

2

Analytische Aufgaben

2.0 Überblick

Maria Blettner, Bernd Seifert

In diesem Werk wird das Thema Umwelt und Gesundheit umfassend bearbeitet. Im ersten Abschnitt wurden verschiedene Programme vorgestellt, die sich schützend und förderlich auf Umwelt und Gesundheit auswirken sollen. Der zweite Abschnitt beschreibt die methodischen Grundlagen sowie die Instrumente und Werkzeuge, die genutzt werden, um den Zusammenhang zwischen Umwelt und Gesundheit zu untersuchen und zu beschreiben.

Die Risikoanalyse spezifiziert die Schritte bei der systematischen und wissenschaftsgeleiteten Identifizierung und Abschätzung von Risiken. Die dabei angewandten Methoden werden in Kap. 2.1 beschrieben, ergänzt durch technische, nationale und internationale Empfehlungen, wie Risiko zu bewerten ist. Die Komplexität des Themas wird deutlich durch die Ergebnisse der fast zweijährigen Arbeit einer „Risikokommission“, die das Thema aus unterschiedlichsten Wissenschaftsperspektiven beleuchtet hat. Die Empfehlungen dieser Kommission sind lesenswert für alle, die sich über aktuelle Entwicklungen informieren wollen.

Umweltbedingungen können in vielfältiger Weise die Gesundheit des Menschen beeinflussen. Ob nachteilige Wirkungen auf die Gesundheit tatsächlich auftreten, hängt entscheidend davon ab, ob oder wie stark der Mensch mit schädlichen Umweltbelastungen in Berührung kommt, also einer „Exposition“ unterliegt. Kap.

2.2 definiert diesen Begriff und beschreibt ausführlich, welche Methoden zur Ermittlung der Exposition angewandt werden. Die individuelle Exposition kann durch Messung oder – wo dies nicht möglich ist – durch Modellierung ermittelt werden. Die Abschätzung der Exposition ist grundsätzlich ein unabhängiger Bestandteil der Risikoanalyse; die empirische Ermittlung oder Modellierung entsprechender Kennwerte erfolgt in eigenständigen Verfahren. Die Aussagekraft und Interpretierbarkeit einer Schätzung der Exposition von Bewohnern in der Nähe einer Schadstoffquelle hängt beispielsweise davon ab, ob das Gesundheitsrisiko in erster Linie von der durchschnittlichen Exposition, von der maximalen Exposition oder von der über viele Jahre kumulierten Exposition bestimmt wird.

Welche Bevölkerungsgruppen sind zu betrachten, wenn ein „Durchschnittswert“ angegeben wird? Sind bei der Definition von Expositionsszenarien sensible Gruppen wie Kinder oder ältere Menschen besonders zu betrachten? Die Klärung solcher Fragen ist eng verknüpft mit der Dosis-Wirkungs-Abschätzung, die in Kap. 2.3 behandelt wird. In den letzten Jahren wurden die statistisch-analytischen Möglichkeiten, mit denen ein Zusammenhang zwischen Exposition und Wirkung untersucht werden kann, stark erweitert. Das Spektrum der betrachteten Wirkungen kann dabei einen weiten Bereich toxikologischer Effekte betreffen, vom Auftreten einer Krankheit bis hin zum Mortalitätsrisiko. Die zur Verfügung stehenden komplexen mathematischen Methoden werden mit Beispielen unterfüttert, so dass ein Verständnis für die Methodik auch bei denjenigen entsteht, welche die

detaillierten mathematischen Herleitungen nicht nachvollziehen möchten.

Wurde noch bis vor wenigen Jahren die Risikoabschätzung fast ausschließlich mit Daten aus Tierexperimenten vorgenommen, so hat in den letzten beiden Jahrzehnten ein Paradigmenwechsel stattgefunden. Mehr und mehr wird auf Daten aus der Epidemiologie zurückgegriffen. Obwohl im Tierversuch ursächliche Zusammenhänge gezeigt werden können, ist dies offenkundig nicht immer ausreichend, um die Wirkung auf den Menschen vorherzusagen. Beobachtungen in menschlichen Populationen sind notwendig, um die Effekte am Menschen zu bestätigen und um Dosis-Wirkungs-Beziehungen zu bestimmen. Solche Beobachtungen lassen sich aber meistens nicht unter strengen Laborbedingungen durchführen. Die Epidemiologie hat vielfältige Methoden entwickelt, um aus Beobachtung in großen Populationen auf Zusammenhänge zu schließen, auch wenn Störfaktoren, Interaktionen und Selektionsmechanismen die eigentlich interessierenden Korrelationen überlagern. Die Darstellung dieser Methoden ist Inhalt von Kap. 2.4. Auch hier wird die Methodik durch Beispiele veranschaulicht.

Wie kann die Fülle an Daten, Materialien und Ergebnissen empirischer Risikoforschung angemessen weitergegeben werden? Unbestritten ist die Notwendigkeit, auch die Öffentlichkeit regelmäßig und umfangreich zu informieren. Um komplexe Sachverhalte in einer übersichtlichen und zugleich aussagekräftigen Form darstellen zu können, werden oft Indikatoren gebildet. Hierbei handelt es sich um Kenngrößen, die durch Zusammenfassung und Verknüpfung verfügbarer Einzeldaten gebildet werden. Jeder Indikator spiegelt nur einen Ausschnitt der Wirklichkeit wider. Indikatoren werden daher häufig zu Indikatorensystemen zusammengefasst. Seit etwa 10 Jahren gibt es sowohl im Umwelt- als auch im Gesundheitssektor intensive Bemühungen zur Entwicklung von Indikatorensystemen, die die Entwicklung über einen bestimmten Zeitraum und einen daraus gegebenenfalls erforderlich werdenden Handlungsbedarf erkennen lassen sollen; spezifische Ansätze zum Schnittstellenthema „Gesundheit und Umwelt“ finden sich allerdings erst in jüngerer Zeit. Der

aktuelle Stand der Entwicklung ist in Kap. 2.5 dargestellt.

Die Entwicklung, Beschreibung und Bereitstellung von Indikatoren ist ein wichtiger Teil der Umwelt- und Gesundheitsberichterstattung, die in Kap. 2.8 behandelt wird. Die Berichterstattung soll allgemeinverständlich die Belastungsschwerpunkte, die Beiträge der wichtigsten Verursacherbereiche zu den zentralen Problemfeldern sowie auch den Erfolg getroffener Maßnahmen aufzeigen, Regelungsdefizite im Blickwinkel zukünftiger Entwicklungen erkennen lassen und dadurch die Einbeziehung einer breiten Basis von Akteuren in den Prozess der Zielbildung und Zielverwirklichung unterstützen. Ziele, Vorgehensweisen und Inhalte dieser Berichterstattung im Dienste von Umwelt und Gesundheit werden kritisch beleuchtet.

Wesentliche Daten der Berichterstattung stammen aus Monitoring- und Surveillance-Systemen (Kap. 2.6) sowie aus anlassbezogenen Untersuchungen (Kap. 2.7). Der Begriff des „Monitoring“ umfasst nach Definition der WHO die periodische Beobachtung eines Prozesses und die Feststellung, in welchem Maß Input, Arbeitsprogramm, erforderliche Aktionen und Output der Norm und den Vorgaben entsprechen. Der Begriff „Surveillance“ ist weiter gefasst und bedeutet die regelmäßige systematische Sammlung, Analyse und Interpretation von Gesundheitsdaten. Bei beiden Begriffen liegt die Betonung auf der Regelmäßigkeit. Nationale und internationale Aktivitäten, die gesetzlichen Grundlagen, die Möglichkeiten der Nutzung der berichteten Daten und ihre Bedeutung für Prävention, Gesundheitspolitik und Gesundheitsforschung bilden den Schwerpunkt von Kap. 2.6.

In manchen Situationen ist es notwendig, auf Beschwerden oder Besorgnisse in der Bevölkerung, die sich aus bestimmten gesundheitsbezogenen Wahrnehmungen der Betroffenen ergeben, direkt und möglichst schnell durch Untersuchungen vor Ort zu reagieren. In diesen Fällen spricht man von „anlassbezogenen Untersuchungen“. Solche Untersuchungen können nach einem Störfall nötig werden, aber auch wenn ohne konkreten Anlass Schadstoffe in Schulen oder Kindergärten oder sonst im Wohnumfeld gefunden werden, vielleicht sogar eine

Häufung von Erkrankungen in einer Region oder in einer Einrichtung festgestellt wird. Es geht dann darum, am besten zusammen mit den Betroffenen, Untersuchungskonzepte zu entwickeln und durchzuführen, um die Diskussion zu versachlichen und die tatsächliche Belastung der Betroffenen oder ihr Gesundheitsrisiko zu ermitteln. Einer durchdachten Risikokommunikation kommt hier entscheidende Bedeutung zu. Häufig empfiehlt es sich in solchen Fällen, durch Human-Biomonitoring auch die innere Exposition der Betroffenen festzustellen. Voraussetzung dazu ist allerdings, dass die dazu erforderliche Methodik verfügbar ist. Beispiele für Vorgehensweisen werden in Kap. 2.7 beschrieben.

Am Ende des zweiten Abschnitts wird in Kap. 2.9 die (Umwelt- und Gesundheits-) Verträglichkeitsprüfung als ein Instrument dargestellt, mit dem z.B. im Rahmen von Genehmigungsverfahren die Auswirkungen eines Vorhabens auf Umwelt und Gesundheit untersucht werden. Die (künftig zu erwartende) Exposition wird ermittelt und bewertet, die zu erwartenden Effekte werden daraus hergeleitet und die entstehenden Risiken analysiert. Diese Prüfung nutzt alle Methoden, die in den vorangegangenen Kapiteln beschrieben wurden.

2.1 Risikoanalyse als Grundmethodik

Andreas D. Kappos, Heinz-Peter Gelbke

Risikoanalyse wird in diesem Kapitel synonym mit dem international üblichen Begriff „Risk assessment“ verwandt, welcher im Deutschen meist als Risikoabschätzung übersetzt wird. Risikoanalyse bezeichnet die systematische, wissenschaftsgeleitete Einschätzung und Bewertung von Risiken, die von einer Exposition des Menschen gegenüber chemischen und physikalischen Noxen ausgehen. Risikoanalyse ist kein rein naturwissenschaftliches Unterfangen, obwohl in erster Linie interdisziplinärer naturwissenschaftlicher Sachverstand gefragt ist. Risikoanalyse erfordert darüber hinaus in wesent-

lichen Teilen Expertenurteile und wertengeleitete Konventionen. Sie dient verschiedenen Zwecken, insbesondere der Bewertung von Mengen chemischer und physikalischer Noxen in der Umwelt zur Standardsetzung, der Beurteilung konkreter Belastungssituationen, der Prognose von Risiken aus zukünftigen Belastungen und dem Vergleich unterschiedlicher Risiken zur gesundheitspolitischen Prioritätensetzung. So bildet Risikoanalyse in der Regel die wissenschaftliche Grundlage von Grenz-, Richt- und Orientierungswerten für Einzelnoxen, insbesondere für anthropogene Chemikalien in den Umweltmedien Luft, Wasser, Boden und Lebensmitteln.

Beispiele konkreter Belastungssituationen sind Nähe einer Müllverbrennungsanlage, das Bewohnen einer kontaminierten Altlastenfläche oder der Unterricht in einem PCB-belasteten Schulgebäude. Die Risikoanalyse dient hier als Entscheidungshilfe für die Behörden zur Anordnung von Auflagen bzw. von Sanierungs- und anderen Abhilfemaßnahmen. Risikoanalysen für künftige Belastungen erfolgen z.B. im Rahmen prospektiver Gesundheits- und Umweltverträglichkeitsprüfungen. – Risikovergleiche sind durch kommunikative Fehler in der Vergangenheit in der Öffentlichkeit in Misskredit geraten, da häufig Unvergleichbares verglichen wurde, z.B. das Rauchen einer Zigarette mit der Exposition gegenüber Asbestfasern. Trotzdem sind abgewogene und sinnvolle Risikovergleiche zur Prioritätenfestsetzung für das politische Handeln unverzichtbar (zur Problematik von Risikovergleichen vgl. Femers 2003).

2.1.1 Das Standardmodell der Risikoanalyse

Die ernsthafte wissenschaftliche Beschäftigung mit Risiken hat ihre Wurzel in der Renaissance und ist eng verknüpft mit der Entwicklung moderner Mathematik und abstrakter wissenschaftlicher Konzepte sowie mit Namen wie Chevalier de Méré, Pascal und Fermat. Die Notwendigkeit für Risikoanalysen im Kontext anthropogener Umweltnoxen ergab sich im Strahlenschutz

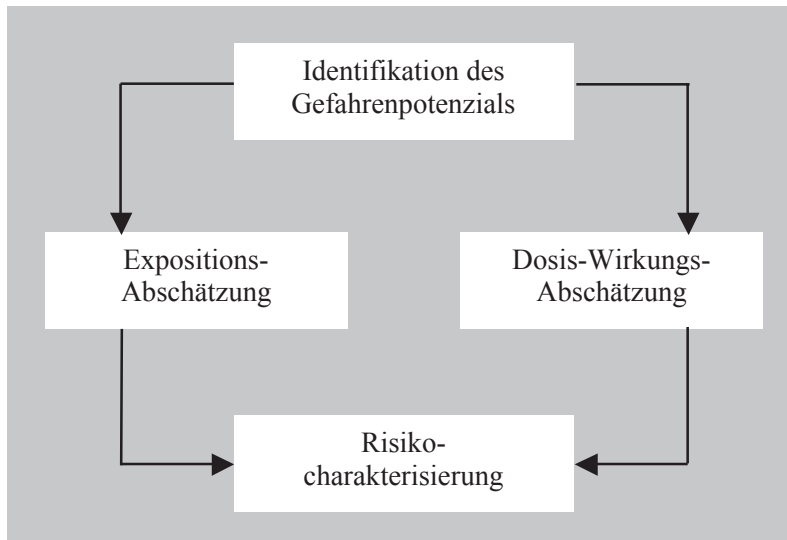


Abbildung 2.1-1: Das Risikoanalyse-Modell der US-amerikanischen Akademie der Wissenschaften, nach NRC (1983)

schon in den 20er Jahren des vorigen Jahrhunderts. So entstand aus Analysen von Dosiswirkungskurven in der Strahlenbiologie die Treffertheorie (Dessauer, Blau, Altenburger 1922), die dann in den 1970er Jahren auch Anwendung in der Regulation von Chemikalien fand (Crump 1976). Vor allem seit Mitte der 70er Jahre ergab sich die Notwendigkeit, Risiken systematisch im Hinblick auf regulatorische Zwecke zu analysieren (z. B. NAS 1976).

Eine erste grundlegende Systematik der Risikoanalyse wurde Anfang der achtziger Jahre vom Nationalen Forschungsrat (National Research Council, NRC) der US-amerikanischen Akademie der Wissenschaften entwickelt (NRC 1983). Hauptziel war dabei, divergierende Verfahrensweisen der unterschiedlichen Regulierungsbehörden in den Vereinigten Staaten zu harmonisieren. Staatliche Regulierung von Umweltrisiken umfasst nach Ansicht des NRC zwei streng zu trennende Prozesse: die **Risikoanalyse** („risk assessment“) und das **Risikomanagement** („risk management“). Letzteres bezeichnet die Abwägung politischer Handlungsalternativen auf der Basis der Risikoanalyse, der technischen Möglichkeiten und sozialer, wirtschaftlicher und politischer Gesichtspunkte. Das NRC-Modell unterteilt die Risikoanalyse in vier Schritte (Abb. 2.1-1).

Unter der Überschrift „Identifizierung des Gefährdungspotenzials“ (hazard identification) geht es um die Feststellung, ob und in wie weit

eine Noxe in kausalem Zusammenhang mit bestimmten gesundheitlichen Wirkungen steht. Informationen hierzu können aus gezielten Expositionsexperimenten wie z.B. Tierversuchen, aus epidemiologischen Untersuchungen, aber auch aus Struktur-Wirkungs-Überlegungen stammen. Eine wichtige Aufgabe ist hier die Feststellung der Vollständigkeit und Qualität des empirischen Datenmaterials. Im Teilschritt „Dosis-Wirkungs-Abschätzung“ (dose-response assessment) ist die Beziehung zwischen Expositionsdosis und dadurch bedingter Wirkung auf den Menschen anhand der vorliegenden experimentell-toxikologischen und epidemiologischen Daten quantitativ zu analysieren. Insbesondere sind die Übertragbarkeit der Ergebnisse von Tierexperimenten auf den Menschen, die Bedeutung unterschiedlich empfindlicher Bevölkerungsgruppen und die Möglichkeiten einer Extrapolation von hohen Dosen, wie sie im Experiment angewandt werden, auf niedrige Dosen wie sie in der normalen Umwelt des Menschen vorkommen, zu bewerten.

Im dritten Schritt „Expositionsabschätzung“ (exposure assessment) ist der Teil der Bevölkerung, der real oder potentiell gegenüber der Noxe exponiert ist, zu charakterisieren und die Größenordnung der Belastung zu bestimmen. Die möglichen Expositionspfade, über welche die Exposition stattfindet, sowie Höhe und Dauer der durch die Exposition bedingten Dosis sind quantitativ abzuschätzen. Die Expositions-

abschätzung kann auf Modellierungen oder auf Messungen (Human-Biomonitoring) beruhen (vgl. Kap. 2.2).

Im letzten Schritt werden als „Risikocharakterisierung“ (risk characterization) die Informationen aus den ersten drei Schritten zu einer integrierten qualitativen und quantitativen Betrachtung zusammengefasst. Ergebnis dieses Schrittes und damit der gesamten Risikoanalyse ist die Einschätzung der Wahrscheinlichkeit, mit der die infrage stehende Noxe gesundheitliche Beeinträchtigungen bei der betroffenen Bevölkerungsgruppe auslöst. Die Risikocharakterisierung hat darüber hinaus eine möglichst vollständige Diskussion der immanenten Unsicherheiten der Risikoeinschätzung einzuschließen. – Das NRC-Modell wurde mit geringfügigen Änderungen bei den meisten späteren systematischen Ausführungen und in nationalen oder internationalen Verfahrensvorschriften übernommen (EC 1996; Neus, Ollroge, Schmid-Höpfner et al. 1998; WHO 1999).

2.1.2 Problembereiche der Risikoanalyse

Variabilität, Unsicherheit und Ambiguität sind unvermeidbare Merkmale jeder Risikoanalyse. Variabilität bezieht sich auf räumliche und zeitliche Unterschiede in der Exposition einerseits und auf unterschiedliche Empfindlichkeiten der betroffenen Bevölkerungsgruppen oder Individuen andererseits. Unsicherheit bezieht sich auf Kenntnislücken, z.B. Lücken in der Datenlage und Wirkungen der Noxe (noch) außerhalb des Blickfeldes, wie z.B. das Auftreten von Phokomelie bei den Nachkommen nach Einnahme von Thalidomid in der Schwangerschaft. Ambiguität schließlich bezieht sich auf Mehrdeutigkeiten in der Bewertung. Wie ist z.B. die Adversität einer signifikanten IgE-Erhöhung in einem Kollektiv als Reaktion auf eine Noxe einzuschätzen, wenn die Einzelwerte noch im klinischen „Normbereich“ blieben?

Variabilität

Die Problematik der Variabilität tritt bei der Risikoanalyse sowohl in Schritt 2 „Dosis-Wirkungs-Abschätzung“ als auch und im besonderen Maße in Schritt 3 „Expositionsabschätzung“ auf. Im ersten Fall betrifft sie unterschiedliche Empfindlichkeiten von Individuen oder Teilpopulationen gegenüber der infrage kommenden Noxe. Sie kann mehrere Größenordnungen umfassen (vgl. Hattis, Russ, Goble et al. 2001). Im zweiten Fall handelt es sich um zeitlich und räumlich unterschiedliche Expositionsbedingungen für verschiedene Individuen und Teilpopulationen, die berücksichtigt werden müssen.

Grundsätzlich lässt sich Variabilität als statistische Häufigkeitsverteilung empirisch bestimmen. In der Praxis sind ihr Ausmaß und ihre Verteilung jedoch in der Regel unbekannt. Variabilität wird dann zur Unsicherheit und muss wie diese behandelt werden. Für Umgang mit Variabilität bei der Risikoanalyse bieten sich **probabilistische Verfahren** an. Sie sind für die Expositionsabschätzung bereits weit verbreitet (Kap. 2.2). Soweit empirische Daten über die Variabilität in Form von Häufigkeitsverteilungen für die verschiedenen zur Risikoabschätzung erforderlichen Parameter zur Verfügung stehen, ergeben sich keine wesentlichen Probleme. Ist dies nicht der Fall, so müssen plausible Schätzungen oder „default“-Annahmen an ihre Stelle treten. Probabilistische Verfahren bieten zusätzlich die Möglichkeit durch eine Sensitivitätsanalyse die Einflüsse bestimmter Annahmen auf das Endresultat der Risikoanalyse transparent zu machen. Ein kürzlich aufgelegtes Forschungsprogramm des Umweltbundesamtes hat die Standardisierung entsprechender Methoden und die Sammlung erforderlicher Daten zum Ziel (URL 1).

Unsicherheit

Eine Auswahl von Quellen für die Unsicherheit von Risikoanalysen, differenziert nach den Schritten des NRC-Modells, ist in Box 2.1-1 (modifiziert nach Neus, Ollroge, Schmid-Höpfner et al. 1998) aufgeführt. Der Umgang mit Unsicherheit ist in den Naturwissenschaften kein unbekanntes Problem, wo es regelhaft um eine Verallgemeinerung empirischer Beobachtungen jenseits der experimentellen Erfahrungen durch

Theorie- oder Modellbildung geht. Die Theorie oder das Modell sollen eine Vorhersage zukünftiger Phänomene gestatten und können nur durch weitere Experimente betätigt oder falsifiziert werden. Der Umgang mit den prädiktischen Unsicherheiten des Modells wird in der Erkenntnistheorie als „Problem der Induktion“ behandelt (Russell 1946, pp. 659-674). Die Besonderheit der Unsicherheit in der Risikoanalyse ist quantitativer Art. Der zu überbrückende Abstand zwischen spärlicher empirischer Kenntnis und angenommenem Gültigkeitsbereich der Theorie und damit die Unsicherheit der Voraussage sind bei der Risikoanalyse besonders groß und betreffen häufig mehrere Größenordnungen.

Zum Umgang mit Unsicherheiten stehen grundsätzlich verschiedene Verfahren bzw. Modelle zur Verfügung (Carrington 1997). Die Methode „Entscheidung ohne Nutzung eines Modells“ beinhaltet Verfahren zur Entscheidungsfindung ohne den Versuch einer theoretischen Risikovoraussage, z.B. ein Moratorium für die Produktion einer Noxe. Beim technokratischen Verfahren wird die Verantwortung für

den Umgang mit der Unsicherheit dem Urteil eines Experten oder einer Expertenkommission übertragen. Dies ist ein in Deutschland und im internationalen Kontext häufig angewandtes Verfahren. Es hat den Vorteil der Effektivität für die Verwaltung und stellt darüber hinaus das Problem der Unsicherheit der Risikoanalyse nicht in den Fokus der öffentlichen Aufmerksamkeit. Es verstößt aber gegen die Erfordernisse der Transparenz in einer modernen Demokratie (vgl. UN-ECE 1998). Auf die Problematik von Expertenurteilen wird noch gesondert eingegangen. Beim Verfahren der „Default“ (Un)Sicherheitsfaktoren und Modelle werden Lücken in der Datenlage mit durch Konventionen festgelegten formalen Verfahren überbrückt. In der Regel werden „Sicherheits“- oder „Unsicherheitsfaktoren“ festgesetzt, mit denen im Falle fehlender Kenntnis die Daten aus Tierversuchen beaufschlagt werden. So wird z.B. nach einem von der WHO vorgeschlagenen System (WHO 1994) zur Extrapolation vom Tierversuch auf den „Standardmenschen“ die Wirkungsschwelle aus dem Tierversuch durch einen Faktor 10 geteilt, wenn keine Erkenntnis-

Box 2.1-1: Quellen der Unsicherheit von Risikoanalysen bei Identifizierung des Gefährdungspotenzials und Dosis-Wirkungs-Abschätzung

Identifizierung des Gefährdungspotenzials

- Unidentifizierte Gefährdungspotenziale
- Unvollständigkeit der untersuchten Endpunkte
- Unterschiedliche Ergebnisse verschiedener Studien
- Qualitätsmängel der Studien
- Verhältnis der Wirkung bei der untersuchten Spezies zur Wirkung auf den Menschen
- Unsicherheit über relevante Expositionspfade

Dosis-Wirkungs-Abschätzung

- Existenz und Höhe einer Dosiswirkungsschwelle
- Extrapolation vom Tier auf den möglicherweise spezifisch empfindlicheren Menschen
- Extrapolation von hohen auf niedrige Dosen
- Berücksichtigung unterschiedlicher Dosierungsschemata
- Extrapolation von akuter oder kurzfristiger Exposition auf Exposition unter realen Bedingungen
- Extrapolation über unterschiedliche Expositionspfade (z.B. oral – inhalativ)
- Berücksichtigung von Einflussfaktoren

Expositionsabschätzung

- Adäquate Beurteilung der relevanten Emissions- und Ausbreitungsbedingungen
- Repräsentativität von Immissionsmessungen
- Adäquates Expositionsszenario

Tabelle 2.1-1: Bewertung der unterschiedlichen Verfahren des Umgangs mit der Unsicherheit bei Risikoanalysen, nach Carrington (1997)

	Transparenz	Trennung von Risikoanalyse und Risikomanagement	Kosten-Effektivität	Konkordanz der wissenschaftlichen Meinung	Objektivität
Technokratisches Verfahren	-	-	+	++	-
Default-Sicherheitsfaktoren	-	-	++	-	+
Default-Modell	+/-	-	+	-	++
Optimales Modell	+/-	+/-	+	+/-	++
Gewichtung durch Experten	+	+	-	++	+/-
Gewichtung durch geeigneten Algorithmus	++	++	+/-	+	++

++ ideal, + gut, +/- mäßig, - schlecht geeignet

se vorliegen, die für ein anderes Vorgehen sprechen. Zu den „Default“-Festlegungen können auch komplexe Modelle gehören, wie z.B. das von der amerikanischen Umweltbehörde für die Extrapolation von Kanzerogenitätstest in den Bereich niedriger Dosen angewandte lineare Multistage-Modell.

Beim Ansatz „Optimales Modell“ werden verschiedene Vorhersagemodelle angewendet und nach bestimmten Kriterien das „beste“ Modell ausgesucht. Dieses Verfahren wurde von National Research Council vorgeschlagen (NRC 1994), hat aber kaum Anwendung gefunden, wohl weil objektive Auswahlkriterien für die Modelle kaum konsensual festzulegen sind. Für eine „Gewichtung der Evidenz durch Experten“ werden verschiedene Experten aufgefordert mitzuteilen, welche Daten für das infrage stehende Problem wichtig sind und welche Theorien und Extrapolationsmodelle plausibel erscheinen. Aus den Ergebnissen der Interviews werden den alternativen Modellen relative Wahrscheinlichkeiten zugeteilt, die dann in die Risikoanalyse einfließen (Morgan & Herion 1990). Die Besonderheit des Modells „Gewichtung durch geeignete Algorithmen“ besteht darin, dass die Gewichte, die den einzelnen Modellen nach ihrer Evidenz zugeordnet werden, durch einen

geeigneten Algorithmus prädeterminiert werden (Carrington 1996). Soweit bekannt gibt es kein Beispiel aus der deutschen Risikoregulierungspraxis, bei dem dieses Verfahren angewandt worden wäre.

In Tabelle 2.1.-1 versucht Carrington die unterschiedlichen Verfahrensweisen zum Umgang mit der Unsicherheit bei der Risikoanalyse summarisch nach den Kriterien Transparenz, Trennung von wissenschaftlicher Risikoanalyse und Risikomanagement, Kosteneffektivität, Konkordanz der wissenschaftlichen Meinung und Objektivität zu bewerten. In Deutschland kommen fast ausschließlich das technokratische Verfahren (SRU 1996) und Sicherheitsfaktoren (z.B. Kalberlah & Schneider 1989) zur praktischen Anwendung¹. Die Gewichtung durch Experten im Sinne eines abgewandelten Delphi-Verfahrens ist aufwändig und kommt wohl am ehesten für tiefgreifende, in der Öffentlichkeit und unter Experten kontrovers diskutierte Risiken infrage.

Ambiguität

Ambiguität steht hier für Bewertungsalternativen zu gegebenem Sachverhalt. Je nach Standpunkt kann dasselbe Wasserglas entweder als „halb voll“ oder als „halb leer“ angesehen

werden. Standpunkte von Bewertern werden primär durch deren Lebensgeschichte und Weltanschauung oder auch durch gesellschaftliche Werte geprägt. Als Beispiel für Ambiguität in der wissenschaftlichen Risikoanalyse sei hier auf die „**Adversitäts**“-**Problematik** eingegangen. Im allgemeinen Gebrauch des Begriffes „advers“ ist nicht eindeutig, ob darunter lediglich „schädlich“ im Sinne von pathogen, also einen vorübergehenden oder bleibenden Schaden hinterlassend bzw. „nachteilig“ für das integrale Fortbestehen des Individuums oder der Spezies verstanden wird oder ob in den Begriff auch individuell oder gesellschaftlich „unerwünschte“ Effekte eingeschlossen sind. Im ersten Fall lässt sich Adversität weitgehend, aber nicht völlig, anhand objektiver naturwissenschaftlicher Kriterien feststellen, im letzterem kommen noch deutlicher wertende Elemente ins Spiel. Auf jeden Fall ist einsichtig, dass die Begrifflichkeit von advers eng mit dem Schutzgut (d.h. dem zu schützenden Objekt) und dem Schutzziel (d.h. dem Umfang des angestrebten Schutzes) verknüpft ist, und damit immer auch normative Elemente enthält.

Nach WHO (1994) ist eine adverse Wirkung „eine Veränderung in Morphologie, Physiologie, Wachstum, Entwicklung oder Lebensdauer eines Organismus, mit der Folge einer Beeinträchtigung der funktionellen Kapazität, der Fähigkeit, zusätzlichen Stress zu kompensieren, oder einer Steigerung der Empfindlichkeit gegenüber schädlichen Einwirkungen anderer Umwelteinflüsse. Die Entscheidung darüber, ob ein Effekt advers ist oder nicht, ist durch ein Expertenurteil zu treffen.“ Durch ihre abstrakte Formulierung ist die Definition der WHO in der Praxis wenig handhabbar. Zudem wird der Verweis auf Expertenurteil dem normativen Charakter der Entscheidung über Adversität nur bedingt gerecht. Eine weitere Unzulänglichkeit der WHO-Definition ist die Beschränkung von Adversität auf Einzelindividuen. Adversität ist jedoch unterschiedlich zu betrachten, je nachdem ob Einzelindividuen oder ganze Bevölkerungsgruppen exponiert sind. Für das spätere Leben eines Kindes mag eine Minderung seines Intelligenzquotienten (IQ) um wenige Punkte z.B. durch perinatale Bleibelastung von vernachlässigbarer Bedeutung sein und deshalb als

nicht advers eingestuft werden. Wird eine signifikante Minderung des IQ in selber Größenordnung in einer belasteten Gruppe gefunden, so ist dies unter Public Health-Aspekten durchaus als relevante und damit adverse Wirkung zu betrachten.

Als bisher einzige medizinische Fachgesellschaft hat sich die American Thoracic Society (ATS) in den Jahren 1985 und 2000 in offiziellen Stellungnahmen grundsätzlich zur Frage adverser Gesundheitswirkungen geäußert. In ihrer ersten Stellungnahme (ATS 1985) ist ein hierarchisch geordneter Katalog der mit Luftverunreinigungen in Zusammenhang stehenden adversen Wirkungen auf die Atemwege und die Lunge enthalten, mit der Maßgabe, dass die exakte Ziehung einer Grenzzlinie zwischen advers und nicht advers schwierig sei und wohl irgendwo zwischen pathophysiologischen Veränderungen und physiologischen Veränderungen ungewisser Signifikanz liegen müsse. Leitgedanke für die Definition von advers im Kontext der Luftreinhaltung war, dass mindestens eines der folgenden fünf Kriterien erfüllt sein müsse: Interferenz mit den täglichen Aktivitäten; episodenhafte Atemwegserkrankung; schwer behindernde Erkrankung; permanente Schädigung der Atemwege und der Lunge; progressive respiratorische Dysfunktion. In der zweiten Stellungnahme (ATS 2000) steht der gesellschaftlich-normative Charakter der Differenzierung zwischen advers und nicht advers ganz im Mittelpunkt. Außerdem werden jetzt auch Fragen der Umweltgerechtigkeit („environmental equity“), der Lebensqualität und die Bedeutung signifikanter Veränderungen innerhalb des Normbereichs bei belasteten Bevölkerungsgruppen hervorgehoben. Diese zeigt deutlich die Wandlung der Auffassung² über Adversität in den letzten Jahren. So wurde noch bei der ersten Stellungnahme der ATS im Jahre 1985 die Frage der Adversität als reine Expertenangelegenheit gesehen, während bei der zweiten Stellungnahme wertegeleitete, normative Aspekte ein stärkeres Gewicht erhielten. Für diese Wandlung dürfte neben dem Fortschritt der Forschung auch eine geändertes gesellschaftliches Werteempfinden maßgeblich sein.

Expertenurteile

In der Praxis der Risikoanalyse wird nicht nur auf theoretisch gut verstandene und empirisch abgesicherte Phänomene abgestellt. Vielmehr gehen dabei auch Vermutungen und nicht vollständig verstandenes Erfahrungswissen ein. Häufig muss auf Einschätzungen und nicht näher begründete Urteile von Experten anstelle von klar belegbaren Fakten zurückgegriffen werden. Dies betrifft insbesondere die Extrapolation aus Erfahrungssachverhalten auf entscheidungsrelevante Szenarien, für die keine empirischen Daten vorliegen, also den Umgang mit Unsicherheiten. Die psychologische Forschung hat ausführlich auf die Fallstricke von Expertenbewertungen hingewiesen (siehe z.B. Morgan & Herion 1990 als zusammenfassende Darstellung). In der Regel resultiert aus den Verzerrungen eine Überzuversichtlichkeit („overconfidence“) bzgl. der Ergebnisse der eigenen Risikoeinschätzung. Aus der Motivationsverzerrung kann aber auch gelegentlich „underconfidence“ resultieren. Die genannten Autoren berichten auch über Verfahren zur Minimierung der Verzerrung. Ein weiteres in diesem Kontext wichtiges Ergebnis psychologischer Forschung ist, dass die Forderung nach verbaler Begründung einer Einschätzung (Aufzählung der „Pro“ und „Cons“) die Qualität des Urteils verbessert. Wird der Experte dazu angehalten, das gesamte Spektrum verfügbarer Evidenz auszubreiten, ferner zu begründen, warum er bestimmten Daten „traut“ bzw. „nicht traut“, und seine spezifische Perspektive darzulegen, so gelingt es u.U., mögliche Verzerrungen zu erkennen. Hilfreich ist außerdem eine Präzisierung der Problemdefinition im Expertendiskurs, bis Eindeutigkeit erreicht ist. Alle bis dahin nicht explizit genannten Annahmen und Bezüge zu normativen Setzungen sind dabei aufzuspüren. Sinnvoll ist es, im Diskurs mit den Extrema der möglichen Wahrscheinlichkeiten zu beginnen, um Beharren auf einer vorgefassten Meinung und Überkonfidenz zu minimieren.

2.1.3 Identifikation des Gefährdungspotenzials

Während den Analyseschritten 2 „Dosis-Wirkungs-Abschätzung“ und 3 „Expositionsabschätzung“ eigene Kapitel in diesem Werk (2.2 und 2.3) gewidmet sind, wird hier ausführlicher auf den ersten Schritt „die Identifizierung des Gefährdungspotenzials“ eingegangen. Hinweise auf eine mögliche Gefährdung durch eine Substanz oder eine physikalische Noxe ergeben sich durch Einzelfallbeobachtungen, systematische epidemiologische Untersuchungen an menschlichen Kollektiven sowie durch Experimente an Versuchstieren oder In-vitro-Testsystemen. Ferner lassen sie sich durch theoretische Struktur-Wirkungsüberlegungen gewinnen.

Vollständigkeit der Datenlage³

Nach heutiger Auffassung (Risikokommission 2003) ist das Gefährdungspotenzial einer chemischen oder physikalischen Noxe ausreichend gekennzeichnet, wenn folgende grundsätzlich denkbare Wirkungen für die Noxe geprüft sind⁴ und möglichst quantitative Schätzungen vorliegen, bei welchem Expositionsniveau mit ihnen zu rechnen ist: akute reversible und irreversible Wirkungen auf den Gesamtorganismus und auf die verschiedenen Organsysteme, z.B. auf Lunge, Gastrointestinaltrakt, Leber, Niere, Haut, Neurotoxizität, neuropsychologische Wirkungen⁵, endokrine Wirkungen; chronische Wirkungen bei langzeitiger Zufuhr kleiner Dosen der Noxe, z.B. im Sinne degenerativer Veränderungen, welche die Funktionsfähigkeit der verschiedenen Organsysteme z.B. im Sinne einer Voralterung langfristig beeinträchtigen; Wirkungen auf die Fertilität; Entwicklungstoxizität (Embryotoxizität und Teratogenität); Wirkungen auf das Immunsystem bzw. Beeinträchtigung der Fähigkeit des Organismus, sich mit natürlich vorkommenden oder anderen Noxen physiologisch erfolgreich auseinander zu setzen⁶; sensibilisierende Wirkung auf Haut, Atemwege, Gastrointestinaltrakt; Mutagenität und Genotoxizität; Kanzerogenität.

Datenqualität

Die zur Risikoanalyse herangezogenen tierexperimentellen toxikologischen Untersuchungen sollten nach international anerkannten Prüfrichtlinien unter Berücksichtigung der Anforderungen von „Guter Laborpraxis“ (GLP) bzw. guter epidemiologischer Praxis durchgeführt sein. Dies ist zum großen Teil bisher nicht der Fall, deshalb sind die jeweils herangezogenen Studien bezüglich ihrer Qualität zu kategorisieren. Somit ist für alle Studien, die in die Risiko-Bewertung einfließen sollen, eine detaillierte wissenschaftliche Beurteilung ihrer Aussagefähigkeit erforderlich. Dabei ist die Frage zu stellen, ob die klinischen, klinisch-chemischen, hämatologischen, makroskopischen und histopathologischen Befunde ein kohärentes pathophysiologisches Wirkungsbild ergeben. Selbstverständlich müssen die Effekte reproduzierbar sein. Weitere wichtige Kriterien für die Beurteilung der Qualität einer Studie sind: angewandte Methodik und Studienprotokoll; Angabe ausreichender Einzeldaten; analytische Charakterisierung der Noxe einschließlich Konzentrationsangaben, Stabilität, Homogenität, Verunreinigung; ausreichende Untersuchungstiefe wie z.B. Körpergewicht, klinische Symptomatik, klinisch-chemische, hämatologische und histopathologische Untersuchungen, Organengewichte; Konkordanz der Befunde, z.B. keine Widersprüche nach klinisch-chemischer und histologischer Befundung der Zielorgane; aussagekräftige Dosiswahl; Erfahrung der Untersucher insbesondere für die histopathologische und embryologische Befunderhebung.

Nicht alle Beurteilungskriterien sind jedoch gleichermaßen obligat und gewichtig. Man kann sich auch mit Ausschluss- oder Gewichtungskriterien behelfen. Die toxikologische Bewertung der Datenlage einer Noxe erfordert neben kritischer Würdigung der Einzelstudien auch eine synoptische Betrachtung der vorliegenden Untersuchungen. Die Qualität einer epidemiologischen Studie erschließt sich aus folgenden Aspekten (Wichmann 1998): Studiendesign; Kontrolle von Verzerrungsquellen; angemessene statistische Auswertung, z.B. Angabe von Konfidenzintervallen; Erfassung aller Störfaktoren und Adjustierung bezüglich relevanter Störfaktoren; Validierung der Expo-

sitionsmessung, insbesondere klare Trennung von belasteten vs. unbelasteten Personen; Validierung der Ermittlung der betrachteten Endpunkte, z.B. Diagnosen, Probengewinnung; und ausreichenden Stichprobenumfang⁷.

Liegen qualitativ ausreichend gute, gleichartige Studien mit unterschiedlichem Ergebnis vor, so lassen sie sich gegebenenfalls in Rahmen einer geeigneten Metaanalyse zusammenfassen. Hierfür sind eindeutige Ein- und Ausschlusskriterien festzulegen und zu begründen. Außerdem ist zu berücksichtigen, dass in der Umwelt- und Arbeitsmedizin⁸ die untersuchten Kollektive oft heterogen und die Expositionen in Dauer, Höhe und Art oft unterschiedlich sind, dass möglicherweise unterschiedliche Koexpositionen vorliegen und die Endpunkte häufig uneinheitlich gemessen werden usw., so dass zusätzlich eine differenzierte Betrachtung der Einzelstudien unumgänglich ist. Auch wenn Studien unterschiedlichen Typs und unterschiedlicher Aussagekraft vorliegen, sind meta-analytische Betrachtungen möglich und sinnvoll, wenn die gleichen Endpunkte betrachtet wurden. Insbesondere ist darauf zu achten, dass alle verfügbaren epidemiologischen Daten berücksichtigt werden um eine Verzerrung zuungunsten negativer Studien zu vermeiden. Werden Studien aus der Betrachtung ausgeschlossen, so ist dies darzulegen und zu begründen.

2.1.4 Risikocharakterisierung

Nach dem NRC-Modell handelt es sich bei diesem letzten Schritt der Risikoanalyse um die abschließende Einschätzung der quantitativen Bedeutung des Risikos für die individuelle und die öffentliche Gesundheit. Die Ergebnisse der vorangehenden Schritte werden in einer abwägenden Schlussfolgerung zusammengeführt und für die Weitergabe an das Risikomanagement aufbereitet. Idealerweise⁹ sind bei einer legetypischen durchgeführten Risikocharakterisierung zahlreiche Aspekte zusammenfassend anzusprechen und zu dokumentieren: Wie wird die Qualität der Gefährdung eingeordnet (Adversitätsdiskussion)? Wie wird die Sicherheit der quantitativen Risikoabschätzung eingeordnet,

unter Berücksichtigung von Humanbefunden aus der Epidemiologie, tierexperimentellen Befunden, (ggf.) In-vitro-Befunden und Aggregation der drei vorgenannten Befundarten? Welche Sicherheit besteht bezüglich der Expositionsabschätzung? Wie wird der Abstand zwischen Exposition und Wirkschwelle bewertet? Welchen Einfluss auf die Risikoqualifizierung und -quantifizierung hat eine Koexposition gegenüber weiteren Noxen (Diskussion der Relevanz von Kombinationswirkungen)? Es sind anzugeben sowohl eine Schätzung der Gesamtkonfidenz in die Risikoabschätzung als auch die Parameter mit dem stärksten Einfluss auf die angegebene. Vor diesem Hintergrund sollte eine Diskussion erfolgen, wie die Risikoabschätzung sich ändert, wenn sich die unsicheren Annahmen als nicht korrekt erweisen.

Die Konfidenz kann summarisch qualitativ („hoch“, „mittel“, „niedrig“) oder quantitativ-statistisch, ggf. mit einem probabilistischen Ansatz, beschrieben werden. Für nicht quantifizierbare Unsicherheit vor allem auf Basis von Studien, die „Verdachtsmomente“ darstellen oder „fragliche Adversität“ signalisieren, kann ein zusätzlicher Unsicherheitsfaktor (im Englischen häufig „modifying factor“ genannt) eingeführt werden. Dieser zusätzliche Unsicherheitsfaktor wird in Abhängigkeit vom gewünschten Schutzziel variieren. Für das Risikomanagement ist eine zusammenfassende Festlegung auf eine der folgenden Fälle besonders wertvoll: (1) Die Risikoinformationen reichen für eine abschließende Bewertung aus; Anlass für Maßnahmen zur Risikominderung ist nicht gegeben. (2) Die Risikoinformationen reichen für eine abschließende Bewertung aus; es besteht Anlass für Maßnahmen zur Risikominderung. (3) Die Risikoinformationen reichen für eine abschließende Bewertung nicht aus; zusätzliche Informationen sind einzuholen; wegen der denkbaren Schadenshöhe sind aber bis zur Vorlage ergänzender Risikoinformationen vorläufige Maßnahmen der Risikominderung zu treffen. (4) Die Risikoinformationen reichen für eine abschließende Bewertung nicht aus; zusätzliche Informationen sind einzuholen; wegen der begrenzten denkbaren Schadenshöhe und in Abwägung gegen die Kosten von Maßnahmen der Risikominderung sind unmittelbare Maßnahmen jedoch nicht er-

forderlich. Gegebenfalls ist eine solche Festsetzung im Diskurs zwischen Risikoabschätzern und Risikomanagern zu erarbeiten.

Soweit lauten die idealisierenden Empfehlungen der Risikokommission. In der Praxis ergibt sich als Resultat der Risikoanalyse beispielsweise eine Risikoaussage folgender Art: „Bei Einhaltung einer Konzentration der Substanz A von $x \mu\text{g}/\text{m}^3$ in dem Umweltmedium M bestehen keine gesundheitlichen Bedenken“. Eine solche Aussage wird in der Regel dichotom verstanden. Das heißt, es wird im Umkehrschluss auf eine gesundheitliche Gefahr geschlossen, wenn die Konzentration x um ein Geringes überschritten ist. Eine solche Schlussfolgerung geht ungerechtfertigter Weise von einer absoluten Präzision der Risikoaussage aus. Jede Risikoaussage beinhaltet aber eine mehr oder weniger große Unsicherheit, die aus Gründen der Vorsicht in Richtung einer größeren Abstands von möglichen Gefahr interpretiert wird. Dieses Beispiel mag erläutern, wie wichtig die Forderung der Risikokommission ist, Risikobewertungen nie allein in Form von Punktschätzern darzustellen, sondern immer mit einer Angabe zur Konfidenz des Schätzers und zum Gültigkeitsbereich der Aussage zu versehen.

2.1.5 Risikomaße

Für den Fall dass die Risikoanalyse von einem DosisSchwellenwert ausgeht, unterhalb dessen keine gesundheitlichen Wirkungen der Noxe eintreten, kann die Risikoaussage in Form eines Sicherheitsspielraumes („Margin of Safety“, MOS) zwischen gemessener oder geschätzter Exposition der belasteten Bevölkerung und Wirkungsschwelle der Noxe erfolgen. Dieses Verfahren ist z.B. im Rahmen der europäischen Chemikalienregulation gebräuchlich. Ob der sich aus einer Risikoanalyse ergebende MOS für regulatorische Zwecke ausreicht, ist durch das Risikomanagement zu beurteilen.

Für den Alternativfall des Fehlens einer Wirkschwelle (Beispiel: genotoxische Kanzerogenität, stochastische Strahlenwirkungen) wird als Resultat der Risikoanalyse das Risiko quantitativ als Wahrscheinlichkeit für das Auftreten

der Wirkung angegeben. Nach einem Vorschlag der WHO (1986) kann dies unter Zuhilfenahme des „Unit Risk“-Konstruktes geschehen. Unter Unit Risk (Einheitsrisiko) versteht man das geschätzte zusätzliche Risiko für den Eintritt einer Wirkung, z.B. Erkrankung an Krebs, wenn lebenslang (hier gesetzt auf 70 Jahre) eine kontinuierliche Exposition in Höhe von $1\mu\text{g}/\text{Volumeneinheit}^{10}$ des Umweltmediums besteht. Das Individualrisiko ergibt sich durch Multiplikation des Unit Risk mit der geschätzten Expositionskonzentration. Das Risiko kann auch als kollektives Risiko (Anzahl der vermutlich betroffenen Personen pro insgesamt Exponierte) angegeben werden. In der Regel werden jedoch Noxen ohne Wirkschwelle durch das Risikomanagement nicht auf der Basis einer quantitativen Risikoanalyse reguliert. Dies würde einen gesellschaftlichen Konsens über ein tolerables Risiko voraussetzen, der in Deutschland bisher nicht¹¹ besteht. Stattdessen werden solche Noxen durch Verbote (z.B. Asbest), Minimierung nach dem ALARA-Prinzip¹² oder nach technischer Machbarkeit wie z.B. durch Technische Richtkonzentrationen, TRK-Werte im Arbeitsschutz und BAT¹³ im EU-Recht reguliert.

2.1.6 Schlussgedanken

Risikoanalyse ist ein primär wissenschaftsgeleiteter Prozess auf der Basis von Expertenwissen und von Konventionen, die nicht immer vollständig plausibel begründbar sind. Umso wichtiger ist, dass das gesamte Vorgehen ausführlich dargelegt und dokumentiert wird, die damit befassten Experten aktiv mit der Öffentlichkeit kommunizieren und die unter Experten geführten Dispute öffentlich stattfinden. Das Internet bietet hierzu gute Möglichkeiten. Risikoanalyse verlangt in vielen Fällen von Wissenschaft, Verwaltung und Wirtschaft ein intensives Zusammenwirken zum Nutzen der Allgemeinheit. Angesichts unterschiedlicher Blickwinkel der beteiligten Akteure und potenziell hoher Folgekosten von Maßnahmen auf der Basis von Risikoabschätzungen kann es zu ausgeprägten Kontroversen kommen. Das Vertrauen in den Wert von Risikoanalyse zur Sachverhaltsaufklärung

hat in der Vergangenheit gelitten und ist durch konstruktive, transparente Handhabung dieser Methode erst wieder aufzubauen.

Literatur

- ATS / American Thoracic Society (1985): Guidelines as to what constitutes an adverse respiratory health effect, with special reference to epidemiologic studies of air pollution. *Amer. Rev. Respir. Dis.* vol. 131, 666-668.
- ATS / American Thoracic Society (2000): What constitutes an adverse effect of air pollution? *Amer. J. Respir. Crit. Care Med.* vol. 161, 665-673.
- Carrington, C.D. (1996): Logical probability and risk assessment. *Hum. Ecol. Risk Assess.* vol. 2, no.1, 62-78.
- Carrington, C.D. (1997): An administrative view of model uncertainty in public health. *Risk: Health, Safety & Environment* vol. 8, 273ff.
- Crump, K.S. (1976): Fundamental carcinogenic processes and their implications for low dose risk assessment. *Cancer Res.* vol. 36, no. 9, 2973-2979.
- Dessauer, F., Blau, M., Altenburger, K. (1922): Über einige Wirkungen von Strahlen, I und II. *Z. Physik*, Band 12, p. 38, p. 315.
- EC / European Commission (1996): Technical guidance document in support of commission directive 93/67 EEC on risk assessment for new notified substances and commission regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances.
- Femers, S. (2003): Zum Umgang mit Risikovergleichen in der öffentlichen Kommunikation. Materialien zur Risikokommission, www.apug.de/risiken/risikokommission/rk-ab-gutachten.htm, Zugriff: 12.8.2004.
- Hattis, D., Russ, A., Goble, R., Banati, B., Chu, M. (2001): Human interindividual variability in susceptibility to airborne particles. *Risk Analysis* vol. 21, no. 4, 585-600.
- Kalberlah, F., Schneider, K. (1989): Quantifizierung von Extrapolationsfaktoren. Schriftenreihe Fb 796. Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin, Dortmund.
- Morgan, M.G., Herion, M. (1990): Uncertainty - A guide to dealing with uncertainty in quantitative risk and policy analysis. Cambridge University Press, Cambridge, MA, USA, pp. 141 ff.
- NAS / National Academy of Sciences (1975): Principles for evaluating chemicals in the environment. Washington, D.C., USA.
- Neus, H., Ollroge, I., Schmid-Höpfner, S., Kappos, A.D. (1998): Aktionsprogramm Umwelt und Gesundheit: Teilvorhaben: Zur Harmonisierung gesundheitsbezogener Umweltstandards - Probleme und Lösungsansätze.

- UBA-Berichte, FB 11601001. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- NRC / National Research Council (1983): Risk assessment in the federal government: Managing the process. National Academy of Sciences, National Research Council, Washington, D.C., USA.
- NRC / National Research Council (1994): Science and judgement in risk assessment. National Academy of Sciences, National Research Council, Washington, D.C., USA.
- Risikokommission / Ad hoc-Kommission „Neuordnung der Verfahren und Strukturen zur Risikobewertung und Standardsetzung im gesundheitlichen Umweltschutz der Bundesrepublik Deutschland“ (2003): Abschlussbericht der Risikokommission. www.apug.de, Zugriff: 11.7.2004.
- Russell, B. (1946): A history of western philosophy. Georg Allen and Unwin Ltd., London, UK.
- SRU / Sachverständigenrat für Umweltfragen (1996): Umweltgutachten 1996 des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen: Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Drucksache 13/4108, Deutscher Bundestag, 13. Wahlperiode.
- UN-ECE / UN Economic Commission for Europe (1998): Übereinkommen über den Zugang zu Informationen, die Öffentlichkeitsbeteiligung an Entscheidungsverfahren und den Zugang zu Gerichten in Umweltangelegenheiten. www.unece.org/env/pp, Zugriff: 11.7.2004.
- WHO / World Health Organisation (1986): Air quality guidelines for Europe. WHO Regional Publications European Series, No. 23, Kopenhagen, DK.
- WHO / World Health Organisation (1994): Assessing human health risks of chemicals: Derivation of guidance values for health based exposure limits. WHO, ICPS: Environmental Health Criteria No. 170, Genf, CH.
- WHO / World Health Organisation (1999): Principles for the assessment of risks to human health from exposures to chemicals. WHO, ICPS: Environmental Health Criteria No. 210, Genf, CH.
- Wichmann, H.-E. (1998): Kriterien für die Nutzung epidemiologischer Daten zur Risikoabschätzung und Grenzwertableitung. Umweltmedizin in Forschung und Praxis, vol. 3, no. 1, 36-40.
- URL 1: <http://www.uni-bielefeld.de/gesundhw/ag4/projekte/xprob.html>, Zugriff: 12.8.2004.

Endnoten

- ¹ Zwischen den Befürwortern des einen oder des anderen Verfahrens bestehen bisher kaum überbrückbare Gegensätze.
- ² Größten Teils waren die selben Personen an den beiden ATS-Stellungnahmen beteiligt.
- ³ Die im Folgenden aufgestellten Forderungen zur Vollständigkeit der zur Beurteilung des Gefährdungspotenzials erforderlichen Daten und zu ihrer Qualität werden in der Praxis selten erfüllt. Die Aufzählung der entsprechenden Kriterien ist daher eher im Sinne einer Idealtypisierung zu lesen. Wichtig ist, bei der Risikocharakterisierung auf die speziellen Insuffizienzen des vorliegenden Datenmaterial einzugehen und den Stellenwert fehlender oder mangelhafter Daten bei der Risikoanalyse zu berücksichtigen.
- ⁴ Dies muss nicht immer experimentell geschehen; u.U. ist das Vorliegen einer bestimmten Wirkung auf Grund theoretischer Überlegungen mit hinreichender Wahrscheinlichkeit ausschließbar.
- ⁵ Bei einer Differenzierung neuropsychologischer Wirkungen gegenüber der allgemeinen Neurotoxizität verbleiben Effekte, die lediglich am Menschen untersucht werden können. Hierfür existieren keine standardisierten Protokolle, entsprechende Untersuchungsergebnisse liegen nur in seltenen Fällen vor, und eine generelle Forderung nach Prüfungen am Menschen lässt sich aus ethischen Gründen nicht erheben.
- ⁶ Standardisierte und validierte Prüfmethode auf Immuntoxizität, die eine klare Interpretation zulassen, bestehen heute nicht. Andererseits lassen sich aus subakuten und insbesondere subchronischen Studien aufgrund der Hämatologie und der Histopathologie immunrelevanter Organe (Thymus, Lymphknoten, Milz, Knochenmark) deutliche Hinweise auf immuntoxische Effekte ableiten.
- ⁷ Die Studiengröße ist kein absolutes Maß für die Qualität einer Studie. Gelegentlich können Studien an kleinen Kollektiven besonders hoch Exponierter oder besonders Empfindlicher aussagekräftiger sein als große Studien. Relevanter kann die Zahl der insgesamt in der Studie beobachteten Fälle mit nachweisbarem Endpunkt sein (Effizienz der Studie).
- ⁸ Die meisten für Risikoanalysen verwertbaren epidemiologischen Studien dürften im arbeitsmedizinischen Kontext durchgeführt sein, da dort die Belastung oft um Größenordnungen höher ist als im Umweltkontext und somit deutlichere Effekte schon bei relativ kleinen Populationen zu erwarten sind.

⁹ Entsprechend den Empfehlungen der Risikokommission in ihrem „Leitfaden zur Risikoabschätzung“ (Risikokommission 2003)

¹⁰ z.B. bei inhalativer Exposition 1 m³ Atemluft, bei oraler Exposition bzgl. Trinkwasser 1 Liter

¹¹ Ausnahme: 30 mrem-Konzept im Strahlenschutz, durch das sogenannte Kalkar-Urteil des Bundesverfassungsgerichts sanktioniert

¹² ALARA= As low as reasonably achievable, so niedrig wie vernünftigerweise möglich

¹³ BAT= Best available technique, Stand der Technik

Vignette 2.1.A Technical Guidance Document on Risk Assessment der Europäischen Kommission

Rolf F. Hertel

Die Europäische Gemeinschaft erließ im Jahre 1993 die „Altstoffverordnung“ (Hertel & Kaiser 1994), deren Artikel 10 die Prüfung verlangt, ob von sogenannten prioritären Stoffen für Mensch und Umwelt ein Risiko ausgeht. Als prioritär werden solche Stoffe benannt, über deren Toxizität entweder wenig bekannt oder deren inhärente Toxizität gut dokumentiert ist und die in großen Mengen im Umlauf sind. Die Kriterien der Risikobewertung sind in der Commission Regulation (EC) Nr. 1488/94 festgelegt. Für die Anmeldung neuer Stoffe muss eine Risikobewertung für Mensch und Umwelt nach der Commission Directive 93/67/EEC durchgeführt werden. Um innerhalb der Europäischen Union sicherzustellen, dass alle Mitgliedsländer die Risikobewertung nach gleichen Kriterien und Standards durchführen, wurde 1996 ein „Technical Guidance Document on Risk Assessment“ (TGD) vorgelegt. Nachdem bis April 2003 insgesamt 102 Risk Assessment Reports von den Mitgliedstaaten verabschiedet waren, wurde das TGD überarbeitet und um Kriterien zur Bewertung von Bioziden (Directive 98/8/EC) erweitert (BMU 2002).

Im April 2003 wurde eine neue Version des TGD veröffentlicht (EC 2003). Es dient seitdem

zum Vollzug der gegenwärtig in der EU gültigen Chemikaliengesetzgebung. Neben dem hier vorgestellten TGD gibt es ein weiteres Dokument zur Ausarbeitung von Risikoreduktionsmaßnahmen für Altstoffe einschließlich eines Anhangs „Risk Benefit Analysis / UK Approach“ (EC 1998). Es bleibt abzuwarten, ob im Vollzug der zukünftigen europäischen Chemikalienpolitik samt Bewertungssystem REACH (EC 2001) eine weitere Überarbeitung oder eine Neugestaltung des TGD erforderlich wird; Grundprinzipien und Standards des TGD dürften aber Bestand haben.

In seiner zweiten Auflage ist das TGD in vier separate Abschnitte unterteilt, deren erster die Risikobewertung für die Gesundheit des Menschen behandelt. Der zweite Abschnitt stellt die Risikobewertung für die Umwelt dar, im dritten Abschnitt werden Anleitungen zur Anwendung von Struktur-Aktivitätsbeziehungen vorgelegt, sogenannte „Use Categories“ aufgelistet, die die vielfältigen Gebrauchsmöglichkeiten der zu bewertenden Stoffe systematisieren, und es ist ein Format angegeben, dem der Risikobewertungsreport entsprechen muss. Der vierte Abschnitt stellt typische Emissionsszenarien wie z.B. die Gummiindustrie vor. Durch die Gliederung in vier Abschnitte soll erreicht werden, dass der Risikobewerter gemäß seinem Schutzziel (Umwelt, menschliche Gesundheit, Exposition) das TGD effektiv handhaben kann und notwendige Überarbeitungen der Anleitungen entsprechend dem wissenschaftlichen Fortschritt zügig umsetzbar sind.

Das TGD soll den zuständigen Behörden der Mitgliedstaaten helfen, eine Risikobewertung durchzuführen. Gleichzeitig soll es den Herstellern, Importeuren oder Anwendern von Chemikalien, aber auch internationalen Organisationen wie OECD und WHO den Prozess dieser Risikobewertung transparent machen und die Entscheidungen nachvollziehbar dokumentieren. Dies ist besonders dann notwendig, wenn die Risikobewertung in der Forderung nach zusätzlichen Prüfungen wie z.B. Tierversuche mündet. Das TGD hat keinen rechtlich bindenden Charakter; falls erforderlich, kann die zuständige Behörde ein anderes Vorgehen zur Risikobewertung einschlagen. In diesem Fall ist ein solches Vorgehen wissenschaftlich zu begründen und

ausführlich zu dokumentieren. Das Verfahren gliedert sich generell in drei Stufen:

1. Informationsgewinnung: Die Stoffdaten-übermittlung obliegt dem Anmelder, Inverkehrbringer oder Hersteller bzw. Importeur. Es wird das Gefährdungspotential des zu bewertenden Stoffes identifiziert und eine Dosis-Wirkungs-Abschätzung vorgenommen. Die Abschätzung der Humanexposition wird getrennt für Arbeitsplatz und Verbraucher durchgeführt. Zusätzlich ist die Ermittlung einer sog. indirekten Exposition über die Umwelt erforderlich. Die Expositionsabschätzung für die Umwelt berücksichtigt die Kompartimente Wasser, Boden und Luft getrennt voneinander.

2. Risikocharakterisierung: Einem quantitativ ermittelten Effekt für jedes relevante Expositionsszenario wird der nachgewiesene oder vorhergesagte Effekt für jeden toxikologischen oder umweltrelevanten Endpunkt gegenübergestellt. Für die toxikologischen Endpunkte Mutagenität und Kanzerogenität (ohne Wirkungsschwelle) bedarf es nur der Feststellung, ob eine derartige Wirkung des Stoffes vorliegt. Die Risikocharakterisierung kann auch eine Risikoabschätzung enthalten, welche die Wahrscheinlichkeit des Auftretens des Effektes feststellt.

3. Feststellung des Ergebnisses der Risikobewertung: Wenngleich das Vorgehen bei der Risikobewertung zur Anmeldung „Neuer Stoffe“, sogenannter „Altstoffe“ und „Stoffe mit biozider Wirkung“ im TGD weitgehend gleichen Prinzipien folgt, sind die Ergebnisfeststellungen entsprechend den gesetzlichen Vorgaben unterschiedlich. Für die „Anmeldung Neuer Stoffe“ kann die Risikobewertung zu vier möglichen Ergebnissen führen: (1) Kein unmittelbarer Anlass für Besorgnis, Stoff muss erst bei Erreichung der nächst höheren Produktionsmenge erneut bewertet werden (Produktionsmengenschwellen: 10, 100, 1000 kg, 100 t, 1000 t); (2) Anlass für Besorgnis, weitere Testung bei Erreichen nächst höherer Produktionsmenge; (3) Anlass für Besorgnis, sofortige weitere Testung; (4) Anlass für Besorgnis, Empfehlung für Risikominderungsmaßnahmen. – Für „Altstoffe“ wird festgestellt, ob Bedarf an weiteren Informationen oder an Durchführung von (auch zusätzlicher) experimenteller Testung besteht (Conclusion I), dass dies gegenwärtig nicht der Fall ist

und keine Notwendigkeit für Maßnahmen, auch über eventuell bereits bestehende hinausgehend, zur Risikoverminderung besteht (Conclusion II), oder dass eine Notwendigkeit zur Begrenzung von Risiken nachgewiesen ist (Conclusion III). Für „Biozide“ wird eine Empfehlung festgestellt, dass der Stoff in den Anhang I, IA oder IB der Richtlinie 98/8/EC aufzunehmen ist.

Verglichen mit dem TGD von 1996 wurde die zweite Auflage entscheidend erweitert. In der Risikobewertung für die Gesundheit des Menschen ist die Ermittlung der Exposition am Arbeitsplatz und der Verbraucher konkretisiert und besser systematisiert. Eine Anleitung zur Beschreibung von „Worst case“-Szenarien und zur Auswahl von Normdaten wird ebenso gegeben wie zur Beschreibung möglicher Bewertungsunsicherheiten. Bei der Wirkungsbeschreibung wird Hilfestellung gegeben, wie die ermittelten Daten zu interpretieren sind. Die Teile „indirekte Exposition über die Umwelt“ und „Risikocharakterisierung“ sollen im Jahr 2004 überarbeitet vorliegen. In der Risikobewertung für die Umwelt wurden die Emissionsszenarien insbesondere von Stoffen mit langer „Lebenszeit“ erweitert. Die Abfallproblematik wird dargestellt und eine Strategie zur Bewertung der Effekte auf Boden- und Sedimentorganismen vorgelegt. Eine neue Anleitung zur Berechnung von Predicted No-Effect Concentrations und ein neuer Ansatz für eine Risikobewertung „marine Umwelt“ mit „PBT“-Stoffen (Persistent, Bioaccumulative, Toxic) wird gegeben, um einheitliche Risikobewertungen im Rahmen der „Oslo and Paris Convention for the protection of the marine environment of the Northeast Atlantic“ erstellen zu können. Diese Auflistung zeigt, wo mit zunehmender Erfahrung beim Risikobewertungsprozess der Europäischen Union Klärungs- und Harmonisierungsbedarf unter allen von der Gesetzgebung betroffenen Parteien bestand.

Literatur

BMU / Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2002): Umweltpolitik. Gesetz zum Schutz vor gefährlichen Stoffen (Chemikaliengesetz) einschließlich wichtiger chemikalienrechtlicher Verordnungen der Bundesrepublik Deutschland. Referat Öffentlichkeitsarbeit, Berlin.

- EC / European Commission (1998): Technical Guidance Document on development of risk reduction strategies. CR-13-98-023-EN-C.
- EC / Europäische Kommission (2001): Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik. KOM (2001) 88 Endgültig, http://europa.eu.int/comm/environment/chemicals/0188_de.pdf, Zugriff 27.6.04.
- EC / European Commission (2003): Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. European Chemicals Bureau, EUR 20418 EN/1, Ispra, I, <http://ecb.jrc.it/tgdoc>, Zugriff: 27.6.2004.
- Hertel, R.F., Kaiser, D. (1994): Die Verordnung zur Bewertung und Kontrolle der Umweltrisiken chemischer Altstoffe in der Europäischen Union. Bundesgesundheitsbl. vol. 37, no. 5, 212-215.

Vignette 2.1.B Risikoanalyse: Empfehlungen der Risikokommission

Ortwin Renn

Ein Leben ohne Risiko ist nicht vorstellbar, denn ohne Risiken gibt es weder neue Chancen noch lebensverbessernde Innovationen. Gleichzeitig ist es eine vordringliche Aufgabe der Politik, Maßnahmen zur Vermeidung und Begrenzung von Risiken zu ergreifen, vor allen dann, wenn diese Risiken kollektive Wirkungen haben, also auch diejenigen treffen, die nur zum Teil oder gar nicht am Nutzen der jeweiligen riskanten Aktivität beteiligt sind. In der Praxis der Risikoregulierung zeigten sich erhebliche Defizite: Gleichartige Risiken werden oft unterschiedlich beurteilt je nach dem, in welchem Medium oder in welchem Kontext, z.B. am Arbeitsplatz oder in der (Wohn)Umwelt, sie auftreten. Ferner sind die Maßstäbe für die Risikoabschätzung und die Begründungen für das Risikomanagement für die Öffentlichkeit wie auch für Fachleute häufig nicht nachvollziehbar. Diese Situation behindert eine effektive Risikoregulierung und führt dar-

über hinaus zu Vertrauensverlusten gegenüber den risikoregulierenden Behörden und Gremien (RSU 1999; Renn 2003; Renn & Klinke 2003).

VordiesemHintergrundsetzendasBundesumweltministerium und das Bundesgesundheitsministerium im Rahmen des Aktionsprogramms Umwelt und Gesundheit (APUG) am 6. Oktober 2000 eine „Risikokommission“ ein. Nach Einschätzung dieser Kommission sind grundlegende und weitreichende Änderungen bei der Risikoregulierung in Deutschland dringend erforderlich. Hierzu erarbeitete die Kommission einige Kernforderungen, die einer besseren Analyse und einem besseren Management umweltbedingter Gesundheitsrisiken dienen sollen (RiKo 2003).

Die Kommission spricht sich dezidiert für eine klare funktionale **Trennung zwischen Risikoabschätzung und Risikomanagement** aus, um zu verhindern, dass die wissenschaftliche Risikoabschätzung mit ökonomischen, technischen, sozialen und politischen Abwägungsaspekten des Risikomanagements vermischt wird und gegenseitige Kompetenzüberschreitungen stattfinden. Gleichzeitig sollte eine enge organisatorische Kooperation mit Rückkopplung zwischen Risikoabschätzung und Risikomanagement vor allem in der Phase der Risikobewertung stattfinden. Im Vorfeld der Regulierung von Risiken sind die Rahmenbedingungen für die Risikoabschätzung festzulegen und Prioritäten für die Bearbeitung zu setzen. Daneben müssen geeignete Strukturen geschaffen werden, durch die Risiken frühzeitig erkannt und rechtzeitig in den Regulierungsprozess eingespeist werden. Die Früherkennung von Risiken ist insbesondere durch regelmäßiges (Umwelt-, Gesundheits-)Monitoring und Einbindung der praktischen Erfahrung vor Ort zu fördern. Die entsprechenden organisatorischen Strukturen, um diese Aufgaben zeitgerecht zu erfüllen, sind zu gewährleisten.

Die wissenschaftliche Risikoabschätzung bedarf eines **eindeutigen und nachvollziehbaren Verfahrens** mit einem hohen Maß an Transparenz, wissenschaftlicher Stringenz und medizin- bzw. kontextübergreifender Konsistenz. Bei komplexen Themen ist eine pluralistische Beteiligung der Fachöffentlichkeit, bei kontroversen Themen auch der wichtigsten gesellschaftlichen

Gruppen vorzunehmen. Annahmen und Ableitungen sind zu begründen und der Öffentlichkeit zugänglich zu machen; Einspruchsmöglichkeiten sind vorzusehen. Das Ergebnis der Risikoabschätzung soll nicht allein als einzelne Zahl (Punktschätzer) dargestellt werden, sondern darzulegen sind auch die Zuverlässigkeit der Aussage, die Unsicherheiten der Abschätzung sowie die Rahmenbedingungen, unter denen die Risikoangabe gilt. Normative Vorgaben, die nicht durch Wissenschaftler gesetzt werden sollten, müssen zu Beginn der Risikoabschätzung durch dazu legitimierte Gremien eingebracht werden. Gleichzeitig sollten wichtige bewertungsleitende Elemente bei der Risikoabschätzung vorab gesellschaftlich geklärt und so weit wie möglich der Abschätzung zugrunde gelegt werden. Dazu gehören insbesondere Empfehlungen zu tolerierbaren Risiken, zur Definition von Adversität und zur Auslegung der Vorsorge.

Analog zur Risikoabschätzung erfordert auch das Risikomanagement klare **prozedurale Vorgaben**. Abwägungen und Entscheidungen bei der Festlegung regulatorischer Strategien und bei der Wahl risikobegrenzender Maßnahmen müssen einen transparenten Vergleich von Handlungsoptionen unter Einbezug deren voraussichtlicher Konsequenzen enthalten. Beim Risikomanagement ist eine weitgehende Beteiligung von Öffentlichkeit und Interessengruppen notwendig.

Risikokommunikation ist als integraler Bestandteil des gesamten Regulierungsprozesses anzusehen, der in der Vorphase der Regulierung beginnt und mit der Umsetzung der Maßnahmen endet. Alle Anstrengungen zur Risikokommunikation sollten frühzeitig, umfassend und auf die Anliegen der Betroffenen bezogen sein. Risikokommunikation ist als Dienstaufgabe in allen Behörden und Institutionen zu betrachten, in deren Zuständigkeit Risikoabschätzung und Risikomanagement liegen. Entsprechende Ressourcen und Fortbildungsmaßnahmen sind vorzusehen.

Literatur

Renn, O. (2003): Risikokommunikation im Spannungsfeld von Fachexpertise und politischer Legitimation. Umweltmed. Forsch. Praxis vol. 8, no. 6. 319-324.

Renn, O., Klink, A. (2003): Globale Umweltrisiken: Ein integratives Konzept zum Umgang mit Komplexität, Unsicherheit und Ambiguität. In: Gottschalk-Mazouz, N., Mazouz, N. (Hrsg.): Nachhaltigkeit und globaler Wandel. Integrative Forschung zwischen Normativität und Unsicherheit. Campus, Frankfurt/M., pp. 87-120.

RiKo / Ad hoc-Kommission Neuordnung der Verfahren und Strukturen zur Risikobewertung und Standardsetzung im gesundheitlichen Umweltschutz der Bundesrepublik Deutschland (2003): Abschlussbericht. Aktionsprogramm Umwelt und Gesundheit (APUG). <http://www.apug.de/risiken/risikokommission/>, Zugriff: 28.7.2004.

RSU / Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1999): Sondergutachten „Umwelt und Gesundheit – Risiken richtig einschätzen“. Metzler-Poeschel, Stuttgart. <http://www.umweltrat.de/>, Zugriff: 28.7.2004.

2.2 Expositionsabschätzung

Odile Mekel, Ulrich Ewers

Die Charakterisierung und Quantifizierung von Gesundheitsrisiken durch Schadstoffe aus der Umwelt beruht auf der Kenntnis gesundheitsgefährdender Stoffeigenschaften (Welche Krankheiten und Organfunktionsstörungen können durch einen Stoff ausgelöst werden?), der Abschätzung von Dosis-Wirkungsbeziehungen (Bei welcher Dosis treten unerwünschte Wirkungen auf?) und der Expositionsabschätzung (Welchen Konzentrationen sind Menschen unter bestimmten Bedingungen ausgesetzt? Welche Stoffmengen nehmen Menschen unter bestimmten Bedingungen auf? Welche Stoffkonzentrationen im Blut oder Urin kommen vor?). Erst aus der zusammenfassenden Betrachtung der Ergebnisse von Toxizitätsabschätzung und Expositionsabschätzung lässt sich für eine bestimmte Situation das Risiko einer möglichen Beeinträchtigung oder Schädigung der Gesundheit charakterisieren.

„Exposition“ kann als der Kontakt einer chemischen, physikalischen oder biologischen Noxe mit den äußeren Grenzflächen des menschlichen Körpers wie Atemtrakt, Magen-Darm-Trakt oder Haut definiert werden (AUH 1995; US-EPA 1997; Paustenbach 2000; WHO 2000). Sie ist eine zeitabhängige Variable, und zwar

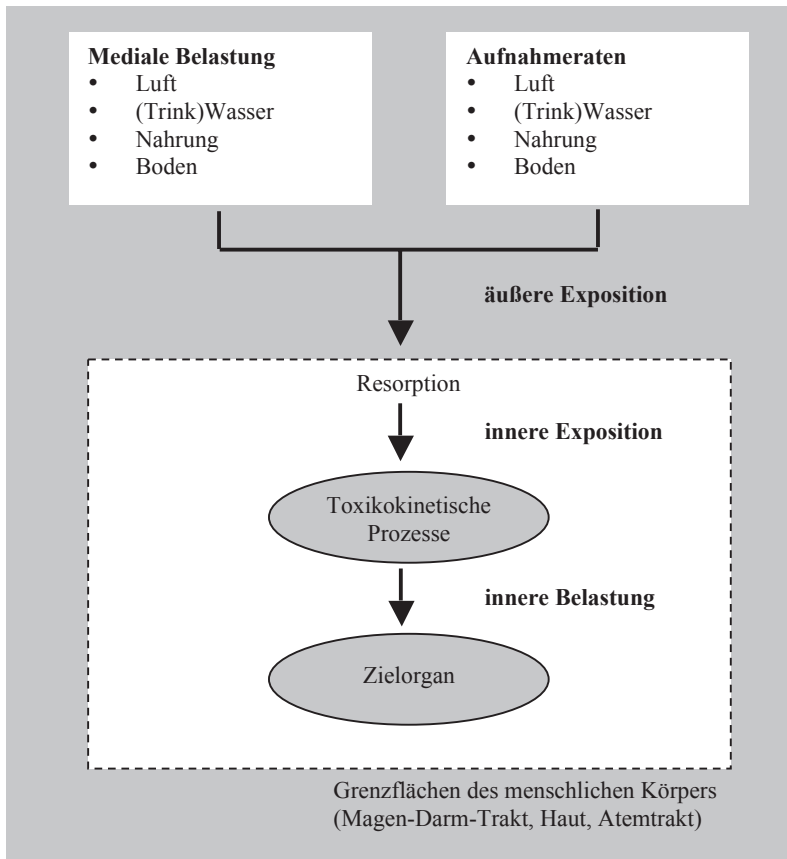


Abbildung 2.2-1: Äußere und innere Schadstoffexposition des Menschen, nach Mekel, Nolte, Fehr (1997 / 2004a)

einerseits durch die zeitlich variierende Konzentration einer Noxe in Umweltkompartimenten, andererseits durch die Aktivitäten des Menschen, welche für die Dauer und Art des Kontakts entscheidend sind. Es gibt eine Reihe von Begriffen, die mit Exposition in Verbindung gebracht und je nach Kontext, Institution und Sprache zum Teil synonym verwendet werden (Zartarian, Ott, Duan 1997). Es gilt, diese theoretischen Konzepte zu verstehen und sich nicht allein auf die Definitionen zu fokussieren (WHO 2000), zumal englischsprachige Begriffe nicht immer eine äquivalente deutsche Übersetzung kennen.

Eine Exposition gegenüber einer Noxe tritt nur dann auf, wenn Person und Noxe in Kontakt kommen. Die Ermittlung der Expositionshöhe erfordert Kenntnisse über die Eigenschaften von Noxen, mit denen Personen während ihres Tagesablaufs in Berührung kommen, über ihre Konzentrationen in den Umweltkompartimenten sowie über Intensität und Dauer des Kontaktes. Bei chemischen Stoffen definiert sich die Exposition vor allem durch Schadstoffkonzentration, Aufnahmeweg und Kontaktzeit. Bei physikalischen Noxen ist statt der Schadstoffkonzentration die Energiemenge von Bedeutung. Die Schadstoffkonzentration wird manchmal

Tabelle 2.2-1: Personengebundene Monitoringsansätze zur Expositionserfassung (WHO 2000)

Expositionsroute	Medium	Umweltprobe
Inhalation	Luft	Persönliches Messgerät
Ingestion	Wasser	Leitungswasser
Ingestion	Nahrung	Duplikat-Portion
Dermal	Boden / Staub	Hautpflaster

als Expositionskonzentration bezeichnet. Wenn die Exposition über die Kontaktzeit integriert betrachtet wird, kann sie als $\text{mg}/(\text{Liter} \cdot \text{Tag})$, als $\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{Tag})$ oder als $\text{mg}/(\text{m}^3 \cdot \text{Tag})$ ausgedrückt werden. Wird zusätzlich zu Kontaktzeit und Konzentration auch die Aufnahmemenge des Expositionsmediums, z.B. Menge inhalierter Luft, in die Expositionsbeschreibung hinzugezogen, so erhält man die Dosis. Unter dem Begriff Exposition kann man auch die zugeführte Dosis eines Schadstoffes verstehen. Betrachtet man die über die Grenzflächen des menschlichen Körpers ins Körperinnere aufgenommene Menge einer Noxe, so spricht man von „innerer Exposition“ (Wichmann, Ihme, Mekel 1993; Kalberlah, Hassauer, Schneider et al. 1999). Die „innere Belastung“ nach Aufnahme in den Blutkreislauf, Verteilung und Verstoffwechselung stellt eine Expositionsgröße dar, die sowohl modelliert als auch messtechnisch erfasst werden kann¹. Den Zusammenhang zwischen den verschiedenen Konzepten stellt Abbildung 2.2-1 schematisch dar.

Für die Ermittlung der Exposition gibt es direkte und indirekte Methoden. Direkte Methoden sind die Erfassung der individuellen Exposition an der Schnittstelle zwischen Expositionsmedium und menschlichem Körper (englisch: personal monitoring) und die Messung der internen Belastung im Körper (Human-Biomonitoring). Zu den indirekten Methoden gehören die „klassische“ und die probabilistische Expositionsmodellierung, welche die Messung von Schadstoffkonzentrationen in expositionsrelevanten Umweltmedien, Nahrungsmitteln und Produkten sowie deren Aufnahmeraten miteinander kombinieren. Welche Methode der Expositionsabschätzung im Einzelfall zur Anwendung kommt, hängt von der Ausgangssituation, der Fragestellung und vom Ziel der Expositions- und Risikoabschätzung (Byrd & Cothern 2000; vgl. Kap. 2.1) sowie von der Verfügbarkeit entsprechender Informationen ab. Methoden der direkten Expositionsabschätzung lassen sich bei der Ermittlung einer vorhandenen oder zurückliegenden Belastungssituation einsetzen, nicht jedoch bei prospektiven Fragestellungen.

2.2.1 Direkte Expositions- erfassung durch personengebun- denes Monitoring

Die direkte Erfassung der Exposition durch personengebundenes Monitoring (englisch: personal monitoring) verwendet Messungen an der Schnittstelle zwischen menschlichem Körper und seiner Umwelt, z. B. durch Personal Air Sampler oder durch Messung von Schadstoffkonzentration in Duplikatportionen der Nahrung (Tab. 2.2-1).

Personengebundenes Monitoring erlaubt die Expositions-messung einer definierten Untergruppe der Gesamtpopulation. Wenn die Probanden zusätzlich zu den Messungen über ihre expositionsrelevanten Aktivitäten Tagebuch führen oder Fragebögen ausfüllen, so können wichtige Hinweise zu raum-zeitlichen Zusammenhängen und der Höhe der Exposition ermittelt werden. Beispielsweise könnte so aufgezeigt werden, dass relativ kurzer Aufenthalt in Verkehrstransportmitteln bedeutsam zur Gesamtexposition gegenüber leichtflüchtigen Schadstoffen beitragen kann. Monitoring durch Verwendung von am Körper getragenen Messgeräten findet in der Epidemiologie und Arbeitsmedizin bei der Erfassung inhalativer Expositionen Anwendung. Gegenüber der Konzentrationsmessung in den Umweltmedien hat diese Methode den Vorteil, die tatsächliche persönliche Schadstoffkonzentration über einen Zeitraum hinweg zu messen. Eine Modellierung der Aktivitäten, z.B. Aufenthalte in verschiedenen Räumen, ist somit nicht notwendig. Die Exposition wird durch Verknüpfung der ermittelten Messdaten mit den Aufnahmeraten wie z.B. Atemraten abgeschätzt. Diese Methode ist allerdings nur für wenige Klassen von Schadstoffen und für wenige Expositionspfade geeignet (Ryan 1991); sie wird z.B. in der Strahlenhygiene und zur Messung inhalativer Exposition eingesetzt.

Ein Monitoring alimentärer Exposition kann durch Nahrungs-Duplikatstudien erfolgen. Hierbei werden Personen gebeten, über 24 Stunden von allem, was sie essen, eine identische Portion als Duplikat in Erhebungsgefäßen zu sammeln. Nach Homogenisierung im Labor wird die Gesamtverzehrsmenge sowie die Schadstoff-

konzentration in dieser Gesamtnahrung bestimmt (Becker, Krause, Nöllke et al. 1993). Bereits diese Konzentration in der Gesamtnahrung liefert Hinweise auf die Exposition. Wird die ermittelte Konzentration in der Gesamtnahrung mit der Gesamtverzehrsmenge kombiniert, so ergibt sich die tägliche alimentäre Dosis. Diese kennzeichnet die Individualaufnahme eines Schadstoffes. Die Duplikat-Methode hat den Vorteil, die Konzentration in verzehrsfertiger Nahrung zu bestimmen. Zu den direkten Methoden der personenbezogenen Erfassung der Exposition über die Haut gehören Hautwischproben und Hautpflaster-Probenahmetechniken. Diese werden für Situationen eingesetzt, wo sehr hohe dermale Expositionen zu erwarten sind, vorwiegend im Bereich der Arbeitsmedizin (WHO 2000). Eine wesentliche Einschränkung dieser Methoden ergibt sich aus der eingeschränkten Verfügbarkeit von Probenahmeverfahren, die sensitiv, einfach in der Handhabung und kosteneffektiv sind, eine adäquate zeitliche Auflösung aufweisen und frei sind von Störfaktoren (Ryan 1991; WHO 2000). Ein weiterer wichtiger Aspekt ist die Anpassung der Probanden an die Probenahmesituation. Zum Beispiel tendieren Probanden bei Nahrungsduplikatstudien dazu, teure oder sehr beliebte Speisen nicht oder in geringeren Mengen als Doppelportion abzugeben (Cameron & van Staveren 1988).

Messungen von Schadstoffkonzentrationen in Umweltmedien und Produkten, die nicht unmittelbar an der Schnittstelle zwischen Mensch und Umwelt durchgeführt werden können, erlauben keine direkte Expositionsabschätzung. Hierfür benötigt man zusätzlich geeignete Expositionsszenarien, ggf. auch Angaben zur Bioverfügbarkeit, um Aufnahmemengen abschätzen zu können. Damit gehören Messungen der Schadstoffkonzentration in Umweltmedien, Nahrungsmitteln, Baustoffen, Bedarfsgegenständen usw. zu den indirekten Methoden der Expositionserfassung, welche in Unterkapitel 2.2.3 näher beschrieben werden.

2.2.2 Direkte Expositionserfassung durch Human-Biomonitoring

Bereits erfolgte Expositionen kann man durch Messung der Konzentration von Schadstoffen oder deren Stoffwechselprodukten in humanbiologischem Material wie z.B. Blut, Serum oder Urin ermitteln. Solche Untersuchungen zur Quantifizierung der intrakorporalen Belastung durch Schadstoffe und deren Auswirkungen auf biochemischer und biologischer Ebene werden als „**Human-Biomonitoring**“ (HBM) bezeichnet (Ewers & Wilhelm 2001). HBM spielt für die Beurteilung der inneren Schadstoffbelastung der Bevölkerung sowie von Personengruppen und Einzelpersonen eine wesentliche Rolle; es wird in Belastungs- und Effektmonitoring unterteilt. Aus der äußeren Exposition und der Aufnahme von Schadstoffen in den Organismus resultiert eine korrespondierende innere Belastung (vgl. Abb. 2.2-1), die sich anhand der Konzentrationen dieser Stoffe oder deren Metaboliten in geeigneten Untersuchungsmaterialien wie Blut und Urin (in speziellen Fällen werden auch Haare, Zähne, Speichel, Nägel, Ausatemluft und Muttermilch verwendet) kennzeichnen lässt (**Belastungsmonitoring**).

Die Anwesenheit von Schadstoffen und deren Metaboliten im Organismus kann zu Reaktionen und Wechselwirkungen dieser Stoffe mit Proteinen, Enzymen, Nukleinsäuren und anderen funktionell bedeutsamen Biomolekülen führen. Die quantitative Erfassung solcher Reaktionen mittels geeigneter biochemischer, zytogenetischer oder immunologischer Parameter wird als **Effektmonitoring** bezeichnet. Die Spannweite der Effektbiomarker als frühe Indikatoren von Schadstoffwirkungen umfasst klassische Parameter wie die Aktivität der Cholinesterase bei Belastung durch Alkylphosphate und die renale Ausscheidung der δ -Aminolävulin säure bei Bleibelastung und bis zu Protein- und DNA-Addukten. Letztere spielen vor allem bei Exposition gegenüber potentiell mutagenen und kanzerogenen Stoffen eine Rolle. Für nephrotoxische Stoffe wie Cadmium und Quecksilber stehen eine Reihe sensibler Nierenfunktionsparameter als Effektbiomarker zur Verfügung.

Auch zytogenetische, immunologische und reproduktionsbiologische Parameter finden in der Umweltmedizin zunehmend Beachtung.

Hauptziel des HBM ist die Erfassung der individuellen Schadstoffbelastung einzelner Personen und darauf basierend die Beurteilung des individuellen Gesundheitsrisikos. Die in geeigneten Indikatormedien messbaren Schadstoff- bzw. Metabolitenkonzentrationen reflektieren die Schadstoffaufnahme aus allen Quellen und über alle Expositionsrouten wie oral, dermal und inhalativ, hängen zugleich aber auch von individuellen Besonderheiten bezüglich Resorption, Verteilung, Stoffwechsel und Elimination (Toxikokinetik) der Schadstoffe ab. Das durch Schadstoffbelastungen bedingte individuelle Gesundheitsrisiko kann durch die Quantifizierung der inneren Belastung des Organismus und direkte Untersuchungen am Menschen präziser beurteilt werden als dies durch Expositionsmodellierung möglich ist.

Zur Interpretation von HBM-Untersuchungen sind oft ergänzende Informationen wesentlich. So kann aus den gemessenen Konzentrationen nicht unmittelbar auf die Expositionsquellen und die relevanten Expositionspfade geschlossen werden. Zur Klärung der Bedeutung und des Anteils einzelner Quellen und Pfade bedarf es weiterer Informationen bzgl. der äußeren Exposition, der Lebensgewohnheiten der untersuchten Personen und anderer relevanter Einflussfaktoren. Diese Informationen können z.B. mittels Fragebogen erfasst werden. Außerdem kann aus den Stoffkonzentrationen in den zur Verfügung stehenden Indikatormedien, zumeist Blut und Urin, nicht unmittelbar auf die Schadstoff- bzw. Metabolitenkonzentrationen am Wirkort bzw. im Zielorgan der Toxizität, also auf die biologisch effektive Dosis, geschlossen werden. Für die Beurteilung sind daher geeignete toxikokinetische Daten ergänzend heranzuziehen. Grundsätzliche und praktische Fragen des HBM werden von der Kommission Human-Biomonitoring des Umweltbundesamtes bearbeitet². Darüber hinaus befasst sich die Kommission „Methoden und Qualitätssicherung in der Umweltmedizin“ des Robert Koch-Instituts mit den Verfahren, durch Umwelteinflüsse bedingte Wirkungen im oder am Organismus zu messen³.

Der Einsatz des HBM ist an eine Reihe von Voraussetzungen gebunden. Hierzu gehören die Verfügbarkeit geeigneter Untersuchungsmaterialien und -parameter, die Verfügbarkeit spezifischer, zuverlässiger und ausreichend empfindlicher Analysenverfahren und Kenntnisse bzgl. Metabolismus, Toxikokinetik, Wirkungen, Dosis-Wirkungs-Beziehungen. Des weiteren sind wissenschaftlich begründete Kriterien für die Beurteilung und Bewertung von Messwerten erforderlich. Der Zeitpunkt der Probennahme ist vor allem bei denjenigen Stoffen von Bedeutung, die rasch aufgenommen und wieder ausgeschieden werden. Die Konzentrationen dieser Stoffe im Blut oder Urin ändern sich je nach Exposition und je nach Zeit der Probennahme sehr rasch. Die Gewinnung der Probe muss daher in einem engen zeitlichen Zusammenhang mit der Exposition erfolgen. Die in diesen Proben messbaren Schadstoffkonzentrationen reflektieren die momentane Belastung, sinken nach Expositionsende aber schnell wieder ab. Bei Stoffen, die sehr rasch wieder ausgeschieden werden, ist das HBM daher nur bedingt einsetzbar. Belastungen durch Stoffe mit längeren Eliminationshalbwertszeiten lassen sich dagegen in der Regel gut durch HBM-Untersuchungen erfassen. Bei sehr langen Eliminationshalbwertszeiten spielt die Wahl des Zeitpunktes der Probenahme keine besondere Rolle. Sie sollte zeitlich jedoch im Zusammenhang mit jeweils typischen Belastungssituation vorgenommen werden. So sollte z.B. die Untersuchung von Kleingärtnern während und unmittelbar nach der Erntesaison erfolgen. Der Zeitpunkt der Probennahme ist auch bei der Messung solcher Stoffe von Bedeutung, deren Blutkonzentrationen auf den Blutfettgehalt bezogen werden, z.B. polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane und andere persistente Chlorkohlenwasserstoffe. Die Blutentnahme muss hierbei in nüchternem Zustand erfolgen, um eine durch Nahrungsaufnahme bedingte Beeinflussung des Blutfettgehaltes zu vermeiden.

Das HBM ist nicht einsetzbar bei Stoffen, die nicht oder nur in sehr geringen Mengen aufgenommen werden und damit nicht zu messbaren Stoffkonzentrationen oder Konzentrationsänderungen im Organismus führen. Dies gilt z.B. für Schwefeldioxid, Ozon und Stickstoffoxide,

für faserförmige Stäube wie Asbest-Feinstaub und künstliche Mineralfasern sowie für hautreizende und ätzende Stoffe. Die Wirkungen dieser Agentien sind i.d.R. lokal begrenzt auf die Haut oder auf die Schleimhäute der Atemwege, des Mund-Rachenraumes und der Augen. Eine weitere Einschränkung der Anwendbarkeit des HBM besteht darin, dass eine Reihe von Parametern nicht ausreichend spezifisch und sensitiv sind. Als Beispiele seien die Parameter Ameisensäure, Hippursäure und Phenol genannt. Diese Stoffe sind Stoffwechselprodukte des Formaldehyds, des Toluols und des Benzols, die mit dem Urin ausgeschieden werden. Als Produkte des körpereigenen Stoffwechsels werden sie physiologisch bereits in relativ großen Mengen ausgeschieden. Die durch Aufnahme geringer Mengen von Benzol, Formaldehyd oder Toluol bedingte zusätzliche Ausscheidung von Phenol, Ameisensäure bzw. Hippursäure geht im „Grundrauschen“ der physiologischen, stark durch die Nahrung beeinflussten Ausscheidung dieser Metaboliten unter (Heudorf & Ewers 2003).

Zur Durchführung der im Rahmen des Biomonitoring notwendigen Analysen bedarf es spezifischer und nachweisstarker analytischer Methoden, deren Zuverlässigkeit geprüft ist, die ausreichend gut reproduzierbar sind und die zu vergleichbaren Ergebnissen führen. Zugleich müssen diese Verfahren hinreichend praktikabel sein, damit sie im Rahmen von Routineuntersuchungen einsetzbar sind. Nicht zuletzt spielen dabei auch die Analysenkosten eine Rolle. Da es bei diesen Analysen um die Messung zumeist sehr niedriger Stoffkonzentrationen in komplex zusammengesetzten Matrices geht und die Analysenfehler mit sinkender Konzentration der Analyte zunehmen, ist die **Qualitätssicherung** (vgl. Kap. 4.4) des HBM von wesentlicher Bedeutung. Sie bezieht sich auf alle Teilschritte des Verfahrens, also auf die präanalytische Phase mit Gewinnung des Untersuchungsmaterials, Erhebung von Einfluss- und Störgrößen, Identifizierung und Aufbereitung des Untersuchungsmaterials, Proben-transport und -lagerung sowie Vorbereitung des analytischen Systems; auf die analytische Phase mit Dosierung und Aufbereitung der Analysenprobe, analytischer Bestimmung sowie Gewinnung des Messwertes; und

auf die postanalytische Phase mit analytischer und medizinischer Beurteilung des Befundes.

Bei der **Bewertung** und **Interpretation** der Ergebnisse von HBM-Untersuchungen sind folgende Fragen zu beantworten:

- Liegt bei einer Person oder Personengruppe in bezug auf den zu bewertenden Stoff oder die zu bewertende Stoffgruppe eine erhöhte Belastung vor?
- Indiziert die gemessene Konzentration eines Stoffes im Blut, Plasma, Serum oder Urin eine Belastung, bei der adverse Effekte oder ein erhöhtes Erkrankungsrisiko wie z.B. ein erhöhtes Krebsrisiko auftreten können oder zu erwarten sind?

Zur Klärung der ersten Fragen dienen **Referenzwerte** (HBM-Kommission 1996b). Die für den einzelnen mehr oder weniger unvermeidbare und unkontrollierbare Belastung durch Schadstoffe in Lebensmitteln, Getränken, Außen- und Innenraumluft sowie in Gegenständen des täglichen Bedarfs wird als Hintergrundbelastung bezeichnet. Zur Erfassung der Hintergrundbelastung werden sog. Referenzwertstudien durchgeführt, bei denen Blut-, Serum- oder Urinproben einer ausreichend großen und repräsentativen Stichprobe der Allgemeinbevölkerung auf bestimmte Stoffe untersucht werden. Parallel dazu werden alle relevanten Faktoren erfasst, welche die Konzentrationen dieser Stoffe im Blut beeinflussen können wie z.B. Alter, Geschlecht, Sozialstatus, ethnische Zugehörigkeit, Wohnort, Rauch- und Ernährungsgewohnheiten und Gesundheitszustand. Aus der Verteilung der gemessenen Konzentrationswerte wird der 95. Perzentilwert ermittelt. Der Referenzwert wird innerhalb des Konfidenzintervalls dieses Perzentilwertes festgelegt. Referenzwerte sind somit statistisch abgeleitete Werte, welche die obere Grenze der Belastung der Referenzpopulation zum Zeitpunkt der Untersuchung widerspiegeln⁴. Sie stellen keine umweltmedizinisch-toxikologisch begründeten Beurteilungswerte dar und lassen daher keine Aussage zu, ob ein Messwert aus umweltmedizinisch-toxikologischer Sicht als bedenklich oder unbedenklich einzustufen ist.

Spezifische zusätzliche Belastungen wie z.B. durch das Tabakrauchen bedingte zusätzliche

Cadmiumbelastung oder durch Amalgamfüllungen bedingte zusätzliche Quecksilberbelastung werden bei der Festlegung von Referenzwerten nicht berücksichtigt. Die entsprechenden Referenzwerte für Cadmium im Blut sowie Quecksilber oder Platin im Urin gelten entsprechend nur für Nichtraucher bzw. Personen ohne Amalgamfüllungen und ohne Inlays, Brücken oder Kronen aus Edelmetall. Bei Stoffen, die nur sehr langsam wieder ausgeschieden werden und die sich bei fortwährender Belastung im Organismus anreichern, findet man i.d.R. einen altersabhängigen Anstieg der Konzentrationen im Blut, Plasma, Serum oder Urin. Für derartige Stoffe werden, soweit ausreichende Daten zur Verfügung stehen, altersabhängige Referenzwerte festgelegt. Beispiele hierfür sind die Referenzwerte für Cadmium im Blut sowie die Referenzwerte für verschiedene persistente Organochlorverbindungen im Blut und Serum.

Referenzwerte sind zeitlich veränderlich. Ein Rückgang der Hintergrundbelastung muss eine entsprechende Absenkung der Referenzwerte zur Folge haben. Als Beispiel kann hier die Absenkung der Referenzwerte für Organochlorverbindungen, Pentachlorphenol und Blei im Blut bzw. Urin durch die Kommission Human-Biomonitoring des Umweltbundesamtes dienen. Sie sind nur anwendbar, wenn ein Analysenverfahren eingesetzt wird, dessen Ergebnisse mit den Ergebnissen der im Rahmen der Referenzwertstudie eingesetzte Analysenmethode vergleichbar sind.

Zur gesundheitlichen Beurteilung einer durch HBM festgestellten Schadstoffbelastung sind zusätzlich zu den Referenzwerten toxikologisch begründete Beurteilungswerte erforderlich, welche angeben, welche Stoffkonzentrationen in einem Körpermedium unter umweltmedizinischen Gesichtspunkten noch tolerabel sind bzw. ab welchen Konzentrationen gesundheitliche Beeinträchtigungen und toxische Wirkungen auftreten können und deshalb Maßnahmen erforderlich sind. Hierfür hat die Kommission Human-Biomonitoring das Konzept der sog. **Human-Biomonitoring-Werte (HBM-Werte)** entwickelt (HBM-Kommission 1996b).

Der **HBM-I-Wert** kennzeichnet die Konzentration eines Stoffes in einem Körpermedium, bei dessen Unterschreitung nach dem aktuellen

Stand der Bewertung durch die Kommission nicht mit einer gesundheitlichen Beeinträchtigung zu rechnen ist und sich somit kein Handlungsbedarf ergibt. Eine Überschreitung des HBM-I-Wertes sollte Anlass sein, den Befund durch weitere Messungen zu kontrollieren und bei Bestätigung dann der Ursache der damit festgestellten erhöhten Belastung nachzugehen. Die ggf. verantwortlichen Belastungsquellen sollten – soweit unter Wahrung der Verhältnismäßigkeit sinnvoll – vermindert oder beseitigt werden. Der **HBM-II-Wert** kennzeichnet die Konzentration eines Stoffes in einem Körpermedium, bei deren Überschreitung eine für den Betroffenen als relevant anzusehende gesundheitliche Beeinträchtigung möglich ist. Bei Überschreitung des HBM-II-Wertes ist eine umweltmedizinische Beratung und Betreuung der Betroffenen zu veranlassen. Soweit möglich sollen umgehend Maßnahmen zur Verminderung der Belastung ergriffen werden.

Ihrer Bedeutung nach ist der HBM-I-Wert als Prüf- oder Kontrollwert und der HBM-II-Wert als Interventions- oder Maßnahmenwert anzusehen. Der Bereich zwischen HBM-I-Wert und HBM-II-Wert ist nach Darstellung der HBM-Kommission als Prüf- oder Kontrollbereich anzusehen, in dem eine erhöhte Aufmerksamkeit angezeigt ist. Der Befund ist auch darauf zu prüfen, ob es sich um eine reproduzierbare, dauerhaft erhöhte Belastung oder um eine einmalige, kurzzeitig erhöhte Belastung handelt. Bei Konzentrationen im Prüf- oder Kontrollbereich sollten aus Vorsorgegründen geeignete Maßnahmen zur Verminderung der Belastung erwogen und ggf. eingeleitet werden. Dabei sollen die finanzielle Vertretbarkeit durch Kosten-Nutzen-Abwägung wie auch mögliche, durch die Maßnahmen bedingte andere Risiken beachtet werden. Bei Messwerten oberhalb des HBM-II-Wertes besteht Grund zur Besorgnis, da gesundheitliche Beeinträchtigungen grundsätzlich möglich sind. Betroffen sind vor allem empfindlich reagierende Personen. Je nach individueller Reaktion und Empfindlichkeit kommt es bei solchen Konzentrationen aber keineswegs in allen Fällen zu einer gesundheitlichen Beeinträchtigung. Bei Überschreitung des HBM-II-Wertes sollte den Betroffenen eine umweltmedizinische Beratung und Betreuung, ggf. auch eine längerfristige Be-

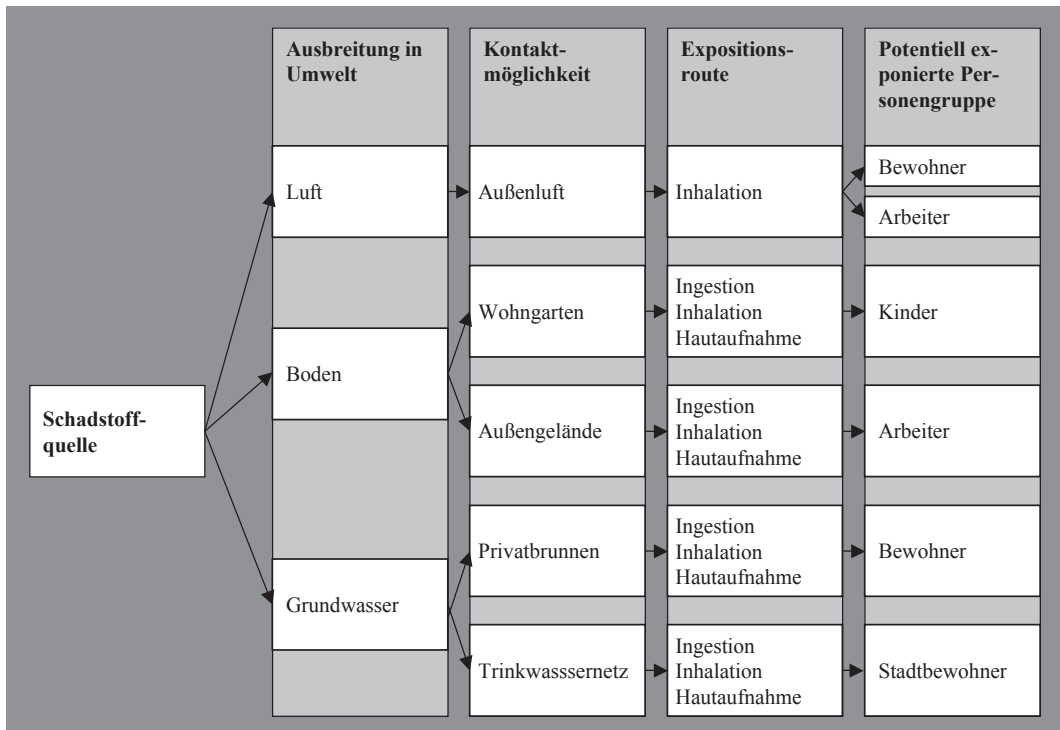


Abbildung 2.2-2: Expositionspfade im Überblick, modifiziert nach ATSDR (2002)

obachtung mit wiederholten Blut- oder Urinuntersuchungen angeboten werden. Die Belastung sollte durch Beseitigung der relevanten Expositionsquellen, soweit diese identifizierbar sind, umgehend vermindert werden.

HBM-Werte sind bisher nur für Blei, Cadmium, Pentachlorphenol und Quecksilber festgelegt worden⁵. Die Festlegung von HBM-Werten für weitere Stoffe ist problematisch, da in dem umweltmedizinisch-toxikologisch relevanten Niedrigdosisbereich vielfach keine belastbaren Studien über Konzentrations-Wirkungsbeziehungen vorliegen.

2.2.3 „Klassische“ Expositionsmodellierung

Die Schätzung der Expositionshöhe kann durch Verwendung mathematischer Modelle der Expositionsmodellierung geschehen. Für chemische Stoffe ist diese Modellierung gekennzeichnet durch die Verknüpfung der Schadstoff-

konzentration in den Umweltmedien mit den Aufnahmeraten durch den Menschen über eine bestimmte Expositionszeit. Beispielsweise lässt sich die tägliche Dosis eines Schadstoffes in der Nahrung aus dessen Konzentration in der Nahrung und der täglichen Verzehrsmenge schätzen; bei Bedarf wird auf das Körpergewicht normiert. Bei der Expositionsmodellierung werden alle Belastungsquellen und Expositionsrouen wie oral, inhalativ und dermal betrachtet und anhand von Modellannahmen zu Aufnahmeraten, Expositionszeit, Resorption usw. abgeschätzt. Die Resultate solcher Expositionsabschätzung lassen sich anschließend den Kenngrößen aus der Dosis-Wirkungsabschätzung wie z.B. Duld-bare Tägliche Aufnahmemenge (DTA) oder Acceptable daily intake (ADI) gegenüberstellen. Hieraus ergeben sich Hinweise auf das zu erwartende Gesundheitsrisiko. Ist die ermittelte Exposition höher als die duldbare Menge, so ist ein gesundheitliches Risiko nicht auszuschließen. Solche Expositionsmodellierung kann sowohl für die Expositionsabschätzung zurückliegender oder vorhandener wie auch zukünftiger Belastungssituationen eingesetzt werden.

Die einfachste Expositionsmodellierung besteht aus der Betrachtung eines einzelnen Umweltmediums und eines einzigen Expositionspfades, z.B. bei der Herleitung gesundheitsbezogener Umweltstandards für Luft oder Trinkwasser. Beispielsweise werden Schadstoffrichtwerte im Trinkwasser unter Verwendung standardisierter Aufnahmearten für den Trinkwasserverzehr hergeleitet (WHO 1996). Wenn mehrere Umweltmedien gleichzeitig in die Modellierungen eingehen, wird das Modell komplexer. Auch die Betrachtung verschiedener Altersgruppen in einem Modell erhöht die Komplexität. Insbesondere können multi-mediale Expositionsmodelle, wie sie im Bereich der Gefährdungsabschätzung bei Altlasten angewandt werden, durch die Vielzahl betrachteter Umwelt- und Kontaktmedien und die damit verbundene Vielfalt der Expositionspfade sowie Differenzierung nach einzelnen Altersgruppen eine komplexe Modellierung darstellen. Auch die Expositionsabschätzungen im Bereich luftgetragener Schadstoffe differieren in ihrer Komplexität in hohem Maße. Ein einfaches inhalatives Expositionsmodell kann sich zusammensetzen aus einer gemessenen oder geschätzten Schadstoffkonzentration in der Luft an einem Aufpunkt (Messstation) kombiniert mit der durchschnittlichen täglichen Inhalationsrate. Detaillierte Modelle nutzen das Prinzip des Mikro-Environments, welches die Konzentration in festumschriebenen Räumlichkeiten beschreibt, kombiniert mit Information zu Aufenthaltszeiten und Aktivitätsmustern (Kruize, Hanninen, Breugelmans et al. 2003).

Expositionsmodellierungen erfordern häufig die Betrachtung mehrerer Expositionspfade und Expositionsrouten⁶. Ein Expositionspfad (englisch: exposure pathway) beschreibt den Weg, den ein Schadstoff von der Quelle bis zum Menschen zurücklegt (Health Canada 1995; Ryan 1998; WHO 2000). Insbesondere hat sich im Bereich multi-medialer Expositionsmodelle die differenzierte Betrachtung und Beschreibung der Expositionspfade bewährt. Vom Expositionspfad zu unterscheiden ist die Expositionsrouten (englisch: exposure route), welche die Aufnahme einer Noxe als inhalativ, oral oder dermal charakterisiert. Folgende Aspekte charakterisieren einen Expositionspfad: Schadstoffquelle, Schadstoffausbreitung in die Umwelt, Kontaktmöglichkeit mit schadstoffbelasteten Umweltmedien, Expositionsrouten und potentiell exponierte Bevölkerungsgruppen (Abb. 2.2-2).

Die ersten Schritte in der Expositionsmodellierung befassen sich mit chemischen und physikalischen Eigenschaften der Schadstoffe und dienen dem Ziel, die zu erwartenden Konzentrationen in relevanten Kontaktmedien zu ermitteln. Bezüglich Schadstoffquelle wird differenziert zwischen Punktquellen einerseits wie Produktionsstätte oder lokal eingegrenzter Bodenverunreinigung und diffusen Quellen andererseits wie Kraftfahrzeug-Abgasen oder großflächigen Gebieten, wo Pestizide oder Kunstdünger verwendet werden. Ausgehend von der Schadstoffquelle wird unter Einbeziehung lokaler Gegebenheiten sowie chemischer und physikalischer Stoffeigenschaften durch

Tabelle 2.2-2: Mögliche Expositionsrouten und -pfade bei Schadstoffbelastung im Boden

Expositionsrouten	Expositionspfad
Oral	Gelegentliche Ingestion von Boden oder Sediment
	Gelegentliche Ingestion von Hausstaub
	Ingestion von Wasser (Trinkwasser, Grundwasser oder Oberflächengewässer)
	Verzehr von Obst und Gemüse
	Verzehr tierischer Produkte (Fleisch, Eier, Milch)
Dermal	Verzehr von Fisch
	Hautkontakt mit Wasser
	Hautkontakt mit Boden oder Sediment
Inhalativ	Hautkontakt mit Hausstaub
	Inhalation luftgetragener Partikel
	Inhalation von Bodenluft (Außenluft)
	Inhalation von Bodenluft (Innenraum)
	Inhalation leichtflüchtiger Schadstoffe aus Wasser (Innenraum)
	Inhalation leichtflüchtiger Schadstoffe aus Wasser (außen, Graben)

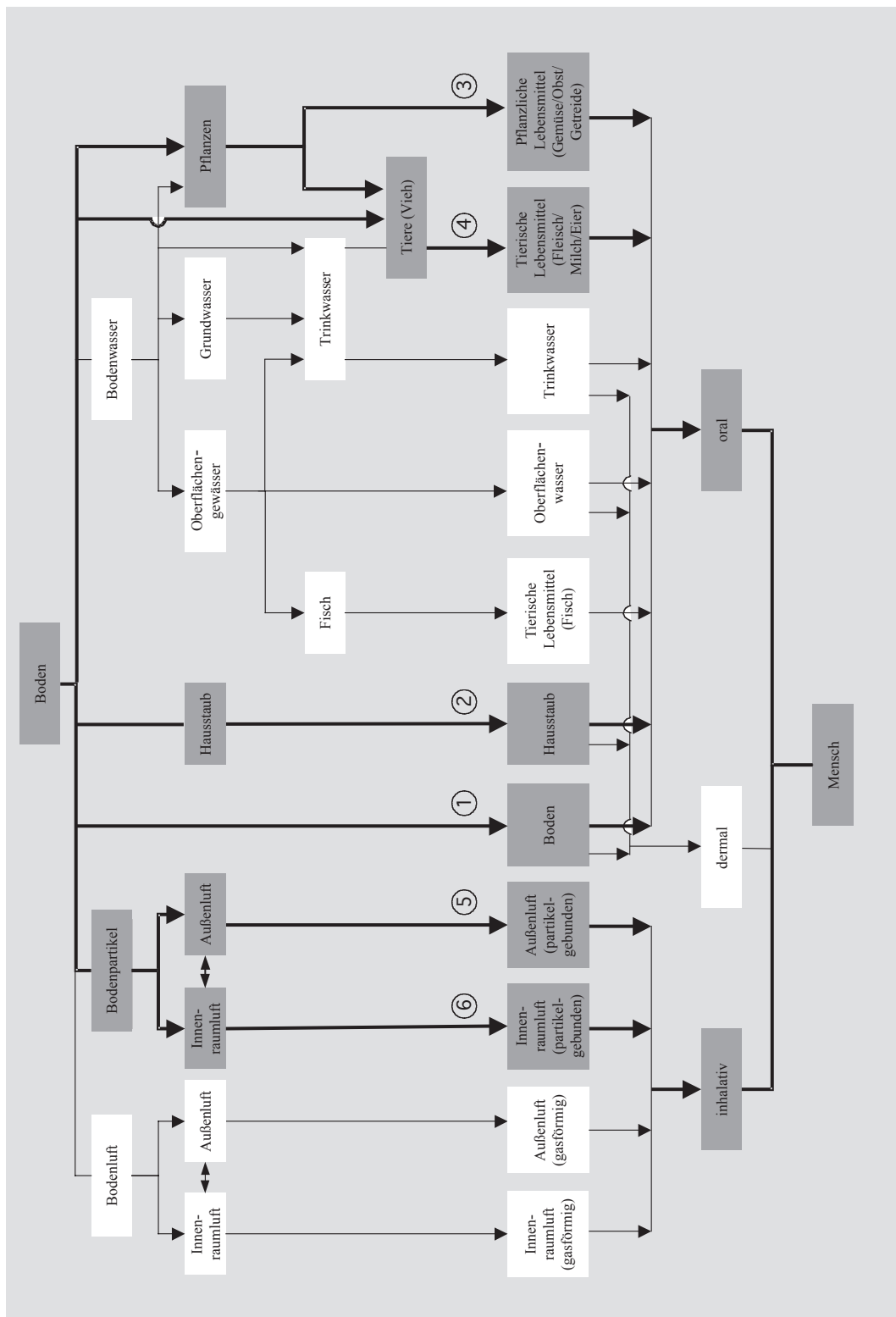


Abbildung 2.2-3: Sechs Expositionspfade bei Bodenverunreinigungen, im Detail, nach Mekel & Fehr (2000 / 2004); Erläuterungen im Text

Ausbreitungsmodellierung die Konzentration in relevanten Umwelt- und Kontaktmedien bestimmt. Diese geschätzten Konzentrationen lassen sich bei Bedarf durch ein Messprogramm validieren.

Anschließend ist zu analysieren, wie die Bevölkerung mit dem Schadstoff in Kontakt kommen kann, beispielsweise durch Aufenthalt in frisch gestrichenen Innenräumen, durch Verzehr von auf kontaminiertem Boden angebautem Gemüse, durch Schwimmen in kontaminiertem Gewässer etc. Die Kontaktmöglichkeiten sind systematisch zu prüfen und nach Expositionsrouten zu gliedern. Über die Analyse der Kontaktmöglichkeit werden Bevölkerungsgruppen identifiziert, die potentiell exponiert sind. Auf diese Art kann sich ein „Strauß“ an Expositionspfaden ergeben. Diese werden häufig zu einem Expositionsszenario zusammengefasst (WHO 2000). Ein solches Szenario enthält die Beschreibung einer typischen Exposition für eine bestimmte Bevölkerungsgruppe unter definierten Nutzungs- und Verhaltensbedingungen. Es beschreibt den Lebens- und Handlungsrahmen, innerhalb dessen eine Schadstoffexposition für die Betroffenengruppe betrachtet wird (AUH 1995; EC 2000). Im Rahmen der Expositionsmodellierung von Altlasten benutzt man Szenarien wie „Wohnen auf einer Altlast“, „Kinderspielplatz“ oder „Gartenszenario“ (Wichmann, Ihme, Mekel 1993; Stubenrauch Hempfling, Simmleit et al. 1994; BMU 1999).

In die Tabelle 2.2-2 sind Expositionspfade aufgenommen, die, geordnet nach Expositionsrouten, einen Eindruck davon geben, welche Pfade typischerweise bei der Beurteilung einer Schadstoffbelastung im Boden herangezogen werden. Einige dieser Pfade sind ebenfalls in der Abbildung 2.2-3 graphisch dargestellt.

Nicht alle Expositionspfade sind für jede Belastungssituation relevant. Hier spielen der betrachtete Schadstoff und die lokale Situation wie z.B. Bodennutzung (Gemüseanbau für Eigenverzehr; Hausbrunnen) eine entscheidende Rolle. Neben der lokalen Umweltbelastung ist auch die Hintergrundbelastung einzubeziehen. Zur Illustration sind in Abb. 2.2-3 sechs relevante Expositionspfade einer Modellierung dargestellt für eine Bevölkerung, die auf einer chlorhaltigen Altlast wohnt. Diese Expositionspfade wur-

den anschließend in zwei Expositionsszenarien zusammengefasst. Das Szenario „Wohnen auf einer Altlast“ umfasst die Pfade Nr. 1, 2, 5 und 6, das Szenario „Selbstversorgung mit selbstangebauten Vegetabilien und mit Tierprodukten aus eigener Zucht“ die Pfade 1 bis 6.

Nach Spezifikation der Expositionspfade und Expositionsrouten wird die Exposition durch folgende Grundformel abgeschätzt:

$$ADD = \frac{IR \times C \times D \times EF}{BW \times AT} \quad (\text{Gl. 1})$$

mit

ADD = durchschnittliche tägliche Dosisrate (average daily dose)

IR = Aufnahme rate (intake rate)

C = Konzentration im Umwelt- bzw. Kontaktmedium

D = Expositionsdauer (duration)

EF = Expositionsfrequenz

BW = Körpergewicht (body weight)

AT = Betrachtungszeitraum (averaging time).

Untersuchen wir beispielsweise die Aufnahme eines Schadstoffes über den Verzehr von Äpfeln, so errechnet sich die über eine Woche durchschnittlich zugeführte tägliche orale Dosis für Erwachsene aus der wöchentlichen Häufigkeit (z.B. 3mal pro Woche) des Verzehrs eines Apfels (ca. 100 Gramm), der durchschnittlichen Konzentration des Schadstoffes im Apfel (z.B. 40 mg/kg) und dem Körpergewicht (70 kg) als

$$ADD = \frac{0,100 \text{ kg/Tag} \times 40 \text{ mg/kg} \times 1 \text{ Woche} \times 3 \text{ Tage/Woche}}{70 \text{ kg} \times 7 \text{ Tage}} = 0,024 \text{ mg/(kg} \times \text{Tag)}.$$

Die allgemeine Formel lässt sich vereinfachen zu:

$$ADD = \frac{IR \times C}{BW} \quad (\text{Gl. 2}).$$

Hier sind Angaben zu Zeit und Häufigkeit bereits in die Variable IR eingeflossen. Statt der Portionsgröße (1 Apfel) und Häufigkeit (3mal/Woche) beschreibt die Verzehr rate IR jetzt den über die Woche gemittelten täglichen Verzehr zu $(3 \times 100/7) = 43 \text{ Gramm/Tag}$. Die ADD errechnet sich anschließend zu:

$$\frac{0,043 \text{ kg/Tag} \times 40 \text{ mg/kg}}{70 \text{ kg}} = 0,024 \text{ mg/(kg} \times \text{Tag)}.$$

Ausgehend von dieser Vereinfachung lassen sich Formeln für einzelne Expositionspfade aufstellen wie z.B. zum Verzehr von Tierprodukten aus eigener Zucht (Gleichung 3):

$$ADD_{fmd} = \sum_{j=1} \frac{(IR_{fmd})_j \times (C_{fmd})_j}{BW} \quad (\text{Gl. 3})$$

mit

fmd	Subskript für Tierprodukte aus eigener Zucht (fmd= food - meat, dairy) [-]
j	Subskript für Tierprodukt z.B. Hühnerfleisch, Entenfleisch, Kaninchenfleisch, Eier [-]
ADD _{fmd}	durchschnittliche tägliche Dosis durch den Verzehr von Tierprodukten aus eigener Zucht [ng/(kg*d)]
IR _{fmd,j}	täglicher Verzehr vom Tierprodukt j aus eigener Zucht [kg/d]
C _{fmd,j}	Konzentration im Tierprodukt j [ng/kg].

Für eine integrierte Betrachtung der Gesamtexposition ist zu beachten, dass zugeführte Schadstoffe vom Körper je nach Expositionsrouten in unterschiedlichem Maße resorbiert werden. So wird z.B. Cadmium über die Lunge zu 30-60% und über den Magen-Darm-Trakt mit ca. 5% deutlich weniger resorbiert (Ewers & Wilhelm 1995). Zur Abschätzung der Gesamtexposition wird zunächst die Teilexposition durch Addition pfadspezifischer Beiträge pro Expositionsrouten bestimmt. Durch Multiplikation dieser Teilexposition mit dem jeweiligen Resorptionskoeffizienten wird die innere Exposition pro Expositionsrouten bestimmt. Die Gesamtexposition ergibt sich dann als Summe der Teilexpositionen. Wenn keine Information zum Resorptionsverhalten eines Schadstoffes vorliegt, wird vorsichtshalber von vollständiger Resorption ausgegangen. Eine solche Vorgehensweise der integrierten Betrachtung der Gesamtexposition ist allerdings nur dann sinnvoll, wenn der Schadstoff im menschlichen Körper eine systemische Wirkung hat, d.h. wenn der Schadstoff und seine Metaboliten im menschlichen Körper ihre Wirkung unabhängig von der Expositionsrouten hervorrufen. Weist der Schadstoff hingegen an der Expositionsrouten eine lokale (z.B. lungen-

toxische) Wirkung auf, so ist eine Gesamtexpositionsbetrachtung nicht angemessen; in diesem Falle sollte die Bewertung separat pro Expositionsrouten erfolgen. Da die Aufnahmeraten der verschiedenen Kontaktmedien und das Körpergewicht altersabhängig sind, ist die Exposition für einzelne Altersgruppen getrennt zu berechnen. Üblicherweise findet zumindest eine separate Betrachtung von Kindern und Erwachsenen statt. Manche Expositionsmodelle gliedern die Gruppe der Kinder weiter auf in fünf bis sieben Altersgruppen.

In Deutschland wurden Anfang der 1990er Jahre in Anlehnung an amerikanische Modelle erste umfangreiche Expositionsmodelle entwickelt. Diese wurden speziell für die Abschätzung gesundheitlicher Risiken bei kontaminierten Altlaststandorten aufgestellt (Wichmann, Ihme, Mekel 1993) und von anderen Arbeitsgruppen aufgegriffen und modifiziert (Stubenrauch, Hempfling, Simmleit et al. 1994). In dem allgemeinen Expositionsmodell definieren Wichmann et al. (1993) sieben Altersgruppen, für die eine lebenslang durchschnittliche Exposition abgeschätzt wird. Das Modell wurde in mehreren Altlastverdachtsfällen – insbesondere für die Beurteilung von Benzo(a)pyren (BaP) und Schwermetallen im Boden – angewendet. Ein ähnlicher Ansatz wird in dem Modell „Umwelt – Mensch – Schadstoff“ (UMS) verfolgt, wobei fünf Altersgruppen und ebenfalls verschiedene Nutzungs- und Expositionsszenarien betrachtet werden (Stubenrauch, Hempfling, Simmleit et al. 1994)⁷. Die beiden Modelle weisen neben zahlreichen Übereinstimmungen hinsichtlich der verwendeten Expositionsparameter auch größere Unterschiede auf, welche im wesentlichen auf unterschiedlichen Altersgruppen und Expositionsszenarien beruhen.

Im Hinblick auf die Verwendung unterschiedlicher personenbezogener Parameter in Expositionsabschätzungen wurde vom damaligen Ausschuss für Umwelthygiene der Arbeitsgemeinschaft Leitender Medizinalbeamter der Länder mit der Herausgabe der „Standards zur Expositionsabschätzung“ versucht, eine Harmonisierung zu erreichen (AUH 1995). Diese Standards wurden national abgestimmt und mit Beschluss der Gesundheitsministerkonferenz als Grundlage für Expositionsabschätzungen im

Tabelle 2.2-3: Ausgewählte Expositionsvariablen für Kinder (1-< 4 Jahre) in verschiedenen Modellansätzen

Variable	Wichmann, Ihme, Mekel 1993	UBA 1999	AUH 1995
Körpergewicht (kg)	13,2	10	7,6-8,2
Bodenaufnahme (mg/d)	480	50-500	100-500
Verzehr von Obst und Gemüse (g/d)	34	65	-

öffentlichen Gesundheitsdienst eingeführt. Diese Empfehlungen fanden jedoch keinen Eingang z.B. in das UMS-Modell (UBA 1999). Gegenwärtig wird im Rahmen eines vom UBA geförderten Forschungs- und Entwicklungsvorhabens dieser Datenfundus aktualisiert und ergänzt. Die Evaluation soll auch die Voraussetzungen für probabilistische Expositionsmodellierung (s.u.) verbessern. – Für einige Expositionsvariablen sind in Tabelle 2.2-3 die unterschiedlichen Vorschläge aufgeführt.

Für die realitätsnahe Modellierung der Exposition ist sowohl die Wahl geeigneter Expositionsszenarien als auch die Verfügbarkeit valider Daten zur Charakterisierung der Schadstoffkonzentrationen in expositionsrelevanten Umweltmedien, Nahrungsmitteln und anderen Produkten von entscheidender Bedeutung. Die Expositionsmodellierung kann nur so gut sein wie ihre Eingangsdaten sind. An die Qualität der Daten zur Charakterisierung der Schadstoffkonzentrationen in expositionsrelevanten Medien und Materialien, die durch Konzentrationsmessungen oder durch Ausbreitungsmodellierung ermittelt werden können, müssen daher hohe Anforderungen gestellt werden.

2.2.4 Probabilistische Expositionsmodellierung

Zur Quantifizierung der Modellvariablen werden bei herkömmlichen Expositionsmodellen einzelne Werte eingesetzt, die sich an sogenannten „ungünstigen“ Bedingungen orientieren. Durch solche Wahl der Eingangswerte liegen die geschätzten Expositionen im oberen Streubereich. Mit einer solchen „Worst case“-Schätzung will man sicherstellen, dass die potentielle

Exposition nicht unterschätzt wird. Des weiteren wird in solcher „Worst case“-Schätzung versucht, die Variabilität und die Ungewissheit zu berücksichtigen, die mit den verwendeten Eingangsgrößen verbunden sind. Die Variabilität betrifft die tatsächliche Streuung der betrachteten Phänomene wie z.B. saisonal und regional schwankendes Verzehrverhalten. Ungewissheit hingegen bezieht sich darauf, wie sicher man sein kann, dass der Wert einer Variablen wie z.B. Verzehrsmenge richtig erfasst wurde. In der Expositions- und Risikoabschätzung besteht niemals vollständige Kenntnis über alle beteiligten Größen und ihre Zusammenhänge, so dass für die Untersucher stets Ungewissheit im Spiel ist. Die mehrfache Verknüpfung ungünstiger Annahmen in einer „Worst case“-Schätzung kann zu sehr unrealistischen Schätzungen der Exposition führen. So liefert z.B. eine Multiplikation von drei Modellparametern, die jeweils als 95. Perzentilwert eingehen, ein Resultat, das nur in etwa einem von 8.000 Fällen überschritten wird, bei Multiplikation von fünf Parametern ist es bereits nur ein Fall von 3.2 Millionen. Dieses Problem kann durch die Verwendung probabilistischer Verfahren in der Expositionsabschätzung vermieden oder zumindest transparent gemacht werden.

In probabilistischen Expositionsabschätzungen werden im Gegensatz zur Punktschätzung nicht einzelne Werte, sondern die statistischen Verteilungen für die Eingangsvariablen eingesetzt. Nach Vorgabe der statistischen Kenngrößen der Verteilungen werden in probabilistischen Verfahren Simulationswerte zufällig ausgewählt und entsprechend den Algorithmen des Expositionsmodells verknüpft. Nach vielfacher Wiederholung dieses Vorgangs – häufig mehrere tausend Mal – ist das Ergebnis wiederum eine Verteilung, welche dann in üblicher Weise durch statistische Kenngrößen wie Mit-

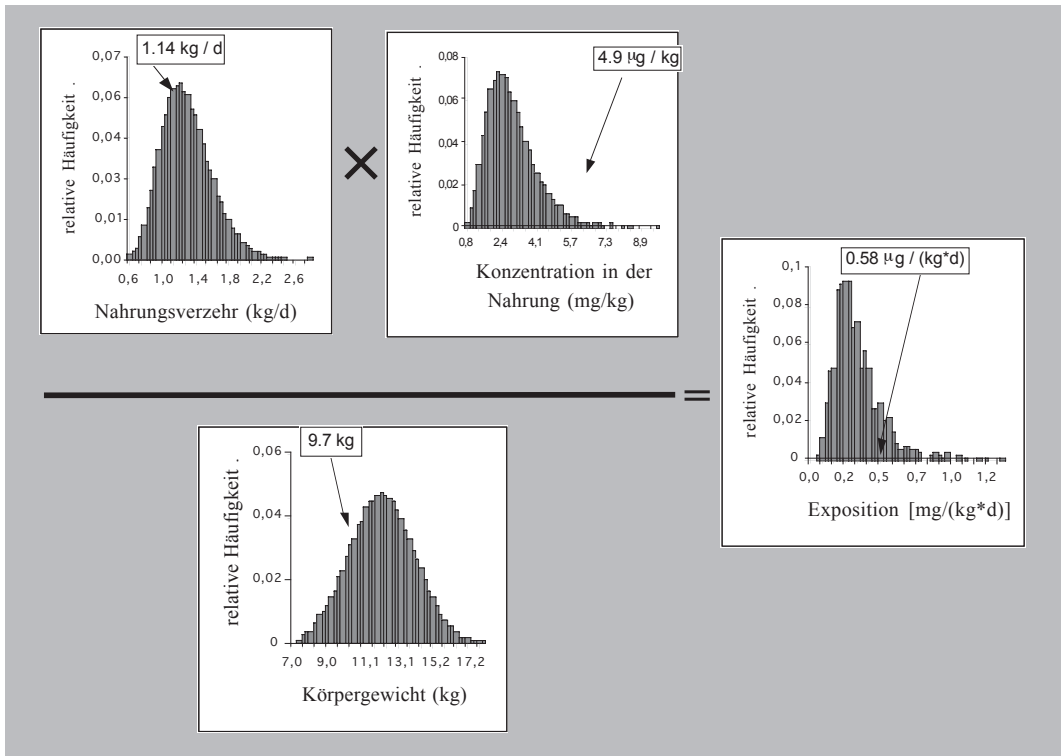


Abbildung 2.2-4: Probabilistische Modellierung am Beispiel der Nahrungsexposition von Kindern, nach Mekel, Nolte, Fehr (1997 / 2004b)

telwert, Standardabweichung und Perzentilwerte beschreibbar ist. In Abb. 2.2-4 ist die Vorgehensweise am Beispiel der Exposition über den Nahrungspfad dargestellt.

Bei probabilistischen Verfahren gehen die Verteilungen der Eingangsvariablen in die Schätzung ein: Jede Ausprägung einer Variablen wird entsprechend ihrer Wahrscheinlichkeit mit den Ausprägungen der anderen Modellvariablen kombiniert. Man erhält hierdurch eine realistischere Nachbildung der auftretenden Exposition in einer Population. Probabilistische Verfahren ermöglichen es somit, sich nicht auf einzelne mehr oder weniger willkürlich ausgewählte Perzentilwerte wie bei Punktschätzungen zu beschränken; sie verwenden alle verfügbaren Informationen für die Schätzung. Zugleich liefern probabilistische Verfahren mehr Information als die Punktschätzungen. Das Ergebnis einer Punktschätzung besteht lediglich in einem einzelnen Wert ohne Angaben von Streuungs- oder Vertrauensbereichen; eine Quantifizierung der Streuung findet nicht statt. Für die Punktschätzung des ungünstigen Falles besteht Grund

zur Annahme, dass eine solche oder eine noch extremere Exposition sehr selten auftreten wird. Eine Quantifizierung der Wahrscheinlichkeit des Auftretens dieses ungünstigen Falles erfolgt jedoch nicht.

Das konventionelle Konzept der Punktschätzungen in der Expositionsabschätzung ist rechnerisch einfach durchzuführen und zu überprüfen. Probabilistische Expositionsabschätzungen sind demgegenüber komplizierter und deshalb ressourcenintensiver. Sie erfordern detaillierte Kenntnisse der den Eingangsparametern zugrundeliegenden (Verteilungs-)Annahmen, die bisher nur vereinzelt verfügbar sind. Erforderlich sind ferner geeignete Software zur Durchführung der Berechnungen sowie Kenntnisse im Umgang mit diesen Programmen (Nolte, Mekel, Fehr 1998). – Probabilistische Expositionsabschätzungen stoßen aufgrund der z.T. noch unvertrauten Methoden auf Akzeptanzschwierigkeiten. Im Vergleich zu herkömmlichen Ansätzen liefern die probabilistischen Verfahren umfangreichere Ergebnisinformationen, deren Vermittlung im Sinne geeigneter Risiko-

kommunikation eine spezielle Aufmerksamkeit verdient. Mit zunehmender Anwendung und Erprobung dieser Methoden in der Risikokommunikation lässt sich eine positive Lernkurve erwarten.

Expositionsmodellierungen stehen zuweilen unter dem Verdacht, anfällig für Manipulation zu sein, weil geschicktes Drehen an „Stellschrauben“ des Modells zu den jeweils erwünschten Ergebnissen führen könnte. Diese Befürchtung ist ernst zu nehmen; das Problem lässt sich jedoch durch Anforderungen an die Berichtspraxis lösen: durch konsequente Offenlegung der verwendeten Annahmen und der durchgeführten Rechenschritte kann man entsprechende Transparenz durchaus herstellen. Damit wird gewährleistet, dass die Modellierungen nachvollziehbar und überprüfbar sind.

Klassische und probabilistische Expositionsmodellierungen unterstützen und ergänzen andere Methoden der Expositionsabschätzung. Insbesondere in Bezug auf die derzeitige Praxis der Modellierung ist ein gestuftes Vorgehen empfehlenswert. Im ersten Schritt sollte die Exposition mit mittleren oder ungünstigen Punktwerten für jede Einflussvariable geschätzt werden. Diese Methode ist einfach, allgemein zugänglich und akzeptiert. Sie ermöglicht eine obere Abschätzung der Exposition und kann damit Grenzwertüberschreitungen oder Handlungsbedarf ausschließen. Insbesondere bei komplexen Modellen mit der Verknüpfung vieler ungünstiger Faktoren wird diese Punktschätzung aber zu keinem direkt interpretierbaren Ergebnis führen. Hier liefert die einfache Abschätzung dem Risikomanager zu wenige Informationen für seine Entscheidung. Sofern also die Verknüpfung von Annahmen über ungünstige Umstände auf mögliche Risiken (insgesamt oder in Teilpopulationen) hinweist, sollten in diesem Fall als zweiter Schritt weitere detaillierte Untersuchungen durchgeführt werden. Diese können von detaillierteren Modellierungen – ggf. mit Methoden der Probabilistik – bis hin zu Human-Biomonitoring-Untersuchungen reichen, wie sie im Unterkapitel 2.2.2 dargestellt werden.

2.2.5 Ausblick

Die Exposition stellt konzeptionell und real die Verbindung zwischen Vorkommen einer Noxe in der Umwelt und potentiellen Gesundheitseffekten dar und ist daher für das Fachgebiet „Gesundheit und Umwelt“ die zentrale und kritische Schnittstelle. Expositionsabschätzungen werden durchgängig in verschiedenen Teilgebieten des umweltbezogenen Gesundheitsschutzes benötigt, z.B. im Rahmen umweltepidemiologischer Studien, für die Abschätzung gesundheitlicher Risiken infolge vorhandener oder zu erwartender Umweltbelastungen, für Trendanalysen oder für einzelfall- und gruppenbezogene umweltmedizinische Bewertungen. Je nach beabsichtigter Verwendung stehen unterschiedliche methodische Ansätze für die Expositionsabschätzung zur Verfügung.

Risikoabschätzungen zur Ableitung gesundheitsbezogener Umweltstandards (vgl. Kap. 2.3) oder im Rahmen von Verträglichkeitsprüfungen künftiger Nutzungen (vgl. Kap. 2.9) bedienen sich zumeist der klassischen Expositionsmodellierung. Es ist zu erwarten, dass die klassische Expositionsmodellierung in Zukunft zunehmend durch Elemente der probabilistischen Expositionsabschätzung ergänzt und methodisch weiter entwickelt werden wird. Expositionsmodellierung ist immer dann unverzichtbar, wenn es sich um eine szenarische Abschätzung stoffbedingter Risiken handelt, z.B. bei der chemikalienrechtlichen Stoffbewertung (vgl. Vign. 2.1.A) oder bei der Umweltverträglichkeitsprüfung (vgl. Kap. 2.9). Bei der gesundheitlichen Bewertung vorhandener Belastungen kommt als wichtiger Ansatz das HBM in Betracht, über das sich die individuelle interne Schadstoffbelastung oft besser und genauer beurteilen lässt als durch Expositionsmodellierung. Das HBM ist daher bei der Bewertung individueller Belastungen von großer umweltmedizinischer Relevanz und sollte überall dort durchgeführt werden, wo aufgrund von Umgebungsuntersuchungen erhöhte Schadstoffbelastungen von Personen und Bevölkerungsgruppen zu erwarten sind. Bei HBM-Untersuchungen kann allerdings nicht zwischen den verschiedenen Expositionspfaden differenziert werden; zur Klärung der Relevanz der einzelnen Expositionspfade sind daher ergän-

zende Informationen über die Umweltmedien und die Lebensgewohnheiten der untersuchten Personen einzubeziehen. Expositionsmodellierung und HBM sind insofern als komplementäre Methoden zu betrachten (HBM-Kommission 1996a). Umweltmedizinische und -epidemiologische Untersuchungen (vgl. Kap. 2.4, Kap. 2.7) sollten sich je nach Ausgangssituation und Fragestellung daher beider Zugangswege zur Expositionsabschätzung bedienen und für beide Zugangswege Kriterien zur gesundheitlichen Bewertung von Expositionen ableiten.

Literatur

- ATSDR / Agency for Toxic Substances and Disease Registry (2002): Public health assessment guidance manual - Update. Draft for public comment. US Department of Health and Human Services, Public Health Service, ATSDR, Atlanta, GA, USA. <http://www.atsdr.cdc.gov/HAC/PHAManual/cover.html>, zuletzt aktualisiert am 01.05.2002, Zugriff: 12.08.2004.
- AUH / Ausschuss für Umwelthygiene (1995): Standards zur Expositionsabschätzung. Behörde für Arbeit, Gesundheit und Soziales, Hamburg.
- Becker, K., Krause, C., Nöllke, P., Schulz, C., Schenker, D. (1993): Blei, Cadmium, Quecksilber, Arsen, Nitrit, und Nitrat in Nahrungsduplikaten. In: Anke, M. (Ed.): Mengen- und Spurenelemente, 13. Arbeitstagung 1993, Friedrich-Schiller-Universität Jena. Verlag MTV Hammerschmidt, Gersdorf, pp. 125-133.
- BMU / Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1999): Bekanntmachung über Methoden und Maßstäbe für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmewerte nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 18.06.1999. Bundesanzeiger vol. 51, no. 161a, 1-43.
- Byrd, D.M., Cothorn, C.R. (2000): Introduction to risk analysis: A systematic approach to science-based decision making. Government Institutes, Rockville, MD, USA.
- Cameron, M.E., van Staveren, W.A. (1988): Manual on methodology for food consumption studies. Oxford University Press, Oxford, UK.
- EC / European Commission (2000): First report on the harmonisation of risk assessment procedures. Scientific Steering Committee's Working Group on Harmonisation of Risk Assessment Procedures. DG SANCO, EC-Health & Consumer Protection Directorate General, Brüssel, Internet publication 20.12.2000. http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/ssc/out83_en.pdf, Zugriff 18.12.2003.
- Ewers, U., Wilhelm, M. (1995): Metalle / Cadmium. In: Wichmann, H. E., Schlipkötter, H. W., Fülgraff, G. (Hrsg.): Handbuch der Umweltmedizin. 6. Erg.-Lieferung 5/95. Ecomed-Verlag, Landsberg, Kap. VI-3.
- Ewers, U., Wilhelm, M. (2001): Diagnostik der inneren Exposition (Human-Biomonitoring). In: Wichmann, H.E., Schlipkötter, H.-W., Fülgraff, G. (Hrsg.): Handbuch der Umweltmedizin. 22. Erg.-Lieferung 7/01. Ecomed-Verlag, Landsberg, Kap. III-2.1.
- HBM-Kommission / Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes (1996a): Human-Biomonitoring: Definitionen, Möglichkeiten und Voraussetzungen. Bundesgesundheitsbl. vol. 39, no. 6, 213-214.
- HBM-Kommission / Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes (1996b): Konzept der Referenz- und Human-Biomonitoring-Werte (HBM) in der Umweltmedizin. Bundesgesundheitsbl. vol. 39, no. 6, 221-224.
- Health Canada (1995): Minister of National Health and Welfare: Investigating human exposure to contaminants in the environment. A community handbook. Minister of Supply and Services Canada, Ontario, CDN.
- Heudorf, U., Ewers, U. (2003): Humanbiomonitoring-Untersuchungen bei Innenraumbelastungen. In: Moriske, H.-J., Turowski, E. (Hrsg.): Handbuch für Bioklima und Lüfthygiene. 10. Erg.-Lieferung 12/03. Ecomed-Verlag, Landsberg, Kap. III-5.2.
- Kalberlah, F., Hassauer, M., Schneider, K., Konietzka, R. (1999): Methodische Beschreibung des F+E-Vorhabens Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten. In: Eikmann, T., Heinrich, U., Heinzow, B., Konietzka, R. (2003): Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen. Toxikologische Basisdaten und ihre Bewertung. 2. Erg.-Lieferung, 1999. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Kruize, H., Hanninen, O., Breugelmans, O., Lebre, E., Jantunen, M. (2003): Description and demonstration of the EXPOLIS simulation model: two examples of modeling population exposure to particulate matter. J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol. vol. 13, no. 2, 87-99.
- Nolte E., Mekel, O.C.L., Fehr, R. (1998): Software-Werkzeuge für den praktischen Einsatz quantitativer Risikoabschätzung (QRA) im umweltbezogenen Gesundheitsschutz. Umweltmed. Forsch. Prax. vol. 3, no. 6, 351-8.
- Mekel, O., Nolte, E., Fehr, R. (1997 / 2004a): Quantitative Risikoabschätzung (QRA): Möglichkeiten und Grenzen ihres Einsatzes im umweltbezogenen Gesundheitsschutz in Nordrhein-Westfalen. Bericht 1: Sachstand und Entwicklungsperspektiven. Reihe Materialien Umwelt und

- Gesundheit, Nr. 51. Landesinstitut für den Öffentlichen Gesundheitsdienst Nordrhein-Westfalen, Bielefeld.
- Mekel, O., Nolte, E., Fehr, R. (1997 / 2004b): Quantitative Risikoabschätzung (QRA): Möglichkeiten und Grenzen ihres Einsatzes im umweltbezogenen Gesundheitsschutz in Nordrhein-Westfalen. Bericht 3: Anwendung probabilistischer Verfahren in quantitativer Risikoabschätzung. Reihe Materialien Umwelt und Gesundheit, Nr. 53. Landesinstitut für den Öffentlichen Gesundheitsdienst Nordrhein-Westfalen, Bielefeld.
- Mekel, O., Fehr, R. (2000 / 2004): Quantitative Risikoabschätzung (QRA): Möglichkeiten und Grenzen ihres Einsatzes für umweltbezogenen Gesundheitsschutz in Nordrhein-Westfalen. Bericht 5: Expositionsmodellierung vs. Human-Biomonitoring am Beispiel von Dioxinen und Furanen. Reihe Materialien Umwelt und Gesundheit, Nr. 55. Landesinstitut für den Öffentlichen Gesundheitsdienst Nordrhein-Westfalen, Bielefeld.
- Pauluhn, J. (2004): Toxikokinetik-Test. In: Reichl, F.X., Schwenk, M. (Hrsg.) (2004): Regulatorische Toxikologie. Gesundheitsschutz, Umweltschutz, Verbraucherschutz. Springer, Berlin, pp. 112-123.
- Paustenbach, D.J. (2000): The practice of exposure assessment.: A state of the art review. J. Toxicol. Environ. Health. B Crit. Rev. vol. 3, no.3, 179-291.
- Ryan, P.B. (1991) An overview of human exposure modeling. J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol. vol. 1, no. 4, 453-74.
- Ryan, P.B. (1998): Historical perspective on the role of exposure assessment in human risk assessment. In: Newman, M.C., Strojan, C.L. (Hrsg.): Risk assessment: logic and measurement. Ann Arbor Press, Chelsea, MI, USA, pp. 23-43.
- Stubenrauch, S., Hempfling, R., Simmleit, N., Mathews, T., Doetsch, P. (1994): Abschätzung der Schadstoffexposition in Abhängigkeit von Expositionsszenarien und Nutzergruppen. Teil 1: Grundlagen und Vorschläge zur Ableitung von Aufnahmeraten am Beispiel von Trinkwasser. UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. vol. 6, no.1, 41-49.
- UBA / Umweltbundesamt (1999): Software UMS, Version 2.10. UMS - Exposition der Schutzgüter Umwelt und Mensch mit Schadstoffen. Umweltbundesamt, Berlin.
- UBA / Umweltbundesamt (2003): <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/monitor/>, zuletzt aktualisiert am 14.06.04, Zugriff: 12.08.2004.
- US-EPA / US Environmental Protection Agency (1997): Exposure factors handbook. Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment. EPA/600/P-95/002Fa, August 1997, Washington, DC, USA.
- WHO / World Health Organisation (1996): Guidelines for drinking-water quality. Vol. 2, Health criteria and other supporting information, 2nd ed., World Health Organisation, Geneva, CH.
- WHO / World Health Organisation (2000): Human exposure assessment. Environmental Health Criteria 214, World Health Organisation, IPCS, Geneva, CH.
- Wichmann, H.E., Ihme, W., Mekel, O.C.L. (1993): Quantitative Expositions- und Risikoabschätzung für drei kanzerogene Schadstoffe in Altlasten. gsf-Bericht 3/93, Forschungszentrum Umwelt und Gesundheit (gsf), Neuherberg.
- Zartarian, V.G., Ott, W.R., Duan, N. (1997): A quantitative definition of exposure and related concepts. J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol. vol. 7, nr. 4, 411-437.

Endnoten

- ¹ Die Terminologie ist in der deutschsprachigen und internationalen Literatur nicht durchgehend einheitlich. Die „innere Exposition“ in der hier vorgeschlagenen Definition gibt die in den Körper aufgenommene (resorbierte) Menge einer Substanz an; in der Toxikologie ist hierfür auch der Begriff „Aufnahme“ üblich. Der Begriff der „inneren Belastung“ bezieht sich demgegenüber auf die im Körper vorhandene Menge der Substanz. Sie resultiert aus der Summe vergangener innerer Expositionen, unterliegt durch toxikokinetische Vorgänge aber einem kontinuierlichen Abbau (vgl. Kap. 2.3). Die innere Belastung kann als reine Mengenangabe verstanden werden; alternativ eignen sich zu ihrer Kennzeichnung aber auch Konzentrationsangaben in leicht zugänglichen Körperkompartimenten wie z.B. Blut. Dies entspricht dann dem Human-Biomonitoring (vgl. Abschn. 2.2.4); in der deutschsprachigen Literatur wird hierfür auch oft der Begriff der „internen Belastung“ verwendet.
- ² Die Mitteilungen dieser Kommission werden in der Zeitschrift Bundesgesundheitsblatt – Gesundheitsforschung – Gesundheitsschutz publiziert und sind im Internet unter www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/monitor/pub.htm (Zugriff: 11.8.2004) online verfügbar.
- ³ Informationen hierzu sind im Internet verfügbar unter http://www.rki.de/gesund/umwelt/umwelt.htm?gesund/umwelt/met_2.htm&1, Zugriff: 11.8.2004. Die Stellungnahmen dieser Kommission werden ebenfalls in der Zeitschrift Bundesgesundheitsblatt – Gesundheitsforschung – Gesundheitsschutz veröffentlicht und sind im Internet online verfügbar unter <http://www.apug.de/risiken/methodenkommission/>, Zugriff: 11.8.2004.

- ⁴ Eine Übersicht über die von der Kommission Human-Bio-monitoring erarbeiteten Referenzwerte findet sich im Internet unter <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/monitor/referenz.htm>, Zugriff: 11.8.2004.
- ⁵ Die wissenschaftlichen Grundlagen dieser Werte werden in Stoffmonographien dargestellt, die in der Zeitschrift Bundesgesundheitsblatt – Gesundheitsforschung – Gesundheitsschutz (früher: Bundesgesundheitsblatt) und im Internet veröffentlicht werden.
- ⁶ Auch bezüglich dieser Begriffe ist die Terminologie nicht durchgehend einheitlich. In der deutschsprachigen Literatur findet sich häufig der Begriff „Eintragspfad“, der aber teils im Sinne von „Expositionspfad“, teils im Sinne von „Expositionsroute“ entsprechend der hier vorgeschlagenen Definitionen verwendet wird. Die hier vorgeschlagenen Definitionen orientieren sich an Wichmann, Ihme, Mekel (1993) und Pauluhn (2004).
- ⁷ Das UMS-Modell wurde in Software umgesetzt und ist frei erhältlich (UBA 1999). Chemicals Bureau, EUR 20418 EN/1, Ispra, I, <http://ecb.jrc.it/tgdoc>, Zugriff: 27.6.2004.

2.3 Effektbewertung, Dosis-Wirkungs-Abschätzung

Ursula Gundert-Remy, Michael Schwenk

Eine schon durch Paracelsus von Hohenheim (1493 bis 1541) formulierte Grundregel der Toxikologie lautet „Dosis sola facit venenum“ – „Allein die Dosis macht das Gift“. Bei sehr niedriger Dosis eines dem Körper zugeführten Stoffes ist eine schädliche Wirkung unwahrscheinlich oder ganz auszuschließen; mit steigender Dosis nimmt die Wahrscheinlichkeit einer Wirkung zu. Die Kenntnis der Dosis-Abhängigkeit der Wirkung einer Substanz ist von fundamentaler Bedeutung sowohl für die Ermittlung therapeutischer Arzneimittel-Dosen als auch für die Ableitung tolerabler Dosen von Schadstoffen im Rahmen einer Risikoabschätzung.

2.3.1 Toxikodynamik

Toxikodynamik beschreibt die Veränderung im Organismus bei Einwirkung eines Schadstoffes. Die Bewertung von Chemikalien im Rahmen regulatorischer Regelwerke basiert auf der systematisierten toxikologischen Untersuchung an Warmblütern, in der Regel Nagetieren, in einem durch Konsens verabredeten und gesetzlich geregelten Umfang. Die Anforderungen an Studien sind der Art und Durchführung nach durch internationale Hinweise¹ wie OECD- und EU-Guidelines beschrieben. Je nach Regelungs-bereich und ggf. Produktionsvolumen sind folgende toxikologische Studien durchzuführen: akute Toxizität, Sensibilisierung, Reizung der Haut, Genotoxizität, subchronische Toxizität (28-Tagesstudie), chronische Toxizität (90-Tagesstudie), Reproduktionstoxizität (Wirkung auf Fruchtbarkeit und Fortpflanzung sowie missbildungsauslösende Wirkung), Kanzerogenität, spezielle Studien bzgl. Neurotoxizität sowie Entwicklungsstudien (Gefahrstoffverordnung – Chemikalienverbotsverordnung 1996).

Bis auf die Studien zur Genotoxizität, die überwiegend In-Vitro-Untersuchungen darstellen, werden die aufgeführten Studien als Tierversuche (In-Vivo-Studien) durchgeführt. Die Endpunkte solcher Studien betreffen einerseits biochemische Parameter wie Transaminasen, Bilirubin, Harnstoff und Urinanalyse sowie hämatologische Parameter z.B. rotes Blutbild, andererseits morphologische Parameter, eingeschlossen Organgewichte und feingewebliche Untersuchungen. Bei Studien zur akuten Toxizität wird die Anzahl gestorbener und moribunder Tiere als definierter Endpunkt beobachtet. Bei Studien zur Feststellung der ätzenden und reizenden sowie hautsensibilisierenden Wirkung steht eine visuelle Bewertung der Wirkung auf die Haut im Vordergrund. Für Pestizide mit bestimmten Eigenschaften werden z.T. Studien zur Feststellung von Effekten auf das Nervensystem (Neurotoxizität) und auf das sich entwickelnde Nervensystem (Entwicklungsneurotoxizität) verlangt. Werden Effekte in bestimmten Endpunkten beobachtet, können weitere abklärende Studien erforderlich sein. In der Regel werden bei In-Vivo-Studien drei Gruppen von Tieren mit steigenden Dosen (**Dosisgruppen**) im Ver-

gleich zu einer unbehandelten Kontrollgruppe untersucht. Ausnahmen bilden die Untersuchungen der akuten Toxizität, der ätzenden und reizenden Wirkung sowie der sensibilisierenden Wirkung, bei welchen unterschiedliche Dosierungsverfahren zur Anwendung kommen.

Der Verabreichungsweg für In-Vivo-Untersuchungen der systemischen Toxizität ist überwiegend die orale Dosierung. Bei Bedarf wird der zu untersuchende Stoff über den inhalativen Weg oder durch dermale Auftragung verabreicht mit dem Ziel, die systemische Toxizität zu prüfen. Für die Überprüfung der ätzenden und reizenden Wirkung wird eine dermale Auftragung vorgenommen, wobei man sich gegenwärtig bemüht, diese Tests durch regelbasierte Vorhersagesysteme zu ersetzen. Für bereits im Verkehr befindliche Stoffe stehen in begrenztem Umfang auch Daten zum Effekt nach Exposition am Menschen, z.T. als Einzelfallbeobachtung, z.T. aus epidemiologischen Studien, zur Verfügung. Solche Daten sind vom beobachteten Effekt her wertvoll, sie haben jedoch den Nachteil, dass häufig die Höhe der Exposition nur ungenau abschätzbar ist. Bei retrospektiven epidemiologischen Studien ist gelegentlich auch unklar, welche Untersuchungsparameter regelhaft erhoben wurden. Dies gilt insbesondere in solchen Fällen, wo berichtet wird, dass keine Effekte aufgetreten sind. Wie in allen Fällen, in welchen die Sicherheit eines Stoffes, einer Intervention oder einer Maßnahme beurteilt werden soll, gilt auch hier: „Man sieht und findet nur das, wonach man sucht“. Experimentelle Untersuchungen an Gesunden weisen diesen Nachteil nicht auf. Sie werden jedoch vor allem aus ethischen Gründen selten durchgeführt und sind in aller Regel Untersuchungen von beschränkter Dauer, so dass lediglich akute Effekte beobachtet werden können. Epidemiologische Studien und auch sorgfältig aufgearbeitete Einzelfallberichte sind insbesondere für die Einstufung eines Stoffes im Hinblick auf kanzerogene, mutagene und reproduktionstoxische Eigenschaften relevant.

Toxikologische Untersuchungen dienen vor allem zwei Zielen. Das erste Ziel betrifft die Einstufung einer Chemikalie nach Gefahrstoffverordnung, damit verbundene Verpflichtungen zur Kennzeichnung und als weitere Folge mögliche Anwendungseinschränkungen, z.B. keine

Verwendung eines Stoffes im Verbraucherbereich oder Anwendung nur in einer bestimmten, unterhalb eines festgelegten Wertes liegenden Konzentration in einer Zubereitung. Ein weiteres Ziel ist die Risikocharakterisierung. Für die Einstufung werden Klasseneinteilungen vorgenommen. Hier werden regulatorisch vorgegebene Grenzen einer Toxizität auslösenden Dosierung (drei Klassen: sehr giftig, giftig, gesundheitsschädlich für die akute Toxizität) oder eines beobachteten Effektes (ätzend oder reizend mit Angabe der Lokalisierung z.B. am Auge oder an der Haut sowie sensibilisierend mit Lokalisierung an der Haut oder am Atemtrakt) nach dem Kriterium der Reversibilität herangezogen.

Die Klassifizierung anderer Wirkungen wie Mutagenität, Kanzerogenität und Reproduktionstoxizität werden nach einem Schema durchgeführt, welches aufgrund der vorliegenden Befunde z.B. für die Kanzerogenität einteilt in (1) hinreichende Anhaltspunkte für einen Kausalzusammenhang zwischen der Exposition des Menschen gegenüber dem Stoff und der Entstehung von Krebs, (2) hinreichende Anhaltspunkte zu der begründeten Annahme, dass die Exposition eines Menschen gegenüber diesem Stoff Krebs erzeugen kann, (3) Anlass zur Besorgnis wegen möglicher krebserzeugender Wirkung beim Menschen. Entsprechende Einteilungen in drei Kategorien bestehen für erbgutverändernde, die Fortpflanzung beeinträchtigende und fruchtschädigende Wirkung. Weitere Einstufungen erfolgen für die Irreversibilität der Wirkung sowie für eine Wirkung, welche unterhalb einer bestimmten Dosierungshöhe nach längerer Exposition auftritt. In Gegensatz zur Ergebnisanalyse im Sinne der Einstufung (sog. Hazard identification, siehe Kap. 2.1) ist für die Risikocharakterisierung erforderlich, den gesamten Verlauf der Dosis-Wirkungs-Beziehung zu analysieren, um Startwerte für die Grenzwertsetzung abzuleiten, die Steigung der Dosis-Wirkungs-Beziehung zu bestimmen sowie Grundlagen für die Ermittlung von (Un-)Sicherheitsfaktoren und für die Bewertung des „Margin of Safety“ (MOS) zu erhalten.

Untersuchungen zu Wirkmechanismen der Toxizität sind wichtig, weil sie die Entscheidung darüber, ob ein Toxizitätsbefund vom Tier auf den Menschen übertragbar ist, mit Daten un-

termauern. Beim Fehlen gegenteiliger Information wird im allgemeinen angenommen, dass jeder im Tierversuch ermittelte Effekt auch beim Menschen auftreten kann. Der Mechanismus der Wirkung ist als Kette von Effekten zu verstehen. Der initiale Effekt resultiert aus der primären Interaktion des Stoffmoleküls bzw. eines aus ihm entstandenen Metabolitenmoleküls mit einer zellulären Struktur. Aus dieser Interaktion ergibt sich eine Reihe von Folgewirkungen, von welchen jede als toxikodynamischer Endpunkt angesprochen werden kann. Der in den klassischen toxikologischen Studien erfasste Endpunkt stellt häufig eine makroskopisch, z.B. erhöhtes Lebergewicht, oder mikroskopisch, z.B. Leberzellverfettung, erkennbare Veränderung in einer späteren Phase der Kette dar.

Die Fortschritte der molekularen Biologie innerhalb der letzten beiden Jahrzehnte haben zu einer neuen Subdisziplin der Toxikologie geführt, den sogenannten „-omics“-Methoden. Diese umfassen die Messung veränderter Muster von m-RNA (Genomics), Proteinen (Proteomics) und Metaboliten (Metabolomics) als Folge adverser biologischer Effekte exogen zugeführter Fremdstoffe. Diese Ansätze lassen Schritte in der Kette der Vermittlung der Wirkung und damit toxikodynamische Endpunkte erkennen. Am weitesten entwickelt sind die Toxicogenomics (Aardema 2002). Dabei kommen Techniken zur Anwendung, mit deren Hilfe mehrere Tausend von DNA- oder m-RNA-Sequenzen erfasst und die Veränderungen einer Reihe von Genen als sog. Aktivitätsmuster unter Einwirkung exogen zugeführter Substanzen beobachtet werden können. „Microarraytechnik“ erlaubt die gleichzeitige Erfassung von exprimierter m-RNA aus vielen Genen und entspricht der simultanen Durchführung von Tausenden herkömmlicher „Northern Blots“-Tests. Durch die Analyse der Aktivitätsveränderung betroffener Gene lassen sich Einblicke in die Auswirkung der toxischen Substanz auf die Zellregulierung erhalten. Die Auswertung dieser hohen Menge an Information erfordert den Einsatz spezieller Software-Werkzeuge und bioinformatischer Analysen.

Wesentlich aufwändiger ist derzeit noch die Analyse von Proteinen und Peptiden, deren Konzentration als Reaktion auf Fremdstoffexposition verändert sein kann („Toxicoproteo-

mics“). Die Proteinexpressionsanalyse basiert auf der Trennung von Proteineextrakten mittels 2D-Gelelektrophorese oder multidimensionaler Flüssigkeitschromatographie. Die separierten Proteine und Peptide werden durch den kombinierten Einsatz massenspektrometrischer (Fingerprint) und bioinformatischer (Musteranalyse) Methoden identifiziert. Diese neuen Techniken werden es ermöglichen, die Reaktion auf Fremdstoffe in subtoxischen Dosen auch beim Menschen und an menschlichen Zellen zu registrieren. Dies dürfte eine interessante Möglichkeit der wenig invasiven Informationsgewinnung für die Human-Risikoanalyse eröffnen. Ein weiterer Vorteil wird darin liegen, über einen Vergleich der Profile mit dem der Referenzsubstanz eine Zuordnung zu einem bestimmten Mechanismus zu ermöglichen. - Diese dargestellten Techniken spielen in der derzeitigen Risikobewertung noch keine Rolle, sondern werden bislang vor allem in der Wirkstoffforschung für Arzneimittel für ein optimiertes Screening von Moleküleigenschaften eingesetzt. Es sind jedoch weltweit Anstrengungen im Gange, diese Techniken auch für die Fragen der Risikobewertung nutzbar zu machen, insbesondere im Sinne einer dosis-abhängigen „frühen“ toxikodynamischen Antwort auf die Exposition gegenüber Fremdstoffen.

2.3.2 Toxikokinetik

Der Begriff Kinetik (Pharmakokinetik, Toxikokinetik) bezeichnet das Verhalten von Fremdstoffen im Körper, daneben auch die Beschreibung und Modellierung dieses Verhaltens. Zur Ermittlung der Kinetik wird der betreffende Stoff einem Tier oder Menschen verabreicht. Anschließend werden zu verschiedenen Zeiten die Konzentrationen der Substanz und ggf. ihrer Metabolite im Blut, Urin und unter Umständen in anderen Organen und Kompartimenten gemessen. Wenn sich nach Verabreichung steigender Dosen die gemessenen Konzentrationen proportional zur Dosis verhalten, so handelt es sich um einen linearen Prozess.

Die für die Toxikokinetik relevanten Prozesse sind Aufnahme, Verteilung, Metabolismus und Ausscheidung. Für **Aufnahme** (Resorption,

Absorption) über die Darmwand, den Respirationsstrakt und über die Haut spielt die Diffusion durch die Barriere-Zellschichten in den meisten Fällen die entscheidende Rolle. Da die Fläche, welche zur Verfügung steht, eine wichtige Determinante für die Diffusion darstellt und diese sehr groß im Vergleich zur Größe und Anzahl der Moleküle bei üblichen, auch hohen Dosen ist, kann im allgemeinen angenommen werden, dass bei Diffusion eine dosis-proportionale Aufnahme erfolgt. Bei Applikation steigender Dosen wird in einer gegebenen Zeit stets der gleiche Prozentsatz aufgenommen. Nur in Sonderfällen liegen spezifischere biologische Mechanismen wie Aufnahme durch Transportproteine oder über Endozytose vor. Diese Prozesse sind bei hohen Dosen sättigbar, das heißt, der pro Zeiteinheit resorbierte Anteil nimmt ab. Der resorbierte Stoff gelangt zunächst in die Blutbahn. Von dort erfolgt die **Verteilung** in die Gewebe. Auch die Verteilung ist durch Diffusionsprozesse gekennzeichnet, das heißt, dass über große Dosisbereiche hinweg Linearität angenommen werden kann.

Der Begriff (Fremdstoff-) **Metabolismus** bezeichnet die Umwandlung aufgenommener Stoffe durch fremdstoffmetabolisierende Enzyme, als deren Folge meist die Wirkung gemindert und die Ausscheidung begünstigt wird. Am Metabolismus sind oxidative, weniger häufig auch reduzierende (Phase-I-Reaktionen) und meist in einer zweiten Reaktion stattfindende konjugierende Reaktionen (Phase-II-Reaktionen) beteiligt. Die Dosis-Abhängigkeit des Metabolismus gehorcht im allgemeinen den Gesetzen der Michaelis-Menten-Kinetik der Enzymkinetik. Wie unten näher ausgeführt, gibt es für die Metabolisierung (niedrige) Dosisbereiche, in welchen die Metabolisierung proportional zur Stoffkonzentration abläuft, und höhere Dosisbereiche, in welchen eine nicht-lineare Kinetik vorliegt. Neben der Metabolisierung in der Leber, welche quantitativ die bedeutsamste Rolle spielt, kann die Metabolisierung auch in extrahepatischen Organen stattfinden. Obgleich der biologische Sinn der Metabolisierung in der Entgiftung liegt, können im toxikologischen Zielgewebe wie z.B. Knochenmark toxische Wirkungen durch reaktive Metabolite entstehen.

Erster Schritt der **Ausscheidung** (Exkretion) über die Niere in den Urin ist die Filtration in den Glomerula. Die glomeruläre Filtration ist proportional zur Stoffkonzentration im Blut. Zusätzlich werden manche Stoffe tubulär über Transportproteine in den Primärharn abgegeben. Dieser Prozess kann in einem Bereich hoher Dosen sättigbar werden. Aus dem Primärharn können Stoffe über eine Rückdiffusion oder durch Transportproteine aus dem Tubuluslumen in die die Tubuluszellen umgebenden Blutgefäße und damit wieder in den Kreislauf des Körpers gelangen. Welche der genannten Prozesse die Hauptrolle bei der Ausscheidung spielt, hängt insbesondere von den physikochemischen Eigenschaften des Fremdstoffs ab. Die Ausscheidung mit der Galle spielt beim Menschen im Vergleich zur Ratte oft eine geringere Rolle. Transportproteine in der Leberzellmembran sind häufig beteiligt. Auch mengenmäßig wenig bedeutsamen Ausscheidungswege können für toxische Wirkungen relevant sein, z.B. mit dem Speichel (Nitrit mit nachfolgender Nitrosaminbildung im Magen) oder mit der Muttermilch (Chloraromaten, die vom Säugling aufgenommen werden).

Grundsätzlich ist jeder an der Kinetik von Fremdstoffen beteiligte enzym- oder rezeptorvermittelte Prozess bei hohen Dosen sättigbar und gehorcht dann einer Kinetik nullter Ordnung, die in einer von der Konzentration unabhängigen Geschwindigkeit abläuft. Ein Beispiel ist der Abbau des Alkohols. Die Metabolisierung von Alkohol zu Acetaldehyd läuft bei Sättigung des für den Abbau verantwortlichen Enzyms Alkoholdehydrogenase mit einer konstanten maximalen Geschwindigkeit (0,1 bis 0,2‰ pro Stunde) ab. Erst bei sehr niedrigen Alkoholkonzentrationen geht die Kinetik nullter Ordnung in eine Kinetik erster Ordnung über; die Abbaugeschwindigkeit erfolgt dann proportional zur Alkoholkonzentration. Ob für einen Prozess eine lineare Kinetik vorliegt, ist eine Frage der Dosis im Verhältnis zu den Mengen, welche zu einer Sättigung der biologischen Prozesse führen.

In der Enzymkinetik wird die Affinität eines Enzyms zu seinem Substrat durch die Michaelis-Konstante K_m (Substrat-Konzentration bei halbmaximaler Sättigung des Enzyms) und die Kapazität durch die maximale Umsatzge-

schwindigkeit V_{\max} charakterisiert. Der Verlauf der Kinetik im Sinne eines Substratumsatzes bei unterschiedlicher Substratkonzentration besitzt lineare Abschnitte unterhalb von K_m . Bei steigenden Konzentrationen kommt es zu einer **Substratsättigung**. Jedes Enzymmolekül arbeitet dann mit maximaler Geschwindigkeit V_{\max} . Die Umsatzgeschwindigkeit ist dann unabhängig von der Substratkonzentration und wird stattdessen begrenzt durch die Menge an Enzym; in diesem Konzentrationsbereich liegt eine Kinetik nullter Ordnung (Sättigungskinetik) vor.

Mit **Halbwertszeit** wird die Zeitspanne bezeichnet, in der, wenn keine weitere Dosis zugeführt wird, der Gehalt im Körper auf die Hälfte abfällt. Mit dem Vorliegen einer linearen Kinetik verbunden ist eine konstante Halbwertszeit. Bei einer Halbwertszeit von 1 Stunde verringert sich der Gehalt im Körper innerhalb 1 Stunde von 100% Ausgangswert auf 50%; nach einer weiteren Stunde von 50% auf 25%; nach noch einer weiteren Stunde von 25% auf 12,5%. Nach sechs Halbwertszeiten ist der Gehalt im Körper von 100% auf ca. 1,56% abgefallen (Abbildung 2.3-1). Umgekehrt gilt, dass unter gleichmäßiger Zufuhr wie z.B. kontinuierlicher Inhalation bei Vorliegen einer linearen Kinetik ein Gleichgewicht („steady state“) erreicht wird – dann entspricht die ausgeschiedene oder metabolisierte Menge pro Zeiteinheit der pro Zeiteinheit zugeführten Menge. Anders ausgedrückt: ein Fremdstoff kumuliert so lange im Körper, bis die mit steigendem Körpergehalt zunehmende Menge, die pro Zeiteinheit ausgeschieden oder metabolisiert wird, der Menge entspricht, die pro Zeiteinheit zugeführt wird. Nehmen wir an, die kontinuierliche Zufuhr betrage 100 mg/Stunde, dann läge ein Gleichgewicht vor, wenn die Ausscheidung ebenfalls 100 mg/Stunde beträgt. Wieder sei die Halbwertszeit 1 Stunde. Der Gehalt des Körpers läge bei 200 mg im Gleichgewicht, wobei 100 mg/Stunde ausgeschieden würden, entsprechend 50% des Körpergehalts bei einer Halbwertszeit von 1 Stunde. Das Gleichgewicht wird nur asymptotisch erreicht. Im allgemeinen wird von sechs Halbwertszeiten bis zum Erreichen des Gleichgewichts ausgegangen, da zu diesem Zeitpunkt ca. 98,44% des Gleichgewichts erreicht sind. Die Zeitdauer bis zum Er-

reichen des Gleichgewichts ist abhängig von der Größe der Halbwertszeit und unabhängig von der Höhe des erreichten Gleichgewichts.

Für einen Fremdstoff mit einer sehr langen Halbwertszeit, z.B. von 20 Jahren, welcher kontinuierlich zugeführt wird, sei es über die Nahrung, sei es als Umweltkontaminante, ergeben sich Zuwächse an Körpergehalt über 6 Jahrzehnte. Geringere Anstiege sind in den folgenden Lebensjahren zu verzeichnen. Da ein Lebensalter von 120 Jahren wenig wahrscheinlich ist, wird ein Zustand nahe dem Gleichgewicht praktisch nicht erreicht. Für Acrylamid, einen toxikologisch bedeutsamen Stoff in Lebensmitteln, wird angenommen, dass die Halbwertszeit mit wenigen Stunden beim Menschen sehr kurz ist. Somit kann angenommen werden, dass bei kontinuierlicher Zufuhr über die Nahrung ein Gleichgewicht des Körpergehaltes innerhalb eines Tages erreicht wird. – Die Information zur Kinetik eines Stoffes kann nicht unmittelbar in eine Wirkung umgerechnet werden, in dem Sinne, dass mit Erreichen des Gleichgewichts kein weiterer Zuwachs an (toxischen) Wirkungen erfolgen kann, oder dass mit einer Verdopplung der Zufuhr eine Verdopplung des Effektes anzunehmen ist; für weitere Ausführungen zur Beziehung zwischen Kinetik und Wirkung siehe Abschnitt 2.3.3.

Die Inaktivierung eines Fremdstoffes erfolgt oft über eine Metabolisierung. Mehrere Stoffwechselwege können als „**konkurrierende metabolische Wege**“ parallel ablaufen. Solange die Konzentration des Fremdstoffes innerhalb des Bereichs bleibt, in welchem alle Stoffwechselwege eine lineare Kinetik aufweisen, liegen konstante Proportionen der verschiedenen Stoffwechselwege vor, z.B. Metabolisierung über Stoffwechselweg 1 zu Produkt A = 50%, über Stoffwechselweg 2 zu Produkt B = 45%, über Stoffwechselweg 3 zu Produkt C = 5%. Sobald bei gesteigerter Fremdstoffzufuhr ein Stoffwechselweg in den Sättigungsbereich gelangt, verschieben sich die Proportionen. Liegt in unserem Beispiel der Stoffwechselweg 1 im Sättigungsbereich, wird bei steigender Fremdstoffzufuhr anteilig (ausgedrückt in % der zugeführten Dosis) weniger an Produkt A pro Zeiteinheit als unterhalb dieses Bereichs entstehen. Wenn die beiden übrigen Stoffwechselwege noch nicht im

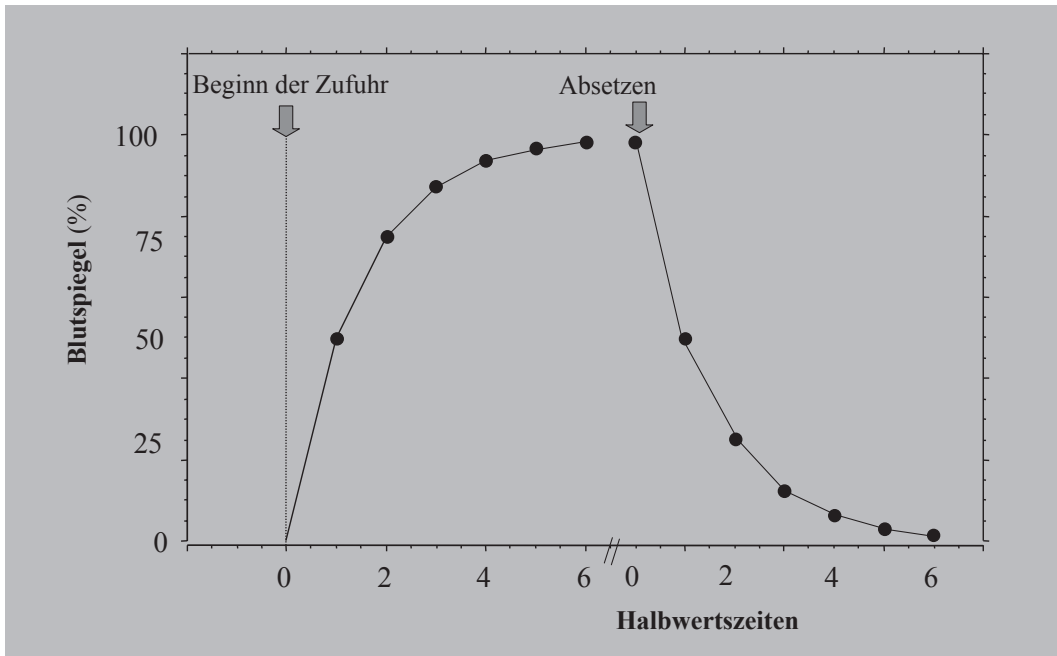


Abbildung 2.3-1: Erreichen eines Gleichgewichtes (steady state) bei gleichmässiger Stoffzufuhr in den Organismus. Zeitskala in Halbwertszeiten des Fremdstoffs; Abfall des Blutspiegels nach Absetzen

Sättigungsbereich sind, werden größere Anteile der zugeführten Dosis in Produkte B und C übergehen. Die Menge im Körper wird stärker als proportional zur zugeführten erhöhten Dosis ansteigen.

In der Toxikologie spielt die Überlegung eine große Rolle, ob die am Tier verabreichten Dosen in den Tieren der hohen Dosisgruppe für einen Weg der Metabolisierung im nichtlinearen Sättigungsbereich liegen könnten und weitere zu toxikologisch relevanten Metaboliten führende Stoffwechselwege zu einem größeren Prozentsatz ausgelastet werden bzw. toxische Metaboliten nicht mehr unmittelbar in einer zweiten konjugierenden Reaktion zu toxikologisch unwirksamen Konjugaten umgewandelt werden können. Insbesondere wenn die menschliche Exposition mit diesem Fremdstoff um Größenordnungen geringer ist, könnten die bei extrem hohen Dosen im Tierversuch auftretenden Wirkungen für die Beurteilung der menschlichen Gefährdung ohne Bedeutung sein.

Die Aufnahme einer gegebenen Dosis in den Körper wird Absorption, systemische Verfügbarkeit oder **Bioverfügbarkeit** genannt. Die Menge, welche in den Körper gelangt, hängt ab

von der äußeren Dosis, dem Prozentsatz der Absorption und der Menge, welche bereits in Organen wie Darmwand, Leber oder Lunge vor dem Erreichen des systemischen Kreislaufs metabolisiert wird (sog. First pass-Effekt). Liegen Daten zur toxischen Wirkung lediglich nach oraler Zufuhr vor, erlaubt Information über die relative Bioverfügbarkeit (d.h. Quotient von oraler zu inhalativer Bioverfügbarkeit) eine Abschätzung der Dosis, welche den gleichen Effekt über den jeweils anderen Applikationsweg auslöst. Die orale Bioverfügbarkeit betrage 60%, diejenige der inhalativen Zufuhr 30%. Die relative Bioverfügbarkeit inhalativ / oral ist dann 50%. Dies bedeutet, dass eine systemische Toxizität in der gleichen Ausprägung zu erwarten ist, wenn verglichen mit der oralen Zufuhr die doppelte inhalative Dosis gegeben wird.

In den letzten Jahren hat die Modellierung kinetischer Vorgänge zunehmende Verbreitung gefunden. Es werden dabei ein anatomisch vereinfachtes Modell des Säugetierkörpers konstruiert und für jedes der Organe Differentialgleichungen formuliert, welche die Organgröße, den Blutfluss pro Zeiteinheit durch das Organ, den experimentell meist aus In-Vitro-Studien er-

mittelten Verteilungskoeffizienten zwischen den einzelnen Organgeweben und dem Blut sowie die metabolische Kapazität für eine Elimination aus dem System berücksichtigen. Diese Modell heißen physiologisch basierte pharmakokinetische oder toxikokinetische Modelle (**PBPK/PBTK-Modelle**). Unter Zugrundelegung der Modellgleichungen werden Konzentrations-Zeitverläufe für verschiedene Dosen simuliert. In anderen Ansätzen wird diese Modellierung für ein einzelnes Organ wie z.B. die Nase vorgenommen. Tierversuche liefern experimentelle Daten, für welche sich überprüfen lässt, ob sie durch das Modell passend beschrieben werden. Durch Anpassung des Modells an die Gegebenheiten beim Menschen wird dann versucht, die hypothetischen Verhältnisse beim Menschen zu simulieren. Wegen fehlender experimenteller Daten kann oft nicht überprüft werden, ob das Modell die physiologischen Verhältnisse beim Menschen angemessen beschreibt.

Die Kenntnis der Kinetik eines Fremdstoffes kann beitragen zu einer Vorstellung von Konzentrations-Zeitverlauf nach Gabe einer bestimmten Dosis über einen bestimmten Zufuhrweg. Die Kenntnis der Stoffwechselwege kann zum Verständnis beitragen, ob der unveränderte Fremdstoff oder eher ein Metabolit die toxische Wirkung auslöst. Die Kenntnis der Stoffwechselwege bei Tier und Mensch, letzteres oft aus In-Vitro-Versuchen, ist hilfreich für eine Extrapolation toxikologischer Effekte vom Tier auf den Menschen.

2.3.3 Dosis-Wirkungs-Beziehung

Die Dosis-Wirkungs-Beziehung kann einerseits am Individuum (ansteigendes Ausmaß an Wirkung in einer einzelnen Person oder einem einzelnen Tier bei ansteigender Dosis), andererseits unter Populationsaspekten (wie viele Tiere pro Dosisgruppe weisen ein bestimmtes Effektausmaß auf?) betrachtet werden. In beiden Fällen gilt, je höher die Dosis desto höher der Effekt. Diese Aussage gilt für einen identischen Effekt. Eine Zusammenfassung mehrerer Endpunkte zu einem „gepoolten“ Effekt kann zu anderen Formen der Dosis-Wirkungs-Beziehung führen.

So können z.B. die zunächst dosis-proportional ansteigenden Transaminasen als Ausdruck einer Leberschädigung nach längerer Gabe eines lebertoxisch wirkenden Stoffes wieder zurückgehen, weil sich eine Leberzirrhose eingestellt hat. Eine einfache Extrapolation von der Höhe der Konzentration in einem Organ als sogenannte „lokale Dosis“ auf die zu erwartende toxikologische Wirkung ist aus Unkenntnis über die Form der Konzentrations-Wirkungs-Beziehung in vielen Fällen nicht möglich. Von manchen toxikologischen Effekten ist bekannt, über welchen Mechanismus sie vermittelt werden und wie der Zusammenhang zwischen lokaler Dosis und Effekt beschrieben werden kann. Diese Mechanismus-basierten Modelle einer Dosis-Wirkungs-Beziehung sind jedoch selten. Oft ist die Dosis-Wirkungs-Beziehung ein Modell, welches nur auf empirisch ermittelten Daten beruht und dessen biologische Basis unklar ist.

Anders als in der Toxikokinetik wird in der Toxikodynamik der Zusammenhang zwischen Konzentration oder Dosis und Effekt dann als linear bezeichnet, wenn bei Konzentrations- oder Dosissteigerung eine proportionale Effektsteigerung stattfindet nach der Gleichung „Effekt = $a \cdot \text{Konzentration oder Dosis}$ “. In dieser Gleichung ist a die Steigung der Dosis-Wirkungs-Beziehung. Formal gesehen kann eine lineare Beziehung zwischen Konzentration oder Dosis und Effekt nur dann bestehen, wenn ein Effekt unendlich groß werden kann. Für die meisten Effekte ist jedoch ein physiologisches Maß maximaler Ausprägung gegeben, welches sich nicht überschreiten lässt. So können nicht mehr als 100% aller Tiere in einer Studie versterben oder Krebs bekommen. Innerhalb eines umgrenzten Dosisbereichs kann jedoch die Dosis-Wirkungs-Beziehung als linear imponieren und entsprechend beschrieben werden. Eine Extrapolation des Effektausmaßes auf Effekte bei wesentlich höheren Dosen sollte jedoch unterbleiben.

In der Toxikologie ist es üblich, die Dosis-Wirkungs-Beziehung, insbesondere von LD_{50} -Daten, in einem logistischen Modell oder mittels einer Probitanalyse darzustellen. Hier wird mit „slope“ die aus der logarithmierten Dosis resultierende Steigung beschrieben. Ein weiteres mathematisches Modell ist das komplexere Weibullmodell. Die Variablen, welche das Mo-

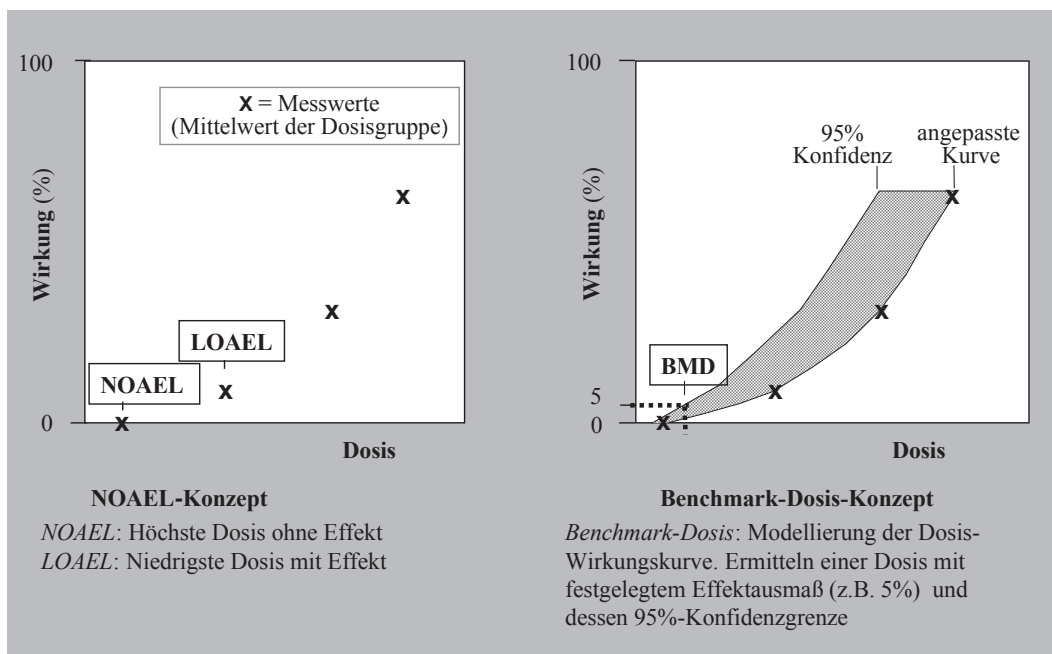


Abbildung 2.3-2: NOAEL- und Benchmark-Dosis-Konzept zur Ableitung von Grenzwerten

dell ausmachen, werden als Parameter aus den experimentellen Daten geschätzt. Aufgrund der meist nicht großen Anzahl experimentell ermittelter Werte – in der Regel werden die Studien in drei Dosisgruppen mit einer Kontrollgruppe durchgeführt – resultieren bei komplizierten Modellen mit mehreren Parametern recht unbestimmte Parameterschätzungen mit großen Konfidenzintervallen.

Immer wieder wurde in den letzten Jahren das aus der Strahlenbiologie bekannte Thema „Hormesis“ als neuartig und den bisherigen toxikologischen Annahmen widersprechend dargestellt (Calabrese und Balwin 2003). Mit diesem Begriff wird ein Verhalten umschrieben, bei welchem Stoffe, die in höheren Konzentrationen oder Dosen ungünstige Effekte ausüben, am gesunden Organismus günstige Effekte in niedrigen Konzentrationen oder Dosen aufweisen. Zur Veranschaulichung kann die Alkoholkonsumtion beim Menschen herangezogen werden. Alkohol ruft, in niedrigen Mengen genossen, eine begünstigende Wirkung auf das Überleben – vermutlich über günstige Herz-Kreislaufwirkungen – hervor, während höhere Dosen durch Leberzirrhose und Krebserkrankungen in verschiedenen Organen wie z.B. Speiseröhre, Pankreas, Leber zu einer verkürzten Lebenser-

wartung führen. Bei der Betrachtung des Endpunktes Lebensdauer kommt es hier zu einer Überlagerung verschiedener Effekte, einerseits Wirkungen auf das Herz-Kreislaufsystem, andererseits Effekte auf Leberzellen mit Entwicklung von Zirrhose und folgend Leberkrebs; wiederum ein anderer Wirkmechanismus liegt der Auslösung von Speiseröhrenkrebs zugrunde. Die Dosis-Wirkungs-Beziehung von Alkohol ist also nur dann durch Hormesis charakterisiert, wenn ein aus der Kombination verschiedener Dosis-Wirkungs-Beziehungen mit unterschiedlichen Wirkmechanismen in verschiedenen Geweben resultierender Gesamteffekt betrachtet wird. Der Verlauf der einzelnen Dosis-Wirkungs-Beziehung von Alkohol steht nicht im Widerspruch zu den Paradigmen der Toxikologie; es ist durchaus paradigmengemäß, wenn in der Kombination verschiedener Wirkungen als Gesamtwirkung kein monoton steigender Dosis-Wirkungs-Verlauf über die gesamte Breite der Dosen resultiert.

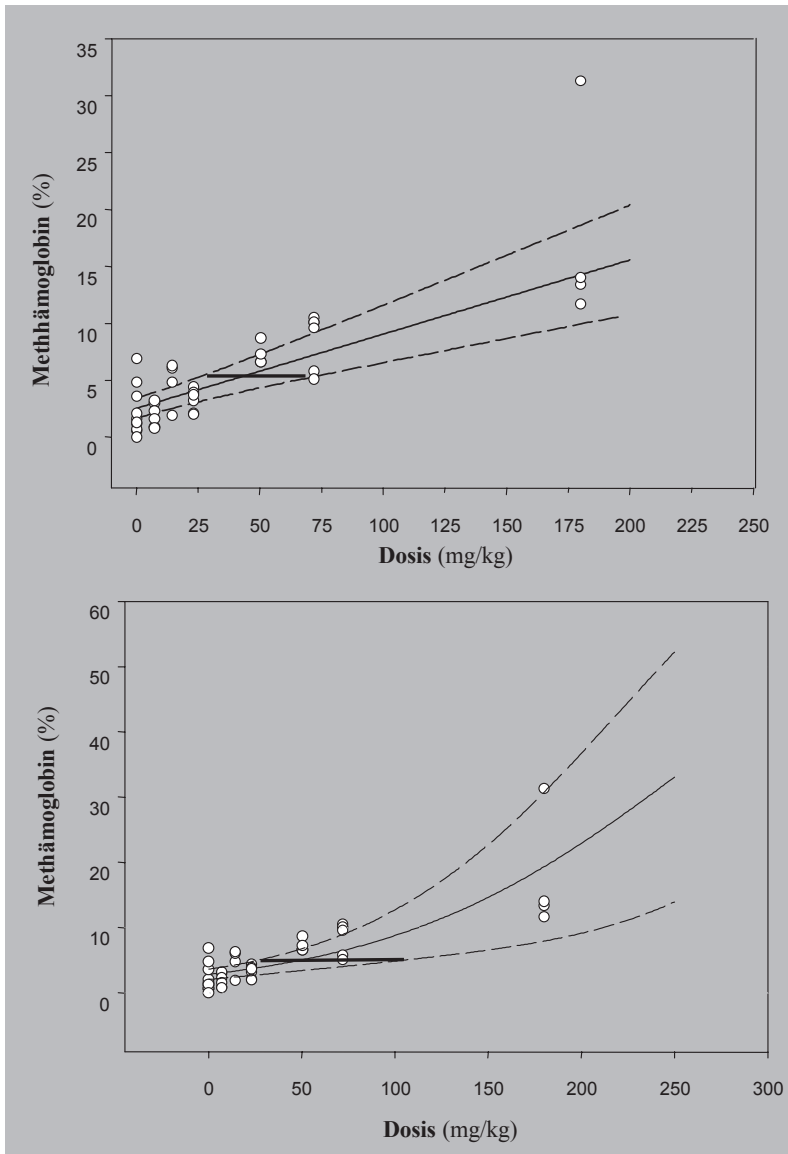


Abbildung 2.3-3:

Methämoglobinbildung unter steigenden Dosen von Nitrobenzol. Oberer Teil: lineares Modell der Dosis-Wirkungs-Beziehung, unterer Teil: logistisches Modell der Dosis-Wirkungs-Beziehung. Durchgezogen: „Best fit“; gestrichelt: 90%-Konfidenzintervall. Eingezeichnet ist ferner der 5%-Benchmarkdosisbereich

2.3.4 Dosisabhängigkeit als Grundlage der Setzung von Grenzwerten

Für das Setzen von Grenzwerten und für die Beurteilung des Sicherheitsabstandes (Margin of safety, MOS) werden üblicherweise experimentelle Daten aus Untersuchungen am Tier verwendet, ergänzt – wenn vorhanden – durch Ergebnisse von Beobachtungen am Menschen. Es existieren zwei verschiedene Ansätze zur Ableitung der Grenzwerte aus den Daten (Abbildung

2.3-2). Der eine Ansatz ist die Verwendung der höchsten Dosis ohne Effekt bzw. der niedrigsten getesteten Dosis, auch wenn diese einen (gering ausgeprägten) Effekt auslöste. Die höchste Dosis ohne Auslösung eines Effekts wird als No observed adverse effect level (NOAEL), die niedrigste getestete Dosis, die einen Effekt auslöste, wird mit Lowest observed adverse effect level (LOAEL) bezeichnet. Die Unterscheidung zwischen einer Dosis mit Effekt und einer Dosis ohne Effekt oder mit einem Effektausmaß, wie es auch in der Kontrollgruppe vorliegt, kann durch statistische Tests vorgenommen werden. Häufig

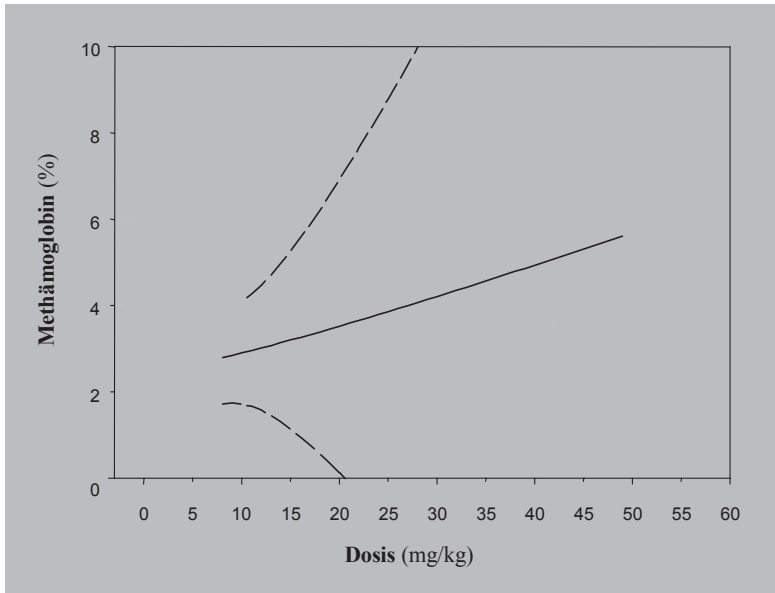


Abbildung 2.3-4: Methämoglobinbildung unter steigenden Dosen von Nitrobenzol. Weibull-Modell der Dosis-Wirkungs-Beziehung als Beispiel für eine „Überparametrisierung“. Durchgezogen: „Best fit“, gestrichelt: 90%-Konfidenzintervall; die Obergrenze des 5%-Benchmark-Dosisbereichs wäre unendlich groß

und üblich innerhalb von Behörden wird die Auswahl ohne statistische Untermauerung „mit dem bloßen Auge“ getroffen. Angesichts der wegen der kleinen Tieranzahl pro Dosisgruppe vorhandenen Problematik geringer statistischer Power bzw. der hohen Wahrscheinlichkeit einen geringen vorhandenen Effekt statistisch zu „übersehen“, erscheint das statistische Testen auch weniger geeignet.

Der Ansatz einer Auswahl mit bloßem Auge hat den Vorteil, dass er ohne weitere Hilfsmittel und Berechnungen auskommt. Er hat den Nachteil, dass eine gewisse Willkür vorhanden ist und dass nicht die gesamte Information der Beziehung zwischen Dosis und Wirkung für die Abschätzung des NOAEL bzw. LOAEL verwendet wird. Gibt es keinen NOAEL weil bei allen Dosen ein Effekt vorhanden war, wird der LOAEL ausgewählt. In jedem Fall wird für die Grenzwertsetzung geprüft, welcher der zahlreichen Effekte in den verschiedenen toxikologischen Untersuchungen einschließlich Reproduktionstoxizität und Toxizität nach wiederholter Gabe den geringsten NOAEL besitzt.

Ein zweiter Ansatz zur Ableitung von Grenzwerten ist das **Benchmark-Dosis-Konzept**. Bei dieser Art des Vorgehens wird eine Modellierung der Dosis-Wirkungs-Beziehung vorgenommen. Mögliche mathematische Anpassungen sind oben beschrieben. Eines der häufig in der Toxikologie verwendeten Modelle ist das

logistische Modell. Nach Anpassung der mathematisch definierten Dosis-Wirkungs-Beziehung wird die Dosis berechnet, welche ein vorher festgelegtes Effektausmaß (z.B. 5%) auslöst. Neben dem Punktschätzer für die zentrale Tendenz, z.B. Mittelwert, wird die untere 95%-Vertrauensgrenze ermittelt. Die Dosis, welche dem unteren Ende des 95. Perzentils entspricht, wird als Surrogat für einen NOAEL verwendet. In anderen Zusammenhängen wird für die Größe des Effektausmaßes 1% gesetzt. Der rechte Teil von Abbildung 2.3-2 beschreibt das Vorgehen.

Häufig weisen die empirischen Rohdaten erhebliche Streuungen zwischen den Tieren auf. Ferner gibt es Studien, in welchen lediglich die oberste von drei Dosen ein Effektausmaß größer als in der Kontrollgruppe aufwies. Gelegentlich ist überhaupt kein geeignetes Modell einsetzbar, welches die Daten angemessen beschreibt. Wenn viele Parameter notwendig sind, um die Dosis-Wirkungsbeziehung zu beschreiben, werden die Schätzungen der Parameter unsicher („Überparametrisierung“). Wie aus Abbildungen 2.3-3 und 2.3-4 hervorgeht, können unterschiedliche mathematische Modelle für die Beschreibung der Beziehung zwischen Dosis und Wirkung zu unterschiedlichen Schätzern für das untere 95. Perzentil führen. Die Festlegung, welches Ausmaß an Effekt als Surrogat für einen NOAEL gesetzt werden soll (1%, 5%, 10%), ist in der Literatur und dem regulatorischen Vorgehen

Box 2.3-1: Ableitung eines Grenzwertes für 2-Aethylhexylacetat am Arbeitsplatz; Zieffekt: Degeneration des Riechepithels nach inhalativer Exposition. Subchronische Inhalationsstudie bei der Ratte, 28 Tage, 6-stündige Exposition täglich, Effekt: Degeneration des Riechepithels der Nasenschleimhaut, ausgehend von Konzentrationen (C) in der Luft, daher „NOAEC“ und „LOAEC“

Ausgangsdaten

NOAEC = 77 mg/m³

LOAEC = 230 mg/m³

Deutlicher Effekt bei 770 mg/m³

Adjustierung Faktor Begründung

Dauer der Studie: von subchronisch auf chronisch	2	Bei einer vergleichbaren Substanz war nach 12 Monaten Exposition eine Änderung der Dosis-Wirkungs-Beziehung aufgetreten. Der Defaultwert 2 basiert auf Beispielen aus der Literatur mit Daten nach subchronischer und chronischer Gabe (Kalberlah & Schneider 1998)
Adjustierung des Atemvolumens	2	Adjustierung von 6-stündiger experimenteller Exposition auf 8-stündige Exposition am Arbeitsplatz, leichte Aktivität am Arbeitsplatz gegenüber Ruhe bei der experimentellen Exposition
Adjustierung Ratte zu Mensch	1	lokaler Effekt
Weitere Unsicherheiten	3	Variabilität innerhalb der menschlichen Population (Arbeiter), Art und Schwere des Effekts (wird als leicht eingestuft), Qualität der Datenbasis (wird als gut eingeschätzt)

Gesamtfaktor: $2 * 2 * 1 * 3 = 12$

Kritische Expositionskonzentration: $(77 \text{ mg/m}^3) / 12 = 6,4 \text{ mg/m}^3$

für unterschiedliche Endpunkt variabel. Eine Regelung per Konvention fehlt bislang. Ferner kann es Fälle geben, in denen bei der Wahl eines niedrigen Effektausmaßes (z.B. 1%) die Dosis beim unteren 95. Perzentil nicht von 0 verschieden gefunden wird. Somit gibt es einerseits gute Argumente für die Anwendung des Benchmark-Dosis-Konzeptes, darunter Nutzung der Information über den gesamten Dosis-Wirkungs-Bereich; objektive Festlegung auf das untere 95. Perzentil einer ermittelten Verteilung, Verwendbarkeit von Daten, auch wenn kein NOAEL vorliegt. Gleichzeitig birgt dieser Ansatz auch Probleme wie z.B. „Überparametrisierung“ oder willkürliche Auswahl des Effektausmaßes, für welches die Benchmark-Dosis berechnet wird. Bei Anwendung des **MOS-Konzeptes** zur Bewertung von Chemikalienrisiken wird für jeden Testbereich, sofern adäquat, ein NOAEL oder LOAEL abgeleitet und jeder einzelne Endpunkt separat angesehen.

Bei der Setzung von Grenzwerten werden die ermittelten NOAEL durch Division durch einen Faktor, welcher sich aus mehreren Einzelkomponenten zusammensetzt, vom Tier auf die Situation beim Menschen adjustiert. Die Wahl arbiträrer Faktoren in der Größenordnung von

100 wurde durch das Joint Food and Agriculture Organization (JECFA)-WHO Expert Committee on Food Additives in den 1950er Jahren für den ADI-Wert (Acceptable daily intake) und durch das WHO Expert Committee for pesticides residues eingeführt. Diese Sicherheitsfaktoren werden verwendet, um in einer quantitativen Risikoabschätzung von tierexperimentellen Daten auf die Situation beim Menschen zu extrapolieren (Speziesextrapolation) sowie um die Situation besonderer Untergruppen, bei welchen eine besondere Empfindlichkeit angenommen wird, zu berücksichtigen (Unterschiede innerhalb der menschlichen Spezies). Die Größe 100 wird auch heute noch weithin für die Grenzwertsetzung in Lebensmitteln angewendet, wobei hier von einem NOAEL in einem 90-Tageversuch mit oraler Gabe ausgegangen wird.

Bei der wissenschaftlichen Begründung für diesen Faktors 100 sind eine Reihe von Aspekten zu beachten, insbesondere zur Speziesextrapolation und zur Extrapolation vom „mittleren“ Menschen auf die gesamte Population. Auch wenn die biologische Ähnlichkeit zwischen den Säugern recht hoch ist, hat man im allgemeinen damit zu rechnen, dass gegenüber dem Menschen quantitative Unterschiede in der Aus-

prägung eines toxischen Effektes bestehen; in Einzelfällen bestehen auch Unterschiede qualitativer Art. Die quantitativen Unterschiede werden durch Variation der aufgenommenen Dosis, der Verstoffwechslung (Toxikokinetik) und des Wirkausmaßes (Toxikodynamik) bestimmt. Unterschiede in der Aufnahme (Dosimetrie) können sich aus physiologischen Gründen insbesondere für die Exposition über die Haut (Nager behaart; Mensch nur an manchen Körperstellen dicht behaart) sowie über die Lunge, aber auch über den Magen-Darmtrakt ergeben. In der Frage des toxikokinetischen Unterschieds zwischen den Spezies, wird häufig ein Standardfaktor („Default“) von 4 vorgeschlagen. Untersuchungen weisen darauf hin, dass auf diese Weise das Risiko für den Menschen eher überschätzt als unterschätzt wird. Speziesunterschiede in der Toxikodynamik sind von mehreren Autoren mit einem Faktor von 2,5 als Defaultfaktor in Betracht gezogen worden. Während die Überprüfung der Angemessenheit eines kinetischen Defaultfaktors von 4 ergibt, dass in der Mehrzahl der Fälle ein ausreichender Schutz vorhanden ist, besteht eine nur unzureichende Datenbasis, in welcher sich der Interspeziesunterschied klar auf einen toxikodynamischen Unterschied zurückführen lässt. Teilweise wurde der Interspeziesunterschied bei einzelnen Stoffen in In-Vitro-Modellen unter Verwendung von Surrogatendpunkten untersucht, wobei der Zusammenhang zwischen Surrogatendpunkt und Endpunkt der Toxizität nicht definiert werden konnte. In der Regel wird für lokale Wirkungen wie z.B. Schädigung des olfaktorischen Epithels ein Faktor von 1 für die Extrapolation von der Ratte auf den Menschen eingesetzt, während für andere Wirkungen der Faktor von 2,5 wie oben aufgeführt verwendet wird.

Von verschiedenen Autoren wurde der Faktor 10, welcher der Variabilität innerhalb der Spezies Mensch Rechnung tragen soll, ebenfalls in die Faktoren Kinetik und Dynamik unterteilt. Daten aus klinischen Studien mit Arzneimitteln ließen erkennen, dass der Faktor 10 für eine Vielzahl von Fällen zutreffend ist, um die experimentell gefundene Variabilität abzudecken. Jedoch zeigte eine Analyse für Substanzen, welche durch ein polymorph exprimiertes Enzym (z.B. CYP 2D6) abgebaut werden, dass ein nicht unerheblich

cher Anteil der Population – in der europäischen Bevölkerung sind 8% als langsame Metabolisierer mit solcher Genausprägung bekannt – durch einen Faktor von 10 nicht geschützt würde, da die Variabilität zwischen normalen Metabolisierern und solchen mit einem defekten Enzymsystem in diesem Fall deutlich größer ist als der Faktor von 10. In neuerer Zeit wurden Hinweise gegeben, unter welchen Bedingungen anstelle schematischer Annahmen Faktoren verwendet werden können, welche den Gegebenheiten der jeweiligen Chemikalie entsprechen (IPCS 2001; Gundert-Remy & Sonich-Mullin 2002).

Weitere sog. Sicherheitsfaktoren sollen die Extrapolation von einem LOAEL auf einen NOAEL, eine Adjustierung von einer subchronischen Studie auf eine beim Menschen anzunehmende Dauerexposition (Pieters, Kramer, Slob 1998), eine Adjustierung der Dauer der Einzelexposition (z.B. 6 Stunden Inhalation beim Tier gegenüber 8-stündiger Arbeitszeit beim Menschen) und der Expositionsbedingungen (z.B. Ruhe beim Tier gegenüber leichter Belastung mit leicht erhöhtem Atemminutenvolumen beim Arbeiter) abbilden. Ein Beispiel einer Grenzwertableitung als kritische Expositionskonzentration ist in Box 2.3-1 gegeben.

2.3.5 Anwendungen des Konzeptes „Margin of Safety“ (MOS)

Das MOS-Konzept wird angewendet zur Beurteilung, ob eine existierende Exposition Anlass zur Besorgnis gibt oder nicht. Hier wird ein im Tierversuch ermittelter NOAEL einer im Falle von Chemikalien meist auf theoretischen Erwägungen und Modellierungen beruhenden Expositionsschätzung des Menschen gegenübergestellt. Beim Vorliegen von Messungen von Kontaminanten in Lebensmitteln über die gesetzten Grenzwerte hinaus kann das MOS-Konzept angewendet werden, um zu beurteilen, ob eine akute gesundheitliche Gefährdung anzunehmen ist. Der Vergleich des im Tierversuch ermittelten NOAEL mit der Höhe der Exposition wird durch Bildung des Quotienten NOAEL / Höhe der Exposition vorgenommen. Folgende Faktoren sind

in die Bewertung einzubeziehen: (1) Interspeziesunterschiede, (2) Variabilität innerhalb der menschlichen Population, (3) unterschiedliche Dauer der Exposition im Tierversuch und der menschlichen Exposition, (4) ggf. Extrapolation von einem Aufnahmepfad (z.B. oral beim Tier) auf einen anderen (z.B. inhalativ beim Menschen), (5) Steilheit der Dosis-Wirkungs-Beziehung, (6) Art und Schweregrad des Effektes, (7) Vollständigkeit und Qualität der Datenbasis. Für die Faktoren 1 bis 5 soll wenn möglich eine Quantifizierung vorgenommen werden.

In jüngsten Diskussionen um den MOS in der Chemikalienbewertung der EU wird erörtert, einen Referenz-MOS einzuführen, welcher einem Referenz-Quotienten entspricht. Solange der MOS größer ist als der Referenz-MOS, ist eine detaillierte Betrachtung nicht erforderlich. Ebenso ist eine klare Situation gegeben, wenn der MOS weit unterhalb des Referenz-MOS liegt, denn dann müssen Maßnahmen zur Reduktion der Exposition getroffen werden. Bei einem MOS in Höhe des Referenz-MOS sind eine verfeinerte Expositionsanalyse sowie ggf. eine verfeinerte Analyse der oben aufgeführten Faktoren durchzuführen, bevor sich Schlussfolgerungen ziehen lassen (EC 1996, 2003).

2.3.6 Limitierung der Methoden

Ein qualitatives Grundproblem in der Sicherheitsbetrachtung ist wie erwähnt in den einfachen Satz zu fassen: „Man sieht nur das, wonach man sucht“. Die Höhe der NOAELs und LOAELs für eine bestimmte Chemikalie, einen Fremdstoff oder eine Kontaminante hängt davon ab, für welche Endpunkte Studien durchgeführt wurden und mit welchen Parametern der Endpunkt abgedeckt wurde. Ein quantitatives Problem liegt darin, dass die Höhe eines NOAEL oder LOAEL auch von der Anzahl der untersuchten Tiere in den Dosisgruppen abhängt. Bei den üblichen Tierzahlen von 10 bis 50 pro Gruppe ist die Wahrscheinlichkeit, einen gering ausgeprägten Effekt zu übersehen (Fehler zweiter Art), nicht unerheblich. Damit ist bei dem üblichen Vorgehen der Ermittlung des NOAEL davon auszugehen, dass dieser eher zu hoch als

zu niedrig geschätzt wird. Bei Anwendung des Benchmark-Dosis-Konzeptes für die Ableitung eines Surrogatwertes für NOAEL als das untere 95. Perzentil einer Dosis, die ein vorher festgelegtes Ausmaß an Effekt auslöst, hat die Wahl des Modells zur Anpassung der Dosis-Wirkungs-Kurve sowie die Wahl, welches Ausmaß an Effekt als relevant angesehen wird, einen erheblichen Einfluss auf die berechnete Größe des NOAEL.

Inhaltlich ist problematisch, dass die Berechnung von Richt- und Grenzwerten wie auch die Setzung eines Referenz-MOS mit einem großen Anteil an Unsicherheit geschieht. Die Annahme, dass bei lokalen Effekten der Faktor 1 für die Extrapolation vom Tier auf den Menschen angenommen werden kann, beruht auf beschränkter Erfahrung; gleichwohl wird der Faktor 1 generell angewendet. Es besteht die hohe Erwartung, dass es mit modernen Methoden der Molekularbiologie, welche auch in die Toxikologie eingeführt werden, besser gelingt, Daten zum Mechanismus der Auslösung einer toxischen Wirkung zu gewinnen. Diese Daten sollten dann sowohl eine zielgenauere Extrapolation vom Tier auf den Menschen als auch eine genauere Aussage zur Größe der Variabilität innerhalb der menschlichen Population ermöglichen.

Literatur

- Aardema, M.J. (2002): Toxicology and genetic toxicology in the new era of „toxicogenomics“. Impact of „-omics“ technologies. *Mutation Research* vol. 499, no. 1, 13–25.
- Calabrese, E.J., Baldwin, L.A. (2003): Toxicology rethinks its central belief. Hormesis demands a reappraisal of the way risks are assessed. *Nature* vol. 421, no. 6942, 691–692.
- EC / European Commission (1996): Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances. European Chemicals Bureau, Ispra, Italy. Chapter 2: Risk assessment for human health, 4. Risk characterisation, 4.1 General aspects, pp. 143-144, <http://ecb.jrc.it/tgdoc>, Zugriff: 4.7.2004.
- EC / European Commission (2003): Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk As-

assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. European Chemicals Bureau, EUR 20418 EN/1, Ispra, I, <http://ecb.jrc.it/tgdoc>, Zugriff: 4.7.2004.

Gefahrstoffverordnung – Chemikalienverbotsverordnung, 1996. Deutscher Bundesverlag, Bonn, 6., neu bearbeitete Auflage.

Gundert-Remy, U., Sonich-Mullin, C., and IPCS Uncertainty and Variability Planning Workgroup and Drafting Group (2002): The use of toxicokinetic and toxicodynamic data in risk assessment: an international perspective. *Sci. Tot. Environm.* vol. 288, no.1-2, 3-11.

IPCS / International Programme on Chemical Safety (2001): Guidance Document for the Use of Data in Development of Chemical-Specific Adjustment Factors (CSAFs) for Interspecies Differences and Human Variability in Dose/Concentration–Response Assessment. WHO/PCS/01.4. www.who.int/ipcs/publications/methods/harmonization/en/csafs_guidance_doc.pdf, Zugriff: 7.7.2004.

Kalberlah, F., Schneider, K. (1999): Quantifizierung von Extrapolationsfaktoren. Endbericht des Forschungsvorhabens Nr. 11606113 des Umweltbundesamts. Schriftenreihe der Bundesanstalt für Arbeitsschutz, Fb 796. Dortmund.

Pieters, M.N., Kramer, H.J., Slob, W. (1998): Evaluation of the uncertainty factor for subchronic-to-chronic extrapolation: Statistical analysis of toxicity data. *Regulatory Toxicol. Pharmacol.* vol. 27, no. 2, 108-111.

Endnote

¹„Hinweise“ ist die deutsche Übertragung von „Guidelines“.

2.4 Risikoanalyse: epidemiologische Methoden

Dieter Flesch-Janys, Heiko Becher

Risikoabschätzung hat sich in den letzten Jahren zu einer wissenschaftlichen Disziplin entwickelt, die immer mehr dazu genutzt wird, das potentielle Ausmaß der Exposition gegenüber bestimmten Substanzen im Umweltbereich, aber auch im Bereich beruflicher Belastungen oder Lebensmittel, und die Auswirkungen solcher Expositionen auf das Gesundheitsgeschehen

abzuschätzen. Es besteht weitgehende Einigkeit darin, dass alle verfügbaren Daten – sowohl aus epidemiologischen als auch aus tierexperimentellen Studien – herangezogen werden sollen, um eine Risikoabschätzung durchzuführen. Epidemiologischen Studien wird ein besonderer Stellenwert eingeräumt, da die Beobachtungen zu gesundheitlichen Effekten spezifischer Expositionen direkt am Menschen selbst erfolgen. Die entsprechenden Methoden werden im Folgenden beschrieben.

Zunächst werden einige Kriterien für epidemiologische Studien diskutiert, die zur Risikoabschätzung benutzt werden können. Danach wird besonders auf den Begriff des Risikos und auf Methoden bei der Wahl der Dosisvariablen eingegangen. In einem weiteren Abschnitt wird ein Parameter vorgestellt, der in den letzten Jahren zunehmend an Bedeutung gewonnen hat, das Unit Risk. Nach einer Definition wird auf Schätzverfahren für das Unit Risk eingegangen. Im letzten Abschnitt werden zwei Beispiele einer epidemiologischen Risikoabschätzung dargestellt.

2.4.1 Epidemiologische Studien und Risikoanalyse

Während in deskriptiven epidemiologischen Studien, z.B. Korrelationsstudien, Hinweise auf das Vorhandensein bestimmter Risikofaktoren gegeben werden können, erlauben es analytische epidemiologische Studien, den Effekt eines Faktors auf eine Erkrankungswahrscheinlichkeit zu schätzen und dabei auch Störgrößen zu berücksichtigen. Als wesentliche analytische Studientypen sind Fall-Kontroll-Studien und Kohortenstudien zu nennen. Sie bilden die wesentliche Basis der Risikoabschätzungen. Beide Studientypen haben ihre spezifischen Vor- und Nachteile (z.B. Breslow & Day 1980, 1987; Ahlbohm & Norell 1991; Rothman & Greenland 1998).

Nicht jede analytische Studie ist zur Risikoabschätzung geeignet. Neben allgemeinen Qualitätskriterien für epidemiologische Studien müssen insbesondere Daten über die Höhe

und den Verlauf der Schadstoffbelastung vorliegen. Es gibt keine klar formulierten objektiven Maßstäbe oder eine festgelegte Rangfolge von Kriterien, nach denen die Qualität einer epidemiologischen Studie eindeutig bestimmt werden kann. Für jeden Einzelfall ist eine spezielle Betrachtung erforderlich, so dass bisweilen je nach Sichtweise ein und dieselbe Studie unterschiedlich beurteilt wird. Unterschiede in der Bewertung der Basisdaten können entsprechend zu Kontroversen bei der Beurteilung der resultierenden Risikoabschätzung führen. Einige allgemeine Kriterien, deren Beurteilung im Einzelfall schwierig sein kann und deren Behandlung über den Rahmen dieses Beitrags hinausgeht, sind folgende: die Studienpopulation ist geeignet ausgewählt worden; die erforderlichen Daten wurden vollständig und hinreichend verzerrungsfrei erhoben; der Einfluss wichtiger Störfaktoren (confounder) konnte angemessen berücksichtigt werden. Zu allgemeinen Aspekten bei Planung und Durchführung analytischer epidemiologischer Studien wird auf die angegebene Literatur verwiesen.

Expositionsspezifische Kriterien lassen sich leichter formulieren, es ist jedoch ebenso schwierig zu beurteilen, ob sie als erfüllt gelten können: es liegen ausreichende Informationen über die Höhe und den zeitlichen Verlauf der Schadstoffbelastung vor, es kann mit hinreichender Sicherheit ausgeschlossen werden, dass ein beobachteter Effekt durch eine Mischexposition mit anderen Substanzen hervorgerufen wurde. Im Allgemeinen ist es schwierig zu entscheiden, wann die Information über die Höhe und den zeitlichen Verlauf der Belastung als „ausreichend“ bezeichnet werden kann. Eine Dosisbestimmung, die in ihrer Präzision mit der von Tierexperimenten vergleichbar ist, liegt im Allgemeinen nicht vor. Bisweilen ist es so, dass die Angabe einer Dosis nicht mehr als die plausibelste Schätzung („best guess“) ist. In diesen Fällen sind die resultierenden Risikoabschätzungen mit besonderer Vorsicht zu interpretieren.

2.4.2 Epidemiologische Risiko- maße

Eine mathematisch exakte Herleitung der Konzepte, die zu den für die Risikoabschätzung notwendigen Parametern führen, erfordert Methoden, die über den Rahmen dieses Beitrags hinausgehen. Es werden daher die wesentlichen Begriffe in vereinfachter Weise eingeführt, die für das praktische Verständnis ausreichend sind. Der Risikobegriff wird über den Begriff der Wahrscheinlichkeit (hier abgekürzt P) definiert. Mit „Risiko“ sei die Wahrscheinlichkeit $P(t)$ bezeichnet, dass eine Person einer gegebenen Grundpopulation bis zum Alter t , also im Altersintervall $(0, t)$ stirbt. Das Risiko ist somit populationsabhängig. Ist das Zielereignis nicht „Tod“, sondern speziell „Tod an einer bestimmten Krankheit D (disease) bis zum Alter t “, so wird diese Wahrscheinlichkeit mit $P(t, D)$ bezeichnet. Dieses Risiko ist auch populationsabhängig und wird durch die Prävalenz von Risikofaktoren in der jeweiligen Bevölkerung bestimmt. So ist beispielsweise für D = Lungenkrebs das Risiko $P(t, D)$ größer in einer Bevölkerung, in der die Prävalenz des Rauchens höher ist als in einer Bevölkerung, in der wenig geraucht wurde.

Betrachten wir nun eine Exposition X , deren Vorliegen die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von D erhöht. Das Zusätzliche Risiko oder Exzess-Risiko $ER(t, D, x)$ ist definiert als die zusätzliche Wahrscheinlichkeit P für das Auftreten der Krankheit D unter dem Faktor X mit Wert x im Zeitraum $(0, t)$, d. h.

$$ER(t, D, x) = P(t, D | X = x) - P(t, D | X = 0) .$$

Bei der Berechnung wird für t bisweilen die Lebensspanne 70 Jahre willkürlich festgelegt (WHO 1987); in anderen Berechnungen wird die gesamte (maximale) Lebensdauer betrachtet. Man spricht dann von dem Lebens-Exzess-Risiko (excess lifetime risk)

$$ELR(D, x) = P(D | X = x) - P(D | X = 0) .$$

Das Exzess-Risiko ist ebenfalls populationspezifisch, da in seine Berechnung die Basisraten der jeweiligen Bevölkerung eingehen. Wie oben gezeigt, ergeben diese sich aus der Prävalenz sämtlicher Risikofaktoren und der mit diesen

einhergehenden Risiken. Betrachtet man als Beispiel wiederum Lungenkrebs, so ist für die deutsche männliche Bevölkerung diese Wahrscheinlichkeit etwa 0.05, für Frauen etwa 0.01. Diese Werte unterscheiden sich beträchtlich in anderen Populationen. Setzt man nun für die Dosis x eine „Einheitsdosis“ ein, so ergibt sich ein Lebens-Exzess-Risiko, das als Unit Risk bezeichnet wird. Für Luftschadstoffe hat sich hier die Dosis $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eingebürgert. Eine exakte Definition im Sinne des obigen Risikobegriffs lautet also:

Unit Risk = $P(D \mid \text{konstante Exposition } 1 \mu\text{g}/\text{m}^3) - P(D \mid \text{keine Exposition})$.

Mit der Wahl der Dosis $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ist eine implizite Einschränkung verbunden, da diese Einheit nur für Luftschadstoffe sinnvoll ist. Auch hier gibt es mit Radon – einem radioaktiven Edelgas, das als Risikofaktor für Lungenkrebs gilt – eine Ausnahme, da hier die Einheit Becquerel/ m^3 angemessen ist. Für Substanzen im Boden, im Trinkwasser oder in Lebensmitteln sind entsprechende andere Einheiten zu wählen. Es besteht nun die Aufgabe, das Unit Risk aus einer epidemiologischen Studie zu schätzen. Dazu werden die Effektmaße „Relatives Risiko“ und „Odds Ratio“ benötigt. Für einen Faktor X , der entweder vorhanden ist ($X = 1$) oder nicht ($X = 0$), versteht man unter dem relativen Risiko (RR) den Quotienten der Risiken (hier: in einem kurzen Altersintervall) unter der Exposition und ohne Exposition:

$$RR_D(X) = \frac{P(D \mid X = 1)}{P(D \mid X = 0)}.$$

Das relative Risiko lässt sich aus Fall-Kontroll-Studien nicht direkt schätzen. Hier ist jedoch als gute Approximation das Odds Ratio (OR) schätzbar. Es ist definiert als

$$OR_D(X) = \frac{P(D \mid X = 1) (1 - P(D \mid X = 0))}{P(D \mid X = 0) (1 - P(D \mid X = 1))}.$$

Beide Effektmaße sind hier für den Fall eines dichotomen Risikofaktors definiert. Ein weiterer Parameter zur Charakterisierung des Risikos einer Exposition ist das populationsbezogene attributable Risiko (AR). Dieses gibt an, welcher Anteil des in einer Bevölkerung beobachteten Effektes durch die betrachtete Exposition be-

dingt ist. Für den Fall einer dichotomen Exposition mit einer Prävalenz von p_E in der betrachteten Population ist das AR gegeben durch

$$AR = \frac{p_E(RR - 1)}{p_E(RR - 1) + 1}.$$

Für eine quantitative Exposition lautet die Formel

$$AR = \frac{\int \{RR(X) - 1\} f(X) dX}{\int RR(X) f(X) dX},$$

wobei $f(\cdot)$ die Dichtefunktion der Exposition ist.

2.4.3 Dosis-Wirkungs-Beziehungen in der Epidemiologie

Für stetige Risikofaktoren ist durch geeignete Regressionsverfahren die Möglichkeit gegeben, eine Funktion des relativen Risikos bzw. des Odds Ratio in Abhängigkeit von der Dosis relativ zu der Nullexposition ($X = 0$) zu schätzen. Eine Methode zur Schätzung einer solchen Dosis-Wirkungs-Funktion aus Fall-Kontroll-Studien ist die logistische Regression. Dieses Regressionsmodell hat die Form:

$$\text{logit } P(D \mid x) = \alpha + \beta x.$$

Dabei sind α und β die zu schätzenden Regressionsparameter, und $\text{logit}(P) = \log(P / 1 - P)$ bezeichnet die logistische Transformation. In diesem Modell wird ein exponentieller Anstieg des relativen Risikos mit der Expositionsdosis x der Form $RR(x) = \exp(\beta x)$ angenommen. Es können auch in Erweiterung dieses Modells beliebige andere funktionale Zusammenhänge zwischen der Dosis und dem relativen Risiko modelliert werden.

Einen entsprechenden regressionsanalytischen Ansatz zur Schätzung einer Dosis-Wirkungs-Beziehung aus einer Kohortenstudie bieten die sogenannte Poisson-Regression (Breslow & Day 1987) und die Cox-Regression (Cox 1972). Bei der Poisson-Regression wird durch geeignete Gruppierung der verschiedenen Expositionen die Zahl der auftretenden Erkrankungen bzw. Todesfälle in Abhängigkeit von der Dosis

TCDD-Quartile	O	E	SMR	95%-KI	p für Trend
I	28	22,57	1,24	0,82–1,79	
II	29	21,64	1,34	0,90–1,92	
III	31	23,17	1,34	0,91–1,90	
IV	36	20,75	1,73	1,21–2,40	
Alle	124	88,12	1,41	1,17–1,68	0,01

Tabelle 2.4-1: Dosis-Wirkungs-Beziehung für die Mortalität an Krebs insgesamt als Funktion der kumulativen Blutkonzentration von TCDD (Flesch-Janys, Steindorf, Gurn et al. 1998)

O = beobachtet (observed), E = erwartet (expected), SMR = Standardisierte Mortalitäts-Ratio, KI = Konfidenzintervall

modelliert, wohingegen bei der Cox-Regression die individuelle Dosis direkt berücksichtigt wird. Auch hier ist eine Erweiterung zur Analyse beliebiger funktionaler Zusammenhänge möglich. Allgemein ist die Schätzung der korrekten funktionalen Form der Dosis-Wirkungs-Funktion schwierig. Eine Übersicht der hier verwendeten Verfahren ist in Becher (2002) beschrieben.

Schätzung des Unit Risk

Durch die Angabe einer Dosis-Wirkungs-Beziehung der Form $RR(x) = f(x)$ oder $OR(x) = f(x)$ ist ein Merkmal der Risikoabschätzung bereits erfüllt, da so ein funktionaler Zusammenhang zwischen der Dosis und dem Effekt, hier ausgedrückt durch das relative Risiko, vorliegt. Mit der Bestimmung des relativen Risikos ist das Problem allerdings in der Regel nicht gelöst, da aus gesundheitspolitischer Sicht die Angabe von absoluten Risiken wichtig ist. Das relative Risiko gibt nur bedingt einen Hinweis darauf, da die Prävalenz der Krankheit dabei nicht einfließt. Verschiedene Schätzverfahren erlauben es, das Unit Risk unter Verwendung der Mortalitätsraten der betrachteten Population für verschiedene Anwendungssituationen abzuschätzen (Becher, Steindorf, Wahrendorf 1995).

Mit Hilfe dieser Methoden kann – je nach Datenlage – das Unit Risk aus einer epidemiologischen Studie geschätzt werden. Die statistische Variabilität dieser Schätzungen ist in Steindorf & Becher (1998) untersucht worden. Die Methoden beruhen darauf, zunächst für die zugrundeliegende Population unter Verwendung der vorliegenden Todesursachenstatistiken das Lebenszeitrisko für die Krankheit bzw. für die Krankheiten zu schätzen, für die die interessierende Substanz X ein Risikofaktor darstellt. Dann wird unter Einbeziehung der geschätzten Funktion des relativen Risikos bzw. des Odds

Ratio das Lebenszeitrisko unter der Einheitsdosis geschätzt. Die Differenz beider Werte ergibt dann eine Schätzung des Unit Risk.

Es gibt andere Konzepte zur quantitativen Charakterisierung von Risiken, die im Vergleich zu dem Unit-Risk-Ansatz verschiedene Vor- und Nachteile haben. Das sogenannte „loss-of-life-time“-Konzept (Robins & Greenland 1991) ist hier zu nennen, welches die mit einer bestimmten Exposition verbundene Verkürzung der Lebenszeit schätzt. Eine weitere Alternative ist das Benchmark-Dosis-Konzept (Murrell, Portier, Morris 1998). Hierbei wird nicht wie beim Unit Risk angegeben, welcher Effekt bei der Exposition gegenüber einer Einheitsdosis zu erwarten ist, sondern umgekehrt, welche Dosis zu einer vorgegebenen Effektgröße führt, etwa zu einer zusätzlichen Inzidenz von 1 auf 1.000 ($ED_{0,001}$, $ED = „effective dose“$) (vgl. Kap. 2.3.4).

2.4.4 Beispiele

Epidemiologische Risikobewertung von Dioxinen (Schätzung des Unit Risk)

Die Gruppe der polychlorierten Dioxine und Furane umfasst eine Vielzahl von Verbindungen. Die bekannte und bestuntersuchte aus dieser Substanzklasse ist das 2,3,7,8-Tetrachlor-dibenzo-p-dioxin (TCDD). Dioxine und Furane sind ubiquitär verbreitet. Humanproben aus verschiedenen Regionen der Welt zeigen eine vorhandene Grundbelastung der Bevölkerung mit diesen Substanzen. Die Frage nach der Größe der mit dieser Belastung verbundenen gesundheitlichen Risiken, insbesondere nach der Höhe des Krebsrisikos, ist aus Gründen der Gesundheitsvorsorge von großem Interesse. Die IARC stufte im Jahr 1997 TCDD in die Gruppe I (kanzerogen

für den Menschen) ein (IARC 1997). Becher, Steindorf, Flesch-Janys (1998) führten eine Risikoabschätzung auf der Basis einer epidemiologischen Berufskrebsstudie bei hoch mit Dioxin belasteten Arbeitern durch. Grundlage war die Beobachtung einer Dosis-Wirkungs-Beziehung zwischen der kumulierten Dioxin-Exposition, geschätzt auf der Basis von Blutkonzentrationen (Tab. 2.4-1). Mittels Cox-Regression und Poisson-Regression wurden aus diesen Daten verschiedene Dosis-Wirkungs-Funktionen auf ihre Anpassung geprüft. Auf der Grundlage eines linearen Modells wurde das Unit-Risk bei einer Zufuhr von 1 pg/kg Körpergewicht/Tag im Bereich $5 \cdot 10^{-4}$ - $5 \cdot 10^{-3}$ geschätzt.

Risikoabschätzung für Radon (Schätzung des attributablen Risikos)

Es gibt hinreichende epidemiologische und tierexperimentelle Evidenz, dass hohe kumulative Expositionen gegenüber dem radioaktiven Edelgas Radon (genauer Radon-222) und seinen Zerfallsprodukten zu Lungenkrebs führen können. Radon gilt nach der Bewertung der IARC (1988) als sicheres Kanzerogen beim Menschen. Die epidemiologische Evidenz beruht dabei vor allem auf Kohortenstudien zu Arbeitern von verschiedenen Uran- und Eisenerzminen. Als Risikokenngröße wird in dieser Abschätzung das attributable Risiko für Lungenkrebs verwendet, das in diesem Beispiel definiert ist als der Anteil der Lungenkrebsfälle in der westdeutschen Bevölkerung, die auf die Exposition durch Innenraum-Radon zurückzuführen sind. Es wird die in 2.4.2 angegebene Formel verwendet. Dabei bezeichnet $f(\cdot)$ die Dichtefunktion der Radonkonzentrationen in Wohnräumen und $RR(X)$ das relative Lebenszeitrisko für Lungenkrebs in Gegenwart von konkurrierenden Risiken bei einer lebenslangen Exposition von X Bq/m³. Das relative Lebenszeitrisko ist die Lebenszeitwahrscheinlichkeit, unter einem gegebenen Radonexpositionsprofil an Lungenkrebs zu sterben, geteilt durch die entsprechende Wahrscheinlichkeit für eine nichtexponierte Person.

In unserem Anwendungsbeispiel wird f durch eine Lognormalverteilung geschätzt. Für den Zusammenhang zwischen Radon und Lungenkrebs wird auf ein Modell von Lubin et al.

(1994) zurückgegriffen, das auf einer gemeinsamen Auswertung von 11 Kohortenstudien beruht, in denen radon-exponierte Bergarbeiter untersucht wurden. Insgesamt umfasst die Studie über 2.700 Lungenkrebsfälle und nahezu 1,2 Millionen Personenjahre im Follow-Up. Für Frauen ergibt sich ein attributables Risiko von 0,073 (95%-Konfidenzintervall: 0,01 – 0,34), für Männer 0,070 (95%-Konfidenzintervall: 0,02 – 0,27). Die radonbedingte Anzahl der Lungenkrebstodesfälle ergibt sich durch Anwendung auf die BRD-Mortalitätsrate (hier für das Jahr 1991): pro Jahr sind etwa 2.000 Lungenkrebstodesfälle (400-600 Frauen und 1.500 Männer) in den alten Bundesländern auf radonbelastete Innenräume zurückzuführen. Eine ausführliche Diskussion der Annahmen und Unsicherheiten dieser Risikoabschätzung findet sich in Steindorf, Lubin, Wichmann et al. (1995).

2.4.5 Abschließende Bemerkungen

Für eine Bewertung der Höhe des Gefährdungspotentials von Substanzen ist die quantitative Risikoabschätzung unverzichtbar. Dabei nutzen nationale und internationale Gremien ungeachtet der methodischen Einschränkungen im wesentlichen Maße auch die Erkenntnisse aus der Epidemiologie. Risikoabschätzung ist wichtig, um eine sachliche Diskussion über die Relevanz von Risiken führen zu können. Die Risikoabschätzung basiert häufig auf Daten mit limitierter Aussagekraft. Daher ist die alleinige Angabe eines Punktschätzers irreführend. Während es bereits schwierig ist, die statistische Variabilität des mehrstufigen Schätzprozesses analytisch zu untersuchen, entziehen sich andere Unsicherheitsfaktoren einer soliden statistischen Behandlung. Arsen ist hier ein vergleichsweise „gutes“ Beispiel: verschiedene große Studie stehen zur Verfügung, es gibt Dosis-Abschätzungen, die von unabhängigen Experten als hinreichend valide angesehen werden, und es ergeben sich aus einzelnen Studien und verschiedenen Publikationen der selben Studie Schätzwerte, die, wenn sie auch nicht identisch sind, aber mit Ausnahme

weniger Extremwerte in einem akzeptablen Intervall liegen. Für andere Substanzen ist die Datelage weniger befriedigend.

Was sind die künftigen Entwicklungslinien zur Verbesserung der quantitativen Risikoabschätzung? Die Aussagekraft einer quantitativen Risikoabschätzung steht und fällt mit der Qualität der zugrundeliegenden Daten. Hier ist die Epidemiologie gefordert, z. B. durch die Berücksichtigung von genetischen und Umweltfaktoren, interindividueller Suszeptibilität, durch eine Verbesserung der Expositionscharakterisierung z. B. mittels Biomarkern sowie durch moderne statistische Techniken zur Adjustierung von Messfehlern. Darüber hinaus sind Arbeiten zur Verbindung von epidemiologischen und toxikologischen Daten durch die Entwicklung biologisch-basierter Wirkungsmodelle erforderlich. Hierdurch können zusätzliche Informationen für die notwendige Extrapolation über den Bereich der am Menschen beobachteten Dosis-Wirkungs-Beziehung hinaus für die Risikoabschätzung nutzbar gemacht werden. Ein Beispiel für die Einbeziehung solcher Informationen ist die Risikoabschätzung der EPA für Dioxine (US-EPA 2000).

Es erscheint unwahrscheinlich, dass die grundlegenden Probleme einer quantitativen Risikoabschätzung, die Extrapolation über beobachtete Dosisbereiche hinaus bzw. zwischen den Spezies, vollständig gelöst werden können. Gleichwohl wird die weitere Entwicklung dazu beitragen, die rationalen Grundlagen für Entscheidungen im Bereich der umweltbezogenen gesundheitlichen Prävention zu verbessern.

Literatur

- Ahlbohm, A., Norell, S. (1991): Einführung in die moderne Epidemiologie. BGA-Schriften 2/91, MVV Verlag, München.
- Becher, H. (2002): Continuous covariables in epidemiological studies: Dose-response modelling and confounder adjustment. *Biometr. J.* vol. 44, no. 6, 684-699.
- Becher, H., Steindorf, K., Flesch-Janys, D. (1998): Quantitative cancer risk assessment for dioxins using an occupational cohort. *Environ. Health Perspect.* 1998 vol. 106, suppl. 2, 663-670.
- Becher, H., Steindorf, K., Wahrendorf, J. (1995): Epidemiologische Methoden der Risikoabschätzung für krebserzeugende Umweltstoffe mit Anwendungsbeispielen. Umweltbundesamt Berlin (Hrsg.). Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Breslow, N.E., Day, N.E. (1980): Statistical methods in cancer research. Vol. I – The analysis of case-control studies. IARC Scientific Publications, No. 32, Lyon, F.
- Breslow, N.E., Day, N.E. (1987) Statistical methods in cancer research. Vol. II – The design and analysis of cohort studies. IARC Scientific Publications, No. 82, Lyon, F.
- Cox, D. R. (1972): Regression models and life tables (with discussion). *J. R. Stat. Soc. B*, vol. 34, 187-220.
- Flesch-Janys, D., Steindorf, K., Gurn, P., Becher, H. (1998): Estimation of cumulative exposure to polychlorinated dibenzo-p-dioxins / furans and standardized mortality ratio analysis of cancer mortality by dose in an occupationally exposed cohort. *Environ. Health Perspect.* vol. 106, suppl. 2, 655-662.
- IARC / International Agency for Research on Cancer (1988): Man-made mineral fibres and radon. Evaluations of carcinogenic risks to humans, Vol. 43, Lyon, F.
- IARC / International Agency for Research on Cancer (1997): Polychlorinated dibenzo-para-dioxins and polychlorinated dibenzofurans. Evaluations of carcinogenic risks to humans, vol. 69, Lyon, F.
- Lubin, J.H., Liang, Z., Hrubec, Z., Pershagen, G., Schoenberg, J.B., Blot, W.J., et al. (1994): Radon exposure in residences and lung cancer among women: combined analysis of three studies. *Cancer Causes Control* vol. 5, no. 2, 114-128.
- Murrell, J.A., Portier, C.J., Morris, R.W. (1998): Characterizing dose-response I: Critical assessment of the benchmark dose concept. *Risk Analysis* vol. 18, no. 1, 13-26.
- Robins, J., Greenland, S. (1991): Estimability and estimation of expected years of life lost due to a hazardous exposure. *Stat. Med.* vol. 10, no. 1, 79-93.
- Rothman, K.J., Greenland, S. (1998): Modern Epidemiology. Lippincott-Raven, Philadelphia, PA, USA.
- Steindorf, K., Becher, H. (1998): Absolute risk and loss-of-lifetime estimation for quantitative risk assessment: comparison of different estimators and the derivation of variance estimates. *Biometr. J.* vol. 40, no. 3, 355-378.
- Steindorf, K., Lubin, J.H., Wichmann, H.-E., Becher, H. (1995): Lung cancer deaths attributable to indoor radon exposure in West Germany. *Internat. J. Epidemiol.* vol. 24, no. 3, 485-492.
- US-EPA / US Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment (2000): Draft dioxin reassessment. <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=55265>, Zugriff: 23.10.2003.

WHO (1987): Air quality guidelines for Europe. WHO Regional Publications European Series, No. 23, Copenhagen, DK.

Vignette 2.4.A Bevölkerungsbezogene Risikoprognosen

Michael Schümann, Hermann Neus

Kapitel 2.4 stellt dar, wie epidemiologische Studien genutzt werden können um individuelle Gesundheitsrisiken abzuschätzen. Die Charakterisierung individueller Risiken ist z.B. für die öffentliche Verwaltung wichtig, um beurteilen zu können, ob zur Wahrung des individuellen Grundrechtes auf körperliche Unversehrtheit Maßnahmen erforderlich sind. Für das öffentliche Gesundheitswesen ist darüber hinaus aber auch das kollektive Risiko von Bedeutung, welches Aussagen über die Auswirkungen der Noxen auf den Gesundheitszustand der Bevölkerung insgesamt erlaubt. Die Verbreitung von Noxen in der Bevölkerung kommt hier als we-

sentlicher zusätzlicher Aspekt hinzu. Im vorliegenden Beitrag werden Methoden für bevölkerungsbezogene Risikoprognosen vorgestellt. Sie erlauben auch Abschätzungen über die Effekte von Präventionsmaßnahmen auf die gesamte Bevölkerung. In Vignette 2.4.B werden diese Methoden auf das Beispiel Straßenverkehrslärm angewandt.

Für bevölkerungsbezogene Risikoabschätzungen muss neben dem relativen Risiko auch die Expositionsprävalenz bekannt sein, um den attribuierbaren Anteil des jeweiligen Risikofaktors an der Gesamtinzidenz der Population zu bestimmen. Das bevölkerungsbezogene Risiko (population attributable risk, PAR) ist derjenige Anteil des Risikos, der durch die Beseitigung des betrachteten Risikofaktors (mit einem bestimmten Expositionsniveau i) vermieden werden könnte (Hennekens und Buring 1987):

$$PAR_i = \frac{Pr_i * (RR_i - 1)}{1 + Pr_i * (RR_i - 1)} = \frac{I_{\text{Gesamt}} - I_0}{I_{\text{Gesamt}}}$$

Hierbei bezeichnet Pr_i die Prävalenz der Exposition in der Bevölkerung, RR_i das relative Risiko für eine gegebene Expositionshöhe i , I_{Gesamt} die Gesamtinzidenz und I_0 die Inzidenz ohne Exposition. Sind die Populationsgröße n bei-

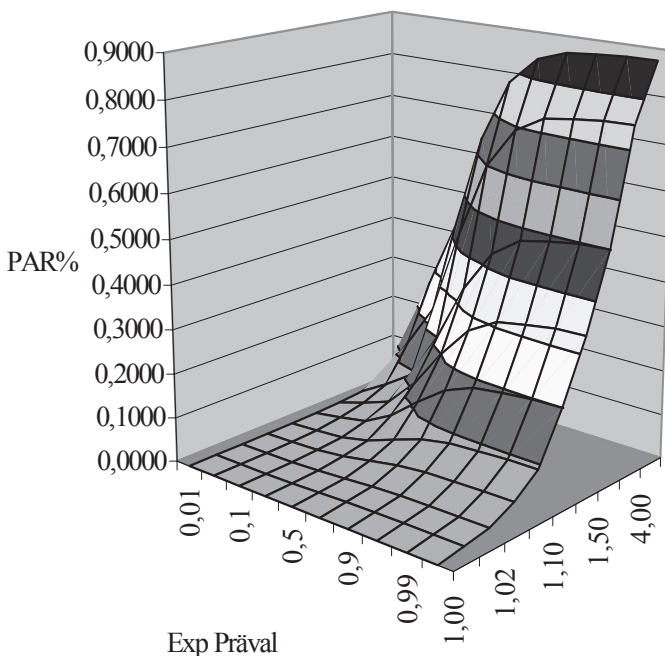


Abbildung 2.4.A-1:

Zusammenhang zwischen Expositionsprävalenz (Exp Präval), relativem Risiko (Rel Risiko) und bevölkerungsbezogenem Risiko (PAR%)

spielsweise für ein Bezugsjahr und die Inzidenz I_p (Fälle pro Jahr/ Normgröße) für die Bevölkerung bekannt, so lässt sich über

$$PIN_i = n * I_p * PAR_i$$

die absolute Anzahl der vermeidbaren Fälle in der Bevölkerung (potential incidence number PIN) abschätzen. Die Zusammenhänge zwischen relativem Risiko und Expositionsprävalenz einerseits und bevölkerungsbezogenen Risiko als Zielgröße andererseits sind nicht linear (Abb. 2.4.A-1).

Die verschiedenen in die Berechnung einfließenden Größen haben deutlichen Einfluss auf die Größe kollektiver Risiken, die bei alleiniger Kenntnis des relativen Risikos nicht prognostizierbar sind. So können Risikofaktoren mit hoher Expositionsprävalenz auch bei vergleichsweise geringen relativen Risiken einen hohen Anteil an der Inzidenz in der betrachteten Bevölkerung haben. Bei einer anzunehmenden Expositionsprävalenz von 36 - 45% (Helmert & Buitkamp 2004, Radon & Nowak 2004) sind immerhin etwa 7% aller Lungenkrebsfälle auf Passivrauchen zurückzuführen, obwohl das relative Risiko in der Größenordnung von 1,2 (Boffetta, Augudo, Ahrens et al. 1998) relativ moderat ausfällt.

Für die absolute Zahl vermeidbarer Fälle ist darüber hinaus die Grundinzidenz zu beachten. Wegen der höheren Grundinzidenz koronarer Herzerkrankungen werden bei ähnlich großen relativen Risiken die Absolutzahlen der durch Passivrauchen verursachten Erkrankungen des Herz- und Gefäßsystems beispielsweise um den Faktor 5 - 10 höher eingeschätzt als diejenigen für Lungenkrebs (Radon & Nowak 2004). Die Inzidenz ist für eine Vielzahl von Erkrankungen von Alter und Geschlecht abhängig; die Gesamtsterblichkeit oberhalb des 30. Lebensjahr lässt sich gut durch exponentiell ansteigende Funktionen modellieren (Leksell & Rabl 2001). Für die Gruppe der ischämischen Erkrankungen (ICD 9: 410 - 414) steigt die Inzidenz z.B. bei Männern vom 50. Lebensjahr (etwa 1:1.000) steil an, und zwar auf etwa 20:1.000 im 80. Lebensjahr. Dieser Anstieg ist bei Männern erkennbar höher als bei Frauen. Bei gleichen Rahmenbedingungen bezüglich des relativen Risikos und der Expositionsprävalenz fiel dementsprechend die An-

zahl vermeidbarer Fälle bei Männern deutlich höher als bei Frauen aus.

Alternativ zur Ermittlung von Wahrscheinlichkeiten können auch auf Bevölkerungsebene die Auswirkungen auf die Lebenserwartung betrachtet werden. Formal wird die Lebenserwartung bei Geburt als Erwartungswert definiert, der sich aus einer Fortschreibung der aktuellen alters- und geschlechtsbezogenen Sterbeziffern auf die Lebenszeit eines fiktiven Individuums ergibt. Wesentliche Einflussgrößen zur Berechnung sind die altersspezifischen Mortalitätsraten m_i . Die Methoden zur Berechnung von Lebenserwartung (WHO 1977; Bland 1992; Newell 1994) sind ausführlich bei Chiang (1984) beschrieben. Zur Berechnung der durch den betrachteten Risikofaktor verlorenen Lebensjahre (life years lost) wird zunächst die um den Einfluss des Risikofaktors verminderte Mortalitätsrate für jede Altersgruppe i getrennt berechnet entsprechend folgender Formel:

$$m_{i, \text{reduced}} = m_{i, \text{total}} * (1 - PAR_i)$$

Die Anzahl verlorener Lebensjahre ergibt sich dann aus der Differenz der mit vs. ohne Risikoreduzierung gerechneten Lebenserwartung. Wesentlicher Vorteil dieses Parameters ist es, dass ein aggregiertes und vergleichsweise leicht kommunizierbares Maß für die Gesamtlebenszeit entsteht, welches über verschiedene Populationen und Risikofaktoren vergleichbar ist. Es ist allerdings nicht unmittelbar und einfach zu berechnen und mit einer Reihe nicht-trivialer Annahmen verbunden. Die Annahme der Konstanz der Sterbeziffern ist angesichts der in den vergangenen 100 Jahren eingetretenen Veränderungen nur als Konstrukt und nicht als realistische Prognose zu sehen. Die Lebenserwartung zum Zeitpunkt der Geburt sollte daher als einfaches summatives Maß interpretiert werden, das den aktuellen Stand der Sterblichkeit beschreibt. Die Anzahl der verlorenen Lebensjahre ist mit gleichem Vorbehalt zu interpretieren.

Literatur

- Bland, M. (1992): An introduction to medical statistics. Oxford Medical Publications, Oxford, UK.
Boffetta, P., Augudo, A., Ahrens, W. et al. (1998): Multi-centre study of exposure to environmental tobacco smoke

Tabelle 2.4.B-1: Abschätzung bevölkerungsbezogener Risiken durch Belastung mit Straßenverkehrslärm unter verschiedenen Modellannahmen

	Bevölkerungsbezogenes Lebenszeit-Risiko pro 1.000 Einwohner	Verlorene Lebenszeit in Tagen
Ausgangsmodell: RR = 1,2 bei Außenpegeln über 65 dB(A) (tagsüber)	5,2	19,7
Erweitertes Modell: Manifestation der Risikos erst nach 15-jähriger Exposition	3,9	14,6
Schichtung nach Risikohöhe in Abhängigkeit von Lärmbelastung	5,7	21,2
Berücksichtigung der Schallausbreitung zur Nachbildung von Innenraumpegeln	4,9	17,8

and lung cancer in Europe. J. Nat. Cancer Institute vol. 90, no.19, 1440-1449.

Chiang, C. L. (1984): The life table and its applications. Robert E Krieger Publishing Company, Malabar, FA, USA.

Helmert, U., Buitkamp, M. (2004): Die Veränderung des Passivrauchens in Deutschland von 1985 bis 2002. Gesundheitswes. vol. 66, no. 2, 102-106.

Hennekens, C.H., Buring, J.E. (1987): Epidemiology in medicine. Lippincot, Williams & Wilkins, Philadelphia, PA, USA.

Leksell, I., Rabl, A. (2001): Air pollution and mortality: Quantification and valuation of years of life lost. Risk Anal. vol. 21, no. 5, 843-858.

Newell, C. (1994): Methods and models in demography. John Wiley & Sons, Chichester, UK.

Radon, K., Nowak, D. (2004): Passivrauchen – aktueller Stand des Wissens. Dtsch. Med. Wochenschr. vol. 129, no. 4, 157-162.

WHO / World Health Organization (1977): Manual of mortality analysis. A manual on methods of analysis of national mortality statistics for public health purposes. Reprint 1980. WHO, Geneva, CH.

Vignette 2.4.B Abschätzung bevölkerungsbezogener Risiken bei Lärmbelastungen

Hermann Neus, Michael Schümann

In der epidemiologischen Literatur finden sich zahlreiche Hinweise, dass straßenverkehrsbedingter Lärm im Wohnumfeld das Erkrankungs- und Mortalitätsrisiko für ischämische Herzerkrankungen erhöht. Aus Fall-Kontroll-Studien

und der Caerphilly-Speedwell-Kohortenstudie lässt sich ein erhöhtes Risiko ableiten (Babisch 2000), das jedoch von Einflussgrößen wie der Dauer des Wohnens unter Verkehrsexposition, der Lage der Schlafräume zur Expositionsquelle und zu individuellen Faktoren wie Öffnungsverhalten der Fenster in Verbindung steht (Babisch, Ising, Gallacher et al. 1999). Diese Befunde wurden in einer aktuellen Fall-Kontroll-Studie erneut bestätigt (Babisch 2004). Aufgrund methodischer Probleme ist die Kausalinterpretation der vorliegenden Befunde umstritten, in seiner Gesamtheit macht der Stand der Erkenntnisse jedoch einen ursächlichen Zusammenhang plausibel (Neus & Boikat 2000; Babisch 2001; Kempen, Kruize, Boshuizen et al. 2002).

Frühere Risikoabschätzungen gingen von der extrem vereinfachten Annahme aus, dass das Herzinfarktrisiko bei Außenschallpegeln über 65 dB(A) (tagsüber) um 20% ansteigt (RR = 1,2). Unter diesen Annahmen ergibt sich ein individuelles Lebenszeitrisiko von 20:1.000, das um den Faktor 10 höher liegt als das durch Schadstoffimmissionen im Nahbereich von Hauptverkehrsstraßen hervorgerufene Lebenszeitrisiko für Krebserkrankungen (Neus, Boikat, Manikowsky et al. 1994). Bezogen auf das kollektive Risiko ergab sich, dass etwa 2% aller Herzinfarkte auf den Straßenverkehrslärm zurückzuführen sind (Babisch & Ising 1992). Diese Ergebnisse verdeutlichen die gesundheits- und umweltpolitische Relevanz von Lärmbelastungen. Vor diesem Hintergrund wurden in späteren Risikoabschätzungen im Sinne einer Sensitivitätsanalyse Modelle mit differenzierteren Annahmen über Expositionsbedingungen und zugehörigen Wirkungsstärken betrachtet (Schümann & Neus 2001).

Für die Belastung der Umwelt und die resultierenden Expositionsprävalenzen liegen für die Bundesrepublik repräsentative Schätzungen vor (UBA 2001). Die Dosis-Wirkungsbeziehungen beruhen weitgehend auf extrapolierten Annahmen aus den vorhandenen epidemiologischen Studien. Beschränkt man die Risikoabschätzung auf die Mortalität zu Lasten der ischämischen Herzerkrankungen (ICD 410 - 441), so liegen für die alters- und geschlechtsspezifischen Mortalitätsrisiken die Bevölkerungsdaten in der erforderlichen Auflösung vor. Passt man die Risikomodelle an die vorliegende Literatur an, so lassen sich vier Ansätze miteinander vergleichen: (1) ein Ausgangsmodell mit der Annahme einer Expositionsprävalenz von 15,8 % für Lärmbelastungen größer 65 dB(A) und entsprechend einem relativen Risiko in der Größenordnung von $RR = 1,2$, (2) ein erweitertes Modell, dass eine Expositions- bzw. Wohnzeit von mehr als 15 Jahren als Bedingung für das Auftreten eines Risikos $RR = 1,2$ voraussetzt, (3) in Erweiterung des zweiten Modells eine Schichtung der Risikohöhe in Abhängigkeit von der Lärmbelastung (61 - 70 dB(A) $RR = 1,1$; 71 - 75 dB(A) $RR = 1,2$; >75 dB(A) $RR = 1,7$) und (4) ein an der Caerphilly-Speedwell-Kohortenstudie orientiertes Modell, das Merkmale der Wohnung und des individuellen Verhaltens berücksichtigt wie Orientierung des Schlafraumes zur Straße, Fenster-Öffnungsverhalten und Wohn- bzw. Expositionsdauer.

Ausgewählte Ergebnisse dieser differenzierteren Risikobetrachtungen sind in Tab. 2.4.B-1 dargestellt. Obwohl die Modellannahmen recht unterschiedlich erscheinen, ergeben sich vergleichsweise homogene Ergebnisse: Das individuelle Risiko unter Exposition liegt in der Größenordnung von 3 - 6:1,000, die Lebenserwartung der Bevölkerung wird durch das Lärmrisiko um 10 - 25 Tage verkürzt. In der Größenordnung stimmen die Resultate auch mit denen von Künzli, Medina, Kaiser et al. (2001) und Szagun & Seidel (2000) gut überein.

Die gute Übereinstimmung der Ergebnisse bei stark abweichenden Modellannahmen überrascht auf den ersten Blick, wird jedoch verständlich, wenn man berücksichtigt, dass die Detaillierung der Risikobedingungen eine Absenkung der Expositionsprävalenz bedingt, für

spezifische Expositionen jedoch in der Regel höhere relative Risiken anzunehmen sind. Beide Tendenzen gleichen sich hier weitgehend aus. Auch bei differenzierterer Betrachtung bestätigt sich die große gesundheits- und umweltpolitische Bedeutung der Lärmbelastungen.

Literatur

- Babisch, W. (2000): Traffic noise and cardiovascular disease: Epidemiological review and synthesis. *Noise and Health* vol. 2, no. 8, 9-32.
- Babisch, W. (2001): Risikobewertung in der Lärmwirkungsforschung. Zum Risiko für Herz-Kreislauf-Erkrankungen durch chronischen Lärmstress. *Umweltmed. Forsch. Prax.* vol. 6, no. 5, 243-250.
- Babisch, W. (2004): Die NaRoMi-Studie (Noise and Risk of Myocardial Infarction). Auswertung, Bewertung und vertiefende Analysen. In: Chronischer Lärm als Risikofaktor für den Myokardinfarkt. Ergebnisse der NaRoMi-Studie. WaBoLu-Hefte 2/04. Umweltbundesamt, Berlin, pp. I-1 - I-60.
- Babisch, W., Ising, H. (1992): Epidemiologische Studien zum Zusammenhang zwischen Verkehrslärm und Herzinfarkt. *Bundesgesundheitsbl* vol. 35, no. 1, 3-11.
- Babisch, W., Ising, H., Gallacher, J.E.J., Sweetnam, P.M., Elwood, P.C. (1999): Traffic noise and cardiovascular risk: The Caerphilly and Speedwell studies, third phase - 10 years follow-up. *Archives Environm. Health* vol. 54, no. 3, 210-216.
- Kempen, E.M.M. van, Kruize, H., Boshuizen, H.C., Ameling, C.B., Staatsen, B.A.M., de Hollander, A.E.M. (2002): The association between noise exposure and blood pressure and ischemic heart disease: A meta-analysis. *Environ. Health Perspect.* vol. 110, no. 3, 307-317.
- Künzli, N., Medina, S., Kaiser, R., Quénel, P., Horak, J., Studnicka, M. (2001): Assessment of death to air pollution: Should we use risk estimates based on time series or on cohort studies? *Amer. J. Epidemiology* vol. 153, no. 11, 1050-1055.
- Neus, H., Boikat, U. (2000): Evaluation of traffic noise-related cardiovascular risk. *Noise and Health* vol. 2, no. 7, 65-77.
- Neus, H., Boikat, U., Manikowsky, S. von, Tesseraux, I. (1994): Quantitative risk assessment in environmental health policy. The example of road traffic. *Informatik, Biometrie und Epidemiologie in Medizin und Biologie* vol. 25, no. 4, 312-318.
- Schumann, M., Neus, H. (2001): Assessment of noise related cardiovascular risk: Evaluation of uncertainty in population risk assessment. In: Boone, R. (ed.): *Proceedings of*

the inter.noise 2001, Den Haag, NL 2001. Nederlands Akoestisch Genootschap (NOG) und International Institute of Noise Control Engineering, pp. 1617-1622.

Szagun, B., Seidel, H. (2000): Mortalität durch den Straßenverkehr in Baden-Württemberg – Schadstoffmissionen, Unfälle, Lärm. Gesundheitswesen vol. 62, no. 4, 225-233.

UBA / Umweltbundesamt (2001): Daten zur Umwelt: Der Zustand der Umwelt in Deutschland 2000. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

2.5 Indikatoren

Hermann Neus, Hans-Guido Mücke

Unter Indikatoren werden im Allgemeinen Kenngrößen verstanden, die zur Beschreibung des Zustandes eines Sachverhalts oder komplexen Systems dienen. Bei dem betrachteten Gegenstand kann es sich auch um abstrakt definierte Konstrukte wie „Umweltqualität“ handeln. Der Indikatorenbildung liegt dabei ein pragmatisches Erkenntnisinteresse zugrunde: Indikatoren werden zur Unterstützung von Entscheidungsprozessen dann gebildet, wenn dem betrachteten Gegenstand oder System für bestimmte Zwecke Relevanz beigemessen wird. Sie haben in erster Linie beschreibende Funktion und sollen Zustandsinformationen, als Problemfeldanalyse oder für die Standortbestimmung im Vergleich mit anderen (Benchmarking), liefern und Veränderungen in den als relevant angesehenen Sachverhalten anzeigen.

Indikatoren werden häufig durch Zusammenfassung und Verknüpfung verfügbarer Einzeldaten oder ihrerseits bereits zusammengefasster Statistiken gebildet. Da jeder Indikator immer nur einen Ausschnitt der Wirklichkeit widerspiegeln kann, werden Indikatoren häufig zu sogenannten Indikatorensystemen zusammengefasst, um einen umfassenderen Überblick zu gewinnen. Die Bildung von Indikatoren ist somit der Ebene der fachlichen Analyse zuzuordnen, weist jedoch einen unmittelbaren Handlungsbezug auf. Indikatoren dienen dazu, politische Entscheidungsträger und die Öffentlichkeit mit Informationen zu versorgen, damit einen Beitrag für die Formulierung von Politikzielen und

Entscheidungsprozessen zu leisten und Erfolgskontrollen zu ermöglichen. Die Festlegung von Indikatorensystemen ist daher immer im Kontext politischer Zielfindungsprozesse zu sehen. Dieser Kontext kann entweder dadurch hergestellt werden, dass Indikatorensysteme sich an bereits formulierten programmatischen Zielvorgaben, übergeordneten Leitbildern oder Qualitätszielen orientieren, oder dadurch, dass sie im Rahmen eines politischen Einigungsprozesses im Einzelfall einvernehmlich als wichtige Orientierungshilfe für anstehende Entscheidungen anerkannt werden.

Der grundsätzliche Nutzen, den Indikatoren für die praktische Politikgestaltung haben können, lässt sich an zahlreichen prominenten Beispielen illustrieren. Nur beispielhaft sei z.B. aus dem Bereich der Wirtschafts- und Arbeitsmarktpolitik an die Bedeutung von Arbeitslosenquote, Inflationsrate oder den Börsenindex DAX erinnert. Im Bereich der öffentlichen Verwaltung hat die Indikatorenbildung im Zusammenhang mit der Verwaltungsmodernisierung, z.B. im Rahmen des Neuen Steuerungsmodells (KGSt 1993), als ein Instrument zur Überprüfung der Effizienz administrativen Handelns eine eigenständige Bedeutung erhalten. Auf dem Gebiet der Gesundheits- und Umweltpolitik finden sich systematische Ansätze zur Indikatorenentwicklung erst in der jüngeren Vergangenheit. Erste Impulse für die Entwicklung von Indikatoren für den umweltbezogenen Gesundheitsschutz ergaben sich aus dem Aufbau einer umweltbezogenen Gesundheitsberichterstattung (Schäfer & Wachtel 1989). Den entscheidenden Schub für die Diskussion über Nachhaltigkeitsindikatoren und Indikatoren für den umweltbezogenen Gesundheitsschutz hat aber die Konferenz für Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro im Jahre 1992 ausgelöst.

2.5.1 Indikatoren in integrierten Programmen und resultierende Anforderungen

Ein prägendes Strukturelement integrierter Programme besteht in einem systematischen Vorge-

hen gemäß einem Regelkreismodell, das durch die Schrittfolge Bestandsaufnahme – Zielformulierung – Entwicklung eines Handlungskonzeptes – Umsetzung – Evaluation als erneute Bestandsaufnahme mit Zielabgleich und aktualisierter Zielformulierung gekennzeichnet ist (Kap. 1.7). Dieses Vorgehen bedarf überprüfbarer und nach Möglichkeit quantitativer Maßstäbe zur Zielformulierung wie auch für den Zielabgleich. Diesem Zweck dienen Indikatoren. Ihnen kommt die Funktion zu, Handlungsbedarf zu identifizieren (z.B. durch räumliche und zeitliche Vergleiche, die auf Defizite oder ungünstige Entwicklungstendenzen hindeuten können), Zielsetzungen zu präzisieren sowie zeitliche Entwicklungen und den Erfolg von Maßnahmen quantitativ zu beschreiben. Der Erfolgskontrolle ist dabei eine Schlüsselfunktion beizumessen: ohne Bezug auf ein geeignetes Indikatorensystem besteht die Gefahr, dass sich Programme in einer Fülle von Einzelaktivitäten erschöpfen, ohne dass deren langfristige Wirksamkeit beurteilt werden kann. Für die praktische Umsetzung ist es dabei unerlässlich, die detaillierten und stark differenzierten Informationen über Umwelt und Gesundheit in geeigneter Form zu verdichten. Benötigt wird ein überschaubarer und handhabbarer Satz von Kennzahlen, mit denen der Zustand der Umwelt und Gesundheit hinreichend genau charakterisiert, bewertet und in seiner Entwicklung beschrieben werden kann. Um diesen Zweck zu erfüllen, sollten Indikatoren im Idealfall verschiedenen Kriterien genügen (vgl. z.B. Diefenbacher, Karcher, Stahmer et al. 1997; WHO 2000b; Osius, Trojan, Flesch-Janys et al. 2001), zum Beispiel:

- Indikatoren müssen wissenschaftlich aussagefähig sein, jedoch gleichzeitig so auf die Entwicklung der Gesellschaft bezogen sein, dass sie als Grundlage für politische Entscheidungen verwendet werden können.
- Indikatoren müssen die zugrundeliegenden Messwerte und Informationen so verdichten, dass sie weder durch zu starke Abstraktion an Aussagekraft verlieren, noch zu viele Einzeldaten unverbunden nebeneinander stehen.
- Indikatoren müssen eindeutig interpretierbar sein. Sie müssen auf eine festgelegte Zielformulierung ausgerichtet und für den betrachteten Sachverhalt relevant und repräsentativ

sein sowie eine Aussage darüber zulassen, ob die bezeichnete Eigenschaft des Systems in einem „guten“ oder „schlechten“ Bereich liegt.

- Indikatoren müssen änderungssensitiv sein, d.h. relevante Änderungen in dem betrachteten System sollten sich in dem Indikator oder in dem Indikatorensystem abbilden. Entwicklungsprozesse, die ansonsten nicht oder nicht direkt erkennbar sind, sollten wahrnehmbar gemacht werden.
- Indikatorensysteme sollten praktikabel sein in Hinblick auf Datenverfügbarkeit, auf den Zeit- und Kostenbedarf für ihre Erstellung sowie auf Standardisierungserfordernisse mit Blick auf Vergleichbarkeit in Raum und Zeit.

Wegen ihrer systematischen Einordnung in administrative Handlungskonzepte, die in den regional gegliederten Strukturen der Verwaltungssysteme zu erarbeiten sind, sind Indikatoren auch in Hinblick auf Möglichkeiten ihrer räumlichen Aggregation bzw. Auflösung zu betrachten. Für die lokale Verwaltungsebene ergibt sich generell das Spannungsfeld, einerseits nach dem Grundsatz „Global denken, lokal handeln“ einen Beitrag zur Lösung globaler und ubiquitärer Umweltprobleme zu leisten, andererseits aber auch den spezifischen lokalen Problemen adäquat Rechnung zu tragen. Diese Dualität spiegelt sich auf der Ebene der Indikatoren wider: das Indikatorensystem sollte sowohl Indikatoren umfassen, deren Bedeutung primär auf die globalen Zusammenhängen ausgerichtet ist, als auch solche, die sich auf den regionalen Kontext beziehen. Zumindest bezogen auf die erste, oftmals als „Kernindikatoren“ bezeichnete Gruppe sprechen viele Gründe, darunter die überregionale Vergleichbarkeit und die Arbeitsökonomie, dafür, die Methodenentwicklung auf überregionaler Ebene zu koordinieren und zu vereinheitlichen. Die verschiedenartigen Kriterien und Gesichtspunkte stehen in vielfältiger Weise untereinander in einem Zielkonflikt und können in unterschiedlichen Anwendungszusammenhängen unterschiedlich stark gewichtet sein. Die Verständigung über Indikatorensysteme ist daher immer ein Ergebnis von Kompromissen und Aushandlungsprozessen.

2.5.2 Indikatoren im Themenfeld Gesundheit und Umwelt

In der aktuellen Diskussion zur Weiterentwicklung des umweltbezogenen Gesundheitsschutzes spielen die in Kap. 1.5 vorgestellten Strukturmodelle eine große Rolle. Im Rahmen integrierter Programme sind sie ein gut geeignetes Instrument, um die ursächlichen Zusammenhänge bei der Entstehung und bei den weiteren Auswirkungen von Umweltbelastungen zu analysieren. Sie kennzeichnen damit auch Ansatzmöglichkeiten für Interventionen und haben daher die Methodenentwicklung für Indikatoren, die ebenfalls einen Handlungsbezug aufweisen, stark beeinflusst.

Für die Entwicklung von Indikatoren für den umweltbezogenen Gesundheitsschutz hat sich das DPSEEA-Modell von Corvalán, Briggs, Kjellström (1996) als geeignet herausgestellt und bildet inzwischen einen auf breiter Ebene anerkannten konzeptionellen Bezugsrahmen (WHO 2000; Fehr 2001; Osius, Trojan, Flesch-Janys et al. 2001). Dabei wird angestrebt, zu den verschiedenen Stufen dieses Strukturmodells, also Driving Forces, Pressure, State, Exposure, Effect und Action geeignete Indikatoren zu definieren, um Kausalketten und Interventionsmöglichkeiten möglichst umfassend ins Blickfeld nehmen zu können. Eine genauere Betrachtung des DPSEEA-Strukturmodells zeigt, dass die Expositionsabschätzung die zentrale Verbindungsstelle zwischen „Umwelt“ (State) und „Gesundheit“ (Effect) darstellt. – Im The-

menfeld „Umwelt und Gesundheit“ ist seit ca. 10 Jahren auf überregionaler Ebene eine lebhaft entwickelte Entwicklung zur Verständigung auf einheitliche Indikatorensätze festzustellen. Tab. 2.5-1 gibt einen Überblick über Meilensteine dieser Entwicklung, auf die nachfolgend eingegangen wird.

Gesundheitsberichterstattung der Länder

In der 1996 eingeführten Gesundheitsberichterstattung der Länder sind in Themenfeld 5, „Gesundheitsrisiken aus der Umwelt“, auch Indikatoren für den umweltbezogenen Gesundheitsschutz vorgesehen. Der Gesundheitsbericht des Bundes (Statistisches Bundesamt 1998) lehnt sich in der Darstellung umweltbezogener Themen stark an diesen Indikatorensatz an. Hingegen findet man nach einer Bestandsaufnahme von Fehr und Vogt (2001) auf kommunaler Ebene kaum eine Anlehnung an diesen Indikatorensatz. Der Indikatorensatz für die Gesundheitsberichterstattung der Länder wurde 2003 von der Arbeitsgemeinschaft der Obersten Landesgesundheitsbehörden aktualisiert und umfasst derzeit 14 Indikatoren (AOLG 2003). Der aktualisierte Indikatorensatz wird dominiert von den Themenbereichen Außenluft (5 Indikatoren mit Angaben zur Schadstoffkonzentration in der Außenluft) und Trinkwasser (3 Indikatoren) und richtet sich stark an einer Dokumentation gesetzlich vorgeschriebener Messungen aus. Die Liste umfasst ganz überwiegend sog. „Länderindikatoren“, die weitergeführt werden sollen, sofern die jeweiligen Länder hierfür gesundheitspolitischen Bedarf sehen.

Tabelle 2.5-1: Meilensteine überregionaler Indikatorenentwicklung im Themenfeld „Umwelt und Gesundheit“, 1993 - 2004

Jahr	Themenbereich und Kontext	Organisation
1993/94	Kernsatz von Nachhaltigkeitsindikatoren	Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD 1993, 1994)
1996	Gesundheitsindikatoren für die Gesundheitsberichterstattung der Länder (Aktualisierung 2003)	Gesundheitsministerkonferenz, Arbeitsgemeinschaft der Obersten Landesgesundheitsbehörden (AOLG 2003)
1996	Gesundheitsindikatoren im Rahmen des Gesunde Städte-Projekts	WHO Europa (Doyle 1996)
1999	Nachhaltigkeitsindikatoren im Rahmen der Agenda 21	Commission for Sustainable Development (CSD 1999)
2002	Indikatoren der Nationalen Nachhaltigkeitsstrategie	Bundesregierung (Bundesregierung 2002)
2003	Nachhaltigkeitsindikatoren auf Ebene der Europäischen Union	Europäische Umweltagentur (EEA) (URL 1)
2004	Environmental Health Indicators (Vierte Europakonferenz „Umwelt und Gesundheit“)	WHO Europa (WHO 2004)

Sogenannte „Kernindikatoren“, die eine höhere Verbindlichkeit besitzen und auf Bundes- und europäischer Ebene kompatibel sein sollen, sind in dem aktualisierten Indikatorensatz zu Themenfeld 5 nicht enthalten. Darüber hinaus sind wesentliche Themenbereiche des umweltbezogenen Gesundheitsschutzes wie z.B. Innenraumluftbelastungen nicht oder nur rudimentär, z.B. als Lärmbelastung repräsentiert. In ihrer inhaltlichen Ausrichtung konzentrieren sich die Indikatoren weitgehend auf Konzentrationsangaben und sind somit als Zustandsindikatoren anzusehen. Der für den umweltbezogenen Gesundheitsschutz zentrale Aspekt der Expositionsabschätzung findet lediglich in den Indikatoren zur Dioxin- und PCB-Konzentration in der Muttermilch Ausdruck.

Wie die Übersichtsarbeit von Osius, Trojan, Flesch-Janys et al. (2001) zeigt, sind vorhandene Indikatorensysteme generell durch ein starkes Überwiegen der aus der Umweltberichterstattung resultierenden Zustandsindikatoren geprägt und weisen auf dem Gebiet der Expositionsindikatoren die größten Lücken auf. Dies gilt auch für das im Rahmen des Gesunde Städte-Projektes entwickelte Indikatorensystem in der WHO-Region Europa, das insgesamt 32 Indikatoren, darunter 14 zu Umweltfaktoren, umfasst (Doyle, Brunning, Cryer et al. 1996). Diese Lücke ist ohne Zweifel darauf zurückzuführen, dass populationsbezogene Erhebungen der Exposition einen großen Aufwand erfordern. Andererseits kann für eine realistische Einschätzung umweltbedingter Risiken für die menschliche Gesundheit auf die Expositionsabschätzung nicht verzichtet werden. Hieraus resultiert für den umweltbezogenen Gesundheitsschutz die Herausforderung, die Datenlage insbesondere auf diesem Gebiet systematisch zu vervollständigen. Hierfür kommen neben breiter angelegten Human-Biomonitoring-Programmen auch Ansätze zur systematischen Verknüpfung von Umweltdaten mit populationsbezogenen Daten, die expositionsrelevante Merkmale charakterisieren, in Betracht (vgl. Kap. 2.2).

2.5.3 Nachhaltigkeitsindikatoren

Im gegenwärtigen Entwicklungsstand ergibt sich für den umweltbezogenen Gesundheitsschutz die Notwendigkeit, ersatzweise auf Zustandsindikatoren zurückzugreifen. Wie bereits erwähnt, hat die Konferenz für Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro starke Impulse für die Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren gegeben. Dabei lassen sich zwei unterschiedliche Entwicklungstendenzen feststellen, die sich – ausgehend von der Diskussionsentwicklung auf internationaler Ebene – als „top-down“-Ansatz und – ausgehend von der Diskussionsentwicklung auf lokaler Ebene – als „bottom-up“-Ansatz kennzeichnen lassen. Beide Entwicklungstendenzen haben ihre Berechtigung, sollten in der weiteren Entwicklung mit dem Ziel, kompatible Indikatorensysteme zu entwickeln, aber zusammengeführt werden.

Internationale Ebene

Die Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) ist im Umweltschutz seit Bildung eines Umweltausschusses im Jahr 1971 aktiv. Im Jahr 1989 wurde die OECD von der G7-Ministerkonferenz beauftragt Umweltindikatoren zu erarbeiten. 1993 veröffentlichte die OECD einen Kernsatz von Indikatoren (OECD 1993, 1994), die als umweltbezogene Nachhaltigkeitsindikatoren dienen sollen. 1998 startete die OECD eine auf drei Jahre angelegte Initiative zur nachhaltigen Entwicklung (OECD 1998). Erste Ergebnisse der Initiative wurden zunächst Ende 1999 vorgestellt und diskutiert (OECD 2000), im Jahr 2001 im Policy-Report „Policies to Enhance Sustainable Development“ festgehalten und im OECD-Ministerrat gemeinsam von Wirtschafts-, Finanz- und Umweltministern unterstützt.

Die Kommission für nachhaltige Entwicklung der Vereinten Nationen (Commission on Sustainable Development – CSD) wurde 1992 auf dem ersten Weltgipfel der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro eingerichtet. Der CSD kommt u.a. eine Monitoringfunktion innerhalb der Umsetzung der nachhaltigen, d.h. dauerhaft umweltgerechten Entwicklung zu. Die CSD hat 1995 ein

mehrfähriges Arbeitsprogramm zu Nachhaltigkeitsindikatoren verabschiedet, mit dem die Vorgaben aus Kapitel 40 („Verbesserung des Zugangs zu Informationen über die Umwelt mit Hilfe von Indikatoren“) der Agenda 21 in Angriff genommen wurden. Kernelement dieses Programms ist ein Indikatorensystem mit 134 Einzelindikatoren, die mit einer Vielzahl von Daten die ökologische, soziale und wirtschaftliche Situation beschreiben und in Abhängigkeit davon notwendige politische Maßnahmen vorschlagen (CSD 1999). Derzeit werden die Indikatoren auf ihre Umsetzbarkeit, Relevanz und Aussagefähigkeit in einer Testphase, an der sich auch Deutschland beteiligt, erprobt und geprüft. Neben der OECD und der CSD wurden weitere Kommissionen der Vereinten Nationen, wie z.B. UNEP und UNDP eingesetzt, um im Anschluss an die Rio-Konferenz Indikatorensysteme zu entwickeln und die Ziele der Agenda 21 zu operationalisieren.

Wenngleich das Thema „Schutz und Förderung der menschlichen Gesundheit“ im Kapitel 6 der Agenda 21 verankert ist, wurde der Querschnittsbereich „Umwelt und Gesundheit“ in der Nachhaltigkeitsdebatte bisher weitgehend vernachlässigt. Insbesondere auf Initiative der Weltgesundheitsorganisation (WHO) ist frühzeitig eine stärkere Verknüpfung von Umwelt und Gesundheit im Kontext einer nachhaltigen Entwicklung, wie in dem Bericht der Brundtland-Kommission (1987) bereits 1987 formuliert wurde, auf europäischer Ebene angestrebt worden. Ein beispielhafter Beginn hierfür war die Durchführung der Ersten Ministerkonferenz für Umwelt und Gesundheit der WHO-Region Europa im Dezember 1989 in Frankfurt/Main, auf der die „Europäische Charta Umwelt und Gesundheit“ (WHO 1990) verabschiedet wurde, die die grundlegenden CSD-Gedanken für eine nachhaltige Umwelt und Entwicklung in der WHO-Region Europa enthält.

Innerhalb Europas haben darüber hinaus vor kurzem auch die Europäische Umweltagentur (EEA) und die Europäische Union Aktivitäten zur intensiveren Verschneidung von Umwelt und Gesundheit gestartet bzw. angekündigt. So arbeitet die EEA u.a. derzeit an einem Berichtsentwurf (Indicators for 2003 – Synthesis Report; u.a. mit Indicators for Sustainable Development

Strategy to Public Health), der umweltbezogene Indikatoren zur Luftqualität, Trink- und Badewasserqualität, Lebensmittelbelastung und physikalischen Umweltfaktoren berücksichtigt (URL 1). Zudem wurde die Entwicklung von Indikatoren für den Bereich Umwelt und Gesundheit in das 6. Umweltaktionsprogramm (2002-2012) der EU aufgenommen (EC 2002).

Nationale Ebene

Um den 1992 in Gang gekommenen Diskurs über das Leitbild der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung in Deutschland zu intensivieren, hat das Bundesumweltministerium im Sommer 1996 die Initiative „Schritte zu einer nachhaltigen Entwicklung“ eingeleitet. Die Ergebnisse dieser Initiative wurden 1998 zu einem umweltpolitischen Schwerpunktprogramm zusammengefasst, das fünf prioritäre Handlungsfelder identifiziert: Schutz der Erdatmosphäre, Schutz des Naturhaushalts, Ressourcenschonung, Schutz der menschlichen Gesundheit und umweltschonende Mobilität. Diese Handlungsfelder wurden mit Umweltqualitätszielen, welche einen angestrebten Zustand der Umwelt charakterisieren, und Umwelthandlungszielen, welche die insgesamt erforderliche Belastungsminderung in der Umwelt beschreiben, unterlegt. Die wissenschaftlichen Grundlagen wurden dabei überwiegend vom Umweltbundesamt erarbeitet. Je konkreter Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele formuliert werden, desto einfacher ist es Indikatoren zu benennen, mit deren Hilfe die augenblickliche Situation und Entwicklungsrichtung bestimmt werden können, die demnach auch eine Kontrolle der Umweltpolitik ermöglichen. Derzeit befindet sich in Deutschland die Umsetzung eines erweiterten Satzes von 218 CSD-Indikatoren in der Testphase (UBA 2002).

Im Sommer 2000 hat die Bundesregierung die Erarbeitung einer nationalen Nachhaltigkeitsstrategie auf den Weg gebracht, die im April 2002 veröffentlicht wurde (Bundesregierung 2002). Da es bislang für die Beschreibung der Umweltsituation in Deutschland keine vergleichbaren Kennziffern gab, wurde innerhalb der Nachhaltigkeitsstrategie die Idee eines Umwelt-Barometers entwickelt, welches die Entwicklung der Umwelt mittels weniger Indi-

katoren messbar machen soll. Die Indikatoren stehen für die Schwerpunktbereiche Klima, Luft, Boden, Wasser und Ressourcen wie Energie und Rohstoffe und sind mit politischen Zielvorgaben verbunden. Einen weiteren Versuch der Verdichtung der Informationen des Umweltbarometers zu einer einzigen Zahl als plakativer „Umwertwert“ liefert der Deutsche Umweltindex/DUX (UBA 2002; URL 2).

Lokale Ebene

Parallel zur Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren auf überregionaler Ebene hat, besonders im Zusammenhang mit lokalen Agenda 21-Projekten, eine vehemente Entwicklung zur Definition von Nachhaltigkeitsindikatoren auf lokaler und regionaler Ebene eingesetzt. Exemplarisch sei hierfür auf die Stadt Heidelberg als ein frühzeitiges und gut dokumentiertes Beispiel (Diefenbacher, Karcher, Stahmer et al. 1997) verwiesen. Ein aktueller Überblick findet sich beispielsweise bei Heiland, Tischer, Döring et al. (2003).

Die zunächst weitgehend unkoordinierte Entwicklung hat zu verschiedenen Initiativen geführt, die auf eine Koordination der Indikatorenentwicklung abzielen. Als länderübergreifendes Projekt ist auf einen gemeinsam von Baden-Württemberg, Bayern, Hessen und Thüringen entwickelten Leitfaden für Indikatoren im Rahmen einer Lokalen Agenda 21 hinzuweisen. Der vorgeschlagene Indikatorensatz umfasst 24 Indikatoren zu den Themenbereichen Ökologie, Ökonomie, Gesellschaft / Soziales und Partizipation (Diefenbacher, Dümig, Teichert et al. 2000). In Nordrhein-Westfalen wurden in dem Projekt „Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung in NRW“ 28 Indikatoren zu den Themenbereichen Energie, Soziale Stadt, Stadtentwicklung und Ressourcen sowie Stoffströme entwickelt. Diese Indikatoren werden in einer Pilotphase getestet (Energieagentur NRW 2000). In dem Modellprojekt „Städte der Zukunft“ sollen Maßstäbe für die Beurteilung von Fortschritten nachhaltiger Stadtentwicklung im Praxistest erprobt werden, um aus der begleitenden wissenschaftlichen Auswertung allgemeine Empfehlungen abzuleiten. Der ausgewählte Indikatorensatz umfasst 24 Indikatoren zu den Themenbereichen Haushälterisches Bodenma-

nagement, Vorsorgender Umweltschutz, Stadtverträgliche Mobilitätssteuerung, Sozialverantwortliche Wohnungsversorgung und standortsichernde Wirtschaftsförderung (Fuhrich 2004). Im Rahmen eines Verbundprojektes „Zukunftsfähige Indikatoren“ der Deutschen Umwelthilfe (DUH 2001) wurde in Zusammenarbeit mit 22 Kommunen ein Indikatorensatz von 50 Indikatoren abgestimmt. Der Vergleich zwischen den beteiligten Kommunen in einem Wettbewerb soll dazu beitragen, Positivbeispiele von Agenda-Prozessen zu stärken und zu verbreiten. Eine breitere Darstellung zum Entwicklungsstand von Nachhaltigkeitsindikatoren-Systemen für die lokale Ebene findet sich bei Koitka, Kreft, Szerebyi (2001).

Diese Initiativen zur Koordinierung lokaler Aktivitäten auf nationaler Ebene werden ergänzt durch internationale Koordinierungsinitiativen, von denen hier nur zwei beispielhaft erwähnt werden sollen. Auf europäischer Ebene ist 1999 mit Unterstützung der Europäischen Kommission ein Projekt zur Entwicklung von „European Common Indicators“ für die lokale Ebene initiiert worden, an dem zahlreiche Institutionen mitwirken. Diese Initiative beruht auf einem „Bottom-up“-Ansatz und hat zu dem Vorschlag von 10 Indikatoren geführt. An diesem Vorhaben haben in verschiedenen Rekrutierungswellen insgesamt 144 europäische Kommunen, leider ohne deutsche Beteiligung, teilgenommen. Der 2003 veröffentlichte Schlussbericht (Tarzia 2003) ist auch im Internet verfügbar (URL 3). Seit 2002 werden in einem Internet-gestützten Projekt der International Federation of Environmental Health (IFEH) weltweit Praxisbeispiele von Nachhaltigkeitsindikatoren und Indikatoren für den umweltbezogenen Gesundheitsschutz gesammelt und in einem einheitlichen Format dokumentiert, um einen systematischen Erfahrungsaustausch zu ermöglichen und dadurch die Weiterentwicklung zu fördern (URL 4). Auch hier sind Beispiele aus Deutschland bisher leider nur in sehr begrenztem Umfang vertreten.

Schon dieser Überblick über koordinierende Aktivitäten, der keinen Anspruch auf Vollständigkeit erhebt, verdeutlicht die Dynamik und Vielfalt der Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren auf lokaler Ebene. Aktuelle Bestandsaufnahmen kommen allerdings zu dem Schluss,

dass die vorhandenen Indikatorensysteme die erwünschte Steuerungswirksamkeit bisher noch nicht entfalten konnten; vor diesem Hintergrund wird eine problem-, empfänger- und entscheidungsorientierte Aufbereitung der Informationen als notwendig angesehen (Gehrlein 2003; Heiland, Tischer, Döring et al. 2003). Wie der Überblick über die betrachteten Themenbereiche zeigt, sind gesundheitliche Aspekte und insbesondere Angaben zur Expositionsprävalenz in den vorhandenen Indikatorensystemen bisher nicht adäquat repräsentiert, so dass es für den umweltbezogenen Gesundheitsschutz entsprechender Ergänzungen bedarf.

2.5.4 Aktuelle europäische Entwicklungen und Perspektiven

Aktuelle Initiativen in der WHO-Region Europa befassen sich derzeit gezielt mit der Entwicklung von Indikatoren für den umweltbezogenen Gesundheitsschutz. Gemäß Beschlüssen der Dritten Ministerkonferenz für Umwelt und Gesundheit in London im Juni 1999 haben einige Mitgliedstaaten der WHO-Region Europa, so auch Deutschland, damit begonnen, Nationale Aktionsprogramme für Umwelt und Gesundheit (NEHAP) zu erstellen. Die auf der London-Konferenz getroffenen Entscheidungen gaben dem WHO-Regionalbüro Europa ein politisches Mandat, ein europaweites Informationssystem zur Überwachung und Bewertung des Zustandes von Umwelt und Gesundheit in und zwischen den Staaten sowie für die Umsetzung und Evaluation der im Rahmen der Aktionspläne durchgeführten Maßnahmen zu entwickeln. Das Mandat bezüglich des europäischen Informationssystems knüpft damit an frühere WHO-Aktivitäten an, wie z.B. an die Zweite Ministerkonferenz für Umwelt und Gesundheit im Juni 1994 in Helsinki und den dort vorgelegten Bericht „Concern for Europe's Tomorrow“ (WHO 1995a) sowie an das Projekt „Health and Environment Geographic Information System“ (WHO 1997). Um die gesteckten Ziele mittels eines Informationssystems erreichen zu können, sollen geeignete und anwendbare Kern-

indikatoren entwickelt werden (3). In den 90er Jahren hat sich die WHO intensiv der Entwicklung eines Indikatorenkonzeptes gewidmet, wie u.a. aus dem Projekt „Health and Environment Analysis for Decision-Making“ (WHO 1995b) und dem WHO-Bericht „Environmental Health Indicators: Framework and Methodologies“ (WHO 1999) hervorgeht. Indikatoren sind zudem Gegenstand des Rahmenprogramms der WHO „Gesundheit 21“ sowie des Healthy City-Projekts.

Zur Umsetzung der 1999 in London getroffenen Beschlüsse führte das Europazentrum für Umwelt und Gesundheit (ECEH) der WHO ein Projekt zur Erarbeitung eines auf Indikatoren gestützten Systems zur Beobachtung der öffentlichen Gesundheit und des gesundheitsbezogenen Umweltschutzes für die WHO-Mitgliedstaaten in Europa durch. Anfang des Jahres 2000 startete das WHO/ECEH-Pilotprojekt „Environmental Health Indicators“, das eine Hilfe für die einzelnen Mitgliedstaaten sein soll und zugleich auch multinationale Analysen mit vergleichbaren Daten und Informationen ermöglichen soll (WHO 2000b).

Basierend auf den gesammelten Erfahrungen der bislang am Pilotprojekt beteiligten Staaten wurde der ursprüngliche Kernindikatorensatz (WHO 2000b) im Projektverlauf mehrfach optimiert. Zur Überprüfung der Machbarkeit wurden im Jahr 2001 in ausgewählten WHO-Mitgliedstaaten exemplarisch Daten einiger Beispielinдикatoren der Bereiche Luftqualität, Wohnen, Verkehr, Lärm, Abfall, Strahlung, Wasser, Lebensmittelsicherheit, Arbeitsplätze und Chemikalien erhoben und zusammengestellt. Hierauf aufbauend wurden die optimierten Indikatoren in den beteiligten Staaten des Pilotprojektes erhoben und zusammengestellt (WHO 2002; URL 5). Auf der Vierten Ministerkonferenz Umwelt und Gesundheit (Juni 2004, Budapest) wurde ein indikatorengestützter Bericht zu den vier Themengebieten Luftverunreinigungen, Lärm, Verkehrsunfälle und Wasserqualität vorgelegt (WHO 2004).

In Vorbereitung auf die Vierte Ministerkonferenz erarbeitete die Europäische Kommission als ihren Beitrag im Jahre 2003 eine langfristig angelegte Strategie für Umwelt und Gesundheit unter der Bezeichnung SCALE-Initiative (URL

6). In dieser Strategie werden Kinder besonders berücksichtigt, da sie in vielen Bereichen Umwelteinflüssen stärker ausgesetzt und empfindlicher als Erwachsene sind. Im Mittelpunkt stehen die Krankheitsgruppen Asthma und Allergien, Störungen der Entwicklung des Nervensystems, Krebs und Störungen des Hormonhaushalts. Die Strategie beinhaltet ein integriertes Konzept für eine engere Zusammenarbeit zwischen den Bereichen Gesundheit, Umwelt und Forschung. Sie strebt an, die verfügbaren Informationen über den Zustand der Umwelt, des Ökosystems und der menschlichen Gesundheit miteinander zu verzahnen, um dadurch eine verbesserte Bewertung der Gesamtauswirkung der Umwelt auf die menschliche Gesundheit zu erreichen.

Zur Konferenz selbst hat die Europäische Kommission einen „Europäischen Aktionsplan Umwelt und Gesundheit 2004-2010“ (URL 7, URL 8) vorgelegt. Dieser Aktionsplan bildet den ersten Schritt zur Umsetzung der Strategie und sieht für den Zeitraum von 2004 bis 2010 insgesamt 13 Aktionen vor, die auf die Verbesserung des Informationsflusses durch Entwicklung integrierter Umwelt- und Gesundheitsinformationen, auf die Schließung von Wissenslücken durch Verstärkung der Forschung zu Umwelt und Gesundheit und Aufzeigen neuer Fragen sowie auf die Überprüfung der Politik und Verbesserung der Kommunikation durch Sensibilisierung, Kommunikation der Risiken sowie Ausbildung und Unterrichtung abzielen. Die erste der 13 Aktionen beinhaltet die Entwicklung umweltbezogener Gesundheitsindikatoren speziell für die in der Strategie festgelegten vorrangigen Krankheitsgruppen. Im Rahmen dieser Aktion sollen auf Grundlage vorliegender Vorarbeiten bis Ende 2004 Empfehlungen für EU-weit anzuwendende Gesundheitsindikatoren erarbeitet werden. Im Jahre 2005 soll in Zusammenarbeit mit den Mitgliedstaaten und unter Berücksichtigung bereits vorhandener Datensätze mit der Erschließung bzw. Erhebung entsprechender Daten begonnen werden.

Diese aktuellen Entwicklungen zeigen, dass auch auf dem Gebiet der Indikatorenentwicklung die Notwendigkeit erkannt worden ist, von einer zunächst sektorspezifischen zu einer integrierten Betrachtungsweise überzugehen. Sie lassen erwarten, dass in überschaubarer Zukunft

Methoden und Datensysteme entstehen werden, die spezifisch auf die Fragestellungen des Fachgebietes „Gesundheit und Umwelt“ zugeschnitten sind und auf die sich in Forschung und Praxis auf breiterer Ebene zurückgreifen lässt.

Literatur

- AOLG / Arbeitsgemeinschaft der Obersten Landesgesundheitsbehörden (Hrsg.) (2003): Indikatorenatz für die Gesundheitsberichterstattung der Länder. Dritte, neu bearbeitete Fassung. Herausgegeben durch Ministerium für Gesundheit, Soziales, Frauen und Familie (MGSFF), Düsseldorf, Band 1: Themenfelder 1-5, Band 2: Themenfelder 6-11.
- Brundlandt-Kommission (1987): Our common future. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Bundesregierung (2002): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Presse- und Informationsamt der Bundesregierung, Berlin.
- Corvalán, C., Briggs, D., Kjellström, T. (1996): Development of environmental health indicators. Chapt. 2 in: Briggs, D., Corvalán, C., Nurminen, M. (Hrsg): Linkage methods for environment and health analysis. General guidelines. UNEP, US-EPA, WHO. WHO/EHG/95.26, Geneva, CH.
- CSD / Commission on Sustainable Development (1999): Expansion of the United Nations guidelines on consumer protection to include sustainable consumption. Draft resolution I. Recommendation of the CSD to the Social and Economic Council, New York, NY, USA.
- Diefenbacher, H., Dümig, D., Teichert, V., Wilhelmy, S. (2000): Leitfaden Indikatoren im Rahmen einer lokalen Agenda 21. Herausgegeben von: Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten und Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt. <http://www.lfu.baden-wuerttemberg.de/lfu/abt2/agenda/seiten/nachhaltigkeitsindikatoren.htm>, Zugriff: 6.7.2004.
- Diefenbacher, H., Karcher, H., Stahmer, C., Teichert, V. (1997): Nachhaltige Wirtschaftsentwicklung im regionalen Bereich. Ein System von ökologischen, ökonomischen und sozialen Indikatoren. Texte und Materialien der Forschungsstätte der Evangelischen Studiengemeinschaft (FEST), Reihe A, Nr. 42, Heidelberg.
- Doyle, Y., Brunning, D., Cryer, C. Hedley, S., Russell Hodgson, C. (1996): Healthy Cities indicators. Analysis of data from across Europe. WHO, Kopenhagen, DK.

- DUH / Deutsche Umwelthilfe (2001): Zukunftsfähige Kommune. Wettbewerb und Kampagne zur Unterstützung der Lokalen Agenda 21. DUH, Radolfzell.
- EC / Europäische Kommission (2002): Beschluss 1600/2002/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 22. Juli 2002 über das sechste Umweltaktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaften. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 242 vom 10.09.2002. http://europa.eu.int/eur-lex/pri/de/oj/dat/2002/l_242/l_24220020910de00010015.pdf, Zugriff: 28.7.2004.
- Energieagentur NRW (2000): Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung in NRW. http://www.indikatoren-nrw.de/_database/_data/datainfoopool/pilot.pdf, Zugriff: 6.7.2004.
- Fehr, R. (2001): Ökologische Gesundheitsförderung. Analysen - Strategien - Umsetzungswege. Verlag Hans Huber, Bern, CH.
- Fehr, R., Vogt, A. (2001): Umweltbezogene Gesundheitsberichterstattung. Verbesserung der Informationsgrundlagen im Bereich Umwelt und Gesundheit. Landesinstitut für den Öffentlichen Gesundheitsdienst, Wissenschaftliche Reihe, Band 11. Bielefeld.
- Fuhrich, M. (2004): Kompass für den Weg zur Stadt der Zukunft. Indikatorengestützte Erfolgskontrolle nachhaltiger Stadtentwicklung. Eine Orientierungshilfe. Herausgegeben durch Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, Bonn. <http://www.staedte-der-zukunft.de/PDF/kompass.pdf>, Zugriff: 6.7.2004.
- Gehrlein, U. (2003): Gestaltungskriterien für kommunale Nachhaltigkeitsindikatorensysteme. UVP-report 17 (5), 207-211.
- Heiland, S., Tischer, M., Döring, T., Jessel, B. (2003): Kommunale Nachhaltigkeitsindikatorensysteme. Anspruch, Eignung, Wirksamkeit. UVP-report vol. 17, no. 5, 202-206.
- KGSt / Kommunale Gemeinschaftsstelle für Verwaltungsvereinfachung (1993): Das Neue Steuerungsmodell. Begründung, Konturen, Umsetzung. KGSt, Köln.
- Koitka, H., Kreft, H., Szerebyi, T. (2001): Nordrhein-Westfalen im Dickicht der Nachhaltigkeitsindikatoren. Tagungsdokumentation. <http://www.uni-koeln.de/sfb419/aktuelle/nachhaltigkt/tag.doku.pdf>, Zugriff: 6.7.2004.
- OECD / Organisation for Economic Co-operation and Development (1993): Core set of indicators for environmental performance review: a synthesis report by the group of the state of the environment. Environmental monographs, Environment Directorate, Paris, F.
- OECD / Organisation for Economic Co-operation and Development (1994): Environmental indicators: OECD core set. OECD Publications, Paris, F.
- OECD / Organisation for Economic Co-operation and Development (1995): OECD Environmental data-compendium 1995. OECD Publications, Paris, F.
- OECD / Organisation for Economic Co-operation and Development (1998): Towards sustainable development. Environmental indicators. OECD Publications, Paris, F.
- OECD / Organisation for Economic Co-operation and Development (2000): Towards sustainable development. Indicators to measure progress. OECD Publications, Paris, F.
- Osius, N., Trojan, A., Flesch-Janys, D., Berger, J., Kappos, A.D. (2001): Indikatoren für eine gesunde und nachhaltige Stadtentwicklung. Institut für Medizin-Soziologie des Universitätsklinikums Eppendorf, Hamburg.
- Schäfer, T., Wachtel, H.-W. (1989): Umweltbezogene Gesundheitsberichterstattung. Planungsstudie. Asgard Verlag Dr. Werner Hippe, Sankt Augustin.
- Statistisches Bundesamt (1998): Gesundheitsbericht für Deutschland: Gesundheitsberichterstattung des Bundes. Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- Tarzia, V. (Hrsg.) (2003): European common indicators. Towards a local sustainability profile. Ambiente Italia Research Institute, Mailand, I.
- UBA / Umweltbundesamt (2002): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Die Zukunft dauerhaft umweltgerecht gestalten. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- WHO / World Health Organization (1990): Umwelt und Gesundheit - Europäische Charta mit Kommentar. Regionale Veröffentlichungen der WHO, Europäische Schriftenreihe Nr. 35, Kopenhagen, DK.
- WHO / World Health Organization (1995a): Concern for Europe's tomorrow. Health and environment in the WHO European Region. WHO Regional Office for Europe. Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, Stuttgart.
- WHO / World Health Organization (1995b): Environmental health indicators for decision making. WHO Headquarters, Geneva, CH.
- WHO / World Health Organization (1997): Health-related air quality indicators and their application in health impact assessment in HEGIS. Report on a WHO Consultation, 21-23 November 1995 in Sosnowiec / PL. EUR/ICP/EHAZ 94 06/MT03, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, DK.
- WHO / World Health Organization (1999): Environmental health indicators: Framework and methodologies. WHO/SDE/OEH/99.10, WHO Headquarters, Geneva, CH.
- WHO / World Health Organization (2000a): WHO Summary report on the WHO Steering Group meeting on the design of an environment and health information system

for the use with NEHAPs, Bilthoven / NL 20-21 January 2000. WHO-Bericht EHBI 030301.

WHO / World Health Organization (2000b): Environmental health indicators: development of a methodology for the WHO European Region. Interim Report. EUR/00/5026344, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, DK.

WHO / World Health Organization (2002): Environmental health indicators for the WHO European Region. Update of methodology. May 2002. EUR/02/5039762, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, DK.

WHO / World Health Organization (2004): Environmental health indicators for Europe: A pilot indicator-based report. June 2004. EUR/04/5046267/BD/4, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, DK.

URL 1: http://themes.eea.eu.int/indicators/all_indicators_box, Zugriff: 28.7.2004.

URL 2: www.umweltbundesamt.de/dux/, Zugriff: 6.7.2004.

URL 3: www.sustainable-cities.org/docroot/sustainablecities/indicators/index.htm, Zugriff: 6.7.2004.

URL 4: www.ifeh.org/indicators, Zugriff: 7.7.2004.

URL 5: www.euro.who.int/Ehindicators/Indicators/20030528_1, Zugriff: 28.7.2004.

URL 6: http://europa.eu.int/eur-lex/de/com/cnc/2003/com2003_0338de01.pdf, Zugriff: 28.7.2004.

URL 7: http://europa.eu.int/comm/environment/health/pdf/com2004416_de.pdf, Zugriff: 28.7.2004.

URL 8: http://europa.eu.int/comm/environment/health/pdf/com2004416_tech_an_de.pdf, Zugriff: 28.7.2004.

2.6 Monitoring und Surveillance

Wolfgang Hellmeier, Karl-Heinz Jöckel

Die Begriffe „Monitoring“ und „Surveillance“ werden in vielen Fachgebieten benutzt und es gibt eine Vielzahl von Definitionen, die sich teils mehr teils weniger unterscheiden. Der gemeinsame Kern aller Definitionen ist die „systematische und kontinuierliche Beobachtung“ von Systemen mit dem Ziel, Abweichungen von der Norm oder einem Durchschnitt festzustellen und darauf zeitnah reagieren zu können. So spricht man z.B. vom Monitoring von Datenverarbeitungsanlagen oder generell von Anlagen. Im

Bereich von Gesundheit und Umwelt bedeuten Monitoring und Surveillance die Beobachtung bestimmter gesundheitsrelevanter Faktoren (Krankheiten oder Determinanten) in Zeit und Raum und für definierte Bevölkerungsgruppen. Auch hier ist die Analyse der Beobachtungen mit dem Ziel, Handlungsbedarf zu erkennen, Teil der Definitionen.

Monitoring definiert die Weltgesundheitsorganisation (WHO 2003) im Kontext von Gesundheitsprogrammen wie folgt: „Monitoring ist die periodische Beobachtung eines Prozesses, die feststellt, in welchem Maß Input, Arbeitsprogramm, erforderliche Aktionen und Output der Norm und den Vorgaben entsprechen. Damit können zeitnah Maßnahmen ergriffen werden, um die entdeckten Abweichungen zu korrigieren.“ Für die Beobachtung von Erkrankungshäufigkeiten ist „dem Plan und den Vorgaben entsprechen“ sinngemäß zu interpretieren als „im normalen Rahmen“¹. Surveillance bedeutet nach einer Definition der US-amerikanischen Arbeitsschutzbehörde (NIOSH 2001, p.2; ähnlich CDC 2001) „die regelmäßige systematische Sammlung, Analyse und Interpretation von Gesundheitsdaten, die wichtig sind für die Planung, Implementation und Evaluation von Public Health Aktivitäten, eng verknüpft mit zeitnaher Verbreitung dieser Daten an diejenigen, die sie kennen müssen. Das letzte Glied in der Surveillance-Kette ist die Benutzung dieser Daten für Prävention und Kontrolle. Ein Surveillance-System enthält die Möglichkeiten und Kapazitäten, zu Public Health-Programmen Daten zu sammeln, zu analysieren und zu verbreiten“².

Nach diesen beiden Definitionen ist Surveillance umfassender als Monitoring. Während Monitoring mit dem Soll-Ist-Vergleich als Analyse endet, umfasst Surveillance explizit Berichterstattung und daraus resultierende Aktion. Surveillance beschreibt eher eine ganzheitliche Beobachtung eines umfassenderen Bereichs und zielt auf die Unterstützung politischer Entscheidungen, während Monitoring sich eher auf spezifische Parameter eines Prozesses beschränkt. In der Praxis ist allerdings die Abgrenzung zwischen diesen beiden Definitionen nicht immer eindeutig. Man kann meist nur sagen, dass in einem existierenden System manche Funktio-

nen stärker oder schwächer ausgeprägt sind. Es ist auch zwischen dem Führen einer (amtlichen) Statistik und Monitoring abzugrenzen. Eine Statistik erhebt Daten aus bestimmten Situationen nach gesetzlich festgeschriebenen Regeln. Solche Regeln sind auch Kern jedes Monitoring Systems. Der Unterschied liegt in der Verwendung der Daten. Wenn lediglich Summentabellen in Jahresberichten präsentiert werden und die Daten nicht zur Bewertung von Abläufen benutzt werden, kann man nicht von Monitoring sprechen. Eine solche Statistik kann jedoch als Input in ein Monitoring-System dienen. Monitoring und Surveillance sind nicht auf umweltepidemiologische Fragen beschränkt. Sie werden allgemein benutzt, um Aspekte der gesundheitlichen Entwicklung einer Bevölkerung zu erkennen (Buehler 1998).

2.6.1 Ziele und Methoden von Monitoring und Surveillance

Surveillance-Systeme im Bereich von Umwelt und Gesundheit können unterschiedliche Aufgaben haben. In der Überwachung von Infektionskrankheiten sollen Infektionsherde erkannt, Möglichkeiten des Ausbruchmanagements abgeleitet und die Wirksamkeit von Maßnahmen überprüft werden. Für chronische Krankheiten sollen eher die Verbreitung von Krankheiten durch Beschreibung räumlicher Muster oder besonders betroffener Personengruppen dargestellt werden oder die Determinanten bzw. Risikofaktoren bestimmter Gesundheitsstörungen beobachtet werden. Die Einrichtung und der Betrieb eines Monitoring- oder Surveillance-Systems bindet Ressourcen und sollte daher sorgfältig vorbereitet werden. Aufbauend auf konkreten Beschreibungen von Ziel und Zweck der Beobachtung sollte dargelegt werden, welche Relevanz das zu beobachtende Problem für die Gesundheit der Bevölkerung hat, welche Bevölkerung oder Bevölkerungsgruppe einbezogen und welche Daten erhoben werden sollen. Außerdem ist festzulegen, wer auf welchem Weg Daten erhebt, wer die Daten bekommt, speichert und analysiert und wie die Berichter-

stattung organisiert sein soll (CDC 2001). Nur so ist gewährleistet, dass eine zielgerichtete und effektive Surveillance aufgebaut wird und dass verwertbare Angaben gewonnen werden.

Unterschiedliche Ziele und Aufgaben erfordern auch verschiedene Ansätze bei der Datenerhebung und ihrer Analyse. Die Schwerpunkte unterscheiden sich z.B. zwischen der Surveillance von Infektionskrankheiten und der Beobachtung chronischer Erkrankungen erheblich. Bei der Infektions-Surveillance steht die zeitnahe Erkennung von Ausbrüchen und die möglichst schnelle Reaktion im Vordergrund. Es geht um konkrete und schnelle Hilfe für die erkrankten Individuen und um Präventionsmaßnahmen für eine relativ kleine und eng begrenzte Gruppe von Personen, die direkter Infektionsgefahr ausgesetzt sind. Ein System zur Infektions-Surveillance muss also knappe und dadurch schnell zu ermittelnde und zu analysierende Information erheben, die möglichst genauen Bezug zu Orten und Personen haben muss. Bei der Beobachtung chronischer Erkrankungen ist der Zeitfaktor dagegen nicht so kritisch wie bei Infektionskrankheiten. Auch der Individualbezug ist nicht so notwendig, da die Daten aus dem Monitoring nicht mehr zur Hilfe für die bereits Betroffenen benutzt werden können. Hier geht es eher um die Identifizierung besonders betroffener Gruppen und die Beschreibung von Eigenschaften dieser Gruppen. Mit diesen Informationen können mittel- oder langfristig primäre Präventionsprogramme entwickelt und für solche Personengruppen implementiert werden, die durch Verhalten oder Verhältnisse einem überdurchschnittlichen Risiko für die beobachtete Erkrankung unterliegen. Bei Umweltfaktoren kann die Prävention auch in der Änderung von Gesetzen oder der Veränderung von Situationen bestehen. Für diese Zwecke sind ausführlichere Daten zu erheben und andere Analysen durchzuführen als für die Infektions-Surveillance.

Neben den jeweiligen konkreten Zielen haben Daten aus Surveillance-Systemen auch einen Nutzen für andere Akteure im Gesundheitsbereich. Berichte aus Beobachtungssystemen zur Verteilung von Krankheiten und von Gesundheitsdeterminanten in unterschiedlichen räumlich oder anders definierten Bevölkerungsgruppen können z.B. als Referenzdaten zur Ein-

ordnung und Bewertung von Daten aus lokalen Erhebungen dienen. Auch zur Information der Öffentlichkeit durch Gesundheitsberichterstattung eignen sich Auswertungen aus Surveillance-Systemen. Die Besonderheiten, die durch Surveillance-Systeme auffallen, können nicht nur zu konkreten fallbezogenen Maßnahmen führen sondern auch neue Forschungsfragen aufwerfen und bei der Ätiologieforschung Verwendung finden.

Aufgaben, Methoden, Organisation

Monitoring und Surveillance sollen einen Eindruck von dem Geschehen auf dem beobachteten Feld geben. Die bedeutendsten Entwicklungen sollen ohne große Zeitverzögerung erkannt werden. Für einen solchen Überblick sind Indikatoren wichtig, also Kennzahlen, die in kompakter Form wesentliche Kriterien der beobachteten Geschehnisse beschreiben und durch Abweichungen von der Norm Hinweise auf besondere Ereignisse geben, die eine genauere Untersuchung erfordern. Die detaillierte Analyse selbst ist oft – je nach Monitoring-System – nicht mehr mit den Daten des Monitoring zu leisten. Dann muss auf Detaildaten der meldenden Stellen zurückgegriffen werden oder es müssen Forschungsprojekte, Zusatzerhebungen etc. durchgeführt werden.

Spricht man von Monitoring- oder Surveillance-„Systemen“, ist damit normalerweise eine eigene Struktur gemeint, in der alle Aufgaben von der Sammlung der Daten über die Analyse bis zur Bewertung und Präsentation wahrgenommen werden. Bekannte Beispiele aus dem Gesundheitssektor sind Krebsregister, in denen Daten aus verschiedenen Quellen zusammenlaufen, die so an keiner anderen Stelle vorhanden sind. Diese Daten können im Register verknüpft werden und auf diese Weise Erkenntnisse vermitteln, die aus den einzelnen Quellen allein nicht zu erlangen sind. Ähnliches gilt für Surveillance-Systeme für Infektionskrankheiten. Hier reicht der Aufgabenbereich von der Sammlung der Daten über die Analyse zur Entdeckung von Trends und akuten Ausbrüchen bis zur Einleitung von Maßnahmen für Betroffene und Nachforschungen zu den Ursachen auffälliger Entwicklungen. Es gibt auch andere Strukturen, bei denen die Sammlung und Präsentation der

Daten von der Analyse und Interpretation mit dem daraus abgeleiteten Handlungsbedarf völlig getrennt sind. Dies gilt etwa für die Beobachtung des Gesundheitszustandes anhand der Mortalitätsstatistik. Sammlung, Aufbereitung und Präsentation liegt bei den statistischen Landesämtern, die Analyse und Bewertung erfolgt durch Gesundheitsberichterstattung in unterschiedlichsten Institutionen.

Surveillance-Ansätze können auch danach unterschieden werden, ob sie einen sehr spezifischen Fokus haben oder einen allgemeinen Überblick über die Gesundheit der Bevölkerung erarbeiten sollen. Je spezifischer die Aufgabenstellung, desto eher wird man auf Systeme im oben definierten Sinn treffen, die sich mit allen anfallenden Arbeitsschritten beschäftigen. Generelle Überblicke werden eher mit allgemein vorhandenen Daten angegangen, die dann in Instituten für Berichterstattung o.ä. verarbeitet werden. Ein Beispiel dafür ist der Gemeinsame Indikatorensatz der Länder. Hier werden Tabellen und Indikatoren definiert, die wichtige Aspekte der Gesundheit der Bevölkerung konzentriert und knapp darstellen und eine Bewertung ermöglichen (AOLG 2003). Wenn die Berichterstattung in allen Bundesländern nach dem Indikatorensatz strukturiert wird, ermöglicht dies einen einfachen Vergleich zwischen den Ländern, der für ein Benchmarking benutzt werden kann, welches Handlungsbedarf und auch Handlungsmöglichkeiten in den einzelnen Ländern aufzeigt.

Surveillance und Monitoring sind keine Forschungsaktivitäten. Vielmehr steht im Mittelpunkt die Aufgabe der Beobachtung und der Bewertung nach bereits anerkannten wissenschaftlichen Kriterien. Daten aus Monitoring und Surveillance können allerdings als Input für Forschung dienen. So können Häufigkeiten aus einem Monitoring als Vergleichsdaten zur Bewertung von Studienergebnissen benutzt werden oder Auffälligkeiten aus Monitoring zur Generierung von Hypothesen und Forschungsfragen dienen. Die Forschung selber wird dann ggf. in Kooperation mit der Monitoring-Stelle durchgeführt. Praktisch bedeutet der Unterschied zwischen Forschung einerseits und Monitoring und Surveillance andererseits, dass mit der Beobachtung normalerweise nicht die Frage beantwortet

werden soll, ob ein bestimmter Faktor generell gesundheitsschädigend ist. Es geht vielmehr darum, festzustellen, wie stark ein als schädlich bekannter Faktor in der konkreten Umwelt vorkommt, wie viele Personen gegenüber dem Faktor exponiert sind und wie viele Fälle davon verursacht werden. Davon unberührt ist der umgekehrte Weg, dass beobachtete Ergebnisse zu einer neuen Hypothese über die Häufigkeit von Erkrankungen oder über bestimmte Zusammenhänge zwischen Umweltfaktoren und Gesundheit führen können.

Zielvariablen bei chronischen Erkrankungen

Die Ziele eines Monitoring- oder Surveillance-Systems bestimmen wesentlich die Variablen, die beobachtet und erhoben werden. Wenn es um gesundheitliche Belastungen der Bevölkerung oder um Planungsdaten für das Gesundheitssystem geht, ist eine Beobachtung der Erkrankungshäufigkeit sinnvoll. Sollen dagegen Informationen und Steuerungsdaten für primäre Prävention erarbeitet werden, kommt die Registrierung der Fälle – besonders bei chronischen Erkrankungen – viel zu spät. Bei Latenzzeiten von mehreren Jahren, verbunden mit der Schwierigkeit, eine Exposition über einen so langen Zeitraum exakt zu rekonstruieren, ist es – besonders, wenn es sich um multikausale Erkrankungen mit mehreren relativ kleinen Risikofaktoren handelt – sehr schwierig, aus Erkrankungsdaten Rückschlüsse auf konkrete Expositionssituationen zu ziehen und konkrete Vorschläge zur Abhilfe zu geben. Zudem kämen solche Vorschläge sehr spät. In solchen Fällen ist es günstiger, schon die Exposition oder das Vorkommen einer Noxe oder eines schädlichen Faktors zu beobachten und durch den Vergleich mit Grenz- oder Referenzwerten Situationen zu bewerten und Handlungsbedarf zu identifizieren. Drei Arten von Surveillance werden unterschieden (Thacker, Stroup, Parrisch et al. 1996). Hazard-Surveillance beobachtet das Vorkommen von gesundheitsschädigenden Stoffen oder Faktoren in der Umgebung; Exposure-Surveillance erfasst die Exposition von Menschen gegen einen schädigenden (Umwelt-)Faktor; Outcome-Surveillance erhebt Erkrankungen und Gesundheitsstörungen.

Um mit Hazard-Surveillance oder Exposure-Surveillance handlungsorientierte Daten im oben beschriebenen Sinn zu bekommen, müssen einige Bedingungen erfüllt sein. Die Messung von Faktoren in der Umwelt oder der Exposition von Menschen gegenüber bestimmten Faktoren läßt nur dann gesundheitsrelevante Schlüsse zu, wenn die Expositionspfade und die Dosis-Wirkungs-Zusammenhänge für die Faktoren bekannt sind und Erkenntnisse darüber vorliegen, bei welchen Konzentrationen eine Gesundheitsgefährdung befürchtet oder ausgeschlossen werden kann. Dann können die gemessenen Werte durch den Vergleich mit Grenzwerten bewertet und die Gefährlichkeit bestimmter Expositionssituationen eingeschätzt werden. Exposure-Surveillance im engen Sinn bedeutet die Messung am Individuum (s. Kap. 2.2) und wird schon wegen des damit verbundenen Aufwandes selten durchgeführt. Man kann allerdings die Ergebnisse von Hazard-Surveillance – also etwa die Ergebnisse der Luftüberwachung auf Schadstoffe – durch Verbindung mit der Bevölkerungsverteilung nutzen, um die Exposition bestimmter Personengruppen abzuschätzen.

Eine andere Kategorisierung unterscheidet nach der Art der Datenerhebung aktive und passive Surveillance-Systeme. Passive Systeme lassen sich über Erkrankungsfälle unterrichten, aktive Systeme suchen selbst nach solchen Fällen. Letzteres ist bei Infektions-Surveillance wichtig, wenn ein unerkannter infektiöser Fall unwissentlich eine Gefährdung für sich und seine Umgebung darstellt. Im Rahmen des Infektionsschutzgesetzes in Deutschland hat das Robert Koch-Institut den expliziten Auftrag, in bestimmten Fällen aktiv nach Erkrankten oder Infizierten zu suchen.

Screening als Grenzfall von Surveillance

Sieht man die Überwachung von Infektionskrankheiten als Ursprung von Monitoring- und Surveillance-Ansätzen, so kann man die Beobachtung chronischer Erkrankungen und Screening als Weiterentwicklungen in verschiedene Richtungen sehen. Infektionskrankheiten werden beobachtet, sowohl um dem erkrankten Individuum helfen zu können als auch um durch Hygienemaßnahmen die Ausbreitung der Erkrankung in der Bevölkerung zu verhindern.

Bei chronischen Erkrankungen steht die Hilfe der bereits Betroffenen eher im Hintergrund. Hier geht es mehr darum, die Krankheitsbürde der Bevölkerung insgesamt zu erkennen und durch primäre Prävention die Erkrankung in der Bevölkerung zurückzudrängen oder gering zu halten. Auch Screening beinhaltet die regelmäßige Beobachtung und Untersuchung großer Bevölkerungsteile. Hier steht die Verteilung der Erkrankung in der Bevölkerung aber eher im Hintergrund. Aufgabe von Screening ist die Identifizierung einzelner Betroffener in einem Stadium der Erkrankung, in dem eine Hilfe besser oder leichter möglich ist als in einem späteren Stadium der Krankheit. Screening, Infektionssurveillance und Surveillance chronischer Erkrankungen berücksichtigen Individuen und Gruppen in unterschiedlicher Art.

Datenquellen

Häufig für Monitoring und Surveillance genutzt werden Sekundärdaten, die ursprünglich für andere Zwecke erhoben wurden. Dies entspricht dem Anspruch an Monitoring und Surveillance, regelmäßig und schnell Daten zu erheben, wobei die Tiefe der Information weniger wichtig ist als Vollständigkeit oder Repräsentativität und zeitnahe Verfügbarkeit. Werden die benötigten Daten noch nicht erfasst, können bestehende Datendokumentationen um neue Informationen für Monitoring und Surveillance erweitert werden. Dann werden zwar Daten speziell für die Beobachtung erhoben, aber es muss keine neue Struktur aufgebaut werden. Beispiel hierfür ist z.B. die Todesursachenstatistik. Es ist unumgänglich, dass ein Arzt für das Meldewesen den Tod feststellt und überprüft, ob ein gewaltsamer Tod oder eine natürliche Ursache vorliegt. Bei dieser Untersuchung eines Verstorbenen werden zusätzliche Daten erhoben, die für die Einwohnerstatistik und die Gerichtsmedizin nicht notwendig sind, die aber für die Todesursachenstatistik benutzt werden.

Auf ähnlicher Basis werden Daten von verschiedensten Stellen des Gesundheitssystems erhoben und gesammelt. Versicherungsträger, Krankenhäuser, Arztpraxen usw. melden Daten für statistische Erhebungen, die grundsätzlich alle für Monitoring benutzt werden können. In allen diesen Fällen werden entweder Daten

weitergeleitet, die für die eigenen Aufgaben der Meldenden ohnehin erfasst werden oder zusätzliche Angaben, die bei der Erhebung selbst benötigter Daten ohne großen zusätzlichen Aufwand erfragt werden. Die so gewonnenen Daten bilden zuerst lediglich eine statistische Datensammlung. Ob man von Monitoring oder Surveillance sprechen kann, hängt davon ab, was mit den erhobenen Daten unternommen wird. Werden lediglich beschreibende Statistiken (z.B. in statistischen Jahrbüchern) erstellt, liegt noch kein Monitoring vor. Werden die Daten jedoch analysiert, mit Zielwerten verglichen und inhaltlich bewertet, kann man von Monitoring reden. Wird Handlungsbedarf identifiziert, handelt es sich um Surveillance.

Es gibt auch Monitoring- und Surveillance-Systeme, die ein eigenes Netz zur Erhebung von Daten aufgebaut haben. Wichtige Beispiele sind Register und Infektions-Surveillance. Letztere wird in Deutschland für eine Anzahl von Erkrankungen durchgeführt, international spielen Systeme zur Influenza-Surveillance eine Rolle. Register sind Einrichtungen zur Beobachtung einer Erkrankung, meist durch Sammlung und Zusammenführung unterschiedlicher Informationen aus mehreren Quellen. Durch diese Zusammenführung von Daten können Register nicht nur die Häufigkeit einer Erkrankung in Raum und Zeit und in verschiedenen Bevölkerungsgruppen beobachten sondern auch Erkenntnisse über Verlauf und Stadien der Erkrankung gewinnen. Die bekanntesten Register sind Krebsregister, die u.a. Inzidenz- und Mortalitätsdaten zusammenführen und so Überlebenszeiten analysieren können, die aus einer der Datenquellen allein nicht zu ermitteln sind. Register erfassen üblicherweise umfangreichere Daten, als sie zum reinen Monitoring benötigen. Durch die Zusammenführung von Daten aus verschiedenen Quellen können Register bei auffälligen Entwicklungen selbst vertiefte Analysen durchführen und eventuell Ursachen und Handlungsbedarfe selbst erkennen.

Für relativ leichte Erkrankungen, die auch nur über einen bestimmten Zeitraum beobachtet werden sollen, etwa zur Evaluation von Programmen oder weil die Dynamik nicht groß genug ist um eine langfristige Beobachtung zu rechtfertigen, wurde das Instrument der Beob-

achtungspraxen entwickelt. Dabei handelt es sich um ein Netz von Arztpraxen, die bei Bedarf gebeten werden, für bestimmte, genau definierte Fälle einen Dokumentationsbogen auszufüllen und weiterzuleiten. Dieses System hat den Vorteil, dass ohne eigene Erhebungen Symptome und Erkrankungen erfasst werden können, die unterhalb der Schwelle sind, die zu einer Krankenhauseinweisung führen würde. Besonders bei umweltbedingten Erkrankungen ist dies interessant, da die gesundheitsschädlichen Faktoren in der allgemeinen Umwelt in relativ geringen Konzentrationen auftreten und damit die Effekte bei einem großen Teil der Betroffenen im Bereich leichter Gesundheitsstörungen liegen. Die Effekte von Luftbelastung oder Lärm im „normalen“ Rahmen, also ohne größere Unfälle oder Einzelereignisse sind z.B. häufig Kopfschmerzen, Schlafstörungen, leicht erhöhter Blutdruck usw., also Symptome, die zuerst in die Praxis des Hausarztes führen. Außerdem erlaubt die Datenerhebung in Beobachtungspraxen die Verknüpfung von Angaben des Arztes mit Angaben des Patienten zu möglichen Expositionen oder zu subjektiven Aspekten. In der Praxis haben sich Beobachtungspraxen jedoch nur in wenigen Fällen etabliert und gelten insbesondere für Zwecke der Umweltepidemiologie nicht als optimal, da die Anfälligkeit von Meldepraxen gegenüber der Meldemotivation sich bei umweltepidemiologischen Studien – gekennzeichnet durch kleine Effekttärken, geringe Expositionsgrößen und unvermeidliche Klassifikationsfehler – besonders störend auswirken (Schlaud & Swart 2003).

Auch Umfragen (Surveys) sind als Erhebungsinstrument für Surveillance denkbar. Es muss allerdings gewährleistet sein, dass der Survey in geeigneten Abständen regelmäßig durchgeführt wird. Dann ist die Befragung und Untersuchung von Personen die beste und methodisch sicherste Methode, sowohl Exposition als auch Outcome am Individuum zu erkennen und damit Verknüpfungen durchführen zu können. Surveys werden an Stichproben durchgeführt. Dadurch können sie eher dazu dienen, generelle Hintergrunddaten zu großflächigen Belastungen zu liefern als konkrete lokal und zeitlich begrenzte Expositionen zu erkennen (s. 2.6.4).

Verwertung von Monitoring und Surveillance

Wesentliche Stärken von Monitoring und Surveillance liegen in der Verfügbarkeit vergleichbarer Daten für längere Zeiträume, in der klaren Zuordnung zu einem bestimmten Gebiet und der – verglichen mit epidemiologischen Studien – oft relativ großen Zahl von Personen, über die Daten erhoben werden. Dadurch können zeitliche Trends und Entwicklungen dargestellt, Bezüge zu Regionen hergestellt und Teilregionen verglichen werden.

Die Anwendungsmöglichkeiten solcher Analysen sind vielfältig. Regionalvergleiche lassen besondere Brennpunkte erkennen und eine Rangfolge aufstellen. Durch Vergleich mit den besten Regionen kann für jede Region abgeschätzt werden, ob Handlungsbedarf besteht. Gleichzeitig geben die Regionen auf den „besten“ Rängen einen Hinweis darauf, wie groß ein positiver Effekt in etwa sein kann. Dies fließt ein in die Entscheidung über und Planung von Maßnahmen des Gesundheitssektors. Trends und Vergleiche der Situation zu verschiedenen Zeitpunkten – eventuell kombiniert mit einem Regionalvergleich von Gebieten, in denen unterschiedliche Maßnahmen durchgeführt wurden – ermöglichen die Evaluation von Programmen und Maßnahmen. Langfristige Trends sind eine notwendige Basis für Prognosen. Daten aus Monitoring oder Surveillance können auch in detaillierte epidemiologische Untersuchungen einfließen. Für Personen, über die Monitoring-Daten vorhanden sind, werden dann zusätzliche Angaben erhoben, um ein vollständigeres Bild zu bekommen. Derartige Studien erfordern eine sorgfältige Abstimmung mit dem Datenschutz, um die Persönlichkeitsrechte der Betroffenen nicht zu verletzen. Zielvariablen der Beobachtung können jeweils Erkrankungen oder Gesundheitsdeterminanten sein, aber auch Effekte (positive oder negative) von bestimmten Therapien und Arzneimitteln oder von gesetzlichen Regelungen.

Qualitätskriterien für Surveillance-Systeme

Monitoring und Surveillance erfordern erheblichen Aufwand, der durch die Ergebnisse der Systeme gerechtfertigt sein muss. Eine Bewertung eines Monitoring oder Surveillance-Systems hat mehrere Dimensionen zu berücksichti-

gen, die Ziele und Aufgaben des Systems ebenso umfassen wie die Art der erhobenen Daten und Eigenschaften der zu beobachtenden Gesundheitsstörung. Ziele und Aufgaben des Systems müssen klar und eindeutig definiert sein. Die zu erhebenden Daten, die Datenquellen und der Datenfluss sowie die Verantwortlichkeiten der beteiligten Institutionen müssen beschrieben und allen Beteiligten bekannt sein. Ebenso muss feststehen, welche Fragestellungen der Grund für die Errichtung des Systems sind, da sich hieraus ableitet, welche Analysen zu erarbeiten sind und wem zu berichten ist.

Die zu erhebenden Daten müssen geeignet sein, die Fragestellung des Systems zu beantworten. Sie müssen mit der beobachteten Erkrankung im Zusammenhang stehen und sie müssen sensibel auf Änderungen der Situation reagieren. Die Erhebungsmethode muss sicherstellen, dass valide, zeitnahe Daten entstehen. Die beobachtete Gesundheitsstörung selbst muss relevant für die Gesundheit der Bevölkerung sein, und es sollten Handlungsmöglichkeiten bekannt sein, mit denen man auf beobachtete Entwicklungen reagieren kann.

Auf der praktischen Ebene muss ein System flexibel auf neue Anforderungen reagieren können. Durch gesetzliche Änderungen können z.B. neue Datenquellen entstehen; eventuelle neue Forschungserkenntnisse über die Krankheit lassen neue Aktionsmöglichkeiten in anderen Stadien der Erkrankung zu und erfordern andere Daten. Insbesondere müssen Monitoring- und Surveillance-Systeme auf Änderungen in den gesundheitspolitischen Prioritäten und im Krankheitsspektrum reagieren können. Ersteres ist eher wichtig bei chronischen Erkrankungen, für die der gesundheitspolitische Stellenwert von Prävention oder Behandlung unterschiedliche Datenanforderungen bedeutet, letzteres ist eher für Infektionssurveillance wichtig, wenn neue Erkrankungen wie z.B. SARS auftreten. Nicht zu vergessen sind die organisatorischen Anforderungen an Surveillance und Monitoring. Es ist sicherzustellen, dass die Aufgaben der Systeme so effektiv und effizient wie möglich durchgeführt werden (Romaguera, German, Klauke 2000).

2.6.2 Monitoring- und Surveillance-Systeme im Überblick

Die regional umfassendsten Surveillance-Systeme gibt es für Influenza-Erkrankungen. Die WHO betreibt FluNet, ein globales Influenza-Surveillance-System, zu dem nationale Systeme Daten und Informationen beisteuern (URL 6). Das National Center for Infectious Diseases beobachtet die Ausbreitung der Grippe in den USA (URL 1); in Europa arbeitet das European Influenza Surveillance Scheme (URL 3), finanziert von der EU. Es bekommt Meldungen aus 28 nationalen Referenz-Laboratorien sowie von mehr als 10.000 praktischen Ärzten aus 19 europäischen Ländern und deckt eine Bevölkerung von mehr als 440 Millionen Personen ab. Die Influenza-Surveillance nutzt Meldungen aus unterschiedlichen Quellen. Über die Anzahl von Fällen und die Daten aus virologischen Untersuchungen kann eine Epidemie schon sehr früh erkannt werden. Ausmaß, Geschwindigkeit und Richtung der Ausbreitung werden abgeschätzt und die Analysen unterstützen die schnelle Entwicklung entsprechender Impfseren und die Durchführung von Impfkampagnen vor der Ankunft der Grippewellen. Die Informationen werden auf verschiedenen Wegen sowohl den Ärzten als auch der Öffentlichkeit präsentiert, so dass auch die Bevölkerung sich informieren und entsprechend verhalten kann. Alle Systeme sind im Internet präsent. Sie veröffentlichen kurz- und langfristige Entwicklungen der Erkrankungszahlen und ihre regionale Entwicklung sowie Informationen über die Eigenschaften der jeweils aktiven Viren und über mögliche Schutzmaßnahmen.

Monitoring und Surveillance chronischer Erkrankungen gibt es weltweit in unterschiedlichsten Formen. In den USA finden sich zahlreiche Systeme mit speziellen und eng begrenzten Fragestellungen. In England und Frankreich gibt es die Einrichtung von Health Observatories, die eine allgemeinere Zielsetzung verfolgen. Sie wollen auf der Grundlage vorhandener Daten unterschiedlichste Aspekte der Gesundheit der Bevölkerung analysieren und darstellen. In Deutschland gibt es eine große Anzahl von Monitoring- und Surveillance-Ansätzen, wobei

Tabelle 2.6-1: Surveillance-Systeme mit verschiedenen Zielvariablen, samt gesetzlicher Grundlagen

Surveillance-Form	Beispiele
Outcome-Surveillance	Infektionskrankheiten (IfSG 2000) HIV- / AIDS-Surveillance (IfSG 2000) Influenza-Surveillance (IfSG 2000) Krebsregister (KRG 1994) Herzinfarktregister Verkehrsunfallstatistik (StVUnfStatG 1990) Mortalitätsstatistik (Ländergesetze)
Exposure-Surveillance	Beschäftigte in Atomkraftwerken (AtG 1985)
Hazard-Surveillance	Trinkwasserüberwachung (TrinkwV 2001) Monitoring der Schadstoffimmissionen der Außenluft (BImSchG 2002) Lebensmittelmonitoring (LMBG 1997) Anlagenüberwachung (BImSchG 2002)
mehrfach	Gesundheitssurvey Umweltsurvey Schuleingangsuntersuchungen (z.B. ÖGDG NRW 1997) Beobachtungspraxen Perinatalerhebung

Ziele und Methoden variieren, wobei die Einteilung nicht immer eindeutig ist. Es handelt sich auch nicht in allen Fällen um Systeme im oben definierten Sinn, die alle Funktionen in einer Hand bündeln. Tab. 2.6-1 gibt einige Beispiele, sortiert nach dem Typ von Zielvariablen.

2.6.3 Outcome-Surveillance

Die **Infektions-Surveillance**, in Deutschland durch das Infektionsschutzgesetz (IfSG) geregelt, hat die Aufgabe, das Auftreten der wichtigsten Infektionskrankheiten epidemiologisch zu beobachten, langfristige und räumliche Trends zu erkennen und zu beschreiben, bei Ausbrüchen die Infektionsketten zu unterbrechen und das Risiko der Ausbreitung zu minimieren. Es gibt ein mehrstufiges Berichtsverfahren von den kommunalen Gesundheitsämtern, die an Landesstellen melden, von denen ihrerseits eine aggregierte Meldung an das Robert Koch-Institut (RKI) als zuständige Stelle auf Bundesebene geht. Die drei Ebenen haben unterschiedliche Aufgaben. Die kommunalen Gesundheitsämter erhalten die individuellen Meldungen von praktischen Ärzten und tragen Sorge, dass alle hygienischen Maßnahmen getroffen werden, um weitere Fälle zu vermeiden. Dies kann bedeuten, dass die Quelle identifiziert und „entschärft“

wird oder dass durch hygienische Maßnahmen die Ansteckungsgefahr verringert wird.

Die zuständige Landesbehörde bekommt Meldungen über alle Fälle im Bundesland und kann dadurch erkennen, ob es sich um ein lokales Ereignis in einem Kreis handelt oder ob in mehreren Kreisen Fälle aufgetreten sind. Die Epidemiologie der Erkrankung und die Entwicklung in Zeit und Raum können von dieser Ebene erkannt werden. Je nach Bedarf kann die Landesstelle die Kreise bei der Untersuchung unterstützen oder die Arbeiten mehrerer Kreise bündeln. Das RKI erhält die Meldungen der Länder und kann dadurch größere Strukturen erkennen. Ebenso wie die Landesstellen kann das RKI bei der Bearbeitung von Ausbrüchen helfen, wenn die Situation dies erfordert und wenn es von den Gesundheitsämtern gewünscht wird. Außerdem erstellt das RKI bundesweite Statistiken zur großräumigen Beobachtung und arbeitet mit anderen Ländern und der EU und WHO zusammen (RKI 2000).

Die **HIV / AIDS-Surveillance** ist ebenfalls im IfSG geregelt. Der Aufgabenschwerpunkt liegt hier stärker auf der epidemiologischen Sichtweise. Der Trend in Inzidenz und Prävalenz soll beschrieben und die Verteilung in verschiedenen Bevölkerungsgruppen verfolgt werden. Es geht weniger als bei anderen Infektionskrankheiten um die Behandlung der Betroffenen als um den Schutz von bisher nicht Infizierten durch bevölkerungsbezogene Prävention und

Aufklärung. Informationen aus der Surveillance über besonders betroffene Gruppen sind wichtig für die Entwicklung gruppenspezifischer Interventionen. Die Berichtswege sind aufwändiger als bei den anderen im IfSG erwähnten Erkrankungen. Es werden Meldungen von mehreren Stellen und aus mehreren Untersuchungsanlässen abgegeben, die auf Landesebene anonym zu Fallmeldungen zusammengefasst werden. Die Beobachtung der Grippe erfolgt im europäischen Rahmen, wie oben beschrieben.

Im Bereich der chronischen Erkrankungen sind **Krebsregister** die bekanntesten Surveillance-Systeme (s. Vign. 2.6.B). Nach dem Bundeskrebsregistergesetz, das am 1. Januar 1995 in Kraft trat, sind die Länder verpflichtet, Krebsregister einzurichten, in denen epidemiologische Daten zu Krebserkrankungen gespeichert werden sollen, um dem Gesundheitswesen in Deutschland zur Erforschung, Behandlung und Kontrolle der Krebserkrankungen zu dienen. Es geht sowohl um die krebserkrankte Mortalität als auch um Inzidenz und Prävalenz von Krebserkrankungen in der Bevölkerung. Es entsteht ein Bild der Verteilung von Krebserkrankungen in Regionen und verschiedenen Bevölkerungsgruppen. Außerdem können die so gewonnenen Daten zur Ursachenforschung herangezogen werden, indem Hypothesen generiert und die Krebshäufigkeit in verschiedenen Bevölkerungsgruppen gegenübergestellt wird. Sie lassen auch die Untersuchung von Überlebenszeiten zu. Mit den Erkenntnissen aus Krebsregistern können Früherkennungsprogramme und Präventionsprogramme entwickelt, Behandlungsverfahren evaluiert und Einrichtungen zur medizinischen Versorgung geplant werden. Alle behandelnden Ärzte und Institutionen sind zur Meldung aufgerufen. Dadurch entstehen vielfache Meldungen zu einem Fall, die zu ausführlichen individuellen Beschreibungen zusammengefasst werden können.

Im RKI gibt es seit vielen Jahren eine Dachdokumentation Krebs, die berät, dokumentiert und deutsche Ergebnisse in den internationalen Rahmen stellt. Sie hat folgende Aufgaben: Zusammenführung anonymisierter Daten aller bevölkerungsbezogenen Krebsregister; Überprüfung der Daten der bevölkerungsbezogenen Krebsregister auf Plausibilität, Vollständigkeit und Voll-

ständigkeit; bundesweiter Abgleich der Daten der bevölkerungsbezogenen Krebsregister; Berechnung, Beobachtung und Analyse wichtiger epidemiologischer Kennziffern zu Krebskrankheiten; Untersuchung regionaler Unterschiede und zeitlicher Entwicklungstrends; Vergleich von Indikatoren auf internationaler Ebene; regelmäßige Publikation der Ergebnisse; Mitarbeit bei der Umsetzung des Krebsregistergesetzes; Beratung von Länder- und Bundesbehörden (URL 2). Die Krebsregister der Länder veröffentlichen unterschiedliche Berichte über die Entwicklung in ihrem Zuständigkeitsbereich. Ein Beispiel ist der Bericht des Epidemiologischen Krebsregisters für den Regierungsbezirk Münster (Epi-Krebsregister 2002). Eine besondere Herausforderung für Krebsregister liegt in der Wahrung der Anonymität der Betroffenen bei gleichzeitiger Möglichkeit, Meldungen mehrerer Ärzte zu einem Fall zusammenführen zu können. Zu diesem Zweck sind komplizierte Verschlüsselungssysteme entwickelt worden. Zwar gehört Forschung nicht zu den direkten Aufgaben von Krebsregistern, aber die Registerdaten können zu Forschungsprojekten benutzt werden. Dabei stehen allgemeine Fragen der Ursachenforschung im Vordergrund. Mögliche örtliche krebserkrankende Faktoren lassen sich meist nicht mit Daten der Krebsregister aufdecken, da die dafür notwendige Kleinräumigkeit mit der Forderung nach Anonymität oft nicht zu vereinbaren ist. Krebsregister liefern aber Hintergrunddaten, an denen örtliche Inzidenzen bewertet und eingeordnet werden können.

Neben Krebs sind **Herz-Kreislauf Erkrankungen** eine zweite Gruppe, die häufig vorkommen und sowohl für die Betroffenen als auch für die Gesellschaft erhebliche Nachteile und Kosten erzeugen. Ein erstes landesweites epidemiologisch orientiertes Register über Herzinfarkte wird zur Zeit in Brandenburg aufgebaut (LÄK 2002). Die Aufgaben sind ähnlich denen der Krebsregister. In Augsburg gibt es ein örtliches Herzinfarktregister, das auch epidemiologische Aufgaben hat (URL 4). **Verkehrsunfälle** werden auf örtlicher Ebene traditionell sehr genau beobachtet. Anhand der dokumentierten Umfälle und der Art ihrer Folgen werden Unfallschwerpunkte identifiziert und konkrete Maßnahmen für die einzelnen Bereiche entwickelt und eingesetzt.

Dies geschieht auf Kreisebene und tritt auf höheren Ebenen weniger in Erscheinung (Weinert 2003).

Wesentliche Informationen über den Gesundheitszustand und über den Stellenwert der wichtigsten Erkrankungen werden aus der **regelmäßigen Beobachtungen der Mortalität** gewonnen. Die Todesursachenstatistik ist der älteste Ansatz von Monitoring und Surveillance und bei aller berechtigten Kritik an der Qualität der Daten eine hochwertige und umfassende Quelle für einige Hauptindikatoren der gesundheitlichen Lage. Die Beobachtung der Mortalität geschieht nicht in einem geschlossenen System. Vielmehr werden die Angaben von den Totenscheinen in den statistischen Landesämtern gesammelt und aufbereitet. Einige Grundtabellen werden veröffentlicht und es besteht die Möglichkeit, Mortalitätsdaten nach Altersgruppen und Geschlecht, Todesursachen(gruppen) und Regionen weiter zu analysieren. Dies wird z.B. von Landesinstituten wahrgenommen, die aus den Mortalitätsstatistiken verschiedene Indikatoren berechnen, darunter Lebenserwartung, Anteil bestimmter Todesursachen an der Sterblichkeit, Todesfälle an bestimmten Ursachen im Alter unter 65 Jahren. Diese Analysen werden u.a. in der Gesundheitsberichterstattung benutzt, um die allgemeine Lage zu beschreiben, Gesundheitsziele zu evaluieren oder Handlungsfelder zu identifizieren. In den statistischen Landesämtern werden weitere Statistiken dokumentiert, die allerdings nicht in dem gleichen Maß wie die Mortalitätsstatistik zu handlungsorientierten Bewertungen und Analysen benutzt werden.

2.6.4 Hazard- und Exposure-Surveillance

Bei chronischen Erkrankungen, für die Ursachen oder Risikofaktoren bekannt sind, ist eine Beobachtung der Risikofaktoren statt der Erkrankungsfälle denkbar. Bei **Exposure-Surveillance** bestehen einige methodisch bedingte Schwierigkeiten, die besonders bei Risikofaktoren mit kleinem relativen Risiko wichtig werden. Eine Beobachtung der Exposition müsste

sich auf alle Personen beziehen, die der Gefahr ausgesetzt sind, mit dem zu beobachtenden Faktor in Berührung zu kommen. Höhe und Dauer einer Exposition müssten erfasst werden. Von diesen Personen werden nur ein kleiner Teil die erwartete Erkrankung bekommen. Exposure-Surveillance muss also sehr viel mehr Menschen umfassen als Outcome-Surveillance, die sich auf diejenigen beschränkt, die Symptome zeigen. Durch die Datenerhebung von Menschen, die keine Krankheitsfolgen zeigen werden, erhöhen sich die Kosten der Surveillance durch die hohe Zahl der zu Beobachtenden, es muss aber auch der Aufwand für diese Personen beachtet werden. Individuelle Exposure-Surveillance geschieht u.a. durch Dosimeter oder durch Untersuchung von Blut oder anderen Biomaterialien (Human-Biomonitoring, s. Kap. 2.2). Wenn das relative Risiko einer Erkrankung gering ist, werden viele möglicherweise exponierte Menschen nicht bereit sein, an der Surveillance mitzuwirken. Exposure-Surveillance wird daher meist im Arbeitsschutz durchgeführt, wo hohe Dosen und relativ hohe Risiken vorhanden sind. Eine Möglichkeit zu Biomonitoring in der allgemeinen Bevölkerung geben Surveys mit ihrer Beschränkung auf Stichproben. Im Rahmen des Bundesumweltsurveys werden z.B. Blutproben genommen. Anwendungsfälle sind großflächige Zeitvergleiche, etwa zur Evaluation von Gesetzen und Maßnahmen wie Verbot von verbleitem Benzin, kleinräumige Regionalvergleiche sind aufgrund der geringen räumlichen Auflösung des Bundessurvey nicht möglich.

Hazard-Surveillance beobachtet Faktoren in der Umwelt. Durch Abschätzungen und Modellrechnungen kann versucht werden, die durchschnittliche Exposition für bestimmte Bevölkerungsgruppen zu ermitteln. Eines der wichtigsten Surveillance Systeme im Gesundheitsbereich ist die **Trinkwasserüberwachung**. Wie bei den Meldungen von Infektionskrankheiten ist hier ein System vorhanden, in dem die verschiedenen politischen Ebenen mit unterschiedlichen Aufgaben zusammenarbeiten. Die kommunalen Gesundheitsämter der Kreise haben die Aufgabe, die Versorgung der Bevölkerung mit einwandfreiem Trinkwasser zu überwachen. Der überwiegende Anteil der Deutschen wird von zentralen Trinkwassersystemen versorgt.

Die Gesundheitsämter überprüfen die von den Wasserversorgern gemeldeten Messergebnisse aus den Wasserwerken und dem Versorgungsnetz und veranlassen eigene Messungen, wenn lokale Auffälligkeiten im Trinkwasser festgestellt werden. Falls Messwerte außerhalb der vorgegebenen Grenzwerte auftreten, hat das Gesundheitsamt die Situation zu bewerten und Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung zu ergreifen (Henninghausen 2001). Die Einzelbrunnen, aus denen knapp 5% der Bevölkerung ihr Trinkwasser beziehen, werden ebenfalls regelmäßig beprobt und die Ergebnisse den Gesundheitsämtern zur Bewertung vorgelegt.

Einige Ergebnisse der lokalen Trinkwasserüberwachung werden dem Land gemeldet und dort für eine flächendeckende Beschreibung der Trinkwasserqualität und eine längerfristige Bewertung der Gesamtsituation dokumentiert und analysiert. Neben Angaben, welche Mengen Trinkwasser in den verschiedenen Gebieten verbraucht wurde, woher das Wasser stammt und welche Qualität es hat, können durch die Zusammenführung von Roh- und Trinkwasser-Daten Prognosen erarbeitet werden, ob in Zukunft einige Stoffe im Trinkwasser die Grenzwerte überschreiten können und ob Handlungsbedarf besteht. Weitere Meldepflichten bestehen zur EU, wo eine Gesamtübersicht über die Versorgung der Bevölkerung mit einwandfreiem Trinkwasser erstellt wird. Die Trinkwasserüberwachung soll vordringlich dazu dienen, Mängel und Gesundheitsgefährdungen zu erkennen und abzustellen bzw. die betroffene Bevölkerung zu informieren. Durch die TrinkwV2001 wird der epidemiologische Aspekt der Trinkwasserüberwachung verstärkt. Dazu dient z.B. die Forderung, Netzproben zu ziehen, die sowohl zeitlich als auch räumlich repräsentativ für das Wasserversorgungsnetz sind.

Die Umweltverwaltung betreibt als größtes Monitoring-System die Überwachung der **Schadstoffimmissionen in der Außenluft**. Es gibt Messnetze auf Bundesebene und in den Ländern, die an Hunderten von Stationen kontinuierlich die Immissionen verschiedener Stoffe erfassen und auswerten. Das Umweltbundesamt präsentiert im Internet aktuelle Daten zu Ozon, Schwefeldioxid, Feinstaub (PM10), Kohlenmonoxid und Stickstoffdioxid. Das Landesumwelt-

amt NRW gibt zusätzlich die Werte für Benzol und Blei im Schwebstaub an (LUA 2003). Die Daten dieser Messnetze werden in unterschiedlicher Form ausgewertet. Langfristige Durchschnittswerte dienen zur großräumigen und allgemeinen Bewertung der Entwicklung. Hier zeigt sich, dass in den letzten Jahren und Jahrzehnten die Belastung durch Luftschadstoffe zurückgegangen ist. Aktuelle Informationen für die Bevölkerung mit Verhaltensvorschlägen für bestimmte Gebiete sind besonders im Fall von Ozonbelastungen in der heißen Jahreszeit wichtig, wenn lokal kurzfristig Werte erreicht werden, die akute Gesundheitsbeeinträchtigungen erzeugen können. Regionale Aufgliederungen – etwa städtische gegen ländliche Gebiete oder Bereiche mit besonders hoher Belastung durch Straßenverkehr – können mit Daten zu der Bevölkerung in diesen Gebieten zusammengeführt werden. Dadurch können durchschnittliche Expositionen von Bevölkerungsgruppen abgeschätzt und so eine Annäherung an Exposure-Surveillance erreicht werden. Ergebnisse solcher Abschätzungen wurden kürzlich benutzt, um attributable Risiken der Luftverschmutzung für NRW zu ermitteln (Heuer, Mekel, Fehr 2002; URL 5).

Von Bund und Ländern wird seit 1995 das **Lebensmittel-Monitoring** durchgeführt. Lebensmittel werden repräsentativ für die Bundesrepublik Deutschland auf Gehalte an gesundheitlich unerwünschten Stoffen untersucht. Das Lebensmittel-Monitoring dient dem vorbeugenden gesundheitlichen Verbraucherschutz. Mit seiner Hilfe können mögliche Gesundheitsgefährdungen durch Umweltschadstoffe, durch Rückstände von Pflanzenschutzmitteln und durch andere unerwünschte Substanzen frühzeitig erkannt und gegebenenfalls durch gezielte Maßnahmen abgestellt werden (BVL 2001). Das Lebensmittel-Monitoring überwacht die Qualität der Nahrung. Durch die flächendeckenden Stichproben verstärkt sich der Anreiz für die Erzeuger und Verarbeiter von Lebensmitteln, hygienische und qualitative Standards einzuhalten. Das Monitoring ist für sich allein allerdings kaum dazu geeignet, die Belastung der Bevölkerung oder bestimmter Bevölkerungsgruppen durch Schadstoffe abzuschätzen, da die Stichprobendichte dazu nicht ausreicht und da für die Be-

stimmung von Belastungen der Menschen die Verzehrgewohnheiten und die Häufigkeit, mit der bestimmte Lebensmittel gegessen werden, bekannt sein müssen.

Surveys

Eine wesentliche Datenquelle für Monitoring und Surveillance im Bereich chronischer Erkrankungen und ihrer Risikofaktoren sind Surveys, sofern sie regelmäßig durchgeführt werden. Die wichtigsten Surveys sind der Bundesgesundheits- und der Bundesumweltsurvey (s. Vign. 2.6.C). Sie werden koordiniert durchgeführt und können gemeinsam ausgewertet werden (Bellach, Knopf, Thefeld 1998). Surveys beruhen auf Stichprobenziehungen, die entsprechend dem Ziel und Fragestellung der jeweiligen Studie konstruiert werden. Insbesondere wird die Größe der Stichprobe nach dem Gebiet bestimmt, für das Aussagen getroffen werden sollen. Aussagen für Teilräume sind nicht möglich. Die Bundessurveys sollen das Bundesgebiet beschreiben und nicht die Bundesländer. Um auch auf Länderebene Analysen durchführen zu können, haben einige Länder die Erhebungen des Bundessurveys an einer zusätzlichen Stichprobe durchführen lassen. Sowohl der Bundesgesundheitsurvey als auch der Bundesumweltsurvey wurden bereits wiederholt durchgeführt, so dass beide Datenquellen – bei sehr guter Datenqualität und Methodik – zumindest ansatzweise für Monitoring und Surveillance im Sinn von Beobachtungen im Zeitverlauf nutzbar sind. – Als Surveys können auch die Untersuchung der Einschüler durch Ärzte des öffentlichen Gesundheitswesens und die Perinatalerhebung, die bei jeder Geburt Daten über den Gesundheitszustand des Säuglings und über bestimmte Aspekte der Schwangerschaft und der Geburt dokumentiert, bezeichnet werden. Beide Erhebungen sind langfristig angelegte Vollerhebungen und geben damit eine gute Datenbasis für die – auch kleinräumige – Beobachtung bestimmter Bevölkerungsgruppen und für das Monitoring einiger Behinderungen im Kindesalter und für die Qualitätssicherung bei der Geburtshilfe. Besonders die Einschulungsuntersuchung ist allerdings aufgrund einer relativ schlechten Standardisierung für Regionalvergleiche nur bedingt geeignet.

2.6.5 Zusammenfassung und Ausblick

Wie in allen Politikbereichen ist auch im Bereich von Umwelt und Gesundheit die Beobachtung des täglichen Geschehens eine wesentliche Grundlage rationaler Politik. Entwicklungen müssen bewertet werden mit Blick darauf, ob sie in erwünschte Richtungen laufen oder ob Kurskorrekturen nötig sind. Für viele Entscheidungen ist dabei eine flächendeckende periodische Beobachtung wichtig, um Trends erkennen und Aktionen evaluieren zu können. Auch Prognosen bauen auf beobachteten Daten über einen längeren Zeitraum auf. Um Informationen solcher Art zu erzeugen, gibt es im Bereich Umwelt und Gesundheit eine Vielzahl von Beobachtungssystemen, je nach Aufgabenstellung als Monitoring oder Surveillance bezeichnet. Die Informationen aus diesen Systemen geben einen Überblick über die Lage der Bevölkerung bezogen auf die beobachteten Aspekte und dienen damit zur allgemeinen Beschreibung für Bevölkerung und Entscheider sowie als Hintergrund für Forschungsprojekte. Im Bereich Umwelt und Gesundheit besteht eine besondere Herausforderung für Monitoring und Surveillance darin, die Wirkung verschiedener Umweltfaktoren auf die Gesundheit der Bevölkerung zu bewerten. Dies ist mit Systemen, die entweder nur im Umweltbereich oder nur im Gesundheitsbereich arbeiten, nicht zu leisten, da Umweltfaktoren in der Regel keine speziellen Gesundheitsstörungen erzeugen sondern lediglich zur allgemeinen Krankheitslast beitragen. Um diesen Beitrag abzuschätzen, müssen entweder Modellrechnungen durchgeführt oder im Rahmen von Surveys Angaben zur Exposition und zur Gesundheitsstörung auf individueller Basis gleichzeitig erhoben werden.

Eine Zusammenführung von Daten und Informationen aus Umwelt- und Gesundheits-Surveillance ist nicht einfach, weil die Bezüge verschieden sind – Umwelt mit Regionalbezug, Gesundheit mit Personenbezug – und weil die Blickweisen der beiden Disziplinen sich teilweise sehr unterscheiden. Der Bedarf an Zusammenführung dieser Daten ist erkannt, erfordert aber noch Koordinierungsanstrengungen. Eine

gute Basis für die Erarbeitung solcher Koordinationen und gemeinsamer Analysen sind die Aktionsprogramme Umwelt und Gesundheit, die in Deutschland auf Bundesebene und in Nordrhein-Westfalen seit einigen Jahren entwickelt werden. Sie bieten ein Forum zum Austausch von Meinungen, Hypothesen, Arbeitsansätzen und Forschungsrichtungen für Handelnde in den beiden Bereichen.

Literatur

- AOLG / Arbeitsgemeinschaft der Obersten Landesgesundheitsbehörden (Hrsg.) (2003): Indikatorensatz für die Gesundheitsberichterstattung der Länder. Dritte, neu bearbeitete Fassung. Herausgegeben durch Ministerium für Gesundheit, Soziales, Frauen und Familie (MGSFF), Düsseldorf, Band 1: Themenfelder 1-5, Band 2: Themenfelder 6-11.
- AtG / Gesetz über die friedliche Verwendung der Kernenergie und den Schutz gegen ihre Gefahren (23.12.1959), neugefasst 15.7.1985, zuletzt geändert 6.1.2004. <http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/atg/index.html>, Zugriff: 13.8.2004.
- Bellach, B.-M., Knopf, H., Thefeld, W. (1998): Der Bundesgesundheitssurvey 1997/98. Gesundheitswes. vol. 60, Sonderheft 2, S59-S68.
- BImSchG / Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (15.3.1974), neugefasst 26.9.2002, zuletzt geändert 8.7.2004. <http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/bimsg/>, Zugriff: 25.7.2004.
- Buehler, J. (1998): Surveillance. In: Rothmann, K., Greenland, S. (Hrsg.): Modern epidemiology. 2nd ed. Lippincott Raven Publishers, Philadelphia, PA, USA.
- BVL / Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (2001): Lebensmittelmonitoring 2001. Gemeinsamer Bericht des Bundes und der Länder. Berlin. www.bvl.bund.de/lebensmittel/monitoring.htm?pagetitle=Lebensmittel-Monitoring, Zugriff: 12.8.2004.
- CDC / Centers for Disease Control and Prevention (2001): Updated guidelines for evaluating Public Health surveillance systems. MMWR vol. 50, no. RR13. www.cdc.gov/mmwr/PDF/RR/RR5013.pdf, Zugriff: 12.8.2004.
- Epi-Register / Epidemiologisches Krebsregister für den Regierungsbezirk Münster (Hrsg.) (2002): Krebserkrankungen im Regierungsbezirk Münster, Band 2: Bericht für die Jahre 1995 – 1999. Eigenverlag, Münster.
- Henninghausen, R. H. (2001): Die neue Trinkwasserverordnung – TrinkwV 2001. Gesundheitswes. vol. 63, no. 11, 724-730.
- Heuer, A., Mekel, O., Fehr, R. (2002): Applicability of the tri-lateral methodological framework for impact estimation of road traffic related air pollution on health in Germany. Europ. J. Publ. Health vol. 12, no. 4, Suppl., 17.
- IfSG / Gesetz zur Verhütung und Bekämpfung von Infektionskrankheiten beim Menschen (20.7.2000), zuletzt geändert 24.12.2003. <http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/ifsg/index.html>, Zugriff: 13.8.2004.
- KRG / Gesetz über Krebsregister (4.11.1994). BGBl. I (1994), S. 3351 ff.
- LÄK / Landesärztekammer Brandenburg (2002): Innovativ: Brandenburg baut erstes Herzinfarktregister auf. Pressemitteilung, Dezember 2002, www.laekb.de/20/10Archiv/95017PM021204.pdf, Zugriff: 12.8.2004.
- LMBG / Gesetz über den Verkehr mit Lebensmitteln, Tabakerzeugnissen, kosmetischen Mitteln und sonstigen Bedarfsgegenständen (15.8.1974), neugefasst 9.9.1997, zuletzt geändert 13.5.2004. http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/lmg_1974/htmltree.html, Zugriff: 16.8.2004.
- LUA / Landesumweltamt NRW (Hrsg.) 2003: LUQS-Jahresberichte. www.lua.nrw.de/Veröffentlichungen/luqs/luqs2001.htm, Zugriff: 16.8.2004.
- NIOSH / National Institute for Occupational Safety and Health (2001): Tracking occupational injuries, illnesses, and hazards: The NIOSH surveillance strategic plan. US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Centers for Disease Control and Prevention, NIOSH, DHHS (NIOSH) Publication No. 2001-118, Cincinnati, OH, USA. www.cdc.gov/niosh/pdfs/2001-118.pdf, Zugriff: 12.8.2004.
- ÖGDG NRW / Gesetz über den Öffentlichen Gesundheitsdienst des Landes Nordrhein-Westfalen: Artikel 3 des Gesetzes zur Stärkung der Leistungsfähigkeit der Kreise, Städte und Gemeinden in Nordrhein-Westfalen vom 25. November 1997. Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Nordrhein-Westfalen (1997), Nr. 58, pp. 431-436.
- RKI / Robert Koch-Institut (2000): Themenheft des Bundesgesundheitsblattes zum Infektionsschutzgesetz. Bundesgesundheitsbl. Gesundheitsforsch. Gesundheitsschutz vol. 43, no.11.
- Romaguera, R. A., German, R. R., Klaucke, D. N. (2000): Evaluating Public Health surveillance. In: Teutsch, S.M., Churchill R.E.: Principles and practice of Public Health surveillance, Oxford University Press, New York, NY, USA.
- Schlaud, M., Swart, E. (2003): Beobachtungspraxen – ein flexibles Erhebungskonzept der Epidemiologie. Umweltmed. Forsch. Prax. vol. 8, no. 3, 147-154.
- StVUnfStatG / Gesetz über die Statistik der Verkehrsunfälle – Straßenverkehrsunfallstatistikgesetz (15.6.1990). BGBl. I (1990), S. 1078 ff.
- Thacker, S.B., Stroup, D.F., Parrisch, R.G. et al. (1996): Surveillance in environmental Public Health: Issues, systems, and sources. Am. J. Publ. Health vol. 86, no. 5, 633-638.

TrinkwV / Verordnung über die Qualität von Trinkwasser für den menschlichen Gebrauch, Artikel 1 der Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung (21.5.2001), geändert 25.11.2003. http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/trinkwv_2001/index.html, Zugriff: 13.8.2004.

Weinert, R. (2003): Auswertung von Straßenverkehrsunfällen mit Kinderbeteiligung. In: Hellmeier, W., Merschjohann, D. (Hrsg.): Geoinformationssysteme im ÖGD. Dokumentation des Workshops des Iögd am 20. Juni 2002, Dortmund. Reihe Materialien Umwelt und Gesundheit, Nr. 40. Landesinstitut für den Öffentlichen Gesundheitsdienst Nordrhein-Westfalen, Bielefeld.

WHO / World Health Organisation (2003): Water supply and sanitation sector monitoring. Definition of monitoring. Publication Date: 1 April 2003. www.who.int/docstore/water_sanitation_health/wss/Monitoring2.html, Zugriff: 12.8.2004.

URL 1: Centers for Disease Control and Prevention: Flu in the United States. www.cdc.gov/ncidod/diseases/flu/fluvirus.htm, Zugriff: 12.8.2004.

URL 2: Dachdokumentation Krebs. www.rki.de/GBE/KREBS/DACHDOK/DACHDOK.HTM, Zugriff: 12.8.2004.

URL 3: European Influenza Surveillance Scheme (EISS). www.eiss.org/html/introduction.html, Zugriff: 12.8.2004.

URL 4: Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit (GSF): KORA – Co-operative health research in the region of Augsburg. www.gsf.de/KORAN/en/, Zugriff: 12.8.2004.

URL 5: Wichmann, E.: Abschätzung positiver gesundheitlicher Auswirkungen durch den Einsatz von Partikelfiltern bei Dieselfahrzeugen in Deutschland. www.umweltbundesamt.org/fpdf-l/2352.pdf, Zugriff: 12.8.2004.

URL 6: World Health Organisation: Global influenza surveillance. www.who.int/csr/disease/influenza/influenzanezwork, Zugriff: 12.8.2004.

Endnoten

¹Monitoring is defined as the periodic oversight of a process, or the implementation of an activity, which seeks to establish the extent to which input deliveries, work schedules, other required actions and targeted outputs are proceeding according to plan, so that timely action can be taken to correct the deficiencies detected.

²The ongoing, systematic collection, analysis and interpretation of health data essential to the planning, implementation and evaluation of public health practice, closely integrated

with the timely dissemination of these data to those who need to know. The final link in the surveillance chain is the application of these data to prevention and control. A surveillance system includes a functional capacity for data collection, analysis and dissemination linked to public health programs.

Vignette 2.6.A APHEIS – Ein Informationssystem für Luftverschmutzung und Gesundheit in Europa

Hans-Guido Mücke

Die Belastung der Außenluft mit Schadstoffen stellt in Europa nach wie vor ein Problem dar. Der sogenannten Drei-Länder-Studie zufolge sterben jährlich allein in Österreich, Frankreich und der Schweiz rund 40.000 Menschen an den Auswirkungen von Luftverschmutzung (Künzli, Kaiser, Medina et al. 2000). Um diesen Problembereich erfolgreich zu bearbeiten, benötigen politische Entscheidungsträger, Wissenschaftler und die Öffentlichkeit belastbare Informationen.

Hierzu fördert das Generaldirektorat für Gesundheit und Verbraucherschutz (DG Sanco) der Europäischen Kommission innerhalb des Programms „Umweltbedingte Krankheiten“ seit 1999 das Projekt Air Pollution and Health: A European Information System (APHEIS), dessen Ziel der Aufbau eines epidemiologischen Überwachungssystems für den Themenschwerpunkt Luftverunreinigungen und öffentliche Gesundheit in Europa ist. Das System soll eine umfassende Datenbank zu den Wirkungen von Luftverschmutzung auf die öffentliche Gesundheit enthalten, die u.a. der Analyse von Expositions- und Wirkungszusammenhängen dient und eine standardisierte europaweite Berichterstattung ermöglicht. Eine weitere wesentliche Funktion ist die Bildung eines internationalen Netzwerkes für öffentliche Gesundheit und Umweltinformation, das den Informationsaustausch zwischen Umwelt- und Gesundheitsbehörden erleichtern und die Entwicklung von Expertise

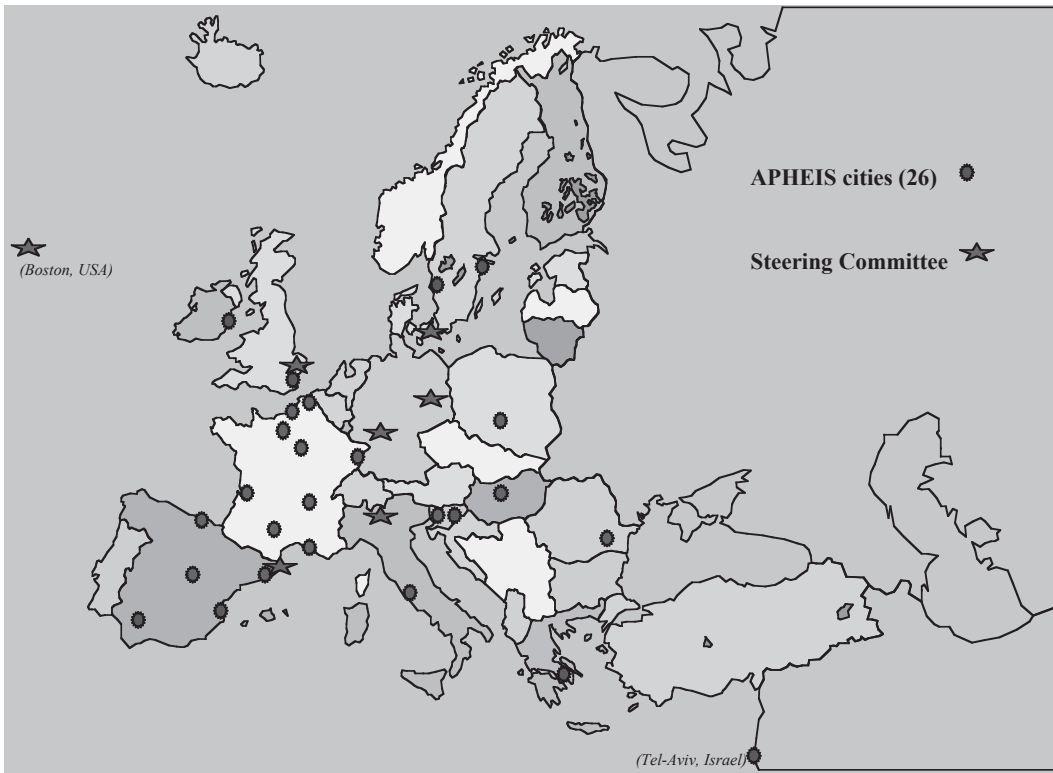


Abbildung 2.6.A-1: APHEIS-Zentren: Institutionen des Steering Committee und teilnehmende Städte. Quelle: APHEIS (2002)

fördern soll. An dem Projekt sind das Europäische Zentrum für Umwelt und Gesundheit der WHO in Bonn, das EU-Forschungszentrum mit seinem Institut für Nachhaltige Umwelt in Ispra, die Europäische Umweltagentur in Kopenhagen sowie diverse lokale Umwelt- und Gesundheitsbehörden beteiligt. Für die Module der ersten Projektphase vom Jahr 2000 siehe Medina, Plascencia, Mücke (2001).

Trotz strengerer Emissionsstandards, intensiverer Kontrollen und Reduzierung bestimmter Luftverunreinigungen beeinträchtigen dennoch bestimmte Luftschadstoffe wie z.B. feine und feinste Anteile des Schwebstaubes die Gesundheit des Menschen. Dies geht aus den ersten Ergebnissen bezüglich der gesundheitlichen Abschätzung von Feinstaubbelastung innerhalb des APHEIS-Projekts hervor, die mit dem zweiten Projektbericht im Herbst 2002 veröffentlicht wurden (APHEIS 2002). Während der zweiten Projektphase wurde die Umsetzung und Funktionsfähigkeit des epidemiologischen Überwachungssystems in 26 Städten (Athen, Barcelona,

Bilbao, Bordeaux, Bukarest, Budapest, Celje, Dublin, Göteborg, Krakau, Le Havre, Lille, Ljubljana, London, Lyon, Madrid, Marseille, Paris, Rom, Rouen, Seville, Stockholm, Strassburg, Tel Aviv, Toulouse und Valencia) in zwölf europäischen Staaten getestet (Abb. 2.6.A-1). Festgestellt wurde, dass die Schwebstaubbelastung innerhalb Europas beträchtlich variiert. Die durchschnittlichen Feinstaubkonzentrationen mit einer Partikelgröße unter $10\ \mu\text{m}$ (PM_{10}) liegen zwischen 14 und $73\ \mu\text{g}/\text{m}^3$, die Feinstaubkonzentrationen mit einer Partikelgröße unter $4\ \mu\text{m}$ („black smoke“) variieren zwischen 8 und $66\ \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Zur Abschätzung langfristiger gesundheitlicher Risiken durch Feinstaubbelastungen wurden u.a. drei unterschiedliche Szenarien bezüglich der Senkung der PM_{10} -Konzentration berechnet. Für die Berechnung wurden 39 Millionen Einwohner aus 19 Städten zugrundegelegt. Bezüglich Langzeitexposition und Mortalität zeigt das erste Szenario, dass 9 vorzeitige Sterbefälle pro 100.000 Einwohner und Jahr

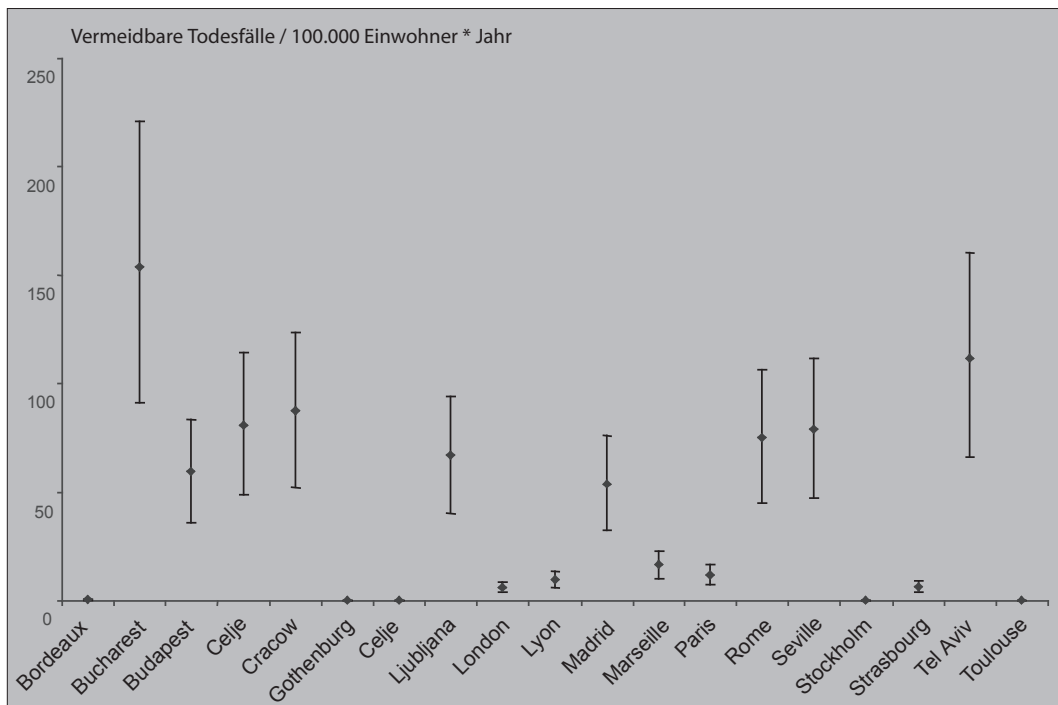


Abbildung 2.6.A-2: Potentieller Nutzen einer Verminderung der Jahresmittelwerte von PM_{10} auf $20 \mu g/m^3$, den 2010-Grenzwert für PM_{10} , als Anzahl vermiedener Todesfälle pro 100.000 Einwohner (95%-Konfidenzintervall), Quelle: APHEIS (2002)

vermieden werden können, wenn die jährlichen PM_{10} -Konzentrationen den bis zum Jahr 2005 europaweit festgelegten Grenzwert von $40 \mu g/m^3$ nicht überschreiten. Eine Senkung der Feinstaubkonzentration auf $20 \mu g/m^3$ ist bis 2010 vorgesehen (EC 1999). Auf dieser Grundlage berechnet das zweite Szenario die Vermeidung von durchschnittlich 43 vorzeitigen Sterbefällen pro 100.000 Einwohner und Jahr (Abb. 2.6.A-2). Darüber hinaus ergibt das dritte Szenario, dass selbst geringfügige Verbesserungen der Luftqualität, hier die Reduzierung der PM_{10} -Konzentration um lediglich $5 \mu g/m^3$, einen positiven Effekt im Sinne geringerer Krankheits- und Sterbefälle hat, nämlich eine geschätzte Vermeidung von 19 vorzeitigen Sterbefällen pro 100.000 Einwohner und Jahr.

Die dritte Projektphase von APHEIS (2002-2004) hatte ihren Schwerpunkt in der Entwicklung einer Kommunikationsstrategie, um die Projektergebnisse in adäquater Form an die Zielgruppen wie politische Entscheidungsträger, Wissenschaftler und Öffentlichkeit zu transportieren. Die erfolgreiche Implementierung

des Informationssystems für Luftverunreinigungen und Gesundheit vorausgesetzt, eröffnet APHEIS zukünftig weiteren europäischen und auch deutschen Städten die Möglichkeit einer Beteiligung.

Literatur

- APHEIS (2002): Health impact assessment of air pollution in 26 European cities, second year report 2000-2001, <http://www.apheis.net>, Zugriff: 24.7.2004.
- EC / Europäische Kommission (1999): Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22.04.1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 163/42.
- Künzli, N., Kaiser, R., Medina, S., et al. (2000): Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet*, vol. 356, 795-801.
- Medina, S., Plasencia, A., Mücke, H.-G. (2001): Das Projekt APHEIS – Eine Informationsquelle für Luftverschmutzung und Gesundheit in Europa. *Bundesgesundheitsbl. Gesundheitsforsch. Gesundheitsschutz* vol.44, no.5, 537-540.



Abbildung 2.6.B-1: Hämatologische Systemerkrankungen in Hamburger Stadtregionen 1988-1999, Frauen, direkte Altersstandardisierung (Europastandard), nach geraden und ungeraden Diagnosejahren. Quelle: Hamburger Krebsregister; BWG (2004)

Vignette 2.6.B Krebsregister Hamburg

Stefan Hentschel

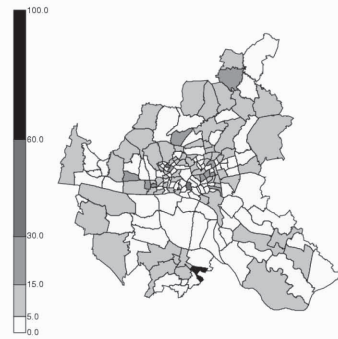
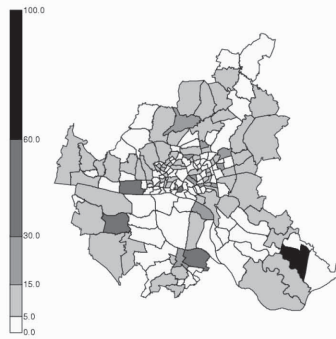
Die Idee einer kontinuierlichen und systematischen Beobachtung des Krebsgeschehens in Hamburg hat eine lange Tradition. Schon 1926 wurde ein erster Geschwulstfragebogen eingesetzt, und es wurden „modern“ klingende Ziele wie Frühdiagnose oder Erforschung auslösender

Faktoren angestrebt. Nur wenige Jahre später wurde dieser umfangreiche Erhebungsbogen allerdings deutlich reduziert, um Zeit, Mühe und Schreiarbeit zu sparen. Diese Entwicklung zeigt beispielhaft das Spannungsfeld der flächendeckenden Krankheitsbeobachtung zwischen weitreichenden Zielsetzungen und den begrenzten Möglichkeiten der Massenstatistik.

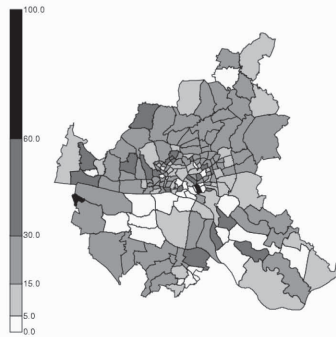
Seit 1986 wird das Hamburgische Krebsregister als eigenständige Arbeitseinheit der für die Gesundheit zuständigen Landesoberbehörde

Männer**Gerade Jahre****Ungerade Jahre**

Leukämien: ICD
C90.1, C91.0-
C95.9



Lymphome: ICD
C81.0-C88.9



Plasmozytome:
ICD C90.0, C90.2

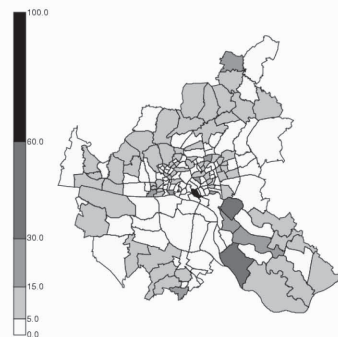
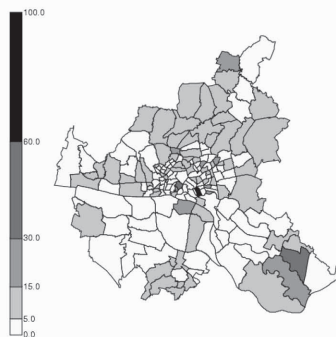


Abbildung 2.6.B-2: Hämatologische Systemerkrankungen in Hamburger Stadtregionen 1988-1999, Männer, direkte Altersstandardisierung (Europastandard), nach geraden und ungeraden Diagnosejahren. Quelle: Hamburger Krebsregister; BWG (2004)

(seit 2004 Behörde für Wissenschaft und Gesundheit) geführt. Das Hamburgische Krebsregistergesetz vom 1.1.1985 weist dem Register eine Reihe von Aufgaben zu, nämlich die kontinuierliche Beschreibung des Krebsgeschehens durch Bestimmung der Anzahl der jährlich neu auftretenden Krebserkrankungen (Inzidenz) und der Krebssterbefälle (Mortalität), die vergleichende Analyse der regionalen Verteilung und der zeitlichen Trends, die Unterstützung gezielter epidemiologischer Studien zur Ursachen-

und Therapieforschung, die Bereitstellung von Basisdaten für die Planung bedarfsgerechter Einrichtungen und die Information der Öffentlichkeit. Wesentliche Merkmale des Gesetzes sind die Grundsätze der Patienteneinwilligung zur Meldung und der freiwilligen Mitarbeit seitens der Ärzte.

Das von 1995 bis 1999 gültige Bundeskrebsregistergesetz hat die bevölkerungsbezogene Krebsregistrierung nachhaltig verbreitert und verbessert (Katalinic 2004). Damit sind zu den

bereits etablierten Krebsregistern des Saarlandes, Hamburgs, Münsters (Nordrhein-Westfalen) und der neuen Länder und Berlin sieben weitere Krebsregister hinzu gekommen. Aufbau, Organisation und Arbeitsweisen dieser Krebsregister weisen – bei vielen Übereinstimmungen – eine nicht zu übersehende länderspezifische Vielfalt auf. Um eine Vergleichbarkeit, gemeinsame Auswertungen und eine bessere Nutzung der in den Landeskrebsregistern erhobenen Daten herzustellen, wurde im Januar 1996 die Arbeitsgemeinschaft Bevölkerungsbezogener Krebsregister in Deutschland gegründet. Diese Arbeitsgemeinschaft gibt in Zusammenarbeit mit dem Robert Koch-Institut und gefördert durch das Bundesministerium für Gesundheit die Broschüre „Krebs in Deutschland“ (AG 2004) heraus, die einen ersten Überblick über die Möglichkeiten der Regelauswertung gibt.

In Hamburg wie auch in vielen anderen Krebsregistern konnte eine deutliche Verbesserung der Meldungen an das Register erreicht werden, so dass mit zunehmender Vollständigkeit (Haberland, Bertz, Görsch et al. 2003) der Krebsregister neben der weiteren Meldermotivation vermehrt Nutzungsaspekte in den Vordergrund kommen. Ohne die auch heute noch bestehenden Lücken zu verschweigen ist zu hoffen, dass die erheblichen Anstrengungen, die in die Datenerhebung geflossen sind, jetzt durch angemessene Nutzungen dieser Daten ergänzt werden. Auch das Hamburgische Krebsregister beteiligt sich an einer Reihe von Analysen, welche die erreichten Fortschritte in der Vollständigkeit erst sinnvoll werden lassen. Beispielhaft seien hier einige Auswertungen benannt.

Untersuchungen zu seltenen Krebserkrankungen: Die Studie „Arbeitsplatzbedingte Risikofaktoren seltener Krebsformen unbekannter Ursache“ wurde als deutscher Teil einer europäischen multizentrischen Fall-Kontroll-Studie konzipiert und durchgeführt. Im Rahmen der internationalen Studie wurden die selten auftretenden bösartigen Neubildungen des Dünndarms, der Gallenblase und -wege, des Thymus, des Skelettsystems, der männlichen Brust, des Auges und der Haut (Mykosis fungoides) untersucht. Der deutsche Teil der Studie wurde um eine populationsbasierte Fall-Kontroll-Studie zu männlichen Keimzelltumoren sowie um eine

krankenhausbasierte Fall-Kontroll-Studie zum malignen Melanomen des Auges erweitert. Um in vertretbarem Zeitrahmen eine ausreichende Anzahl von neu erkrankten Krebspatienten für die Studie gewinnen zu können, wurde für die bevölkerungsbasierenden Studienteile ein multizentrisches Studiendesign mit Erhebungszentren im Saarland, in Essen, Bremen und Hamburg gewählt. Die Einbeziehung der bevölkerungsbezogenen Krebsregister leistete einen wichtigen Beitrag zur Qualitätssicherung, da hierdurch sowohl die Abschätzung der erwarteten Erkrankungsfälle als auch die Überprüfung der Vollständigkeit der Studieninzidenz zur Minimierung eventueller Selektionseffekte sichergestellt werden konnten.

Regionale Auswertungen (Manikowsky, Baumgart-Elms, Schümann et al. 1997): Zur Abklärung möglicher regionaler Häufungen von Leukämie- und Lymphomerkrankungen, die in den 90er Jahren politisch kontrovers diskutiert wurden, hat das Hamburgische Krebsregister in Kooperation mit dem Bremer Institut für Prävention und Sozialmedizin umfangreiche Nacherhebungen zur Vervollständigung seines Datenbestandes vorgenommen. Die Identifizierung von Leukämie- und Lymphomfällen aller Altersgruppen in Hamburg für den Zeitraum 1988 bis 1999 wurde Anfang 2002 abgeschlossen (BWG 2004) (Abbildung 2.6.B-1, 2.6.B-2). Eine erste regionalisierte Auswertung zeigt Abbildung 2.6.B-1. Derartige grafische Darstellungen sind jedoch nicht über zu bewerten. Die Art der Vergleichsmöglichkeiten hängt von den gewählten Klassengrenzen und zufälligen Schwankungen in den Erkrankungsraten ab. Daher wurde in der Grafik eine Aufspaltung der Beobachtungsjahre in gerade (1988, 1990, 1992 ...) und ungerade (1989, 1991, 1993 ...) Jahre vorgenommen. Sofern sich in beiden Hälften ein ähnliches Muster für auffällig Raten in zusammenhängenden Regionen zeigen würden, könnte dies als Hinweis auf systematische Inzidenzabweichungen gewertet werden. Die in Kooperation mit der Hamburger Arbeitsgruppe Epidemiologie durchgeführten Analysen bestätigen die aus einem früheren Bericht abgeleiteten Verdachtsmomente bezüglich industrieller Emittenten und der kerntechnische Anlagen Geesthacht und Krümmel bei Betrachtung über alle Altersgrup-

pen nicht. Deutlich wurde jedoch, dass die aus dem motorisierten Straßenverkehr resultierende Belastung durch Kohlenwasserstoffe einen Einfluss auf die Inzidenz dieser Erkrankungsgruppe haben könnte; hierauf deutet insbesondere die orientierende Analyse in der Gruppe der Lymphome hin.

Ursachenforschung: Die Hauptfragestellung der **MARIE-Studie (Mammakarzinom-Risikofaktoren-Erhebung)**, an der sich das Hamburgische Krebsregister beteiligt, ist die Analyse des möglichen Zusammenhanges zwischen verschiedenen Formen der Hormonersatztherapie und dem Brustkrebsrisiko bei postmenopausalen Frauen. Die Untersuchung wird als Fall-Kontroll-Studie bezogen auf die weibliche Bevölkerung im Alter zwischen 50 bis 74 Jahren in Hamburg und der Rhein-Neckar-Region durchgeführt. Es sollen insgesamt 3.500 Fälle (2.000 Fälle in Hamburg, 1.500 im Rhein-Neckar-Gebiet) sowie 7.000 Kontrollen (4.000 in Hamburg, 3.000 in der Rhein-Neckar-Region) erhoben werden. Durch diese Untersuchungen wird es möglich werden, populationsbezogen das Brustkrebsrisiko der Hormonersatztherapie zu bestimmen. Diese Studie wird eine wichtige Datengrundlage für die individuelle medizinische Beratung über Indikationen, Kontraindikationen und Nutzungsdauer einer Hormonersatztherapie bilden.

Daten zur medizinischen Qualitätssicherung: In Kooperation mit der Hamburger Krebsgesellschaft wurde mit einem Projekt zum Langzeitüberleben onkologischer Patienten begonnen, das aufbauend auf dem bestehenden Melde- und Dokumentationsverfahren Informationen zum Langzeitüberleben spezieller Patientengruppen ableitet und den projektbeteiligten Ärzten und Kliniken regelmäßig zur Verfügung stellt. Bei diesem Projekt werden für beide Seiten Gewinne erreicht, indem die Vollständigkeit der Meldungen an das Krebsregister verbessert und die Nutzung der Daten für ein klinikinternes Qualitätsmanagement ermöglicht wird.

Literatur

AG / Arbeitsgemeinschaft Bevölkerungsbezogener Krebsregister in Deutschland (Hrsg.) (2004): Krebs in Deutschland. 4. überarbeitete, aktualisierte Ausgabe, Saarbrücken. www.rki.de/KREBS, Zugriff: 24.7.2004.

BWG / Behörde für Wissenschaft und Gesundheit der Freien und Hansestadt Hamburg (2004 in Vorber.): Inzidenz und räumliche Verteilung maligner hämatologischer Systemerkrankungen in Hamburg (1988 – 1999). www.krebsregister.hamburg.de, Zugriff: 24.7.2004.

Haberland, J., Bertz, J., Görsch, B., Schön, D. (2003): Vollzähligkeitsschätzungen von Krebsregisterdaten in Deutschland. Bundesgesundheitsbl. Gesundheitsforsch. Gesundheitsschutz vol. 46, no. 9, 770-774.

Katalinic, A. (2004): Epidemiologische Krebsregistrierung in Deutschland – Bestandsaufnahme und Perspektiven. Bundesgesundheitsbl. Gesundheitsforsch. Gesundheitsschutz vol. 47, no. 5, 422-428.

Manikowsky, S. v., Baumgart-Elms, C., Schümann, M., Haartje, U. (1997): Methoden regionalisierter Beschreibung und Analyse von Krebsregisterdaten. Edition Temmen, Bremen.

Vignette 2.6.C Umwelt-Survey¹

Ursel Heudorf

Der Umwelt-Survey (URL 1) ist ein Projekt des Umweltbundesamtes zur Ermittlung und Aktualisierung repräsentativer Daten über bestehende Schadstoffbelastungen der deutschen Allgemeinbevölkerung. Das Erhebungsinstrumentarium umfasst zum einen die Analyse von Blut- und Urinproben der Probanden (Human-Biomonitoring) sowie von Hausstaub- und Trinkwasserproben aus deren Haushalten (Ambient-Monitoring). Daneben werden Daten über umweltrelevante Verhaltensweisen und Lebensbedingungen mit Hilfe von Fragebögen erhoben. Die Erhebungen erfolgen über ein mehrfach geschichtetes und gestuftes Auswahlverfahren nach den Merkmalen der Gemeindegrößeklasse, Alter und Geschlecht in Anbindung an den Bundes-Gesundheitssurvey, der vom Robert Koch-Institut durchgeführt wird (URL 2). Die gemeinsam an denselben Personen erhobenen Daten stellen die repräsentative Grundlage für eine umweltbezogene Gesundheitsbeobachtung und eine gesundheitsbezogene Umweltbeobachtung dar.

Tabelle 2.6.C-1: Ausgewählte Schadstoff-Expositionen der deutschen 25- bis 69-jährigen Bevölkerung: innere Belastung mit Arsen, Blei, Cadmium, Quecksilber und 1-OH-Pyren ($\mu\text{g/l}$) sowie Stoffgehalte im Hausstaub (mg/kg), 1990 / 92 und 1998 (Quelle: URL 1)

Substanz	Umwelt-Survey 1990 / 92			Umwelt-Survey 1998		
	N	P50	P95	N	P50	P95
Humanbiomonitoring		$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$		$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$
Arsen im Urin	4.001	7,1	30,2	4.052	4,0	19,3
Blei im Blut	3.966	45	105	3.974	33	72
Cadmium im Blut	3.965	0,3	2,6	3.973	0,4	2,2
Cadmium im Urin	4.002	0,3	1,3	4.052	0,24	0,99
Hg im Blut	3.957	0,6	2,0	3.973	0,7	2,4
Hg im Urin	4.002	0,5	3,7	4.052	0,4	3,0
PCP im Urin	1.295	3	13	600	1	5
1-OH-Pyren im Urin						
Alte Länder	75	0,12	0,43	182	0,09	0,39
Neue Länder	75	0,30	1,29	45	0,11	0,70
Ambientmonitoring		mg/kg	mg/kg		mg/kg	mg/kg
PCP im Hausstaub	861	0,33	2,4	648	0,24	3,0
Lindan im Hausstaub	861	0,19	3,1	648	<0,09	0,8
Permethrin im Hausstaub	1.213	0,16	10,7	645	0,17	14,9

N = Stichprobenumfang, P50, P95 = 50. bzw. 95. Perzentil

Der Umwelt-Survey wurde in den Jahren 1985 bis 1986 erstmalig durchgeführt (Umwelt-Survey 1985 / 86). In den Jahren 1990 / 91 wurde er in den alten Bundesländern wiederholt und 1991 / 92 auf die neuen Bundesländer ausgedehnt (Umwelt-Survey 1990 / 92). Die dritte Erhebung erfolgte in den Jahren 1997 bis 1999 (Umwelt-Survey 1998). Ein Umwelt-Survey für Kinder begann im Mai 2003. Für Parameter, die über mehrere Durchgänge mit der gleichen Methode analysiert wurden, können über den Vergleich der Querschnittproben aus verschiedenen Jahren die Veränderungen der inneren Belastungen und der Belastungen im häuslichen Bereich dokumentiert werden. Mit gewissen Einschränkungen können auf diese Weise die Auswirkungen staatlicher Maßnahmen wie z.B. PCP-Verbot oder Verbesserungen der Emissionen beim Hausbrand und in der Industrie evaluiert werden. Im Umwelt-Survey 1998 zeigte sich beispielsweise im Vergleich mit dem Umwelt-Survey 1990 / 92 eine deutliche Abnahme der mittleren Arsen-, Quecksilber- und PCP-Gehalte im Urin sowie des Bleigehalts im Blut. Es wird davon ausgegangen, dass dies auf eine Verringerung des Vorkommens der Stoffe in den Umweltmedien, vor allem in der Nahrung, zu-

rückzuführen ist. Die mittleren Gehalte an Cadmium im Blut und Cadmium im Urin bewegen sich im Bereich der analytischen Bestimmungsgrenze, so dass eine zeitliche Entwicklung eher anhand der höheren Perzentile zu beurteilen ist: Das 95. Perzentil hat in beiden Fällen abgenommen.

In den untersuchten Hausstaubproben haben sich die mittleren PCP- und Lindangehalte zwischen 1990 / 92 und 1998 verringert. PCP ist in der Bundesrepublik seit 1989 verboten, so dass die abnehmenden Gehalte im Hausstaub den Erfolg dieses Verbotes spiegeln dürften. Die Verwendung von Lindan als Pflanzenschutzmittel wurde erst 2001 EU-weit verboten, wobei schon in den letzten Jahren nur noch wenige lindanhaltige Mittel auf dem Markt waren. Nach dem Verbot von PCP wurden häufig Pyrethroide als Ersatzstoff eingesetzt. Dies ließ sich anhand der Ergebnisse des Umwelt-Surveys in den alten Bundesländern deutlich an einer Zunahme der Permethringehalte im Hausstaub von 0,06 mg/kg in 1985 / 86 auf 0,23 mg/kg in 1990 / 92 ablesen. Im Vergleich zu 1990 / 92 hat sich im Jahre 1998 der mittlere Permethringehalt dagegen nicht mehr signifikant verändert.

Über bewährte Parameter hinaus können neue Problemstellungen erfasst und ggf. auch retrospektiv untersucht werden. Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), die durch die 1997 neu „entdeckte“ Problematik PAK-haltiger Parkettkleber in das Zentrum umweltmedizinischen Interesses gelangt waren, wurden im Umwelt-Survey 1998 erstmalig untersucht. Durch zeitgleiche Untersuchungen eingelagerter Proben des Umwelt-Surveys 1990 / 92 wurde darüber hinaus eine Aussage zu einer zeitlichen Entwicklung möglich. Während 1990 / 92 noch eine deutlich höhere PAK-Belastung der Allgemeinbevölkerung in den neuen Bundesländern im Vergleich mit der Bevölkerung der alten Bundesländer feststellbar war, hat in der Zwischenzeit der mittlere Gehalt an Hydroxypyren im Urin der Bevölkerung der neuen Bundesländer deutlich abgenommen und sich dem Gehalt in den alten Bundesländern annähert. Die Reduktion spiegelt offenbar die Abnahme der PAK-Emissionen z.B. aus Hausbrand und industriellen Emissionen in den neuen Bundesländern wieder.

Im aktuellen Survey werden darüber hinaus u.a. repräsentative Daten zu den derzeit am häufigsten eingesetzten Insektiziden (Organophosphate) und zu den als Weichmachern vielfach verwendeten Phthalaten erhoben. – Die Daten werden nicht nur über Berichte des Umweltbundesamtes und Publikationen in wissenschaftlichen Fachzeitschriften sondern auch über das Internet veröffentlicht (URL 1, dort auch Publikationsliste). Sie sind eine wichtige Grundlage für die im Bereich Umwelt und Gesundheit Tätigen im öffentlichen Gesundheitsdienst sowie in Klinik und Praxis.

Literatur

URL 1: www.umweltbundesamt.de/survey, Zugriff: 19.8.2004.

URL 2: www.rki.de/GESUND/DATEN/BGSURVEY/BGSURVEY.HTM, Zugriff: 19.8.2004.

Endnote

¹ Diese Vignette beruht zu wesentlichen Teilen auf Angaben zum Umwelt-Survey im Internet (URL 1).

2.7 Untersuchungsprogramme zu speziellen Fragestellungen

Ursel Heudorf, Michael Csicsaky

Werden Schadstoffe in Schulen, Kindereinrichtungen oder im Wohnumfeld gefunden oder wird eine Häufung von Erkrankungen in der Region, im Stadtteil oder in einer Einrichtung festgestellt, so löst das bei den Betroffenen oft große Sorgen und Ängste aus. Anlassbezogene Untersuchungen können hier ein wichtiges Instrument sein, um die Diskussion zu versachlichen und die tatsächliche Belastung der Betroffenen oder ihr Gesundheitsrisiko in dieser Situation zu ermitteln.

2.7.1 Anlässe für Spezialuntersuchungen

Im Jahre 1992 legte der Länderausschuss für Immissionsschutz (LAI) einen Bericht „Bewertende Zusammenstellung der in Deutschland durchgeführten umweltmedizinischen, immissionsbezogenen Wirkungsuntersuchungen“ vor. In dieser nicht repräsentativen Zusammenstellung von 71 Studien waren 32 der im Zeitraum 1984 bis 1989 durchgeführten Studien aus dem Bereich der Grundlagenforschung, 5 dienten der Erstellung von Luftreinhalteplänen und 3 von Gesundheitsverträglichkeitsprüfungen; weitere 32 waren sog. anlassbezogene Untersuchungen (Mehrfachnennungen waren möglich). Anlässe waren z.B. Sommer- und Wintersmogsituationen, Schwermetallfunde im Wohnumfeld sowie Perchlorethylen im Umfeld von Chemischreinigungen (LAI 1992). Die Anlässe unterliegen u.a. Einflüssen wie der Verfügbarkeit entsprechender sensibler und valider Untersuchungsmethoden. So wurde in den ersten Jahren umweltmedizinischer Untersuchungen im wesentlichen nach Effekten der „klassischen“ Luftschadstoffe wie Schwefel- und Stickoxide gesucht, oder es wurden Untersuchungen zur Schwermetallbelastung durchgeführt. In den letzten Jahren rückte

– nach Etablierung der Analytik – demgegenüber die Raumluftproblematik mit organischen Substanzen in den Vordergrund des Interesses.

Aus der Fülle der vorliegenden Daten werden hier einige publizierte anlassbezogene Untersuchungen der letzten Jahre exemplarisch dargestellt. Es handelt sich zum einen um Untersuchungen, die aufgrund von Schadstoff-Funden durchgeführt werden; sie sind in der Regel dadurch gekennzeichnet, dass die betroffene Bevölkerung im Nachhinein zahlreiche Beschwerden mit der Belastung in Verbindung bringt, die belastungsbedingt sein können, aber nicht müssen. Zum anderen geht es um Untersuchungen, die aufgrund von offensiblen Häufungen bestimmter Erkrankungen oder Symptome durchgeführt werden und die Entdeckung der ursächlichen Exposition zum Ziel haben.

2.7.2 Untersuchungen zu Innenraumbelastungen – PCP, PCB, PAK und Pestizide in Gebäuden

Oft wird aufgrund von Analysenergebnissen zu Schadstoffen in Materialproben, z.B. Pentachlorphenol (PCP) in Holzproben, polychlorierte Biphenyle (PCB) in Fugendichtmassen bzw. Flammschutzanstrichen oder polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Parkettklebern auf eine Gesundheitsgefahr geschlossen mit der Folge, dass Sanierungsmaßnahmen zur Abwehr möglicher akuter oder chronischer Gesundheitsschäden gefordert werden. Aus umweltmedizinischer Sicht kann jedoch aus einer Materialanalyse noch nicht unmittelbar auf eine Exposition und damit auf ein mögliches Gesundheitsrisiko geschlossen werden. Wo immer möglich sollten aus Anlass solcher Materialfunde Untersuchungen zur inneren Exposition der Raumnutzer durchgeführt werden. Diese lassen eine differenziertere umweltmedizinische Bewertung und ggf. auch eine Abschätzung des individuellen Risikos für die Raumnutzer zu.

Pentachlorphenol (PCP) wurde in früheren Jahren bis zu seinem Verbot im Jahre 1989 häufig als Holzschutzmittel eingesetzt, auch in Innenräumen. Viele Menschen klagten in den

1980er Jahren über gesundheitliche Beschwerden, die sie im Zusammenhang mit einer PCP-Belastung im Innenraum sahen. PCP fand sich damals in Material-, Hausstaub- und Raumluftproben. Aus diesem Anlass wurde in den Jahren 1994 und 1995 aus Vorsorgegründen in Bayern eine große PCP-Untersuchung in öffentlichen Gebäuden durchgeführt. Falls in Material- und Hausstaubproben über 5 mg PCP pro kg festgestellt wurden, schloss man auf eine relevante Innenraumexposition und bot den Nutzern dieser Gebäude eine Untersuchung der inneren PCP-Belastung im Blut an. Insgesamt wurden 783 Personen untersucht. Dabei wurden auch anamnestiche Daten über subjektive Beschwerden, den Expositionszeitraum sowie andere Expositionsmöglichkeiten erhoben (Liebl, Mayer, Kaschube et al. 1996). Signifikante Korrelationen konnten weder zwischen den PCP-Konzentrationen im Holz und im Staub noch zwischen den Humanbiomonitoring-Untersuchungsergebnissen und den PCP-Gehalten in Holz und Staub nachgewiesen werden (Abb. 2.7-1). Die PCP-Blutgehalte lagen in dem gleichen Bereich wie diejenigen aus Untersuchungen mit nicht explizit PCP-belasteten Bevölkerungsgruppen (Butte & Heinzow 1999; Wiesmüller, Neuhaus, Susanto 1994). Auch war kein Zusammenhang zwischen den geäußerten Beschwerden und den PCP-Konzentrationen im Blut oder im Hausstaub erkennbar (Abb. 2.7-2).

Polychlorierte Biphenyle (PCBs) wurden bis in die 1970er Jahre in zahlreichen Anwendungen eingesetzt: als Weichmacher in Kunststoffen, als Imprägnierungs- und Flammschutzmittel, als Isolier- und Kühlflüssigkeit in Transformatoren etc. Sie wurden 1989 wegen ihrer toxischen Eigenschaften, insbesondere wegen ihrer (Bio-) Persistenz verboten, blieben aber als „Altlasten“ in zahlreichen Gebäuden vorhanden, z.B. in eingebauten Fugendichtmassen. Inzwischen wurden zahlreiche Untersuchungen zur inneren PCB-Belastung der Nutzer solcher PCB-belasteter Gebäude durchgeführt (Tab. 2.7-1).

In den meisten Untersuchungen wurden die Exponierten einer Vergleichsgruppe aus der Literatur gegenübergestellt. In der Regel wurden keine signifikant höheren inneren Expositionen der Exponierten im Vergleich mit dem Referenz-

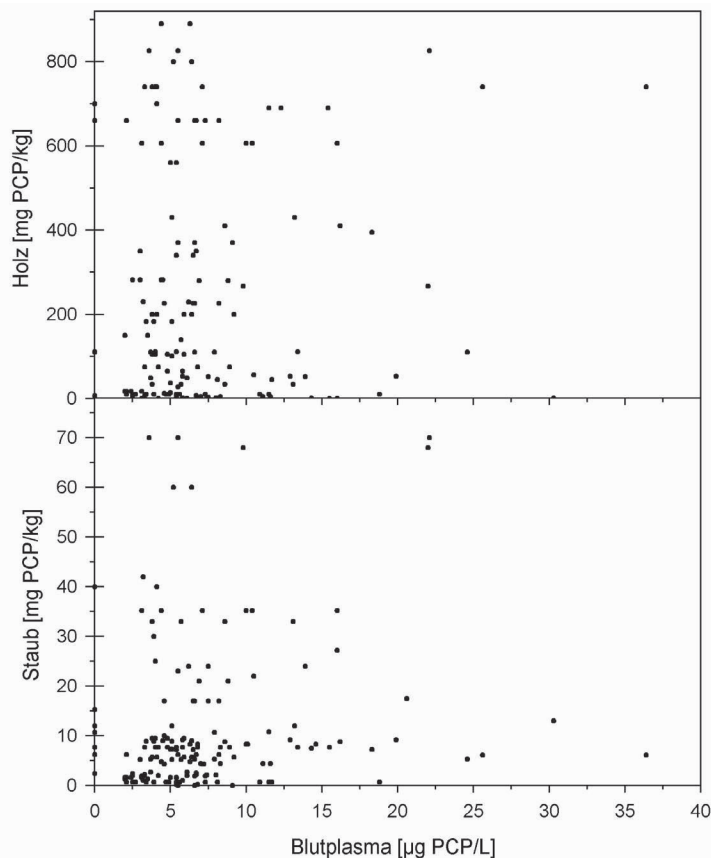


Abbildung 2.7-1: PCP in Holz- und Materialproben – Auswirkungen auf die PCP-Gehalte im Blut der Raumnutzer. Quelle: Liebl, Mayer, Kaschube et al. (1996)

kollektiv gefunden. Diesem Verfahren ist aus methodischen Gründen die gleichzeitige Untersuchung einer alters- und geschlechtsgleichen Kontrollgruppe vorzuziehen – insbesondere bei Stoffen wie PCB, die über die letzten Jahre in der Gesamtbevölkerung eine deutlich rückläufige Belastung aufweisen. Ein Vergleich wäre nur dann zuverlässig möglich, wenn das Referenzkollektiv etwa zur gleich Zeit untersucht worden wäre. Vor diesem Hintergrund sind die Studien von Ewers und Angerer (Ewers, Wittsiepe, Barth et al. 1998; Bayerisches Staatsministerium 2002), die gleichzeitig eine Kontrollgruppe untersuchten, bei gleichem Studienumfang aussagekräftiger.

Die Konzentrationen der in der Innenraumluft zumeist dominierenden Indikator kongeneren 28, 52 und 101 lagen in den Humanblutproben in den meisten Studien unter der Nachweisgrenze. Nach Verfeinerung der Analyseverfahren und Absenkung der Nachweisgrenze für PCB-Kongener in den unteren ng/l-Bereich wurde im

Jahre 2001 eine Untersuchung bei 377 Schülern (6-17 Jahre) einer PCB-belasteten Schule (Median 2.000 ng/m³) und bei 218 altersgleichen Vergleichs-Kindern durchgeführt (Bayerisches Staatsministerium 2002). Während sich keine Unterschiede in der Gesamtbelastung zwischen der exponierten und der Kontrollgruppe ergaben, konnte bei den Schülern der belasteten Schule mit der verbesserten Analysenmethode jetzt durchaus ein signifikanter Einfluss der Raumluftbelastung auf die innere Exposition mit niederchlorierten PCB gefunden werden, der auf den Inhalationspfad zurückgehen dürfte. Gleichzeitig wurden die Beschwerden der Schüler mit einem standardisierten und validierten Fragebogen erhoben; hier zeigte sich kein Unterschied zwischen den beiden Schülergruppen. Aus der geringfügigen Zusatzbelastung durch Inhalation niederchlorierter PCB lässt sich vor dem Hintergrund der hohen Variabilität der viel höheren nahrungsbedingten Hintergrundbelastung kein erhöhtes Gesundheitsrisiko für die

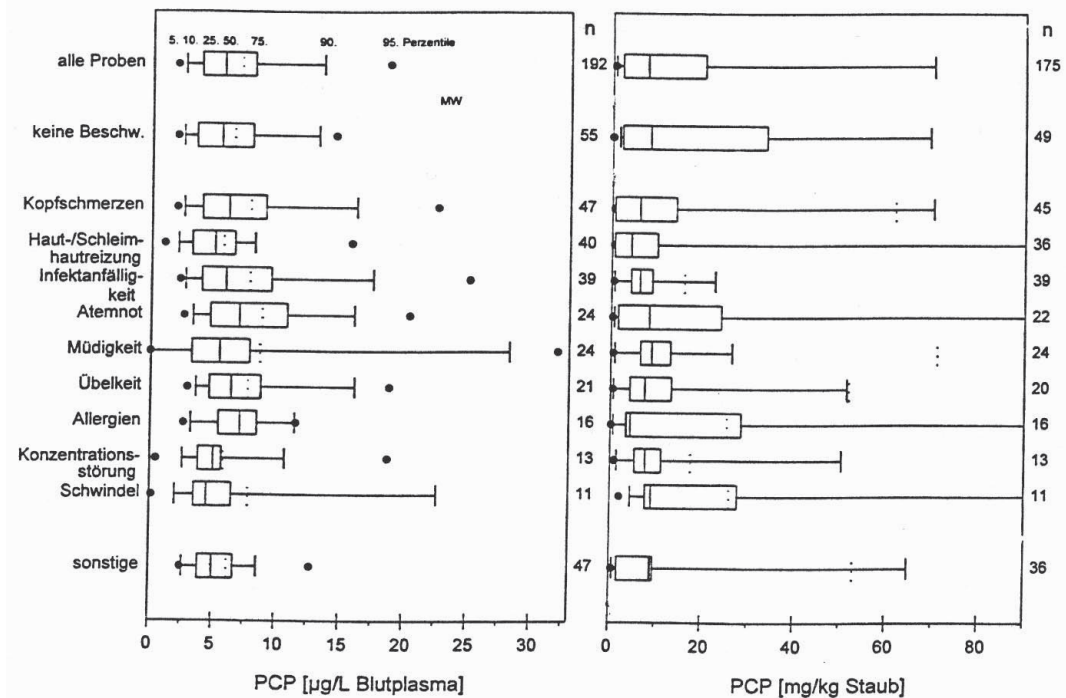


Abbildung 2.7-2: Beschwerden der Raumnutzer in Abhängigkeit vom PCP-Gehalt im Blut und im Hausstaub. Quelle: Liebl, Mayer, Kaschube et al. (1996)

Raumnutzer ableiten (Bayerisches Staatsministerium 2002; HBM-Kommission 2003).

Ein weiteres Beispiel betrifft polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und Pestizide im Hausstaub. In den Jahren 1997 und 1998 wurde im Zusammenhang mit Hausstaubanalysen, die erhöhte PAK-Werte aufwiesen, eine neue „Altlast im Innenraum“ entdeckt, nämlich Parkettkleber mit PAK-Konzentrationen bis in den Bereich von 20 Gewichts-Prozent. Recherchen ergaben, dass die Verwendung solcher Kleber bis in die 1970er Jahre hinein in Deutschland bei der Verlegung von Parkett üblich war. Gefunden wurde dieser Kleber zunächst in 1955 bis 1956 errichteten Häusern in Frankfurt am Main, die früher der US-Army gehört hatten und vor dem Auszug der Amerikaner in den Jahren 1992 und 1993 von den Familien der Soldaten bewohnt worden waren, den sog. „US-Housings“. Als in Hausstaubproben dann neben den PAK auch noch Pestizide, insbesondere DDT, festgestellt wurden, waren viele Bewohner sehr besorgt. Die Entdeckung der PAK im Parkettkleber erregte großes, bun-

desweites öffentliches Interesse; dementsprechend lastete ein ausgeprägter Sanierungsdruck auf Frankfurt und anderen Kommunen mit vergleichbaren, ähnlich belasteten Liegenschaften. Viele Bewohner legten dar, seit Einzug in diese Wohnungen krank geworden zu sein, wobei insbesondere über vermehrte Erkrankungen der Kinder geklagt wurde, u.a. Allergien, Infekte, bronchiale Symptome.

Aus diesem Anlass bot das Gesundheitsamt allen besorgten Bewohnern im Rahmen einer speziellen Sprechstunde eine umweltmedizinische Beratung und ein umfangreiches Humanbiomonitoring an. Die Symptome und Beschwerden wurden standardisiert mittels Fragebogen (modifizierter ISAAC-Fragebogen für Kinder) erhoben. Gleichzeitig wurden in allen Wohnungen Proben des Parkettklebers und des Hausstaubs entnommen; Kleber und Hausstaub wurden auf PAK, der Hausstaub auch auf Pestizide untersucht. Da die Blutuntersuchungen und Anamnesen etwa zur gleichen Zeit wie die Hausstaub- und Materialuntersuchungen durchgeführt wurden und zum Zeitpunkt der Anamnese-

Tabelle 2.7-1: Blutuntersuchungen von Personen, die in PCB-belasteten Schulen oder Kindereinrichtungen tätig waren, mod. nach Bleeker, Fischer, Tilkes et al. (1999)

Maximale Raumluftbelastung (ng/m ³)	Fallkollektiv	Expositionsdauer	Referenzkollektiv	Zusammenhänge zwischen PCB-Konzentrationen in der Raumluft und im Blut der Raumnutzer	Autoren
2.069	77 Erw.	unbekannt	1988 Kollektiv aus Schleswig-Holstein	keine	Burckhardt
1.498	32 Erw.	9 J. im Median	1994 Lehnert et al.	keine	Heudorf et al.
3.200	13 Erw., 14 Schüler	Erw: 10 J., 14 Wochenstunden	Erw: 1994 Lehnert et al.; Kinder: Extrapolation aus 1994 Lehnert et al.	keine	Heudorf et al.
10.655	96 Erw. (3 Schulen)	15,5 J. im Mittel	55 Personen	PCB 138, 153, 180: keine; PCB 28, 52, 101: teilweise erhöht	Gabrio et al.
2.700	34 Erw.	20 Wochenstunden	51 Personen	keine	Seidel et al.
13.500	18 Erw.	14 J.; 24 Wochenstunden	18 Personen; und 1998 Kappos et al.	keine	Ewers, Wittsiepe, Barth et al.
16.500	10 Erw.	> 10 J.	2.414 Personen	alle über Median; 3/10 über Referenzwert	Suchenwirth et al.
10.220	92 Schüler, 38 Erw.	1,6 J. Mittel; unterschiedlich	Verschiedene Referenzkollektive; 1994 Kappos et al.	keine	Neisel et al.
ca. 3.000	377 Schüler		218 Schüler	PCB 138, 153 180: keine; PCB 28, 52, 101: signifikant höher	Bayerisches Staatsministerium

Erw. = Erwachsene, J. = Jahre

seerhebung die Daten noch nicht vorlagen, lässt sich ein diesbezüglicher Bias ausschließen.

In dieses anlassbezogene Untersuchungsangebot wurde – insbesondere aus Kostengründen – keine externe Kontrollgruppe eingeschlossen. Da es sich jedoch im Laufe der Untersuchung herausstellte, dass der PAK-haltige Parkettkleber in etwa 40% der Wohnungen nicht verwendet worden war, konnten diese Bewohner im Nachhinein als Kontrollgruppe den Personen aus Wohnungen mit hoher PAK-Belastung im Hausstaub oder Parkettkleber gegenübergestellt werden. Auch im Hinblick auf die Pestizidfunde in den Hausstaubproben konnten Gruppen ohne Belastung (Pestizidkonzentration jeweils unter der Nachweisgrenze) mit solchen mit höheren Pestizidgehalten im Hausstaub verglichen werden. Es ließen sich mehr als 1.200 von ca. 10.000 Bewohnern der ehemaligen US-Housings in Frankfurt am Main untersuchen (Heudorf & Angerer 2001a-b; Heudorf, Letzel, Angerer et al. 2001). Insgesamt konnten keine Anhaltspunkte dafür gefunden werden, dass die Schad-

stoffbelastungen in den Wohnungen zu messbar höheren inneren Schadstoffbelastungen der Bewohner geführt hätte. Nachfolgend sind nur die Daten von Kindern unter 6 Jahren dargestellt, da diese durch ihre Spielaktivität am Boden am ehesten belasteten Hausstaub aufnehmen und sich exponieren können („Risikokollektiv“). Als Leitparameter für die PAK-Belastung diente bei diesen Untersuchungen Benzo(a)pyren (BaP).

Kinder, die in Wohnungen mit BaP-haltigem Parkettkleber oder mit BaP-kontaminiertem Hausstaub wohnten, hatten keine höheren PAK-Metabolitenkonzentrationen im Urin als Kinder, in deren Wohnungen kein PAK-haltiger Parkettkleber verwendet worden war oder keine Kontamination des Hausstaubs mit PAK nachgewiesen wurde. Auch zwischen den Pestizidgehalten in Hausstaubproben und den Konzentrationen der entsprechenden Metabolite im Urin der Kinder fanden sich keine Zusammenhänge (Abb. 2.7-3 und 2.7-4). Allerdings konnte gezeigt werden, dass (Passiv-)Rauchen zu einer signifikanten und dosisabhängigen Erhöhung

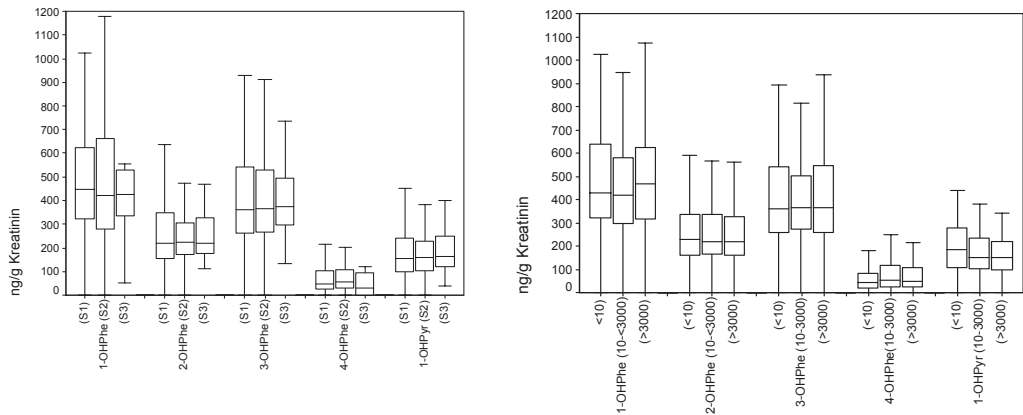


Abbildung 2.7-3: PAK-Metabolite (monohydroxylierte Phenanthrene und 1-Hydroxypyren) im Urin von Kindern unter 6 Jahren, in Abhängigkeit vom BaP-Gehalt des Hausstaubs (links) und des Parkettklebers (rechts) in ihrer Wohnung. Quelle: Heudorf & Angerer (2001a). 1-OHPhe = 1-Hydroxyphenanthren, 2-OHPhe = 2-Hydroxyphenanthren, 3-OHPhe = 3-Hydroxyphenanthren, 4-OHPhe = 4-Hydroxyphenanthren, 1-OHPyr = 1-Hydroxypyren

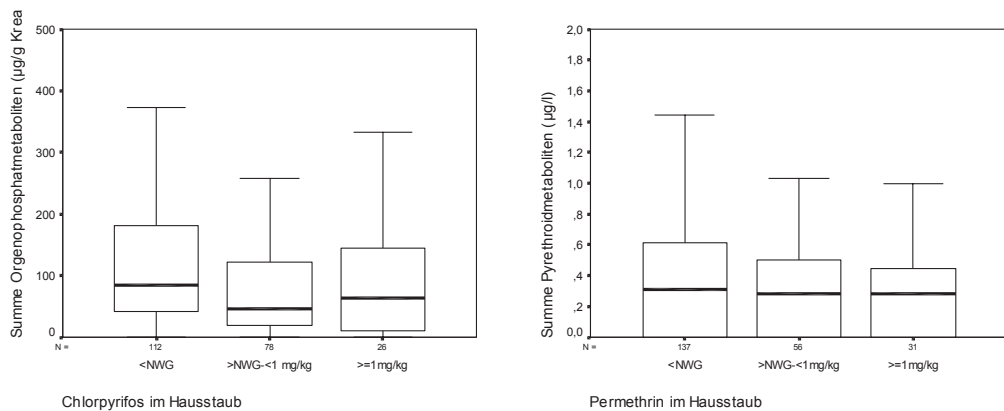


Abbildung 2.7-4: Innere Belastung der teilnehmenden Kinder unter 6 Jahren mit Organophosphaten und Pyrethroiden, dargestellt als Summenparameter der entsprechenden Metabolite im Urin, in Abhängigkeit von der Organophosphat (Chlorpyrifos)- und Pyrethroid (Permethrin)-Belastung ihrer Wohnung. Quelle: Stadtgesundheitsamt (1999)

der PAK-Stoffwechselprodukte im Urin führt. Bei einer Untergruppe von ca. 100 Kindern, deren Urin auf das nikotinspezifische Stoffwechselprodukt Cotinin nachuntersucht wurde, ließen sich signifikante Zusammenhänge finden zwischen einer durch Cotinin im Urin bestätigten Passivrauchbelastung und der Ausscheidung von 1-Hydroxypyren im Urin, dem bestuntersuchten Marker für PAK-Belastungen.

Bei Kindern, die von ihren Eltern wegen seit Einzug in die Wohnung vermehrt aufgetretenen Symptomen und Beschwerden vorgestellt wurden, fanden sich keine höheren Belastungen im Hausstaub oder in den Humanbiomonitoring-Untersuchungen als bei Kindern, deren Eltern

keine vermehrten Symptome seit Einzug beobachtet hatten. Was die Symptome anbelangt, die die Eltern in den letzten 12 Monaten bei ihren Kindern beobachtet hatten (1-Jahres-Prävalenz), war insgesamt kein Hinweis darauf zu erkennen, dass sich der Gesundheitszustand der untersuchten Kinder aus den ehemaligen US-Housings systematisch von dem anderer Kinder unterscheidet, die wenige Jahre zuvor in Frankfurt oder in Südhessen untersucht worden waren. Die explorative Untersuchung im Hinblick auf die Frage von Zusammenhängen zwischen äußerer Belastung mit Schadstoffen im Hausstaub und innerer Belastung der Kinder (Schadstoffgehalt im Blut oder Urin) ließ darüber hi-

Tabelle 2.7-2: Symptome und Beschwerden untersuchter Kinder unter 6 Jahren in den letzten 12 Monaten, in Abhängigkeit von der Belastung ihrer Wohnung (BaP im Kleber; BaP, Chlorpyrifos, DDT und Gesamtbelastung im Hausstaub; Passivrauch). Odds Ratios und Korrelationen. Quelle: Stadtgesundheitsamt (2002)

	Kleber		Hausstaub		Chlorpyrifos		DDT		Alle Stäube		Passivrauchen	
	BaP	r	BaP	r	OR	r	OR	r	OR	r	OR	r
Odds-Ratios (OR) und Korrelationen (r)	OR	r	OR	r	OR	r	OR	r	OR	r	OR	r
(Schleim-)Hautsymptome												
Juckende Hautveränderung in Gelenkbeugen		-		-					-		>2	+++
juckende, gerötete, brennnesselstichartige Hautquaddeln	>2		>2			-			>2		>2	
Juckreiz an Lippen, Gaumen oder Rachen		-		-	>4		>3					
Tränende Augen						-		-		-	>3	+
Niesanfalle, laufende Nase ohne Erkältung			>2			-				-	>2	+
Verstopfte, juckende Nase						-		-			>2	+
Nasenbluten										-	>6	+++
Pfeifende Atemgeräusche												
Bei körperlicher Anstrengung		-			>3			-		-	>5	+++
Bei einer Erkältung		-		-		-					>2	
Ohne Erkältung					>2						>8	+++
Besonders nachts		-						-			>2	+++
Bei Aufenthalt an kalter Luft			>6			-		+			-	
Trockener Reizhusten												
Bei körperlicher Anstrengung					>3				>3		>3	+++
Bei einer Erkältung				-*						-		-
Ohne Erkältung	>2											+++
Besonders nachts		-		-	>2						>2	
Bei Aufenthalt an kalter Luft	>2			-		-		-		-	>5	+

OR: freies Feld = OR unter 1 oder 1-<2; „> Zahl“ = OR über dem Zahlenwert; fett = OR signifikant, * = p<0,05; ** = p<0,01; Korrelationen r: freies Feld = Korrelation positiv, nicht signifikant; „-“ = Korrelation negativ, nicht signifikant; fett = Korrelation signifikant; * p<0,05; ** p<0,01

naus keine systematischen Zusammenhänge zwischen der Exposition und den angegebenen Symptomen und Beschwerden erkennen (Tab. 2.7-2). Die meisten signifikanten Odds Ratios und Korrelationen wurden mit der angegebenen Passivrauchbelastung in der Wohnung gefunden, nicht mit den Belastungen im Hausstaub.

Insgesamt erbrachte die Auswertung der von den Eltern ausgefüllten Fragebögen von mehr als 600 Kindern und Jugendlichen aus den ehemaligen US-Housings

- keinen Hinweis, dass Kinder aus den ehemaligen US-Housings vermehrt an den erfragten Erkrankungen oder Symptomen gelitten hätten – im Vergleich mit Kindern aus zwei

anderen Untersuchungen im Raum Frankfurt und Südhessen,

- keine systematischen Hinweise, dass die in den Hausstäuben festgestellten Schadstoffe bzw. die inneren Belastungen mit PAK, PCB und Pestiziden im Blut bzw. deren Stoffwechselprodukte im Urin zu vermehrten Erkrankungen, Symptomen oder Beschwerden bei den Kindern und Jugendlichen geführt hätte,
- deutliche Hinweise, dass eine Passivrauchbelastung in der Wohnung zu unerwünschten Auswirkungen auf die Gesundheit der Kinder führt und insbesondere Symptome der Atemwege sowie vermehrte Übelkeit verursacht.

Daraus folgt, dass die gefundenen Schadstoffbelastungen in Parkettkleber und Hausstaub – die bei Überschreitung entsprechender Prüf- und Handlungswerte umfangreiche Sanierungsmaßnahmen zur Folge hatten – keinen erkennbaren Einfluss auf den Gesundheitszustand der untersuchten Kinder und Jugendlichen hatten (Stadtgesundheitsamt 2002).

2.7.3 Untersuchungen zu Belastungen im Wohnumfeld incl. Haus- und Kleingärten

Auf vergleichbare anlassbezogene Untersuchungen der spezifischen inneren Belastung von Bewohnern von Rüstungsaltsandorten (Ewers, Zwirner-Baier, Neumann, Futtig et al. 2000; Ewers, Zwirner-Baier, Neumann, Zelder et al. 2000), Bewohnern eines mit Arsen, Blei und Dioxinen kontaminierten Wohngebietes (Ewers, Wittsiepe, Hens-Bischoff et al. 1997), Anwohnern einer früheren Kabelabbrennanlage (Ewers, Wittsiepe, Schrey et al. 1996), Kleingärtnern aus belasteten Gebieten (Ewers, Freier, Turfeld et al. 1993; Ewers, Wittsiepe, Schrey, Engelhart et al. 1994) oder von Kindern, Sportlern, Platzwarten und Anwohnern nach Kontakt mit dioxinhaltigen Tennisbelägen („Kieselrot“) (Ewers, Wittsiepe, Schrey, Exner et al. 1994) wird hier nur cursorisch eingegangen. Insgesamt zeigte sich, dass der Kontakt mit dioxinbelasteten Flächen zu inneren Belastungen im Normalbereich führte und dass nur der langjährige Verzehr tierischer Lebensmittel, die auf dioxinbelasteten Flächen erzeugt wurden oder von Tieren stammen, die dioxinbelastetes Futter erhalten haben, zu erhöhten Konzentrationen führte (Ewers, Wittsiepe, Schrey et al. 1996; Ewers, Wittsiepe, Hens-Bischoff et al. 1997). Die aufgrund der äußeren Belastungen (Erde, Hausstaub, Nahrungspflanzen der Region) durchgeführten Expositionsabschätzungen können bei Worst-case-Annahmen zu einer erheblichen Überschätzung der tatsächlichen inneren Belastung der Exponierten führen. Dies unterstreicht die Bedeutung der Humanbiomonitoring-Untersuchungen. Darüber hinaus konnten im Rahmen der anlassbezoge-

nen Humanbiomonitoring-Untersuchungen beispielsweise auch Hinweise auf Belastungen der Allgemeinbevölkerung mit z.B. Nitroaromaten und entsprechenden Addukten erhalten werden, die zuvor nicht bekannt waren (Ewers, Zwirner-Baier, Neumann, Futtig et al. 2000; Ewers, Zwirner-Baier, Neumann, Zelder et al. 2000).

2.7.4 Untersuchungen zu vermuteten Krankheitsclustern

Oft werden Krankheitshäufungen festgestellt, die von den Betroffenen, der Bevölkerung oder den Medien in Zusammenhang mit in der Nähe befindlichen Chemiestandorten, Deponien, Rüstungsaltsanden, Kernkraftwerken etc. gebracht werden. Auch andere Umweltschadstoffe werden häufig als Auslöser angeschuldigt, z.B. Pestizidanwendung in Haus und Garten, Lösungsmiteinsatz etc. Unabhängig von der Frage, ob es sich bei den Befunden tatsächlich um eine Häufung von Erkrankungen oder lediglich um eine vermeintliche Häufung handelt, muss diesen Vermutungen dann mit anlassbezogenen umweltepidemiologischen Untersuchungen nachgegangen werden, um das Vertrauen der Bevölkerung zurückzugewinnen. Auch hier gibt es eine Fülle mehr oder weniger umfassend publizierter Studien, aus denen nachfolgend zwei Beispiele berichtet werden.

Leukämiecluster im Umfeld der ehemaligen Sonderabfalldeponie Münchehagen

Die inzwischen geschlossene Sonderabfalldeponie (SAD) Münchehagen liegt im westlichen Niedersachsen an der Grenze zu Nordrhein-Westfalen. Sie besteht aus einer ehemaligen Tongrube, die in den 1970er und frühen 1980er Jahren hunderte von Tonnen gefährlicher Produktionsabfälle aus der chemischen Industrie aufnahm. Diese waren teils flüssig (Lösemittel), teils pastös (Altöle) oder fest (Filterstäube) und enthielten u.a. Pestizide, PCB, Dioxine und Furane sowie Schwermetalle, die in verschiedene Deponiebereiche eingelagert wurden. Nachdem ein Mitarbeiter der Deponie aus ungeklärter Ursache plötzlich 1985 verstorben und 1988

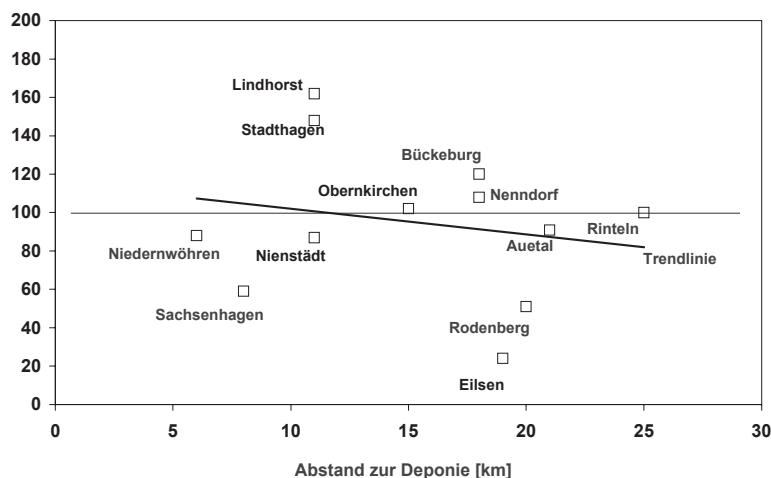


Abbildung 2.7-5: Relative Leukämiehäufigkeit in einzelnen Orten des Landkreises Schaumburg 1984-1990. Die entfernter von der ehemaligen Sonderabfalldeponie Münchehagen liegenden Ortschaften zeigen tendenziell niedrigere Leukämieraten als die deponienah gelegenen Gemeinden (vgl. Trendlinie)

im Umfeld der Deponie bei zwei Anwohnern Leukämie festgestellt worden war, wurde in der Öffentlichkeit der Ruf nach Untersuchungen der gesundheitlichen Risiken im Umfeld der SAD Münchehagen laut. Dies führte zu folgenden Untersuchungen bzw. Befunden:

- Bei Wildtieren (Hasen) im Umfeld der Deponie ermittelte Dioxingehalte der Leber lagen im Umfeld der Deponie mit ca. 25 ng TE/kg Frischgewicht doppelt so hoch wie an unbelasteten Standorten.
- Untersuchungen auf Dioxine / Furane in Hofsammlermilchproben ergaben bei den unmittelbar angrenzenden Höfen eine erhöhte Belastung.
- Die Untersuchung von Muttermilchproben (n = 12) aus dem Münchehagener Raum auf Dioxine, Pestizide und einige weitere Schadstoffe zeigten für Dioxine und Pestizide Belastungen im aus Vergleichsuntersuchungen erwarteten Bereich; bei den PCBs wurde bei 9 von 12 Fällen eine leichte Erhöhung festgestellt. Allerdings lebten die meisten Mütter zum Zeitpunkt der Probenahme erst relativ kurz im Untersuchungsgebiet, da sie erst nach der Heirat hierher gezogen waren. Einige Mütter hatten zwar länger im Untersuchungsgebiet gelebt, doch waren diese älter und hatten schon mehrere Kinder gestillt, was bekanntermaßen zu niedrigeren Schadstoffgehalten der Muttermilch führt.
- Die Analyse von Fettgewebeproben von 4 von 5 Verstorbenen, deren Tod von der Öffentlichkeit zumindest teilweise einem negativen Einfluss der SAD Münchehagen zugeschrieben wurde, zeigte eine etwa auf das Doppelte des erwarteten Bereichs erhöhte Belastung an PCB und Dioxinen. Am wahrscheinlichsten schien den Fachleuten, dass diese Werte auf die krankheitsbedingte Auszehrung zurückzuführen waren im Sinne eines sekundären Konzentrationsanstiegs im Fettgewebe durch Einengung des Verteilungsvolumens. Nicht auszuschließen war dabei, dass die Belastungen von einem früheren Wohnort oder von Arbeitsplatzbelastungen herrühren könnten. Einzelne erhöhte Pestizidwerte konnten nicht in einen Zusammenhang mit der Deponie gebracht werden; die Schwermetallkonzentrationen waren unauffällig.
- Arbeitsmedizinische Untersuchungen der verbliebenen Deponiearbeiter erbrachten keine Besonderheiten, die PCB- und Dioxinbelastung im Blut der Arbeiter lag im unteren Bereich der Referenzwerte.
- Im niedersächsischen Krebsatlas 1986 für den Berichtszeitraum 1968-1982 waren in den an die SAD Münchehagen angrenzenden Landkreisen Schaumburg und Nienburg bei Frauen mehrere Krebsarten erhöht, darunter Leukämien und Lymphome; bei Männern war nur im Landkreis Schaumburg die Leukämierate erhöht.
- Als 1988 eine Häufung an Krebserkrankungen in der Stadt Petershagen beobachtet worden war, gab dies Anlass für die Befra-

gung von 380 niedergelassenen Ärzten zu Krebsneuerkrankungen bei ihren Patienten zwischen dem 1.1.1986 und dem 1.1.1989. Dabei wurden 162 Neuerkrankungen mitgeteilt. Leider blieb unklar, ob die Neuerkrankungsrate tatsächlich unterdurchschnittlich war, oder ob eine Untererfassung dies nur vortäuschte. In der Gruppe der 1- bis 15-jährigen, wo eine direkte Vergleichsmöglichkeit mit dem Kinder-Krebsregister in Mainz besteht, lag die Leukämie- und Lymphomrate ebenfalls leicht unter dem Durchschnitt (3,4 Neuerkrankungen pro 100.000 und Jahr statt 4 pro 100.000 und Jahr). Die zur Abklärung des strittigen Sachverhalts veranlasste Inzidenzstudie des Landes Nordrhein-Westfalen erbrachte für den Landkreis Minden-Lübbecke keine konsistenten Ergebnisse im Hinblick auf ein erhöhtes Krebsrisiko im Umfeld der Deponie, wohl aber die an das selbe Institut vergebene Inzidenzstudie des Landes Niedersachsen für die deponienahen Landkreise Nienburg und Schaumburg (Lotz, Brand, Greiser 1991). Die grafische Darstellung der Leukämierate in Abhängigkeit vom Abstand des Wohnortes von der SAD Mönchehagen legte einen Zusammenhang zwischen deponiebürtigen Schadstoffen und der Leukämierate nahe (Abb. 2.7-5), der jedoch in der nachgeschalteten Fall-Kontroll-Studie über alle drei beteiligten Landkreise nicht erhärtet werden konnte. Stattdessen ergab sich eine signifikante Korrelation des Leukämie- und Lymphomrisikos mit dem Einsatz von Schädlingsbekämpfungsmitteln.

- Im Rahmen des MORBUS-Projekts der Niedersächsischen Ärztekammer wurden im Untersuchungsgebiet pädiatrische Meldepraxen eingerichtet. Im Vergleich mit den Patienten von Ärzten aus einer unbelasteten Region hatten die Kinder im Umfeld der Deponie nicht häufiger Atemwegserkrankungen.
- Die standardisiert durchgeführten Einschulungsuntersuchungen erbrachten keine besonderen Auffälligkeiten bei Kindern aus dem Umfeld der Deponie.
- Im Fehlbildungsregister der Ärztekammer Niedersachsen wurden keine Auffälligkeiten aus dem Umfeld der Deponie festgestellt.

Zusammenfassend ist es, nachdem in der Region von der Bevölkerung eine Häufung von Krebserkrankungen vorgebracht wurde und ein Zusammenhang mit der Deponie Mönchehagen postuliert worden war, trotz nachgewiesener Umfeldbelastung mit deponiebürtigen Schadstoffen in der unmittelbaren Deponieumgebung nicht gelungen, mit verschiedenen Methoden des Belastungs- und Effektmonitoring Beweise für eindeutig auf Standortfaktoren zurückzuführende Zusatzbelastungen oder gar gesundheitsrelevante Effekte zu erbringen. Dies mag an dem Umstand gelegen haben, dass die Region dünn besiedelt ist. Abgesehen von den Deponiearbeitern waren nur wenige Menschen messbar exponiert. Auch die von den Anwohnern wahrgenommenen „Krebshäufungen“ konnten nicht objektiviert werden, sondern beruhten vermutlich auf einer erhöhten Aufmerksamkeit der Deponieanwohner für „reguläre“ Erkrankungsfälle in der Nachbarschaft. Der einzige epidemiologisch sicherbare Risikofaktor für die beobachteten Leukämien war der Gebrauch von Schädlingsbekämpfungsmitteln, also ein mit der landwirtschaftlichen Prägung des Deponieumfeldes assoziierter Risikofaktor.

Leukämiecluster in der Samtgemeinde Sittensen

In der Samtgemeinde Sittensen traten im Zeitraum 1985 bis 1989 fünf Fälle von akuter Leukämie bei Kindern unter 15 Jahren auf. Nachdem ein Schullehrer den Verdacht auf eine Häufung dieser Leukämie-Erkrankungen bei Kindern geäußert hatte und auch vom Kinderkrebsregister der Universität Mainz die Existenz eines Leukämie-Clusters in Sittensen festgestellt worden war (Kaletsch, Haaf, Kaatsch et al. 1995), wurden anlassbezogene Untersuchungen durchgeführt. Das niedersächsische Sozialministerium setzte hierzu eine Expertenkommission ein und gründete einen Runden Tisch mit Vertretern aus örtlichen Interessengruppen, Bürgerinitiativen und den zuständigen Behörden (Niedersächsisches Sozialministerium 1996).

Neben den aus wissenschaftlicher Sicht anerkannten Risikofaktoren für Leukämie wie Exposition gegenüber Benzoldämpfen oder ionisierenden Strahlen wurden weitere Umwelteinwirkungen untersucht, die im Bewusstsein der örtlichen Bevölkerung eine große Rolle spiel-

ten, nämlich Lösemittel aus der Plastikfensterherstellung, Schwermetalle sowie Dioxine und Furane aus der örtlichen Ziegelei, Abgas- und Lärmbelastung durch militärische Tiefflüge und schließlich elektromagnetische Felder örtlicher Fernmeldeeinrichtungen. Selbst das 30 km entfernt liegende Kernkraftwerk Stade geriet in Verdacht. Darüber hinaus wurde von der Expertenkommission auch die Möglichkeit einer Beteiligung von Leukämieviren verfolgt, weil in Sittensen kurz zuvor eine Rinderleukoseepidemie abgelaufen war. Auch der Arzneimittelkonsum der betroffenen Familien wurde überprüft, weil Pharmaka wie Syntimycin, Chloramphenicol und Zytostatika leukämogen wirksam sind.

In Wohnungen und Kindereinrichtungen des Ortes wurden zunächst Untersuchungen auf Radon, Formaldehyd und aromatische Kohlenwasserstoffe wie Benzol, Xylol und Toluol durchgeführt. Bei der parallel laufenden Befragung der Eltern der betroffenen Kinder stellte sich dann heraus, dass die meisten erkrankten Kinder in einer bestimmten orthopädischen Praxis vorgestellt und dort zum Teil bereits als Kleinkinder ohne rechtfertigende Indikation mehrfach geröntgt worden waren. Diese Praxis war zum Zeitpunkt des Untersuchungsbeginns bereits geschlossen. Obwohl das benutzte Röntgengerät bereits entsorgt worden war, konnte aufgrund vorliegender Röntgenbilder rekonstruiert werden, dass beim Röntgen eine überhöhte Strahlenbelastung aufgetreten war.

Durch mathematische Modellrechnungen sowie durch die Untersuchung auf persistierende Chromosomenaberrationen in Lymphozyten aus dem Blut der Kinder (biologische Dosimetrie) ergaben sich Hinweise auf einen hohen Risikobeitrag großflächiger, im Kleinkindalter durchgeführter Röntgenuntersuchungen. Kinder, die mehr als viermal geröntgt worden waren, hatten – verglichen mit Kontrollkindern aus Sittensen – ein relatives Risiko von 6,96 für akute Leukämie ($p = 0,04$). Alle anderen untersuchten Risikofaktoren (siehe oben) erbrachten geringere Odds ratios. Demzufolge kann nicht ausgeschlossen werden, dass die nicht sachgerecht durchgeführten Röntgenuntersuchungen aufgrund der damit verbundenen erhöhten Strahlenbelastung signifikant zu dem Leukämie-Cluster in Sitten-

sen beigetragen haben (Schmitz-Feuerhake, von Boetticher, Dannheim et al. 2002).

2.7.5 Schlussgedanken – Anlassbezogene Untersuchungen als ein wichtiger Bestandteil guter Risikokommunikation

Anlassbezogene Untersuchungen sind immer dann zu empfehlen, wenn aufgrund von Schadstoffunden in Einrichtungen wie Schulen oder Kindergärten große Besorgnis bei den Betroffenen und in der Öffentlichkeit entsteht. Sofern entsprechende Methoden für ein Humanbiomonitoring vorhanden sind, sollte die innere Belastung der Betroffenen untersucht werden. Durch Ermittlung der inneren Belastung kann nicht nur deren tatsächliche Exposition festgestellt und damit eine Grundlage für eine Expositions- und Risikoabschätzung gelegt werden, sie ist insbesondere auch für die individuelle Abschätzung eines möglichen Gesundheitsrisikos und für die persönliche Risikokommunikation geeignet und sinnvoll. Kann z.B. belegt werden, dass sich die innere Belastung der Raumnutzer trotz Schadstoffbelastung in Material- oder Hausstaubproben nicht von der von Kontrollpersonen unterscheidet, können unbegründete Ängste abgebaut und eine sachliche Problemdiskussion erreicht werden.

Schwieriger ist die Situation, wenn bestimmte Erkrankungen offenbar auffällig häufig vorkommen und die aus diesem Anlass durchzuführende Untersuchung der Ursachensuche gilt. Oft können die von den Betroffenen vermuteten Ursachen in den Untersuchungen nicht bestätigt werden; im Gegenteil, zuweilen werden andere Ursachen für die berichteten Symptome und Beschwerden herausgearbeitet – wie z.B. im Falle der US-Housing, wo sich Passivrauchen als ein deutlicher Risikofaktor für Haut- und Bronchialsymptome der Kinder herausstellte, nicht aber die vermuteten PAK- und Pestizidgehalte im Hausstaub.

Im Jahre 1992 formulierte der Länderaus-schuss Immissionsschutz allgemeine Anforde-

rungen an umweltmedizinische Wirkungsuntersuchungen (LAI 1992): die Erhebungen sollten objektiv sein; das Ergebnis der Erhebungen sollte reproduzierbar sein; das Ergebnis sollte mit Zahl und Maß belegbar sein und die ausgewählten Verfahren sollten Bedeutung besitzen für die der Erhebung zugrundeliegende Fragestellung (Validität). Als Kriterien für die Auswahl von Untersuchungsparametern wurden die Güteanforderungen Empfindlichkeit, Selektivität und Spezifität genannt. Es wurde darauf hingewiesen, dass bei relativ kleinen Unterschieden in der äußeren Belastung große Probandenzahlen untersucht werden müssen, um Unterschiede der inneren Belastung bzw. Wirkungen zeigen oder ausschließen zu können. – Aus wissenschaftlicher Sicht ist die Zahl der tatsächlich Exponierten für aussagekräftige anlassbezogene epidemiologische Studien oft nicht groß genug, um mit einer ausreichenden statistischen Sicherheit Effekte zeigen oder ausschließen zu können. Darüber hinaus sind anlassbezogene Untersuchungen häufig dann problematisch, wenn Verzerrungen in der Gewinnung der Teilnehmer nicht auszuschließen sind und die öffentliche Meinung möglicherweise nicht ohne Wirkung auf das Antwortverhalten der Teilnehmer bleibt.

Unabhängig von wissenschaftlichen Überlegungen jedoch werden anlassbezogene Untersuchungen nötig, wenn in der Öffentlichkeit eine große Beunruhigung vorliegt. Dann müssen die Befürchtungen der Betroffenen aufgegriffen und entsprechende Untersuchungen durchgeführt werden. Obwohl anlassbezogene Untersuchungen prinzipiell geeignet sind, mehr Sachlichkeit in eine oft emotional geführte Diskussion zu bringen, kann doch immer wieder festgestellt werden, dass – wenn sich bei Bevölkerungsgruppen bereits bestimmte Einstellungen oder Sichtweisen gefestigt haben – davon abweichende Resultate solcher Untersuchungen nicht akzeptiert werden. Die Durchführung wissenschaftlicher Untersuchungen einschließlich der Präsentation der Untersuchungsergebnisse bei Informationsveranstaltungen mit den Betroffenen und der Öffentlichkeit können die oft angespannte Situation alleine erfahrungsgemäß nicht versachlichen; hierzu ist immer auch gleichzei-

tig eine professionelle Risikokommunikation erforderlich.

Literatur

- Bayerisches Staatsministerium / Bayerisches Staatsministerium für Gesundheit, Ernährung und Verbraucherschutz (2002) Untersuchung und Bewertung der PCB-Belastung von Schülern und Lehrern der Georg-Ledebour-Schule, Nürnberg. München.
- Bleeker, I., Fischer, A.B., Tilkes, F., Eikmann, T. (1999): PCB-Konzentrationen im menschlichen Blut. Umwelt-med. Forsch. Prax. vol. 4, no. 2, 84-96.
- Butte, W., Heinzow, B. (1999): Referenzwerte für Pentachlorphenol im Serum und Urin. Klin. Lab. vol. 41, no. 1, 31-35.
- Ewers, U., Freier I., Turfeld, M., Brockhaus, A., Hofstetter, I., König, W., Leisner-Saaber, J., Delschen T. (1993): Untersuchungen zur Schwermetallbelastung von Böden und Gartenprodukten aus Stolberger Haugärten und zur Blei- und Cadmiumbelastung von Kleingärten aus Stolberg. Gesundheitswes. vol. 55, no. 6, 318-325.
- Ewers, U., Wittsiepe, J., Barth, G., Bork, M., Kaesler, C., Leidel, J., Strobel, K. (1998): Blutuntersuchungen auf PCB bei Lehrerinnen und Lehrern einer stark PCB-belasteten Schule. Gesundheitswes. vol. 60, no. 12, 357-362.
- Ewers, U., Wittsiepe, J., Hens-Bischoff, G., Balzer, W., Alger, B., Urban, U. (1997): Human-Biomonitoring – Untersuchungen auf Arsen, Blei und PCDD/F bei Bewohnern eines kontaminierten Wohngebietes. Gesundheitswes. vol. 59, no. 1, 41-50.
- Ewers, U., Wittsiepe, J., Schrey, P., Engelhart, S., Bernsdorf, U., Selenka, F. (1994): Dioxinspiegel im Blut von Kleingärtnern in Duisburg. Gesundheitswes. vol. 56, no. 8-9, 467-471.
- Ewers, U., Wittsiepe, J., Schrey, P., Exner, M., Selenka, F., Hofbauer, M., Schmeer, D., Holwitt, L., Eck, R. (1994): Dioxingehalte im Blut Fett von Kindern, Sportlern, Platzwarten und Anwohnern nach Kontakt mit dioxinhaltigen Tennisflächen (Kieselrot). Gesundheitswes. vol. 56, no. 1, 14-20.
- Ewers, U., Wittsiepe, J., Schrey, P., Gatzert, U., Hinz, S., Csicsaky, M. (1996): PCDD/F-Gehalte im Blut von Anwohnern einer früheren Kabelabbrennanlage. Gesundheitswes. vol. 58, no. 8-9, 465-469.
- Ewers, U., Zwirner-Baier, I., Neumann, H.-G., Futtig, E., Seuren-Kronenberg, K., Lüken, B.O. (2000): Hämoglobin-Addukt-Konzentrationen sprengstofftypischer nitroaromatischer Verbindungen im Blut von Bewohnern von Rüstungsaltsstandorten. Teil 1: Studie Hirsch-

- hagen / Waldhof. Umweltmed. Forsch. Prax. vol. 5, no. 5, 267-275.
- Ewers, U., Zwirner-Baier, I., Neumann, H.-G., Zelder, E., Seuren-Kronenberg, K. (2000): Hämoglobin-Addukt-Konzentrationen sprengstofftypischer nitroaromatischer Verbindungen im Blut von Bewohnern von Rüstungsaltstandorten. Teil 2: Studie Stadtallendorf (Ehemaliges DAG- und WASAG-Gelände). Umweltmed. Forsch. Prax. vol. 5, no. 5, 277-284.
- HBM-Kommission / Kommission Human-Biomonitoring des Umweltbundesamtes (2003): Abschätzung der zusätzlichen Aufnahme von PCB in Innenräumen durch die Bestimmung der PCB-Konzentrationen in Plasma bzw. Vollblut. Bundesgesundheitsbl. Gesundheitsforsch. Gesundheitsschutz vol. 46, no.10, 923-927.
- Heudorf, U., Angerer, J. (2001a): Internal exposure to PAHs of children and adults living in homes with parquet flooring containing high levels of PAHs in parquet glue. Int. Arch. Occupat. Environment. Med. vol. 74, no. 2, 91-101.
- Heudorf, U., Angerer, J. (2001b): Metabolites of organophosphorous insecticides in urine specimens from inhabitants of a residential area. Environment. Res. vol. 86, no. 1, 80-87.
- Heudorf, U., Letzel, S., Angerer, J., Drexler, H. (2001): Einfluss einer Passivrauchbelastung auf die Konzentration von PAK-Metaboliten im Urin von Kindern. Umweltmed. Forsch. Prax. vol. 6, no. 6, 336-342.
- Kaletsch, U., Haaf, G., Kaatsch, P., Krummenauer, F., Meiner, R., Miesner, A., Michaelis, J. (1995): Fallkontrollstudie zu den Ursachen von Leukämien bei Kindern in Niedersachsen. Technical Report. Institut für Medizinische Statistik und Dokumentation der Universität Mainz.
- LAI / Länderausschuß für Immissionsschutz (1992): Bewertende Zusammenstellung der in Deutschland durchgeführten umweltmedizinischen, immissionsbezogenen Wirkungsuntersuchungen. Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- Liebl, B., Mayer, R., Kaschube, M., Wächter, H. (1996) Pentachlorophenol – Ergebnisse aus einem bayerischen Human-monitoring-Programm. Gesundheitswes. vol. 58, no. 6, 332-338.
- Lotz, I., Brand, H., Greiser, E. (1991): Erhöhung der Leukämieinzidenz in der Nähe einer ehemaligen Sondermülldeponie. Öffentl. Gesundheitswes. vol. 53, no. 8-9, 579-580.
- Niedersächsisches Sozialministerium (1996): Kinderleukämie in Sittensen. Report eines Expertenkomitees. Eigenverlag, Hannover.
- Schmitz-Feuerhake, I., von Boetticher, H., Dannheim, B., Gotz, K., Heimers, A., Hoffmann, W., Schröder, H. (2002): Estimation of x ray overexposure in a childhood leukaemia cluster by means of chromosome aberration analysis. Radiat. Prot. Dosimetry vol. 98, 3, 291-7.
- Stadtgesundheitsamt / Stadtgesundheitsamt Frankfurt am Main (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. Eigenverlag, Frankfurt. www.frankfurt.de/sixcms/media.php/1924/pak_bericht.pdf, Zugriff: 24.7.2004.
- Stadtgesundheitsamt / Stadtgesundheitsamt Frankfurt am Main (2002) Umweltmedizinische Sprechstunde für Bewohner der ehemaligen US-Housing in Frankfurt am Main. Diagnosen und Beschwerden bei Kindern und Jugendlichen. Eigenverlag, Frankfurt. www.frankfurt.de/sixcms/media.php/1924/pak_bericht_symptome_bei_kindern_1_s.pdf, www.frankfurt.de/sixcms/media.php/1924/pak_bericht_symptome_bei_kindern_2_s.pdf, www.frankfurt.de/sixcms/media.php/1924/pak_bericht_symptome_bei_kindern_3_s.pdf, Zugriffe: 24.7.2004.
- Wiesmüller, G.A., Neuhaan, H.F., Susanto, F. (1994): Biological monitoring in patients of the consulting centre for environmental medicine. Part II: Pentachlorophenol. 1. International Congress for Environmental Medicine, Duisburg 1994, Kongressband.

2.8 Umwelt- und Gesundheitsberichterstattung auf dem Weg zu nachhaltiger Entwicklung

Jacqueline Burkhardt, Vera Grunow-Lutter

Der Begriff Berichterstattung bezeichnet geordnete, fachlich begründete Mitteilungen über den Sachstand eines Themengebietes. Hierzu gehört nicht nur die Erstellung einzelner Berichte; vielmehr ist Berichterstattung ein Prozess samt Rückmeldeschleifen, Diskussion und Kontinuität. Im Gesundheits- wie im Umweltsektor existieren inzwischen ganze „Kulturen“ von Berichterstattung. Auch bei integrierten Program-

men für Gesundheit und Umwelt wie „Gesunde Städte“ und „Agenda 21“ (Kap. 1.1 - 1.4) spielt Berichterstattung eine wichtige Rolle. Der Begriff wird unterschiedlich weit gefasst. Im vorliegenden Werk werden die Formulierung von Indikatoren (Kap. 2.5), Monitoring und Surveillance als kontinuierliche Beobachtung eines Geschehens in Raum und Zeit (Kap. 2.6) sowie Untersuchungen zu speziellen Fragestellungen (Kap. 2.7) separat behandelt. In einem weiten Verständnis lässt sich all dieses auch unter Berichterstattung fassen. Der Rolle von Berichterstattung in Entscheidungsprozessen ist ein eigenes Kapitel (3.3) gewidmet.

2.8.1 Entwicklung und Sachstand

Dieser Abschnitt umreißt Entwicklung und Sachstand von Berichterstattung im Umwelt- wie im Gesundheitssektor.

Umweltberichterstattung

Historischer Ausgangspunkt des Umweltschutzes war der Schutz der menschlichen Gesundheit. Deshalb ist das Umweltrecht anthropozentrisch ausgerichtet, indem es seine Schutzziele letztlich aus Annahmen über die Wirkung von Umwelteingriffen auf Humangesundheit bezieht. Die umweltbezogenen Maßnahmen der letzten Jahrzehnte haben zu einem hohen Schutzniveau für die menschliche Gesundheit beigetragen, indem Spitzenbelastungen durch Schadstoffe in der Umwelt und extreme Lärmpegel weitgehend beseitigt wurden. Doch stellen sich seit mehreren Jahren neue Probleme ein, die nicht zuletzt globale Dimensionen wie Klimaveränderungen und Folgen für die Lebensgrundlagen angenommen haben und nur mit gemeinsamen Kräften auf allen geopolitischen Ebenen zu lösen sind. Langfristig stehen die Lebensgrundlagen und die Lebensqualität der Menschen als Folge nicht nachhaltiger Produktions-, Verhaltens- und Konsumweisen auf dem Spiel. Die komplexen und häufig indirekten Zusammenhänge zwischen wirtschaftlichen und sozialwirtschaftlichen Aktivitäten und ihren Auswirkungen auf Umwelt und Gesundheit sind

nicht unmittelbar erkennbar und nicht so leicht nachvollziehbar wie die direkt zu beobachtenden Auswirkungen, die in der Vergangenheit im Mittelpunkt der Betrachtung standen.

Je komplexer das Zusammenspiel zwischen wirtschaftlicher Entwicklung und Auswirkungen auf Umwelt und Wohlbefinden der Menschen wird, desto dringlicher müssen allgemeine Öffentlichkeit und umweltpolitische Entscheidungsträger über diese Zusammenhänge informiert und beraten werden, damit Verständnis und Bewusstsein für die Folgen anthropogener Eingriffe wachsen. Berichterstattung über Umwelt und Gesundheit ist keine „Kür“ sondern dringend notwendig, um der Öffentlichkeit sowie den öffentlichen lokalen und regionalen Verantwortungsträgern eine Orientierung zu bieten zum persönlichen Handeln und zur gezielten Einbindung in umweltpolitische Meinungsbildungs- und Entscheidungsprozesse. In Deutschland verpflichtet der als Staatsziel in der deutschen Verfassung verankerte Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen zu einer umfassenden Information der Öffentlichkeit über den Zustand der Umwelt. Die Pflicht des Staates zur Umweltinformation ist durch das Umweltinformationsgesetz (UIG 1994) in Umsetzung der europäischen Richtlinie über den freien Zugang zu Informationen über die Umwelt (Richtlinie 90/313/EWG) geregelt.

In den Umweltberichten des Bundes werden seit einigen Jahren aktuelle Erkenntnisse über Umwelt und Gesundheit berücksichtigt. Beispielsweise enthält der Bericht „Daten zur Umwelt“ des Umweltbundesamtes seit der Ausgabe 1992/93 eigene Kapitel zur Belastung des Menschen mit Schadstoffen und Mikroorganismen, Lärm, Strahlen und elektromagnetische Feldern (UBA 1994). Historische Eckpunkte der Umweltberichterstattung (UBE) in Deutschland waren u.a. der erste Immissionsschutzbericht (BMI 1978) sowie der Bericht „Umweltschutz in Deutschland“ für die Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung (BMU 1992). Der im Auftrag des BMU tätige Rat von Sachverständigen für Umweltfragen produziert seit Anfang der 1970er Jahre reguläre Umweltgutachten sowie Sondergutachten (SRU 1974, 2004). Nach eigenem Verständnis beschreibt der SRU die Umweltsituation in Deutschland,

kommentiert getroffene und beabsichtigte Maßnahmen, benennt Erfolge und Defizite und formuliert Schlussfolgerungen sowie Handlungsempfehlungen. Ebenfalls umfangreiche Arbeit leistet der Wissenschaftliche Beirat „Globale Umweltveränderungen“ der Bundesregierung in aufeinanderfolgenden Gutachten. Das erste dieser Jahresgutachten behandelte die „Grundstruktur globaler Mensch-Umwelt-Beziehungen“ und empfahl u.a. die Erhöhung der Entwicklungshilfe Deutschlands auf 1% des Bruttosozialproduktes, Finanztransfers zum Schutz der tropischen Wälder und eine Sensibilisierung der Bürger für globale Umweltprobleme (WBGU 1993, p. 208).

Die Nutzung moderner elektronischer Medien hielt in den letzten Jahren deutlich Einzug in die Berichterstattung. Eine Anzahl von Kommunen ergänzt ihr Informationsangebot um eine Homepage im Internet; die UBE erhält so eine weitere Ebene. Städte wie z.B. Unna und Ingolstadt sowie Landkreise wie Lüneburg haben oder hatten ihre aktuellen Umweltberichte im Internet. Großstädte wie z.B. Hamburg, Berlin und München bieten digitale Umweltatlanten im Internet an. Über in Deutschland vorliegende Umweltberichte gibt eine Aufstellung Aufschluss, die mit jeder Ausgabe der „Daten zur Umwelt“ aktualisiert wird (UBA 2001). Das Umweltbundesamt selbst aktualisiert jährlich seine verfügbaren Daten und Fakten zur Umweltsituation in Deutschland und stellt sie im Internet zur Verfügung (UBA 2003).

Gesundheitsberichterstattung

Erste Ursprünge der Gesundheitsberichterstattung (GBE) reichen bis in die Mitte des 19. Jahrhunderts zurück. In den Jahren 1836 und 1876 erschienen in Hamburg Gesundheitsberichte mit dem Titel „Hamburg in medizinischer und naturhistorischer Beziehung“. Anlass für diese Berichte waren die Jahresversammlungen der deutschen Naturforscher und Ärzte. Trotz dieser historischen Bezüge war in der Nachkriegszeit zumindest für Westdeutschland GBE ein randständiges und wenig beachtetes Thema. Auch der 1971 erschienene erste Bundesgesundheitsbericht (BMJFG 1971) führte nicht dazu, die GBE voranzubringen, und blieb bis 1998 der einzige Bericht. Erst der erhebliche

Kostendruck führte dazu, dass 1987 im ersten Gutachten des Sachverständigenrates für die Konzertierte Aktion im Gesundheitswesen¹ die Einrichtung eines Berichtswesens ähnlich der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung empfohlen wurde (SVR 1987). Dieser Empfehlung folgte die Implementation der GBE auf Bundesebene mit dem zweiten Gesundheitsbericht für Deutschland (Statistisches Bundesamt 1998). Die Bundes-GBE ist inzwischen beim Robert-Koch-Institut in Berlin etabliert; seit einigen Jahren werden systematisch Berichte und Beiträge zu verschiedensten gesundheitsbezogenen Problembereichen herausgegeben.

Parallel dazu erfolgte seit der ersten Hälfte der 1990er Jahre der Aufbau der Länder-GBE und die Verankerung der GBE in den neuen Gesundheitsdienst-Gesetzen. Inzwischen verfügen fast alle Bundesländer über neue Gesetze für den Öffentlichen Gesundheitsdienst (vgl. Kap. 3.1) und verpflichten darin Land und Kommunen zur regelmäßigen Gesundheitsberichterstattung (zur regionalen / kommunalen GBE siehe auch Beuels & Wohlfahrt 1991 sowie Murza & Hurrelmann 1996). Stellvertretend sei hier aus dem Gesundheitsdienst-Gesetz des Landes Schleswig-Holstein zitiert. In §6, Abs. 1 heißt es dort: „Zur Unterrichtung über die gesundheitlichen Verhältnisse, insbesondere über Gesundheitsrisiken einschließlich der Auswirkungen von Umwelteinflüssen, den Gesundheitszustand und das Gesundheitsverhalten der Bevölkerung sammeln die Kreise und kreisfreien Städte die hierfür notwendigen nichtpersonenbezogenen Daten, werten sie nach epidemiologischen Gesichtspunkten aus und führen sie in regelmäßigen Abständen in Gesundheitsberichten zusammen....“ (GDG 2001). Für in Deutschland vorliegende Gesundheitsberichte existieren Sammlungen in der Akademie für das öffentliche Gesundheitswesen (AfÖG) und im Landesinstitut für den Öffentlichen Gesundheitsdienst (lögD) Nordrhein-Westfalen.

Auf internationaler Ebene finden sich in den Strategie-Konzepten der WHO seit Beginn der 1990er Jahre ebenfalls ausdrückliche Hinweise auf die Notwendigkeit der GBE. In „Ziele der Gesundheit für alle“ (WHO-Europa 1993) wird mit dem Ziel 35 „Unterstützung durch Gesundheitsinformationen“ formuliert, in allen Mit-

gliedstaaten sollten bis zum Jahr 2000 Gesundheitssysteme die Formulierung, Umsetzung, Begleitüberwachung und Evaluation der „Gesundheit für alle“-Politik aktiv unterstützen. Dieses Ziel lasse sich erreichen, wenn die Informationsstrategien der Mitgliedstaaten mit geeigneten Indikatoren arbeiteten, die die bei der Verwirklichung von gesundheitspolitischen Zielen und Programmleistungen erzielten Fortschritte messen; wenn sie Informationssysteme schufen, welche die Prognosen über künftige Probleme und Bedarfsstrukturen zuließen; wenn sie auf international vereinbarten Normen basierende Minimaldatensätze lieferten, einschließlich Daten, mit denen sich die Verwirklichung der regionalen Gesundheit für alle Ziele messen ließen; wenn sie den Informationsaustausch mit anderen Sektoren erleichterten und Politiker, Manager, interessierte Gruppen und die Öffentlichkeit mit zweckdienlichen Informationen versorgten; und die Möglichkeiten der Informationstechnologie zweckgerecht nutzten (WHO-Europa 1993).

Auch in der konzeptuellen Neufassung „Gesundheit 21: Eine Einführung zum Rahmenkonzept ‚Gesundheit für alle‘“ (WHO-Europa 1998) wird die Bedeutung der Informationssysteme betont. Im Ziel 19 „Forschung und Wissen zur Förderung von Gesundheit“ heißt es: „Bis zum Jahr 2005 sollten allen Mitgliedstaaten Gesundheitsforschungs-, Informations- und Kommunikationssysteme zur Verfügung stehen, die den Erwerb sowie die effektive Nutzung und Verbreitung von Wissen zur Unterstützung der ‚Gesundheit für alle‘ fördern.“ Diese Strategie-Konzepte formulieren aufgrund ihres sektorübergreifenden und bevölkerungsmedizinischen Ansatzes konsequenterweise die enge Verbindung zwischen GBE und gesundheitsbezogener Politikgestaltung (siehe auch Grunow-Lutter 1998; Thiele & Trojan 1990).

2.8.2 Zur Rolle von Indikatoren und Zielvorgaben

Ausgehend von der Darstellung über Indikatoren in Kap. 2.5 und vorliegende Indikatorensätze

(vgl. auch Tab. 2.5-1) diskutiert dieser Abschnitt die Rolle von Indikatoren für Berichterstattung. Sowohl im Umwelt- wie im Gesundheitssektor dienen Indikatoren dazu, Zeitreihen aus zeitlich und räumlich aggregierten Erhebungsgrößen zu bilden und auf diese Weise Entwicklungstrends aufzuzeigen. Indikatoren sollen den Entwicklungsprozess transparent machen, ein Mittel für die Einschätzung von Handlungsbedarf sein und – aufgrund ihrer vereinfachten Information – die Öffentlichkeit unterstützen, sich wirksam in Steuerungs- und Entscheidungsprozesse einzubringen. Für den staatlichen Akteur haben Indikatoren, die mit konkreten und möglichst quantifizierten Zielen verknüpft sind, eine besondere Bedeutung, da sie als Instrumente zur Erfolgskontrolle dienen, mit denen sich auch einschätzen lässt, ob ergriffene Maßnahmen ausreichen oder zu revidieren sind. Allerdings sind Indikatoren für sich allein betrachtet begrenzt aussagefähig; sie bilden nur einen Informationsbaustein eines kausalen Beobachtungsgefüges und werden vor allem zur vereinfachten Beschreibung komplexer Zusammenhänge herangezogen.

Eine besondere Bedeutung besitzen die Indikatoren der im April 2002 auf Bundesebene verabschiedeten nationalen Nachhaltigkeitsstrategie (Bundesregierung 2002); sie sind ein wesentlicher Bestandteil eines Managementkonzeptes zur Umsetzung und kontinuierlichen Weiterentwicklung der Nachhaltigkeitsstrategie. Diese Strategie umfasst alle gesellschaftlichen Bereiche von der Generationengerechtigkeit über Lebensqualität, sozialen Zusammenhalt bis zur internationalen Verantwortung und versucht Konflikte, die bei gleichzeitiger Verfolgung mehrerer Ziele entstehen, auszubalancieren. Lebensqualität beschränkt sich nicht nur auf das Wohlergehen künftiger Generationen sondern fordert auch für heute materiellen Wohlstand, eine intakte Umwelt, eine umweltverträgliche Mobilität, gesunde Nahrung und Gesundheit.

In der GBE haben Indikatoren eine ähnliche Funktion wie in der Umweltpolitik und in anderen Fachpolitiken. Sie sind Elemente eines Beobachtungs- und Gesundheitsinformationssystems, das für regionale und zeitlich Vergleiche eingesetzt wird. Schon 1991 wurde von der 64. Gesundheitsministerkonferenz der erste Entwurf eines Indikatorensatzes für die GBE

der Länder verabschiedet, der auf kommunaler und Länderebene die GBE steuern sollte (AG-LMB 1991). Im Vordergrund stand und steht die kontinuierliche Darstellung von Entwicklungen und Trends sowie die Vereinheitlichung der Berichterstattung aufgrund der Festlegung von Indikatoren. Der inzwischen allgemein akzeptierte Indikatorensatz liegt seit Frühjahr 2003 in der dritten Fassung vor (AOLG 2003). Mit ca. 300 Indikatoren bezieht er sich auf ein breites Themenspektrum, welches nicht nur Krankheiten und ihre Ursachen umfasst, sondern auch Rahmenbedingungen, die zur Krankheitsverhütung und zur Förderung und Stabilisierung von Gesundheit beitragen. Dieser Indikatorensatz ist zum Teil auch eingegangen in die neuen Gesundheitsdienstgesetze der Bundesländer.

Für die umweltbezogene GBE wurde bisher kein eigenständiges Indikatorensystem entwickelt. Entsprechende Indikatoren reihen sich vielmehr ein in den Indikatorensatz für die GBE der Länder und belegen mit dem Themenfeld 5, „Gesundheitsrisiken aus der Umwelt“, eines von zehn Themenfeldern. Die wenigen Indikatoren, die im Themenfeld 5 als Gesundheitsrisiken der Umwelt ausgewählt wurden, sind gewissermaßen der Minimalkonsens, der in einer Basis-Gesundheitsberichterstattung zu berücksichtigen ist. Im einzelnen handelt es sich um Indikatoren zu Stickstoffdioxid, Schwefeldioxid, Feinstaub, Ozon, Benzol und Ruß in der Außenluft, Belastung des Trinkwassers mit Nitrat, Pestiziden, Blei, Kupfer, Trihalogenmethanen, *Escherichia coli* und Enterokokken, Lärmbelastung (von außen) in den Wohnungen sowie Dioxine und Polychlorierte Biphenyle (PCB) in der Kuhmilch und in der Muttermilch. Konzeptionell gehört die umweltbezogene GBE dem Typus der themenspezifischen GBE an. Dies bedeutet, dass die Auswahl der Indikatoren den erkenntnisleitenden Interessen der jeweiligen Berichtersteller sowie dem öffentlichen Interesse folgt und sich an den lokalen und regionalen Problemstellungen ausrichtet. In der Regel gehen deshalb in einen umweltbezogenen Gesundheitsbericht eine Vielzahl anderer Indikatoren wie z.B. Asbestbelastungen in öffentlichen Gebäuden oder Cadmium- und Zinkbelastungen im Boden ein, die der GMK-Indikatorensatz nicht enthält.

Angesichts des Fehlens eines eigenständigen Indikatorensystems für umweltbezogene GBE wurde im Umweltbundesamt ein solches System als struktureller Rahmen entwickelt (Burkhardt 2002). Die Themen- und Indikatorenauswahl orientierte sich an bestehenden gesundheitsbezogenen internationalen und nationalen Indikatorenentwicklungen und an gesundheitsbezogenen Informationen wie dem Indikatorensatz für die GBE der Länder, den Gesundheitsberichten einiger Bundesländer, den gemeinsamen Indikatorenentwicklungen der WHO und der Europäischen Umweltagentur zu Umwelt und Gesundheit, dem Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes „Entwicklung eines nationalen Indikatorensystems für die nachhaltige Entwicklung“ sowie den Gesundheitsindikatoren der Nationalen Nachhaltigkeitsstrategie 2002. Als Themenfelder wurden gewählt: Mobilität und daraus resultierende Belastungen wie Luftverschmutzung, Unfälle und Lärm; Wohnumfeld einschließlich Außenluftqualität und Innenraumlufthygiene; Schadstoffbelastung in Lebensmitteln; Freizeit und Erholung; und individuelles Verhalten mit Umweltbezug. Dieser Indikatorensatz ist kein statisches System sondern muss laufend den nationalen und internationalen Weiterentwicklungen auf dem Gebiet der Indikatorenbildung angepasst werden. Diese Indikatoren wurden sowohl nach dem Strukturmodell DPSIR der Europäischen Umweltagentur als auch nach dem DPSEEA-Modell der Weltgesundheitsorganisation (vgl. Kap. 1.5) geordnet, um konzeptionelle Hinweise für die Darlegung von Ursache-Wirkungs-Zusammenhängen zu geben. Das System setzt z.B. für die berichteten medialen Belastungen keine unmittelbaren Gesundheitsbezüge voraus, jedoch sollten Ergebnisse von Risikostudien und Expositionsabschätzungen, soweit vorhanden, in die Berichtsgestaltung einbezogen werden.

Auch auf internationaler Ebene zeichnen sich Bestrebungen ab, Indikatoren für „Umwelt und Gesundheit“ zu entwickeln. Hervorzuheben ist in diesem Zusammenhang das „Environmental Health Indicators“-Projekt der WHO Europa (vgl. Kap. 2.5). Die Aktualität der Thematik Umwelt und Gesundheit lässt sich an dem im Jahre 2002 verabschiedeten sechsten Umweltaktionsprogramm der Europäischen Union

(EC 2002) ablesen, das mit Artikel 7 auch Ziele der Weltgesundheitsorganisation aufgreift, die in diesem Jahrzehnt erreicht werden sollen. Wie es u.a. heißt, soll unter Berücksichtigung der einschlägigen Normen, Leitlinien und Programme der WHO ein besseres Verständnis der Gefahren für Umwelt und menschliche Gesundheit erreicht werden, damit Maßnahmen zur Vermeidung und Verringerung dieser Gefahren ergriffen werden können; sind Anstrengungen vorzunehmen, dass innerhalb einer Generation, nämlich bis zum Jahre 2020, Chemikalien nur so erzeugt und verwendet werden, dass sie keine erheblichen negativen Auswirkungen auf die Gesundheit und die Umwelt haben; ist die Anzahl von Personen erheblich zu verringern, die langfristigen mittleren Lärmpegeln – insbesondere Verkehrslärm – ausgesetzt sind; und ist in der städtischen Umwelt der Anteil der öffentlichen Verkehrsmittel, der Bahn, der Binnenschifffahrt sowie der Fußgänger und Radfahrer zu erhöhen und der Einsatz schadstoffarmer Fahrzeuge im öffentlichen Verkehr zu fördern. Diese Ziele bestimmen den Aktionsradius der Politik des nächsten Jahrzehnts und sind dementsprechend auch bei der Indikatorenentwicklung und in der Berichterstattung zu berücksichtigen, reichen aufgrund der integrierten Nachhaltigkeitsaspekte allerdings weit über den Verantwortungsbereich der Umwelt- und Gesundheitsressorts hinaus.

2.8.3 Umwelt- und Gesundheitsberichterstattung im Vergleich

Um dem Anspruch einer öffentlichen und politischen Orientierungshilfe zu genügen, bezieht die Berichterstattung aggregierte Informationen über das gesamte Wirkgefüge „Ursachen-Folgen“ in die Betrachtung ein, das sich in der Berichtstruktur widerspiegeln muss. In der Umwelt- und in der Gesundheitsberichterstattung geht man dabei ähnlich vor. So verknüpft die UBE Ergebnisse der Umweltbeobachtung mit sozioökonomischen und ökonomischen Daten zur Bewertung der Ökoeffizienz sektoraler Politiken. Sie bewertet die Entwicklungen auf der Grundlage von Umweltzielen und ist ein wichtiges Instrument zur Sichtbarmachung von Handlungsbedarf und Konkretisierung geeigneter Schutzmaßnahmen. Die UBE bildet die informationelle Schnittstelle zur Nachhaltigkeits- sowie auch zur Gesundheitsberichterstattung.

Um Nachhaltigkeit wirklich zu begreifen, bedarf es in der Öffentlichkeit eines umfassenden Verständnisses für die Verflechtungen zwischen wirtschaftlichen, sozialen und umweltbezogenen Prozessen sowie auch persönlichen Verhaltensweisen. So sind gerade die Umwelt- und Gesundheitsberichterstattung gefordert, ein öffentliches Bewusstsein für die Notwendigkeit nachhaltiger Prozesse zu entwickeln, indem sie die Vernetzung der Einflussmöglichkeiten und die Verantwortung der BürgerInnen und der EntscheidungsträgerInnen herausstellt. Das Verständnis für die Hintergründe der Umwelt- und Gesundheitsaspekte in der Nachhaltigkeitsstrategie kann am besten durch eine partizipationsorientierte Information gefördert werden,

Tabelle 2.8-1: Strukturmodelle der Berichterstattung zu Umwelt, Nachhaltigkeit sowie „Umwelt und Gesundheit“

	Umwelt-Berichterstattung	Nachhaltigkeits-Berichterstattung	Umweltbezogene Gesundheits-Berichterstattung
Modell:	DPSIR	NAPSIR	DPSEEA
Komponente			
Entwicklungsdynamik	Driving forces	Need, Activity	Driving forces
Druck auf die Umwelt	Pressure	Pressure	Pressure
Umweltzustand	State	State	State
Wirkung	Impact	Impact	Exposure, effect
(Re-)Aktion	Response	Response	Action
Literatur	URL 1	Giegrich, Möhler, Borken 2003	Corvalán, Briggs, Kjellström 1996

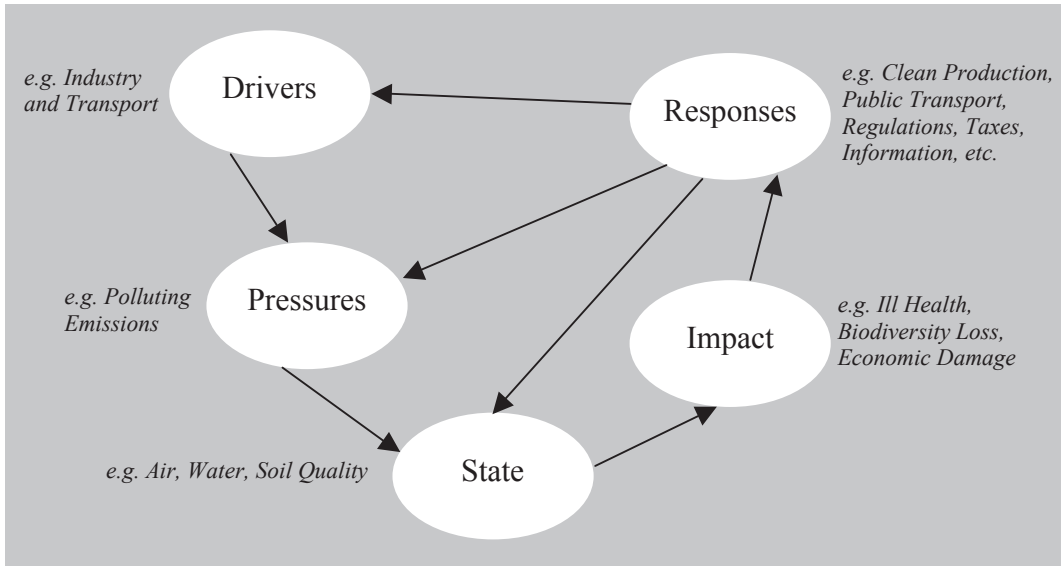


Abbildung 2.8-1: DPSIR-Framework für die Umweltberichterstattung. Quelle: URL 1

das heißt im vorliegenden Fall durch enge Zusammenarbeit von Umwelt- und Gesundheitsressort.

Die GBE schafft eine an prioritären Zielen der Gesundheitspolitik ausgerichtete Informationsgrundlage für gesundheitspolitische Entscheidungsfindungen. Sie beschreibt und analysiert systematisch den Gesundheitszustand der Bevölkerung, die Gesundheitsgefährdungen sowie die Gesundheitsversorgung. Mit dem methodischen Hintergrund der Statistik deckt sie relevante Zusammenhänge auf, reflektiert wichtige Sachverhalte und zeigt vordringlichen Handlungsbedarf auf. Die Aufgaben der GBE lassen sich in fünf Funktionen zusammenfassen, nämlich informieren (Defizitanalyse, Bestandsaufnahme gesundheitsbezogener Probleme), orientieren (Festlegung von Prioritäten), motivieren (Entwicklung von Problemlösungen, Formulierung von Handlungsempfehlungen), evaluieren (Verlaufsbeobachtung, Einschätzung und Bewertung von gesundheitsförderlichen Maßnahmen) und koordinieren (Abstimmungs- und Planungsnotwendigkeiten für sektorübergreifende Maßnahmen) (Projektgruppe 1996). Diese Funktionsbeschreibung der GBE betont nicht nur ihren Politikbezug, sondern auch ihren Prozesscharakter in der Public Health-Aufgabenbetrachtung (vgl. Kap. 1.6).

Die Berichterstattung über den Zustand der Umwelt gehört zu den Aufgaben von Umweltverwaltungen, diejenige über Gesundheitszustand und Gesundheitsdeterminanten zu den Aufgaben des öffentlichen Gesundheitsdienstes. Im Laufe der Zeit ist ein breites Feld von Gesundheits- und Umweltberichterstattung entstanden, daneben gibt es auch Ansätze einer eigenständigen umweltbezogenen GBE. Die UBE beschreibt vor allem die der Exposition vorgeschaltete Belastung von Umweltmedien, die GBE die Wirkungsseite. Die Berichterstattung an der Nahtstelle von Umwelt und Gesundheit als gesundheitsbezogene UBE oder auch umweltbezogene GBE verknüpft die Umwelt- und Gesundheitsdaten in der Reihenfolge der Wirkungskette, insbesondere Umweltbelastungen, Humanexposition gegenüber Noxen, Körperbelastung und mehr oder weniger ausgeprägte gesundheitliche Schädigung.

In der UBE häufig vertreten sind Umweltthemen mit indirekten Gesundheitsbezügen wie Luftverschmutzung, Altlasten, Lärmbelastung unter dem Blickwinkel einer Gefährdung menschlicher Gesundheit, so in den „Daten zur Umwelt“ des UBA (zuletzt: UBA 2001), in den Umweltberichten des BMU (BMU 2002) und in den gesundheitsbezogenen Berichten der Länder. Seltener vertreten sind Angaben zu Humanexpositionen und Wirkungen auf den Men-

schen. Die Berichterstattung greift häufig auf Strukturmodelle für Ursache-Wirkungs-Bezüge zurück, bei denen sich weitgehend ein internationaler und nationaler Konsens herausgestellt hat. Solche in Kap. 1.5 näher behandelte Strukturmodelle dienen für die Berichterstattung als Ordnungsrahmen für Kopplungsanalysen zur Beurteilung von Risiken, zur Identifizierung von Handlungsbedarf und zur Identifizierung von Handlungsoptionen. Strukturmodelle durchziehen die Wirkungskette von Verursachern bis hin zu Umwelteinwirkungen bzw. Human-Expositionen und Wirkungen beim Menschen. Die Strukturmodelle der Umwelt-, Nachhaltigkeits- und umweltbezogenen Gesundheitsberichterstattung arbeiten mit unterschiedlicher Differenzierung, je nachdem, welche Teilthemen im Vordergrund stehen (Tab. 2.8-1).

Ein Beispiel für den international verwendeten integrativen Berichtsansatz betrifft das Handlungsfeld „Local and Transboundary Air Pollution“ (Abbildung 2.8-1). Hier ordnet die Europäische Umweltagentur die relevanten Themen nach dem DPSIR-Modell (EEA 1996; URL 1). Auch die UBE des Bundes verfolgt diesen Ansatz. – In der Praxis finden sich sowohl Gesundheitsbezüge in der Umweltberichterstattung als auch Umweltbezüge in der Gesundheitsberichterstattung; die der jeweiligen Grundform von Berichterstattung (UBE und GBE) als Ordnungsrahmen zugrundeliegenden Strukturmodelle lassen unterschiedliche Ausgestaltungen des Themas Umwelt und Gesundheit an dieser Nachtstelle entstehen.

Unabhängig von der Wahl des zugrundeliegenden Strukturmodells kann man für die Berichterstattung über Umwelt- wie auch Gesundheitsthemen sowie über den Grenzbereich „umweltbezogener Gesundheitsschutz“ Qualitätskriterien aufstellen. Ein publizierter Vorschlag (Fehr & Vogt 1999, pp. 19) hierfür umfasst folgende Kriterien: Bonität faktischer Angaben, d.h. Richtigkeit bzw. Übereinstimmung mit primärer Daten- und Informationsquelle; Plausibilität von Interpretationen und Schlussfolgerungen; Aktualität formal (Erscheinungsjahr) und inhaltlich (Zeit-Bezug berichteter Informationen) – z.B. gewährleistet die jährliche Herausgabe eines Berichtes zwar formale, aber nicht inhaltliche Aktualität; Informationsumfang für

das beanspruchte Thema; Verständlichkeit, unterstützt z.B. durch Kurzfassung und ggf. Glossar; Übersichtlichkeit bzgl. Gliederungsstruktur, Querverweisen, Schlagwortverzeichnis; Verfügbarkeit für Interessenten; Zugänglichkeit z.B. auch über Internet; günstiges Kosten-Leistungsverhältnis. Vor dem Hintergrund dieser Qualitätskriterien entstand auch ein Vorschlag zur Weiterentwicklung umweltbezogener Gesundheitsberichterstattung in Deutschland. Zu den Schlüsselementen dieses Vorschlags (a.a.O., p.146ff.) gehören: Weiterentwicklung konzeptioneller Grundlagen der umweltbezogenen Gesundheitsberichterstattung, insbesondere explizite Nutzung von Strukturmodellen; intensivere Vernetzung zwischen Ressorts, administrativen Ebenen und im internationalen Austausch; Evaluation und gezielte Weiterentwicklung geeigneter Datenquellen und Vermeidung des „Lähmungszirkels“; Fortschritte in methodischen Entwicklungszonen, einschließlich raum-zeitbezogener Analysen und verbesserter Visualisierung; Exploration von Geo-Informationssystemen (GIS) zur Kopplung von Gesundheits- und Umweltdatensystemen; verbesserte Querverbindungen zu Nachbarbereichen wie Risikoanalyse und Verträglichkeitsprüfung; Etablierung einer knappen und effizienten Meta-Berichterstattung insbesondere auch zur Propagierung von Positivbeispiele; Entwicklung von Qualitätskriterien umweltbezogener GBE.

2.8.4 Ausblick

Sowohl die gesundheitsbezogene Umwelt- als auch die umweltbezogene Gesundheitsberichterstattung müssen dem Anspruch gerecht werden, geeignete Informationsgrundlagen für eine allgemeine Politikberatung durch Bilanzierung der politischen Leistungen der Vergangenheit und Offenlegung weiteren Handlungsbedarfs für die Zukunft zu schaffen. Sie sollen allgemeinverständlich die Belastungsschwerpunkte, die Beiträge der wichtigsten Verursacherbereiche an den zentralen Problemfeldern, die Regelungsdefizite im Blickwinkel zukünftiger Entwicklungen sowie auch den Erfolg getroffener Maßnahmen unter Einbeziehung einer breiten

Basis von Akteuren in den Prozess der Zielbildung und Zielverwirklichung aufzeigen. Nur so können öffentliche Akteure und die breite Öffentlichkeit für die Notwendigkeit gesellschaftlicher Kurskorrekturen sensibilisiert werden.

Literatur

- AGLMB / Arbeitsgemeinschaft der Leitenden Medizinalbeamten und Medizinalbeamten der Länder (AGLMB) (1991): Indikatorenatz für die Gesundheitsberichterstattung der Länder. Zweite, überarbeitete Fassung.
- AOLG / Arbeitsgemeinschaft der Obersten Landesgesundheitsbehörden (2003): Indikatorenatz für die Gesundheitsberichterstattung der Länder. Dritte, überarbeitete Fassung. Ministerium für Gesundheit, Soziales, Frauen und Familie NRW, Düsseldorf. 2 Bände.
- Beuels, F.-R., Wohlfahrt, N. (1991): Gesundheit für die Region? Neue Konzepte der kommunalen und betrieblichen Gesundheitsförderung. Kleine-Verlag, Bielefeld.
- BMI / Bundesminister des Innern (1978): Erster Immissionsschutzbericht der Bundesregierung. Deutscher Bundestag, Drucks. 8/2006 v. 24.7.78.
- BMJFG / Bundesministerium für Jugend, Familie und Gesundheit (1971): Gesundheitsbericht. Kohlhammer Verlag, Stuttgart.
- BMU / Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1992): Umweltschutz in Deutschland. Nationalbericht der Bundesrepublik Deutschland für die Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung in Brasilien im Juni 1992. Economica Verlag, Bonn.
- BMU / Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2002): Umweltbericht 2002 – Bericht über die Umweltpolitik der 14. Legislaturperiode.
- Bundesregierung (2002): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Presse- und Informationsamt der Bundesregierung, Berlin. http://www.bundesregierung.de/Anlage585668/pdf_dattei.pdf. Zugriff: 7.7.2004.
- Burkhardt, J. (2002): Vorschlag für ein Indikatorensystem für die umweltbezogene Gesundheitsberichterstattung. Arbeitspapier im Umweltbundesamt, Berlin.
- Corvalán, C., Briggs, D., Kjellström, T. (1996): Development of environmental health indicators. In: Briggs, D., Corvalán, C., Nurminen, M. (eds.) (1996): Linkage methods for environment and health analysis. General guidelines. UNEP, US-EPA, WHO. WHO/EHG/95.25, Geneva, CH.
- EEA / European Environment Agency (1996): EEA Annual report 1996. EEA, Copenhagen, DK. <http://glossary.eea.eu.int/EEAGlossary/D/DPSIR>, Zugriff: 7.7.2004.
- EC / Europäische Kommission (2002): Beschluss Nr. 1600/2002/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Juli 2002 über das sechste Umweltaktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaft. ABl. L 242/1 v. 10.9.2002. <http://europa.eu.int/comm/environment/newprg/index.htm>, Zugriff: 7.7.2004.
- Fehr, R., Vogt, A. (1999 / 2001): Umweltbezogene Gesundheitsberichterstattung. Verbesserung der Informationsgrundlagen im Bereich Umwelt und Gesundheit. Gutachten im Auftrage des Büro für Technikfolgenabschätzung des Deutschen Bundestages, 1999. Wiss. Reihe Iögd, Bd. 11, Bielefeld 2001.
- GDG / Gesetz über den Öffentlichen Gesundheitsdienst (Gesundheitsdienst-Gesetz – GDG) vom 14. Dezember 2001. GVOBl. Schl.-H. 2001, pp. 398ff., <http://www.landesregierung-sh.de/landesrecht/2120-14.htm>, Zugriff: 7.7.2004.
- Giegrich, J., Möhler, S., Borken, J. (2003): Entwicklung von Schlüsselindikatoren für eine nachhaltige Entwicklung. Abschlussbericht des Instituts für Energie- und Umweltforschung (ifeu), Heidelberg. Im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Förderkennzeichen 20012119. ifeu-Eigenverlag, Heidelberg.
- Grunow-Lutter, V. (1998): Entwicklung der Gesundheitsberichterstattung in Deutschland: Anknüpfungsmöglichkeiten für Gesundheitsförderung? In: Dahme, H.J., Wohlfahrt, N. (Hrsg.): Umsteuerung oder Ende der Gesundheitsförderung? Schriftenreihe der Akademie für öffentliches Gesundheitswesen, Bd. 19, Düsseldorf, pp. 61-76.
- Murza, G., Hurrelmann, K. (Hrsg.) (1996): Regionale Gesundheitsberichterstattung. Konzeptionelle Grundlagen, methodische Ansätze und Aspekte der praktischen Umsetzung. Juventa, Weinheim.
- Projektgruppe / Hamburger Projektgruppe Gesundheitsberichterstattung (1996): Praxishandbuch Gesundheitsberichterstattung. Ein Leitfaden für GesundheitsberichterstatterInnen und solche, die es werden wollen. Schriftenreihe der Akademie für öffentliches Gesundheitswesen in Düsseldorf, Band 18, Düsseldorf.
- Richtlinie 90/313/EWG des Rates vom 7. Juni 1990 über den freien Zugang zu Informationen über die Umwelt. Zugang via: http://europa.eu.int/comm/environment/docum/00400_en.htm, Zugriff: 28.7.2004.
- SRU / Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1974): Umweltgutachten 1974. Bundestags-Drucksache

- 7/2802. Kohlhammer, Stuttgart, <http://www.umweltrat.de/>, Zugriff: 7.7.2004.
- SRU / Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (2004): Umweltgutachten 2004. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Hausdruck; erscheint bei Nomos Verlagsgesellschaft; Baden-Baden.
- Statistisches Bundesamt (1998): Gesundheitsbericht für Deutschland. Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart. <http://www.gbe-bund.de/>, Zugriff: 7.7.2004.
- SVR / Sachverständigenrat für die konzertierte Aktion im Gesundheitswesen (1987): Medizinische und ökonomische Orientierung. Jahresgutachten 1987. Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden. <http://www.svr-gesundheit.de/>, Zugriff: 7.7.2004.
- Thiele, W., Trojan, A. (Hrsg.) (1990): Lokale Gesundheitsberichterstattung. Hilfen auf dem Weg zu einer neuen Gesundheitspolitik? Asgard Verlag, St. Augustin.
- UBA / Umweltbundesamt (1994): Daten zur Umwelt 1992/93. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- UBA / Umweltbundesamt (2001): Daten zur Umwelt 2000. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- UBA / Umweltbundesamt (2003): Umweltdaten Deutschland Online. www.env-it.de/umweltdaten/, Zugriff: 28.7.2004.
- UIG / Umweltinformationsgesetz, BGBl I 1994, p. 1490, 8.7.1994. <http://bundesrecht.juris.de/bundesrecht/uig/>, Zugriff: 7.7.2004.
- WBGU / Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (1993): Welt im Wandel – Grundstruktur globaler Mensch-Umwelt-Beziehungen. Economica Verlag, Bonn. <http://www.wbgu.de>, Zugriff: 7.7.2004.
- WHO-Europa / Weltgesundheitsorganisation, Regionalbüro für Europa (1993): Ziele zur „Gesundheit für alle“. Die Gesundheitspolitik für Europa. Aktualisierte Fassung 1991. Europäische Schriftenreihe „Gesundheit für alle“, Nr. 4. Kopenhagen, DK. Englische Fassung: [http://whqlibdoc.who.int/euro/hfas/EURO_HFAS_4_\(chp1-chp4\).pdf](http://whqlibdoc.who.int/euro/hfas/EURO_HFAS_4_(chp1-chp4).pdf), Zugriff: 7.7.2004.
- WHO-Europa / Weltgesundheitsorganisation, Regionalbüro für Europa (1998): Gesundheit 21: Eine Einführung zum Rahmenkonzept „Gesundheit für alle“ für die Europäische Region der WHO. Europäische Schriftenreihe „Gesundheit für alle“, Nr. 5. Kopenhagen, DK. www.euro.who.int/document/EHFA5-G.pdf, Zugriff: 7.7.2004.
- URL 1: <http://reports.eea.eu.int/SPE19961113/en/page005.html>, Zugriff: 28.7.2004.

Endnote

- ¹ inzwischen: Sachverständigenrat zur Begutachtung der Entwicklung im Gesundheitswesen

2.9 Gesundheitsverträglichkeit von Projekten und Planungen

Rudolf Welteke, Monika Machtoft

Der Begriff „Gesundheitsverträglichkeit“ wird am häufigsten verwendet, wenn es um Gesundheitsverträglichkeit von Produkten und Erzeugnissen geht, die in der unmittelbaren gesundheitsrelevanten Lebensumwelt des Menschen vorkommen. Vorrangig betrifft dies Lebensmittel, Körperpflegemittel, Kosmetika, Baustoffe und industriell oder handwerklich gefertigte Gebrauchsgegenstände (v.a. Möbel, Wohnungsausstattung, Kleidung) sowie technische Ausrüstung. Dieses im Sinne des Verbraucherschutzes verstandene Qualitätsmerkmal „Gesundheitsverträglichkeit“ wird häufig in einem Zuge mit „Umweltverträglichkeit“ genannt; so informieren beispielsweise Fachpublikationen über die „Umwelt- und Gesundheitsverträglichkeit“ von Baustoffen (Deutsches Institut für Bautechnik 1999). Bei Zertifizierungen im Baustoffbereich spielen Gesundheitsaspekte eine ausgewiesene Rolle (Landesinstitut für Bauwesen des Landes NRW 2003). Menschliche Gesundheit und deren Schutzwürdigkeit wird in dieser gängigen Sichtweise quasi als Teilaspekt von „Umwelt“ gesehen; in der juristisch geprägten Amtssprache entstand daraus das „Schutzgut menschliche Gesundheit“ (vgl. u.a. Becherer, Teichmann, Weiland 1997).

Die in den letzten Jahrzehnten geschärfte Aufmerksamkeit in Bevölkerung, Fachöffentlichkeit und Politik gegenüber Umwelt- und Gesundheitsgefahren hat für den Umweltbereich zu amtlichen Überprüfungsverfahren von Umweltverträglichkeit geführt. Überprüft werden Produkte / Erzeugnisse, (Bau-)Projekte und Planungen, u.a. bezüglich Verkehr, Stadtentwicklung und Flächennutzung. Die Produktprüfung auf Umweltverträglichkeit mit entsprechenden

Zertifizierungen ist mittlerweile etablierter Bestandteil deutscher Alltagspraxis¹. Daneben hat sich auch die Prüfung auf Gesundheitsverträglichkeit von Produkten und Erzeugnissen zu einem Schwerpunkt des gesundheitlichen Verbraucherschutzes entwickelt, wobei eine Vielzahl von Kontroll- und Zertifizierungsverfahren sowohl für Herstellungsprozesse wie Endproduktqualität entstanden ist. Die Koordinierung und Optimierung dieser Verfahren stellt ein wesentliches und vorrangiges Anliegen der aktuellen Verbraucherschutzpolitik auf Landes- und Bundesebene dar, ist aber nicht Gegenstand der nachfolgenden Darstellung.

Für den Teilbereich der Überprüfung von Projekten und Planungen entstand im Jahre 1990 infolge einer Richtlinie der Europäischen Gemeinschaft (Rat der EG 1985) in Deutschland eine nationale Gesetzgebung zur Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) (UVPG 1990), die u.a. durch eine Verwaltungsvorschrift aus dem Jahr 1995 flankiert wird (UVPVwV 1995). Entsprechend der amtlich verwendeten Bezeichnung „Umweltverträglichkeitsprüfung“ (UVP) hat sich der Parallelbegriff „Gesundheitsverträglichkeitsprüfung“ (GVP) herausgebildet. Gemeint ist damit ein Verfahren zur Abschätzung von Gesundheitsfolgen, welche als Auswirkungen vorgesehener Projekte und Planungen auf lokaler, regionaler oder überregionaler Ebene für die Bevölkerung zu erwarten sind². Die entsprechende englischsprachige Bezeichnung „Health Impact Assessment“ (HIA, direkt übersetzt: Gesundheitsfolgenabschätzung) wird auch in Deutschland benutzt, insbesondere weil diese Bezeichnung nicht einengend auf ein (amtliches) Prüfverfahren abzielt, sondern stattdessen das Tätigkeitsspektrum zur Erfassung und Bewertung möglicher gesundheitlicher Folgen von Vorhaben in weiter gefasster Weise beinhaltet.

2.9.1 Stand der Entwicklung zu „Gesundheitsverträglichkeit“ in Deutschland

Der Entwicklungsstand zu Gesundheitsverträglichkeit stellt sich, entsprechend den im föderalen System uneinheitlichen Vorgaben, bundesweit nicht einheitlich dar. Der überwiegende Teil der ÖGD-Gesetze der Länder verpflichtet die Gesundheitsbehörden auf kommunaler Ebene ausdrücklich zur fachlichen Begutachtung und Bewertung von Gesundheitsverträglichkeit (Neus 2002). Die Alltagspraxis begrenzt sich dabei in der Regel auf eine Mitwirkung der unteren Gesundheitsbehörde an Genehmigungsvorgängen zu größeren Projekten und an Planungsverfahren i.S. einer meist formlosen (gesundheits)amtlichen Stellungnahme, u.a. im UVP-Verfahrensablauf.

Für **Nordrhein-Westfalen** beispielsweise ist dieser landesgesetzlich verankerte Handlungsauftrag in § 8 ÖGD-Gesetz unter der Überschrift „Mitwirkung an Planungen“ wie folgt formuliert: „Die vom Kreis oder von der kreisfreien Stadt abzugebenden Stellungnahmen zu Planungs- und Genehmigungsverfahren werden unter Beteiligung der unteren Gesundheitsbehörde erstellt, wenn gesundheitliche Belange der Bevölkerung berührt werden, um Feststellungen zur gesundheitlichen Verträglichkeit des Vorhabens zu treffen.“ Damit ist ein eindeutiger gesetzlicher Rahmen vorgegeben (ÖGDG NW 1997). Einschränkend ist festzustellen, dass dieser gesetzliche Auftrag in den meisten Bundesländern nur eine Zuständigkeitsregelung darstellt, die eine effektive Umsetzung der gesetzlichen Vorgabe vor Ort noch nicht garantiert. Für Nordrhein-Westfalen heißt dies, dass das ÖGDG NW zum erwähnten § 8 keine Ausführungsverordnung wie beispielsweise für die Einrichtung von Kommunalen Gesundheitskonferenzen oder zum Aufbau kommunaler Gesundheitsberichterstattung enthält.

Einen positiven Sonderfall stellt in diesem Zusammenhang das Land **Sachsen-Anhalt** dar; hier ist im § 6 des Gesundheitsdienstgesetzes von Sachsen-Anhalt (GDG LSA) aus dem Jahre 1997 eine Gesundheitsverträglichkeitsprüfung bei Vorhaben im Rahmen vorgeschriebener Um-

Box 2.9-1: Beschleunigungsgesetze 1991 - 2004

Der Deutsche Bundestag befasste sich seit 1990 im Rahmen von zumeist mit wirtschaftlichen Argumenten begründeten politischen Vorstößen zur Planungsvereinfachung und zum Abbau überlanger Laufzeiten von Planungsverfahren mit einer Reihe von Gesetzesvorhaben. Die folgende Übersicht benennt die wichtigsten Ergebnisse der bundesdeutschen Legislative zu diesem Thema.

- Gesetz zur Beschleunigung der Planungen für die Verkehrswege in den neuen Ländern sowie im Land Berlin (Verkehrswegeplanungsbeschleunigungsgesetz – VerkPBG) vom 16.12.1991 (BGBl I/91, 2174), geändert durch Gesetz vom 22.12.1999 (BGBl I/99, 2659) betr. Laufzeitverlängerung bis 31.12.2004
- Gesetz zur Erleichterung von Investitionen und der Ausweisung und Bereitstellung von Wohnbauland (Investitionserleichterungs- und Wohnbaulandgesetz) vom 22.4.1993 (BGBl I/93, 466)
- (Erstes) Investitionsmaßnahmegesetz, Oktober 1993 (BGBl I/93, 1906); sog. „Lex Stendal“
- Gesetz zur Vereinfachung der Planungsverfahren für Verkehrswege (PlanungsvereinfachungsG) vom 17.12.1993 (BGBl I/93, 2123)
- Gesetz zur Beschleunigung von Genehmigungsverfahren (Genehmigungsverfahrenbeschleunigungsgesetz - GenBeschlG) vom 12.9.1996 (BGBl I/96, 1354)
- Gesetz zur Beschleunigung und Vereinfachung immissionsschutzrechtlicher Genehmigungsverfahren vom 9.10.1996
- Sechstes Gesetz zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) vom 11.11.1996 (BGBl I/96, 1690).

Bedeutsam sind auch 2.VermögensrechtsÄndG, Gesetz zur Beschränkung von Rechtsmitteln in der Verwaltungsgerichtsbarkeit, 6. VerwaltungsgerichtsordnungsÄndG und weitere Gesetze, auch in den Bundesländern.

weltverträglichkeitsprüfungen sowie bei Bauleitplanverfahren und Genehmigungsverfahren für Anlagen vorgeschrieben (GDG LSA 1997). Die Richtlinie zur Durchführung landesplanerischer Abstimmungen raumbedeutsamer Planungen und Maßnahmen (RdErl MRU LSA 1999) enthält die entscheidend wichtige Passage: „Die vom Antragsteller durchzuführende Umweltverträglichkeitsuntersuchung und anzufertigende Umweltverträglichkeitsstudie sowie die vom öffentlichen Gesundheitsdienst durchgeführte Gesundheitsverträglichkeitsprüfung nach § 6 GDG LSA sind wesentliche Bestandteile dieser behördlichen Umweltverträglichkeitsprüfung“ (nach Thriene 2002, p. 84).

2.9.2 Bewertungen zur Gesundheitsverträglichkeit im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP)

Bestrebungen von ÖGD-Vertretern und Fachöffentlichkeit, Prüfungsvorgänge zur Gesundheitsver-

träglichkeit innerhalb von Planungsverfahren gesetzlich zu verankern und verfahrensrechtlich abzusichern, gab es seit Anfang der 1990er Jahre. Die damalige Situation in Deutschland war geprägt vom Einstieg in ein nationales UVP-Recht (s.o.). In diesem Zusammenhang bildete sich eine UVP-Verfahrensroutine mit einer entsprechenden Bewertungsmethodik heraus, die auf der Basis einer Kooperationsleistung von UVP-Ingenieurbüros und den betreffenden öffentlichen Stellen als eine an internationalen Standards orientierte, weitgehend erfolgreiche Praxisumsetzung eines Prüfverfahren für Deutschland gelten konnte. Es war einerseits naheliegend, seitens der für eine entsprechende Gesundheitsfolgenabschätzung eintretenden Fachöffentlichkeit die Forderung nach der Einführung eines vergleichbaren, rechtlich abgesicherten GVP-Verfahrens zu erheben. Allerdings war bereits die Einführung der UVP-Routine in Deutschland von erheblicher Kritik bezüglich des bürokratischen Aufwandes des entstehenden UVP-Prüfverfahrens begleitet gewesen. Daher gab es in der politischen Debatte von Anfang an so gut wie keinen Spielraum, ein parallel zur UVP auszurichtendes, eigenes GVP-Verfahren

einzuführen. Unter diesen Rahmenbedingungen wurde alternativ auf die Einrichtung von GVP-Routinen innerhalb des bestehenden UVP-Verfahrens hin orientiert (Senator für Gesundheit 1994; LGA BW 1994). 1994 wurde von einer **Projektgruppe GVP in der UVP** der Arbeitsgemeinschaft der Leitenden Medizinalbeamten der Länder ein auftragsgemäß erarbeitetes Konzept zu Ablauf und Inhalt der Gesundheitsverträglichkeitsprüfung vorgelegt (Projektgruppe GVP 1994).

Die strategische Maßgabe zur verfahrensrechtlichen Verankerung von GVP-Elementen innerhalb des UVP-Verfahrens stieß allerdings auf Schwierigkeiten und Hemmnisse. Zum einen befand sich das UVP-Verfahren erst in einer Anlaufphase. Daher wäre zum damaligen Zeitpunkt jedes derartige Veränderungsanliegen bezüglich des UVP-Verfahrens auf eine eher ungünstige Interventionsphase getroffen. Zum anderen erhöhte sich der politische Gegendruck auf das UVP-Verfahren bereits kurz nach Verabschiedung des UVP-Gesetzes (1990) ganz beträchtlich; in den Jahren 1991 bis 1993 verabschiedete der Deutsche Bundestag vier Gesetze, die auf eine Beschleunigung von Planungsverfahren abzielten, mit direkter oder indirekter Auswirkung auf die UVP-Pflichtigkeit von Vorhaben (Box 2.9-1). Diese gesetzgeberische Tendenz setzte sich 1996 in einer zweiten Welle von Gesetzgebungsverfahren fort. Dabei standen die ausschlaggebenden, ausdrücklich auf Planungsvereinfachung und -beschleunigung

abzielenden gesetzgeberischen Impulse teilweise in Zusammenhang mit den unter verstärktem Zeitdruck durchzuführenden infrastrukturellen Ausbauleistungen in den neuen Bundesländern („Aufbau Ost“) und den sich daraus ableitenden politischen Prioritätensetzungen.

Obwohl damals das angestrebte Ziel einer verfahrensrechtlichen Absicherung von Prüfschritten zur Bewertung der Gesundheitsverträglichkeit von Projekten und Planungen verfehlt wurde, ist rückblickend die Zeit zwischen 1993 und 1996 als eine produktive bundesdeutsche Pionierzeit zur Entwicklung und Bekanntmachung von Verfahrensansätzen zur Bewertung und Abschätzung von Gesundheitsfolgen zu würdigen. Dabei wurden verschiedentlich Rückbezüge auf andernorts weiter entwickelte Situationen genommen und Ableitungen aus dem internationalen Wissens- und Erfahrungsstand in die deutsche Arbeitssituation einbezogen. Verschiedene Entwicklungsaktivitäten wurden besonders auch in den Bundesländern Bremen, Hamburg, Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen vorangetrieben. Aus der Arbeit eines GVP-Forschungsprojektes des Nordrhein-westfälischen Forschungsverbundes Public Health an der Universität Bielefeld ging neben Einzel- und Abschlussberichten³ die erste deutsche Buchpublikation zum Thema „Gesundheitsverträglichkeit“ hervor. Diese Publikation kann als Dokumentation des damals erreichten fachlichen Standes der GVP-Aktivitäten in Deutschland gelten (Kobusch, Fehr, Serwe

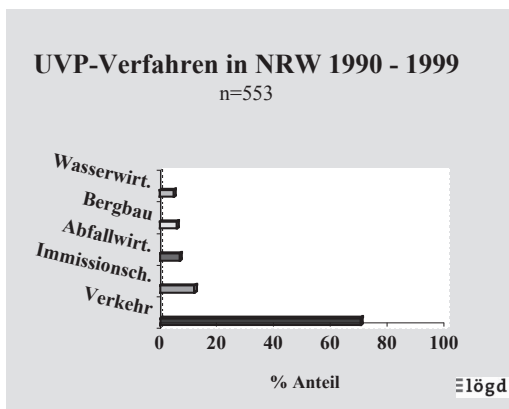


Abbildung 2.9-1: Inhaltliche Schwerpunkte bei UVP-Verfahren in NRW 1990-1999 (Machtolf & Barkowski 2000)

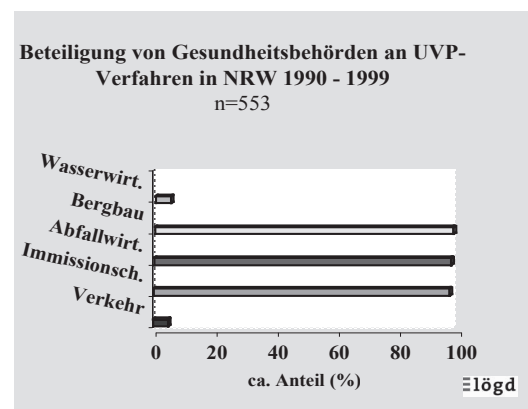


Abbildung 2.9-2: Beteiligung von Gesundheitsbehörden an UVP-Verfahren in NRW 1990-1999 (Machtolf & Barkowski 2000)

1997). Einen kursorischen Überblick über die damaligen Aktivitäten, von der lokalen bis hin zur internationalen Ebene, vermittelt ein 2001 herausgegebener Materialienband zum Thema GVP (Welteke & Fehr 2001).

Eine *bilanzierende Einschätzung* dessen, was an Bewertung von Gesundheitsverträglichkeit im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung bisher stattgefunden hat, ist aufgrund der in Deutschland fehlenden Dokumentationspflicht für UVP-Verfahren und des daraus resultierenden Informationsdefizites zu diesem Thema kaum möglich. Bereits die Grundinformationen über die Anzahl durchgeführter UVP-Verfahren und über die raum-zeitliche Häufigkeitsentwicklung dieser Verfahren seit 1990, beispielsweise um die Einflüsse der Beschleunigungsgesetze auf die Verfahrenspraxis systematisch verfolgen zu können, sind in aussagekräftiger und zugänglicher Form derzeit nicht erhältlich⁴. Daher ist eine empirisch basierte Einschätzung zur Bedeutung gesundheitlicher Stellungnahmen für das Ergebnis von UVP-Verfahren nur über retrospektive Studien angehbar, unter regionaler und inhaltlicher Beschränkung. Das auf dem Berliner GVP-Workshop 2001 skizzierte GVP-Arbeitsprogramm für Deutschland sieht einen entsprechenden Schwerpunkt im Bereich „Dokumentation“ vor (Welteke & Fehr 2002, p. 165).

Das Landesinstitut für den Öffentlichen Gesundheitsdienst NRW vergab im Zeitraum 1998-1999 einen Gutachterauftrag an das Institut für Umwelt-Analyse, Bielefeld, in dessen Rahmen eine repräsentative Teilmenge (n = 553) der in Nordrhein-Westfalen zwischen 1990 und 1999 oberhalb der kommunalen Ebene durchgeführten UVP-Verfahren erfasst und analysiert wurde (Machtolf & Barkowski 2000). Die Ergebnisse basieren auf einer Befragung der Dezernate für Abfallwirtschaft, Wasserwirtschaft, Immissionsschutz und Verkehr der fünf nordrhein-westfälischen Bezirksregierungen sowie des Landesoberbergamtes, der Eisenbahnbundesämter Köln und Essen, der Landschaftsverbände Westfalen-Lippe und Rheinland, des Ministeriums für Wirtschaft und Mittelstand, Technologie und Transfer NRW. Von der Gesamtzahl der betrachteten Verfahren bezogen sich 70% auf Vorhaben im Bereich Verkehr, 12% auf Immissionsschutz,

7% auf Abfallwirtschaft, 6% auf Bergbau und 5% auf Wasserwirtschaft (Abb. 2.9-1).

Dabei ergaben sich sehr unterschiedliche Resultate hinsichtlich der Berücksichtigung gesundheitlicher Belange. Eine vollständige bis nahezu vollständige Beteiligung der Gesundheitsbehörden an den Verfahren erfolgte in den Bereichen Flugverkehr, Bergbau und bei immissionsschutzrechtlichen und abfallrechtlichen Überprüfungen. Dagegen wurden bei UVP-Verfahren bei Straßen- und Schienenverkehrsvorhaben und bei Vorhaben der Wasserwirtschaft kaum Gesundheitsbehörden beteiligt (Abb. 2.9-2).

Wieweit sich die weitgehend fehlende Beteiligung der Gesundheitsfachbehörden in diesen letztgenannten Bereichen anhand sachlich-inhaltlicher Gründe nachvollziehen lässt oder aber auf nicht sachgemäße Verfahrensroutinen zurückzuführen ist, lässt sich hier nicht beurteilen. Aus den im Rahmen der Studie erhaltenen Informationen ist auch nicht erkennbar, welchen Umfang und welche Qualität die gesundheitlichen Stellungnahmen der beteiligten Gesundheitsbehörden hatten und welchen Einfluss sie auf das jeweilige Verfahrensergebnis genommen haben. Die anhand der auswertbaren Informationen aufgestellte Defizitanalyse des Instituts für Umwelt-Analyse GmbH beinhaltet hinsichtlich der Einbeziehung gesundheitlicher Belange in UVP-Verfahren in NRW u.a. die folgenden Befunde:

- Die Beteiligung der Gesundheitsbehörden ist insbesondere im Bereich Schienen- und Straßenverkehr sehr unvollständig. Zu prüfen bleibt, ob dieser Sachverhalt mit den gesetzlichen Vorgaben in Übereinstimmung steht und wieweit sich aus der festgestellten Situation ein konkreter Handlungsbedarf im Sinne der Einführung einer verpflichtenden Einbeziehung von Gesundheitsbehörden in die Verfahrensabläufe in diesem UVP-Sektor ableitet.
- In den Bereichen Wasserwirtschaft, Landschaftsplanung und Raumordnung werden gesundheitliche Belange in den Prüfverfahren kaum berücksichtigt. Da eine Kriterienliste zur Klärung der gesundheitlichen Relevanz verschiedener UVP-Verfahren bislang nicht

existiert, ist eine Bewertung dieses Befundes nicht zuverlässig möglich.

- UVP-Verfahren beinhalten, abgesehen von einigen in Ausnahmefällen eingeholten humantoxikologischen Sondergutachten, in der Regel nur einen indirekten Ansatz über die Betrachtung und Bewertung der Umweltmedien (vor allem Luft) zur Abschätzung von Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit. Liegt ein solches Zusatzgutachten nicht vor, ist die unter der Blickrichtung „menschliche Gesundheit“ zu fordernde Ursache-Wirkungskette in der Regel unvollständig behandelt; die Aufstellung von Toxizitätsprofilen im Sinne einer konsequenten Abschätzung von Schadstoffwirkungen auf den Menschen ist im Rahmen von UVP-Verfahren die Ausnahme.
- Die quantitative Risikoanalyse wird nur in Einzelfällen und dort zumeist nur für ausgewählte Expositionspfade durchgeführt; die benutzten Bewertungsmaßstäbe bezüglich der Auswirkungen auf menschliche Gesundheit sind derzeit uneinheitlich. So werden in den betreffenden Studien teilweise nicht nachvollziehbare Bewertungskonzepte benutzt, die zu schwer oder gar nicht vergleichbaren Bewertungen führen.
- Ein durchgängiges Fehlen standortspezifischer Expositionsabschätzungen lässt deutlich werden, dass quantitative Risikoabschätzungen nur im Ansatz verfolgt werden (Machtolf & Barkowski 2000, pp. 35f.).

Diese Befunde veranlassen die Verfasser der Status-Quo-Analyse, eine Reihe von Handlungsansätzen zu benennen, um bestehende Defizite hinsichtlich der Beteiligungs- und Bewertungspraxis von Gesundheitsbehörden bei UVP-Verfahren abzubauen (a.a.O., pp. 39f.).

2.9.3 Gesundheitsfolgenabschätzungen außerhalb von UVP-Verfahren

Die UVP-Pflichtigkeit von Projekten und Planungen, also der positive Anwendungsbereich

des UVP-Gesetzes, ist über § 3 UVPG und die damit in Verbindung stehende ausführliche Kriterienliste (Anlage zu § 3) festgelegt. Die Anlage zu § 3 UVPG präzisiert und quantifiziert Parameter, bei deren Überschreitung UVP-Pflichtigkeit des jeweiligen Vorhabens gegeben ist und bei deren Unterschreitung das UVP-Gesetz nicht als Rechts- und Verfahrensgrundlage zur Bewertung heranzuziehen ist. Im letzteren Fall greifen die für den jeweiligen Vorhabentyp gültigen sonstigen rechtlichen Grundlagen, beispielsweise das Bundesimmissionsschutzgesetz, die Technischen Anleitungen Luft und Lärm, das Raumordnungsgesetz usw.

Die Einbeziehung der jeweiligen Gesundheitsbehörde und die situativen Umstände für deren Tätigkeiten stehen, wie bei der Beteiligung an UVP-pflichtigen Vorhaben, in Bezug zum jeweils eingeleiteten Verwaltungsverfahren und zu den darin aktiven Ämtern und Einrichtungen. Da es sich bei den nicht-UVP-pflichtigen Projekten und Planungen zumeist um kleiner dimensionierte Vorhaben handelt, sinkt in der Regel das Bearbeitungsvolumen der einzelnen Vorlagen, mit denen sich die Gesundheitsbehörde auseinander zu setzen hat. Andererseits ist diese Absenkung der quantitativen Anforderungen nicht gekoppelt mit einer Absenkung des qualitativen Bearbeitungsniveaus. Daher sagt das Kriterium der UVP-Pflichtigkeit nichts aus über das inhaltliche Anspruchsniveau der Bewertungsleistungen, die von der befassen Gesundheitsbehörde verlangt werden. Insofern erfordern Stellungnahmen zur Gesundheitsfolgenabschätzung außerhalb von UVP-Verfahren in ähnlicher Weise ein ausreichendes Methodeninventar, qualifiziertes Personal für dessen Einsatz, ggf. externe Expertise und eine angemessene Bearbeitungszeit, wie sie auch bei der Gesundheitsfolgenabschätzung innerhalb von UVP-Verfahren benötigt werden⁵.

Das **inhaltliche Spektrum** der in diese Kategorie fallenden Fragestellungen zur Bewertung von Gesundheitsfolgen ist umfangreich, insbesondere auf kommunaler Ebene. Im städtischen Bereich sind in erster Linie zu erwartende Folgen geplanter Wohnungs- und Straßenbaumaßnahmen zu bewerten, wobei die Einhaltung der Lärm-, Licht- und Luftimmissionsschutzrichtlinien in der Regel vorher bereits durch die Um-

weltbehörden abgeprüft werden. Bewertung möglicher Gesundheitsfolgen durch Ansiedlung, Erweiterung oder Umbau von gewerblichen Betrieben und Industrieansiedlungen in der Nähe von Wohnbebauung ist ein anderer Schwerpunkt. Im ländlichen Bereich sind, ähnlich auch wie bei den UVP-pflichtigen Großprojekten, die Thriene (2002) anschaulich beschreibt, beispielsweise die Folgen von Massentierhaltung, Abfallbehandlungseinrichtungen, Windenergieanlagen sowie von Veränderungen in den lokalen Bebauungsplänen zu bewerten.

2.9.4 Kritikpunkte an der gegenwärtigen Verfahrenspraxis

Deutliche Kritikpunkte sind bereits in der Bewertung der Ergebnisse der Bielefelder IFUA-Studie im Abschnitt 1.2 benannt worden. Besonders bemängelt wurden dort die folgenden Punkte: mangelnde Beteiligung der Gesundheitsbehörden an den Verfahren; mangelnde Berücksichtigung gesundheitlicher Gesichtspunkte in den Verfahren; Bewertung des Schutzgutes menschliche Gesundheit überwiegend indirekt über die Bewertung der Umweltmedien; Fehlen standortspezifischer Expositionsabschätzungen, uneinheitliche Bewertungsmaßstäbe (u.a. bei Quantitativer Risikoanalyse), fehlende Vergleichbarkeit. Da sich die zugrundeliegende Studie nicht auf kommunale Settings bezog und sich auf UVP-pflichtige Vorhaben beschränkte, sind verschiedene weitere Mängel des gegenwärtigen Verfahrens zu ergänzen. Einige Anhaltspunkte für Kritik aus dem kommunalen Sektor wurden beim Berliner Workshop 2001 referiert (Welteke 2002). Dabei wurde auf die folgenden Problemlagen hingewiesen. These 1: Es scheint eine gewisse Beliebigkeit bei der Einbeziehung der unteren Gesundheitsbehörden in kommunale Planungsverfahren zu bestehen. These 2: Der Entscheidungsprozess zur (Nicht-)Durchführung von UVP-Verfahren hat eine deutliche Rückwirkung auf die Mitwirkungsmöglichkeiten kommunaler Gesundheitsbehörden an Planungsabläufen. These 3: Es bestehen offene Wünsche bezüglich Unabhängigkeit und

Stellenwert der auf kommunaler Ebene erarbeiteten Stellungnahmen und Situationsbewertungen.

Diese drei Thesen dürften über die nordrhein-westfälische Situation hinaus gültig sein. In Nordrhein-Westfalen wird gegenwärtig versucht, im Kontakt mit den Kommunen zu einer besseren empirischen Basis für eine Einschätzung der gegenwärtigen Verfahrenspraxis zu kommen. Über diese Status-quo-Analyse wird der konkrete Handlungsbedarf vor Ort ermittelt und entsprechende Strategien, Maßnahmen und Instrumententwicklungen zur Optimierung der praxisnahen Verfahrensabläufe eingeleitet.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass sich in Deutschland eine auf eingeschränktem Niveau rangierende Praxis zur Bewertung von Gesundheitsverträglichkeit nachweisen lässt. Dies kann z.T. auf die fehlende Dokumentationspflicht für die Bewertung von Gesundheitsfolgen vor Ort, auf fehlende verlässliche Informationen über die Praxis und die Resultate bzw. Effekte gesundheitsbezogener Folgenabschätzungen durch Gesundheitsbehörden zurückgeführt werden. Andererseits gibt es deutliche Anhaltspunkte für erhebliche strukturelle und prozessuale Schwächen der gegenwärtigen Verfahrenspraxis. So ist die rechtliche Basis für den kommunalen Bereich in den meisten deutschen Bundesländern lediglich im Sinne einer Zuständigkeitsregelung durch die jeweiligen ÖGD-Gesetze gegeben. Die praktische Umsetzung des gesetzlich formulierten Auftrags zur Beteiligung an Genehmigungs- und Planungsverfahren ist an eine Reihe von Bedingungsvariablen gebunden, die je nach Konstellation vor Ort effektives Handeln zugunsten der Gesundheitsbelange erheblich beeinträchtigen – oder auch befördern können. Dabei ist gegenwärtig von eher ungünstigen Gegebenheiten und Abläufen auszugehen. Insgesamt ist die Datenlage zur Durchführung und zu den Effekten von Bewertungen zur Gesundheitsverträglichkeit außer- und innerhalb von UVP-Verfahren in Deutschland unzureichend. Die fehlende Dokumentationspflicht zur Durchführung rechtlich vorgeschriebener UVP-Verfahren tut dazu ein Übriges. Auf der unzureichenden Informationsbasis kann eine ergebnisbezogene Bewertung von GVP-Aktivitäten in Deutschland im engeren Sinne nicht geleistet

werden. Insbesondere resultatbezogene Steuerungs- und Qualitätssicherungsprozesse sind bei der fehlenden Dokumentationspflicht nicht durchführbar. Letztlich sind die Resultate der gegenwärtigen Praxis der Gesundheitsfolgenabschätzung durch Gesundheitsbehörden nicht zuverlässig evaluierbar.

2.9.5 Strategien zur weiteren Entwicklung zum Thema „Gesundheitsverträglichkeit“

Auf einem nationalen Workshop im Auftrag des damaligen Bundesinstitutes für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin im November 2001 in Berlin erfolgte eine Erörterung der Entwicklungschancen für eine erweiterte und verbesserte GVP-Praxis zwischen Fachleuten hauptsächlich aus den Sektoren Gesundheit und Umwelt. Die Veranstaltung fand im Rahmen des nationalen Aktionsprogramms Umwelt und Gesundheit (APUG) statt. Dabei zeichneten sich ein eindeutiger Entwicklungsbedarf und die Notwendigkeit einer zukünftig verstärkten Zusammenarbeit zwischen Gesundheits- und Umweltbereich zum Thema Gesundheitsverträglichkeit ab. Für den Gesundheitssektor stellen die ÖGD-Gesetze der deutschen Bundesländer mit ihren ausdrücklichen Vorgaben zum Schutz gesundheitlicher Belange der Bevölkerung eine Auftragsplattform für eine bedarfsbezogene und ergebnisorientierte Vorgehensweise im Rahmen einer bundesländerübergreifenden GVP-Entwicklung in Deutschland dar. Um den existierenden (gesetzlichen und verfahrensrechtlichen) Vorgaben u.a. bei Planungen eine größere Bedeutung zu verleihen, soll zum einen die Entwicklung praxistauglicher Verfahren, Methoden und Instrumente zur Feststellung möglicher Gesundheitsfolgen von Politiken, Programmen, Planungen und Projekten vorangetrieben werden. Positive Vorbilder für eine solche Entwicklung aus Großbritannien, den Niederlanden und Österreich sowie aus einzelnen Regionen Deutschlands waren Bestandteil der Präsentationen auf dem Berliner Workshop. Zusätzlich wurden aus drei Arbeitsgruppen heraus Grund-

züge für ein künftiges Arbeitsprogramm zur Erweiterung und Konsolidierung der bisherigen GVP-Praxis skizziert.

Als eine der relevanten Umsetzungsebenen, sowohl für den Einsatz praktikabler Instrumente zur Bewertung von Gesundheitsfolgen wie auch zur Schaffung und Erprobung neuer Strukturen der Zusammenarbeit war die kommunale Ebene der GVP Gegenstand der Erörterung. Die zahlreichen Bezüge zu anderen Arbeitsbereichen und Ressorts vor Ort werden besonders deutlich, wenn es um die Einschätzung der gegenwärtigen gesundheitlichen Situation sowie zu erwartender künftiger Belastungen im kommunalen Kontext geht. Ein zusätzlicher Aspekt erschließt sich durch die Einbeziehung bestimmter Zielgruppen in die Planungs- und Handlungsüberlegungen vor Ort.

Als Beispiel sektorübergreifender Zusammenarbeit wurden in Berlin Fragen der so genannten Kinderverträglichkeitsprüfung erörtert. Dabei ergaben sich Anknüpfungspunkte u.a. zu Themen wie Sozialverträglichkeit, soziale Gerechtigkeit, Bürgerorientierung, Planungstransparenz und Berichterstattung. Zusätzlich wurde deutlich, dass das Vorhaben, in multisektoralen Kategorien zu denken und zu handeln – trotz der teilweise bereits Jahrzehnte währenden Diskussion und Aktion auf allen Ebenen hierzu – immer wieder neuer Entwicklungsimpulse bedarf, um nennenswerte Resultate hervorzubringen. Die Überwindung trennender Barrieren soll auch das künftige Arbeitsprogramm zur Entwicklung von GVP in Deutschland prägen. Im Mittelpunkt steht dabei das Gebot einer verstärkten und ressortübergreifenden Zusammenarbeit, beispielsweise zwischen Akteuren auf der kommunalen Ebene. Zahlreiche Workshopbeiträge verstanden sich aber auch als Anregung zur Überwindung fachlicher und geografisch-regionaler Grenzen sowie der vertikalen Segmentierung Bund – Land – Region – Kreis – Kommune.

Abgeleitet aus den Berliner Workshopergebnissen wurden für die künftige Entwicklung im Land Nordrhein-Westfalen zum Thema Gesundheitsverträglichkeit Konsultationsgespräche mit Gesundheitsämtern durchgeführt. Für die weitere Entwicklung in Nordrhein-Westfalen zeichnen sich folgende Akzente ab: Schwerpunktsetzung auf Verfahrens-, Methoden- und

Instrumententwicklung; praxisbezogene Zusammenarbeit zwischen Landeseinrichtung (lögD NRW) und Kommunen in sämtlichen Entwicklungsphasen; verstärkte Verzahnung der kommunalen Einrichtungen des Umweltsektors und des Gesundheitsbereichs; verstärkte Bezugnahme auf DV-gestützte Verfahren und Tools, um dem Zukunftstrend zum „papierfreien“ Büro folgen und dem kommunalen Ressourcenengpass insbesondere im Personalsektor begegnen zu können; vorläufige Zurückstellung der kommunalpolitisch anspruchsvollen Kooperationsoptionen mit örtlichen Initiativen zur Gesundheitsförderung, da diese insbesondere in den ländlichen Bereichen strategisch nur wenig beitragen können; optionale Verknüpfung künftiger GVP-Anwendungen mit Software-Angeboten und Datenmaterialien aus der (Landes-) Gesundheitsberichterstattung, um für die DV-Anwendungen im kommunalen Bereich künftig Kombinations- und Paketlösungen anbieten zu können.

Literatur

- Becherer S., Teichmann S., Weiland J. (1997): Menschbezogene Schutzgüter im städtischen Bereich. UVP-report Nr. 4/5, 60-64.
- Deutsches Institut für Bautechnik (1999): Gesundheitsverträglichkeit von Bauprodukten. Tagungsband T2a. Berlin.
- Fehr, R., Kobusch, A.B., Noack-Füller, G., Protoschill-Krebs, G., Serwe, H.-J. (2001): Gesundheitsverträglichkeitsprüfung (GVP) - Weiterentwicklung der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) zu angemessener Berücksichtigung der Gesundheitsbelange. Abschlußbericht des Forschungsprojektes A3 des Nordrhein-Westfälischen Forschungsverbundes Public Health an der Universität Bielefeld, 1996. Reihe Materialien Umwelt und Gesundheit, Nr. 23. Landesinstitut für den Öffentlichen Gesundheitsdienst Nordrhein-Westfalen, Bielefeld, März 2001.
- GDG LSA / Gesetz über den Öffentlichen Gesundheitsdienst und die Berufsausübung im Gesundheitswesen im Land Sachsen-Anhalt vom 23.10.1997. GVBl. LSA, p. 1023.
- Kobusch, A.-B., Fehr, R., Serwe, H.-J. (Hrsg.) (1997): Gesundheitsverträglichkeitsprüfung. Grundlagen - Konzepte - Praxiserfahrungen. Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden.
- Kobusch, A.-B., Serwe, H.-J., Protoschill-Krebs, G., Fehr, R. (1995): Gesundheitsverträglichkeitsuntersuchung zur Erweiterung der Zentraldeponie Heinde. Endbericht. Nordrhein-Westfälischer Forschungsverbund Public Health, Universität Bielefeld, 1995. Reihe Materialien Umwelt und Gesundheit, Nr. 17. Landesinstitut für den Öffentlichen Gesundheitsdienst Nordrhein-Westfalen, Bielefeld, Januar 2001.
- Landesinstitut für Bauwesen des Landes NRW (2003): Beurteilungskriterien für Umweltlabel. In: Landesinstitut für Bauwesen des Landes NRW (Hrsg.): Statusbericht Umweltverträgliche Baustoffe und Bauprodukte. Initiative des Ministeriums für Städtebau und Wohnen, Kultur und Sport des Landes Nordrhein-Westfalen mit den Verbänden der Baubranche – Handel, Planung, Ausführung, Nutzung. Stand 4. Quartal 2002. Aachen, pp. 70-73.
- LGA BW / Landesgesundheitsamt Baden-Württemberg (1994): Gesundheitsverträglichkeitsprüfung im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung. Umed-Info Nr. 4, 1-45.
- Machtolf, M., Barkowski, D. (2000): Status-Quo-Analyse zur UVP-Praxis in NRW - Abschlußbericht. Institut für Umwelt-Analyse (IFUA), Bielefeld. Reihe Materialien Umwelt und Gesundheit, Nr. 13. Landesinstitut für den Öffentlichen Gesundheitsdienst Nordrhein-Westfalen, Bielefeld, März 2001.
- Neus, H. (2002): Gesundheitsverträglichkeitsprüfung aus der Perspektive der Landesgesundheitsbehörden. In: Welteke, R., Fehr, R. (Hrsg.): Workshop Gesundheitsverträglichkeitsprüfung - Health Impact Assessment. Berlin, 19. und 20. November 2001, Tagungsband. Landesinstitut für den Öffentlichen Gesundheitsdienst Nordrhein-Westfalen, Bielefeld, pp. 27-37.
- ÖGDG NW / Gesetz zur Stärkung der Leistungsfähigkeit der Kreise, Städte und Gemeinden. Artikel 3 - Gesetz über den Öffentlichen Gesundheitsdienst des Landes Nordrhein-Westfalen (ÖGDG/NW). Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Nordrhein-Westfalen (1997) Nr. 58, pp. 431-436.
- Projektgruppe GVP / Projektgruppe GVP im Rahmen der UVP der AGLMB (1994): Konzept zu Ablauf und Inhalt der Gesundheitsverträglichkeitsprüfung. Bericht gem. Beschluss der AGLMB v. 14./15. 4. 1994; September 1994, p. 121.
- Rat der EG / Rat der Europäischen Gemeinschaft (1985): Richtlinie über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten (85/337/EWG).
- RdErl. MRU LSA / Runderlass des Ministeriums für Raumordnung und Umwelt Sachsen-Anhalt vom 08.07.1999. MBl. LSA Nr. 31, p. 1237.

Senator für Gesundheit, Jugend und Soziales, Bremen (1994): Gesundheitsverträglichkeitsprüfung im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung. Dokumentation einer Veranstaltung der norddeutschen Länder. Senator für Gesundheit, Jugend und Soziales, Bremen. Schriftenreihe umweltbezogener Gesundheitsschutz, Nr. 5.

Serwe, H.-J., Protoschill-Krebs, G.: Gesundheitsverträglichkeitsuntersuchung der Umgehungsstraße B 9n / Krefeld. Ergebnisbericht. Nordrhein-Westfälischer Forschungsvorband Public Health, Universität Bielefeld, 1996. Reihe Materialien Umwelt und Gesundheit, Nr. 18. Landesinstitut für den Öffentlichen Gesundheitsdienst Nordrhein-Westfalen, Bielefeld, Januar 2001.

Thriene, B. (2002): Gesundheitsverträglichkeitsprüfung in Sachsen-Anhalt – gesetzliche Regelungen und aktuelle Schwerpunkte. In: Welteke, R., Fehr, R. (Hrsg.): Workshop Gesundheitsverträglichkeitsprüfung - Health Impact Assessment. Berlin, 19. und 20. November 2001. Tagungsband. Landesinstitut für den Öffentlichen Gesundheitsdienst Nordrhein-Westfalen, Bielefeld, pp. 83-88.

UVPG / Gesetz zur Umsetzung der Richtlinie des Rates vom 27. Juni 1985 über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten (85/337/EWG) vom 12. Februar 1990. BGBl. I, pp. 205ff.

UVPVwV / Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ausführung des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung vom 18.9.1995. GMBI. 46, pp. 671ff.

Welteke, R. (2002): GVP-Situationsaspekte in Nordrhein-Westfalen. In: Welteke, R., Fehr, R. (Hrsg.): Workshop Gesundheitsverträglichkeitsprüfung - Health Impact Assessment. Berlin, 19. und 20. November 2001. Tagungsband. Landesinstitut für den Öffentlichen Gesundheitsdienst Nordrhein-Westfalen, Bielefeld, pp. 103-107.

Welteke, R., Fehr, R. (Hrsg.) (2001): Zum Berliner Workshop „Gesundheitsverträglichkeit“ November 2001. Reihe Materialien Umwelt und Gesundheit Nr. 31. Landesinstitut für den Öffentlichen Gesundheitsdienst Nordrhein-Westfalen, Bielefeld.

Welteke, R., Fehr, R. (Hrsg.) (2002): Workshop Gesundheitsverträglichkeitsprüfung - Health Impact Assessment. Berlin, 19. und 20. November 2001. Tagungsband. Landesinstitut für den Öffentlichen Gesundheitsdienst Nordrhein-Westfalen, Bielefeld.

wertete Möbelherstellerliste der Dt. Gütegemeinschaft Möbel e.V., Nürnberg)

² Eine präzise Definition verwandter Begriffe wird in einem Nomenklaturlglossar vorgenommen, welches auf einen Vorschlag des UVP-Fördervereins Hamm zurückgeht (vgl. Kobusch, Fehr, Serwe 1997, p. 14).

³ Kobusch, Serwe, Protoschill-Krebs et al. 1995; Serwe & Protoschill-Krebs 1996; Fehr, Kobusch, Noack-Füller et al. 1996)

⁴ Persönliche Mitteilung von Dr. Frank Scholles, Vorsitzender der UVP-Gesellschaft, vom 20.2.2003. Danach werden nur in den Ländern Bremen, Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern zentrale Datenbanken mit Informationen über UVP-Aktivitäten geführt. Mit der Landesregierung Nordrhein-Westfalen steht die UVP-Gesellschaft über die Einrichtung einer UVP-Dokumentationsstelle für NRW in Verhandlungen.

⁵ Durch die Novellierung des Baugesetzbuches (2004) und die Einführung der Strategischen Umweltprüfung (SUP) kommen aktuell modifizierte Anforderungen auf die Ämter zu, voraussichtlich verbunden mit einem erhöhten Arbeitsvolumen.

Vignette 2.9.A Praktische Erfahrungen mit der UVP in Hamburg

Annette Lommel

Im Stadtstaat Hamburg liefen im Zeitraum von 1990 bis Mitte 2003 ca. 170 Vorhaben, die einer UVP-Pflicht unterlagen. Dazu kamen UVPs im Rahmen der vorbereitenden und der verbindlichen Bauleitplanung. Die Bedeutung gesundheitlicher Aspekte in diesen Verfahren ist variabel. Manche UVPs beschränken sich thematisch auf Naturschutzbelange oder Aspekte einer im Hafengebiet gelegenen Baustelle, entfernt von der Wohnbevölkerung. Andere Vorhaben wie zum Beispiel die Flughafenmodernisierung erstrecken sich über Jahre und erfassen viele Bereiche des Gesundheitsschutzes. Hierzu zählen verschiedenartige Lärmausprägungen, Geruch, Luftschadstoffimmissionen und Erschütterungen.

Die meisten Verfahren mit Bezug zur Gesundheit betreffen Transport und Verkehr. Hier-

Endnoten

¹ Informationen hierzu u.a. über www.blauer-Engel.de („Blauer Umweltengel“) und www.dgm-moebel.de (be-

zu zählen Vorhaben wie Straßen-, Schienen- und Flughafenbau sowie nicht schienengebundener Verkehr. So ist der Gesundheitsschutz in UVPs am häufigsten aufgrund von Lärmbelastungen gefragt, direkt oder indirekt hervorgerufen durch Verkehr. Auch Projekte aus dem Freizeitbereich (Stadion), Einkaufszentren oder Abfallverwertung tragen zur Lärmproblematik bei. Von gesundheitlicher Bedeutung sind häufig auch Luftschadstoffe, hierbei meistens Feinstaub wie PM_{10} , stellenweise NO_2 , ferner Geruch und Erschütterungen. Vorhaben aus Abfallwirtschaft, Energie und Industrie sind in den letzten Jahren seltener geworden. Hinzu kommen aber neue Anlagentypen wie z.B. ein Biomassekraftwerk. Über die Hälfte aller Verfahren fasst sich mit der Deichsicherung und dem Hochwasserschutz; hieran ist das Gesundheitsressort nur vereinzelt beteiligt.

Die Federführung ist zwischen verschiedenen Fachressorts aufgeteilt. Weil das Gesundheitsressort zu beteiligen ist, aber niemals die Federführung hat, ist seine frühe Einbeziehung besonders wichtig. Denn im laufenden Verfahren ist es schwer zu begründen, weshalb Untersuchungen oder Betrachtungen aus Sicht des Gesundheitsschutzes wichtig sein können. Nach wie vor fehlen für eine gesundheitsverträgliche, vorausschauende Planung im Rahmen der UVP, zum Beispiel für Lärm, vorsorgeorientierte Kriterien. Nicht selten wird mit Lärm-Grenzwertüberschreitung geplant und auf die Möglichkeit von Lärmschutzeinrichtungen verwiesen. Doppelarbeit zu vermeiden und die Erfahrungen anderer Gesundheitsressorts zu nutzen, ist besonders wichtig bei neuen Verfahrenstypen. Für weiterreichende gesundheitsbezogene Betrachtungen könnten Umweltdaten der vielen Vorhaben, verknüpft mit einem Bevölkerungsbezug, hilfreich sein. Der Öffentlichkeit und auch den Behördenvertretern kämen verständlicher geschriebene und sinnvoller zusammengefasste Unterlagen entgegen, dies würde Transparenz und Qualität erhöhen. Formulierungen wie: „Fast alle Grenzwerte werden an nahezu allen Immissionsorten überwiegend eingehalten“ geben Anlass für Skepsis. Aus der praktischen Erfahrung lassen sich folgende Anregungen geben:

1. Auslegung bei Nachforderungen: In einer UVP sollen Für und Wider eines Vorhabens bzw. seiner Varianten dokumentiert und offen debattiert werden. Die Öffentlichkeit ist zu beteiligen. Dies setzt Information und Transparenz auf allen Ebenen voraus. Werden bei der Behördenabstimmung Nachbesserungsforderungen an die Unterlagen gestellt, gelangen die korrigierten Ausführungen nicht zur Auslegung. So gehen der Öffentlichkeit wichtige Aspekte verloren. Mitunter könnten auch Diskussionen in der Erörterung entfallen, wenn die vorherige Information umfassender wäre.

2. Verfahrensnebenfragen: Wünschenswert ist es aus Sicht des Gesundheitsschutzes, Verfahrensnebenfragen kulanter zu behandeln. So ist zwar formal korrekt, den passiven Lärmschutz nicht als Bestandteil einer UVP zu betrachten. Dort wird nur der Anspruch dem Grunde nach festgestellt, z.B. ob Immissionsschutzgrenzwerte in bestimmten Umfang überschritten werden und dies einen Anspruch auslöst, beispielsweise auf Schallschutzfenster. Ob der passive Schallschutz tatsächlich realisiert wird, hängt von mehreren anderen Dingen ab, z.B. Bekanntheitsgrad und Verständlichkeit der Regelungen bei den Betroffenen, Information über die gesundheitliche Bedeutung von Lärmbelastungen und Kostenfragen. So kann z.B. die Umsetzung passiver Schallschutzmaßnahmen daran scheitern, dass 25% der Kosten vom Eigentümer bezahlt werden müssen. Tatsächlich wird ein Großteil der Ansprüche nicht umgesetzt, und es wird kein passiver Schallschutz eingebaut.

3. Prognostizierte Grenzwertüberschreitungen: Die EU-Rahmenrichtlinie (Richtlinie 96/62 EG) sowie die sogenannten Tochterrichtlinien (Richtlinie 1999/30/EG; Richtlinie 2000/69/EG; Richtlinie 2002/3/EG) zur Luftreinhaltung sind in nationales Recht umgesetzt. Es existiert ein Zeitplan, wann Grenzwerte zum Schutz der Gesundheit eingehalten werden müssen. Ein Nichteinhalten der Grenzwerte verletzt die EU-Richtlinien. Wenn bei der Abschätzung der Luftschadstoffimmissionen, zum Beispiel für PM_{10} , Grenzwertüberschreitungen für den Prognosezeitraum erwartet werden, entspricht es dem gesundheitlichen Vorsorgegedanken, Maßnahmen festzuschreiben, die eine künftige Grenzwertüberschreitung verhindern können,

und dies durch Kontrollmessungen zu überprüfen. Diese Betrachtungsweise findet in der praktischen Umsetzung nicht immer Berücksichtigung.

Literatur

- Richtlinie 1996/62 EG des Rates über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität vom 27. September 1996. ABl. EG Nr. 296/55, www.lua.nrw.de/luft/gesetze/EU/EU-Rahmen.pdf, Zugriff: 6.7.2004.
- Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickoxide, Partikel und Blei in der Luft. ABl. EG L 163/41, 29.6.1999, http://www.umweltbundesamt.de/luft/vorschriften/eu/1999_30_EG_de.pdf, Zugriff: 6.7.2004.
- Richtlinie 2000/69/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. November 2000 über Grenzwerte für Benzol und Kohlenmonoxid in der Luft. ABl. EG L 313/12, 13.12.2000, http://www.umweltbundesamt.de/luft/vorschriften/eu/2000_69_EG_de.pdf, Zugriff: 6.7.2004.
- Richtlinie 2002/3/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Februar 2002 über den Ozongehalt der Luft. ABl. L 67/14, 9.3.2004, http://www.umweltbundesamt.de/luft/vorschriften/eu/2002_3_EG_de.pdf, Zugriff: 6.7.2004.

