPEL
- KRAUSE, M.; M. CHUTSCH; M. HENKE; C. HUBER; C. KLEIN; E. SCHWARZ (1989): Umwelt-survey Band I: Studienbeschreibung und Humanbiologisches Monitoring, WaBoLu-Hefte 5
- MURL (1991): Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen: Altlasten-ABC, Düsseldorf
- RUCK, A. (1990): Bodenaufnahme durch Kinder – Abschätzungen, Annahmen. In: D. ROSENKRANZ (Hrsg.), Bodenschutz – Ergänzbares Handbuch, BoS 5. Lfg. V/90. Berlin. Erich Schmidt Verlag
- SIMMLEIT, N.; R. HEMPEL; T. MATHEWS (1993): Orientierungs- und Detailuntersuchung bei der Gefährdungsabschätzung bei Altlasten. In: F. HOLZWARTH; V. FRANZIUS; P. DRESCHMANN (Hrsg.): Entsorgung 2000 – Altlasten. Bonner Energie Report Verlags GmbH, Kapitel X
- SRU (1989): Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Altlasten, Sondergutachten Dezember 1989, Metzler-Poeschel Verlag Stuttgart, S. 59
- STUBENRAUCH, S.; R. HEMPEL; N. SIMMLEIT; T. MATHEWS; P. DOETSCH (1994): Abschätzung der Schadstoffexposition in Abhängigkeit von Expositionsszenarien und Nutzergruppen, UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 6 (1), S. 41–49
- WHO (1990): Methylmercury, Environmental Health Criteria 101, International Programme on Chemical Safety (IPCS)
- WHO (1991): Environmental Health Criteria for Inorganic Mercury, International Programme on Chemical Safety, IPCS/188
- WICHMANN, H.E.; W. IHME (1990): Risikoabschätzung und Risikobeurteilung bei Altlasten aus medizinisch-toxikologischer Sicht. In: K.P. FEHLAU, R. KOMPA: Altlasten und kontaminierte Böden. Risikoabschätzung und Risikobewertung, Sanierung, Arbeitshilfen. Verlag TÜV Rheinland, S. 95–117
- WICHMANN, H.E.; W. IHME; O.C.L. MEKEL (1992): Abschlußbericht zum Forschungsprojekt ‚Risikoabschätzung für drei kanzerogene Stoffe in Altlasten‘, Ministerium für Umwelt, Umwelplanung und Landwirtschaft Nordrhein Westfalen, S. 2–3
- WICHMANN, H.E.; W. IHME (1993): III–1.5.1. Quantitative Abschätzung von Risiken durch chemische Noxen. In: WICHMANN; SCHLIPKÖTER. FÜLGRAFF (Hrsg.), Handbuch Umweltmedizin, S. 1–9
- WONG (1988): The role of environmental and host behavioural factors in determining exposure to infection with *Ascaris lumbricoides* and *Trichuris trichlura*. Ph. D. Thesis, Faculty of Natural Sciences, University of West Indies
- ZANDER, D.; U. EWERS; I. FREIER; S. WESTER-WELLER; E. JERMAN; A. BROCKHAUS (1990): Untersuchungen zur Quecksilberbelastung der Bevölkerung II. Quecksilberfreisetzung aus Amalgamfüllungen, *Z. Hyg. Umweltmed.* 190, S. 325–339

Umwelterziehung: Weiterbildung durch das „Kontaktstudium Bodenschutz“

In Deutschland existieren gegenwärtig rund 130 000 Altlastenverdachtsflächen, die einer genauen Beprobung, Bewertung, ggf. Sanierung und anschließenden Umnutzung unterzogen werden müssen.

Das Europäische Institut für postgraduale Bildung an der TU Dresden e.V. (EIPOS) hat für künftige Fachkräfte auf den Gebieten Bodenschutz und Altlastenbearbeitung das berufsbegleitende Kontaktstudium Bodenschutz eingerichtet. Der erfolgreiche Abschluß stellt eine Qualifikation im Hinblick auf den Nachweis der erforderlichen Sachkunde nach dem Entwurf des Bundes-Bodenschutzgesetzes dar.

Das Kontaktstudium richtet sich vorrangig an Mitarbeiter der Verwaltungen und Fachbehörden des Umwelt-, Natur- und Bodenschutzes, der Abfallwirtschafts-, Stadtplanungs- und Gewerbeaufsichtsämter sowie an Fach- und Führungskräfte in Ingenieurbüros und Sanierungsunternehmen. Mit den Studieninhalten:

- Grundlagen der Bodenkunde und des Bodenschutzes
- Bodenchemie, -physik und -biologie, Formen der Bodennutzung
- Bodenkartierung und -bewertung
- Sanierung von Böden und Grundwasser
- Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften

werden die Teilnehmer befähigt, Entscheidungen zur Sanierung von Altablagerungen und Altlasten, zur Flächennutzung sowie Maßnahmen des präventiven Bodenschutzes zu treffen und fachlich zu begründen.

Kontaktadresse:

Dipl.-Ing. Holm Große
Europäisches Institut für postgraduale
Bildung an der TU Dresden e.V. (EIPOS)
Goetheallee 24, D-01309 Dresden

Tel.: 0351/440-7210; Fax: 0351/440-7220; e-mail: EIPOS@t-online.de