

Grenzwerte und Risikobetrachtungen in der Umwelthygiene

Herausgegeben von
K. Jander und E. Lahmann

**ME 36
0259**

Gustav Fischer Verlag · Stuttgart/New York · 1988



Schriftenreihe des Vereins für
Wasser-, Boden- und Lufthygiene

76

Herausgegeben von **R. Leschber** und **E. Lahmann**



Der 1902 gegründete gemeinnützige Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene E.V. fördert das gleichnamige Institut des Bundesgesundheitsamtes.

Außerdem tritt er über das Institut mit wissenschaftlichen Veranstaltungen auf den einschlägigen Gebieten der Umwelthygiene und der Gesundheitstechnik an die Öffentlichkeit.

Er gibt für seine Mitglieder die Schriftenreihe und die Literaturberichte für Wasser, Abwasser, Luft und feste Abfallstoffe (Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York) heraus.

Geschäftsführender Vorstand:

Oberstadtdirektor a. D. Hans-Diether Imhoff, Dortmund
Direktor Dr.-Ing. Günther Annen, Essen
Direktor Dr.-Ing. Heinz Tessendorff, Berlin

Geschäftsführung:

Dipl.-Ing. Heiner Nobis-Wicherding, Postfach, 1000 Berlin 33

Alle Rechte der Übersetzung vorbehalten

© Copyright 1988 by Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene,
Berlin-Dahlem

Printed in Germany

ISBN 3-437-30577-8

Herstellung: Westkreuz-Druckerei Berlin/Bonn, 1000 Berlin 49

Schriftenreihe des Vereins für
Wasser-, Boden- und Lufthygiene

76

Grenzwerte und Risikobetrachtungen in der Umwelthygiene

Herausgegeben von
K. Jander und E. Lahmann

Umweltbundesamt

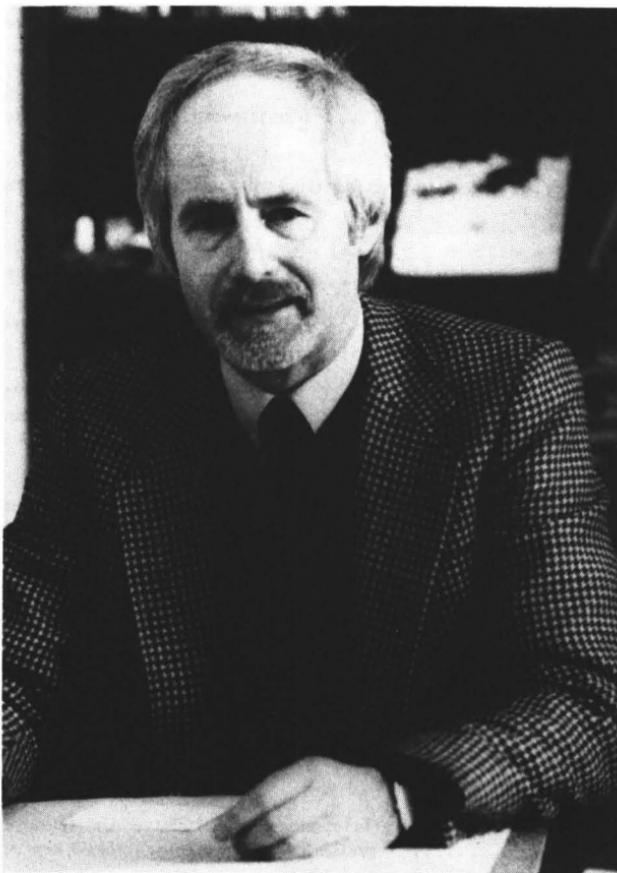
Fachbibliothek
Umwelt



Gustav Fischer Verlag · Stuttgart/New York · 1988

DS.2200404

IN MEMORIAM



Professor Dr. med. Giselher von Nieding

*** 17. Februar 1938**

† 28. Oktober 1987



Inhaltsverzeichnis

	Seite
E. Lahmann Vorwort	9
C. Stroetmann Der Besorgnisgrundsatz im Umweltrecht	11
E. Seeber Aufgaben und Schwerpunkte der Umweltmedizin	17
J. Hahn Emissions- und Immissionsgrenzwerte für den Gewässerschutz	31
U. Hässelbarth Grenzwerte im Trinkwasser	41
H. Kerndorff, G. Milde, R. Schleyer, J.-D. Arneth, H. Dieter und U. Kaiser Zur Bewertung von Boden- und Grundwasserkontaminationen	51
K. Seidel Anmerkungen zur Risikominderung in der Umweltmikrobiologie	69
R. Jörres und H. Magnussen Die Bedeutung inhalativer Schadstoffe für das Asthma bronchiale und die chronische Bronchitis	79
N. Englert Luftqualität und Atemwegserkrankungen bei Kindern	89
R. Türk Luftgüteleitlinien der Weltgesundheitsorganisation	105
H.M. Wagner "Maximale Immissionswerte" für Luftschadstoffe - Definition und Gesichtspunkte der Ableitung -	117
B. Seifert und M. Fischer Richtwerte für die Innenraumluft	127



Vorwort

E. Lahmann

Die Wissenschaftler des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes ehrten mit dem Kolloquium über umwelthygienische Grenzwerte und Risikobetrachtungen ihren verstorbenen Institutsleiter Professor Dr. med. Giselher von Nieding, dem sie für Jahre erfolgreicher und interessanter Arbeit danken. Ihm war es stets ein besonderes Anliegen, in wissenschaftlichen Veranstaltungen die Arbeiten des Instituts darzustellen und damit der Fachwelt und der Allgemeinheit unmittelbar zugänglich zu machen. Sein Engagement und seine Förderung führten zu zahlreichen Kolloquien und Symposien über Themen und aktuelle Probleme der Umwelthygiene und des Umweltschutzes, die dann in der Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene veröffentlicht werden konnten.

Das Kolloquium am 50. Geburtstag von Herrn Professor von Nieding betraf Forschungsbereiche der Umweltmedizin, die ihm besonders am Herzen lagen. Der Schwerpunkt seiner eigenen Forschungsarbeiten lag bei der Ermittlung der Schadwirkung von luftverunreinigenden Substanzen auf die menschliche Gesundheit. Die Ergebnisse seiner international beachteten experimentellen Untersuchungen setzte er - zusammen mit den in der Fachliteratur veröffentlichten Befunden - in Vorschläge für Immissionsbegrenzungen um. Seine Arbeiten waren wesentliche Unterlagen für die Festlegung der Immissionswerte in der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft, für die Bestimmung der Auslösestufen von Smogalarmplänen und vor allem für die Erarbeitung von Maximalen Immissions-Konzentrationen (MIK) zum Schutz der menschlichen Gesundheit. Seine verantwortliche Tätigkeit bei der Herausgabe richtungsweisender MIK-Wert-Richtlinien durch die Kommission Reinhaltung der Luft würdigte der Verein Deutscher Ingenieure im letzten Jahr mit der Verleihung der goldenen Ehrenmedaille.

Die Arbeit über Luftschaadstoffe begleitete Herrn Professor von Nieding auf seinem beruflichen Weg vom Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene in Berlin im Jahre 1969 zum Krankenhaus Bethanien in Moers von 1971 bis 1978, wo er sich neben seiner ärztlichen Tätigkeit zum Arzt für innere Medizin und für Arbeitsmedizin qualifizierte. Zurück in Berlin war er zunächst wieder im Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene tätig und übernahm dann die Leitung des betriebsärztlichen Dienstes beim Bundesgesundheitsamt. Arbeiten über die Beeinflussung der Lungenfunktion durch Reizgase waren Thema seiner Ha-

bilitationsschrift, für die ihm der Baader-Preis verliehen wurde. Diese "wissenschaftliche Heimat" von Professor von Niedung kam in den Beiträgen des Kolloquiums zum Ausdruck, die auch Inhalt des vorliegenden Bandes sind.

Seine großen umweltmedizinischen Erfahrungen und Kenntnisse konnte er seit 1984 als Leiter des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene bei allen Umweltmedien zum Tragen bringen. Die Verminderung von Risiken für die menschliche Gesundheit durch Vorgabe von Grenzwerten war dabei bestimmendes Ziel seiner wissenschaftlichen Arbeit.

E. Lahmann

Der Besorgnisgrundsatz im Umweltrecht

C. Stroetmann

Einleitung

Es wurde mir aufgegeben, einige Gedanken über den "Besorgnisgrundsatz im Umweltrecht" zu entwickeln, und ich habe mich dieser Aufgabe aus zwei Gründen gern unterzogen: Einmal, weil dieses Kolloquium zu Ehren des verstorbenen Leiters des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Prof. Dr. Giselher von Nieding, stattfindet, dem ich mich aus der gemeinsamen Arbeit im Bundesgesundheitsamt verbunden weiß. Und zum zweiten, weil sich die Ziele, die er sich in seiner Arbeit für die Umwelt und die Gesundheit der Menschen gesetzt hatte, mit den Zielen der Bundesregierung, die er beraten hat, decken. Diesen Zielen fühlt sich der Bundesumweltminister als Institution und in der Person von Herrn Minister Prof. Dr. Töpfer über den Tod von Herrn Professor von Nieding hinaus verpflichtet.

Zu diesen Zielen zählt es zweifelsfrei, dem Grundsatz der Umweltvorsorge stärker als bisher zum Durchbruch zu verhelfen. "Grundsatz der Vorsorge" ist eigentlich die viel klarere und verständlichere Ausdrucksform für den juristischen terminus *technicus* des "Besorgnisgrundsatzes".

Giselher von Nieding hat in seiner Einführung zum Band "Umwelthygiene" der Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene im Jahre 1985 zutreffend darauf hingewiesen, daß der "Vorsorgegedanke in der Vergangenheit noch nicht überall konsequent realisiert worden ist". Der Arzt Giselher von Nieding wies darauf hin, daß "gerade bei der Gefährdung der Gesundheit sich der Umweltschutz nicht in Gefahrenabwehr und Schadensbeseitigung erschöpfen kann, weil es teilweise um schwere, möglicherweise kaum oder überhaupt nicht zu beseitigende Schäden geht".

"Vorsorge", so führte er den Gedanken fort, "heißt hier auch Schutz bei noch nicht ausreichendem naturwissenschaftlichen Erkenntnisstand, woraus sich auch die Forderung nach Minimierung der Verunreinigungen in der gesamten Um-

welt ableitet". Und er zog daraus die richtige Schlußfolgerung, daß "diese Forderung auch bestmöglich die natürlichen Lebensgrundlagen zukünftiger Generationen sichert und die Weiterentwicklung der Umwelttechnik in allen Bereichen im Hinblick auf den Schutz der Gesundheit, eine Schonung der Ressourcen und die Erhaltung der Natur umfaßt".

Vom kaiserlichen Edikt zum Vorsorgeprinzip

Es mindert nicht die Bedeutung dieser Gedanken, wenn ich darauf hinweise, daß sie ihre historischen Vorbilder haben. Das Wissen um den Wert und die Bedeutung der Vorsorge hat die Menschheit offenbar zu allen Zeiten begleitet. Es war aber ebenso offensichtlich stets nicht ganz einfach, diesem Wissen auch Geltung zu verschaffen, z.B. durch seine Ausprägung im Recht.

Ein seltener und früher Beleg dafür, daß das Wissen um den Stellenwert der Vorsorge auch Eingang in das kodifizierte Recht fand, ist das Edikt des Stauferkaisers Friedrich II. aus dem Jahre 1231. Dort heißt es:

"Wir sind bestrebt, die uns durch Gott geschenkte Gesundheit der Luft durch unsere Vorsorge, soweit das möglich ist, rein zu erhalten. Wir verfügen deshalb, daß es niemandem gestattet ist, in Gewässern, die weniger als eine Meile von einer Ansiedlung entfernt liegen, Flachs oder Hanf zu wässern, weil dadurch die Beschaffenheit der Luft ungünstig verändert wird".

Nicht zu Unrecht wird man dieses Edikt als eines der ersten Umweltschutzgesetze des Abendlandes bezeichnen dürfen. Für unser Thema kommt ihm darüber hinaus besondere Bedeutung zu, weil als Begründung für dieses Gesetz ausdrücklich die Vorsorge genannt wird. Mir ist keine Stelle bekannt, an der früher als hier der "Besorgnisgrundsatz im Umweltrecht" Erwähnung findet.

Allerdings wird dieser richtige Gedanke des Vorsorgeprinzips in den rechtssetzenden Akten der folgenden Jahrhunderte nicht oder nur unzureichend wieder der aufgenommen. Der Umweltschutz war offenbar kein vorrangiges politisches Handlungsziel. Andere, teilweise mit dem Umweltschutz konkurrierende Maximen bestimmten das politische Handeln. Das vielfach fehlende Wissen um die Folgen menschlichen Handelns und der damit einhergehende Irrglaube, daß die natürlichen Ressourcen schier unbegrenzt zur Verfügung ständen, haben zu einem Raubbau an Natur und Umwelt geführt.

Wenn wir die Gründung dieses Instituts im Jahre 1901 zu Recht als bahnbrechende umweltpolitische Entscheidung darstellen können, so wird doch andererseits deutlich, daß es - am Umweltschutzgesetz Friedrichs II. gemessen - sehr lange gedauert hat, bis die Notwendigkeit zu fürsorlichem Umgang mit der uns anvertrauten Welt sich in politisches Handeln umgesetzt hat. Dies ist kein Vorwurf, es ist eine Feststellung.

Ein wesentlicher Grund für diese Entwicklung dürfte - bei allem Bewußtsein dafür, daß Vorbeugen besser als Heilen ist - darin zu suchen sein, daß die Wissenschaft in der Vergangenheit nur in Teilbereichen in der Lage war, die vielfältigen Umweltgefahren nachzuweisen, die durch bestimmte Eingriffe in die Natur, durch die Freisetzung bestimmter Stoffe in Luft oder Wasser oder durch bestimmte Produkte entstehen. Wo aber die Wissenschaft keine verlässlichen Daten liefert, kann auch ein umweltbewußter Politiker keine qualifizierten Entscheidungen treffen. Und wo die wissenschaftliche Grundlage fehlt, können auch keine modernen Techniken entwickelt werden, die wir so nötig zur Bekämpfung und Vermeidung von Umweltgefahren brauchen. Die Umweltpolitik ist daher wie kaum ein anderer politischer Bereich auf die Wissenschaft angewiesen. So hat es sehr lange gedauert, bis sich der Begriff der Vorsorge in der juristischen Terminologie und Lehre durchsetzen konnte.

Der berühmte Verwaltungsrechtler und Lehrer Forsthoff hat den Vorsorgebegriff erstmals 1938 in Gestalt der Daseinsvorsorge beschrieben. Aber erst mit der Realisierung des Sozialstaates konnte sich der Begriff der Vorsorge wirklich etablieren, vor allem als Daseinsvorsorge, Wachstumsvorsorge und Gefahrenvorsorge.

Leitlinien zur Umweltvorsorge

Die Umweltvorsorge ist, gemessen an der Tradition der Daseinsvorsorge, ein moderner Begriff. Für die Bundesregierung ist er heute von überragender Bedeutung. Dies kommt in den "Leitlinien zur Umweltvorsorge" zum Ausdruck, die das Bundeskabinett am 3. September 1986 beschlossen hat.

Die Leitlinien formulieren für alle Umweltbereiche gültige, politische Maßstäbe mit dem Ziel, Schadstoffe in der Umwelt künftig zu vermeiden und stufenweise zu vermindern. Dabei legt die Bundesregierung den Vorsorgebegriff weit aus; er umfaßt

- die Gefahrenabwehr,
- die Risikominimierung und
- die Zukunftsvorsorge.

Umweltschutz ist zunächst Gefahrenabwehr. Der Staat muß schützend eingreifen, wenn Stoffeinträge in die Umwelt erkennbar geeignet sind, Schäden für Menschen herbeizuführen. Der Staat muß auch handeln, wenn Beeinträchtigungen des Naturhaushalts, eine Gefährdung natürlicher Ressourcen oder Schäden an Sachgütern drohen. Die Verhütung von Umweltbelastungen dieser Art bleibt unverzichtbarer Bestandteil der Umweltpolitik.

Verantwortliche Umweltpolitik darf sich jedoch nicht nur auf reine Abwehr von Gefahren beschränken, sondern sie muß bereits im Vorfeld der Gefahren handeln. Risiken für Mensch und Umwelt müssen bereits im Ansatz so gering wie möglich gehalten werden. Risikominimierung verlangt umweltpolitische Ent-

scheidungen vielfach auch schon da, wo noch keine Gefahr, sondern nur ein Gefahrenverdacht besteht. Wir dürfen nicht einfach abwarten, bis die Wissenschaft letzte Klarheit gewonnen hat, etwa über den Kausalzusammenhang zwischen bestimmten Luftschadstoffen und der Schädigung unserer Wälder oder gar der Gefährdung der menschlichen Gesundheit. Keinesfalls darf jedoch in Zukunft auf Forschung verzichtet werden; sie ist auch weiterhin dringend notwendig. Sie darf nur nicht als Alibi für die Unterlassung umweltpolitischer Maßnahmen missbraucht werden. Diese Philosophie hat sich auch in der Bundesrepublik Deutschland erst in einem längeren Prozeß durchgesetzt - sicherlich nicht zuletzt infolge der bedrohlichen Waldschäden.

Umweltvorsorge bedeutet zudem, unsere Lebensformen vorausschauend so zu gestalten, daß die natürlichen Lebensgrundlagen geschützt und entwickelt werden. Nur so erhalten auch künftige Generationen Freiräume für ihre Entscheidungen und ihre Entfaltung. Einer der wichtigsten Bereiche dieser Zukunftsvorsorge ist die Ressourcenschonung, ein anderer die langfristige umweltfreundliche Umstrukturierung der Produktionsprozesse.

Umweltvorsorge als Rechtsprinzip

Die Bundesregierung hat aber die Umweltvorsorge nicht nur zu einer politischen Maxime erhoben, sondern auch zu einem Rechtsprinzip. Recht und Politik hängen im Umweltschutz eng zusammen. Ein wesentlicher Teil der Politik besteht darin, politische Ziele und Programme in Recht umzusetzen. Insofern ist Recht nur ein anderer Aggregatzustand von Politik. Aber auf diesen Aggregatzustand kommt es entscheidend an [1]. Wird aus dem politischen Ziel der Umweltvorsorge das Rechtsprinzip des Besorgnisgrundsatzes, so muß es bestimmten, strenger Anforderungen genügen.

Diesen strengen Anforderungen stellt sich die Bundesregierung. Als Schwerpunktbereiche für die rechtliche Umsetzung des Vorsorgebegriffs hat sie in den "Leitlinien zur Umweltvorsorge" das Chemikalienrecht, die Luftreinhaltung, den Gewässerschutz, den Bodenschutz und die Abfallwirtschaft genannt. Lassen Sie mich an dieser Stelle nur zwei Beispiele nennen - das erste anhand eines *lex lata*, das zweite anhand eines *lex ferenda*:

1. Das Vorsorgegebot in der Luftreinhaltung erfaßt in § 5 Nr. 1 des Bundesimmissionsschutzgesetzes die Gefahrenabwehr beim Immissionsschutz, in § 5 Nr. 2 die Risikominimierung beim Emissionsschutz. Anders gesagt: § 5 Nr. 1 erfaßt die Gefahrenabwehr im Einwirkungsbereich, § 5 Nr. 2 die Vorsorge gegen Gefahren durch Verminderung der überörtlich wirkenden Emissionen. Auf ein und demselben Felde des Umweltschutzes, der Luftreinhaltung, findet also eine kombinierte Schutzpolitik statt mit einem gemeinsamen Schutzziel, aber unterschiedlichen Teilzielen und vor allem mit unterschiedlichen Maßstäben. An der Emissionsquelle setzt die Vorsorge an. Sie wird

konkretisiert und damit berechenbar durch die Emissionswerte der Großfeuerungsanlagenverordnung und der TA Luft [2].

2. Einen ganz modernen Gedanken zur Verwirklichung des Vorsorgegebotes konnten die "Leitlinien zur Umweltvorsorge" noch gar nicht beschreiben; er betrifft das Umwelthaftungsrecht. In den Koalitionsvereinbarungen für diese 11. Legislaturperiode ist eine Verschärfung des Umwelthaftungsrechts vorgesehen. Die wichtigste Forderung besagt, daß die Gefährdungshaftung, die bisher nur nach § 22 des Wasserhaushaltsgesetzes gilt, auf Luft und Boden ausgedehnt werden soll. Derzeit berät eine interministerielle Arbeitsgruppe des Bundesumweltministeriums und des Bundesjustizministeriums über Formulierungsmöglichkeiten und Auswirkungen einer solchen erweiterten Gefährdungshaftung.

Bislang ist das Ordnungsrecht das wichtigste Instrument zur Verwirklichung des Vorsorgegrundsatzes. Die Wirksamkeitsgrenzen des Ordnungsrechts sind jedoch unverkennbar. Es ist daher unbestritten, daß das Ordnungsrecht durch wirtschaftliche Anreize ergänzt werden muß.

Ich meine, daß das zivile Haftungsrecht hier über Anreizpotentiale verfügt, die noch längst nicht ausgeschöpft sind. Denn ordnungsrechtliche Anforderungen stellen stets einen politischen Kompromiß dar, der nicht ausschließt, daß einzelne Unternehmen oder Branchen Umweltschutzmaßnahmen ergreifen können, die über die derzeit ordnungsrechtlich geforderten hinausgehen. Darüber hinaus werden ordnungsrechtliche Vorsorgeanforderungen, auch wenn sie zu einem gegebenen Zeitpunkt noch so anspruchsvoll sind, unvermeidbar hinter der technischen Entwicklung "herhinken".

Noch besteht gegenwärtig ein erhebliches und auch künftig nie völlig vermeidbares "Vollzugsdefizit" im öffentlichen Umweltrecht, das durch die Präventivwirkung eines verbesserten Umwelthaftungsrechts gemildert werden könnte.

Die besondere Anreizwirkung des Umwelthaftungsrechts besteht darin, daß die Geltendmachung von Ersatzansprüchen durch die Geschädigten unabhängig vom Vollzug des Ordnungsrechts erfolgt. Es liegt im wirtschaftlichen Eigeninteresse der Unternehmen, durch Vorsorgemaßnahmen fortlaufend die finanziellen Risiken von Ersatzansprüchen zu vermindern. Diese vom Ordnungsrecht nicht abgeleitete Anreizwirkung unterscheidet das Umwelthaftungsrecht vorteilhaft von anderen Anreizinstrumenten, die - wie z.B. Steuervorteile oder Finanzierungshilfen - von der Wirksamkeit des ordnungsrechtlichen Vollzugs abhängen.

Umweltvorsorge - Brücke in die Zukunft

Zum Vorsorgegrundsatz im Umweltschutz und Umweltrecht gibt es keine Alternative; denn mit dem Umweltschutz wollen wir unserer Gesellschaft eine sichere Brücke in die Zukunft bauen [3]. Noch viele Generationen sollen gefahr-

los und ohne Sorge über diese Brücke spazieren. Darüber müssen wir Brückenbauer uns im Klaren sein. Wir müssen die Brücke so konstruieren, daß sie mit einem mehrfachen Sicherheitsfaktor versehen ist. Damit wir aber diesen richtig berechnen können, sind wir Politiker auf die Erkenntnisse der Wissenschaft angewiesen. Es kann ohne den Sachverstand der Wissenschaft keine qualifizierte Vorsorgepolitik im Umweltschutz geben. Die Wissenschaft erfüllt ihre Beraterfunktion für die Umweltpolitik in den letzten Jahren mit großem Engagement und mit hoher Qualifikation.

Dafür will ich ganz besonders dem Manne danken, dem wir mit dieser Veranstaltung die Ehre erweisen, Herrn Professor von Nieding.

In seinem Sinne wollen wir unsere Aufgabe erfüllen und uns unserer Verantwortung für die uns anvertraute Erde bewußt bleiben.

"Wir sind ein Teil der Erde", heißt es an einer Stelle in der berühmten Rede, die der Häuptling Seattle an den Präsidenten der Vereinigten Staaten von Amerika im Jahre 1855 gerichtet haben soll [4]. Und an anderer Stelle heißt es: "Was die Erde befällt, befällt auch die Söhne der Erde. Ihr müßt Eure Kinder lehren, daß der Boden unter ihren Füßen die Asche unserer Großväter ist ... Denn das wissen wir, die Erde gehört nicht den Menschen, der Mensch gehört der Erde..." [5].

Es mag sein, daß diese Rede gefälscht, verfälscht oder nie gehalten worden ist; dann jedoch wäre sie gut erfunden. Sie wäre gut erfunden, weil sie uns Hinweise gibt für den Umgang mit den natürlichen Lebensgrundlagen, weil sie uns immer wieder daran erinnert, daß diese Gabe, dieses Wunder der Welt, uns nur für eine verhältnismäßig kurze Zeitspanne ausgeliehen wurde.

Deshalb ist es unsere Pflicht, diese Welt unseren Kindern und Enkeln in einem Zustand weiterzurichten, der ihnen ebenfalls die Nutzung der Erde möglich macht.

Literatur

1. Ossenbühl: "Vorsorge als Rechtsprinzip im Gesundheits-, Arbeits- und Umweltschutz". In: Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 1986, S. 161 (164)
2. Ossenbühl, a.a.O.; S. 169
3. Hartkopf: "Verbesserungen der Umwelt durch den Vorsorgegrundsatz am Beispiel produktbezogener Anforderungen". In: Reden 1969 - 1979, S. 245
4. "Wir sind ein Teil der Erde" - Rede des Häuptlings Seattle an den Präsidenten der Vereinigten Staaten von Amerika im Jahre 1855. Walter-Verlag AG Olten, S. 10
5. "Wir sind ein Teil der Erde", a.a.O., S. 24

Aufgaben und Schwerpunkte der Umweltmedizin

E. Seeber

Zusammenfassung

Die Umweltmedizin ist ein Teilbereich der Hygiene und damit eine zentrale Aufgabe des Öffentlichen Gesundheitsdienstes. Kenntnislücken in der Ursache-Wirkungs-Forschung erfordern eine weitere spezifische Optimierung der klinischen Diagnostik sowie eine fundierte naturwissenschaftliche Qualifikation des Umweltmediziners. Schadstoffquellenerkennung, Analytik und adäquate Risikobewertung sind Voraussetzung wirksamer Sanierungskonzepte. Um den komplexen Querschnittsaufgaben in der Umweltmedizin gerecht werden zu können, sind diese Gebiete baldmöglichst in der medizinischen Hochschulausbildung zu verankern. Sie sollten auch ständig durch ärztliche Fortbildung, insbesondere beim Arzt im öffentlichen Gesundheitswesen, vertieft werden. Eine enge Zusammenarbeit des Öffentlichen Gesundheitsdienstes mit der kurativen Medizin und den entsprechenden Hochschuldisziplinen ist unerlässlich.

Umwelthygiene und Öffentlicher Gesundheitsdienst

Umwelthygiene und Umweltmedizin haben in den letzten Jahren erheblich an Bedeutung gewonnen durch die Erkenntnis, daß belastende Umweltfaktoren zunehmend Risikofaktoren für die menschliche Gesundheit darstellen können. Andererseits ist auch die natürliche Umwelt durch die Vielzahl menschlicher Aktivitäten infolge Freisetzung anthropogener Schadstoffe zunehmend nachteilig betroffen. Mit den negativen Wechselbeziehungen solcher exogenen Faktoren befaßt sich seit langem schon die Hygiene, eine überwiegend empirische Wissenschaft. Durch fortschreitende Industrialisierung hat sie in den letzten Jahrzehnten einen inhaltlichen Wandel erfahren. Dabei haben sich ihre Schwerpunkte allmählich verschoben und zwar vom überwiegend vermehrungsfähigen Agens,

den Mikroorganismen - einst Auslöser gefürchteter Seuchen und Epidemien -, hin zu den anthropogenen Einflußgrößen, den Umweltschadstoffen unserer Zeit. Mit Hiobsbotschaften wie "Dioxin in der Muttermilch", "PCP in Kindertagesstätten", "Perchlorethen im Umfeld von Chemisch-Reinigungsanlagen" werden zunehmend auch Ärzte konfrontiert, deren Patienten Rat und Hilfe erwarten.

Während die großen Seuchenzüge früherer Jahrhunderte durch systematische Quelleneliminierung (Absonderung, Quarantäne, aktive Schutzimpfungen) sowie durch weit im Präventivbereich einsetzende Maßnahmen (Trinkwasserhygiene, Abwasserbeseitigung, Wohnungshygiene) inzwischen kaum noch Bedeutung haben, scheinen wir gegen die "Chemisierung" unserer Umwelt machtlos zu sein. Die großartigen Erfolge der Seuchenhygiene können als Musterbeispiel präventiver Umweltmedizin gelten und sind als eindrucksvoller Erfolg übergreifender Maßnahmen des Öffentlichen Gesundheitsdienstes (ÖGD) zu werten. So ist die Umweltmedizin eigentlich gar keine neue Disziplin; es ist lediglich versäumt worden, für die chemisch-toxikologische Herausforderung unseres Jahrhunderts ein geeignetes Erkennungs- und Bewertungsinstrumentarium zu entwickeln. Insbesondere haben die Medizinischen Fakultäten versäumt, ihren Verpflichtungen in umwelttoxikologischer und umweltmedizinischer Forschung und Lehre nachzukommen; hier besteht ein beträchtlicher Nachholbedarf.

Die für das Gesundheitswesen zuständigen Minister und Senatoren der Länder (GMK) haben auf der 57. Konferenz am 19./20. November 1987 in Osnabrück einen Entschluß gefaßt, wonach dem Öffentlichen Gesundheitsdienst eine Schlüsselstellung bei der Wahrnehmung umwelthygienischer Aufgaben zugewiesen wird [1]. Die Aufgaben des Öffentlichen Gesundheitsdienstes sind von jeher in erster Linie präventiv und kollektiv im Unterschied zur überwiegend individuellen kurativen Medizin; so ist die Hygiene mit den Teilbereichen Seuchen-, Lebensmittel- und Umwelthygiene ohnehin die Domäne des ÖGD (Abb. 1). Für den Hygieniker ist es oft unverständlich, daß die Umsetzung des Vorsorgeprinzips in der Umwelthygiene - primär die Schadstoffeliminierung oder -vermeidung an der Quelle - so schleppend vorankommt. Dies ist umso verwunderlicher, da seit dem Erlaß des Umweltprogramms der Bundesregierung von 1971 viele respektable gesetzliche Vorschriften erlassen worden sind, die der Schadensvermeidung in der Umwelt dienen sollen. Keinesfalls darf abgewartet werden, bis die Schadstoffeinwirkungen beim Menschen klinisch manifest werden, also sogenannte "Umweltkrankheiten" auftreten!

Zahlreiche Beobachtungen zeigen, daß die Kompensationsmechanismen der großen ökologischen Kreisläufe, vor allem der Gewässerkreislauf, zunehmend zu erschöpfen drohen. Die herkömmliche Denkart in Morbiditäts- oder Mortalitätsstatistiken als Nachweis von Schadereignissen war sicherlich bei den früheren Epidemien und Infektionskrankheiten berechtigt. In der Umwelthygiene hingegen verkennt dieses Denken völlig den "Zeitzündercharakter" großräumiger Umweltkontaminationen, die anfangs völlig unbemerkt ablaufen, da die Natur über erstaunliche Kompensationsmöglichkeiten verfügt. So ist auch in vie-

ten Fällen eine nachteilige Auswirkung von Umweltschadstoffen auf die menschliche Gesundheit zunächst gar nicht zu erwarten. Jedoch ist eine weitgehende Dekompensation von Großbiotopen, also ein "Umkippen" großräumiger Naturgleichgewichte, kaum in zeitlichen Dimensionen des menschlichen Daseins wieder zu beheben bzw. rückgängig zu machen. Unter diesem Aspekt gewinnen die "Leitlinien der Bundesregierung zur Umweltvorsorge und stufenweisen Verminderung von Schadstoffen" vom Herbst 1986 [2], insbesondere deren Ausführungen zur Risikovorsorge, erheblich an Bedeutung.

Umweltmedizin – Kurative Medizin

Die Diskrepanz zwischen ständiger Umweltkontamination und fehlender klinischer Relevanz beim Menschen erschwert erheblich die Forderungen der Umweltmedizin, vor allem in den humanmedizinischen Fakultäten. Denn die moderne medizinische Diagnostik oder Therapie stützt sich im wesentlichen auf abweichende Norm- bzw. Richtwerte erkrankter Körperfunktionen, auf konkrete Kriterien also, die in der Umweltmedizin zumeist fehlen. So ist es nicht verwunderlich, daß das Engagement und Interesse der Ärzte für umweltmedizinische Fragen bisher eher unterentwickelt ist. Auch die in letzter Zeit zunehmenden Aktivitäten einiger Ärztekammern und medizinischer Hochschulbereiche in Richtung Umweltmedizin sind in ihren Vorstellungen noch recht vage.

Die Risikoquantifizierung von Umweltschadstoffen (z.B. Formaldehydemissionen in Fertighäusern, Perchlorethylen-Expositon in Chemisch-Reinigungsanlagen bzw. in darübergelegenen Wohnungen (Dioxinspuren in Kindertagesstätten, Pflanzenschutzmittel im Trinkwasser) ist für Hygieniker und Toxikologen eine außerordentlich schwierige Aufgabe. Denn die Umweltmedizin ist eine äußerst komplexe Materie mit Rückkoppelung in die naturwissenschaftlichen Disziplinen Chemie, Physik, Radioaktivität, Mikrobiologie und andere, was bei jedem neuen Problem auch für den Sachkundigen immer wieder Neuland bedeutet. Zur Zeit bestehen noch erhebliche Kenntnislücken in den Bereichen

- Ursache-Wirkungs-Forschung (z.B. Diagnostik, Kombinationswirkung)
- Humantoxikologie im Niedrigdosisbereich,
- Biological Monitoring,
- Epidemiologie (z.B. Fall-Kontroll-Studien),

die unter Beachtung meist multifaktoriellen Geschehens von Schadstoffen und Schadstoffgruppen schrittweise zu erarbeiten sind (Abb. 2). Im Unterschied zur Bewertungsstrategie herkömmlicher klinisch-pharmakologischer Wirkungsforschung in der kurativen Medizin hat die Umweltmedizin neben noch zu schaffendem diagnostischem Rüstzeug weitere Parameter wie

- Dauerexposition (mitunter lebenslang),
- Verhalten von Risikopersonen (Allergiker, Kleinkinder, alte Menschen) und
- unspezifische Effekte (meistens ohne Krankheitswert)

zu berücksichtigen. In der Epidemiologie scheinen bei umweltmedizinischen Problemen die Hilfsmittel der Statistik und Biometrie oft zu versagen. Hier müssen geringste subklinische Effekte - insbesondere beim Erkennen von Trends oder bei Organspezifitäten - zusätzlich beachtet werden. Der Handlungsbedarf in der Umweltmedizin besteht nicht nur in einem Auffüllen herkömmlicher Lücken; das diagnostische, toxikologische, epidemiologische Instrumentarium ist vielmehr den besonderen Expositionssverhältnissen anzupassen oder methodisch zu differenzieren. Die Umweltmedizin ist eine Querschnittsaufgabe besonderer Qualität und Dimension, die vom Umweltmediziner auch bei guter Sachkunde und Ausstattung nicht allein zu bewältigen ist (Abb. 3).

Eine bloße Institutionalisierung der Umweltmedizin, wie sie vom Akademischen Senat der Freien Universität Berlin wie auch von der Ärztekammer Berlin seit Sommer 1987 vorgesehen und wohl auch jüngst beschlossen worden ist, erfüllt noch lange nicht die Voraussetzungen zur Erarbeitung problemorientierter analytischer und diagnostischer Methoden als Grundlage nachfolgender Risikobewertung. In der Umweltmedizin ist eine enge und gute Zusammenarbeit zwischen den noch zu schaffenden umweltmedizinischen Fachabteilungen in Schwerpunkt-Kliniken mit Hygieneinstituten unter Einbeziehung des Öffentlichen Gesundheitsdienstes dringend anzustreben.

Bewertungsbeispiele umweltmedizinischer Risikostudien

Trotz der noch unscharfen Konturen in der umweltmedizinischen Diagnostik können aus der experimentellen Arbeit des Institutes für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes einige Beispiele von Problemlösungen aufgeführt werden; es sei aber darauf hingewiesen, daß Schematisierungen dieser Aufgabenstellungen - etwa vergleichbar der Diagnostik in der kurativen Medizin - hier nicht oder noch nicht möglich sind.

- Chronische Augen- und Schleimhautreizung nach Formaldehydexposition in Innenräumen führte zur Aufstellung des Formaldehyd-Innenraum-Richtwertes von 0,1 ppm der BGA-Sachverständigengruppe von 1977 [3]; Entwicklung standardisierter Prüfverfahren zur Optimierung der Innenraum-Materialanforderungen gem. § 9 Abs. 3 Gefahrstoff-Verordnung von 1986 [4].
- Minimierung der Formaldehydexposition von Früh- und Neugeborenen in Inkubatoren in den Jahren 1982 [5], 1983 [6] sowie 1985 [7, 8].
- Unspezifische Beschwerdeproblematik bei Holzschutzmittelexponierten Personen, besonders nach Anwendung von PCP in Wohnräumen 1980 [9, 10], Abschlußbericht der BGA-ad-hoc-Kommission 1981 [11] sowie 1986 [12].
- Gesundheitliche Bewertung von Dioxinspuren in der Innenraumluft, insbesondere in Kindertagesstätten 1986 [13].
- Subklinische ZNS-Problematik bei chronisch bleibelasteten Kleinkindern in Zusammenarbeit mit dem Medizinischen Institut für Umwelthygiene in Düs-

seldorf 1984 [14] und 1985 [15].

- Blei-Belastungen in der Bevölkerung in korrelativer Nachbarschaft zu industriellen Emittenten: Feldstudie Nordenham 1978 [16], Akkumulatorenfabrik Berlin-Marienfelde 1986 [17].
- Kopfschmerzen und Konzentrationsstörungen bei chronisch Perchlorethen-Exponierten in unmittelbarer Nachbarschaft von Chemisch-Reinigungsanlagen 1987 [18] und BGA-Empfehlung 1988 [19] mit Eingriffswert ($> 5 \text{ mg/m}^3$) zur Abwendung von Gesundheitsgefahren.
- Smogepisoden bzw. Luftqualität und Atemwegserkrankungen, insbesondere im Zusammenhang mit Pseudokrupp 1986 - 1987 [20, 21, 22, 23, 24].
- Akut-hypoxämisches Inhalationssyndrom beim Anwender und Versuchstier nach Anwendung von Imprägniersprays, auch nach bestimmungsgemäßem Gebrauch; BGA-Pressemitteilung mit Warnauftrag vor Ledersprays 1983 [25] und Vogeltest [26, 27].
- Frequenzabhängige partielle Acusticuläsionen bei Jugendlichen nach Lärmexposition in Discotheken 1988 [28] oder durch militärischen Tieffluglärm 1986 [29, 30].
- BGA-Empfehlungen zur Minimierung eines Legionellen-Infektionsrisikos nach experimentellen Studien [31, 32, 33, 34].

Zusätzlich wurden vom Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des BGA noch weitere Empfehlungen zum präventiven Gesundheitsschutz der Bevölkerung durch Umweltschadstoffe erarbeitet. Hierbei handelt es sich vorwiegend um Richtwerte im niedrigen Konzentrationsbereich bei noch nicht ausreichendem naturwissenschaftlichen und klinisch-toxikologischen Erkenntnistand; sie sind zu verstehen im Sinne eines weitgehenden Minimierungsgebotes zum Zwecke bestmöglicher Gesundheitsvorsorge. Als Beispiel seien die Richt- bzw. Grenzwerte für Asbestfasern in der Luft sowie für Halogenkohlenwasserstoffe, Nitrat und Pflanzenschutzmittel im Trinkwasser genannt.

Diese BGA-Empfehlungen bzw. Richtwerte haben für den Vollzug wie für die Rechtsprechung weitgehend normativen Charakter mit Auswirkungen auf Sanierungsmaßnahmen, alternative Produktionsweisen und Verbesserung des Technologiestandards; sie zielen alle auf eine Schadstoffminimierung an der Quelle.

Umweltmedizinische Fachabteilungen

Im Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des BGA zeigten sich bei Fragen zum Ursache-Wirkungs-Prinzip oder bei Risikoabschätzungen, auch gemeinsam mit Sachverständigenkommissionen, häufig Lücken auf dem Gebiet subtiler umweltmedizinisch-klinischer Diagnostik. Oft klagen aber auch Betroffene - etwa Formaldehydgeschädigte oder unspezifische Hyperergiker -, daß sie bereits mehrere Spezialkliniken aufgesucht hätten, jedoch ohne befriedigende

Diagnose und Therapie. Es erhebt sich die Frage, ob das derzeitige diagnostische "know how" in Rückkopplung zum Lebensfeld ausreichend ist, um einwirkende Schadstoffe feststellen zu können, die gegebenenfalls subjektive Beschwerdebilder zu erklären vermögen. Hier liegt dringender diagnostischer Handlungsbedarf vor. Dabei ist vorrangig an folgende Klinikbereiche gedacht:

- Fachabteilung für Pulmonologie: Abklärung chronisch-respiratorischer Beschwerden unklarer Genese, häufig mit obstruktivem Einschlag;
- Fachabteilung für unspezifische Immunkrankheiten bzw. unspezifische Hypoergien: Abklärung von Beschwerden aufgrund dermal, oral oder inhalatorisch aufgenommener toxikologisch relevanter Schadstoffe im low-level-Bereich;
- Fachabteilung für Neurotoxikologie und Neuropathologie: Abklärung degenerative Polyneuropathien als Spätschäden möglicher chronischer Exposition durch Schadstoffe wie Lösemittel, Pflanzenschutzmittel oder diverse Hilfsstoffe und Abklärung uncharakteristischer mentaler Störungen, etwa durch Schwermetalle;
- Fachabteilung für metabolische Störungen und Enzymdiagnostik: Abklärung von möglicherweise schadstoffbedingten Stoffwechselstörungen in Leber, Niere und anderen Organen.

Diese aufgeführten umweltmedizinischen Fachabteilungen sollten auch versuchen, noch fehlendes Grundlagenwissen zu erarbeiten. Untersuchungen an spezifischen Risikopersonen, die zur Abklärung ihrer Beschwerden meist hochmotiviert sind zu freiwilliger Mitarbeit, sollten nicht unberücksichtigt bleiben.

Ausbildung und Weiterbildung

Voraussetzung für eine Befähigung zur Bearbeitung der dargestellten komplexen Aufgaben ist vorrangig eine Verbesserung der beruflichen Qualifikation, beginnend bereits beim Medizinstudium, das mit einer weiteren naturwissenschaftlichen Disziplin kombiniert werden sollte. Noch zu schaffende Lehrstühle für Umweltmedizin müssen besonders viele Aspekte in ihrem Ausbildungsprogramm berücksichtigen. Eine Erfüllung des derzeitigen Nachholbedarfs käme auch dem Öffentlichen Gesundheitsdienst bei der späteren Weiterbildung von Ärzten zu Amtsärzten zugute. Auch wäre daran zu denken, für Ärzte mit entsprechender Ausbildung die Gebietsbezeichnung "Arzt für Hygiene" zu schaffen.

Neben diesen wünschbaren Zukunftsentwicklungen ist es bereits jetzt möglich, die ärztliche Fortbildung auf dem Gebiet der Umweltmedizin durch Kolloquien, Seminare und Symposien zu fördern. Das Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene hat hier in den letzten Jahren entscheidende Schritte getan. Dafür sei dem viel zu früh verstorbenen Institutsleiter, Herrn Professor Dr. G. von Nieding, besonders herzlich gedankt.

Literatur

1. "Umwelthygiene im Öffentlichen Gesundheitsdienst (ÖGD)", Mitteilungsblatt der Berliner Ärztekammer (DBÄ) 1, (1988), 21 - 25
2. "Leitlinien Umweltvorsorge der Bundesregierung" vom 03.09.1986: Umweltbrief des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 33 vom 17.12.1986, ISSN 0343-1312
3. Petri, H., Thron, H.-L., und Wegner, J.: "Grenzwertbestimmung für Formaldehyd in der Innenraumluft", BGA-Tätigkeitsbericht 1977, 160 - 161, Dietrich Reimer Verlag Berlin 1978
4. Bundesgesetzblatt I S. 1470 vom 05.09.1986, VO über gefährliche Stoffe (GefahrstoffVO - GefahrstoffV) § 9 Abs. 3
5. Wartner, R., Kegel, M., und Wegner, J.: "Formaldehydmessungen in Inkubatoren für Früh- und Neugeborene", Bundesgesundheitsblatt 25 Nr. 5 (1982), 169
6. Formaldehyd in Inkubatoren I: Ad-hoc-Kommission des Bundesgesundheitsamtes; Bundesgesundheitsblatt 26 Nr. 2 (1983), 54
7. Formaldehyd in Inkubatoren II: Zweite Empfehlung der Ad-hoc-Kommission des Bundesgesundheitsamtes; Bundesgesundheitsblatt 28 Nr. 5 (1985), 156
8. Wegner, J., Schlüter, G., und Seeber, E.: "Formaldehyd in Inkubatoren und Maßnahmen zur Verminderung", Mitteilungsblatt Berliner Ärztekammer (DBÄ), 3/1986, 138 - 140
9. Krause, Chr., und Englert, N.: "Zur gesundheitlichen Bewertung pentachlorphenolhaltiger Holzschutzmittel in Wohnräumen". In: Holz als Roh- und Werkstoff 38, Springer Verlag 1980, 429 - 432
10. Aurand, K., Englert, N., Krause, Chr., Ullrich, D., und Walter, R.: "Pentachlorphenolhaltige Holzschutzmittel in Wohnräumen". In: Aktuelle Fragen der Umwelthygiene, Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Band 52, G. Fischer Verlag Stuttgart - New York (1981), 293 - 313
11. Abschlußbericht der Ad-hoc-Kommission des Bundesgesundheitsamtes "Holzschutzmittel (PCP)-Wohnräume", Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Band 52 (1981), 315 - 317

12. Bundesgesundheitsamt: PCP verschwindet aus Holzschutzmitteln", BGA-Pressedienst 13/1986 vom 23.06.1986
13. Bekanntmachung des BGA: Dioxinspuren in der Innenraumluft unerwünscht; Gesundheitsschädlichkeit von Sachverständigen bestritten. Bundesgesundheitsblatt 30 Nr. 2 (1987), 82
14. Winneke, G., Beginn, U., Ewert, T., Havestadt, C., Krämer, U., Krause, Chr., Thron, H.-L., und Wagner, H.M.: "Studie zur Erfassung subklinischer Bleiwirkungen auf das Nervensystem von Kindern mit bekannter pränataler Exposition in Nordenham". Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Band 59, Lufthygiene 1984; Hrsg.: E. Lahmann und K. Jander, G. Fischer Verlag, Stuttgart - New York 1984, 215 - 230
15. Winneke, G., Beginn, U., Ewert, T., Havestadt, C., Krämer, U., Krause, Chr., Thron, H.-L., and Wagner, H.M.: "Comparing the Effects of Perinatal and later Childhood Lead Exposure on Neuropsychological Outcome". In: Environmental Research 38 (1985), 155 - 167 by Academic Press
16. Thron, H.-L., Englert, N., Krause, Chr., Laskus, L., Sonneborn, M., und Wagner, H.M.: "Bleibelastungen von Bevölkerungsgruppen - epidemiologische Untersuchungen in der Nachbarschaft einer Bleihütte und in Kontrollregionen". WaBoLu-Bericht 2/1978, D. Reimer Verlag, Berlin
17. Thron, H.-L., Englert, N., und Krause, Chr.: "Blei-Exposition und -Belastung in Marienfelde. Untersuchungen von 1978 bis 1985 bei Anwohnern einer Akkumulatorenfabrik". In: Die Berliner Ärztekammer 10/1986, 527 - 532 Hrsg.: Die Berliner Ärztekammer
18. Vieths, S., Blaas, W., Fischer, M., Krause, Chr., Mehlitz, I., und Weber, R.: "Kontaminationen von Lebensmitteln über die Gasphase durch Tetrachlorethen. Emissionen einer chemischen Reinigung". In: Lebensmittel Untersuchung und Forschung 185 (1987), 267 - 270
19. Empfehlungen des BGA zu Tetrachlorethen in der Innenraumluft, Bundesgesundheitsblatt 31 (1988), 99 - 101
20. Havestadt, C., Busse, H., Bergmann, E., und Ebinger, F.: "Berliner Schulkinderstudie". In: Smogepisoden, Schriftenreihe Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Band 69 (1986), Gustav Fischer Verlag Stuttgart - New York

21. Englert, N.: "Ergebnis der Berliner Pseudokrupp-Studie des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene". In: Gesundheit und Umwelt '86, BGA-Schriften 12/86, MMV Medizin Verlag München, 1987
22. Englert, N.: "Pseudokrupp und Luftqualität (in Vorbereitung)", WaBoLu-Hefte 5/1987, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin
23. Wichmann, H.-E., und Krämer, U.: "Luftverunreinigung und Pseudokrupp". In: Umwelthygiene, Jahresbericht 1984, Band 17, Gesellschaft zur Förderung der Lufthygiene und Silikoseforschung e.V., Düsseldorf
24. Wichmann, H.E.: "Studien zum Pseudokrupp und zur obstruktiven Bronchitis in Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg". In: VDI-Kommission Reinhaltung der Luft. Pseudokrupp - Dioxine/Furane, Band 2, Schriftenreihe VDI Düsseldorf, 1986
25. Bundesgesundheitsamt warnt vor Ledersprays". BGA-Pressedienst 5/1983 vom 24.05.1983
26. Rau, H., Hoffmann, G., und Wagner, H.M.: "Tierexperimentelle Untersuchungen zur akuten Inhalationstoxizität von Imprägniersprays". Bundesgesundheitsblatt 30 Nr. 9 (1987), 301 - 306
27. Schnoy, N., Wagner, H.M., Kynast, G., und Schmitz, C.: "Inhalations-toxische Wirkung von Imprägniersprays". Zeitschrift Atemwegs- u. Lungenerkrankheiten, 13 (1987), 501 - 507
28. Babisch, W., Ising, H., und Dziombowski, D.: "Einfluß von Diskothekenbesuchen und Musikhörgewohnheiten auf die Hörfähigkeit von Jugendlichen". Z. für Lärmbekämpfung 35 (1988), 1 - 9
29. Curio, J., und Ising, H.: "Gesundheitliche Auswirkungen militärischen Tieffluglärm", (Vorstudie): Forschungsbericht des BMU 86-10501112, UBA, 1986
30. Joachims, Z., Ising, H., und Günther, T.: "Noise-induced hearing loss in humans as a function of serum-Mg concentration". Magnesium-Bulletin 3 (1987), 130 - 131
31. Seidel, K., Börnert, W., Bätz, G., Blankenburg, A., Alexander, J.: "Vorkommen von Legionella pneumophila in Grundwasser sowie in kalten und warmen Trinkwässern". Vom Wasser 67 (1986), 39 - 48

32. Seidel, K. et al.: "Zum Vorkommen und zur Bewertung von Legionella in der Umwelt unter besonderer Berücksichtigung von Legionella pneumophila". *Bundesgesundheitsblatt* 29 Nr. 12 (1986), 399 - 404
33. Empfehlungen des Bundesgesundheitsamtes zur Verminderung eines Legionella-Infektionsrisikos, *Bundesgesundheitsblatt* 30 Nr. 7 (1987), 252
34. Seidel, K., Seeber, E., und Hässelbarth, U.: "Legionellen", Beiträge zur Bewertung eines hygienischen Problems. Schriftenreihe Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Band 72, 1987, Gustav Fischer Verlag Stuttgart

Schwerpunktaufgaben des Öffentlichen Gesundheitsdienstes

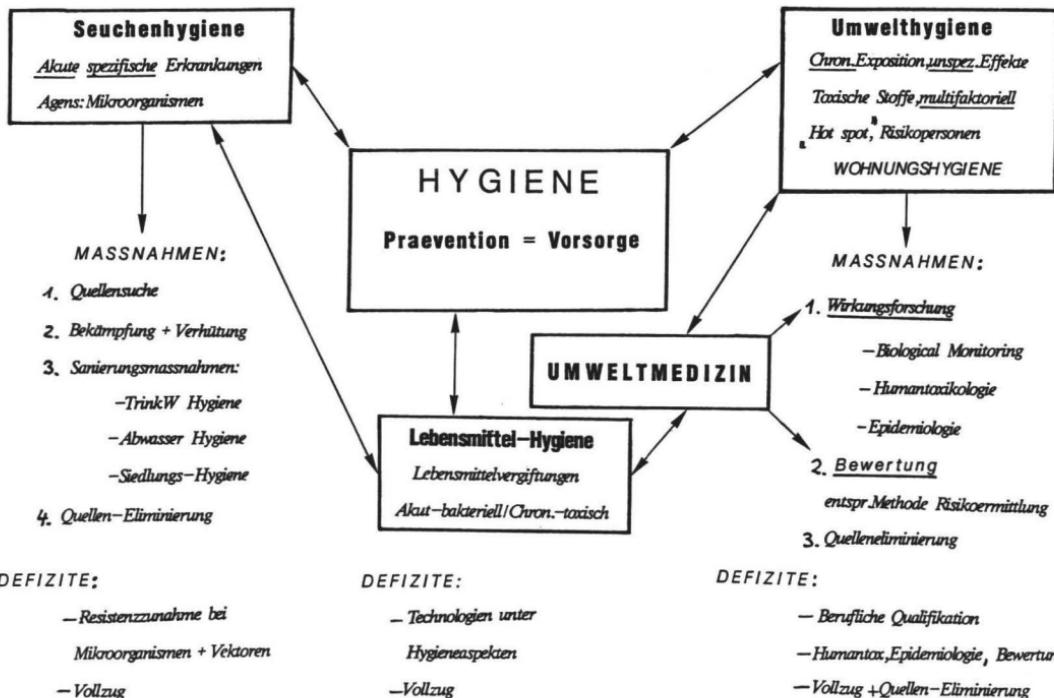


Abbildung 1

Methodenbeispiel zur Risikoermittlung

I. Analytik u. Randbedingungen

- Chemische, Physikalische, Mikrobiologische/ Biologische Stoffe
- Klimafaktoren, Luftwechsel, Staub, Ad-/Desorption

II. Biologische Teste

in vitro: Bakterien (Prokaryonten)

ZELLEN (Eukaryonten)

in vivo: TIERVERSUICH

- Biological Monitoring

- Teratogenität

- Mutagenität/ Carcinogenität

MENSCH

Risikopersonen

— Biological Monitoring

III. Klinische Diagnostik

im Niedrigdosisbereich

-respiratorisch per inhalationem

Inhalation

-metabolisch

-haematologisch per os

Ingestion

-neurotoxisch

-immunologisch per cutan

Resorption

UMWELTMEDIZIN

IV. Epidemiologie

- Querschnitt
- Längsschnitt
- Kohorte
- Fall-/ Kontrollstudie

*) Zelltoxikologie z.B.: Zelltyp, Morphologie, Phagozytose Permeabilität, Immunreaktion
Kinetik, Metabolismus, Reproduktion,

Abbildung 2

WECHSELBEZIEHUNGEN ZUR UMWELTMEDIZIN

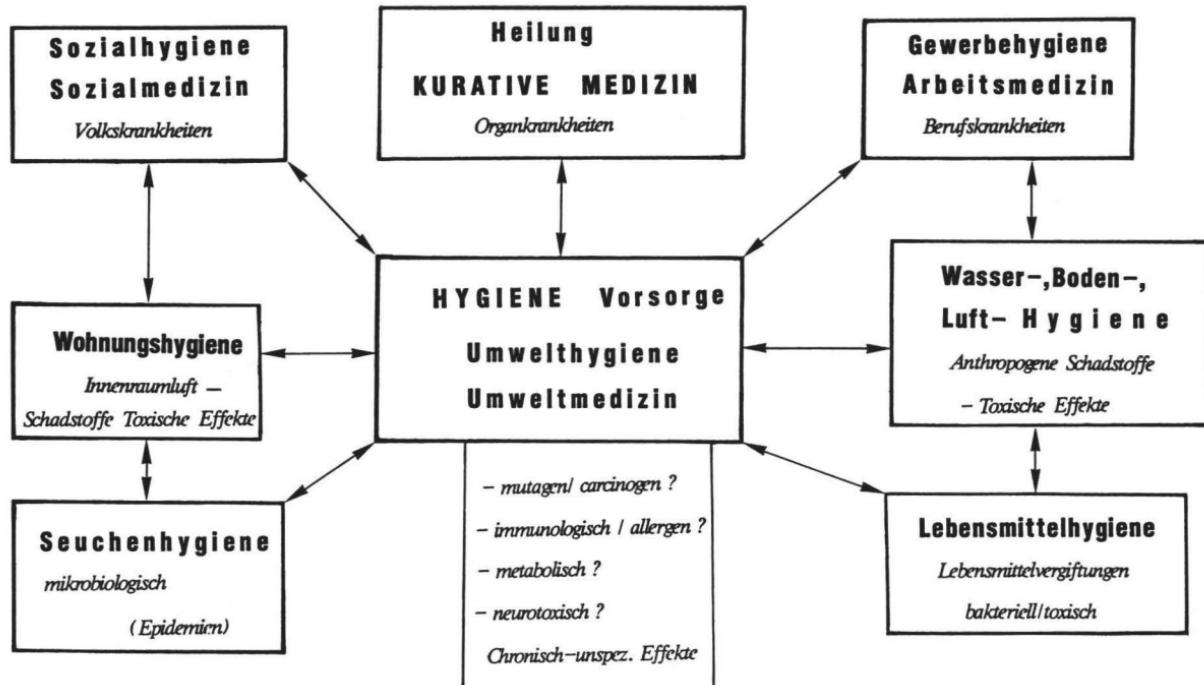


Abbildung 3



Emissions- und Immissionsgrenzwerte für den Gewässerschutz

J. Hahn

Zusammenfassung

Die Verantwortung für die Zumutbarkeit von Handlungsnebenfolgen, die durch Grenzwerte eingeschränkt werden, trägt der Staat. Die Kriterien der Grenzwertfindung werden im wissenschaftlichen Bereich formuliert und die Grenzwertfestsetzung ist ein politischer Akt. Das Dilemma im Umweltbereich liegt in der außerordentlichen Stoffvielfalt, in der extremen Wirkungsvielfalt und in der prinzipiellen Unschärfe zwischen Reproduzierbarkeit und Interpretierbarkeit.

Bei Grenzwertregelungen im nationalen Bereich hat das Emissionsprinzip gegenüber dem Immissionsprinzip eindeutig Vorrang; es ist leicht vollziehbar und wirkungsvoller. Beim Gewässerschutz sind die wichtigsten Emissionsinstrumente

- das Wasserhaushaltsgesetz mit den Verboten in § 7a zur Abwassereinleitung und im § 19 g zu Herstellung, Lagerung und Transport von Stoffen,
- das Abwasserabgabegesetz mit Anreizen zur Abwasserverminderung und Abwasserreinigung sowie das
- Wasch- und Reinigungsmittelgesetz mit Anforderungen an massenmäßig wesentliche Stoffgruppen, die bestimmungsgemäß ins Abwasser gelangen.

Alle Anforderungen in der Form von Grenzwerten sind zweckbezogen unterschiedlich in der Grenzwertart und der Grenzerhöhe. Am Beispiel der Grenzwertfestsetzung im Abwasserabgabegesetz und der Grenzwertfindung bei Qualitätszielen für Oberflächengewässer wird die starke Verschiedenheit des Grenzwertbegriffs im Emissions- und Immissionsbereich deutlich. Der anlagenbezogene Emissionsgrenzwert für Abwässer wird ergänzt durch einen wirkungsbezogenen Immissionsgrenzwert für Oberflächengewässer, in dem der Besorgnisas-

pekt quantitativ berücksichtigt werden soll. Stets ist daran zu denken, daß die Vorteile vorsorgender Maßnahmen zumeist viel größer sind als die Nachteile ungenauer Vorhersagen.

Es soll der Versuch gemacht werden, den Begriff des Grenzwertes zu beleuchten und ihn am Beispiel der Struktur der Gesetzgebung für den Gewässerschutz zu diskutieren. Weil jedes menschliche Handeln Veränderungen hervorruft, muß dafür gesorgt werden, daß die umweltbezogenen Nebenwirkungen menschlichen Handelns noch im Bereich des Zumutbaren liegen. Aber was ist zumutbar, wer bestimmt und verantwortet das Zumutbare?

Bei den umweltrelevanten Nebenfolgen des Verteilens, Konsumierens und Produzierens läßt sich das Problem der Grenzwertsetzung in zwei Teilfragen auflösen:

- Wer trägt die Verantwortung für die Zumutbarkeit von Handlungsnebenfolgen, die durch Grenzwerte eingeschränkt werden sollen?
- Welches sind die Kriterien der Zumutbarkeit von Nebenwirkungen menschlichen Handelns, die im allgemeinen zu Grenzwerten führen?

Die Frage nach den Kosten, die mit der Einhaltung von Grenzwerten verbunden sind, ist mit dem Postulat des Verursacherprinzips zumindest theoretisch und von der Zielsetzung her auch sachgerecht gelöst worden: Die Kosten trägt der Verursacher. Das ist meistens der Konsument und nicht der Hersteller.

Die Frage nach der Verantwortung für die Grenzwertsetzung ist leicht zu beantworten: Im Unterschied zum Individuum hat der Staat die Pflicht, vorsorgend so weit zu sehen, wie es unter Zuhilfenahme aller verfügbaren Mittel möglich ist. Im Staat konkretisiert sich die Pflicht des einzelnen, seine Handlungen so zu gestalten, daß Risiken nicht auf andere Menschen - insbesondere nicht auf kommende Generationen - abgewälzt werden.

Die Frage nach den Kriterien der Zumutbarkeit unerwünschter Nebenwirkungen und die daraus abgeleiteten Grenzwerte ist etwas komplexer. Die Wirkungen von Stoffen oder Techniken auf die verschiedenen Umweltbereiche können wegen des Zusammenhangs biologischer Systeme mit unzählbar vielen Einflußmöglichkeiten prinzipiell nicht genau ermittelt werden.

Die Zusammensetzung von Abfällen, Abwässern oder belasteten Böden sind hinsichtlich der umweltrelevanten Stoffanteile zumeist unbekannt. Selbst wenn die stoffliche Zusammensetzung bekannt wäre, könnte sich diese bei der gleichen Produktion durch geringfügige Änderungen der Produktionsparameter (Rohstoff, Druck, Temperatur, Gefäß usw.) verändern. Auch durch Kenntnis aller Einzelstoffe in Abluft, Abfall oder Abwasser wäre wenig gewonnen, da in der Regel keine Wirkungsdaten der Stoffe vorliegen.

Selbst wenn sie vorlägen, blieben Synergismen und Antagonismen dieser Stoffe unbekannt; hinzu käme noch die Frage nach der Wirkung möglicher Stoffwechselprodukte.

Es gibt also eine praktisch unbegrenzte Vielfalt verschiedener Biotope, die durch noch so umfangreiche Forschungen in ihrem Lang- und Kurzzeitverhalten niemals darstellbar sein werden; nicht einmal die natürliche Veränderung der Biotope ist vollständig beschreibbar. Deshalb werden Wirkungsdaten, nach denen Grenzwerte aufgestellt oder überprüft werden, immer nur den Charakter orientierender Hinweise haben. Das gilt auch für chemisch-physikalische Analysen- bzw. Meßergebnisse, die im Umweltschutz aus Kostengründen häufig stellvertretend für Wirkungsparameter zur Wertermittlung herangezogen werden. Das Dilemma aller Bewertungen im Umweltbereich liegt also

- in der enorm großen Stoffvielfalt,
- in der Fülle der Wirkungsmöglichkeiten dieser Stoffe und der Unmöglichkeit, ganzheitliche Systeme mit linearen Ursache-Wirkungs-Ketten abzubilden und
- in dem prinzipiellen Unschärfebereich, der in der Wechselbeziehung zwischen der Interpretierbarkeit und der Reproduzierbarkeit eines Ergebnisses begründet ist; es liegt eine Art Unschärferelation der Grenzwerte oder des Analysenverfahrens vor.

Je reproduzierbarer das Ergebnis ist, umso idealisierter ist die Verfahrensdurchführung, umso wirklichkeitsfremder wird der Versuch und umso weniger abbildungbar ist das Meßergebnis. Der Ausschnitt der Realitätsabbildung über ein Meßergebnis wird mit höherer Anforderung an die Reproduzierbarkeit des Ergebnisses immer kleiner. Versuche, die Interpretierbarkeit des Ergebnisses zu steigern, gehen immer zu Lasten der Reproduzierbarkeit. Bei der Anwendung von Meßverfahren zur Grenzwertüberwachung in rechtlichen Regelungen sind diese beiden Eigenschaften von Meßergebnissen durchaus unterschiedlich gefordert. Zwei Beispiele aus dem Bereich der Wasserwirtschaft sollen das deutlich machen.

Für die Überwachung der Einhaltung der Mindestanforderungen im Ablauf einer Abwasserreinigungsanlage wird nach § 7a des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) ein hochreproduzierbarer Meßwert gefordert, der ein entsprechend kleines Interpretationsspektrum hat. Werden jedoch Meßverfahren benötigt, die im Zulauf zu einer Anlage die "Besorgnis des Vorhandenseins gefährlicher Stoffe" - nach § 7a WHG - feststellen sollen, so werden nicht unbedingt gut reproduzierbare, aber dafür besser interpretierbare Wirkungsverfahren ausgewählt.

Zur Ermittlung der Abwasserabgabe und Überprüfung der Mindestanforderungen wird unter anderem der Fischtest mit der Goldorfe herangezogen. Aus Gründen der Gleichbehandlung aller Abwassereinleiter und wegen der erforderlichen Rechtsmittelfestigkeit der Analysenverfahren werden alle Randbedingungen, die das Meßergebnis beeinflussen können, präzise festgeschrieben: die Art und die Körpulenz des Fisches, die Temperatur, die Zeit, der pH-Wert, der Sauerstoff-

gehalt, die Wasserhärte und die Verdünnungsfolge. Man erhält ein Testergebnis zur Grenzwertüberprüfung, das die natürlichen Schwankungsbreiten dieser Randdaten im Gewässer absichtlich aufgehoben hat. Hier ist die Reproduzierbarkeit der Grenzwertüberprüfung wichtiger als ihre Interpretierbarkeit.

Ist jedoch die "Besorgnis der Anwesenheit gefährlicher Stoffe" mit dem gleichen Fischtest in einem bestimmten Konzentrationsbereich zu prüfen, werden die Schwankungsbreiten der Randparameter den natürlichen Schwankungen im Gewässer angeglichen, weil die bessere Interpretierbarkeit unter dem Aspekt des vorbeugenden Umweltschutzes realitätsnähere Abbildungen des Gewässerzustandes ergibt.

Der Naturwissenschaftler sollte deshalb Auswahl und Höhe vorgeschlagener Grenzwerte stets im Zusammenhang mit den erforderlichen Randbedingungen begründen und bewerten. Die Festsetzung von Grenzwerten ist ein politischer Akt und deshalb auch politisch zu verantworten. Obwohl Grenzwerte immer politische Werte sind, wird häufig versucht, die politische Verantwortung in den Wissenschaftsbereich zurückzuschieben. Wissenschaftliche Institutionen, insbesondere die im nachgeordneten Bereich von Ministerien, befinden sich deshalb in der Regel an einer Schnittstelle, an der wissenschaftliche Arbeit mit politischer Bewertung - sowohl in der Fragestellung als auch in der Antwort - verbunden ist.

In Bild 1 ist das menschliche Handeln in Hinblick auf mögliche Umweltbelastungen skizziert. Alle Pfeile signalisieren die Notwendigkeit von Grenzwertfestsetzungen; Pfeile, die den Stoffkreis verlassen, weisen auf die Erfordernis von Emissionsgrenzwerten an der Übergangsstelle zum Gewässer und damit zur Umwelt hin.

Für Stoffe, die bei "bestimmungsgemäßem Gebrauch" direkt oder mittelbar in ein Gewässer eingetragen werden - z.B. Pflanzenschutzmittel - sind Zulassungen, das heißt stoffbezogene Anforderungen in Form von Grenzwerten erforderlich. So müßte zum Beispiel für Pflanzenschutzmittel die Mineralisierbarkeit der Stoffe in Zeiträumen, die der Wirkungszeit des Mittels entsprechen, gefordert werden und Anforderungen an die Adsorbierbarkeit im Boden müßten gestellt werden. Der Grenzwert wäre die vollständige Mineralisierbarkeit im Anwendungszeitraum.

Für den Bereich Herstellung, Lagerung und Transport muß durch passive Sicherheitssysteme bewirkt werden, daß nichts - so der Gesetzeswortlaut - in das Gewässer gelangt. Grenzwertsetzungen in diesem Bereich orientieren sich deshalb an Anforderungen an technische Systeme, Ausgestaltung von Lagern, Höhe und Dicke von Auffangwannen, Art von Kontrollsystmen oder speziellen Materialanforderungen. Die entsprechenden Regelungen sind im § 19 g in Verbindung mit § 34 Abs. 2 des WHG festgelegt.

Im Bereich der Gewässerbelastung durch Abwassereinleitungen werden Emissions- und Immissionsgrenzwerte zur Regelung konkurrierender Nutzungen der Gewässer - z.B. als Trinkwasserreservoir und Abwasserkanal - festgesetzt. Im

Bereich der nationalen Regelungen hat das Emissionsprinzip gegenüber dem Immissionsprinzip eindeutig Vorrang. Überspitzt formuliert sind immissionsbezogene Qualitätsziele nicht erforderlich, wenn die Anforderungen an die Emission entsprechend scharf formuliert und realisiert werden. Immissionsregelungen über Grenzwerte werden im Bereich des Gewässerschutzes im nationalen Bereich als Korrekturanforderungen angesehen, wenn über Emissionsanforderungen bestimmte Gewässerqualitätsziele erreicht werden können. Entsprechend kam § 36 b WHG bis heute nicht zur Anwendung.

Emissionsregelungen orientieren sich am Verursacherprinzip. Die Maßnahmen können am Entstehungsort der Stoffe durchgeführt werden. Die nötigen Anforderungen wie die "allgemein anerkannte Regel der Technik", der "Stand der Technik" oder bestimmte Einleitungsverbote liegen vor. Voraussetzung zur Umsetzung von Emissionsgrenzwerten ist lediglich die Kenntnis der technischen Methoden und eine praxisnahe Überwachung (Bild 2).

Immissionsregelungen setzen Qualitätsziele voraus. Das sind stoffbezogene Grenzwerte, die die Selbstheilungskräfte von Wasser und Boden berücksichtigen und Kenntnisse über Stofftoleranzen des Gewässerbiotops voraussetzen. Danach können die Emissionen je nach Standort - großer Fluß, kleiner Fluß - um Größenordnungen verschieden sein, "wenn die Immissionssituation dieses erlaubt". Immissionsbezogene Grenzwerte setzen die Kenntnis der Naturzusammenhänge in der Gewässer-Biozönose voraus, was zumeist nicht gegeben ist. Im nationalen Gewässerschutz verfügt man zur Zeit im wesentlichen über drei Emissionsinstrumente und ein Immissionsinstrument mit Grenzwertregelungen.

Das Wasserhaushaltsgesetz regelt vorrangig über "Grenzwerte in Form von Mindestanforderungen" die Stoffmengen, die in das Gewässer gelangen dürfen. Die erlaubten Abwasserstofffrachten werden zusätzlich über das Abwasserabgabegesetz mit einer Geldabgabe belegt. Der wirtschaftliche Negativreiz (Abreiz) soll eine Verringerung der Stoffabgabe eines Einleiters im Eigeninteresse bewirken. Zusätzlich werden für Stoffe, die massenmäßig erhebliche Abwasserbelastungen darstellen, stoffbezogene Anforderungen im Wasch- und Reinigungsmittelgesetz gestellt, die die Stoffzulassung regeln. Als Beispiel kann man Waschmittel betrachten, die bei bestimmungsgemäßem Gebrauch zwangsläufig im Abwasser erscheinen werden; für die Waschmittelinhaltsstoffe finden drei Gesetze Anwendung. Die in diesem Bereich festgelegten Grenzwerte (Bild 2) sind deshalb zweckbezogen unterschiedlich geregelt. Art und Höhe des Grenzwertes hängen stark von der Fragestellung an das zu beurteilende Objekt ab. Meßobjekte, Meßinstrumentarien und Befunde für das Wasch- und Reinigungsmittelgesetz, das Abwasserabgabengesetz oder für die Gewässerbewirtschaftung sind deshalb häufig vollständig verschieden.

Am Beispiel der Vorgehensweise bei der Festlegung der Parameter und der "Grenzwerthöhen" für das Abwasserabgabengesetz (AbwAG) wird der zweckbezogene Charakter der Grenzwertfindung deutlich (Bild 3). Die neuen Parameter des AbwAG sind: Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), Fischgiftigkeit, ad-

sorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX) sowie die Metalle Hg, Cd, Cr, Ni, Pb und Cu. Die Parameter weisen gemeinsame Merkmale auf:

- sie kommen in einer großen Zahl von Abwässern vor;
- eine rechtsmittelfeste Analytik ist vorhanden;
- ein Reinigungsverfahren nach dem Stand der Technik ist vorhanden;
- die sachliche und politische Akzeptanz ist gegeben.

Phosphor und Stickstoff erfüllten zum Beispiel die Anforderung der politischen Akzeptanz nicht, die sicher der wichtigste Anforderungsaspekt ist. Die Grenzwertshöhe wird in Hinblick auf die Werte, bei denen eine Befreiung von der Abgabe erfolgt, nur in einigen Fällen von Wirkungsbezügen beeinflußt.

Die Grenzwerte für die Metalle liegen in der Größenordnung der Trinkwasserordnung und wurden über die unerwünschte Anreicherung im Gewässersediment festgelegt (Faktoren zwischen 20.000 und 100.000). Die CSB-Abgabefreigrenze liegt in Höhe einer mittleren Gewässerbelastung (20 mg/l). Bei der Fischgiftigkeit müssen bei einer Verdünnung von Abwasser zu Reinwasser im Verhältnis 1:1 alle Fische im Test überleben. Hinsichtlich der AOX-Belastung im Abwasser wurde die Abgaben-Befreiungsgrenze in die Größenordnung eines schwach belasteten kommunalen Abwassers gelegt (100 µg/l).

Zu diesen unteren Grenzwerten ergeben sich weitere Grenzwerte aus dem Wortlaut des Gesetzes in Verbindung mit § 7a WHG. Das sind die Konzentrationswerte an Stoffen

- bei Einhaltung des Standes der Technik,
- bei Einhaltung der Regel der Technik und
- bei Unterschreitung der Regel der Technik "um mehr als die Hälfte".

Die Über- oder Unterschreitung dieser anlagenbezogenen Grenzwerte bezieht sich nur auf die Abwasserreinigungs- und Vermeidungstechnik und nicht auf die Wirkung, die von diesen Stoffen ausgeht.

Ganz anders werden Grenzwerte im Immissionsbereich gefunden und festgesetzt. Seit Jahren wird der Gesamtzustand bundesdeutscher Gewässer in den Gewässergütekarten über den Saprobenindex erfaßt. Dieses ganzheitliche Gewässerzustandsmodell wird neuerdings durch die Arbeiten des "Bund-Länder-Arbeitskreises Qualitätsziele für die Gewässer" (BLAK-QZ) ergänzt. Das BLAK-QZ-Modell versucht, den Gewässerzustand einzelstoffbezogen über die Langzeit-Wirkung auf charakteristische Gewässerorganismen zu quantifizieren. Als Testorganismen dienen

- die Daphnie im 21-Tage-Test,
- der Fisch im 14-Tage-Test und
- die Alge im 3-Tage-Test.

Das empfindlichste Ergebnis mit einem Testorganismus - bezogen auf einen Einzelstoff - ist das Ausgangsdatum für einen Konzentrationswert. Wegen

- der Unvollständigkeit der Abbildung des Gewässerzustandes mit nur drei Testorganismen,
- nicht ausreichender Datendichte,
- bekannter Biokonzentration und
- synergistischer Wirkungen

bei Bildung gefährlicher Umwandlungsprodukte und anderer Einflußgrößen, wird das Testergebnis mit Faktoren (kleiner als 1) multipliziert, die den Konzentrationsgrenzwert des Testergebnisses erheblich verschärfen.

Beispiel: Das empfindlichste Testergebnis für den Stoff A im Fisch-, Bakterien- oder Daphnien-Langzeittest liegt bei 5 mg/l. Die Faktoren aus unvollständiger Abbildung und nicht ausreichender Datendichte ergeben einen Korrekturfaktor von 0,001. Der Grenzwert für das Qualitätsziel des Stoffes A verringert sich dann von 5 mg/l auf 5 µg/l.

Hier wird zum erstenmal versucht, das Schutzziel "Naturhaushalt aquatischer Lebensgemeinschaften" mit quantitativ nachvollziehbaren Grenzwerten zu beschreiben. Unabhängig von der Fragwürdigkeit dieser Vorgehensweise für den Trinkwasserbereich ist dieser Ansatz bei der Ausfüllung der Anforderungen an die Bewirtschaftung der Gewässer sehr hilfreich.

Erfreulich ist außerdem, daß die Unwissenheit über ökotoxische Wirkungen von Stoffen in diesem Modell zu schärferen Grenzwertanforderungen führt. Es ist der Versuch, den im Wasserhaushaltsgesetz mehrfach formulierten Grundsatz der Besorgnis nachvollziehbar zu quantifizieren und ihn damit aus dem Dunkel der allgemein abstrakten Definition in den Bereich einer nachprüfbar Grenzwertanforderung zu heben. Die bekanntgewordenen ersten Grenzwerte für Einzelstoffe in Oberflächengewässern im ng/l-Bereich lassen hoffen, daß die mit der Qualitätszieldiskussion befürchtete Auffüllmentalität (bis zum Grenzwert auffüllen) nicht gestützt wird.

Eine analoge Übertragung des Modells auf individuelle standortbezogene Abwassereinleitungen ohne Kenntnis der Abwasserzusammensetzung ist zur Festlegung weitergehender immissionsbezogener Regelungen, die über die Anforderungen nach § 7a WHG hinausgehen, leicht möglich.

Wegen der anfangs erwähnten Stoffvielfalt ist diese Vorgehensweise kein ausreichendes Konzept, um ein ganzheitliches Gewässerzustands- oder Gewässergütemodell zu entwickeln. Unabhängig davon ist das Qualitätszielmodell des BLAK-QZ hervorragend geeignet, die Vollzugslücke im Bereich der Gewässerbewirtschaftung nach § 36 b WHG aufzuheben.

Schließung der Stoffkreisläufe (Wasser)

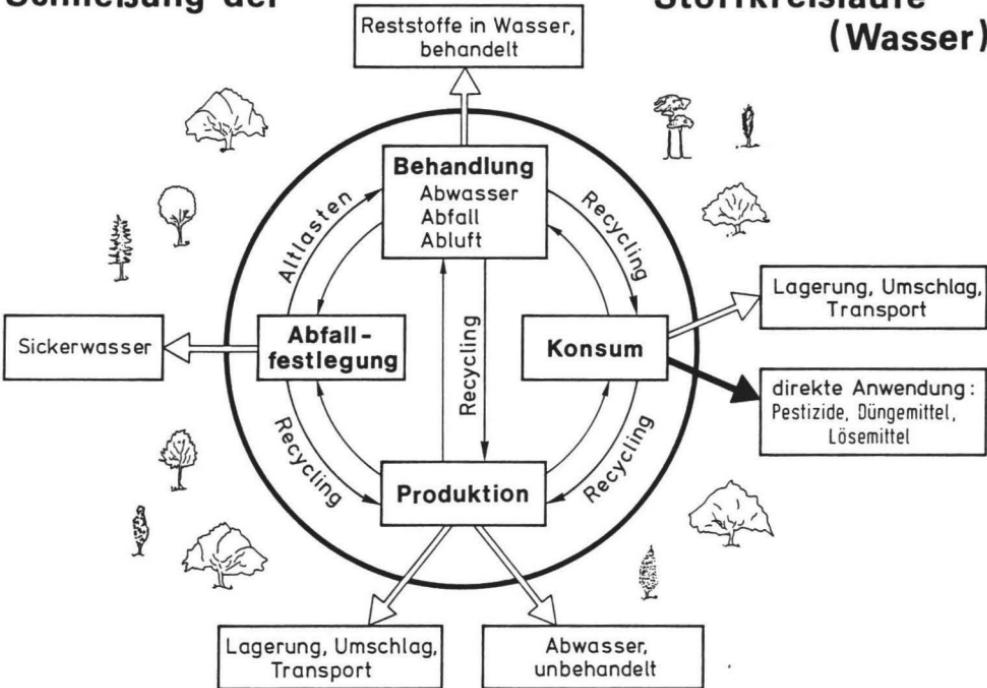


Bild 1

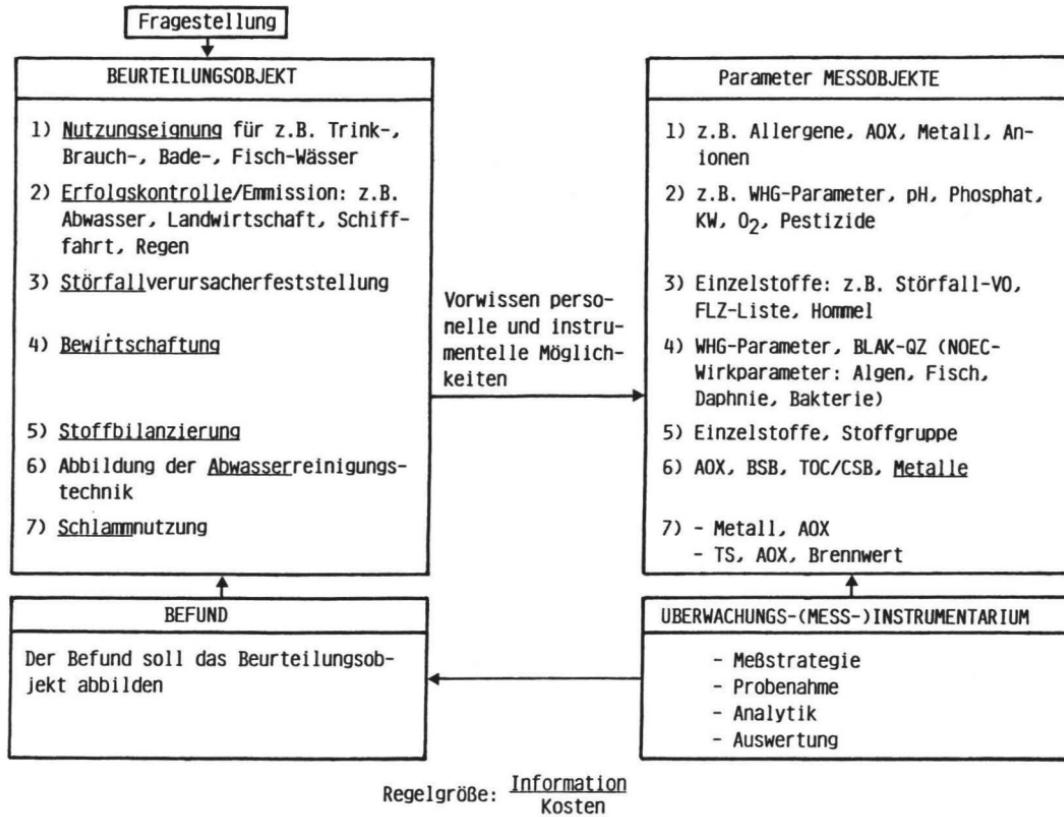


Bild 2

Ausgewählte Stoffgruppen und Wirkparameter im Abwasser

Parameter	Wirkung (Eigenschaft)	Test-Verfahren
CSB	- potentielle Sauerstoffzehrung	hohe Akzeptanz (Verfahren vorhanden)
Fischtest	- Fischtoxizität (Endglied aquatischer Nahrungskette, sehr empfindlich)	- kurzfristiger Übergang auf Zebrafisch ist denkbar - mittelfristig ergänzen durch Leuchtbakterien- und Daphnientest (Verfahren vorhanden)
AOX	- Bindungen teilweise schwer abbaubar (anthropogen erzeugte Stoffgruppe) -C-Cl-	Analysenverfahren bildet die technische Reinigungsmaßnahme ab, hoher Informationswert für den Vollzug (Verfahren vorhanden)
Metalle (z.B. Hg, Cd, Cr, Ni, Pb, Cu)	- Nichtabbaubarkeit, Remobilisierbarkeit, Akkumulierbarkeit, Toxizität	quantitative Simultanbestimmung über ICP-AES (MS) möglich (Verfahren vorhanden)
Phosphor	- Eutrophierung	Gesamt-P über ICP (Verfahren vorhanden)
Stickstoff (N - NH ₄ ⁺)	- Fischtoxizität - Sauerstoffzehrung - Dünger	(Verfahren vorhanden)

Bild 3

Grenzwerte im Trinkwasser

U. Hässelbarth

Zusammenfassung

Unter dem Gesichtspunkt der Abwehr von Gefahren oder Schäden für die menschliche Gesundheit können weder mikrobiologische noch chemische Grenzwerte für das Trinkwasser aufgestellt werden. Das Vorsorgeprinzip und das Prinzip der Besorgnis sind dagegen geeignet, die von Erregern übertragbarer Krankheiten ausgehende Gefahr und auch eine Gefährdung durch Einwirkungen chemischer Stoffe abzuwenden. Ein vollständiges Grenzwertsystem kann jedoch weder aufgestellt noch in der Praxis zur Überwachung einzelner Wasserversorgungsanlagen erfolgreich angewendet werden. Eine Sicherung der Trinkwasserversorgung und damit ein Schutz der menschlichen Gesundheit bei der Aufnahme von Trinkwasser lässt sich nur durch ein kombiniertes System von Grenzwerten, Überwachung und Schutzwall erreichen. Allerdings sind auch für die Wirksamkeit des Schutzwalls Grenzwerte erforderlich, beispielsweise für den pH-Wert der Niederschläge.

Der Weg zum Grenzwert beim Trinkwasser

Vor 80 Jahren gab es auf dem Gebiet der Trinkwasserversorgung keine Grenzwerte, weder für Mikroorganismen noch für chemische Stoffe oder physikalisch-chemische Kenngrößen. Niemand wäre auf die Idee gekommen, Grenzwerte festzusetzen oder solche gar verbindlich zu machen. Zu dieser Zeit war die Versorgung mit Trinkwasser noch unsicher, und viele Menschen wurden gesundheitlich geschädigt oder starben sogar.

In der Folgezeit wurde Trinkwasser in immer stärkerem Maße chemisch-analytisch untersucht. Jeder Autor, der sich mit der Untersuchung von Trinkwasser befaßte, stellte eine Tabelle mit Werten auf, mit deren Hilfe man ein un-

tersuchtes Wasser in die Kategorien "gut", "weniger gut" und schlecht einteilen konnte [1]. Die Maßstäbe waren jedoch nicht einheitlich, und so differierten die Urteile von Autor zu Autor.

Man erinnere sich des Abdampfrückstandes, der Gesamtmineralisation und besonders der Härte, einem Meßwert zur Berechnung des Verbrauchs an Alkalifettseifen beim Wäschewaschen. Der Begriff lebt im Sprachgebrauch fort, obwohl schon lange niemand mehr mit Alkalifettseifen Wäsche wäscht [2].

Interessant sind dagegen Beobachtungen Robert Kochs [3]. Er zeigte, daß beim Grundwasser, Uferfiltrat und Langsamsandfiltraten unterhalb bestimmter Werte für die Koloniezahl und den Gehalt an *Escherichia coli* mit hoher Wahrscheinlichkeit eine Übertragung von Krankheitserregern vermieden wird. Oberhalb dieser Grenzen ist also eine Gefährdung durch Erreger übertragbarer Krankheiten gegeben. Diese Aussagen (Leitkeimsystem) konnten durch die vieljährigen Untersuchungen Hajo Bruns bestätigt werden.

Obwohl der Wunsch nach einwandfreiem Trinkwasser auch ein Anliegen des Staates war, beschränkte sich dieser auf Anleitungen für den Bau und Betrieb von Wasserversorgungsanlagen, die nicht ausschließlich technischen Zwecken dienten (1906) [4], ohne dabei Grenzwerte zu verwenden. Auch die fortlaufenden Überarbeitungen dieser Anleitungen, bekannt als Leitsätze für die zentrale Wasserversorgung (DIN 2000) und Leitsätze für Eigen- und Einzelwasserversorgungen (DIN 2001) kamen praktisch ohne Grenzwerte aus. Nur die DIN 2000 von 1973 enthält einen einzigen Grenzwert, nämlich für Chlorit bei der Anwendung von Chlordioxid zur Desinfektion.

Nachdem infolge eines konsequenter jahrzehntelangen Ausbaus der Trinkwasserversorgungsanlagen größere Wasserepidemien der Vergangenheit angehörten, erreichte das Sicherheitsbedürfnis jedoch jene Schwelle, daß die Novelle des Bundesseuchengesetzes von 1959 eine Verordnung über Trinkwasser und Wasser für Lebensmittelbetriebe vorsah, die nicht ohne Verwendung von Grenzwerten zu konzipieren war. Ungefähr zur gleichen Zeit befaßte sich das Europäische Büro der Weltgesundheitsorganisation mit diesem Problem und legte mit den "European Standards" eine Sammlung von Grenzwerten für Trinkwasser vor [5].

Die Auswirkungen gesetzlich festgelegter Grenzwerte

Die verbindliche Festsetzung von Grenzwerten sicherte eine im Geltungsbereich des Bundes-Seuchengesetz und der Trinkwasserverordnung einheitliche Beurteilung des Trinkwassers und beendete damit die individuelle Beurteilung durch das mit der Überwachung betraute Gesundheitsamt. Für die Wasserversorgungsunternehmen und für den Verbraucher stieg die Rechtssicherheit [6].

Parameter, die nicht mit Grenzwerten belegt sind, werden als "Parameter untergeordneter Bedeutung" angesehen, häufig sind sie nicht untersucht und beurteilt, obwohl dies nach dem technischen Regelwerk (DIN) notwendig wäre.

Bei einer Überschreitung eines einzigen Grenzwertes unter Berücksichtigung des zulässigen Fehlers ist nach Ausschöpfen der Ausnahmeregelung das Wasser kein Trinkwasser und darf als solches nicht abgegeben werden. Dieser Fall kann zu erheblichen Schwierigkeiten führen, da auch qualitätsunabhängige Funktionen des Trinkwassers wie Toilettenspülen und Fäkalienbeseitigung gestört werden. Auch kann bei Steigen der Konzentration eines Schadstoffes das Gesundheitsamt nicht mehr eingreifen, um prophylaktisch eine Zunahme der Verunreinigung zu vermeiden [7].

Aus dieser sehr unvollständigen Gegenüberstellung von Vor- und Nachteilen ergibt sich, daß Grenzwerte nur in einem Gesamtkontext von Nutzen sind.

Die Prinzipien der Grenzwertfestsetzung

Das Bundes-Seuchengesetz (BSeuchG) zielt auf die Abwehr von Gefahren, die durch Erreger übertragbarer Krankheiten für den Menschen gegeben sind. Im Bereich des Trinkwassers ist nach § 11 Abs 1 die Gefahrenabwehr auch auf chemische Stoffe erweitert. Diese sind durch die Sinnesorgane des Menschen meist ebensowenig zu erkennen wie Mikroorganismen; die Zeit bis zum Eintritt eines Gesundheitsschadens ist jedoch im allgemeinen länger.

Man setzt Grenzwerte so, daß sie der Gefahrenabwehr dienen, die Wahrscheinlichkeit eines Gesundheitsschadens gering halten und mit den Rechtsnormen in Einklang stehen. Eine Gefahr ist danach eine Sachlage, die bei ungehinderter Ablauf des zu erwartenden Geschehens eventuell zu einem Schaden führen könnte [8]. Es muß keine Gewißheit, wohl aber eine gewisse Wahrscheinlichkeit des Schadeneintritts bestehen [9]. Aus naturwissenschaftlicher Sicht ist eine Grenzwertfestsetzung unter dieser Vorgabe nicht zu verwirklichen. Die Anwesenheit von Erregern übertragbarer Krankheiten kann mikrobiologisch nicht nachgewiesen werden. Noch weniger kann ein bestimmter Gehalt im Trinkwasser eingehalten oder gar regelmäßig überwacht werden. Man ist auf diesem Gebiet auf das Leitkeimsystem angewiesen. Das bedeutet, daß bei bestimmter Herkunft des Wassers mit ausreichender Wahrscheinlichkeit dann nicht mit dem Auftreten von Krankheitserregern zu rechnen ist, wenn bestimmte Indikatoren unterhalb bestimmter Grenzwerte liegen [10]. Eine andere Aussage gibt es nicht. Wegen der hohen Relevanz der durch das Wasser übertragbaren Krankheiten muß ein solcher Indikatorwert eingeführt werden, auch wenn er den Vorgaben nicht entspricht. Die Angst vor Typhus und Cholera konnte hier die Juristen überzeugen.

Für chemische Stoffe lassen sich unter der oben zitierten Vorgabe bestensfalls akut-toxische Dosen und über die Menge des pro Tag aufgenommenen Trinkwassers akut-toxische Grenzwerte ermitteln. Diese Werte hätten dann eine Schutzfunktion, wenn zufällig an einem Tage von einem Stoff die so bemessene Konzentration aufrätte und sonst nicht. Weiterhin müßten alle anderen ge-

sundheitsschädigenden Stoffe nicht vorhanden sein. Beide Nebenbedingungen sind jedoch nicht gegeben. Allein wegen der Möglichkeit einer länger andauernden Verunreinigung des Trinkwassers müssen für die Grenzwertfestsetzung nicht akut-toxische Daten, sondern chronisch-toxische Daten verwendet werden.

Unter Berücksichtigung einer Lebenserwartung von 70 Jahren, empfindlicher Bevölkerungsgruppen und Aufnahmen auch aus anderen Quellen kann man unter Aufbietung aller toxikologischer Bewertungskünste und Auswertung epidemiologischer Erhebungen Zufuhren über das Trinkwasser ermitteln, die bei dauern- dem Genuß nicht zu einem Gesundheitsschaden führen. Es ergeben sich höchst mögliche Konzentrationen, bei welchen mit einer je nach der Güte des Untersuchungsmaterials sich ergebenden Wahrscheinlichkeit kein Gesundheitsschaden zu erwarten ist. Als Grenzwert benutzt sagt dieser Wert, daß bei kleineren Konzentrationen mit zunehmender Wahrscheinlichkeit kein Gesundheitsschaden auftritt. Das bedeutet aber nicht, daß bei höheren Konzentrationen mit einem Schaden gerechnet werden muß. Im strengen Sinn ist die Vorgabe des BSeuchG auch auf diese Weise nicht erfüllbar.

Um sich den Anforderungen der juristischen Vorgabe nähern zu können, be- darf es einer präzisen Angabe der Wahrscheinlichkeit und in diesem Zusammen- hang einer Diskussion der allgemeinen Wahrnehmung eines Risikos (Risikoakzeptanz). Es drängt sich auf, Lord Asbys "Nutzen-Risiko-Diagramm" von 1976 zu Rate zu ziehen, da es sich weitgehender Anerkennung erfreut (Abb. 1). Auf der Ordinate ist das Risiko als Fall (Schaden) pro Jahr und auf der Abszisse das Verhältnis von subjektivem zu objektivem Nutzen aufgetragen. Nach Lord Asbys Untersuchungen ergibt sich eine Kurve, die den Bereich des unzumutba- ren Risikos vom zumutbaren Risiko trennt. Höhere Gewalt wie Tod durch Blitz- einschlag, die weder objektiven noch subjektiven Nutzen hat (also $N_s/N_o = 1$), hat ein Risiko von $1/(2 \cdot 10^6)$ und wird als unerheblich bis leicht eingeschätzt, höhere Risiken dagegen schon als unzumutbar. Für gesundheitsschädigende Stoffe im Trinkwasser ist zu bedenken, daß diese gleichfalls weder einen objekti- ven noch einen subjektiven Nutzen haben. Das akzeptable oder zumutbare Ri- siko liegt also in der gleichen Größenordnung wie das der höheren Gewalt. Es gibt eine Reihe von Grenzwertempfehlungen, die auf dieser Basis entstanden sind.

Betrachtet man jedoch nicht nur den gesundheitsschädigenden Stoff, sondern auch das Wasser als Lebensmittel, erhalten wir höhere Nutzenrelationen. Ein durstender Mensch in der Wüste trinkt jedes Wasser, ungeachtet drohender Er-krankung. Die subjektive Einschätzung der Notwendigkeit der Wasseraufnahme könnte jedoch dazu führen, Risiken bis 1/100.000 in Kauf zu nehmen, also als zumutbar anzusehen. Auch auf dieser Basis gibt es eine Reihe von Grenzwert- vorschlägen.

Sollte dem Juristen ein Wert zwischen diesen beiden Werten als hinreichen- de Wahrscheinlichkeit genügen, wäre trotzdem der Weg zu einer befriedigen- den Grenzwertfestsetzung nicht frei. Diese Betrachtung beschränkt sich auf

einen gesundheitsschädigenden Stoff im Trinkwasser. Dort findet man jedoch zumeist verschiedene Stoffe, die unter Umständen das gleiche Zielorgan haben können, etwa Chloroform, Trichlorethen die Leber.

Eine toxikologische Aussage über die Verhältnisse bei Mischungen ist bisher nur für wenige Kombinationen möglich.

Der Gesetzgeber hat in § 11 BSeuchG nicht die gewisse Wahrscheinlichkeit eines Schadens, sondern die Besorgnis eines Schadens vorgegeben. Damit ergibt sich ein Sicherheitszuschlag, der in Anspruch genommen werden muß. Im Fall des Quecksilbers war er zunächst zu gering, so daß der Grenzwert von 0,005 mg/l aus dem Jahre 1975 auf 0,001 mg/l im Jahre 1986 herabgesetzt werden mußte. Aus dieser Betrachtung ergibt sich das Schema der Grenzwertfestsetzung in Abbildung 2. Gleichzeitig ergibt sich der Spielraum für Ausnahmegenehmigungen nach § 4 TrinkwV für befristete Zeiten, falls die Trinkwasserversorgung nicht auf anderem Wege sichergestellt werden kann [7].

Grenzwerte und Sicherheit der Trinkwasserverordnung

Die Betrachtung des Asby-Diagramms erbrachte eine hohe Nutzenrelation für das Trinkwasser. Diese bezieht sich auf die Verfügbarkeit und die Versorgungssicherheit. Daraus folgt, daß die Trinkwasserversorgung ökologisch unschädlich und stabil sein muß. Dieser Gesichtspunkt ist im Bundesseuchengesetz nicht berücksichtigt. Als Beispiel sei das Nitrat genannt, dessen Grenzwert aus gesundheitlicher Vorsorge auf 50 mg/l herabgesetzt wurde. Man weiß jedoch, daß bei dieser Konzentration die Grundwasserbildung mit der Zeit erheblich gestört wird. Auf die Dauer duldbare Werte müßten wahrscheinlich zwischen 15 und 30 mg/l - je nach Bodenformation - liegen [12]. Ähnliche Verhältnisse liegen bei Zink und Kupfer vor, für die bisher kein Grenzwert für Trinkwasser festgelegt zu werden brauchte. Das Schema der Grenzwertfestsetzung für diese Fälle findet man in Abbildung 3.

Grenzwerte und Schutzwall

Ist man sich über die Methode der Grenzwertfestsetzung im klaren, sollte man trotzdem nur mit großer Vorsicht ans Werk gehen, um unangenehme Überraschungen zu vermeiden. Hat man Verunreinigungen des Grundwassers und der Oberflächengewässer analytisch bestimmt, so zeigt es sich, daß für die meisten der angetroffenen Stoffe keine oder keine ausreichenden toxikologischen Daten für eine Grenzwertfestsetzung vorliegen. In vielen Fällen handelt es sich um Stoffe, die sich im Abwasser oder im Gewässer gebildet haben und wegen mangelnden industriellen Interesses nur durch Zufall gefunden werden. Sollte es sich dabei um humantoxische Stoffe handeln, werden sie ihre Wirkung ent-

falten. Über diesen Pfad ist die Trinkwasserversorgung unsicher. Es wäre töricht, wollte man für alle möglichen Verunreinigungen die notwendigen toxikologischen Daten erarbeiten. Heere von Toxikologen wären Jahre über Jahre an der Arbeit und kämen kaum jemals zu einem Ende. Außerdem: Wer sollte dann die vielen Stoffe überwachen, und wer sollte die Überwachung bezahlen [13]?

Hier hilft nur ein Schutzwall! Dieser muß die Trinkwasserressourcen in einer Weise umgeben, daß Verunreinigungen keine Möglichkeit des Zutritts haben. So etwas gab es schon zum Schutz vor Erregern übertragbarer Krankheiten. Bei der Trinkwasserversorgung ist man vorsichtig und hat ein Mittel nie aufgegeben, sondern über Jahrzehnte gepflegt: die Schutzzonen [14]. Zur Zeit gilt es, diese Schutzzonen auch für chemische Verunreinigungen undurchlässig zu machen. Für Oberflächengewässer, insbesondere Flüsse, sind besondere Gütebewirtschaftungssysteme in der Entwicklung.

Bei Anwendung dieser Mittel braucht man nur für die wichtigsten Parameter Grenzwerte und eine dichte Überwachung. Zum Schutz der Trinkwasserversorgung ist merkwürdigerweise ein Grenzwert erforderlich, der für die Beschaffenheit des Oberflächen-, Grund- und Trinkwassers eine große Bedeutung hat: der pH-Wert der Niederschläge (Schnee und Regen). Dieser Wert soll im Bereich des sich ohne Eingriffe einstellenden Gleichgewichts liegen, keinesfalls jedoch pH 5,2 unterschreiten. Damit erstreckt sich der Schutzwall in die Atmosphäre; auch er kommt nicht ohne Grenzwert aus. Allerdings ist hier die humantoxikologische Komponente für den vorsorgenden Trinkwasserschutz weniger sensibel als technische und ökologische Funktionen.

Literatur

1. Klut, M.: Untersuchungen des Wassers an Ort und Stelle. Verlag von Julius Springer Berlin 1927
2. Ludwig, H.: Die natürlichen Wasser in ihren chemischen Beziehungen zu Luft und Gesteinen. Verlag von Ferdinand Enke Erlangen (1862), 236
siehe auch
Grohmann, A.: Water Hardness. In: Hardness of Drinking Water and Public Health. Commission of the European Communities by Pergamon Press (1975), 145 - 158
3. Koch, Robert: Gesammelte Werke, Bd. 2, Thieme Verlag (1912), 183
4. Anleitung für die Einrichtung, den Betrieb und die Überwachung öffentlicher Wasserversorgungsanlagen, welche nicht ausschließlich technischen Zwecken dienen. Vom 16.6.1906. In: R. Abel: Die Vorschriften zur Sicherung gesundheitsgemäßer Trink- und Nutzwasserversorgung, Verlagsbuchhandlung Richard Schoek, Berlin (1911), 8 ff

5. European Standards for Drinking Water. Second Edition - World Health Organization, Genf 1970
6. Schumacher, W.: Entwicklung von Rechtsnormen für Trinkwasser. In: Die Trinkwasserverordnung. Erich Schmidt Verlag Berlin (1987), 513 - 522
7. Hässelbarth, U.: Die Regelung chemischer Stoffe in der Trinkwasserverordnung. In: Die Trinkwasserverordnung. Erich Schmidt Verlag Berlin (1987), 138 - 146
8. Kloepfer, M., und Knebel, J.: Umweltchemikalienrecht im Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern - Querschnittsfragen - Berichte 7/81. Erich Schmidt Verlag Berlin (1981) 47 - 55
9. Rehbinder, E., Kayser, D., und Klein, H.: Chemikaliengesetz. Kommentar und Rechtsvorschriften zum Chemikalien. C.F. Müller Juristischer Verlag Heidelberg (1985), 30 - 45
10. Borneff, J.: Die Bestimmung von *E. coli* und coliformen Keimen und ihre Bedeutung. In: Die Trinkwasserverordnung. Erich Schmidt Verlag Berlin (1987), 117 - 126
11. Lord Asby: Protection of the Environment. The Human Dimension Proc. Roy. Soc. London 69 (1976), 721 - 730
12. Rohmann, U., und Sontheimer, H.: Nitrat im Grundwasser. DVGW Forschungsstelle am EBI der TH Karlsruhe 1985
13. Hässelbarth, U.: Die Beziehungen zwischen der Trinkwasserverordnung und den Vorschriften technischer Normen in der Trinkwasserversorgung. In: Hydrochemische und hydrogeologische Mitteilungen Bd. 4 München (1981), 279 - 284
14. DVGW Regelwerk W 101, W 102 ZfGW Verlag Frankfurt

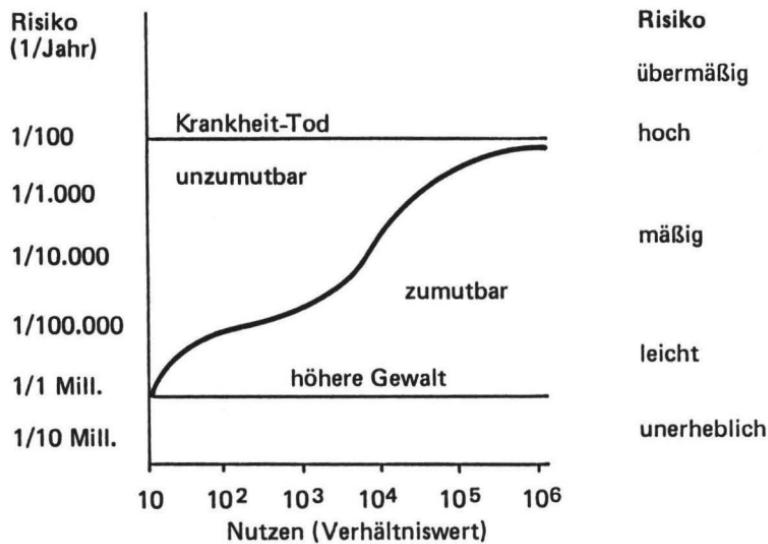


Abb. 1: Abhängigkeit des akzeptierten Risikos vom subjektiv geschätzten Nutzen

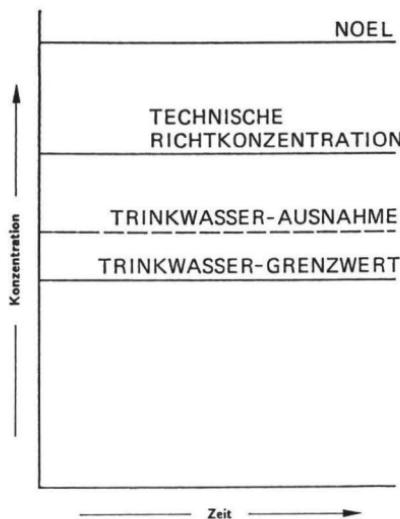


Abb. 2: Darstellung unter verschiedenen Bedingungen zeitlich festgelegter zulässiger Konzentrationen gesundheitlich bedenklicher Stoffe im Trinkwasser (NOEL = No effect level)

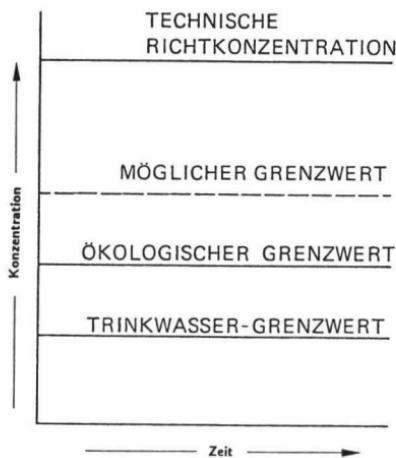


Abb. 3: Darstellung unter verschiedenen Bedingungen zeitlich festgelegter zulässiger Konzentrationen gesundheitlich und ökologisch bedenklicher Stoffe im Trinkwasser



Zur Bewertung von Boden- und Grundwasserkontaminationen

*H. Kerndorff, G. Milde, R. Schleyer, J.-D. Arneth,
H. Dieter und U. Kaiser*

Zusammenfassung

Bewertungen von Boden- und Grundwasserkontaminationen sind aufgrund verschiedenartiger Expositions- und Nutzungssituationen nur sinnvoll, wenn festgestellt wird, welche Gefährdungen von Schutzgütern existieren bzw. welche Schädigungen verhindert werden sollen. Es ergeben sich daraus verschiedene Grundlagen einer Kontaminationsbewertung. An erster Stelle steht die Unterscheidung von Prophylaxe und curatio, wobei Bewertungen bereits existenter Kontaminationen nur Basis kurativer Maßnahmen sind.

Es wird ein Bewertungskonzept vorgestellt, das am Beispiel von Grundwasserkontaminationen durch Punktquellen die hierzu notwendigen Aspekte behandelt. Aus der Verknüpfung von Nutzungs-/Expositionsbewertung und Stoffbewertung sind Handlungsanweisungen abzuleiten. Die Grundzüge der Stoffbewertung, d.h. die Findung von wesentlichen Kontaminanten, ihr physikochemisches Verhalten, ihre repräsentativen Konzentrationen sowie ihre Toxizität werden anhand von Beispielen dargestellt.

Unter Kontaminationen von Boden und Wasser versteht man im allgemeinen anthropogene Verschmutzungen. Diese können durch sehr verschiedene Stoffe hervorgerufen sein, zum einen durch auch natürlich vorhandene Stoffe und zum anderen durch anthropogene, synthetische Stoffe. Weiterhin sind Punktkontakte und Flächenkontakte zu unterscheiden. Punktkontakte können im Einzelfall sehr hoch, d.h. problematisch sein, stehen aber in ihrer gesamten Bedeutung hinter Flächenkontaminationen zurück, die wegen ihrer Großraumbeeinflussung bedeutender sind.

Ein besonderes Problem ist die Abgrenzung einer Kontamination. Hierbei muß berücksichtigt werden, daß Kontaminationen durch natürlich vorhandene Stoffe Auffüllungen auf regional sehr unterschiedliche Gehalte sind. Als Beispiel hierzu können die Vorsorgerichtwerte aus der Regelung der Klärschlamm-aufbringung und auch Schwermetallgehalte von Bachsedimenten herangezogen werden. Diese Sedimente können als Charakteristikum der Bodensituation in einem größeren Einzugsgebiet benutzt werden. Der Medianwert für Blei in Bachsedimenten der Bundesrepublik liegt bei 24 mg/kg (Fauth et al., 1985); der Bodenrichtwert von 100 mg/kg, bis zu dem noch eine Klärschlammaufbringung üblicherweise gestattet ist, ist also bereits zu einem Viertel ausgeschöpft. Noch deutlicher wird dies, wenn man einen speziellen geologischen Großraum wie den des Verbreitungsgebiets des Karbon betrachtet, das viele hundert Quadratkilometer einnimmt. Dort findet man in Bachsedimenten einen Medianwert für Blei von 68 mg/kg; das bedeutet doch schon eine weitgehende natürliche Ausschöpfung ($> 2/3$) des gesetzlichen Vorsorgewertes.

Bewertungen für den Boden und den Grundwasserbereich erfordern wegen der verschiedenartigsten Nutzungen Definitionen, welche Schutzwertgefährdung existiert bzw. welche Schutzwertschädigung verhindert werden soll. An erster Stelle der Schutzwerte steht die menschliche Gesundheit, die durch Schadstoffe in der Nahrung und sonstige orale Aufnahme sowie durch Hautkontakt mit Schadstoffen beeinträchtigt werden kann. Im Boden- und Grundwasserbereich müssen aber auch weitere Schutzwerte - etwa Nutzpflanzen, Nutztiere oder sonstige Pflanzen und Tiere - berücksichtigt werden. Zusätzlich gilt dies auch für Bodenökosysteme und Aquiferökosysteme, die häufig noch ungenügend berücksichtigt werden und in ihren Empfindlichkeiten unzureichend bekannt sind. Hierzu gehören außerdem alle sich bewegenden Grundwässer, die Oberflächenwässern zustreben, die Ökosysteme der Oberflächengewässer selbst sowie letztlich noch solche Schutzwerte wie z.B. Bauwerke, die durch aggressive Kontaminanten in Böden und Grundwässern stark beschädigt werden können.

Neben der Betrachtung des spezifischen Schutzzwecks oder der Gruppe von Schutzzwecken, die dem Bewertungsmäß zugrunde liegen, müssen bei der heterogenen Nutzung von Boden und Grundwasser zusätzlich sehr unterschiedliche Distanzen beachtet werden. Dabei ist der Begriff "Distanz" hier auch im übertragenen Sinn zu verstehen. Eine Grundwasserkontamination am Ort der Nutzung ist wesentlich problematischer als die gleiche Kontamination so weit vom Ort der Nutzung entfernt, daß der Anteil des kontaminierten Grundwassers nur noch 0,5% am Förderwasser beträgt. Schließlich treten beispielsweise im Boden einerseits Schwermetallgehalte auf, die nicht pflanzenverfügbar sind und andererseits Schwermetallgehalte, die zwar pflanzenverfügbar sind, jedoch nur zu einem bestimmten Anteil in den Teil der Pflanze eindringen, der genutzt wird. Nur die enge Zusammenschau von Schutzzweck und dessen möglicher Gefährdung durch eine konkrete Kontamination erlaubt eine Bewertung.

Es ergeben sich daraus unterschiedliche Strategien der Schadstoffbewertung, wobei an erster Stelle der deutliche Unterschied zwischen der Prophylaxe und

der curatio zu nennen ist. Da es beim prophylaktischen Umweltschutz darum geht, künftige Verunreinigungen vorbeugend zu vermeiden, werden Werte im Sinne der Vorsorge häufig möglichst weit vor einer negativen Wirkung festgelegt. Im Falle der Beseitigung bereits vorhandener Kontaminationen sieht es dagegen ganz anders aus. Das liegt nicht an einer hier geringeren Umwelsensibilität, sondern daran, daß Verfahren zur Sanierung bereits kontaminierte Böden und Grundwässer aus naturwissenschaftlichen und technischen Gründen meist nicht so weit getrieben werden können, wie es Vorsorgewerte verlangen würden. Aus diesem Grund wird sich also die curatio meist nur der unmittelbaren Gefahren- und Gefährdungsbeseitigung widmen.

Diese generellen Feststellungen sollen nun am Beispiel einer Bewertung punktförmiger Grundwasserkontaminationsquellen, etwa hervorgerufen durch Abfallablagerungen oder kontaminierte Betriebsgelände, konkretisiert werden. Die Gesamtbewertung einer solchen Grundwasserkontamination resultiert aus der speziellen Expositionsbewertung einerseits, d.h. der Bewertung einer möglichen Grundwassernutzung beispielsweise als Trinkwasser in einer bestimmten Entfernung vom Ort der Kontamination und der Bewertung der das Grundwasser kontaminierenden Stoffe andererseits. Daraus sind dann letztlich Handlungsanweisungen abzuleiten (Abb. 1).

Der Komplex "Stoffbewertung" besteht aus mehreren Teilen. Es gehört hierzu zunächst die Erfassung sogenannter "Hauptkontaminanten", d.h. solcher Kontaminanten, die aus einer pfadspezifischen Einengung einer sehr hohen Anzahl möglicher Problemstoffe in der Kontaminationsquelle über spezielle Kontaminationspfade zu einer stark verringerten Anzahl real möglicher Problemstoffe führt. Dieses pfadspezifische Kontaminationsverhalten - z.B. im Grundwasserabstrom von Abfallablagerungen - kann mittels physiko-chemischer Parameter ausreichend charakterisiert werden, um die gut grundwassergängigen und somit besonders gefährlichen von den wenig grundwassergängigen, also weniger gefährlichen Stoffen zu unterscheiden. Auch stellt die Toxizität dieser Substanzen einen Teilbereich der Stoffbewertung dar, und schließlich darf die gemessene Konzentration der Stoffe nicht unberücksichtigt bleiben.

Der Zusammenhang der drei Komplexe des Teilbereichs Stoffbewertung (Grundwassergängigkeit, Toxizität, Konzentration) kann in einem dreidimensionalen Achsenkreuz dargestellt werden (Abb. 2), wobei ein Ziel darin besteht, die drei ermittelten Werte vergleichbar zu machen, indem man sie beispielsweise auf einer Skala von 1 bis 100 normiert. In dem daraus resultierenden "Bewertungswürfel" ergibt sich eine zunehmende Grundwasserqualitätsgefährdung mit zunehmendem Schwärzungsgrad.

Diese integrierte Stoffbewertung aus Grundwassergängigkeit, Toxizität und Konzentration muß anschließend noch mit einer Bewertung der speziellen Expositions- und Nutzungssituation gekoppelt werden. Beispielsweise kann dies dadurch geschehen, daß der prozentuale Anteil des kontaminierten Grundwassers im Förderwasser am Nutzungsplatz gegen die "Stoffbewertungsklasse" aufgetra-

gen wird (Abb. 3). Die sich dann ergebende zunehmende Sanierungspriorität lässt sich ebenfalls in Schwärzungsgraden darstellen. So ergibt dann beispielsweise die Verbindung der höchsten Bewertungsklasse bei integrierter Stoffbewertung (Klasse 10) mit einem Anteil des kontaminierten Grundwassers an der Trinkwassernutzung von weniger als 0,1% nur eine Sanierungspriorität von 6 oder 7. Diese Nutzungssituation relativiert den ursprünglich einmal sehr gefährlichen Stoffbewertungsaspekt deutlich.

Von den geschätzten ca. 10^6 Stoffen, die in kontaminierten Standorten vorkommen können (Abb. 4), sind bisher unter Ausschöpfung derzeitig verfügbarer analytischer Mittel nur etwa 10^3 im Grundwasserabstrom von Abfallablagerungen nachgewiesen worden. Grundlagen für diese Angaben bilden ca. 360 untersuchte Standorte in den USA (Plumb Jr., 1985, 1987; Plumb Jr. und Pitchford, 1985) und ca. 100 in der Bundesrepublik. Berücksichtigt man nur die Grundwasserkontaminanten, deren Konzentrationen über 1 $\mu\text{g/l}$ liegen, so reduziert sich die Anzahl auf 10^2 . Nimmt man von diesen nur diejenigen, welche durch Toxizität und Stoffverhalten auf dem Grundwasserpfad wirklich Bedeutung erlangen, so wird die Anzahl kleiner als 10^2 . Zur Untermauerung dieser Feststellung liegen umfangreiche Untersuchungen vor, deren Daten derzeitig bearbeitet werden. Es können jedoch bereits einige organische Hauptkontaminanten (Abb. 5) aus dem Grundwasserabstrom von Abfallablagerungen in der Bundesrepublik benannt werden, die sich aus knapp 100 Abfallablagerungs-Untersuchungen ergeben haben. Berücksichtigung finden hierbei nur Stoffe, für die mindestens 100 Analysenergebnisse vorliegen. Das sind bis jetzt 15 Stoffe, alle mit mehr als 1% Nachweishäufigkeit. Die zum Vergleich herangezogenen US-amerikanischen Untersuchungsergebnisse aus dem kontaminierten Grundwasserbereich von ca. 360 Abfallablagerungen (Abb. 6) zeigen, daß insgesamt nur 62 Substanzen mehr als 1% Nachweishäufigkeit haben. Diese Substanzen sind in Abbildung 6 - unterteilt in vier analytisch-chemische Gruppen - als Punkte aufgetragen; 23 davon sind namentlich genannt. Ein noch tieferer Blick ins Detail zeigt, daß nur ungefähr 100 Substanzen eine Nachweishäufigkeit von mehr als 0,2% haben und daß ca. 800 Substanzen unter 0,1% Nachweishäufigkeit liegen. Das bedeutet, daß eine solche Substanz - statistisch gesehen - in 1000 kontaminierten Grundwasserproben höchstens einmal nachgewiesen werden kann.

Der folgende Schritt bei der Stoffbewertung ist die Charakterisierung des Konzentrationsspektrums vorrangiger Kontaminanten im Grundwasserabstrom aller erfaßten Abfallablagerungen. Als Beispiel zeigt Abbildung 7 die Konzentrationsverteilungen von zwei anorganischen und zwei organischen Kontaminanten im Abstrom von ca. 100 Abfallablagerungen in der Bundesrepublik in Form von Häufigkeitsverteilungen und Summenkurven. Das Tetrachlorethen zeigt beispielsweise bei einem Summenprozentwert von 25 nur geringe Konzentrationen im Grundwasser von deutlich unter 10 $\mu\text{g/l}$. Kontaminationen im Bereich von 10 $\mu\text{g/l}$ und mehr haben jedoch bereits Summenprozentwerte von 90 und größer. Da die Summenkurve für jede Substanz einen individuellen Verlauf hat (Abb. 7), kann eine

stoffspezifische Charakterisierung erfolgen, wobei die Summenprozentskala einen normierten Maßstab darstellt, an dem jede Konzentration entsprechend beurteilt werden kann.

Als nächster Komplex ist die Grundwassergängigkeit von Kontaminanten zu betrachten. Sie resultiert im wesentlichen aus Größen wie Mobilität, Akkumulierbarkeit und Persistenz, wobei jede dieser Größen durch eine unterschiedliche Anzahl von physiko-chemischen Stoffkenndaten beschrieben werden kann. Als die Mobilität beschreibende Parameter werden im vorliegenden Fall die Wasserlöslichkeit und der Dampfdruck herangezogen. Derzeitig wird außerdem die Erfassung des Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten und des ¹chi-Index (Sabljic 1987) der Hauptkontaminanten zur Charakterisierung der Bioakkumulierbarkeit bzw. der Haftungseigung an Boden- und Untergrundpartikeln durchgeführt. Als Beispiel der Vorgehensweise soll erneut das Tetrachlorethen dienen. In Abbildung 8 sind die Häufigkeitsverteilungen und Summenkurven der die Mobilität beschreibenden Parameter Wasserlöslichkeit und Dampfdruck der wichtigen Grundwasserkontaminanten im Abstrom von Abfallablagerungen dargestellt. Tetrachlorethen hat aufgrund seiner Löslichkeit und seines Dampfdrucks eine ganz bestimmte Lage auf der jeweiligen Abszisse. Die Summenkurve wird an der für das Tetrachlorethen eigenen Wasserlöslichkeit geschnitten. Man kann so der Wasserlöslichkeit des Tetrachlorethens den Summenprozentwert von 45 zuordnen. Analog wird im Falle des Dampfdrucks verfahren (Abb. 7). Die Mittelwertbildung der beiden Summenprozente - für das Tetrachlorethen 76 und 45 - würde für das Mobilitätspotential des Tetrachlorethens im Grundwasser einen Wert von 60,5 ergeben.

Für den letzten Komplex schließlich, die toxikologische Beurteilung von Kontaminanten, ist ein sehr detailliertes Modell aufgestellt worden, das hier nur in seinen Grundzügen gezeigt werden kann (Vgl. Arneth et al., 1988; Schleyer et al., 1988). Aufgrund der Heterogenität toxikologischer Stoffinformationen wird dieses Bewertungsmodell in die fünf Teilbereiche "Vkt" (Verlässlichkeit der getesteten Kriterien), "Tox" (Toxikologische Prüfungen), "Ca" (Karinogenität), "StP" (sonstige toxikologische Prüfungen) und "Htx" (Humantoxikologie) gegliedert (Abb. 9). Das Feld "Vkt" bestimmt die Aussagekraft der toxikologischen Bewertung, d.h. Stoffe, die aufgrund zu spärlich vorhandener Informationen in Gruppe I einzurichten sind, sollten nicht mit dem Bewertungsmodell toxikologisch beurteilt werden. Das Feld "Htx" ist für zusätzliche, nicht quantifizierbare Angaben in Form von "Freitext" geschaffen worden. Von den fünf Feldern des Bewertungsmodells dienen nur die beiden für einen bestimmten Stoff ermittelten "Bewertungszahlen" aus dem quantitativen "Tox"-Feld und dem qualitativen "StP"-Feld als Ausgangswerte für die weitere Einstufung. Eine Zusammenfassung des Vorgehens ist Abbildung 10 zu entnehmen, in der gezeigt wird, wie durch Verknüpfung der einzelnen Zahlen das "Toxizitätspotential" einer Substanz in Form einer Bewertungszahl quantifiziert werden kann. Ein abschließendes Beispiel, erneut mit dem Tetrachlorethen, soll dies verdeutlichen. Aus dem

Bewertungsprofil (Abb. 11) geht hervor, daß die Verlässlichkeit der getesteten Kriterien dieser Substanz in Gruppe III liegt, daß der negative Logarithmus der gewichteten Dosiskennzahl 1,69 beträgt, daß von 9 sonstigen toxikologischen Prüfungen vier positive und zwei negative Resultate erbrachten, daß drei Tests nicht durchgeführt wurden und das schließlich die Karzinogenitätseinstufung zur Gruppe B₂ führt. Dies ergibt dann letztlich die "Toxizitätsbewertungszahl" von 39,3 (Abb. 11) auf einer möglichen Skala von 0 bis 100, womit eine quantitative Verknüpfung mit den anderen Teilkomplexen der Stoffbewertung ermöglicht wird (Abb. 2).

Mit dem vorliegenden Bewertungsmodell wird auf einer breiten Basis ein Konzept zur Beurteilung von Grundwasserkontaminationen durch punktförmige Quellen vorgestellt. Es bietet einen auf wissenschaftlichen Erkenntnissen basierenden Lösungsweg an. Es werden die wesentlichen Teilbewertungsbereiche einer Stoffbewertung, nämlich Konzentration, Grundwassergängigkeit und Toxizität erst für sich bewertet und dann miteinander standardisiert verknüpft. Diese Verknüpfung schafft eine neue übergeordnete Größe, die geeignet erscheint, in Verbindung mit unterschiedlichen Expositions- und Nutzungssituationen einzelne Standorte spezifisch zu beurteilen.

Nach Auffüllung der Datenbasis (physiko-chemische Parameter zur Grundwassergängigkeit, Toxikologie u.a.) und bei steter Anpassung an den aktuellen Kenntnisstand empfiehlt sich das vorgeschlagene Bewertungsmodell als geeigneter Weg zur Risikoabschätzung bestehender Kontaminationsquellen und zur Dringlichkeitsbeurteilung möglicher Sanierungen.

Literatur

Arneth, J.D., Schleyer, R., Kerndorff, H., und Milde, G.: Standardisierte Bewertung von Grundwasserkontaminationen durch Altlasten. I. Grundlagen sowie Ermittlung von Haupt- und Prioritätskontaminanten. Bundesgesundheitsblatt 31 (1988), H. 4, 117 - 123

Fauth, H., Hindel, R., Siewers, U., und Zinner, J.: Geochemischer Atlas Bundesrepublik Deutschland. Verteilung von Schwermetallen in Wässern und Bachsedimenten. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 1985

Plumb Jr., R.H.: A Practical Alternative to the RCRA Organic Indicator Parameters. In: Bursztynsky, T.P.E. (Hrsg.): Proceedings of HAZMACON 87, Hazardous Materials Management Conference and Exhibition, 21-23 April 1987, Santa Clara, California, (1987), 135 - 150

Plumb, Jr, und Pitchford, A.M.: Volatile Organic Scans: Implications for Groundwater Monitoring. Proceedings of the National Water Well Association/American Petroleum Institute Conference on Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Groundwater, 13-15 November 1985, Houston, Texas, (1985), 1 - 15

Sabljic, A.: On the Prediction of Soil Sorption Coefficients of Organic Pollutants from Molecular Structure: Application of Molecular Topology Model. Environ. Sci. Technol. 21 (1987), 358 - 366

Schleyer, R., Arneth, J.D., Kerndorff, H., Milde, G., Dieter, H., und Kaiser, U.: Standardisierte Bewertung von Grundwasserkontaminationen durch Altlasten. II. Stoffbewertung, Expositionsbewertung und ihre Verknüpfung. Bundesgesundheitsblatt 31 (1988), 5 (im Druck)

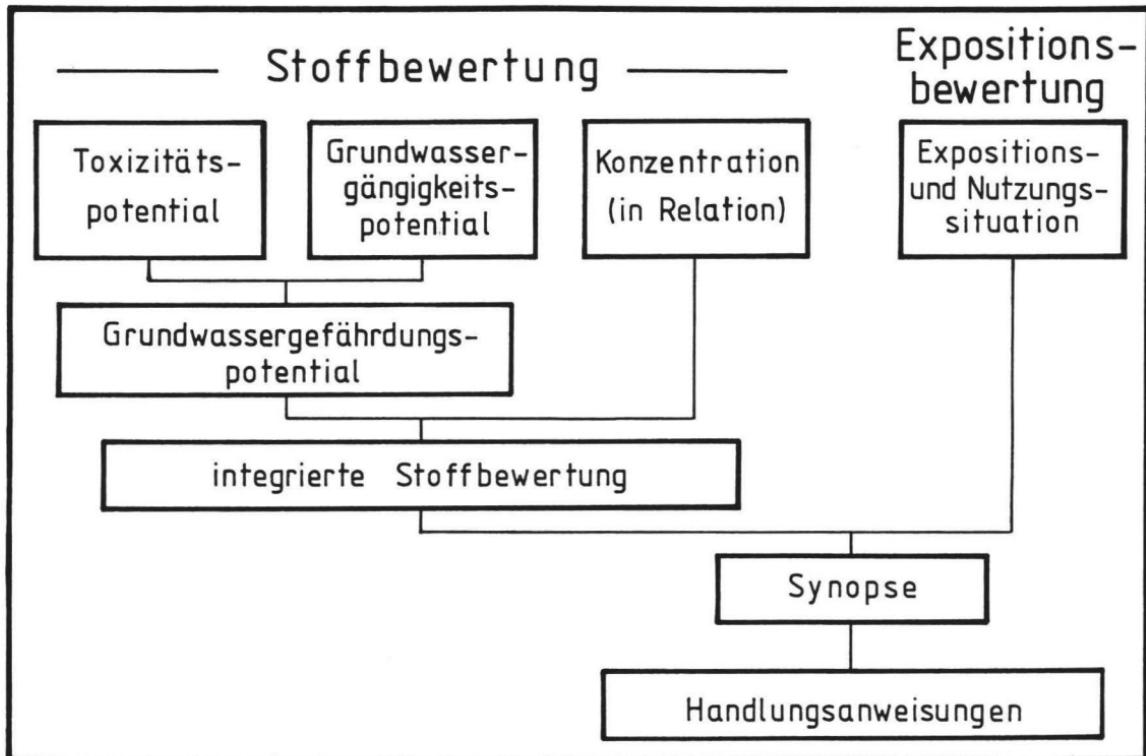


Abb. 1: Schema des Bewertungskonzepts

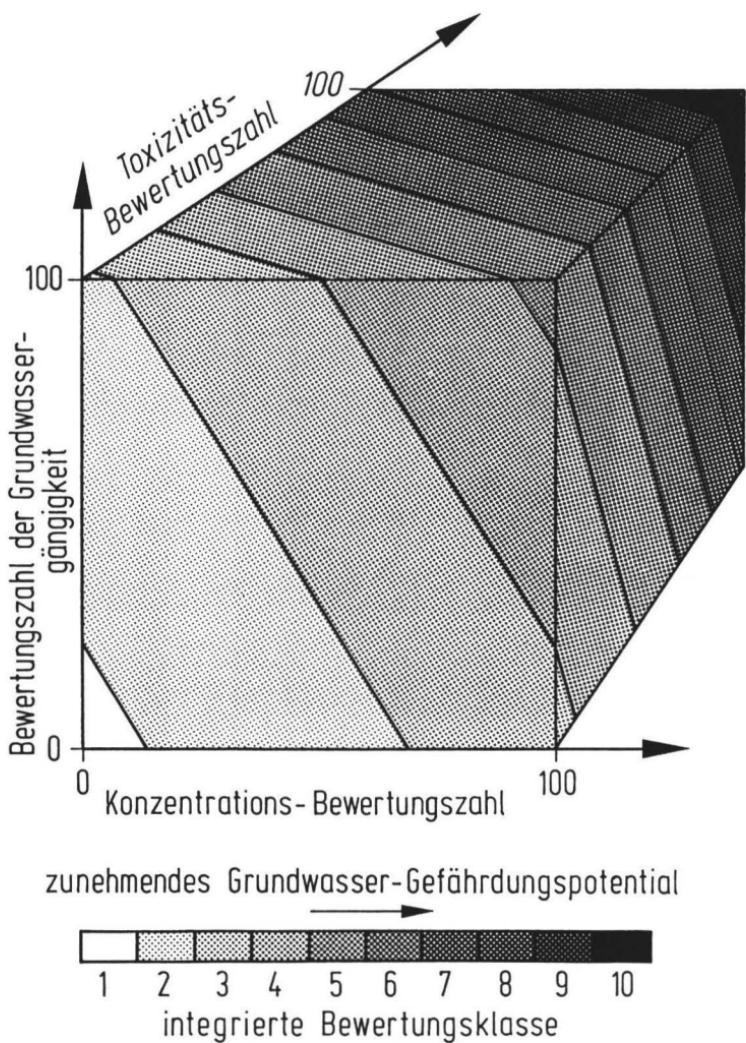


Abb. 2: Integrierte Stoffbewertung durch Verknüpfung von Konzentrations-Bewertung, Grundwassergängigkeits-Bewertung und Toxizitäts-Bewertung im "Bewertungswürfel"

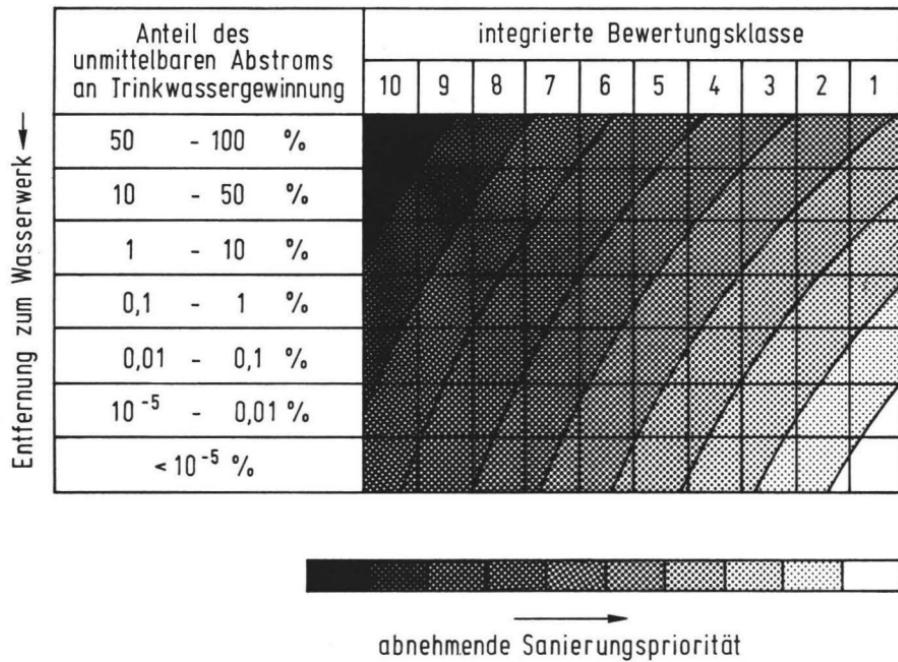


Abb. 3: Ermittlung von Sanierungsprioritäten im Falle einer Trinkwassernutzung im Abstrombereich einer Kontaminationsquelle

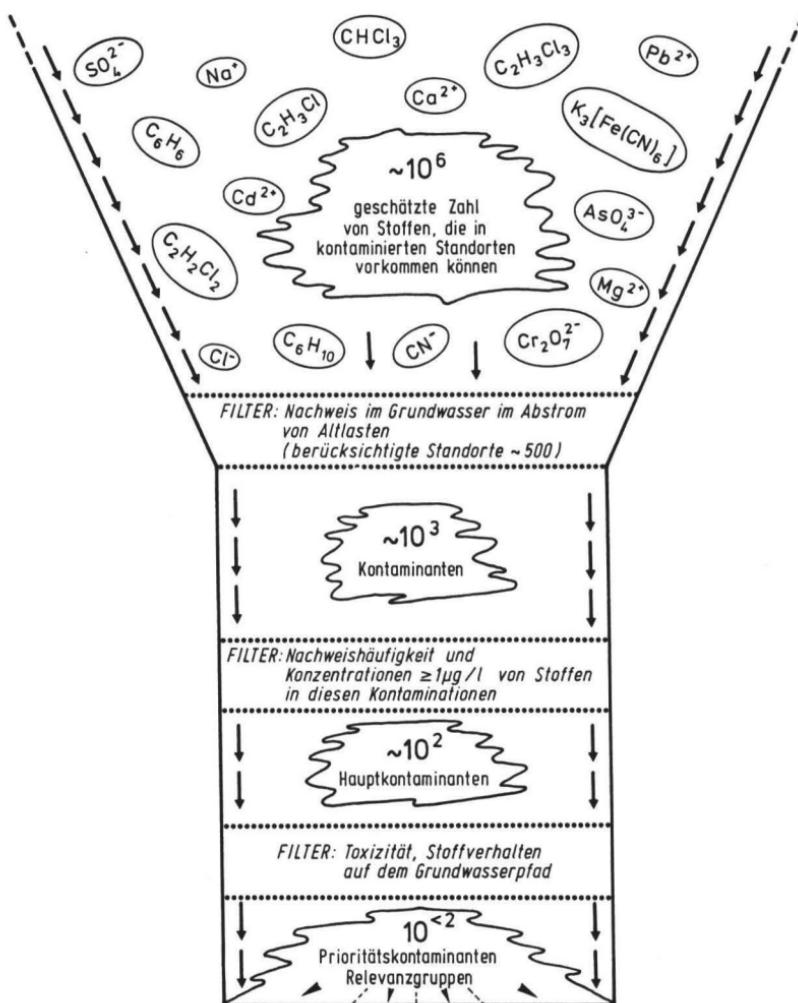


Abb. 4: Ermittlung von grundwasser-relevanten Kontaminanten

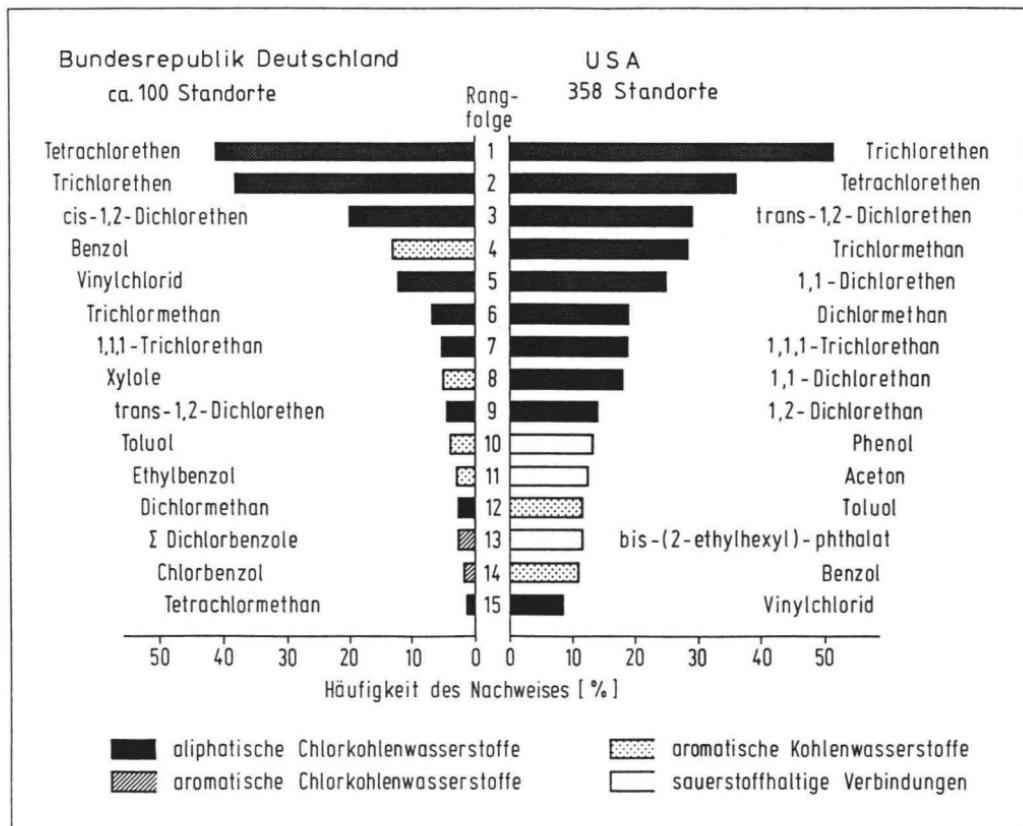


Abb. 5: 15 Hauptkontaminanten der Bundesrepublik im Vergleich zu den 15 häufigsten Kontaminanten in den USA

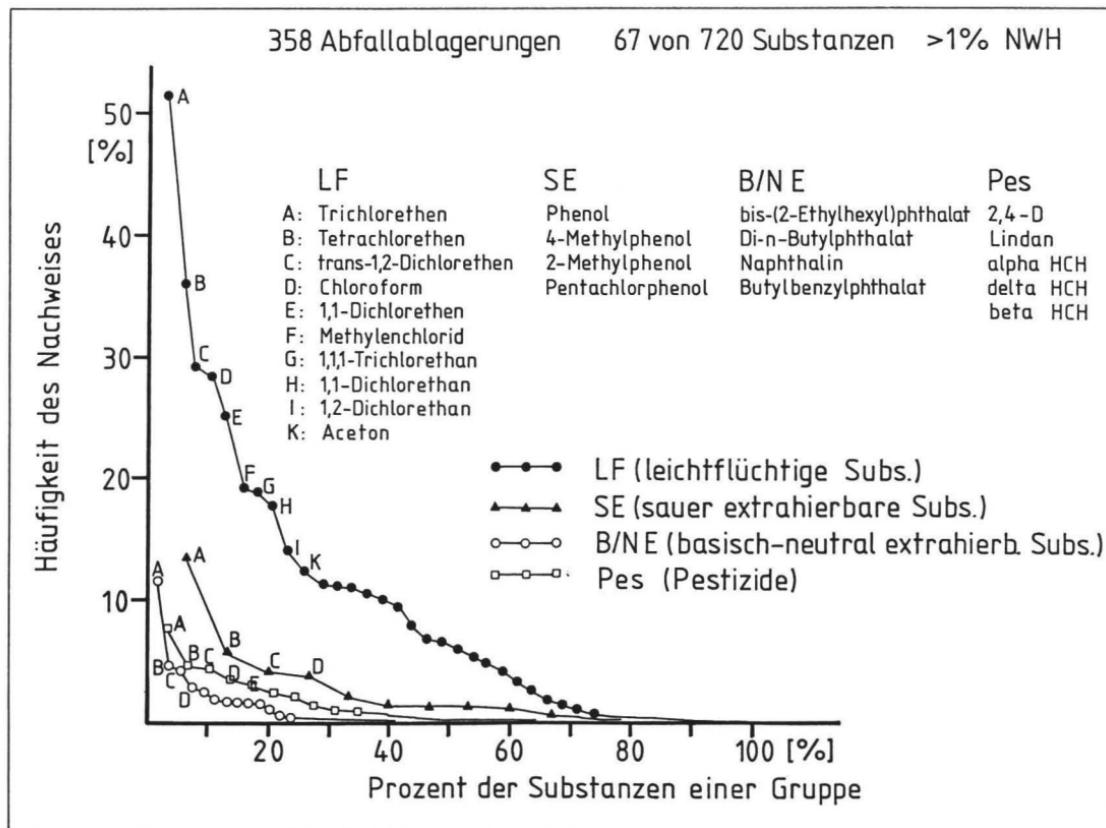


Abb. 6: Nachweishäufigkeiten von organischen Kontaminanten im Grundwasserabstrom von Abfallablagerungen in den USA, getrennt für vier analytisch-chemische Gruppen (nach Plum Jr., 1985)

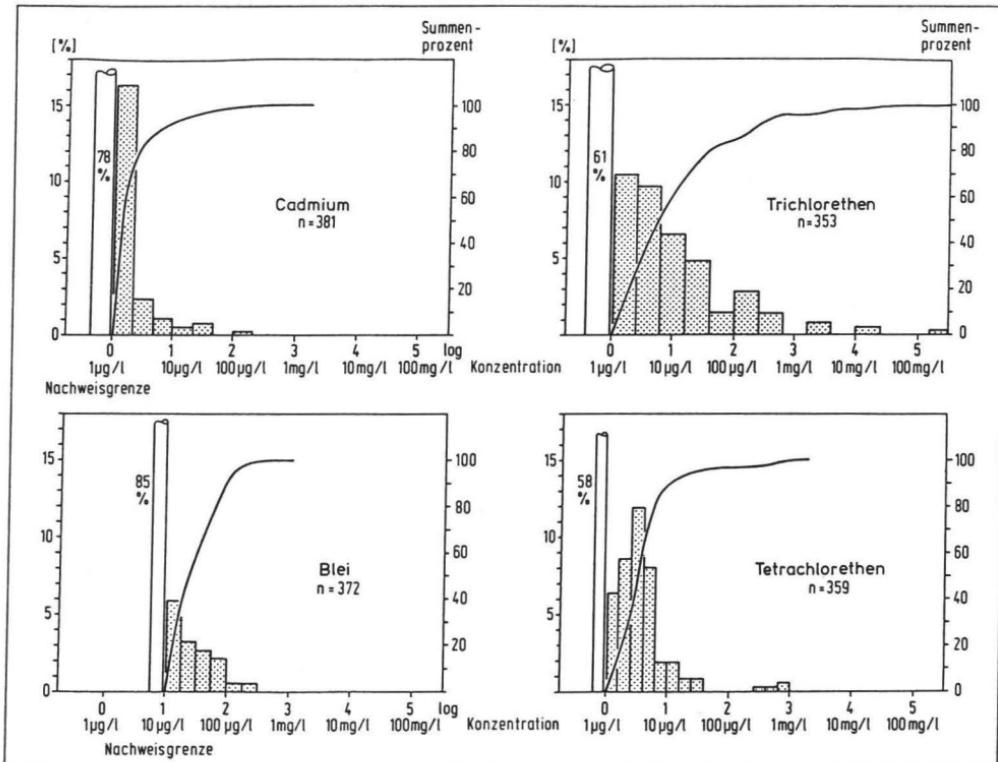
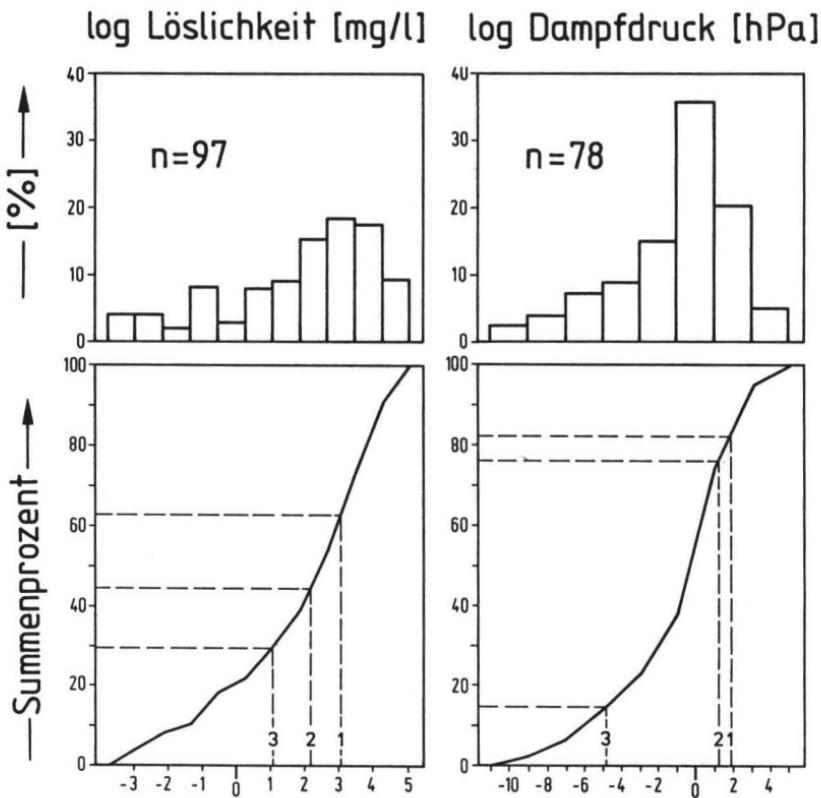


Abb. 7: Konzentrationsspektren von vier Grundwasserkontaminanten im Abstrom von ca. 100 Abfallablagerungen in der Bundesrepublik



Mobilitätspotential:

- | | |
|-----------------------|------------------------|
| 1: Trichlorethen | $(62 + 82) / 2 = 72$ |
| 2: Tetrachlorethen | $(45 + 76) / 2 = 60,5$ |
| 3: Di-n-butylphthalat | $(29 + 15) / 2 = 22$ |

Abb. 8: Häufigkeitsverteilungen und Summenkurven von den zwei die Mobilität beschreibenden Parametern Wasserlöslichkeit und Dampfdruck

Toxikologisches Bewertungsmodell für Grundwasser-
kontaminanten mit seiner Einteilung in fünf Felder

Feld Vkt(Verlässlichkeit der getesteten Kriterien) Verlässlichkeitsgruppen: I, II und III	Feld Ca(Karzinogenität) Gruppen A,B ₁ ,B ₂ ,C und D (A=eindeutig humankarzinogenD=nicht getestet)
Feld Tox(Toxikologische Prüfungen) Ermittlung der Dosiskennzahl (Dosis oder gewichtete Dosiskennzahl)	Feld StP(sonst.toxikologische Prüfungen) Stoffwechsel und Verteilung 3 Parameter Biochemische Toxikologie 3 Parameter Mutagenität 3 Parameter positiv _____ nicht getestet _____ negativ _____ Ziffernfolge Stp: . . .
	Feld Htx(Humantoxikologie) (Freitext)
	Bewertungsprofil Vkt Tox Ca Stp

Abb. 9: Schema zur Ermittlung des Toxizitätspotentials von Grundwasserkontaminanten

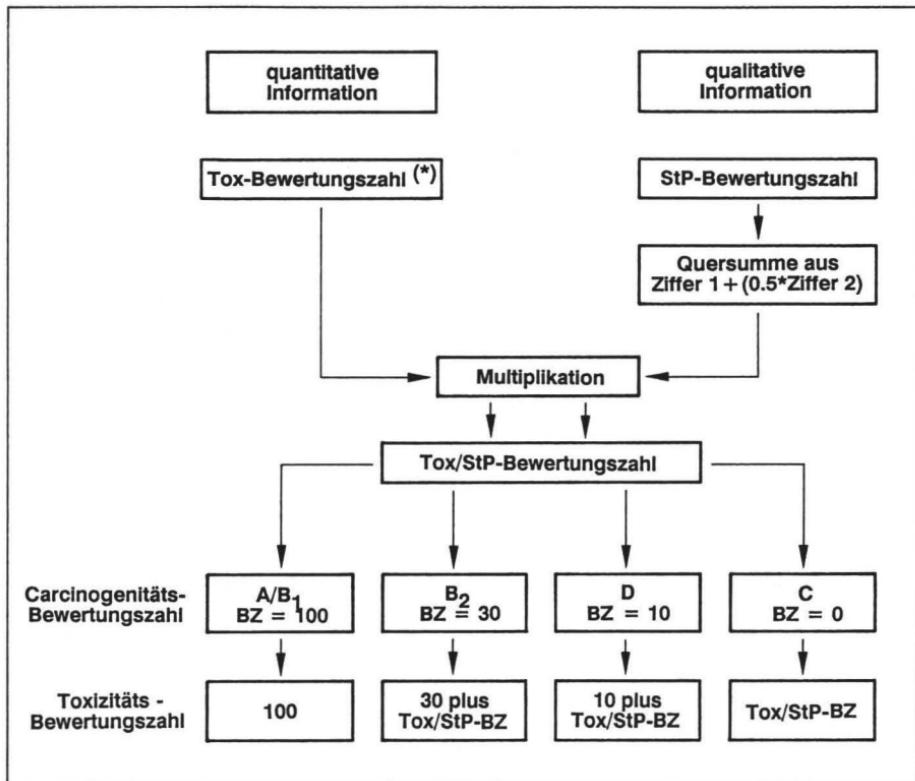


Abb. 10: Schema zur Verknüpfung der einzelnen Teilschritte zur Bewertung des Toxizitätspotentials

	Bewertungsprofil	Tox/StP-BZ	Carcin.-BZ	Toxiz. - Bewertungszahl
Toluol	Vkt: III Tox: 1.58 StP: 432 Ca : C	8.7	0	8.7
Dibutylphthalat	Vkt: III Tox: 1.74 StP: 513 Ca : C	9.6	0	9.6
Cadmium	Vkt: III Tox: 3.30 StP: 720 Ca : C	26.4	0	26.4
Tetrachlorethen	Vkt: III Tox: 1.69 StP: 432 Ca : B ₂	9.3	+ 30	39.3
3,4-Dichloranilin	Vkt: I Tox: 6.62* StP: 270 Ca : B ₂	36.4	+ 30	66.4
2,3,7,8-Tetrachlordibenzodioxin	Vkt: III Tox: 11. StP: 522 Ca : B ₂	66.	+ 30	96.
Benzol	Vkt: III Tox: wird nicht StP: berücks. Ca : A	wird nicht berücks.	+ 100	100.

Abb. 11: Beispiele für die toxikologische Einstufung von organischen Grundwasserkontaminanten

Anmerkungen zur Risikominderung in der Umweltmikrobiologie

K. Seidel

Zusammenfassung

Umweltmikrobiologie befaßt sich mit den biogenen Stoffumsetzungen in unserer Umwelt. Davon ist nur ein unzureichender Teil als gut erforscht anzusehen. Die pathogenen Mikroorganismen und Viren aus dem menschlichen, tierischen und pflanzlichen Bereich - Objekte der Umweltmikrobiologie - sind dabei relativ gut untersucht. Es gibt jedoch auch hier neue Risiken, etwa bei künstlicher Erweiterung natürlicher Habitate, durch die - wie im Falle der Legionellen - neue Infektionsquellen für den Menschen geschaffen werden. Die in natürlichen Konzentrationen vorkommenden Mikroorganismen sollen künftig - beispielsweise im Bereich des Pflanzenschutzes - zu anderen Zeiten und in lokal höheren Konzentrationen ausgebracht werden. Da von Mikroorganismen und Viren infolge ihrer Vermehrungsfähigkeit stets ein Risiko ausgehen kann, sind die Habitate für gezielte Ausbringung biotechnologisch und besonders gentechnologisch gewonnener Präparate vorher umfassend zu untersuchen. Mikrobiologisch risikoärmere Alternativen müssen gesucht werden und sind im Falle von Bacillus thuringiensis-Präparaten bereits verfügbar.

Das Wort "Umwelt" ist heutzutage in aller Munde. Für das Wort "Umweltmikrobiologie" trifft dies noch nicht zu. In diesem Wort weist der Begriff "Umwelt" auf die Umgebung des Menschen hin, also auf Wasser, Boden, Luft, Nahrung, Kleidung, Wohnung und Arbeitsplatz. Mikrobiologie bedeutet die Lehre von den kleinsten vermehrungsfähigen Naturteilchen, den Mikroorganismen und Viren. In diese Lehre fallen die Teilwissenschaften Bakteriologie, Virologie, Mykologie, Algenkunde und Protozoologie.

Die Umweltmikrobiologie untersucht nun alle durch Mikroorganismen und Viren bedingten Vorgänge in den genannten Bereichen des Lebens. Damit beinhaltet der Begriff zahllose Abbauvorgänge und Stoffumwandlungen, die in der Natur vorkommen und in mehr oder minder engem Zusammenhang mit dem menschlichen Leben stehen. Diese Prozesse sind noch längst nicht ausreichend erforscht.

Für den Bereich Wasser soll als Beispiel auf die antagonistischen und symbiotischen Wirkungen von Mikroorganismen hingewiesen werden. Man geht im allgemeinen bei einem geschützten Grundwasser davon aus, daß es wenige, sehr oft null Keime pro Milliliter enthält. Dies bezieht sich jedoch nur auf die unmittelbare Nutzung als Trinkwasser, d.h. es werden hier nur die Methoden der Trinkwassermikrobiologie angewendet. Eine umfassende Quantifizierung der Mikroflora des Grundwassers ergibt dagegen Werte bis 10.000 und in manchen Fällen sogar noch mehr Mikroorganismen pro Milliliter [7]. Alle diese Mikroorganismen sind mit Stoffwechselvorgängen in das System Grundwasserleiter eingebunden, ohne daß man in den meisten Fällen weiß, welche Funktion sie darin haben.

Ähnliches gilt für Fließgewässer, wo man auf bestimmte Indikatoren für den Umsatz gelöster Stoffe oder auf Belastung mit Fäkalmaterial untersucht. Die Gesamtheit der Mikroflora wird jedoch immer noch weitestgehend als "black box" betrachtet.

Eine "black box" ist auch ein hoch aktueller Teil der Umweltmikrobiologie, der sich mit der Sanierung chemisch kontaminierten Standorte befaßt. Hier werden Stoffwechselleistungen von Mikroorganismen genutzt, um Schadstoffe im Boden-Grundwasser-Bereich abzubauen. Dies kann mit allochthonen oder autochthonen Mikroorganismen geschehen. Die Gesamtheit der dabei ablaufenden Vorgänge - besonders die Entstehung von toxikologisch anders zu bewertenden Metaboliten - ist wichtiger Forschungsbedarf.

In der Umwelt gibt es eine riesige Zahl apathogener Mikroorganismen, welche überwiegend die erwähnten Stoffumwandlungen bewirken. Daneben gibt es aber auch eine Vielzahl von Mikroorganismen und Viren, die für Pflanzen, Tiere oder/und Menschen pathogen sein können. Da dieser Bereich eine unmittelbare Bedrohung für den Menschen darstellt, soll im folgenden vorrangig auf ihn eingegangen werden.

Der Mensch bewegt sich von jeher in einem Umfeld, in dem es stets auch krankheitserregende Mikroorganismen gegeben hat. Daraus hat sich empirisch eine Kenntnis über Gefahren gebildet, denen sich der Mensch nicht aussetzen soll, um Schäden an seiner Gesundheit zu vermeiden. Beispiele dafür finden sich in religiösen Schriften wie der Bibel, dem Talmud oder dem Koran. Besonders im frühen Mittelalter fand ein Niedergang dieser heute oft unzulässig verallgemeinernd als Hygiene bezeichneten Verhaltensweisen statt. Es kam zu massiven Erkrankungen und Epidemien, von denen uns nur die spektakulärsten bekannt sind, beispielsweise die Pestepidemie um 1350. Im Verlaufe dieser Epidemie starb etwa ein Viertel der Bevölkerung Europas [15].

Erst seit dem 19. Jahrhundert mehrten sich die wissenschaftlichen Kenntnisse über die Ursachen solcher Gesundheitsgefahren für den Menschen. Namen wie Pasteur, Pettenkofer und Koch stehen für die Schaffung der Grundlagen der seuchenhygienischen Mikrobiologie und damit auch eines wesentlichen Teiles der Umweltmikrobiologie [1, 15].

Neben der Erkennung der mikrobiellen Ursachen der Erkrankungen ist die Quantifizierung der Erreger eine weitere wichtige Voraussetzung für die Seuchenbekämpfung. Man weiß heute, daß es ganz erhebliche Unterschiede in der "infektiösen Dosis" geben kann. Darunter wird jeweils die Menge von Mikroorganismen oder Viren verstanden, die bei Aufnahme durch den Menschen zu einer Erkrankung führt. Dabei muß man eine gewisse Bandbreite für die Dosis annehmen. Dies liegt in erster Linie an der unterschiedlichen Disposition der Menschen. Hier ist besonders an altersbedingte oder durch gesundheitliche Vorschädigungen bedingte Faktoren zu denken. Dosen im unteren Bereich der Bandbreite können dann bereits zur Erkrankung führen. So ist der Erreger der Tuberkulose nicht für alle Altersklassen gleich virulent [1].

Ein weiterer Faktor sind artspezifische Unterschiede bei den Krankheitserregern. So weiß man, daß es bei Salmonellen, den wichtigsten bakteriellen Erregern von Magen-Darm-Erkrankungen, ganz erhebliche Unterschiede in der infektiösen Dosis gibt. Als durchschnittlicher Wert gelten etwa 100.000 Salmonellen, als Maximalwerte über 1 Milliarde. Als Minimalwert betrachtet man seit einigen Jahren weniger als 100 Salmonellen; in diesem Fall pro Gramm eines Nahrungsmittels [1].

Für enterotrope Viren und Protozoen ist beschrieben, daß die orale Aufnahme von nur 1-10 quantifizierbaren Einheiten in Wasser für eine Infektion bzw. Erkrankung ausreichend sein kann. Diese recht genauen Erkenntnisse wurden, z.T. in Versuchen mit Freiwilligen, an Erregern gewonnen, die von außen - z.B. in das Trinkwasser - eingetragen werden und sich im Wasser allein nicht vermehren können. Zu den Mikroorganismen, die als pathogene Keime von Tieren oder Menschen auch über die Umwelt auf andere Menschen übertragen werden, gehören die genannten Salmonellen und enterotropen Viren [1, 11].

Eine andere Dimension mikrobiell bedingter gesundheitlicher Gefährdungen stellen Bakterien dar, die sich im Wasser vermehren und Erkrankungen beim Menschen auslösen können. Ein schon länger bekanntes Beispiel ist Pseudomonas aeruginosa. Dieses Bakterium kann unter anderem durch Schwimm- und Badewasser auf den Menschen übertragen werden und dort Entzündungen des äußeren Gehörganges oder der Haut verursachen [10].

Ein neues Beispiel sind Legionellen. Man weiß erst seit wenigen Jahren, vorrangig aus den USA, daß diese Bakterien Erkrankungen bei Menschen verursachen können. Legionellen werden durch kontaminierte Gemische von erwärmtem Wasser und Luft auf inhalativem Wege aus der Umwelt auf den Menschen übertragen. Die Erkrankungen können mild, fiebrig und mit anderen grippeähnlichen Symptomen verlaufen; sie können jedoch auch schwerste Lungenentzün-

dungen mit Todesfolge verursachen. Beide Erkrankungsformen gibt es auch bei uns. Bemerkenswert an den Legionellen ist, daß es diese Bakterien schon immer in unserer Umwelt gegeben hat. Unter dem sehr theoretischen Teilvorbehalt einer möglichen Änderung der Virulenz dieser Bakterien muß man davon ausgehen, daß allein veränderte Umweltbedingungen zur weiteren Verbreitung und damit zum häufigen Auftreten von Erkrankungen geführt haben. Der Mensch hat hier unbewußt die ökologische Nische, in der sich Legionellen von Natur aus ansiedeln, durch beispielsweise bestimmte Formen der Warmwasserversorgung und Kühlsysteme sowie Wärmsprudelbecken, erheblich verbreitert [12].

Ein anderes Feld stellen die natürlich vorkommenden Mikroorganismen dar, die durch den Menschen in standortfremden Quantitäten und auch zu anderen als den natürlichen Zeiten in die Umwelt eingebracht werden. Als Beispiel gilt hier Bacillus thuringiensis. Dieses sporenbildende Bakterium wird auch für Zwecke des Pflanzenschutzes verwendet. Bacillus thuringiensis-Sporen enthalten nämlich bestimmte Toxine, die verschiedene Pflanzenschädlinge abtöten können. Dieses Bakterium ist jedoch taxonomisch sehr eng mit Bacillus cereus, einem "Lebensmittelvergifter", verwandt; bisweilen wird es selbst in die Gruppe der "unspezifischen Lebensmittelvergiften" eingeordnet [4]. Vor wenigen Jahren in der Bundesrepublik Deutschland durchgeführte Forschungen auf dem Gebiet der Grundwasserhygiene haben gezeigt, daß viele Bakterien im Grundwasser sehr lange infektiös bleiben und damit ein Risiko darstellen [5]. Um Gesundheitsgefährdungen des Menschen zu vermeiden, sollen solche Bacillus thuringiensis - Präparate daher nicht in vermehrungsfähiger Form in den besonders gefährdeten Zonen von Trinkwasserschutzgebieten ausgebracht werden. Nur so läßt sich vermeiden, daß diese sporenbildenden Bakterien in das Trinkwasser gelangen, wo sie aufgrund ihrer sehr hohen Desinfektionsmittelstabilität nicht sicher eliminiert werden können und damit ein Risiko für den Menschen darstellen [13]. Dies ist bereits ein Beispiel für vorsorgliches Handeln in der Umweltmikrobiologie, um ein Risiko für die menschliche Gesundheit zu vermeiden.

Was versteht man allgemein unter Risiko und wie kann man durch umweltmikrobiologische Maßnahmen Risikominderung erreichen ?

Die Brockhaus Enzyklopädie [2] definiert Risiko als "Wagnis, Gefahr, Verlustgefahr, die mit jeder wirtschaftlichen Betätigung verbunden ist". Mit dem Begriff Risiko kombinierte Begriffe bleiben dort auf den wirtschaftlichen Rahmen begrenzt und dem Risiko läßt sich eine reelle Zahl zuordnen. Die Quantifizierung des Risikos erfordert zwei Voraussetzungen, da das Risiko als das Produkt aus mittlerer Eintrittshäufigkeit und Schadensausmaß bezeichnet wird. Die mittlere Eintrittshäufigkeit wird dabei auf einen bestimmten Zeitraum bezogen, der Schaden bezeichnet einen Wert, den man in einem bestimmten Geldbetrag ausdrücken kann. Danach besteht ein gleich großes Risiko für ein Ereignis mit großem Schadensausmaß aber kleiner Eintrittshäufigkeit und für ein Ereignis mit kleinem Schadensausmaß aber hoher Eintrittswahrscheinlichkeit.

Für die Übertragung von Krankheitserregern kann man diese Definition sicher nicht akzeptieren; es würde die Gleichsetzung einer Epidemie oder Pandemie als großes Schadensereignis mit einer Vielzahl von Kleinraumepidemien bedeuten. Krankheitserreger können die Ursache eines gesundheitlichen Schadens sein. Betrachtet man die mehr oder weniger starke Präsenz der Erreger in der Umgebung des Menschen als unabänderlich gegeben, kann es keinen vollen Risikoausschluß geben. Durch die sehr unterschiedliche Art und Häufigkeit der Krankheitserreger, sowie die Vielzahl möglicher Kontakte der Menschen untereinander und mit ihrer Umwelt ergibt sich im Alltag ein nahezu unentwirrbares Geflecht verschiedenster Infektionsmöglichkeiten.

Dieses Geflecht von möglichen Gefahren konnte der Mensch allerdings bereits einmal nahezu vollständig beseitigen: Seit einigen Jahren gelten Pocken als ausgerottet. Damit kann das Risiko einer Pockenerkrankung für die Bevölkerung mit Null angenommen werden, es besteht nur noch in den wenigen Laboratorien, die Stämme vorhalten. Eine Wiederholung eines derartigen Erfolges ist - wenn überhaupt - nur dann möglich, wenn die Erreger außer dem Menschen keine anderen Reservoirs in der Umwelt haben.

Aus Erkenntnissen über die komplexen Vorgänge die zur Übertragung von Erkrankungen auch aus der Umwelt auf den Menschen führen, wurde Stück für Stück ein Netz von Maßnahmen entwickelt. Dieses Netz soll in erster Linie das Risiko von Epidemien mindern, letztlich aber auch die Krankheitsübertragung im Einzelfall nach Möglichkeit verhindern. Dafür ist eine Vielzahl von Maßnahmen - teilweise in abgestufter Form - erforderlich.

Eine Quantifizierung des Risikos erfordert die Erkennung des Schadens. Der erste Schritt muß daher die Erkennung der Erkrankung und des Erregers sein. Immer wieder muß erneut und sorgfältigst geprüft werden, wie das System der Erfassung von Erkrankungen verbessert werden kann. Es ist leider Tatsache, daß unsere epidemiologischen Kenntnisse und Möglichkeiten noch ungenügend und daher verbessерungsbedürftig sind. Dies bedeutet umgekehrt, daß alles vermieden werden muß, was der Nichterkennung von Infektionen und der Erschwerung einer systematischen Auswertung Vorschub leistet.

Die Wahrscheinlichkeit eines Schadenseintrittes wird wesentlich von der infektiösen Dosis bestimmt. Daher muß alles gefördert werden, was die Kenntnisse über diese Größe für alle humanpathogenen Erreger erweitert. Es ist zu beachten, daß diese Größe nicht mit den chemischen und physikalischen Grenzwerten gleichzusetzen ist. Bei kurzfristigem Überschreiten der mikrobiologischen Grenzwerte - beispielsweise im Trinkwasser - können bereits akute Gefahren für die menschliche Gesundheit entstehen.

Das Bundes-Seuchengesetz gibt den rechtlichen Rahmen für die Erfassung und Bekämpfung von Erregern. Es unterscheidet in abgestufter Form nach Krankheitsverdacht, Erkrankung, Tod sowie Ausscheidern von Erregern und der Meldung von Ereignissen [3]. Die nach den Bestimmungen des Bundes-Seuchengesetzes registrierten Infektionsfälle sind sicher nicht immer gleich der tatsäch-

lichen Fallzahl. In erheblicher Zahl dürften Infektionsgeschehen ablaufen, die gar nicht in den entsprechenden Statistiken auftauchen oder mangels diagnostischer Möglichkeiten nicht immer ihrer ursächlichen Herkunft nach richtig zugeordnet werden können. In Sonderheit gilt dies sicher für einige Erreger von Enteritiden.

Schritte der Risikominderung sind - neben einer umgehenden Behandlung der Erkrankten - die zuverlässige Unterbrechung der Infektketten. Das bedeutet, daß man diese Ketten kennt und mit sinnvollen Maßnahmen unterbricht, also Infektionsquellen verstopft. Als Beispiele seien wieder Salmonellen und Legionellen genannt.

Es gibt viele Möglichkeiten, wie sich Menschen mit Salmonellen infizieren können. Man weiß auch, daß sich Salmonellen in Klärschlämmen stark anreichern und dort sehr persistent sind. Mit den Schlämmen in die Umwelt gebracht können sie über Futter- und Nahrungsmittel durch Tiere wieder auf den Menschen übertragen werden. Da man den Eintrag der Salmonellen in die Schlämme nicht unterbinden kann, ist die Entseuchung der Schlämme vor ihrer Nutzung eine sinnvolle Unterbrechung der Infektkette. In der Bundesrepublik Deutschland ist es daher seit dem 1. Januar 1987 nicht mehr erlaubt, "seuchenhygienisch bedenklichen Klärschlamm" in Bereichen der Umwelt auszubringen, wo eine Übertragung auf den Menschen vermieden werden muß [8]. Damit wird eine erhebliche Risikominderung erreicht, zumal mit einer Reduktion der Infektionsmöglichkeiten auch die Weitergabe des Erregers durch infizierte Menschen vermindert wird.

Bei Legionellen entfällt dieses Risiko einer Übertragung der Infektion von Mensch zu Mensch. Die Infektion wird nur durch das Vehikel "kontaminierte, wässrige Aerosole" auf den Menschen übertragen. Es gibt prinzipiell zwei Möglichkeiten, solche Infektionen zu verhindern. Die eine ist die Vermeidung von Aerosolen in unmittelbarer Nähe des Menschen, die andere der Ausschluß von Vermehrungsmöglichkeiten für Legionellen. Beide Möglichkeiten fordern eine Vielzahl hygienetechnischer Methoden, die teils vorhanden sind, teils noch entwickelt werden müssen, um die ökologische Nische dieser Keime wieder zu verkleinern [12].

Die Unterbrechung von Infektketten erfordert umfassende Fachkenntnisse. Es seien daher auch Negativbeispiele erwähnt, bei denen "Scheinrisiken" begegnet werden soll: der oft unsinnige Umgang mit Desinfektionsmitteln. Aus umweltmikrobiologischer Sicht ist es nicht nur sinnlos, sondern schädlich, im Haushalt ungezielt mit Desinfektionsmitteln umzugehen. Dort ist in der Regel weder die Desinfektion von Teppichen noch von Toilettenbecken erforderlich. Im Gegensatz dazu ist es im Krankenhaus durchaus erforderlich, bestimmte Desinfektionsmaßnahmen kontinuierlich vorzunehmen. Dieser Teil der Krankenhaushygiene ist an sehr spezielle medizinisch-mikrobiologische Kenntnisse gebunden und muß Fachleuten vorbehalten bleiben. Dem eben für den Haushalt beschriebenen Desinfektionsmittelabusus wird leider durch eine Verordnung des Bundes, die ohne

Mitwirkung der Gesundheits- und Umweltministerien entstanden ist, Vorschub geleistet. Danach dürfen auch im Krankenhaus, in Bereichen wie OP oder Intensivstation, Desinfektionsmaßnahmen von Personen durchgeführt werden, die mit Sicherheit nicht über die hierfür erforderlichen umfangreichen Fachkenntnisse verfügen können [6]. Ein weiteres Negativ-Beispiel ist eine Verordnung, die sich mit dem Transport von ansteckungsgefährlichen Abfällen befaßt [14]. Hier werden nur zwei Gruppen unterschieden, was in der Praxis zu einer unnötigen Vergrößerung beispielsweise der Teile des Krankenhausabfalles führt, die besondere Verpackungs-, Transport- und Beseitigungsformen erfordern. Nach wissenschaftlich geprüften Erkenntnissen können Abfälle der Gruppen A und B jedoch außerhalb des Krankenhauses wie normale häusliche Abfälle entsorgt werden; nur die wenigen Abfälle der Gruppe C erfordern dort besondere Vorkehrungen [9]. Die Auswirkungen der Verordnung belasten bereits jetzt Krankenhäuser sowie Städte und Gemeinden, da deshalb an Abfälle und deren Beseitigung extrem kostenträchtige, hygienisch-mikrobiologisch nicht erforderliche, teils umwelthygienisch sogar als schädlich zu bewertende Anforderungen gestellt werden.

Bei dem anfangs genannten gezielten Ausbringen von Mikroorganismen im Rahmen des biologischen Pflanzenschutzes besteht eine mögliche Risikominde rung in der Suche nach "umweltsensiblen" Präparaten. Darunter sollen Präparate verstanden werden, die sich kaum oder gar nicht außerhalb des Zielorganismus vermehren können und die durch biologische oder andere Inaktivierungsmechanismen natürlicher Art - etwa UV-Licht, Austrocknung oder Frost - relativ kurzlebig sind. Die Ausbringung gerade der umweltstabilsten Form bakteriellen Lebens, der keimfähigen Spore, kann allenfalls als ultima ratio angesehen werden. Vorher sind alle Möglichkeiten einer Inaktivierung der Sporen oder der Anwendung parasporaler Formen zu prüfen. Man weiß heute, daß dies im Falle der Bacillus thuringiensis-Präparationen möglich ist. Diese sollten daher in diesem Bereich auch Standard werden, nicht zuletzt deshalb, weil Varietäten dieser Bakterienspezies auch in unmittelbarer Umgebung des Menschen zur Bekämpfung von Stechmücken zunehmend Verwendung finden sollen.

Schließlich sei noch etwas über ein Thema gesagt, das in den Bereich der Umweltmikrobiologie fällt und derzeit stark diskutiert wird: die genetische Veränderung von Mikroorganismen. Oft wird hier pauschal verteufelt oder es werden Urängste geschürt. Das ist völlig unsinnig; gefordert sind hier Fachleute aller relevanten Umweltbereiche.

Es kann aber auch nicht hingenommen werden, daß ebenso pauschal eine Art Blanko-Scheck über die umweltmikrobiologische Unbedenklichkeit derartiger Präparationen ausgestellt wird. Man kennt die Techniken, welche eine gezielte Rekombination von Genomen erlauben, seit etwa 15 Jahren. Methodisch ist seither ganz Erhebliches geleistet worden, aber es sind noch sehr viele Fragen offen. Das Beispiel der Legionellen, bei denen die Pathogenität eines natürlich vorkommenden Keimes erst jüngst entdeckt worden ist, sollte hier zur

weiteren und umfassenden Prüfung solcher Fragen Anlaß sein.

Hinsichtlich der Risikominderung wird man bei den "genetically engineered microorganisms" (GEMS) in einen Grenzbereich vorstoßen, den es zuerst zu definieren gilt. Es ist dabei nicht mit der vorliegenden Definition für die Arbeiten im Labor getan [17]. Auch für die absichtliche Freisetzung in der Umwelt ist eine Definition erforderlich, die auch - quasi als Zwischenstufe - den Bereich der unabsichtlichen Freisetzung erfassen muß. Im Labor kann man durch adäquate bauliche Gestaltung dafür sorgen, daß weder über Abluft, noch über Abwasser oder Abfälle eine unbeabsichtigte Kontamination der Umgebung eintreten kann. Bereits die nächste Stufe, der Übergang vom Labormaßstab in industrielle Pilotanlagen, beinhaltet wegen der größeren Quantitäten und spezieller Probleme zwangsläufig Risiken. Es kann nicht angehen, daß eine Nutzen/Risiko-Abwägung in diesen Fällen voreilig erfolgt. Zumindest muß in völlig kontrollierbaren "Mikroökosystemen" experimentiert werden. Es bedarf weiter intensiver Erörterung, ob auch bei GEMS der Risikobegriff "bewußt als Risiko des Wissens ohne jeden Bestandteil eines Risikos des Nichtwissens" [16] verstanden werden kann.

Gesetzliche Regelungen, die der Gesamtheit der umweltmikrobiologischen Problematik Rechnung tragen sind dringend erforderlich, wobei es nicht nur um deutsche, sondern mindestens um einheitliche europäische Regelungen für Genehmigungen und Überwachung geht.

Erscheinungen und Erfahrungen, die heute wissenschaftlich in den Bereich der Umweltmikrobiologie gehören, haben oft negativ-prägend auf die Menschen gewirkt. Heute werden noch manche Dinge als "verseucht" bezeichnet, bei denen mikrobielle Agentien überhaupt keine Rolle spielen. Nur die möglichst umfassende Kenntnis der Vorgänge, an denen Mikroorganismen und Viren beteiligt sind, erlaubt das Erkennen und damit das zielgerichtete Bekämpfen von Gefahren für die menschliche Gesundheit im hier weitesten Sinn. Nur auf diesem Wege ist letztlich auch eine Risikominderung erreichbar. Die Mikrobiologie der Umwelt kann nur im Miteinander der Kenntnisse aus vielen Fachgebieten der Medizin, Technik und Naturwissenschaften sinnvoll und damit reich an Nutzen, aber arm an Risiken betrieben werden. Die Entstehung von Forschungs- und Verwaltungsstrukturen, die sich diesem umfangreichen Gebiet widmen, ist außerordentlich wichtig und daher vordringliche Aufgabe. Dies gilt freilich ebenso für den Erhalt und Ausbau vorhandener Einrichtungen, die von weitsichtigen Vorgängern errichtet worden sind.

Literaturverzeichnis

1. Borneff, J.: Hygiene. 4. überarb. und erw. Aufl., Georg Thieme Verlag, Stuttgart-New York (1982), 586 S.

2. Brockhaus Enzyklopädie. F.A. Brockhaus Verlag, Wiesbaden (1972), Band 15
3. Bundes-Seuchengesetz: Gesetz zur Verhütung und Bekämpfung übertragbarer Krankheiten beim Menschen, i.d.F. vom 18. Dezember 1979. BGBl. I, (1979), S. 2262-2282
4. Eschment, R.: Sonstige bakterielle Enteritis-Erreger (u.a. Sporenbildner, Nicht-Cholera-Vibrionen). Bundesgesundhbl. 26 (1983), 395-399
5. Filip, Z., Dizer, H., Kadu-Mulindwa, D. et al.: Untersuchungen über das Verhalten pathogener und anderer Mikroorganismen und Viren im Grundwasser im Hinblick auf die Bezeichnung von Wasserschutzzonen. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, WaBoLu-Heft 3/1986, Berlin, (1986), 128 S.
6. Gebäudereinigermeisterverordnung: Verordnung über das Berufsbild und über die Prüfungsanforderungen im praktischen und im fachtheoretischen Teil der Meisterprüfung für das Gebäudereiniger-Handwerk, vom 12. Februar 1988. BGBl. I, (1988), S. 151154
7. Hirsch, P. und Rades-Rohkohl, E.: Untersuchung natürlicher Mikroorganismenpopulationen. In: Lebensdauer von Bakterien und Viren in Grundwasserleitern. - Zusammengefasster Abschlußbericht - . Materialien 2/85 des Umweltbundesamtes, Erich Schmidt Verlag, Berlin (1985), 8-10
8. Klärschlamm-Verordnung: Klärschlamm-Verordnung (AbfKlärV), vom 25. Juni 1982. BGBl. I, (1982), S. 734-739
9. Richtlinie für die Erkennung, Verhütung und Bekämpfung von Krankenhausinfektionen. Anforderungen der Hygiene an die Abfallentsorgung. Anlage zu Ziffer 6.8 und Merkblatt M 1. Loseblattsammlung; Lieferungen 6 (1983) und 3 (1979). Herausgegeben vom Bundesgesundheitsamt. G. Fischer Verlag, Stuttgart
10. Seeber, E. und Seidel, K. (Hrsg.): Schwimmbadhygiene II. Schriftenreihe Verlag WaBoLu, Band 58, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York (1984), 129 S.
11. Seidel, K.: Seuchenhygienische Probleme des Abwassers unter besonderer Berücksichtigung humanpathogener Viren. Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig. B 178 (1983) 98-110

12. Seidel, K., Seeber, E. und Hässelbarth, U. (Hrsg.): Legionellen. Schriftenreihe Verein WaBoLu, Band 72, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York (1987), 162 S.
13. Seidel, K.: *Bacillus thuringiensis* - Auswirkungen auf Grund- und Trinkwasserhygiene. Biol. Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Braunschweig (im Druck).
14. Straßen-Gefahrgutausnahmeverordnung vom 25. September 1985. Ausnahme S 61 (Beförderung von ansteckungsgefährlichen Abfällen sowie Anforderungen an die Verpackungen). BGBl. I (1985), S. 1931-1933
15. Steuer, W. und Lutz-Dettinger, U.: Leitfaden der Desinfektion, Sterilisation und Entwesung. 4. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York (1983), 360 S.
16. Weise, E.: Umweltschutz und Arbeitssicherheit. In: Ullmanns Encyklopädie der technischen Chemie. 4., neubearb. und erw. Aufl., Verlag Chemie, Weinheim, Deerfield Beach, Basel (1981), Band 6, S. 1-4
17. ZKBS: Richtlinien zum Schutz vor Gefahren durch in-vitro kombinierte Nukleinsäuren. 5. überarbeitete Fassung. Bundesanzeiger Verlagsges. mbH, Köln 1986

Die Bedeutung inhalativer Schadstoffe für das Asthma bronchiale und die chronische Bronchitis

R. Jörres und H. Magnussen

Zusammenfassung

Untersuchungen zeigten, daß Patienten mit Erkrankungen der Atemwege die Einatmung von Luftschadstoffen in Konzentrationen, wie sie als Spitzenwerte in der Atemluft auftreten, gegebenenfalls mit Störungen des respiratorischen Systems beantworten. Diese Störungen können in einer aktuellen Obstruktion der Atemwege oder in einer latenten Erhöhung der bronchialen Empfindlichkeit gegenüber äußeren Reizen bestehen.

Einleitung

Die Belastung der Atemluft mit Schadstoffen stellt einen wichtigen Faktor in der Umwelt des Menschen dar. Neben der Frage, in welchem Ausmaß Atemwegserkrankungen durch Schadstoffbelastungen hervorgerufen werden können, ergibt sich das Problem, inwieweit bereits bestehende und klinisch diagnostizierte Erkrankungen durch Einatmung von Schadstoffen beeinflußt werden. Asthma und chronische Bronchitis, letztere häufig mit dem Rauchen verknüpft, stellen die am weitesten verbreiteten Erkrankungen der Atemwege dar.

Epidemiologische Untersuchungen haben ergeben, daß zwischen der Morbidität und Mortalität der untersuchten Populationen und der Belastung der Luft mit Noxen ein Zusammenhang besteht; als solche Noxen wurden beispielsweise die Stickoxide identifiziert [30, 31]. Daneben konnten auch die Konzentration von Schimmelpilzsporen - also von allergenen Substanzen - in der Luft mit der Häufigkeit asthmatischer Anfälle korreliert werden [25].

Die Problematik epidemiologischer Untersuchungen besteht zumeist darin, daß Schadstoffe fast immer in gemischter Form auftreten und deshalb die Zuordnung von Krankheitsbild zur Ursache oft nicht eindeutig ist. Überdies erlaubt

die epidemiologische Vorgehensweise keine Angabe der individuellen Empfindlichkeit gegenüber Luftschadstoffen. Aus diesem Grunde wurden von zahlreichen Untersuchern experimentelle Studien bei definierten Patientengruppen und unter kontrollierten Bedingungen durchgeführt.

Das Asthma bronchiale

Die Überempfindlichkeit der Atemwege

Das Krankheitsbild des Asthma bronchiale ist durch anfallsweise auftretende Atembeschwerden gekennzeichnet, die auf eine Verengung (Obstruktion) der Atemwege zurückzuführen sind. Das Auftreten dieser Obstruktion ist wesentlich die Folge einer gesteigerten Reaktionsfähigkeit der bronchialen Muskulatur auf äußere Reize; sie wird als Überempfindlichkeit (Hyperreaktivität) des Bronchialsystems bezeichnet. Diese bronchiale Überempfindlichkeit muß nicht konstant sein. Die Einatmung von Allergenen etwa, welche selbst als Reiz wirken, kann einige Wochen lang eine schon bestehende Überempfindlichkeit des Bronchialsystems gegenüber anderen Reizen steigern [4]. Man quantifiziert das Ausmaß der unspezifischen bronchialen Überempfindlichkeit in der Regel durch die Atemwegsreaktion gegenüber definierten physiologischen Reizstoffen, die als Mediatoren des Reaktionsmechanismus fungieren und einzelnen Klassen von Rezeptoren zugeordnet werden können; Histamin sei hier genannt oder Acetylcholin und seine Analoga Methacholin und Carbochol [7]. Eine gegenüber den normalen Werten erhöhte unspezifische Empfindlichkeit der Atemwege ist regelmäßig mit dem Asthma bronchiale verbunden und korreliert mit seinem Ausmaß [14].

Die anstrengungsinduzierbare Atemwegsreaktion

Häufig - keineswegs durchgängig - reagieren Patienten auch mit einer bronchialen Obstruktion auf eine Steigerung der Ventilation über das Maß der Ruheatmung hinaus. Diese Steigerung tritt bei körperlicher Belastung auf oder kann auch experimentell als willkürliche Hyperventilation hervorgerufen werden. Die bisherigen Erkenntnisse über das anstrengungsinduzierbare Asthma bronchiale deuten darauf hin, daß der bei gesteigerter Atmung stattfindenden Abkühlung der Atemwege die auslösende Wirkung zuzuschreiben ist [5]. Die Temperaturniedrigung der Atemwege wird durch die Erwärmung und Befeuchtung der Atemluft während des Atemvorgangs hervorgerufen. Je kälter und je trockner die eingeatmete Luft ist, um so stärker wird die Abkühlung des Bronchialsystems und damit der wirksame Reiz sein. Die Stärke der Reaktion bei gleicher Stärke des Reizes ist hierbei einer großen interindividuellen Variabilität unterworfen [18].

Die chronische Bronchitis

Das Krankheitsbild der chronischen Bronchitis kann phänomenologisch dadurch definiert werden, daß ein Husten mit Auswurf an den meisten Tagen während eines Zeitraumes von mindestens drei Monaten innerhalb zweier aufeinanderfolgender Jahre auftritt (WHO). In vielen Fällen muß das Rauchen als die Hauptursache angesehen werden; verstärkend können dann noch bakterielle Infektionen hinzutreten. Die Bronchitis kann einem Asthma bronchiale überlagert sein und über die chronisch obstruktive Bronchitis bis zum Emphysem, also schweren Störungen der Atemmechanik und des Gasaustauschs in der Lunge führen. Sie geht im allgemeinen mit einer weniger ausgeprägten unspezifischen Überempfindlichkeit der Atemwege einher als das Asthma. Man kann sich jedoch vorstellen, daß der durch die Bronchitis bedingte Entzündungsprozeß mit einer durch Reizstoffe gesteigerten Reaktionsbereitschaft verbunden sein könnte, die sich nicht in Form etwa der Histamin-Empfindlichkeit widerspiegeln muß.

Die inhalativen Schadstoffe

Die in der Luft vorkommenden Schadstoffe lassen sich in primäre und sekundäre sowie in gasförmige und partikelförmige Substanzen klassifizieren. Vergleichende Untersuchungen an verschiedenen Patientengruppen liegen für die gasförmigen Schadstoffe Ozon, Schwefeldioxid und Stickstoffdioxid vor. Solche Untersuchungen wurden nicht nur an Patienten mit manifestem Asthma bronchiale, sondern allgemeiner auch an Patienten durchgeführt, deren Bronchialsystem hyperaktiv war, ohne daß asthmatische Beschwerden im eigentlichen Sinne vorhanden waren (Atopiker).

Ozon

Das Ozon wird wegen seiner geringen Löslichkeit im Gewebe bis in die Peripherie der Lunge transportiert und entfaltet im proximalen Atemwegsepithel seine zerstörende oxidative Wirkung [19]. Für Konzentrationen im Bereich von 0.25 ppm wurde bei mehrstündiger Exposition eine Hemmung von Enzymfunktionen in der Lunge nachgewiesen [16].

Bei Gesunden wurde durch die Einatmung von 0.6 ppm Ozon während zweier Stunden die unspezifische Empfindlichkeit der Atemwege gegenüber Methacholin und Acetylcholin erhöht, ohne daß sich diese bis zu 24 Stunden anhaltende Erhöhung in einer Änderung der Ausgangs-Lungenfunktionswerte bemerkbar machte [10]. Die Schwellenkonzentration, oberhalb derer Ozon empfindlichkeitssteigernd wirkt, liegt zwischen 0.2 und 0.4 ppm [6].

Die in Ruhe gemessenen Lungenfunktionswerte von Patienten mit Asthma wurden durch Einatmung von 0.2 ppm Ozon nicht signifikant beeinflußt, ver-

schlechterten sich jedoch im Gegensatz zu den Befunden bei Lungengesunden durch zweistündige Inhalation von 0.35 oder 0.5 ppm Ozon mit körperlicher Belastung [8]. Dieser Effekt hielt mindestens zwei Tage lang an.

Bei Patienten mit chronischer, leicht bis mittelgradig obstruktiver Atemwegserkrankung fand sich ebenfalls keine eindeutige Verschlechterung der Lungenfunktionsdaten nach zweistündiger Exposition gegenüber 0.2 ppm Ozon. Doch zeigten diese Patienten einen leichten, statistisch signifikanten Abfall der Sauerstoffsättigung, also eine Störung oder Begrenzung des Gasaustauschs [29].

Man muß also davon ausgehen, daß Ozon-Konzentrationen ab 0.2 ppm sowohl bei Lungengesunden als auch bei Patienten mit Lungenkrankheiten negative Effekte auf die Funktion der Lunge hervorrufen können.

Schwefeldioxid

Schwefeldioxid wird im wesentlichen durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe freigesetzt. Wegen seiner Verbreitung und örtlich oft beträchtlichen Konzentration zählt es zu den gut untersuchten Luftschadstoffen.

Sheppard und Mitarbeiter [28] konnten zeigen, daß eine fünf Minuten dauernde Einatmung von Schwefeldioxid bei Ruheatmung in einer Konzentration von 5 ppm bei gesunden und atopischen Patienten zu einer Obstruktion der Atemwege führt; niedrigere Konzentrationen hatten keinen Effekt. Patienten mit Asthma bronchiale jedoch reagierten auch bei so kurzzeitigen Expositionen bereits bei einer Konzentration von 1 ppm SO_2 mit einer geringen, jedoch signifikanten Zunahme des spezifischen Atemwegswiderstandes. Eine 75 Minuten bis 3 Stunden dauernde Exposition gegenüber 0.5 ppm Schwefeldioxid bewirkte bei Patienten mit Asthma signifikante Änderungen der Lungenfunktionsparameter; solche Effekte waren jedoch bei 0.25 ppm nicht nachweisbar [11, 15]. Unter körperlicher Belastung, also gesteigerter Ventilation, ist die Reaktionsfähigkeit gegenüber Schwefeldioxid deutlich gesteigert; einzelne Astmatiker reagieren bereits bei Konzentrationen um 0.1 ppm mit einer obstruktiven Ventilationsstörung [2, 27]. Diese Reaktion tritt auch bei Patienten auf, die kein anstrengungsinduzierbares Asthma aufweisen, also nicht bereits die gesteigerte Atmung von reiner Luft mit einer Verengung der Atemwege beantworten. Besteht ein anstrengungsinduzierbares Asthma, wird das Ausmaß der Reaktion durch die Anwesenheit von Schwefeldioxid gesteigert.

Zur Wirkung von Schwefeldioxid wurden eigene Untersuchungen durchgeführt. Sie sollten zeigen, ob die Empfindlichkeit gegenüber SO_2 mit der klinisch meßbaren unspezifischen bronchialen Empfindlichkeit gegenüber Histamin korreliert und somit vorhersagbar ist [12, 17]. 46 Patienten mit Asthma bronchiale, 10 Patienten mit chronischer Bronchitis ohne Obstruktion und 12 gesunde Kontrollpersonen wurden untersucht. An einem Tag atmeten die Patienten reine gefilterte Luft und an einem anderen Tag gefilterte Luft mit 0.5 ppm Schwefeldioxid; zunächst geschah dies 10 Minuten lang in Ruhe und anschließend 10 Mi-

nuten lang unter eukapnischer Hyperventilation. An einem dritten Tag wurde die Empfindlichkeit der Atemwege gegenüber Histamin bestimmt.

Die Ruheatmung mit und ohne SO_2 führte bei keiner der drei untersuchten Gruppen zu einer Atemwegsobstruktion. Hingegen wurde bei Hyperventilation und 0.5 ppm SO_2 bei den Patienten mit Asthma bronchiale eine signifikant stärkere Atemwegsobstruktion ausgelöst als ohne Schwefeldioxid. Die Kontrollgruppe sowie die Patienten mit Bronchitis reagierten nicht auf die Hyperventilation mit Schwefeldioxid. Die Reaktion der Asthmatischen zeigte eine breite interindividuelle Streuung und korrelierte nur schwach mit der bronchialen Empfindlichkeit gegenüber Histamin. Somit ist eine individuelle Voraussage der Reaktion der Atemwege auf Schwefeldioxid mit Hilfe der Histamin-Reaktion nicht möglich.

Bei Patienten mit chronisch obstruktiven Atemwegserkrankungen konnte gezeigt werden, daß auch kurzzeitige Einatmung einer Konzentration von 0.5 ppm SO_2 zu einer Verschlechterung der Lungenfunktion führen kann [26]. Jedoch reagieren die einzelnen Patienten individuell stark unterschiedlich.

Die Befunde erlauben den Schluß, daß schon die kurzzeitige Exposition gegenüber SO_2 -Konzentrationen, die in Smogepisoden als Spitzenwerte auftreten können (0.5 ppm), insbesondere bei körperlicher Belastung die Beschwerden von Patienten mit Asthma bronchiale oder obstruktiven Ventilationsstörungen deutlich verstärken kann.

Stickstoffdioxid

Stickstoffdioxid entsteht im wesentlichen in Verbrennungsprozessen bei hoher Temperatur. Es ist gut löslich in Körperflüssigkeiten und entfaltet seine Wirkung im Gewebe zumindest teilweise durch die Oxidation membrangebundener Lipide [20].

Nach v. Nieding et al. [22] bewirken hohe Konzentrationen (5 ppm NO_2) eine deutliche Störung des Gasaustauschs, die wahrscheinlich auf ein Ödem zurückgeführt werden muß. Niedrigere Konzentrationen rufen zumindest eine Obstruktion der Atemwege hervor, die minimale wirksame Konzentration liegt um 1.5 ppm.

Ein Teil der Patienten mit Asthma bronchiale beantwortet bereits die Einatmung von 0.1 ppm Stickstoffdioxid während einer Stunde mit einer leichten Obstruktion der Atemwege und einer Steigerung der bronchialen Empfindlichkeit gegenüber Carbachol [24]. Diese Ergebnisse konnten von anderen Autoren nicht bestätigt werden [9]. Ein empfindlichkeitssteigernder Effekt konnte bei Konzentrationen im Bereich von 0.5 ppm NO_2 auch für Histamin nachgewiesen werden [3]. Bei Asthmatischen kann die anstrengungsinduzierte Obstruktion der Atemwege und die Empfindlichkeit gegenüber der Einatmung kalter Luft gesteigert werden durch die Einatmung von 0.3 ppm NO_2 über eine halbe Stunde [1].

Bei 11 Patienten mit Asthma bronchiale und normaler Lungenfunktion wurden eigene Untersuchungen durchgeführt, um den Einfluß von Stickstoffdioxid auf die Metacholin-Empfindlichkeit des Bronchialsystems zu bestimmen [13]. An zwei verschiedenen Tagen atmeten die Patienten einmal reine gefilterte Luft und anderntags gefilterte Luft mit 0.25 ppm Stickstoffdioxid. Dies geschah zunächst 20 Minuten lang in Ruhe und danach 10 Minuten lang bei Fahrradbelastung. Eine Stunde nach Ende der Einatmung wurde eine inhalative Methacholinprovokation durchgeführt, zur Kontrolle wurde diese Provokation an einem dritten Tage wiederholt. Der mittlere anstrengungsinduzierte Anstieg des Atemwegswiderstandes war nach Einatmung von gefilterter Luft und gefilterter Luft mit Stickstoffdioxid nicht verschieden. Auch die Empfindlichkeit der Atemwege gegenüber Methacholin wiesen keinen Unterschied auf. Das bedeutet, daß bei Patienten mit nur schwach ausgeprägtem Asthma bronchiale die Einatmung von 0.25 ppm Stickstoffdioxid keine Verstärkung der anstrengungsinduzierbaren Atemwegsreaktion und keine Steigerung der Empfindlichkeit gegenüber Methacholin hervorruft. Es ist jedoch denkbar, daß der Effekt von Stickstoffdioxid von der Art des verwendeten Testreizes abhängt.

Bei Patienten mit chronischer Bronchitis findet nach v. Nieding et al. [23] eine Zunahme des Atemwegswiderstandes bei kurzeitiger Einatmung von Konzentrationen ab 1.5 ppm NO_2 statt; eine Störung des Gasaustauschs ist jedoch erst bei 5 ppm nachweisbar. Beide Effekte können durch vorherige Gabe eines Antihistaminikums zumindest teilweise blockiert werden [21].

Um die bisher geringen Kenntnisse der Interaktion von Luftschaadstoffen zu erweitern und den Effekt von Stickstoffdioxid näher zu charakterisieren, wurde in jüngster Zeit der Einfluß der Ruheatmung von Stickstoffdioxid auf die durch Hyperventilation von Schwefeldioxid hervorgerufene Obstruktion bei Patienten mit Asthma bronchiale untersucht. Zu diesem Zweck atmeten die Patienten an drei verschiedenen Tagen 30 Minuten lang in Ruhe entweder reine gefilterte Luft oder gefilterte Luft mit 0.25 ppm Stickstoffdioxid oder 0.5 ppm Schwefeldioxid. Nach einer Pause von 15 Minuten folgte eine eukapnische Hyperventilation von gefilterter Luft mit 0.75 ppm Schwefeldioxid in steigenden Ventilationsstufen. Die Hyperventilation wurde beendet, wenn entweder eine definierte Reaktion der Atemwege eingetreten war oder die maximale, dem Patienten mögliche Ventilation erreicht war. Die 30 Minuten dauernde Ruheatmung bewirkte keine Änderung der Lungenfunktion. Jedoch wurde durch die vorherige Atmung von 0.25 ppm Stickstoffdioxid die Empfindlichkeit der Atemwege gegenüber der Hyperventilation von Schwefeldioxid signifikant gesteigert im Vergleich zur vorherigen Einatmung von reiner gefilterter Luft. Die Ruheatmung von Schwefeldioxid hatte keinen empfindlichkeitssteigernden Effekt.

Die für Stickstoffdioxid gefundenen Ergebnisse sind insgesamt nicht so konsistent wie diejenigen für Schwefeldioxid. Unzweifelhaft ist jedoch weniger die Obstruktion als die Steigerung der bronchialen Empfindlichkeit ein markantes Merkmal der Wirkung dieses Schadstoffes.

Danksagung

Die Verfasser sind in besonderer Verbundenheit Herrn Professor v. Nieding zu Dank verpflichtet, dessen wissenschaftliche Arbeiten und Diskussionsbeiträge wesentlich zu den Fragestellungen und Problemlösungen beigetragen haben.

Dem Bundesminister für Jugend, Familie, Frauen und Gesundheit, dem Bundesgesundheitsamt, dem Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und dem Umweltbundesamt sei für die Unterstützung der eigenen Untersuchungen gedankt.

Literatur

1. Bauer, M.A., Utell, M.J., Morrow, P.E., Speers, D.M., Gibb, F.R.: Inhalation of 0.3 ppm nitrogen dioxide potentiates exercise-induced bronchospasm in asthmatics. *A. Rev. Respir. Dis.* 134 (1986), 1203
2. Bethel, R.A., Erle, D.J., Epstein, J., Sheppard, D., Nadel, J.A., Boushey, H.A.: Effect of exercise rate and route of inhalation on sulfur dioxide-induced bronchoconstriction in asthmatic subjects. *Am. Rev. Respir. Dis.* 128 (1983), 592
3. Bylin, G., Lindvall, T., Rehn, T., Sundin, B.: Effects of short-term exposure to ambient nitrogen dioxide concentrations on human bronchial reactivity and lung function. *Eur. J. Respir. Dis.* 66 (1985), 205
4. Cockcroft, D.W.: Mechanism of perennial allergic asthma. *Lancet* 2 (1983) 253
5. Deal, E.C. Jr., McFadden, E.R. Jr., Ingram R.H. Jr., Strauss, R.H., Jaeger, J.J.: Role of respiratory heat exchange in production of exercise-induced asthma. *J. Appl. Physiol.: Respirat. Environ. Exercise Physiol.* 46 (1979), 467
6. Dimeo, J.M., Glenn, M.G., Holtzman, M.J., Sheller, J.R., Nadel, J.A., Boushey, H.A.: Threshold concentration of ozone causing an increase in bronchial reactivity in humans and adaptation with repeated exposures. *Am. Rev. Respir. Dis.* 124 (1981), 245
7. Eiser, N.M., Kerrebijn, K.F., Quanjer, P.H.: Guidelines for standardization of bronchial challenges with (non specific) bronchoconstricting agents. *Bull. Europ. Physiopath. Resp.* 19 (1983), 495.

8. Falinsbee, L.J., Bedi, J.F., Horvath, S.M.: Respiratory responses in humans repeatedly exposed to low concentrations of ozone. *Am. Rev. Respir. Dis.* 121 (1980), 431
9. Hazucha, M.J., Ginzberg, J.F., McDonnell, W.F., Haak, E.D. Jr., Pimmel, R.L., Salaam, S.A., House, D.E., Bromberg, P.A.: Effects of 0.1 ppm nitrogen dioxide on airways of normal and asthmatic subjects. *J. Appl. Physiol.: Respirat. Environ. Exercise Physiol.* 54 (1983), 730
10. Holtzman, M.J., Cunningham, J.H., Sheller, J.R., Irsigler, G.B., Nadel, J.A., Boushey, H.A.: Effect of ozone on bronchial reactivity in atopic and nonatopic subjects. *Am. Rev. Respir. Dis.* 120 (1979), 1059
11. Jaeger, M.J., Tribble, D., Wittig, H.J.: Effect of 0.5 ppm sulfur dioxide on the respiratory function of normal and asthmatic subjects. *Lung* 156 (1979), 119
12. Jörres, R., Etzbach, M., v. Nieding, G., Wagner, H.M., Magnussen, H.: Der Einfluß der inhalativen SO_2 -Belastung auf die Atemwegsreaktion bei Patienten mit Asthma bronchiale. *Atemw.-Lungenkrkh.* 12 (1986), 251
13. Jörres, R., Voigt, P., Boerger, S., Magnussen, H.: Influence of 0.25 ppm nitrogen dioxide on exercise-induced bronchoconstriction and airway responsiveness to methacholine in asymptomatic asthmatics. Accepted for the Annual Meeting of the ATS, May 8-11, 1988, Las Vegas (abstract)
14. Juniper, E.F., Frith, P.A., Hargreave, F.E.: Airway responsiveness to histamine and methacholine: relationship to minimum treatment to control symptoms of asthma. *Thorax* 35 (1981), 575
15. Kehrl, H., Roger, L.J., Hazucha, M., Horstman, D.: Pulmonary responses of young male adult asthmatics to SO_2 with moderate exercise. *A. Rev. Respir. Dis.* 127 (4), (1983), A160
16. Linn, W.S., Buckley, R.D., Spier, C.E., Blessey, R.L., Jones, M.P., Fisher, D.A., Hackney, J.D.: Health effects of ozone exposure in asthmatics. *Am. Rev. Respir. Dis.* 117 (1978), 835
17. Magnussen, H., Jörres, R., v. Nieding, G.: Relationship between the airway response to inhaled sulfur dioxide and histamine in asthmatics. *Am. Rev. Respir. Dis.* 135 (suppl 2), (1987), A442 (abstract)

18. Magnussen, H., Reuß, G., Weber, K., Jörres, R., Kesseler, K.: Die Überempfindlichkeit des Bronchialsystems beim Asthma bronchiale: Beziehung zwischen körperlicher Belastung und Histamininhalaion. Atemw.-Lungenkrkh. 9 (1983), 290
19. Menzel, D.B.: Ozone: an overview of its toxicity in man and animals. J. Toxicol. Environ. Health 13 (1984), 183
20. Mustafa, M.G., Tierney, D.F.: Biochemical and metabolic changes in the lung with oxygen, ozone, and nitrogen dioxide toxicity. Am. Rev. Respir. Dis. 118 (1978), 1061
21. von Nieding, G., Krekeler, H.: Pharmakologische Beeinflussung der akuten NO₂-Wirkung auf die Lungenfunktion von Gesunden und Kranken mit einer chronischen Bronchitis. Int. Arch. Arbeitsmed. 29 (1971), 55
22. von Nieding, G., Krekeler, H., Fuchs, R., Wagner, M., Koppenhagen, K.: Studies of the acute effects of NO₂ on lung function: Influence on diffusion, perfusion and ventilation in the lungs. Int. Arch. Arbeitsmed. 31 (1973), 61
23. von Nieding, G., Wagner, M., Krekeler, H., Smidt, U., Muysers, K.: Grenzwertbestimmung der akuten NO₂-Wirkung auf den respiratorischen Gas austausch und die Atemwegswiderstände des chronisch lungenkranken Menschen. Int. Arch. Arbeitsmed. 27 (1971), 338
24. Orehek, J., Massari, J.P., Gayrard, P., Grimaud, C., Charpin, J.: Effect of short-term, low level nitrogen dioxide exposure on bronchial sensitivity of asthmatic patients. J. Clin. Invest. 57 (1976), 301
25. Packe, G.E., Ayres, J.G.: Asthma outbreak during a thunderstorm. Lancet 2 (1985), 199
26. Reichel, G.: Die Wirkung von Schwefeldioxid auf den Atemwegswiderstand des Menschen. Verh. Dtsch. Ges. Arbeitsmed. 12 (1972), 135
27. Sheppard, D., Saisho, A., Nadel, J.A., Boushey, H.A.: Exercise increases sulfur dioxide-induced bronchoconstriction in asthmatic subjects. Am. Rev. Respir. Dis. 123 (1981), 486
28. Sheppard, D., Wong, W.S., Uehara, C.F., Nadel, J.A., Boushey, H.A.: Lower threshold and greater bronchomotor responsiveness of asthmatic subjects to sulfur dioxide. Am. Rev. Respir. Dis. 122 (1980), 873

29. Solic, J.J., Hazucha, M.J., Bromberg, P.A.: The acute effects of 0.2 ppm ozone in patients with chronic obstructive pulmonary disease. *Am Rev. Respir. Dis.* 125 (1982), 64
30. Speizer, F.E., Ferris, B. Jr., Bishop, Y.M.M., Spengler, J.D.: Respiratory disease rates and pulmonary function in children associated with NO₂ exposure. *Am. Rev. Respir. Dis.* 121 (1980), 3
31. Ussetti, P., Roca, J., Agusti, A.G.N., Montserrat, J.M., Rodriguez-Roisin, R., Agusti-Vidal, A.: Another asthma outbreak in Barcelona: role of oxides of nitrogen. *Lancet* 1 (1984), 156

Luftqualität und Atemwegserkrankungen bei Kindern

N. Englert

Zusammenfassung

Bei Untersuchungen an gesunden 10- bis 12-jährigen Schulkindern ergaben sich keine eindeutigen Hinweise auf Beziehungen zwischen Luftschadstoff-Konzentrationen und Peakflow-Meßwerten.

Die Luftbelastung mit Schwefeldioxid nimmt in Berlin (West) vom Zentrum zur Peripherie hin ab, und aus den zentralen Stadtgebieten wurden relativ mehr Patienten der Kinderkliniken stationär wegen Pseudokrupp oder obstruktiver Bronchitis behandelt als aus den peripheren Wohngebieten. Der Unterschied war bei der obstruktiven Bronchitis deutlicher ausgeprägt als beim Pseudokrupp und war für deutsche und türkische Kinder gleichermaßen zu beobachten. Stationär wurden wegen Pseudokrupp weniger und wegen obstruktiver Bronchitis mehr türkische Kinder behandelt, als nach der Einwohnerzahl zu erwarten gewesen wäre.

Diese ersten Befunde deuten darauf hin, daß der Luftqualität bei der obstruktiven Bronchitis eine größere Bedeutung zukommt als beim Pseudokrupp.

Einleitung

Untersuchungen über die Wirkung von Luftschadstoffen wurden im Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene sowohl an Patienten der Berliner Kinderkliniken als auch an gesunden Schulkindern durchgeführt. Kinder eignen sich für solche Untersuchungen besonders, weil sie wegen ihres im Vergleich zum Körpergewicht hohen Atemzeitvolumens als Risikogruppe anzusehen sind. Mit hohem Atemvolumen ist auch das "Schadstoff-Angebot" entsprechend hoch, und während des Wachstums besteht allgemein eine höhere Stoffwechsel-Aktivität und Empfindlichkeit. Außerdem müssen Störfaktoren wie Exposition am Arbeitsplatz oder Aktiv-Rauchen nicht oder nur selten berücksichtigt werden.

Die öffentliche Diskussion zum Thema "Luftverschmutzung und Atemwegserkrankungen" konzentrierte sich in den letzten Jahren weitgehend auf Pseudokrupp [7]. Das ist verständlich, wenn man daran denkt, daß ein Pseudokrupp-Anfall sehr bedrohlich wirkt und damit ein für die betroffenen Eltern und Kinder sehr erschreckendes Ereignis ist, von dem in den ersten Lebensjahren immerhin etwa jedes zehnte Kind betroffen ist. Die praktische Bedeutung des Pseudokrupp ist also einerseits groß, gemessen am Anteil von etwa 2 bis 8%, den diese Diagnose an den stationären Aufnahmen in Kinderkliniken hat [20]. Andererseits ist wahrscheinlich, daß die obstruktive Bronchitis des Säuglings oder Kleinkindes mit Übergängen zum Asthma bronchiale für die Betroffenen längerfristig wesentlich bedeutsamer ist [10]. Beide Krankheitsbilder, Pseudokrupp und obstruktive Bronchitis, wurden deshalb in die Untersuchungen einbezogen.

Peakflow-Messungen bei gesunden Schulkindern

Studienaufbau

Der Studien-Zeitraum erstreckte sich in den drei Wintern 1982/83, 83/84 und 84/85 jeweils über die Zeit von Ende November bis Ende Februar. Im ersten Winter waren Schulkinder, Asthmatischer und Postboten einbezogen [1, 13]. In den beiden nächsten Wintern wurde die Studie nur mit Schulkindern fortgeführt. Diese besuchten jeweils die 4. bzw. 5. Grundschulklasse einer Schule in Berlin-Wedding. Die 4. Klasse wurde im nächsten Winter die neue 5. Klasse, und die 4. Klasse wurde neu aufgenommen; die 5. Klasse des Vorjahrs schied aus der Studie aus.

Die Kinder führten ein Tagebuch, worin sie ihr Befinden eintrugen: Husten, Schnupfen, Halsschmerzen, Kopfschmerzen, Krankheitsgefühl in den Kategorien "nein / etwas / stark" und Fieber in den Abstufungen "nein / über 37.5 °C / über 38.5 °C". Dazu wurden die Ergebnisse von Peakflow-Messungen registriert, und zwar jeweils von 3 Versuchen mittags und 3 Versuchen abends mit einem Mini-Peakflow-Meter nach Wright (Clement Clarke Int. Ltd., London). Als Immissionsparameter standen Meßwerte des Berliner Luftgüte-Meßnetzes BLUME für Schwefeldioxid, Schwebstaub, Stickstoffdioxid und Kohlenmonoxid als Tagesmittelwerte und als Halbstundenwerte zur Verfügung [19].

Ergebnisse

Über erste Auswertungsergebnisse wurde schon berichtet; insgesamt wurden etwas geringere Peakflow-Werte bei höheren SO_2 -Konzentrationen gefunden [13]. Eine zusätzliche Auswertung auf individueller Basis wurde angeschlossen. Dabei wurde für jedes Kind untersucht, ob zwischen Peakflow-Werten und Luftschaadstoff-Konzentration eine Beziehung gezeigt werden kann. Abbildung 1 zeigt die SO_2 -Belastung im Winter 1984/85, und in Abbildung 2 ist das Ergebnis einer

Auswertung (U-Test von Mann und Whitney) für die Tagesmittelwerte aller vier untersuchten Schadstoffe wiedergegeben. Diese Ergebnisse hat Herr Professor v. Nieding auf seinem letzten Vortrag im Sommer 1987 vorgestellt [16].

Diskussion

Eine niederländische Arbeitsgruppe hat in der Nähe von Amsterdam Lungenfunktionsmessungen an Schulkindern durchgeführt mit Messungen im November/Dezember 1984 und während der Smogepisode im Januar 1985. Beim Vergleich der Meßwerte von 62 Kindern ergaben sich beim Peakflow und bei anderen Parametern Verschlechterungen bei erhöhter Luftbelastung [2]. Ähnliche Befunde sind auch aus den USA bekannt [z.B. 3].

Bei den Berliner Untersuchungen zeigte sich, daß mehr Mädchen als Jungen mit einer Abnahme der Peakflow-Werte bei höherer Belastung reagierten. Im allgemeinen ist bei Atemwegserkrankungen eher eine höhere Empfindlichkeit männlicher Probanden zu finden, wie später noch beschrieben wird. Unser Deutungsversuch ging in diesem Fall davon aus, daß hier die Probanden zehn- bis zwölfjährige Kinder waren. In dieser Altersgruppe ist zu erwarten, daß die Mädchen schon etwas reifer sind als die Jungen. Möglicherweise sind ihre Tagebuch-Eintragungen deshalb exakter als die ihrer Schulkameraden. Ob diese Erklärung haltbar ist, wird sich bei den weiteren Auswertungen zeigen.

Untersuchungen an Patienten der Kinderkliniken in Berlin (West) mit Pseudokrupp und obstruktiver Bronchitis

Untersuchungsrahmen

Diese Untersuchungen fanden im Rahmen eines dreiteiligen Forschungsvorhabens "Vergleichende Untersuchungen zur akuten Wirkung von Luftverunreinigungen" statt, dessen erster Teil "Pseudokrupp und Luftqualität" abgeschlossen ist [7]. Die Auswertung von Teil 2 "Luftqualität und Atemwegserkrankungen bei Kindern unter besonderer Berücksichtigung der obstruktiven Bronchitis" ist noch nicht beendet; erste Teilergebnisse der räumlichen Analyse sollen hier vorgestellt werden.

Sowohl beim Teil Pseudokrupp als auch beim Teil obstruktive Bronchitis konnte die Mitwirkung der fünf Kinderkliniken in Berlin (West) erreicht werden. Damit ist für die räumliche Analyse eine praktisch vollständige Erfassung der stationären Behandlungen wegen dieser beiden Krankheitsbilder anzunehmen.

Altersbeschränkung bei Auswertung

Für Pseudokrupp wurde die Zahl der Kinder bis zum vollendeten 6. Lebensjahr als Bezugsgröße gewählt, da 90% der stationär wegen Pseudokrupp behandelten Kinder in dieser Altersgruppe waren. Bei der obstruktiven Bronchitis wur-

den nur Kinder der ersten 4 Lebensjahre berücksichtigt, weil aus physiologischen Gründen etwa von 4 Jahren an eine sinnvolle Abtrennung des Krankheitsbildes Asthma bronchiale möglich wird, während vorher die entzündliche Erkrankung der Bronchien mit Schleimhautschwellung und vermehrter Produktion eines zähenflüssigen Sekrets im Vordergrund steht und die für das Asthma typische Kontraktion der glatten Bronchialmuskulatur nur eine untergeordnete Rolle spielt [10].

Ergebnisse

Bei beiden Krankheitsbildern finden wir eine Geschlechtsverteilung von etwa 2:1, d.h. Jungen sind doppelt so oft betroffen wie Mädchen. Bei der Altersverteilung sind jedoch deutliche Unterschiede zu sehen. Der Altersgipfel beim Pseudokrupp liegt im 2. Lebensjahr [4], unter obstruktiver Bronchitis liegen vorwiegend Säuglinge im ersten Lebenshalbjahr (Abb. 3).

Die Anzahl stationärer Behandlungen wegen Pseudokrupp und obstruktiver Bronchitis ist nicht proportional zur Zahl der Kinder in den einzelnen Stadtgebieten [5]. Wenn man das Gebiet von Berlin (West) in drei Zonen einteilt, die vom innerstädtischen Bereich (I) über eine mittlere Zone (II) zu den Außenbezirken (III) reichen, so nimmt die Häufigkeit stationärer Behandlungen wegen Pseudokrupp und obstruktiver Bronchitis vom Zentrum zur Peripherie ab. Dies gilt für beide Krankheitsbilder und für deutsche und türkische Kinder (Abb. 5 - 7). Die Unterschiede bei der obstruktiven Bronchitis sind ausgeprägter als beim Pseudokrupp. Bei diesem Krankheitsbild sind die türkischen Kinder bei den stationären Aufnahmen relativ unterrepräsentiert, während sie bei der obstruktiven Bronchitis viel häufiger betroffen sind als die deutschen Kinder (Abb. 10).

Zum Vergleich sind die Isolinien der SO_2 -Konzentration für das Jahr 1983 dargestellt (Abb. 4); die Verteilung mit einer Abnahme vom Stadtzentrum (von Berlin West und Ost) zur Peripherie bleibt von Jahr zu Jahr weitgehend gleich [18]. Die Verteilung von Deutschen und Türken über das Stadtgebiet von Berlin (West) ist ungleichmäßig. Im Stadtzentrum wohnen absolut und relativ mehr türkische Kinder als in den peripheren Wohngebieten (Abb. 8 und 9).

Diskussion

Zusammenhänge zwischen Luftqualität und Atemwegserkrankungen bei Säuglingen und Kleinkindern werden in der Öffentlichkeit oft als praktisch bewiesen angesehen. Besonders am Krankheitsbild Pseudokrupp hat sich die öffentliche Diskussion entzündet, und eine Zunahme der Häufigkeit wird immer wieder behauptet. Eine Umfrage in Kinderkliniken ergab für die letzten 10 Jahre keinen erkennbaren Langzeittrend [20]; starke Schwankungen von Jahr zu Jahr erschweren die Beurteilung.

Als Reaktion auf diese Diskussionen wurden viele Pseudokrupp-Studien begonnen. Ein Teil davon ist inzwischen abgeschlossen [21, 22, 23, 24]. Dabei

ergibt sich kein einheitliches Bild. Während einige Untersucher keine Zusammenhänge beschreiben [14, 17], fanden andere [6, 7, 8, 9, 11, 12, 15, 25, 26] doch mehr oder weniger gewichtige Hinweise auf mögliche Auswirkungen der Luftqualität. Deutlich zeigt sich ein starker Einfluß des Sozialstatus als Störfaktor im statistischen Sinne. Bei höherem Sozialstatus tritt Pseudokrupp weitaus häufiger in Erscheinung [21]. Höherer Sozialstatus und bessere Luftqualität in den Wohngebieten sind weitgehend parallel verteilt. Wenn aber höherer Sozialstatus mit größerer Aufnahme-Häufigkeit wegen Pseudokrupp assoziiert ist und andererseits schlechtere Luftqualität ebenfalls zu einer zunehmenden Pseudokrupp-Häufigkeit führt, gleichen sich Häufigkeitsunterschiede zwischen den Wohngebieten zumindest teilweise aus. Deshalb ist die getrennte Betrachtung von deutschen und türkischen Kindern unerlässlich. Da sich bei beiden Bevölkerungsgruppen eine gleichartige Verteilung der Pseudokrupp-Häufigkeit zeigt, muß man annehmen, daß die geringere Häufigkeit zur Stadtperipherie hin nicht nur als Artefakt aufgrund der Störeinflüsse - etwa durch den Sozialstatus - zu deuten ist, sondern auf einer tatsächlichen Ungleich-Verteilung beruht; diese entspricht weitgehend der Verteilung der Schwefeldioxid-Konzentration im Stadtgebiet (Abb. 4).

Wenn man die Studien betrachtet, die keine Beziehung zwischen Luftschadstoffen und Pseudokrupp zeigen, und ihnen die anderen Studien mit Hinweisen auf eine solche Beziehung gegenüberstellt, so fällt auf, daß zur zweiten Gruppe diejenigen Studien gehören, die entweder größere Unterschiede in der Gebietsbelastung oder relativ große Probandenzahlen in kürzeren Beobachtungszeiten aufweisen. Diese Randbedingungen erhöhen die Chance, kleinere Unterschiede entdecken zu können. Da beim Pseudokrupp die Luftverschmutzung nur als einer der Faktoren in einem Ursachenbündel anzunehmen ist, sind auch nur relativ kleine Unterschiede zwischen mehr oder weniger stark belasteten Gebieten zu erwarten. So ist von vornherein anzunehmen, daß nur diejenigen Studien Aussichten haben, solche kleinen Effekt aufzuzeigen, bei denen die Probandenzahl und/oder die Belastungsunterschiede ausreichend groß sind. Die "negativen" Befunde der anderen Studien sollten nicht als "Beweis" gegen mögliche Beziehungen zwischen Luftqualität und Pseudokrupp interpretiert werden.

Bei der obstruktiven Bronchitis scheint der Störeinfluß des Sozialstatus geringer zu sein. Die Unterschiede zwischen den Gebieten unterschiedlicher Belastung sind (deshalb?) ausgeprägter.

Zwischen beiden Krankheitsbildern bestehen Unterschiede in der Diagnosestellung. Beim Pseudokrupp handelt es sich um ein akutes und relativ kurzfristiges Geschehen. Die Entscheidung, mit dem Kind die Klinik aufzusuchen, wird von den Eltern getroffen und hängt damit auch von deren Informationsstand und Aufmerksamkeit ab. Die Diagnose kann vom Klinikarzt in einem Teil der Fälle nur aufgrund der Angaben der Eltern gestellt werden, da die Symptomatik beim Eintreffen in der Klinik oft schon abgeklungen ist. Bei der obstruktiven Bronchitis entwickelt sich der Befund langsamer, hält länger an, besteht auch

noch im Krankenhaus und führt bei entsprechendem Schweregrad zu einer mehr-tägigen Behandlung. Diese Unterschiede im Krankheitsablauf könnten dazu beitragen, daß die Auswirkungen des Sozialstatus beim Pseudokrupp stärker ins Gewicht fallen als bei der obstruktiven Bronchitis. Hinweise auf Beziehungen zwischen Luftqualität und der Häufigkeit von obstruktiver Bronchitis fanden z.B. mit Fegeler [8] ("In Wohngebieten mit überdurchschnittlich hohen Schadstoffbelastungen trat im Mittel eine überdurchschnittlich hohe Erkrankungsrate an obstruktiv/spastischen Bronchitiden bzw. Asthma bronchiale auf.") und Haupt [15] Autoren, die auch beim Pseudokrupp ähnliche Befunde erheben konnten.

Auf die Bedeutung der Luftqualität im Innenraum kann bei diesen ersten Ergebnissen noch nicht eingegangen werden; daß bei der obstruktiven Bronchitis des Säuglings oder Kleinkindes dem Rauchen, auch wegen der Staubbelastung, eine wesentliche Rolle zugeschrieben werden muß, ist anzunehmen.

Schlußfolgerungen

Beim Pseudokrupp ist die Luftqualität eine Teil-Ursache und nicht die Haupt-Ursache. "Negative" Studien sind kein Gegenbeweis; wenn keine Beziehung gezeigt werden konnte, so ist das teilweise methodisch bedingt (kleinere Fallzahlen pro Jahr, geringere Belastungsunterschiede). Bei der obstruktiven Bronchitis deuten sich größere Unterschiede an, die ein Hinweis auf einen deutlicheren Einfluß der Luftqualität sein könnten. Funktionelle Untersuchungen wie Peak-flow-Messungen bei gesunden Schulkindern sind ein Untersuchungsansatz, bei dem eine große Probandenzahl oder die individuelle Betrachtung vielleicht besonders empfindlicher Kinder Wirkungsnachweise ermöglichen könnten.

Literatur

1. Borgers, D., Havestadt, C., Bergmann, E., Busse, H., v. Nieding, G.: Studie zu gesundheitlichen Auswirkungen von Tagen mit erhöhter Luftverunreinigung in Berlin (West), Winter 1982/83. SozEp-Hefte 2/1984, Institut für Sozialmedizin und Epidemiologie des Bundesgesundheitsamtes, Berlin, 1984
2. Dassen, W., Brunekreef, B., Hoek, G., Hofschreuder, P., Staatsen, B., de Groot, H., Schouten, E., and Biersteker, K.: Decline in Children's Pulmonary Function during an Air Pollution Episode. Journal of the Air Pollution Control Association 36 (1986), 1223 - 1227
3. Dockery, D.W., Ware, J.H., Ferris, B.G. jr., Speizer, F.E., Cook, N.R., Herman, S.M.: Change in Pulmonary Function in Children Associated with Air Pollution Episodes. Journal of the Air Pollution Control Association 32 (1982), 937 - 942

4. Englert, N.: Pseudo-Krupp-Studie des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene in Berlin. In: Smogepisoden, Schr.-Reihe Verein WaBoLu, Band 69 (1986), Gustav Fischer Verlag Stuttgart - New York
5. Englert, N.: Die Berliner Pseudokrupp-Studie des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene. In: VDI-Kommission Reinhalt. d. Luft, Pseudokrupp - Dioxine/Furane, Band 2, Schriftenreihe VDI Düsseldorf, 1986
6. Englert, N.: Ergebnis der Berliner Pseudokrupp-Studie des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene. Vortrag auf dem 35. Kongreß für ärztliche Fortbildung in Berlin am 21.05.1986
7. Englert, N.: Pseudokrupp und Luftqualität (in Vorbereitung). WaBoLu-Hefte 5/1987, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin
8. Fegeler, U., Moyzes, R., Wedler, E., und Eberhard, K.: Immissions- und Wettereinflüsse auf Erkrankungen der oberen und unteren Luftwege von Kindern in Berlin (West) 1979 - 1982, Manuskript, Berlin 1985
9. Fegeler, U., Moyzes, R., Wedler, E., und Eberhard, K.: Immissions- und Wettereinflüsse auf Atemwegserkrankungen von Kindern in Berlin in den Jahren 1979 bis 1982. In: Smogepisoden, Schr.-Reihe Verein WaBoLu, Band 69 (1986), Gustav Fischer Verlag Stuttgart - New York
10. Fenner, A., und v.d. Hardt, H. (Hrsg.): Pädiatrische Pneumologie. Springer-Verlag, Berlin - Heidelberg - New York - Tokyo, 1985
11. Haupt, H., und Mühling, P.: Untersuchungen zum Pseudo-Krupp in Duisburg. Staub - Reinhalt. d. Luft 44 (1984), 109 - 110
12. Haupt, H., und Bory, J.: Die Duisburger Pseudokrupp-Studie. In: VDI-Kommission Reinhalt. d. Luft, Pseudokrupp - Dioxine/Furane, Band 2 Schriftenreihe VDI Düsseldorf, 1986
13. Havestadt, C., Busse, H., Bergmann, E., und Ebinger, F.: Berliner Schulkindertstudie. In: Smogepisoden, Schr.-Reihe Verein WaBoLu, Band 69 (1986), Gustav Fischer Verlag Stuttgart - New York
14. Mietens, C. und Severien, C.: Stenosierende Laryngotracheitis (Pseudokrupp) und Schwefeldioxidgehalt der Luft. Dtsch. med. Wschr. 111 (1986), 967 - 972

15. Mühlung, P., Bory, J., und Haupt, H.: Einfluß der Luftbelastung auf Atemwegserkrankungen. Untersuchungen bei Säuglingen und Kleinkindern. Staub - Reinhalt. d. Luft 45 (1985), 35 - 38
16. von Nieding, G., und Englert, N.: Lung function and symptoms in school children exposed to air pollution episodes. The International Symposium of School and University Health and Medicine, Prag, 7. - 10. Juli 1987, Abstracts p. 130
17. Prinz, B., Schwela, D., Koch, E., Ganser, S., und Eikmann, T.: Untersuchungen zum Einfluß von Luftverunreinigungen auf die Häufigkeit von Pseudokrupperkrankungen im Stadtgebiet Essen. LIS-Berichte Nr. 59, Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
18. Senator für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin: Berliner Luftgüte- Meßnetz (BLUME). Jahresbericht 1983
19. Senator für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin: Berliner Luftgüte- Meßnetz (BLUME)
20. Stück, B., und Wartner, R.: Pseudokrupp. Öff. Gesundh.-Wes. 47 (1985), 599 - 602
21. Wichmann, H.-E., und Krämer, U.: Luftverunreinigung und Pseudokrupp. In: Umwelthygiene, Jahresbericht 1984, Band 17. Gesellschaft zur Förderung der Lufthygiene und Silikoseforschung e.V., Düsseldorf
22. Wichmann, H.-E., Krämer, U., und Schlipkötter, H.-W.: Stenosierende Laryngitis ("Pseudokrupp") und Luftverunreinigungen. Münch. med. Wschr. 127 (1985), 767 - 770
23. Wichmann, H.-E., Krämer, U., und Schlipkötter, H.-W.: Luftverunreinigung und stenosierende Laryngitis ("Pseudokrupp"). Staub - Reinhalt. d. Luft 45 (1985), 580 - 586
24. Wichmann, H.-E.: Studien zum Pseudokrupp und zur obstruktiven Bronchitis in Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg. In: VDI-Kommission Reinhalt. d. Luft. Pseudokrupp - Dioxine/Furane, Band 2 Schriftenreihe VDI Düsseldorf, 1986
25. Wörle, H., und Köhler, B.: Pseudocroup - Erfahrungen in Stuttgart. Der Kinderarzt 16 (1985), 829 - 835

26. Wörle, H., und Köhler, B.: Schadstoffkonzentrationen und Pseudocroup-Häufigkeit. *Der Kinderarzt* 16 (1985), 951 - 961
27. Wörle, H., und Köhler, B.: Meteorologische Einflüsse auf die Croup-Häufigkeit. *Der Kinderarzt* 16 (1985), 1080 - 1083

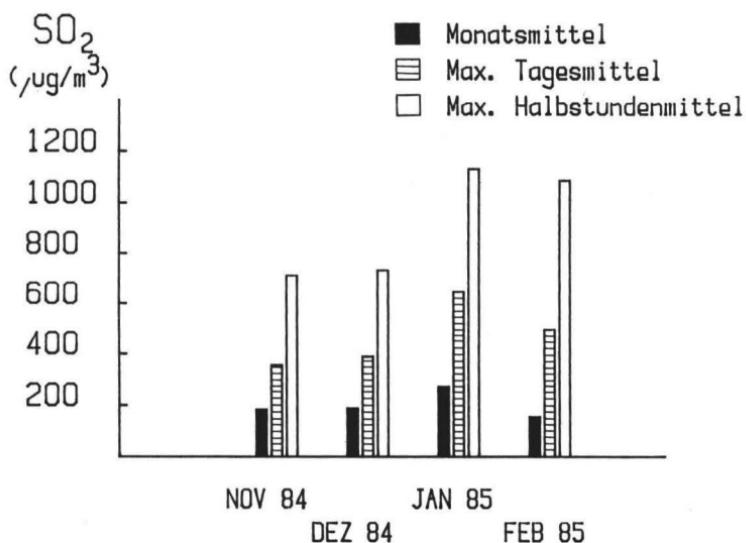


Abb. 1: Schwefeldioxid-Konzentrationen in Berlin-Wedding im Winter 1984/85
(Meßstelle 11 des Berliner Luftgüte-Meßnetzes BLUME)

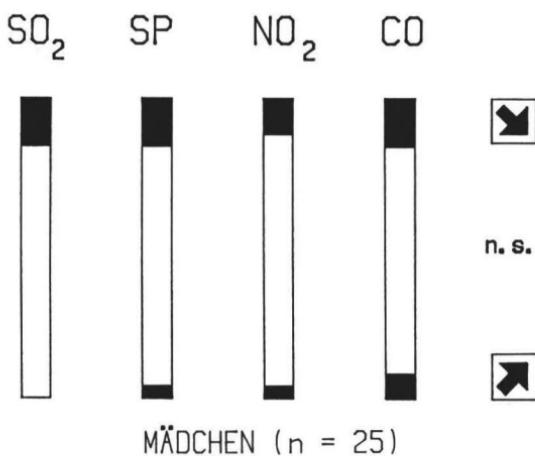
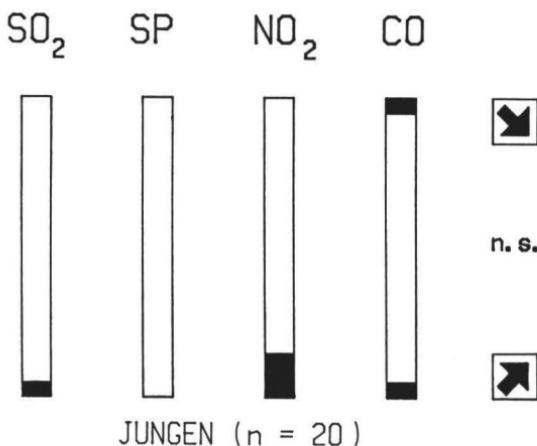


Abb. 2: Beziehung zwischen Peakflow und Konzentration von Luftschadstoffen (SO_2 = Schwefeldioxid, SP = Schwebstaub, NO_2 = Stickstoffdioxid, CO = Kohlenmonoxid). Bei den Balken bedeuten die schwarzen Teile den Anteil der Jungen bzw. Mädelchen, bei denen im U-Test eine signifikante Beziehung zwischen Peakflow und den Tagesmittelwerten des jeweiligen Luftschadstoffs bestand. Oberer schwarzer Teil: Geringerer Peakflow bei höherer Schadstoffkonzentration. Unterer schwarzer Teil: Geringerer Peakflow bei geringerer Schadstoffkonzentration.



Abb. 3: Altersverteilung bei stationär in Berliner Kinderkliniken behandelten Kindern mit Pseudokrupp (7/82 bis 9/84, n = 2350) bzw. obstruktiver Bronchitis (1/84 bis 12/85, n = 1080)

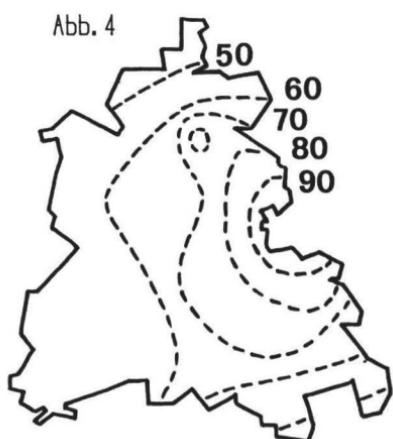


Abb. 4: Isolinien der Schwefeldioxid-Konzentration im Jahresmittel 1983 in Berlin (West)

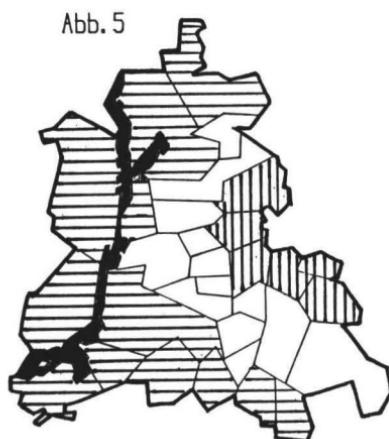
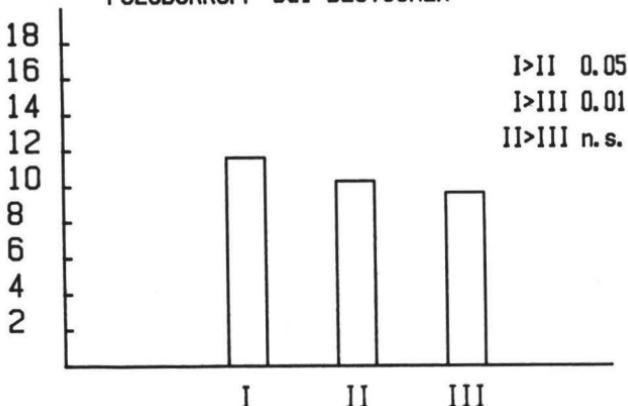


Abb. 5: Zusammenfassung der Postzustellbezirke in Berlin (West) in 3 Zonen. I = Postzustellbezirke 65, 21, 30, 61, 36, 44: senkrecht schraffiert; II = Postzustellbezirke 26, 51, 13, 10, 12, 15, 19, 31, 62, 41, 46, 42, 47, weiß; III = Postzustellbezirke 28, 27, 20, 22, 33, 39, 38, 37, 45, 48, 49: waagerecht schraffiert

PSEUDOKRUPP bei DEUTSCHEN



OBSTRUKTIVE BRONCHITIS bei DEUTSCHEN

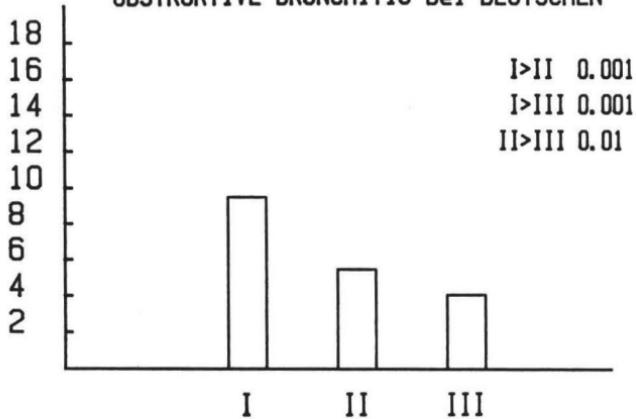
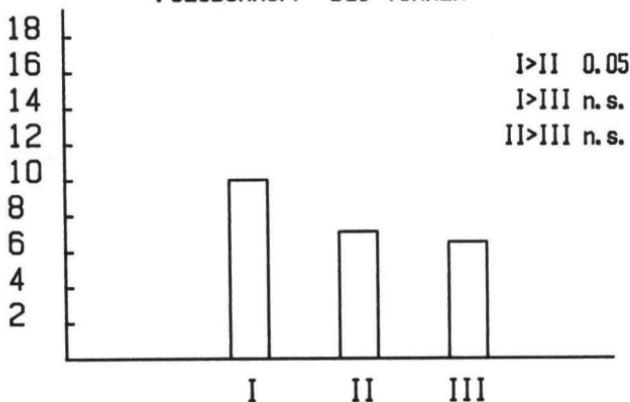


Abb. 6: Relative Häufigkeit von stationären Behandlungen deutscher Kinder in Berlin (West) wegen Pseudokrupp von Juli 1982 bis September 1984 bzw. wegen obstruktiver Bronchitis von Januar 1984 bis Dezember 1985 in drei Zonen (vgl. Abb. 5). Angaben pro Jahr, bezogen auf 1000 Kinder ersten 6 (Pseudokrupp) bzw. 4 (obstruktive Bronchitis) Lebensjahre

PSEUDOKRUPP bei TÜRKEN



OBSTRUKTIVE BRONCHITIS bei TÜRKEN

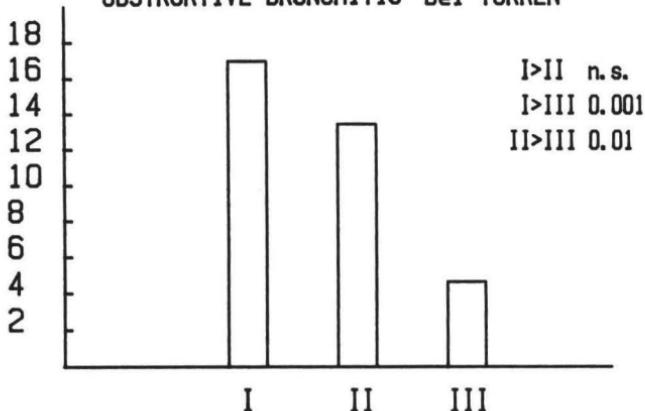


Abb. 7: Relative Häufigkeit von stationären Behandlungen türkischer Kinder in Berlin (West) wegen Pseudokrupp bzw. wegen obstruktiver Bronchitis in drei Zonen (vgl. Abb. 5). Angaben pro Jahr, bezogen auf 1000 Kinder der ersten 6 (Pseudokrupp) bzw. 4 (obstruktive Bronchitis) Lebensjahre

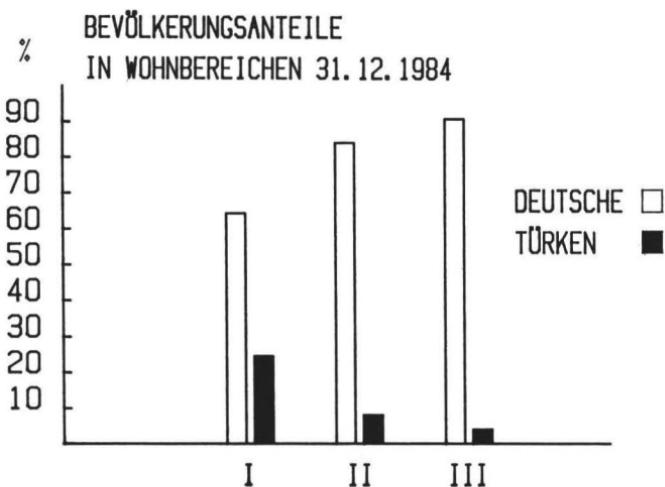


Abb. 8: Prozentualer Anteil der deutschen und der türkischen Kinder in den drei Zonen (Abb. 5) an der Gesamtzahl der dort wohnenden Kinder (Stichtag 31.12.84) in den ersten 4 Lebensjahren

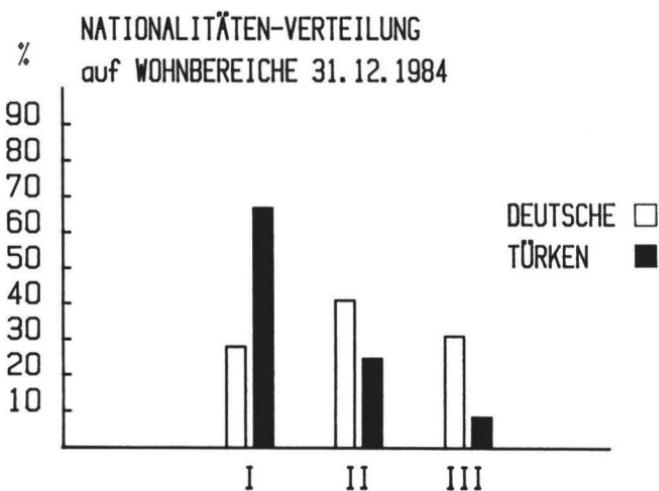
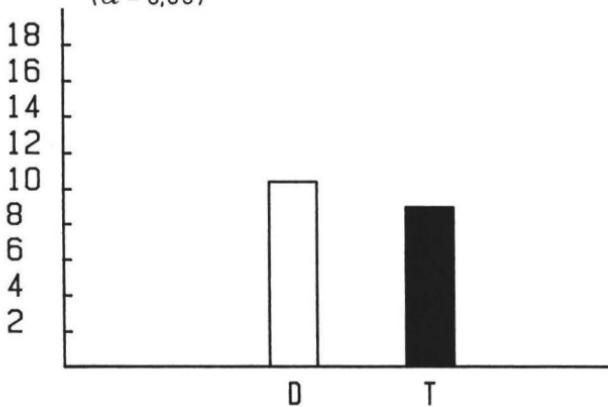


Abb. 9: Verteilung der deutschen und der türkischen Kinder in den ersten 4 Lebensjahren auf die drei Zonen nach Abb. 5

PSEUDOKRUPP

($\alpha \leq 0,05$)



OBSTRUKTIVE BRONCHITIS

($\alpha \leq 0,001$)

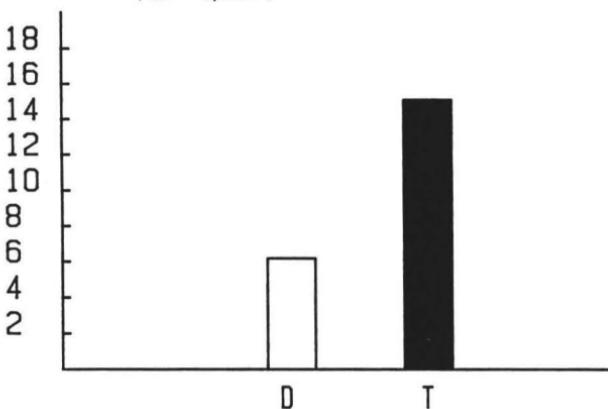


Abb. 10: Relative Häufigkeit der stationären Aufnahmen wegen Pseudokrupp und obstruktiver Bronchitis in Berlin (West) in Aufnahmen pro 1000 Kinder und Jahr in den ersten 6 bzw. 4 Lebensjahren bei deutschen und türkischen Kindern. Vergleich der Häufigkeit in den beiden Bevölkerungsgruppen mit Angabe der Irrtumswahrscheinlichkeit bei Annahme eines Unterschiedes in der relativen Häufigkeit

Luftgüteleitlinien der Weltgesundheitsorganisation

R. Türck

Zusammenfassung

Das Vorgehen bei der Ausarbeitung der Luftgüteleitlinien für Europa, die das europäische Regionalbüro der Weltgesundheitsorganisation (WHO) Ende 1987 vorgelegt hat, wird beschrieben. Die Gründe für die Durchführung des Projektes und die Zielsetzungen werden diskutiert. Die Rahmenbedingungen für die Erarbeitung und die einzelnen Arbeitsschritte werden erläutert.

Entstehung und Zielsetzung

Das europäische Regionalbüro der WHO hat gegen Ende des Jahres 1987 eine Publikation mit dem Titel "Air Quality Guidelines for Europe" vorgelegt [1]. Der Entschluß, diese "Guidelines" zu erarbeiten, wurde im Sommer 1983 gefaßt. Er wurde unter anderem dadurch ermöglicht, daß sich die Regierung der Niederlande bereit erklärte, das Projekt, für das eine Laufzeit von 3 Jahren vorgesehen wurde, finanziell großzügig zu unterstützen.

Es soll zunächst ein kurzer Überblick gegeben werden, warum und wie es zu dieser Aktivität gekommen ist, weshalb sich die Weltgesundheitsorganisation hier engagierte, welche Zielsetzung mit den Luftgüteleitlinien verfolgt wurde und welchen Nutzen die Mitgliedstaaten der europäischen Region daraus ziehen können.

Vor dem Versuch, auf diese Fragen eine Antwort zu geben, sei eine grundsätzliche Bemerkung gemacht: Jede Art von Maßnahmen zur Bekämpfung der Verschmutzung auf einem Umweltsektor - Luft, Wasser oder Boden - ist nur dann effizient, wenn sie als Teil einer übergreifenden Strategie erfolgt, die jeweils die anderen Medien einbezieht. Im Kampf gegen die Verschmutzung ist Vorbeugen grundsätzlich besser als jede Form der Therapie. Das wirksamste Prinzip ist folglich, Verschmutzung von vornherein zu vermeiden.

Da jedoch eine völlige Vermeidung des Schadstoffeintritts in die Umwelt - sozusagen eine Null-Verschmutzung für sämtliche Schadstoffe - nie erzielbar sein wird, müssen konkrete Maßnahmen zur Bekämpfung der bestehenden Verschmutzung ergriffen werden. Vorrangiges Ziel ist dabei die Abwendung von Gefahren für Mensch und Biosphäre.

Allerdings stellt sich die Frage, ob es überhaupt notwendig und sinnvoll ist, Leitwerte für die Luftgüte aufzustellen. Warum nicht einfach alle Kraft darauf lenken, die Verschmutzung zu reduzieren? Warum Zeit und Energie aufwenden, Luftgüteleitlinien zu erarbeiten, statt konkret etwas dafür zu tun, daß die Luft sauberer wird? Es ist einleuchtend, daß in erster Linie ökonomische Zwänge, aber auch Kapazitätsprobleme im technisch-industriellen Bereich und hinsichtlich des Fachpersonals bedingen, daß nicht alle Maßnahmen, die im Kampf gegen die Luftverschmutzung prinzipiell möglich sind, ergriffen werden können. So gibt es keinen anderen Weg, als Prioritäten zu setzen und zu versuchen, den Grad der Luftverschmutzung, der noch toleriert werden kann, festzulegen.

Überlegungen dieser Art bildeten auch den Ausgangspunkt zur Erstellung von Luftgüteleitlinien durch das europäische Regionalbüro der WHO. Während einer Planungssitzung, die vom 28. Februar bis 2. März 1984 stattfand, wurde der Rahmen für die Arbeit abgesteckt und die Notwendigkeit der Luftgüteleitlinien für die Mitgliedstaaten nochmals diskutiert. Bestand ein gemeinsames Interesse an Empfehlungen bzw. Leitlinien? Wozu könnten sie dienen?

Die europäische Region der WHO hat 32 Mitgliedstaaten und umfaßt ein Gebiet, das über die geographischen Grenzen des europäischen Kontinents hinausreicht. Die Teilnehmer der Planungssitzung stellten fest, daß eine den geplanten Luftgüteleitlinien entsprechende Beurteilungsgrundlage bislang fehlte. Sie hielten es, insbesondere wegen der grenzüberschreitenden Luftverschmutzungsprobleme, für wünschenswert, eine solche Basis auf internationaler Ebene zu schaffen, die von den Mitgliedstaaten zu Luftreinhaltungsmaßnahmen genutzt werden könnte. Diese Überlegungen stellten die Grundlage für die Aufstellung von Luftgüteleitlinien dar.

Vor Beginn der eigentlichen Sacharbeit mußten Rahmen, Inhalt und Arbeitsplan für das Projekt aufgestellt werden.

Für die wesentlichen Weichenstellungen galt es dabei drei entscheidende Rahmenbedingungen zu berücksichtigen:

1. Zeitlicher Rahmen: Voraussetzung war, daß die Leitlinien drei Jahre nach Projektbeginn vorliegen sollten.
2. Finanzialer Rahmen: Hier bestand eine großzügige Förderung durch die Regierung der Niederlande.
3. Arbeitsbedingungen: Das Projekt sollte der üblichen Arbeitsweise der WHO folgen.

Während die Bedingungen 2 und 3 keine wesentlichen Schwierigkeiten mit sich brachten, stellten die zeitlichen Rahmenbedingungen ein erhebliches Pro-

blem dar. Die verfügbare Zeit erlaubte kaum, vertiefende Studien durchzuführen und ließ wenig Chancen, Verzögerungen oder Umwege aufzufangen. Auch ein erheblicher Zeitdruck für die zu beteiligenden Experten war unvermeidlich. Andererseits bestand die Chance, eine Reihe von Schadstoffen in der kurzen Zeit von etwa 2 1/2 Jahren zu bearbeiten und zu bewerten. Obwohl Unterschiede hinsichtlich des Erkenntnisstandes für die einzelnen Schadstoffe bestanden, ergab sich die Möglichkeit, den Risikovergleich in einer Zeitebene vorzunehmen. Dies ist sicher ein entscheidender Vorteil gegenüber der verbreiteten Praxis, nur einen oder wenige Stoffe zur gleichen Zeit zu betrachten. Bewertungsunterschiede allein aufgrund unterschiedlicher Zeitabschnitte, in denen die Bewertung vorgenommen wurde, ließen sich so weitgehend vermeiden.

Verfahren bei der Aufstellung von Luftgüteleitlinien

Der erste Schritt zur Aufstellung von Luftgüteleitlinien war die Auswahl bestimmter Schadstoffe. Es wurden Luftverunreinigende Stoffe mit besonderer Bedeutung für die Länder der europäischen Region auf der Grundlage folgender Kriterien [2] ausgewählt:

- a) Schwere und Häufigkeit beobachteter oder vermuteter nachteiliger Effekte für die Gesundheit unter besonderer Berücksichtigung irreversibler Effekte;
- b) weitverbreitetes Vorkommen in der Umwelt;
- c) Umwandlungen in der Umwelt oder stoffbedingte Änderungen, die eventuell zu Folgeprodukten mit höherem toxischem Potential führen;
- d) Persistenz in der Umwelt, insbesondere wenn der Schadstoff sich nicht oder schwer abbauen lässt und gleichzeitig zur Akkumulation beim Menschen oder in der Nahrungskette führt;
- e) exponierter Anteil der Bevölkerung unter besonderer Berücksichtigung der Risikogruppen.

Weitere Aspekte, die die Auswahl der Stoffe beeinflußten, waren der Zeitrahmen für das Projekt und die Grundgegebenheit, daß nur solche Stoffe in Betracht gezogen werden konnten, für die hinreichende wissenschaftliche Basisdokumente zur Verfügung standen, beispielsweise die Environmental Health Criteria.

Auf der Grundlage dieser Kriterien wurde beschlossen, die folgenden 28 Luftschadstoffe zu bewerten:

Organische Stoffe

Acrylnitril
Benzol
Kohlendisulfid
1,2-Dichlorethan
Dichlormethan

Anorganische Stoffe

Arsen
Asbest
Cadmium
Kohlenmonoxid
Chrom

Formaldehyd	Schwefelwasserstoff
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (krebszeugende Fraktion)	Blei
Styrol	Mangan
Tetrachlorethylen	Quecksilber
Toluol	Nickel
Trichlorethylen	Stickoxide
Vinylchlorid	Ozon/photokchemische Oxidantien
	Schwebstaub
	Radon
	Schwefeloxide
	Vanadium

Auf der Planungssitzung Anfang 1984 bestand Einvernehmen, daß das vorrangige Ziel der Luftgüteleitlinien der Schutz der Gesundheit sein solle. Somit war das Ziel grundsätzlich dasselbe wie bei den WHO-Trinkwasserrichtlinien.

Obwohl also feststand, daß gesundheitsbezogene Effekte die Hauptrolle bei der Aufstellung der Luftgüteleitlinien einnehmen würden, beschloß man, auch ökologische Effekte in einem gewissen Umfang einzubeziehen. Für Schwefeldioxid, Stickoxide und Oxidantien sollten die Wirkungen auf die terrestrische Vegetation wegen ihrer speziellen Bedeutung für die europäische Region bewertet werden. Der Grundgedanke dabei war, daß auf Dauer die Erhaltung der menschlichen Gesundheit und des Wohlbefindens nur bei Fortbestehen einer gesunden Umwelt gesichert ist. Es wurde ferner beschlossen, keine Differenzierung zwischen Innen- und Außenluft vorzunehmen, weil - unabhängig von ortspezifischen Unterschieden hinsichtlich der Art und der Konzentration einzelner Schadstoffe - die grundlegenden Dosis-Wirkungs-Beziehungen durch eine solche Differenzierung nicht beeinflußt werden. Die Exposition am Arbeitsplatz wurde in den Bewertungsprozeß einbezogen, bildete jedoch keinen Zentralpunkt, da sich die Leitlinien an der Allgemeinbevölkerung orientieren. Allerdings sollte beachtet werden, daß die Exposition am Arbeitsplatz zur Gesamtbelastung und den daraus resultierenden Effekten beitragen kann.

Die Leitlinien sollten ferner nicht für Kurzzeit- oder Spitzenkonzentrationen gelten, die bei Unfällen oder Naturkatastrophen auftreten können. Ebenso wurde die Bewertung der gesundheitlichen Folgen der Inhalation von Tabakrauch ausgeklammert. Zum einen hätte die Behandlung dieses Komplexes den Rahmen des Projektes gesprengt, zum anderen wurde die krebszeugende Wirkung des Tabakrauchs in letzter Zeit eingehend durch das internationale Krebsforschungszentrum (IARC) in Lyon untersucht. Auch die Auswirkungen der Luftverschmutzungen auf das Klima sowie die sich daraus ergebenden Folgen für die Gesundheit wurden nicht behandelt, da noch zu viele Unsicherheiten einer verlässlichen Beurteilung im Wege stehen. Solche Effekte, z.B. der sogenannte Treibhauseffekt, müssen in Zukunft detailliert untersucht werden, da sie möglicherweise gesundheitliche Konsequenzen haben, die über die direkten Wirkungen von Luftverunreinigungen weit hinausgehen.

Nun noch eine weitere Bemerkung genereller Art: Das Vorliegen einer Übereinkunft über die Nützlichkeit des Projekts, seine Rahmenbedingungen und die Schadstoffe, die behandelt werden sollten, bedeutete noch nicht, daß man nun einfach nach festgelegten Regeln vorgehen konnte, auch wenn Entscheidungen für einige der wichtigsten Fragen vorlagen. Viele Sachverständige würden ihre Auffassungen einbringen und sollten eine reale Chance dazu haben. Tatsächlich haben im Laufe des Projektes über 150 Experten an der Erarbeitung der Luftgüteleitlinien mitgearbeitet. Ein starres Konzept hätte dies verhindert. Den Verantwortlichen im Regionalbüro hätte es vermutlich die Durchführung des Projektes erleichtert, aber die Chance, das beste und ehrlichste Produkt zu erhalten, wäre gewiß geschrägt worden. Der Ansatz, der für die Luftgüteleitlinien gewählt wurde, war daher eine Mischung aus festen Regeln und Flexibilität. Das Rezept lautete: einigen grundlegenden Strategien folgen, aber genug Raum für Änderungen lassen, wo diese sich während des Prozesses als sinnvoll und machbar erweisen.

Als Beispiel für dieses Vorgehen sei die Entscheidung genannt, für eine Reihe von Karzinogenen keine Leitlinienverte festzulegen, sondern nur Schätzwerte für das Risiko, die sogenannten "unit risk estimates", anzugeben. Der Entschluß so zu verfahren, ist auf den entsprechenden Sitzungen über karzinogene Stoffe gefaßt worden. Es wäre - zumindest in einigen Fällen - denkbar gewesen, auch Konzentrationswerte anzugeben, die auf den Werten in unbelasteten Gebieten aufgebaut hätten.

Die Strategie, soviel Flexibilität wie möglich zu gewährleisten, hat sich positiv auf die Erstellung der Leitlinien ausgewirkt. Es wäre kontraproduktiv gewesen, die einzelnen Arbeitsgruppen mit Beteiligung unterschiedlicher Experten in ein einziges Schema zu zwängen und keinen Raum für eigene Ansätze zu lassen. Das Projekt war vielmehr durch einen fortlaufenden Prozeß gekennzeichnet, wobei einige der Regeln während dieses Prozesses entwickelt, verbessert und ergänzt worden sind.

Die einzelnen Stadien des Projektes sollen nun kurz beschrieben werden. Nach der Planungssitzung begann die sogenannte Ausarbeitungsphase (preparation-phase). Sie schloß acht Arbeitsgruppensitzungen ein, auf denen einzelne Luftschadstoffe und ihre gesundheitlichen Effekte - auf einer Sitzung auch Auswirkungen auf die terrestrische Vegetation - behandelt wurden. Vor jeder Arbeitsgruppensitzung wurde wissenschaftliches Material über zu behandelnde Schadstoffe in Form eines Arbeitspapiers erstellt. Diese Papiere wurden der Arbeitsgruppe vorgelegt und dienten als Diskussionsbasis. Nach jeder Sitzung wurde ein Textentwurf auf der Grundlage der überarbeiteten Arbeitspapiere und unter Einbeziehung der Schlußfolgerungen und Empfehlungen der Arbeitsgruppe erstellt. Diese Vorbereitungs- bzw. Ausarbeitungsphase war im Oktober 1985 beendet.

Die folgende sogenannte interne Überprüfungsphase (internal review phase) diente der intensiven Überprüfung und Überarbeitung der Entwürfe und ihrer Empfehlungen durch die Verfasser der Arbeitspapiere und andere Mitglieder der

jeweiligen Arbeitsgruppe. Bevor das WHO-Sekretariat jedoch die Entwürfe zur Überarbeitung versenden konnte, mußten die Texte im Hinblick auf ein gemeinsames Format überarbeitet werden. Dies geschah durch das Regionalbüro, ebenfalls mit Unterstützung der Verfasser der Arbeitspapiere und weiterer Sachverständiger der Arbeitsgruppen. Im März 1986 wurde eine wissenschaftliche Redaktionsgruppe (editorial consultation group) mit 10 Sachverständigen einberufen, die als beratendes Gremium für die weitere Arbeit bis zur Vorlage der endgültigen Fassung zur Verfügung stand. Ihre Aufgabe bestand darin, die Kapitel der einzelnen Schadstoffe sowie den zusammenfassenden allgemeinen Teil im Hinblick auf die Klarheit der Darstellung, die Angemessenheit der Begründung für die Leitlinienempfehlungen und die Konsistenz hinsichtlich der Anwendung gemeinsamer Grundkriterien zu überprüfen.

Der überarbeitete Entwurf wurde erneut zur Korrektur an die Verfasser und Mitglieder der wissenschaftlichen Redaktionsgruppe versandt. Danach wurde ein Entwurf fertiggestellt, der zur externen Überprüfung an alle Sachverständigen, die in Arbeitsgruppen an dem Projekt teilgenommen hatten, an die Gesundheitsministerien der Mitgliedstaaten, an andere Sachverständige und Institutionen sowie an die Teilnehmer der Schlußsitzung versandt wurde (external review phase).

Die abschließende Sitzung fand vom 11. bis 14. November 1986 statt. Unter Einbeziehung einiger Änderungen, die während dieser Sitzung gemacht wurden, konnte zum Jahresende 1986 ein erster vorläufiger Entwurf des Gesamtdokumentes fertiggestellt werden. Im Jahre 1987 fand die editorische Überarbeitung statt, ebenso die Überprüfung der Literaturzitate, das Korrekturenlesen sowie Satz und Druck des Buches. Auch noch während dieses Jahres bestand ein intensiver Kontakt mit zahlreichen Sachverständigen aus den Arbeitsgruppen.

Der Gesamtprozeß zur Erstellung der Luftgüteleitlinien hat etwa 4 Jahre gedauert. Auf Einzelheiten bezüglich der Leitlinienempfehlungen für die einzelnen Schadstoffe kann hier nicht eingegangen werden. Die erarbeiteten Leitwerte und Risikowerte für Luftverunreinigungen sind in den Tabellen 1 bis 4 wiedergegeben, die einem deutschen Bericht [3] entnommen sind. Dabei sei ausdrücklich darauf hingewiesen, daß diese Werte nur im Zusammenhang mit den entsprechenden Begründungen zu betrachten sind, um Fehlinterpretationen zu vermeiden.

Wenn in den Luftgüteleitlinien Luftgüteleitwerte empfohlen werden, können diese Werte als Grundlage für Standards dienen. Es muß jedoch betont werden, daß Luftgüteleitwerte noch keine Standards darstellen. Für den Benutzer aus der Bundesrepublik Deutschland lassen sich die Luftgüteleitwerte wohl am ehesten mit den MIK-Werten der VDI-Kommission Reinhaltung der Luft vergleichen. Vor einer Standard- oder Grenzwertfestsetzung sollten die Luftgüteleitwerte im Rahmen der bestehenden Expositionen- und Umweltverhältnisse, der sozialen und wirtschaftlichen Bedingungen betrachtet werden. Unter bestimmten Voraussetzungen kann es Gründe geben, die Luftgütestandards oberhalb oder unterhalb

der Leitlinienwerte festzusetzen; diese Tatsache ist sehr wichtig. Schon der Umstand, daß es Gegenden mit sehr hoher bzw. sehr geringer Belastung gibt, in denen die Leitwerte entweder weit über- oder weit unterschritten sind, macht es erforderlich, den Umgang damit flexibel zu gestalten. Insbesondere dort, wo die Belastungswerte weit höher sind als die Leitlinienkonzentrationen, ist es nicht sinnvoll, die bestehende Belastung - weil zu hoch - sozusagen per Dekret zu verbieten. Auch der andere Weg, die Wissenschaft soweit zu strapazieren, daß die Werte schließlich für die bestehende Situation passen, ist - obwohl gelegentlich praktiziert - völlig unakzeptabel.

Es ist die Zielsetzung der Air Quality Guidelines, den Mitgliedstaaten der europäischen Region Information und Rat für die Luftreinhaltung zu bieten. Die Leitlinien wenden sich aber auch an alle, die im Rahmen der Luftqualitätsverbesserung und - Überwachung tätig sind, gleichgültig ob in der Industrie oder im öffentlichen Dienst. Schließlich sollen die Luftgüteleitlinien eine Informationsquelle für jeden darstellen, der an Problemen der Luftverschmutzung interessiert ist. Es werden sich sicher Fragen hinsichtlich der Stichhaltigkeit der einen oder anderen Passage ergeben, insbesondere dort, wo die Bewertung auf ein wissenschaftliches Gesamтурteil zurückgreifen mußte. Es ist freilich einfacher, den Schmelz- oder Siedepunkt einer Substanz anzugeben, als zu entscheiden, bei welchem Konzentrations-Zeit-Verhältnis schädliche Wirkungen auf die Gesundheit auszuschließen sind.

Schlußfolgerungen auf der Basis des "best scientific judgement" werden diskutierbar bleiben. Auch wenn die Argumentationskette geändert wird, bleibt die Möglichkeit der Gegenargumentation erhalten. Stets wurde darauf geachtet, daß nicht einer wissenschaftlichen Schulmeinung ein Vorrang eingeräumt wurde; eine Bevorzugung von nicht allgemein anerkannten Theorien verbat sich ebenso. Die Projektleitung hat Sachverständige aller Altersklassen aus verschiedenen Disziplinen aus 22 Ländern herangezogen.

Die Leitlinien geben sicherlich den aktuellen Stand des umwelthygienischen Wissens auf dem Sektor Luftverschmutzung wieder. Eine Antwort auf die Frage, ob dennoch einzelne Fakten über- oder unterbewertet wurden, wird sich dann ergeben, wenn die Luftgüteleitlinien angewandt werden.

Danksagung

Die Erstellung der Luftgüteleitlinien war nur durch die Beteiligung und Kooperationsbereitschaft der zahlreichen Experten möglich. Für ihre Arbeit möchte ich allen vielmals danken. Mein Dank gilt ferner allen Kollegen im Umweltministerium der Niederlande sowie den Freunden bei der Weltgesundheitsorganisation in Kopenhagen und in Genf, die an der Verwirklichung des Projektes mitgewirkt haben; insbesondere nenne ich hier Frau E. Kallab, Frau B. Havn, Frau Adeler-Bjørno und Herrn Dr. D. Kello. Persönlicher Dank gilt Frau M. Kello und der Ehefrau des Autors, deren Mithilfe und Verständnis oft nötig waren, um den Anforderungen des Projektes gerecht werden zu können.

Literatur

1. Air Quality Guidelines for Europe Copenhagen: WHO Regional Office for Europe 1987, WHO regional publications European series; No. 23
2. Background and purpose of the WHO environmental health criteria programme. In: Mercury. Geneva, World Health Organization, 196 (Environmental Health Criteria, No. 1)
3. Ewers, U.: WHO Air Quality Guidelines for Europe. Öffentl. Gesundheitswesen (im Druck)

Tab. 1: Leitwerte für toxische Luftverunreinigungen (a)

Substanz	Zeitlicher Mittelwert	Mittlungszeit
Blei	0.5-1.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	1 Jahr
Cadmium	1- 5 ng/m^3 10-20 ng/m^3	1 Jahr (Land) 1 Jahr (Stadt)
1,2-Dichlorethan	0.7 mg/m^3	24 Stunden
Dichlormethan	3 mg/m^3	24 Stunden
Formaldehyd	100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	30 Minuten
Kohlenmonoxid	100 mg/m^3 (b) 60 mg/m^3 (b) 30 mg/m^3 (b) 10 mg/m^3	15 Minuten 30 Minuten 1 Stunde 8 Stunden
Mangan	1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	1 Jahr
Ozon	150-200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 100-120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	1 Stunde 8 Stunden
Quecksilber	1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (c)	1 Jahr
Schwefeldioxid	500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 350 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	10 Minuten 1 Stunden 1 Jahr
Schwefelkohlenstoff	100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	24 Stunden
Schwefelwasserstoff	150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	24 Stunden
Stickstoffdioxid	400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	1 Stunde 24 Stunden
Styrol	800 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	24 Stunden
Tetrachlorethylen	5 mg/m^3	24 Stunden
Toluol	8 mg/m^3	24 Stunden
Trichlorethylen	1 mg/m^3	24 Stunden
Vanadium	1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	24 Stunden

- Die für die einzelnen Stoffe festgelegten Leitwerte sollten nur in Verbindung mit den hierzu jeweils vorliegenden wissenschaftlichen Begründungen angewendet werden.
- Expositionen gegenüber diesen Konzentrationen sollen nicht länger andauern als die angegebenen Zeiten und sich innerhalb von 8 Stunden nicht wiederholen.
- Der Leitwert bezieht sich auf Luftverunreinigungen in Innenräumen. Für die Quecksilberkonzentration in der Außenluft, die durch Deposition und anschließendes Eindringen in die Nahrungskette indirekt von Bedeutung sein kann, wird kein Leitwert angegeben.

Tab. 2: Leitwerte für geruchsintensive Luftverunreinigungen (30-Minuten-Mittel)

Substanz	Wahrnehmungsschwelle	Erkennungsschwelle	Leitwert
Schwefelkohlenstoff	*	*	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Schwefelwasserstoff	0.2-2.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0.6-6.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Styrol	70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	210-280 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Tetrachlorethylen	8 mg/m^3	24- 32 mg/m^3	8 mg/m^3
Toluol	1 mg/m^3	10 mg/m^3	1 mg/m^3

*) Keine Angaben in den Air Quality Guidelines [1]

Tab. 3: Leitwerte für Luftverunreinigungen zum Schutz der Vegetation

Substanz	Leitwert	Mittlungszeit	Anmerkungen
Stickstoffdioxid (NO ₂)	95 µg/m ³ 30 µg/m ³	4 Stunden 1 Jahr	In Gegenwart von SO ₂ und O ₃ -Konzentration von weniger als 30 µg/m ³ (Mittelwert über 1 Jahr) bzw. 60 µg/m ³ (Mittelwert über eine Vegetationsperiode)
Gesamt-Stickstoff-Deposition	3 g/m ³	1 Jahr	Empfindliche Ökosysteme sind bei höheren Depositionsraten gefährdet
Schwefeldioxid (SO ₂)	30 µg/m ³ 100 µg/m ³	1 Jahr 24 Stunden	Unzureichender Schutz bei extremen klimatischen und topographischen Bedingungen
Ozon (O ₃)	200 µg/m ³ 65 µg/m ³ 60 µg/m ³	1 Jahr 24 Stunden eine Vegetationsperiode	
Peroxyacetyl nitrat	300 µg/m ³ 80 µg/m ³	1 Stunde 8 Stunden	

Tab. 4: Risikowerte für krebserzeugende Luftverunreinigungen

Substanz	Unit risk (a)	Tumorlokalisation
Arylnitril	2×10^{-5}	Lunge
Arsen	4×10^{-3}	Lunge
Asbest	10^{-6} - 10^{-5} (b) 10^{-5} - 10^{-4} (b)	Lunge Bauch- und Rippenfell
Benzol	4×10^{-6}	Blut (Leukämie)
Chrom (VI)	4×10^{-2}	Lunge
Nickel	4×10^{-4}	Lunge
Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) (c)	9×10^{-2}	Lunge
Radon-Zerfallsprodukte (d)	$0.7-2.1 \times 10^{-4}$ (e)	Lunge
Vinylchlorid	1×10^{-6}	Leber und andere Lokalisationen

- a) Krebsrisiko bei lebenslanger Exposition gegenüber einer Konzentration von $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- b) Bezogen auf eine Population mit 30% Rauchern; Risiko bei lebenslanger Exposition gegenüber einer Konzentration von 500 Fasern/ m^3 (Fasermessung mit optischen Methoden)
- c) Leitsubstanz Benz(a)pyren (Konzentration $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$)
- d) Expositon bei EER (equilibrium equivalent radon concentration) von $1 \text{ Bq}/\text{m}^3$
- e) Abhilfemaßnahmen in Gebäuden werden empfohlen bei Jahresmittelwerten von $\text{EER} > 100 \text{ Bq}/\text{m}^3$

„Maximale Immissionswerte“ für Luftschadstoffe - Definition und Gesichtspunkte der Ableitung -

H. M. Wagner

Zusammenfassung

Die von der VDI-Kommission Reinhaltung der Luft herausgegebenen MIK-Werte sind medizinisch/biologisch abgeleitete Richtwerte, die sowohl eine Bezugsbasis für die Festlegung lufthygienischer Grenzwerte (TA Luft) darstellen als auch für die Abschätzung des Individualrisikos herangezogen werden können. Hierzu wird die vorhandene Wirkungsliteratur gesichtet und bewertet. Bei der Bewertung und Einordnung von Wirkungsbefunden, also schließlich auch bei der Festlegung von MIK-Werten, spielen in letzter Zeit zunehmend zwei Gesichtspunkte eine Rolle: die Auswirkung der Luftschadstoffe auf besonders empfindliche Individuen und die Beeinträchtigung "funktioneller Reserven".

Definition

Im Entwurf der VDI Richtlinie 2310 Blatt 1 findet sich folgende Definition für die "Maximalen Immissions-Werte" [1]:

"Die Maximalen Immissions-Werte und ihre Begründung stellen eine Sachverständigenäußerung der VDI-Kommission Reinhaltung der Luft dar. Sie sind gemäß dem Auftrag der VDI-Kommission Reinhaltung der Luft Entscheidungshilfen für die Ableitung gesetzlicher Normen, ohne jedoch einen unmittelbaren Bezug zu immissionsrechtlichen Bestimmungen aufzuweisen."

Die sogenannten "MIK-Werte" sind folglich selbst nicht rechtsverbindlich, liefern jedoch die Bezugsbasis für die rechtlich verbindlichen Begrenzungen von Luftschadstoffen in Form der "Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft" (TA Luft) [2], einer Ausführungsbestimmung zum Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG). Diese Werte werden ermittelt durch Auswerten sämtlicher relevanter Daten über medizinisch/biologische Wirkungen des jeweiligen Schadstoffes.

MIK-Werte sind als wünschenswerte Obergrenzen der Belastung aus präventiv-medizinischer Sicht anzusehen und sollen die Allgemeinbevölkerung einschließlich Risikogruppen - alte und kranke Personen, Kinder und Schwangere - vor nachteiligen Einwirkungen der Luftverschmutzung schützen. Sie sind losgelöst vom Gesichtspunkt der technischen, politischen oder ökonomischen Realisierbarkeit. Trotz ihrer fehlenden Rechtsverbindlichkeit sind die MIK-Werte keineswegs rein theoretische, praxisferne Zahlen; sie werden durchaus von den Gerichten als Orientierungshilfe herangezogen, wenn es um die Abschätzung eines Individualrisikos geht. Auch für die gesundheitliche Beurteilung der Luftqualität in Innenräumen, wo die Werte der TA Luft nicht gelten, werden MIK-Werte, so sie vorhanden sind, herangezogen.

Die MIK-Werte sind rein wirkungsbezogene Werte, gelten also stets und überall. Die Einhaltung des MIK-Wertes sollen für die exponierten Individuen gewährleisten, daß sie keine gesundheitliche Beeinträchtigung zu befürchten haben. Die Immissionswerte der TA Luft hingegen sind flächenbezogene, gemittelte Werte, die von den politischen Entscheidungsträgern - unter Berücksichtigung einer Reihe nichtpräventivmedizinischer Gesichtspunkte - festgelegt werden. Sie können, bei ungleichmäßiger Verteilung der Schadstoffkonzentration innerhalb eines Meßgebietes, noch ein Restrisiko für die Bevölkerung bedeuten.

Gesichtspunkte zur Ableitung von Maximalen Immissions-Konzentrationen

Die ideale Voraussetzung zur Festlegung von MIK-Werten wäre die Kenntnis von Dosis-/Wirkungs- bzw. Dosis-/Häufigkeitsbeziehungen, die eine abgestufte Risikobetrachtung und eine exakte Grenzziehung zwischen einem "no effect level", einer Wirkung auf den Menschen und einer nachteiligen Umweltwirkung ermöglichen würde.

Neben dem Problem, den unbestimmten Rechtsbegriff "schädliche oder nachteilige Umwelteinwirkung" definieren zu müssen - nach der VDI-Richtlinie 2310 Zielsetzung und Bedeutung der Richtlinien "Maximale Immissionswerte" (1986) sind dies Beeinträchtigungen der Gesundheit, der Leistungsfähigkeit und Belästigungen - zeigt die entsprechende wissenschaftliche Literatur, daß sich, insbesondere für epidemiologisch erfaßbare Langzeitwirkungen aus der Epidemiologie, für den überwiegenden Teil der Schadstoffe im interessierenden niedrigen Konzentrationsbereich keine exakten Dosis-/Wirkungsbeziehungen ableiten lassen. Es können zwar bei Belastung mit hohen Konzentrationen (z.B. während "Smog-Episoden" oder im kontrollierten Experiment bei besonders empfindlichen Personen) durchaus definierte Reaktionen, eine Atemwegsobstruktion, ausgelöst werden. Im Bereich der Langzeitexposition jedoch verlaufen die Übergänge vom gesunden Zustand über subklinische Veränderungen bis zum Auftreten erster klinisch feststellbarer Schäden fließend. Es gibt hierbei keine scharfe Grenze zwischen dem Nicht-Auftreten und Auftreten schädlicher Umwelt-

einwirkungen durch eine spezifische Noxe, beispielsweise SO_2 , im Sinne einer einheitlichen Schwellendosis für alle Individuen; biologische Wirkungen hängen von zahlreichen Randbedingungen ab, die von Fall zu Fall starken Schwankungen unterliegen. Hier sind die möglichen Kombinationswirkungen mit unterschiedlichen Konzentrationen anderer Schadstoffe, meteorologische oder sozioökonomische Fakten und nicht zuletzt die erhebliche interindividuelle Variationsbreite der Empfindlichkeit zu nennen. Man hat es also mit einem fließenden Übergang von Gesundheit zu Krankheit oder mit Verschlimmerung einer Krankheit zu tun. In dem weiten Bereich von Wirkungsbeobachtungen besteht eine erhebliche Unsicherheit bei der Definition einer Schwellendosis. Wo in einem solchen Bereich die Grenze des noch Tolerierbaren gezogen wird, hängt einmal vom Kranheitswert der ausgelösten Veränderung ab, zum anderen von der Steilheit der Dosis-/Wirkungsbeziehung. Bei den MIK-Werten wird man sich aus Gründen des Vorsorgeprinzips mehr in Richtung eines Null-Risikos bewegen und eventuell sogenannte Sicherheitsfaktoren einbauen: Je schwerwiegender Schadensart und Schadensfolge sind, desto größer muß dieser Faktor zur Risikoverminde rung sein.

Aus den vorangegangenen Erläuterungen ist leicht zu erkennen, daß denjenigen, die Grenzwerte festlegen, ein gewisser Entscheidungsspielraum gegeben ist. Für den Wissenschaftler leitet sich hieraus ein hohes Maß an Verantwortung ab: MIK-Werte erhalten ihre Bedeutung erst dadurch, daß sie wissenschaftlich begründet werden [3, 4, 5]. Nur so sind sie für den zuständigen Entscheidungsträger nachvollziehbar und ermöglichen ihm, aus seiner Gesamtverantwortlichkeit Abänderungen an Grenzwertvorschlägen begründet vorzunehmen. Der Gesetzgeber hat daneben auch noch andere Gesichtspunkte zu berücksichtigen und wird im Einzelfall abzuwägen haben, wieviel Risiko er der Bevölkerung oder einzelnen Bevölkerungsgruppen zumuten will. Aus Gründen der wissenschaftlichen Redlichkeit muß hier aber gesagt werden, daß heute aufgrund der vorliegenden Daten eine Risikovorgabe in dem Sinne, daß z.B. $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mehr SO_2 in der Luft 1% mehr Bronchitiker in der Bevölkerung bedeuten würden, nicht möglich ist.

Bei der Bewertung und Einordnung von Wirkungsbefunden, also schließlich auch bei Festlegung der MIK-Werte, spielen in letzter Zeit zunehmend zwei Gesichtspunkte eine Rolle: die Auswirkung der Luftschadstoffe auf besonders empfindliche Individuen und die Beeinträchtigung "funktioneller Reserven".

Besonders empfindliche Individuen

Aus einer Reihe von Untersuchungen ist bekannt, daß bestimmte Bevölkerungsgruppen auf die Einwirkung von Luftschadstoffen besonders empfindlich reagieren können. Dies besonders für die Grenzwertdiskussion bedeutsame Phänomene wurde auf wissenschaftlichen Veranstaltungen über die Wirkung von Luft-

schadstoffen stets nur als ein Teilespekt behandelt. Bei der medizinisch-biologischen Ableitung lufthygienischer Richtwerte orientiert man sich in letzter Zeit zunehmend an besonders empfindlichen Risikogruppen. Leider bestehen gerade in diesem Bereich große Informationsdefizite. Dies gilt sowohl für die Zahl der insgesamt vorliegenden Befunde als auch für die Vergleichbarkeit der Daten untereinander, so daß die Einordnung und Bewertung einzelner Versuchsergebnisse oft Schwierigkeiten bereitet.

Bei der Verwendung von Tierversuchen als Modelle für die Hyperreagibilität bzw. besondere Empfindlichkeit/Anfälligkeit ergeben sich große Unsicherheiten. Beispielsweise führen anatomische Unterschiede im Bau des Atemtrakts zwischen Mensch und Nager, beispielsweise an den Verzweigungen (Bifurkationen) zu anderen Depositionsverhältnissen. Dies macht die Extrapolation aus solchen Experimenten schwierig. Leider erweisen sich auch die vorliegenden humanexperimentellen Ergebnisse bei näherer Prüfung als sehr inhomogen. Oft liegen große Altersvariationen sowie unterschiedliche Beurteilungskriterien bei den Krankheiten oder Beeinträchtigungen vor, an denen die "hypersensiblen" Untersuchungskollekte leiden: Asthma, chronische Bronchitis, Angina pectoris, Pseudokrupp etc. Genauere Angaben zur Probandenauswahl sind beispielsweise in nur 4 von 10 überprüften Veröffentlichungen angeführt.

Für das Vorliegen bzw. die Entwicklung einer Überempfindlichkeit sind genetische, umweltbedingte und behavioristische Faktoren ausschlaggebend. So komplex die Entstehung, so schwierig ist auch die Ermittlung der Hyperreagibilität bzw. Anfälligkeit. Die Vorstellung, daß ein einfacher Provokationstest mit Histamin- oder Metacholin-Aerosolen nicht nur eine Überreagibilität gegenüber diesen Stoffen aufzeigt, sondern gleichzeitig auch über die Empfindlichkeit des Atemtrakts gegenüber allen anderen Inhalationsnoxen Aufschluß gibt, läßt sich leider nicht aufrechterhalten, da der Mechanismus der Hyperreagibilität äußerst komplex ist. Zur Beantwortung einer Reihe prinzipieller Fragen zur Reagibilität des Atemtrakts sind die genannten Stoffe allerdings sehr hilfreich.

Bei den meisten Personen ist die Hyperreagibilität reversibel; bei wenigen entwickelt sie sich aber kumulativ, d.h. sie nimmt mit der Zeit zu. Bei einigen Individuen ist sie persistent; hierbei ist vermutlich eine allergische Komponente wirksam. Das Alter scheint eine große Rolle bei der Hyperreagibilität des Atemtrakts zu spielen. So nimmt die bronchiale Reagibilität gegenüber Reizstoffen (z.B. Ozon) bis zum Alter von etwa 25 Jahren ab. Danach erfolgt eine deutliche stete Zunahme bis ins hohe Alter; dies gilt auch für Raucher. Es scheint auch ein ausgeprägter jahreszeitlicher Einfluß auf die Hyperreagibilität des Atemtrakts gegenüber Luftschaadstoffen zu bestehen. Im Winter reagiert der Atemtrakt bei hyperaktiven Individuen weniger empfindlich auf Ozon-Exposition als im Frühjahr und Sommer. Möglicherweise spielt hier die Sensibilisierung des Atemtrakts durch Pollen eine Rolle. Normal reagierende Probanden zeigen diese jahreszeitlichen Veränderungen nicht [7].

Die besondere Empfindlichkeit mancher Personen gegenüber Luftschadstoffen ist keineswegs ein Randproblem, das einen geringen oder gar vernachlässigbaren Teil der Bevölkerung betrifft. Man sollte sich darüber klar werden, daß jeder Mensch irgendwann in seinem Leben zu dieser Gruppe gehört, als Kleinkind, als Kranker oder als alter Mensch. Der immer größer werdende Anteil älterer Personen an der Gesamtbevölkerung führt dazu, daß das Problem ständig an Bedeutung gewinnt.

Der Bevölkerungsanteil von Personen mit hyperreagiblen Atemwegen wird unterschiedlich geschätzt. Nimmt man als Beurteilungsparameter die "Exercise induced bronchoconstriction" (EIB), so liegt die Zahl ungefähr bei 10% der Gesamtbevölkerung [8].

Angesichts dieser neueren Erkenntnisse verwundert es nicht, daß sich gesundheitsbezogene Richtwerte, so auch die neuen "WHO-Guidelines" [9], in zunehmendem Maße an besonders empfindlichen Kollektiven ausrichten. Ein direktes Beispiel aus einer VDI-Richtlinie liefert der Kurzzeitwert (Halbstundenswert) für SO_2 [3]:

Aus Abbildung 1 läßt sich ablesen, daß innerhalb eines Kollektivs von 30 Patienten mit chronischer Bronchitis - also schon eine Auswahl empfindlicher Individuen - eine Reihe von Probanden mit einem extremen Anstieg des Widerstands in den Atemwegen auf einen kurzfristigen SO_2 -Reiz (7 ppm über 5 Minuten) reagieren. Selbst bei einer wesentlich geringeren Belastung (1 ppm über 5 Minuten) reagierten medikamentös vorbehandelte Bronchitiker noch in 14% der Fälle mit einer im Vergleich zu Normalpersonen überstarken Bronchokonstriktion [10]. Diese Befunde waren Grundlage dafür, den MIK-Wert (30 Minuten) mit $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ beizubehalten; allerdings ist er jetzt als Spitzenwert definiert. Dieser Wert beinhaltet einen Sicherheitsfaktor von 2,5, wenn man Auswirkungen auf das Bronchialsystem berücksichtigt. Da er an besonders empfindlich reagierenden Personen abgeleitet wurde, erscheint dieser Faktor für den Halbstunden-Spitzenwert ausreichend, auch wenn man die Kombination mit immer gleichzeitig vorkommenden anderen Luftverunreinigungen - insbesondere Schwebstaub - berücksichtigt.

Beeinträchtigung "funktioneller Reserven"

Durch die Verfeinerung der in der Wirkungsermittlung eingesetzten Methoden ist es heute in vielen Fällen möglich, nach Einwirken eines Umweltschadstoffes auch subtilste Effekte zu erfassen. Diese geringen Veränderungen liegen z.T. im Bereich der normalen biologischen Variationsbreite und können oft nur bei ausreichend hohen Kollektivzahlen als eine Mittelwertsverschiebung erkannt werden. Auch kann bei einem Teil dieser Reaktionen noch nicht einmal von "adversen Effekten" gesprochen werden, da eine nachteilige Wirkung definitionsgemäß eine Beeinträchtigung der Gesundheit, der Leistungsfähigkeit oder eine

Belästigung voraussetzt; diese ist bei den oben angesprochenen geringen Wirkungen aber oft nicht erkennbar.

Solche Veränderungen "ohne erkennbaren Krankheitswert" sind schwer zu bewerten bzw. einzuordnen. Die Beurteilung unterliegt einem großen Ermessensspielraum, weshalb ihr Wert für die Verwendung von Grenzwertbetrachtungen häufig in Frage gestellt wird. Ein Beispiel hierfür ist der nachweisliche Anstieg des "freien erythrozytären Protoporphyrins" (FEP) bei Kindern bei relativ geringgradig erhöhter Bleibelastung (20 µg Blei in 100 ml Blut) [11, 12]. Selbst bei starken Überschreitungen der oberen Normgrenzen für FEP, wie sie bei Kinderkollektiven in Oker/Harlingerode festgestellt worden waren [12], wurden von den zuständigen Behörden weder eine Therapie noch eine Umsiedlung der Kinder - als Schutz vor weiterer Exposition - als erforderlich angesehen. In den USA hätten diese Belastungswerte zur sofortigen Einleitung einer Chelattherapie geführt [13].

Das Fehlen von Krankheitssymptomen wurde in der Bundesrepublik Deutschland als ausreichend betrachtet, die belasteten Kinder als "gesund" zu erklären, womit die Notwendigkeit akuter Schutzmaßnahmen entfiel. In den USA wurde die weitgehende Ausschöpfung der Kompensationsmechanismen des erythrocytären Systems bereits als so kritisch für die Gesundheit betrachtet, daß es ein sofortiges Einschreiten rechtfertigte. In der Aufzehrung dieser "biologischen" oder "funktionellen Reserve" sah man ein hinreichend großes gesundheitliches Risiko, da eine geringfügige zusätzliche Belastung (z.B. durch Krankheit oder andere Noxen) zu einem Zusammenbruch des Systems führen könnte.

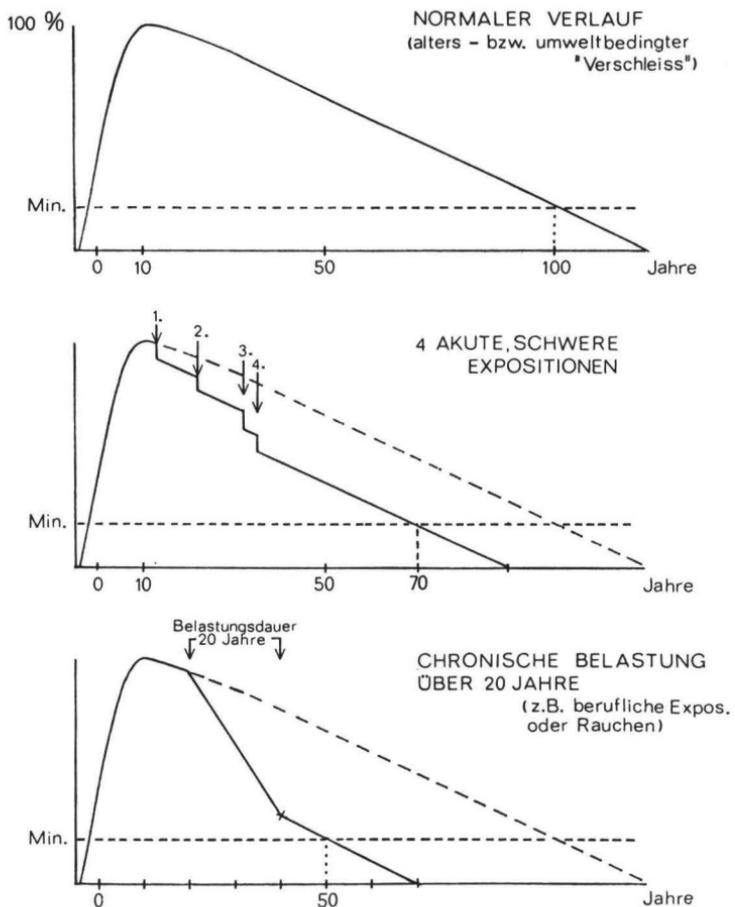
In einer vorangegangenen Arbeit [14] ist bereits darauf hingewiesen worden, daß für eine Risikoquantifizierung der Grad der "Aufzehrung" solcher Reserven mit einbezogen werden sollte und die Vertretbarkeit der durch Umweltnoxen erzeugten graduellen "Verluste" geprüft werden müßte. Umweltbedingte destruktive Prozesse, die mit normalen Verschleiß- und Alterungsprozessen parallel laufen, beschleunigen den Abbau der Reserven, die für eine normale Funktion des Gesamtorganismus bzw. eines Organsystems erforderlich sind. Dies ist schematisch in der Abbildung 2 dargestellt.

Mit der Einbeziehung des Schutzes der dem Menschen zur Verfügung stehenden "biologischen oder funktionellen Reserven" in die Grenzwertbetrachtung sollte dem Vorsorgegedanken noch stärker Rechnung getragen werden.

Literatur

1. VDI-Richtlinie 2310, Blatt 1 (Entwurf): "Zielsetzung und Bedeutung der Richtlinien - Maximale Immissions-Werte" (Juni 1986)

2. Technische Anleitung Luft: Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundesimmissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) vom 27.2.1986. Gemeinsames Ministerialblatt 37, Jahrgang Nr. 7 (Bonn, d. 28.2.1986)
3. VDI-Richtlinie 2310, Blatt 11: "Maximale Immissions-Konzentrationen für Schwefeldioxid" (August 1984)
4. VDI-Richtlinie 2310, Blatt 12: "Maximale Immissions-Konzentrationen für Stickstoffdioxid" (Juni 1985)
5. VDI-Richtlinie 2310, Blatt 15: "Maximale Immissions-Konzentrationen für Ozon (und photochemische Oxidantien)"
6. Samet, J.M.: Defining the study population in clinical and epidemiological studies. (Vortrag), Conference on "Susceptibility to Inhaled Pollutants", 29.9. - 1.10.1987, Williamsburg, Virginia
7. Hackney, J.D.: Respiratory infections and oxidants. (Vortrag), Conference on "Susceptibility to Inhaled Pollutants", 29.9. - 1.10.1987, Williamsburg, Virginia
8. Koenig, J.Q.: Acid aerosols and asthma. Ibid
9. WHO: Air Quality Guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European Series No. 23, Genf 1987
10. Islam, M.S., Ulmer, W.R.: Untersuchungen zur Schwellenkonzentration bei besonders Gefährdeten. Wissenschaft und Umwelt 1 (1979), 41 - 47
11. Schiele, R., Wagner, H.M., Krause, C.: Die freien erythrozytenporphyrine (FEP) als Wirkungsparameter und ihre Wertigkeit im Vergleich zu anderen Belastungskriterien. BGA- Berichte 1 (1978), 138 - 144
12. Aurand, K., Hoffmeister, H. (Hrsg.): Ad hoc-Felduntersuchungen über die Schwermetallbelastung der Bevölkerung im Raum Oker im März 1980. BGA-Berichte 2 (1980), 15 - 16
13. Preventing Lead Poisoning in Young Children. Ed. by U.S. Dept. of Health, Education and Welfare (HEW), Atlanta (Georgia) 1978 (Publ. No. 00-2629)
14. Wagner, H.M.: Erkenntnisse der Wirkungsforschung. VDI-Berichte 531 (1984), 11 - 32



"Min": Minimale Reserven zur Aufrechterhaltung eines 'normal' funktionierenden Organismus bzw. Systems
(Unterschreitung → pathologischer Zustand)

Abb. 2: Aufzehrung funktioneller Reserven (z.B. durch cancerogene / neurotoxische / immunotoxische / lungentoxische Stoffe)

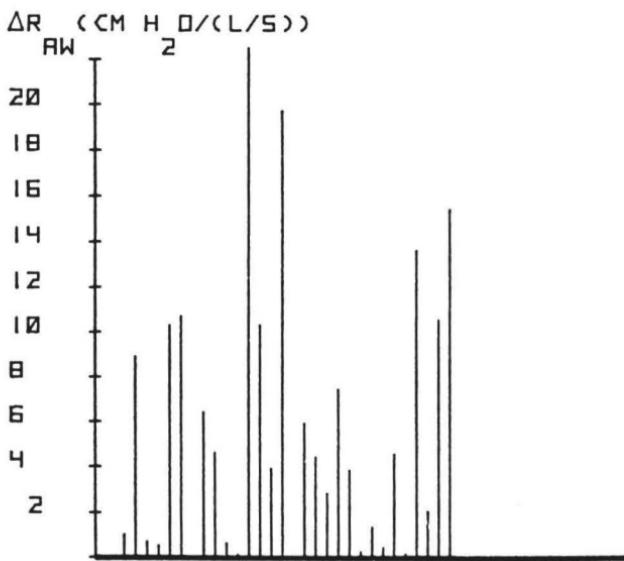


Abb. 1: Zunahme des Strömungswiderstandes in den Atemwegen (ΔR) vor und nach 5-minütiger Inhalation von 7 ppm SO_2 (30 Patienten mit chronischer Bronchitis); aus [10] (modifiziert)

Richtwerte für die Innenraumluft

B. Seifert und M. Fischer

Zusammenfassung

Nach einem einleitenden Überblick über das generelle Vorgehen bei der Ermittlung und Festlegung von Grenzwerten für Luftverunreinigungen und einer kurzen Darstellung der für die Außenluft vorhandenen Regelungen werden Strategien zur Begrenzung von Schadstoff-Konzentrationen in der Innenraumluft diskutiert. Aus der Erkenntnis heraus, daß in absehbarer Zeit keine Tiermodelle verfügbar sein werden, die alle bei der Normalbevölkerung und bei Risiko-Gruppen möglichen Gesundheitsbeeinträchtigungen durch Schadstoffe im Innenraum vorhersagbar machen, wird vorgeschlagen, die Konzentrationen chemischer, speziell organischer Verbindungen in der Innenraumluft mit Hilfe von Produktverbesserungen zu begrenzen. Die Festlegung der Anforderungen, die an ein Produkt zu stellen sind, kann am besten über Richtwerte für Schadstoff-Konzentrationen erfolgen. Die prinzipielle Vorgehensweise dafür wird am Beispiel von Formaldehyd, Tetrachlorethen und Holzschutzmitteln erläutert.

1. Einleitung

Die Notwendigkeit einer Begrenzung der Luftverschmutzung wurde in Deutschland frühzeitig erkannt. Anfänglich konzentrierten sich staatliche Regelungen hauptsächlich auf die Kontrolle des Ausstosses von Schadstoffen. Dieser Ansatz ist auch heute noch für mobile Quellen - z.B. den Kraftverkehr - gültig. Bald jedoch wurde klar, daß außer dem Emissionsgeschehen auch die Immissions-situation in die Betrachtung einbezogen werden muß. Mit der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) wurden die Verwaltungsvorschriften auf dem Gebiet der Luftreinhaltung erstmals in einem selbstständigen Regelwerk zusammengefaßt. Seit August 1974 ist die TA Luft als Allgemeine Ver-

waltungsvorschrift an das Bundes-Immissionsschutzgesetz gebunden. Sie wurde durch die Neufassung von 1986 erst kürzlich aktualisiert.

In der TA Luft, deren Gültigkeitsbereich auf genehmigungsbedürftige Anlagen beschränkt ist, sind für eine große Zahl von chemischen Verbindungen Grenzen für Emissionen und Immissionen aufgeführt. Der Abhängigkeit der Immissionen von den Emissionen wird durch die Einbeziehung meteorologischer Daten und Modelle (Transmission) Rechnung getragen. Die in der TA Luft aufgeführten Immissionsbegrenzungen ("Immissionswerte") dienen u.a. dem in § 1 des Bundes-Immissionsschutzgesetzes festgelegten Ziel, "Menschen sowie Tiere, Pflanzen und andere Sachen vor schädlichen Umwelteinwirkungen... zu schützen". Es muß aber darauf hingewiesen werden, daß die Immissionswerte nicht direkt personenbezogen sind, sondern flächenbezogen als Mittelwerte oder Perzentile im Einwirkungsbereich der stationären Quelle gelten.

Ähnliche Erfolge wie bei der Verringerung der Verschmutzung der Außenluft wurden bei der Verbesserung der Luft am Arbeitsplatz erzielt. Voraussetzung hierfür war die Festlegung zulässiger Konzentrationen für die verschiedenen Verbindungen. Mit der Liste der MAK-Werte (Maximale Arbeitsplatz-Konzentrationen) besteht ein wichtiges Instrumentarium zum Schutze der Beschäftigten am Arbeitsplatz, besonders in der Industrie.

Seit rund 10 Jahren werden sich Wissenschaft und Öffentlichkeit in steigendem Maße der Tatsache bewußt, daß nicht nur die Außenluft und die Luft am industriellen Arbeitsplatz anthropogene Schadstoffe enthält, sondern daß auch die Verunreinigung der Luft in Wohnräumen, Schulen oder Büros zur Schadstoffbelastung des Menschen beiträgt.

Dabei stellt sich die Frage, ob die in der Luftreinhaltung bislang beschrittenen Wege zur Begrenzung der Schadstoff-Konzentrationen auch für die Reinhal tung der Luft in nichtgewerblichen Innenräumen gangbar sind oder ob in diesen Fällen möglicherweise neue Methoden nötig sind.

Nach einem einleitenden Überblick über das Vorgehen bei der Ermittlung und Festlegung von Grenzwerten für Luftverunreinigungen und einer kurzen Darstellung der für die Außenluft vorhandenen Regelungen, sollen die Fragen diskutiert werden, die bei der Begrenzung von Schadstoff-Konzentrationen in der Innenraumluft auftreten. Am Beispiel ausgewählter Substanzen wird dann dargestellt, wie eine solche Begrenzung in der Praxis verwirklicht werden kann.

2. Wissenschaftliche Grundlagen

Die Erforschung der Wirkung von Luftschadstoffen hat in den letzten Jahren deutliche Fortschritte gemacht. Viele Wirkungsaussagen gelten aber nur für Konzentrationsbereiche, denen die Menschen allenfalls an industriellen Arbeitsplätzen ausgesetzt sind, kaum aber auf der Straße oder zu Hause. Dies ist weniger ein Problem für die als krebserzeugend erkannten Verbindungen, bei de-

nen heute auch international eine lineare Dosis-Wirkungs-Beziehung als Grundlage einer konservativen Risikoabschätzung anerkannt ist, als vielmehr für solche Substanzen, für die eine Wirkungsschwelle vermutet wird.

Während die MAK-Werte im allgemeinen unter Berücksichtigung des "lowest observed effect level" (LOEL) definiert werden, möchte man für die allgemeine Bevölkerung und vor allem für Risikogruppen die Sicherheit des "no observed effect level" (NOEL) in Anspruch nehmen. Gerade das Auffinden des NOEL erweist sich aber in der Praxis als sehr schwierig. Einerseits ist die Übertragung entsprechender Tieversuchsdaten auf den Menschen nur mit großen Vorbehalten möglich, andererseits sind die Konzentrationen der meisten Schadstoffe heute - glücklicherweise - so niedrig, daß bei der Durchführung epidemiologischer Studien eine große Zahl von Störfaktoren eindeutige Aussagen erschwert.

Weiterhin besteht bei der Grenzwertfindung für Luftschaadstoffe die Schwierigkeit, daß die Gesamtbevölkerung hinsichtlich ihrer Empfindlichkeit gegenüber einer bestimmten Verbindung selbst bei einer und derselben Konzentration eine Häufigkeitsverteilung aufweist. Aus Tierversuchen oder epidemiologischen Studien läßt sich jedoch allenfalls eine mittlere Schwellenkonzentration ableiten, so daß selbst bei deren Einhaltung empfindlichere Personen nicht unbedingt geschützt sind. Die immer wiederkehrende Debatte um die Höhe von sogenannten Sicherheitsfaktoren, die die Unterschiede in der Empfindlichkeit berücksichtigen sollen, ist ein Indiz für die Unsicherheit, die bei der Abschätzung von Art und Ausmaß der Empfindlichkeit von Risikogruppen herrscht.

2.1 Bestehende Regelungen für die Außenluft

Bei der Frage, ob und wie Regelungen für die Innenluft geschaffen werden sollten, ist es naheliegend, zuerst die bereits für die Außenluft vorhandenen Regelungen zu betrachten und zu prüfen, ob ihre Übertragung auf den Innenraum möglich und sinnvoll ist.

Für die Reinhaltung der Außenluft gelten in der Bundesrepublik Deutschland schadstoffbegrenzende Werte, die überwiegend auf nationalen Regelungen beruhen, teilweise aber auch durch internationale Regelwerke vorgeschrieben sind. Die Werte haben allerdings je nach ihrer Definition unterschiedlichen Charakter.

Sowohl Schadstoffemissionen als auch Schadstoffimmissionen werden durch die Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) begrenzt. Die in der TA Luft festgelegten Werte sind einerseits als Emissionswerte anlagenbezogen und andererseits als Immissionswerte flächenbezogen.

Neben den Immissionswerten der TA Luft, die den Schutz vor Gesundheitsgefahren sicherstellen sollen (Absatz 2.2.1.1), werden von der Kommission Reinhaltung der Luft des Vereins Deutscher Ingenieure MIK-Werte veröffentlicht (Maximale Immissions-Konzentrationen). Diese aus wirkungsbezogenen Über-

legungen abgeleiteten Werte sollen "dem Entscheidungsträger gestatten, eine ihm aufgegebene Abwägung unter Wirkungsgesichtspunkten sachgerecht wahrnehmen zu können" [VDI 1983]. Die Schwierigkeiten, die bei der Umsetzung dieser Werte in Immissionsgrenzwerte auftreten, sind bekannt [VDI 1983].

Außer den genannten Werten sind auch die in Richtlinien des Rates der Europäischen Gemeinschaften über Schwefeldioxid und Schwebstaub [Europäische Gemeinschaften 1980], Blei [Europäische Gemeinschaften 1982] und Stickstoffdioxid [Europäische Gemeinschaften 1985] niedergelegten Grenz- und Leitwerte hierzulande verbindlich. Diese Werte sind zwar auch gebietsbezogen, haben aber durch die Vorschriften für die Auswahl der Meßstellen teilweise einen stärkeren Personenbezug als beispielsweise die Immissionswerte der TA Luft.

Erst vor kurzem hat das Regionalbüro für Europa der Weltgesundheitsorganisation sogenannte Luftgüteleitlinien ("Air Quality Guidelines") für 28 Substanzen veröffentlicht [World Health Organization 1987], die auf der Grundlage toxikologischer Befunde ermittelt wurden. Trotz des Fehlens einer entsprechenden Definition können diese Werte als personenbezogen gelten und sind je nach Substanz als Kurz- oder Langzeitwerte definiert.

2.2 Allgemeine Probleme der Grenzwertfindung für Luftschadstoffe im Innenraum

Im Gegensatz zu den Verhältnissen in der Außenluft kann für die Qualität der Innenraumluft in den letzten 20-30 Jahren eher eine Verschlechterung angenommen werden. Von dieser Situation, die im wesentlichen auf bessere Abdichtung der Innenräume und steigenden Einsatz von Chemikalien auch in der privaten Lebensphäre zurückzuführen ist, geben zahlreiche Sammelwerke Kenntnis [z.B. Aurand et al. 1982, Berglund et al. 1984, Turiel 1985, Seifert et al. 1987]. Aufgabe einer vorsorgenden Umweltpolitik ist es daher, dafür zu sorgen, daß auch die Innenraumluft frei von Schadstoffen ist oder daß zumindest die Konzentrationen von Luftverunreinigungen in der Luft geschlossener Räume ein bestimmtes Maß nicht überschreiten.

Eine der möglichen Vorgehensweisen zum Schutze des Menschen vor Luftverunreinigungen in Innenräumen wäre die Festsetzung von Grenzwerten, bei deren Einhaltung nachteilige Wirkungen nicht zu befürchten sind. Da es bei rein wirkungsbezogen definierten Grenzwerten gleichgültig ist, ob die Schadstoffe beim Einatmen von Außen- oder von Innenluft aufgenommen werden, hat die Kommission Reinhaltung der Luft beim Verein Deutscher Ingenieure (VDI) kürzlich klargestellt, daß MIK-Werte grundsätzlich auch für den Innenraum gelten [VDI 1985 b].

Wenngleich diese Aussage deutlich ist, ist sie in vielen praktischen Fällen nicht sehr hilfreich. Eine Besonderheit der Verhältnisse im Innenraum liegt nämlich darin, daß im Gegensatz zur Situation in der Außenluft in den meisten Wohnungen weniger die beschränkte Zahl der "klassischen" anorganischen Luft-

verunreinigungen als vielmehr eine Vielzahl organisch-chemischer Verbindungen ein erhöhtes Konzentrationsniveau aufweisen. Während nämlich die Konzentrationen von Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid oder Kohlenmonoxid innen oft nicht höher liegen als außen und auch bei Gegenwart entsprechender Quellen nur in Ausnahmefällen innen Konzentrationen gemessen werden, die mehr als fünf Mal höher sind als außen, übersteigt die Konzentration organischer Verbindungen in der Innenraumluft diejenige in der Außenluft im allgemeinen um eine, oft sogar um zwei Zehnerpotenzen [Seifert 1982].

Es ist erfreulich, daß in den letzten Jahren die Neufestsetzung der MIK-Werte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Ozon erfolgreich abgeschlossen werden konnte [VDI 1984, 1985a, 1987]; die Arbeiten für Kohlenmonoxid laufen derzeit noch. Jedoch bleibt die Frage offen, wie bei der Beurteilung der zahlreichen organischen Verbindungen verfahren werden soll. Es ist kaum anzunehmen, daß alle in der VDI-Richtlinie 2306 vom März 1966 [VDI 1966] festgelegten MIK-Werte für organische Verbindungen heute noch als tragfähig gelten können. Obwohl diese Werte, die nicht nur zum Schutz des Menschen, sondern auch der Tiere und Pflanzen abgeleitet wurden, mit Ausnahme derjenigen für Dichlormethan, Trichlorethen und Tetrahydrofuran [VDI 1974], offiziell nie außer Kraft gesetzt wurden, dürften sie zum größten Teil überholt sein. Von wenigen Ausnahmen abgesehen wären nämlich auch bei Einhaltung dieser Werte für viele Substanzen Dauerbelastungen im mg/m³-Bereich möglich. Zur Information sind in Tabelle 1 für die Verbindungen, für die von der WHO Luftgüteleitlinien publiziert wurden [World Health Organization 1987], sowohl diese als auch die VDI-MIK-Werte und - zum Vergleich - die derzeit gültigen MAK-Werte aufgelistet.

Die Konzentrationen organischer Schadstoffe in Innenräumen liegen zumeist weit unter den MAK-Werten, so daß für den durchschnittlichen gesunden Erwachsenen im allgemeinen keine akute Gesundheitsgefahr zu befürchten sein dürfte. Aufgrund von Anfragen kann man aber davon ausgehen, daß häufig dann Gesundheitsbeschwerden oder -störungen auftreten, wenn überdurchschnittlich hohe Konzentrationen - etwa aufgrund von Anwendungsfehlern oder bei sehr geringem Luftwechsel - auf besondere Risikopersonen treffen. Da solche Konstellationen bei Produkten, die in Millionen von Haushalten zur Anwendung gelangen, grundsätzlich nicht auszuschließen sind, muß nach Möglichkeiten der Vorsorge gesucht werden.

Die toxikologische Forschung hat sich in der Vergangenheit sehr stark auf die Früherkennung kanzerogener, mutagener und teratogener Potentiale konzentriert. Zu deren Ermittlung und zur Quantifizierung von Risiken liegen experimentelle Methoden vor [Neubert 1986]. In manchen Fällen war es auch möglich, die Befunde von Labortests durch epidemiologische Untersuchungen zu ergänzen. So wurde z.B. gezeigt, daß Raucher bei zusätzlicher Asbestfeinstaubbelastung ein stark erhöhtes Bronchialkrebsrisiko aufweisen (synergistische Wirkung) oder daß der Fötus in den ersten Schwangerschaftswochen gegen Strahlung und auf bestimmte Chemikalien besonders empfindlich reagiert.

Tab. 1: "Grenzwerte" für ausgewählte Luftverunreinigungen (wenn nicht anders angegeben, gilt die Einheit mg/m^3)

Verbindung	MIK-Werte des VDI*		Luftgüteleitlinien der WHO (1987)		MAK-Wert 1987
	Wert	Publikations- jahr	Wert	Zeitbezug	
1,2-Dichlorethan	8	1966	0,7	24 h	80
Dichlormethan	20	1974	3	24 h	360
Formaldehyd	0,03	1966	100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	30 min	0,6
Styrol	20	1966	800 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	24 h	85
Tetrachlorethen	35	1966	5	24 h	345
Trichlorethen	2	1974	1	24 h	270
Toluol	20	1966	8	24 h	380
Schwefeldioxid	1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ **	1984	500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	10 min	5
	300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ +		350 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	1 h	
Stickstoffdioxid	200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ **	1985	400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	1 h	9
	100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ +		150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	24 h	

*) wenn nicht anders angegeben, wurden die Werte für Dauereinwirkung abgeleitet

**) 30-min-Wert

+) 24-h-Wert

Allerdings ermöglichen die angegebenen Methoden keine systematische und prospektive Ermittlung von Risikogruppen. Aus dem Vorliegen gewisser unabhängiger Merkmale - z.B. Rauchen, Schwangerschaft oder chronische Lebererkrankung - könnte zwar der Verdacht auf eine erhöhte Empfindlichkeit gegen spezielle Schadstoffe abgeleitet werden und das Erkennen von Risikogruppen erleichtert werden; die Liste solcher Merkmale ist jedoch keinesfalls vollständig. Ob es Menschen gibt, die gegenüber Pentachlorphenol, Dioxinen oder Diisocyanaten - um nur einige Beispiele zu nennen - besonders empfindlich sind und woran diese Personen zu erkennen wären, weiß man zur Zeit nicht. Man stellt nur immer wieder fest, daß nach langjähriger breiter Anwendung derartiger Substanzen im Innenraum bei einigen exponierten Personen gesundheitliche Probleme - etwa pulmonale Sensibilisierungen, (pseudo)allergische Reaktionen oder auch diffuse Syndrome auftreten, deren Ursachen klinisch nicht feststellbar sind, die sich aber häufig nach Aussetzen der Exposition bessern [Krause und Englert 1980]. Wenn es sich bei den Quellen um fest mit dem Bau verbundene Teile handelt, kann die Belastung für die Betroffenen durchaus existentielle Dimensionen erreichen.

Mit Ausnahme des Bereiches der Kontaktallergene sind Tiermodelle zur stoffbezogenen Bewertung solcher Effekte kaum entwickelt. Zur Früherkennung gesundheitlicher Beeinträchtigungen, bei denen Einwirkungen bestimmter Substanzen und Geruchswahrnehmungen oder Angstgefühle zusammenwirken, scheiden Tierversuche ohnehin aus. Solche Phänomene könnten für die Entwicklung klinisch faßbarer Syndrome durchaus bedeutsam sein; sie sind in der Bevölkerung bisher nicht untersucht. Vom Arbeitsplatzbereich her sind solche Effekte nicht bekannt, weil entweder Risikopersonen - beispielsweise Kinder oder chronisch Kranke - dort überhaupt nicht vorkommen oder aber die Kollektive am Arbeitsplatz zu klein sind für seltene Risikofälle. Selbst das Gefährdungspotential einer Exposition, die in der Risikogruppe mit 50% Wahrscheinlichkeit zu einem Effekt führt, könnte auf diese Weise unerkannt bleiben.

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, daß es bei einzelnen Personen durchaus erhebliche, sehr wahrscheinlich expositionsbedingte Gesundheitsbeeinträchtigungen gibt, die mit heute üblichen Untersuchungsmethoden kaum vorhergesagt werden können.

3. Strategien zur Begrenzung von Schadstoffen in der Innenraumluft

Derzeit existieren in der Bundesrepublik Deutschland für organische Verbindungen keine nach neueren Erkenntnissen gesicherten MIK-Werte, die für den Innenraum übernommen werden könnten; die erwähnten WHO-Werte [World Health Organization 1987] wurden nur für sehr wenige organische Verbindungen abgeleitet. Selbst wenn es für eine größere Zahl von Verbindungen solche Werte gäbe, würde sich die Frage nach der praktischen Bedeutung dieser Werte

stellen. Die Grenzwertkontrolle sehr vieler Verbindungen in Millionen Haushalten würde einen enormen Aufwand erfordern und außerdem einen Eingriff in die Privatsphäre bedeuten.

So ist es nur logisch, auf die Festlegung von Grenzwerten für Schadstoffe in der Innenraumluft ganz zu verzichten und dafür vorsorglich das Einbringen solcher Materialien oder Produkte zu kontrollieren, die Schadstoffe freisetzen könnten. Zwar wird es auch zur Festlegung der Produktgüte oft nötig sein, für die vom Produkt abgegebenen Luftverunreinigungen solche Konzentrationen zu definieren, bei denen eine Belästigung oder gar Gesundheitsgefährdung weitgehend ausgeschlossen werden kann. Die entsprechenden Werte sind gleichzeitig als Vorsorgewerte zu betrachten. Im folgenden werden Wege zur Ableitung von Mindestanforderungen an ein Produkt aufgezeigt.

Zur Ermittlung der möglichen Ausgasung aus einem Produkt ist von der Rahmenrezeptur auszugehen. Diese muß die chemische Bezeichnung der eingesetzten Komponenten - also nicht "Weichmacher", sondern z.B. "Diethylhexylphthalat" - und Angaben zu den technischen Verunreinigungen enthalten. Auf dieser Basis sind Messungen unter standardisierten Bedingungen so durchzuführen, daß eine Abschätzung der in der Praxis zu erwartenden Raumluftkonzentrationen möglich ist.

Als Beispiel sei die Untersuchung von Möbelwerkstoffen (Holzwerkstoffe, feste Beschichtungsmaterialien, Kleber und Lacke) angeführt. Mit Hilfe der Rahmenrezepturen wurden zunächst etwa 250 verschiedene Komponenten ermittelt, darunter keine neuen Stoffe im Sinne des Chemikaliengesetzes. Trotzdem fehlen vielfach Angaben zur Toxizität.

Etwa 80 Komponenten waren komplexe Gemische oder Substanzgruppen, z.B. spezielle Polymere, die zur Zeit noch weiter aufgeschlüsselt werden. Etwa weitere 80 Substanzen wurden als Salze oder inerte Füllstoffe von weiterer Betrachtung ausgeschlossen. 93 Substanzen wurden zur vorläufigen Ermittlung ihres toxischen Potentials - einschließlich eines entsprechenden Verdachts - anhand von Literaturdaten nach folgenden Kriterien grob klassifiziert:

	Zahl der Substanzen (Mehrfachnennungen möglich)
Sensibilisierende (allergene) Wirkung	29
Reizwirkung	35
Biozide Wirkung	11
Neurotoxizität	24
Reproduktionstoxizität	10 (nur Verdacht)
Kanzerogenität	34 (nur Verdacht)

Für 32 Substanzen in dieser Gruppe konnten vorläufig überhaupt keine verwertbaren Informationen gefunden werden, 9 Substanzen erschienen - unter Vorbehalt weiterer Recherchen - unverdächtig.

Für die drei letztgenannten Kriterien (Neurotoxizität, Reproduktionstoxizität und Kanzerogenität) existieren experimentelle Untersuchungsverfahren, die es gestatten, das eventuelle Schädigungspotential nach inhalativer Exposition abzuklären. Fallen derartige Untersuchungen positiv aus und meint der Hersteller, trotzdem nicht auf die Verwendung der betreffenden Substanzen verzichten zu können, so sollte ihm auferlegt werden, die Unschädlichkeit der im Innenraum zu erwartenden Konzentrationen für den Menschen durch geeignete Untersuchungen darzulegen. Hierbei ist auf Risikogruppen abzustellen, weil bei der Vorsorge die Handlungsschwelle niedriger liegt als bei der Gefahrenabwehr (BVerwG 3 C 2.86, S. 19).

Entfalten freigesetzte Stoffe keine krebserzeugende, fruchtschädigende oder neurotoxische Wirkung, so bleibt die Möglichkeit einer Gesundheitsschädigung durch sensibilisierende und biozide Stoffe; die letzteren werden wegen ihrer a priori vorliegenden biologischen Aktivität in die Betrachtung eingeschlossen. Eine solche Schädigung ist nicht vorhersehbar und wahrscheinlich individuell stark verschieden, so etwa bei Allergenen.

Bei Billigprodukten oder Produkten, die ohnehin nur kurzzeitig genutzt werden, wird der betroffene Konsument auf eine andere Marke ausweichen, falls er die ihn belastende Komponente erkennt. Im Augenblick steht Betroffenen jedoch oft nichts Besseres als die Methode des "trial and error" zur Verfügung. Eine vollständige Produktdeklaration wäre hier für empfindlich reagierende Personen sicher hilfreich.

Bei Baustoffen - dazu seien hier alle Werkstoffe gerechnet, die im Regelfall für mindestens ein Jahr fest mit dem Gebäude verbunden sind - ist ein solches "Durchprobieren" praktisch unmöglich. Wenn 1992 der gemeinsame Binnenmarkt innerhalb der Europäischen Gemeinschaft verwirklicht wird, könnte sich die technologische Variationsbreite auch von Baustoffen gegenüber dem augenblicklichen Zustand in unserem Land eher noch vergrößern, wodurch neue Anforderungen auf den gesundheitlichen Verbraucherschutz zukommen dürften.

In dieser Situation und beim gegenwärtigen Stand der Wirkungsforschung scheint es aussichtsreicher, nach generellen Methoden der Emissionsverminde rung zu suchen, als nach neuen wirkungsorientierten Testmethoden. Ein wichtiges Ziel bei der Entwicklung von Baustoffen und anderen Produkten sollte es sein, die Emission organischer Substanzen, speziell solcher mit nicht ganz geklärtem Wirkungsspektrum, möglichst vollständig zu verhindern.

Die Entwicklung emissionsarmer Werkstoffe kann bei der Tatsache ansetzen, daß die Ausgasung gewöhnlich auf Diffusion beruht. Primär muß also die Konzentration flüchtiger Komponenten im Werkstoffinnern verringert werden. Dies könnte auch durch das Aufbringen diffusionsverhindernder Beschichtungen geschehen. Da Beschichtungen in der Praxis jedoch durch Bearbeitung oder Beschädigung verletzt werden können, sollte dieser Weg nur im Notfall beschritten werden.

Die Kontrolle der Emission eines Werkstoffes ist im Rahmen der Nachweisgrenzen der verfügbaren Analysenverfahren möglich. Dies darf allerdings nicht so verstanden werden, daß jede Absenkung einer Nachweisgrenze zwangsläufig zu neuen Anforderungen an den fraglichen Werkstoff führt. Sinnvoll bleibt letztlich auch hier die Festlegung von Richt- oder Orientierungswerten, mit deren Hilfe beim gegenwärtigen Stand des toxikologischen und medizinischen Wissens die Mindestanforderungen an den Baustoff definiert werden können. Dabei steht außer Frage, daß eine weitere Unterschreitung solcher Mindestanforderungen realisiert werden muß, wann immer dies der Stand der Technik zuläßt.

4. Anwendungsbeispiele

4.1 Formaldehyd

Nachdem aus Kölner Schulen Mitte der 70er Jahre Beschwerden über hohe Formaldehyd-Konzentrationen bekannt geworden waren, wurde von einer Kommission des Bundesgesundheitsamtes im Jahre 1977 ein Richtwert von 0,1 ppm Formaldehyd für die Innenraumluft empfohlen. Der Wert wurde seinerzeit nicht an ein bestimmtes Probenahme- und Analysenverfahren gebunden. Eine solche Anbindung erschien auch nicht sinnvoll, um im Einzelfall den zahlreichen Einflußparametern, die in Innenräumen von Bedeutung sein können, Rechnung zu tragen. Die Tatsache, daß der Richtwert mit "0,1" und nicht "0,10" ppm definiert wurde, deutet ebenfalls darauf hin, daß ein Bewertungsspielraum bleibt.

Der Richtwert, der unter Berücksichtigung der toxikologischen Erkenntnisse abgeleitet wurde, führte 1980 zu einer Richtlinie, in der die Formaldehyd-Abgabe von im Baubereich verwendeten Spanplatten geregelt ist [Ausschuß für ETB 1980]. Da Spanplatten auch in anderen Breichen eingesetzt werden und auch andere Holzwerkstoffe Formaldehyd abgeben, wurde in § 9 der Gefahrstoff-Verordnung vom 26.08.1986 festgelegt, daß generell Holzwerkstoffe nicht in den Verkehr gebracht werden dürfen, die in einem Prüfraum zu einer Ausgleichskonzentration von über 0,1 ppm Formaldehyd führen. Ebenso dürfen Möbel nicht in den Verkehr gebracht werden, die Holzwerkstoffe enthalten, die dieser Bedingung nicht genügen.

In der Verordnung sind allerdings noch nicht die Bedingungen festgelegt, unter denen die Untersuchungen im Prüfraum durchzuführen sind. Auch sogenannte abgeleitete Prüfverfahren, die zur routinemäßigen Untersuchung der Holzwerkstoffe ohne den aufwendigen Weg über den Prüfraum herangezogen werden können, sind noch nicht definiert, da zuvor noch verschiedene experimentelle Einzelheiten geklärt werden müssen.

Wenn gleich solche Fragen der praktischen Umsetzung teilweise noch ungeöst sind, steht doch fest, daß sich der Weg über die Produktkontrolle als geeignet erwiesen hat zur Reduzierung der Innenraumluftbelastung mit Formaldehyd.

4.2 Tetrachlorethen

Der Betrieb von technischen Anlagen in oder nahe bei Wohnhäusern (z.B. Chemischreinigungs- und Metallentfettungsanlagen) birgt die Gefahr, daß das als Reinigungsmittel verwendete organische Lösungsmittel Tetrachlorethen in Wohn- oder Geschäftsräume gelangt. Neben Geruchsbelästigungen kann Tetrachlorethen je nach Konzentration für unspezifische Symptome wie Kopfweh, Benommenheit oder Mattigkeit, für Wirkungen auf das Zentralnervensystem sowie für Leber- und Nierenschäden verantwortlich sein [Bundesgesundheitsamt 1988].

Die Tetrachlorethen-Konzentration liegt in der überwiegenden Zahl der normalen Wohnungen in einem Bereich, bei dem derartige Wirkungen nicht anzunehmen sind: in 90% von knapp 500 zufällig ausgewählten Haushalten wurden Konzentrationen unterhalb von $15 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen [Krause et al. 1988]. Andererseits kann aus toxikologischen Befunden und aufgrund der Geruchswahrnehmung nicht begründet werden, daß die Tetrachlorethen-Konzentration in der Innenraumluft unter $5 \text{ mg}/\text{m}^3$ liegen muß. Eben dieser Wert wird aber in den Luftgüteleitlinien der WHO genannt [World Health Organization 1987]. Das Bundesgesundheitsamt hat daher diese Konzentration als den Wert empfohlen, der in der Innenraumluft nicht überschritten werden sollte [Bundesgesundheitsamt 1988]; es hat aber gleichzeitig aus Gründen des allgemeinen Umweltschutzes gefordert, daß in der Umgebung von Emittenten ein Orientierungswert von $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ für die Tetrachlorethen-Konzentration in der Raumluft erreicht wird. Diese Forderung soll bewirken, daß auch bei Einhaltung des $5 \text{ mg}/\text{m}^3$ -Wertes Maßnahmen an der Quelle, also z.B. der Chemischreinigungsanlage, getroffen werden, um im Sinne einer "Produktkontrolle" zu einer Verringerung der Emissionen zu kommen. Wie im Falle des Formaldehyds wurden auch hier die Zahlenwerte 5 bzw. $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ "unscharf" angegeben, um bei Messung und Bewertung einen gewissen Spielraum zu haben. Angesichts der weitaus niedrigeren Konzentrationen in unbelasteten Wohnungen darf der Orientierungswert von $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ aber keinesfalls als Freibrief zum "Auffüllen" mißverstanden werden.

4.3 Holzschutzmittel

Holzschutzmittel werden zur Verhütung des Pilz- und Insektenbefalls von Holz eingesetzt, ihre Verwendung "...dient der vorbeugenden Gefahrenabwehr bei baulichen Anlagen", ihre Anwendung "...wird bauaufsichtlich nur für Holzbauteile und Bauteile aus Holzwerkstoffen, die tragenden oder aussteifenden Zwecken in baulichen Anlagen dienen.. verlangt" [Institut für Bautechnik 1987]. Diese prüfzeichenpflichtigen Holzschutzmittel benötigen eine regelmäßig zu erneuernde bauaufsichtliche Zulassung. Voraussetzung der Zulassung ist neben der Wirksamkeit eine Überprüfung der gesundheitlichen Unbedenklichkeit durch das Bundesgesundheitsamt.

Zu den wichtigsten organischen Fungiziden im Holzschutz gehörte in den 70er Jahren das Pentachlorphenol (PCP), das auch im Innenraum eingesetzt wurde. Hinweise in den Medien auf schwere Erkrankungen von Personen, in deren Wohnungen vorher PCP angewendet worden war, beunruhigten die Öffentlichkeit und führten zu einer vollständigen Substitution von PCP sowohl im Holzschutz als auch in anderen Anwendungsbereichen [Fischer 1985, Angerer 1987].

In Übereinstimmung mit arbeitsmedizinischen Erfahrungen [Grimm 1987] ergeben systematische Untersuchungen des Bundesgesundheitsamtes an Personen mit häuslicher PCP-Anwendung keinen deutlichen Hinweis auf Gesundheitsschäden durch die beobachtete PCP-Exposition [Krause und Englert 1980]. Die Autoren weisen aber darauf hin, daß "...Schäden mit kleinen Eintrittswahrscheinlichkeiten nicht erfaßt" werden konnten, daß der Zusammenhang mit einigen schweren Erkrankungen weder zu beweisen noch zu widerlegen sei und daß die im zeitlichen Zusammenhang mit der PCP-Anwendung von den Betroffenen angegebenen Beschwerden durchaus glaubhaft seien.

Das Bundesgesundheitsamt empfiehlt daher, auf die Verwendung von Holzschutzmitteln im Innenraum nach Möglichkeit ganz zu verzichten, auf jeden Fall aber die Anwendung zu minimieren [Bundesgesundheitsamt 1983].

Die gegenwärtig noch gültigen baurechtlichen Vorschriften lassen die Anwendung von Holzschutzmitteln im Innenraum zu, wenn tragende oder aussteifende Teile einer Holzkonstruktion mit den Aufenthaltsräumen im Luftaustausch stehen [Kabelitz 1987]. Ob es in diesen speziellen Fällen überhaupt eines chemischen Holzschutzes bedarf, ist unter Baufachleuten umstritten und soll hier nicht diskutiert werden. Jedenfalls muß das Bundesgesundheitsamt zur Zeit bei der Beurteilung prüfzeichenpflichtiger - und anderer, von den Herstellern freiwillig zur Prüfung vorgestellter [Fischer 1985] - Holzschutzmittel noch die Anwendung im Innenraum berücksichtigen und fordert deshalb, daß bei sachgerechter Anwendung des Holzschutzmittels gewisse Obergrenzen der Wirkstoffkonzentration in der Raumluft nicht überschritten werden dürfen.

Diese Vorgehensweise entspricht den gegenwärtigen gesetzlichen Regelungen, konnte aber im Fall des PCP - obwohl die genannten Kriterien erfüllt waren - Gesundheitsschäden und erhebliche Beschwerden zumindest empfindlicher Personen nicht mit Sicherheit ausschließen. Die Zulassung von Holzschutzmitteln für den Innenraum sollte daher - wenn sie überhaupt notwendig ist - ein praktikables Minimierungsgebot nach dem "Stand der Technik" einschließen.

So kann man beispielsweise zur vergleichenden Beurteilung der Emissionswerte von flächig ausgebrachten Fungiziden (Holzschutzmittel, schimmelhemmende Anstriche, Konservierungsmittel in Anstrichen) einen Index ermitteln, indem man aufgrund gemessener emissionsrelevanter Materialkonstanten und typischer Werte für Beladung und Luftwechsel die zu erwartende Raumluftkonzentration des Wirkstoffs errechnet [Zimmerli 1982] und durch eine toxikologisch abgeleitete Obergrenze, die von Kunde (1982) als MRK-Wert bezeichnet wurde, dividiert. So ermittelte Indices sind für eine Reihe von Fungiziden in Tabelle 2 angegeben.

Tab. 2: Indices zur raumlufthygienischen Charakterisierung von Fungiziden

Daten nach Zimmerli (1982, umgerechnet auf einfachen Luftwechsel ($n = h^{-1}$) und eine Beladung $a = 1 m^2/m^3$; MRK = Maximale Raumluft-Konzentration nach Kunde (1982). Die Werte dienen zur Erläuterung und stellen keine Empfehlung des Bundesgesundheitsamtes dar.

Fungizider Wirkstoff	Art des Anstrichs; Untergrund	MRK [$\mu g/m^3$]	Werte nach Zimmerli (1982)		$I = \frac{c^*/MRK+}{1 + (n/a) r}$
			c^*/MRK	(n/a) r	
Chlorthalonil	Dispersion; Putz	20	0,095	3,2	0,02
Pentachlorphenol	Alkydharz; Tannenholztäfelung	10 ++)	1,7	6,5	0,2
Pentachlorphenol	Lasur; Holz			1	0,8
Endosulfan	Alkydharz; Tannenholz	6	1,67	1,6	0,6
Bis-(tri-n- butylzinn)- oxid	Dispersion; Beton, Putz n. 25 Tagen n. 410 Tagen	0,5	94 26	8,8 7,1	10 3

+) die Index-Werte wurden auf eine signifikante Stelle gerundet

++) abweichend von Kunde (1982) nach Fischer et al. (im Druck)

Unter der Voraussetzung, daß die verschiedenen Wirkstoffe in der jeweilig aufgetragenen Menge die gleiche Wirksamkeit besitzen, kann man den Index I heranziehen, um das nach dem Stand der Technik emissionsärmste Produkt zu ermitteln.

Literatur

Angerer, Chr.: Herstellung und Verwendung von Pentachlorphenol in der Bundesrepublik Deutschland (1970 - 1979, 1984 aktualisiert). In: UBA Berichte 3/87, Erich Schmidt Verlag, Berlin 1987

Aurand, K., Seifert, B. und Wegner, J. (Hrgb.): Luftqualität in Innenräumen. Schriftenreihe Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Band 53, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart - New York 1982

Ausschuß für Einheitliche Technische Baubestimmungen (ETB): Richtlinie über die Verwendung von Spanplatten hinsichtlich der Vermeidung unzumutbarer Formaldehydkonzentrationen in der Raumluft. Beuth Verlag, Berlin und Köln 1980

Berglund, B., Lindvall, T. und Sundell, J. (Eds.): INDOOR AIR - Proc. 3rd Internat. Conf. Indoor Air Quality and Climate, Stockholm, 20-24 August 1984, Volumes 1-5, Swedish Council for Building Research, Stockholm 1984

Bundesgesundheitsamt: Vom Umgang mit Holzschutzmitteln. Eine Informations-schrift des bga, Berlin 1983

Bundesgesundheitsamt: Empfehlung des Bundesgesundheitsamtes zu Tetrachlor-ethen in der Innenraumluft. Bundesgesundheitsblatt 31, Nr. 3 (1988), 99 - 101

Europäische Gemeinschaften: Richtlinie des Rates vom 15.7.1980 über Grenzwerte und Leitwerte für Schwefeldioxid und Schwebstaub (80/779/EWG). Amtsbl. der EG 23 (1980), Nr. L 229, 30 - 48

Europäische Gemeinschaften: Richtlinie des Rates vom 3.12.1982 betreffend einen Grenzwert für den Bleigehalt in der Luft (85/203/EWG). Amtsbl. der EG 28 (1982), Nr. L 378, 15 - 18

Europäische Gemeinschaften: Richtlinie des Rates vom 7.3.1985 betreffend Luft-qualitätsnormen für Stickstoffdioxid (85/203/EWG). Amtsbl. der EG 23 (1985), Nr. L 87, 1 - 7

Fischer, M.: Strategie zur Sicherung der Raumluftqualität im internationalen Vergleich. In: M. Fischer und E. Seeber (Hrgb.): Humanökologie. Schriftenreihe Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Band 63, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart - New York, 1985

Fischer, M., Seifert, B. und Wegner, J.: Selected organic substances, especially formaldehyde and pentachlorophenol. In: Internat. Energy Agency: Energy Conservation in Buildings and Community Systems Programme - Annex IX: Minimum ventilation rates (im Druck)

Grimm, H.-G.: Pentachlorphenol-Konzentration in menschlichen Geweben und Körperflüssigkeiten. In: UBA Berichte 3/87, Erich Schmidt Verlag, Berlin 1987

Institut für Bautechnik (IfBt): Verzeichnis der Prüfzeichen für Holzschutzmittel. Schr.-R. des IfBt, Reihe A, Heft 3, Berlin 1987

Kabelitz, E.: Holzschutz. Bauwelt 44, 1650 - 1651 (1987)

Krause, Chr. und Englert, N.: Zur gesundheitlichen Bewertung pentachlorphenolhaltiger Holzschutzmitteln in Wohnräumen. Holz Roh- und Werkstoff 38 (1980), 429 - 432

Krause, C., Mailahn, W., Nagel, R., Schulz, C., Seifert, B. und Ullrich, D.: Occurrence of Volatile Organic Substances in the Air of 500 Homes in the Federal Republic of Germany. In: B. Seifert, H. Esdorn, M. Fischer, H. Rüden and J. Wegner (Eds.): IDOOR AIR '87 - Proc. 4th Internat. Conf. Indoor Air Quality and Climate, Berlin(West), 17-21 August 1987, Vol. 1: Volatile Organic Compounds, Combustion Gases, Particles and Fibres, Microbiological Agents. Institute for Water, Soil and Air Hygiene, Berlin 1987, 102 - 106

Kunde, M.: Erfahrungen bei der Bewertung von Holzschutzmitteln. In: K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner (Hrgb.): Luftqualität in Innenräumen. Schriftenreihe Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Band 53, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart - New York 1982, 317 - 325

Neubert, D.: Dosis-Wirkungs-Beziehung embryotoxischer Effekte und Wirksamkeit von teratogenen Kombinationen. In: Bundesminister für Forschung und Technologie (Hrgb.): Carcinogenese, Mutagenese, Teratogenese, Bonn 1986

Seifert, B.: Vergleich der innerhalb und außerhalb geschlossener Räume auftretenden Konzentrationen anorganischer und organischer Verbindungen. In: K. Aurand, B. Seifert, J. Wegner (Hrgb.): Luftqualität in Innenräumen. Schriftenreihe Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Band 53, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart - New York 1982, 41 - 74

Seifert, B., Esdorn, H., Fischer, M., Rüden, H. und Wegner, J. (Eds): INDOOR AIR '87 - Proc. 4th Internat. Conf. Indoor Air Quality and Climate, Berlin(West), 17-21 August 1987, Volumes 1-4, ISBN 3-89254-032-2. Institute for Water, Soil and Air Hygiene, Berlin 1987

Turiel, I.: Indoor Air Quality and Human Health. Stanford Univ. Press. Stanford, Calif., 1985

Verein Deutscher Ingenieure: Maximale Immissions-Konzentrationen (MIK). Organische Verbindungen. Richtlinie VDI 2306, März 1966

Verein Deutscher Ingenieure: Maximale Immissionswerte. Richtlinie VDI 2310, September 1974

Verein Deutscher Ingenieure: Ermittlung von Maximalen Immissionswerten. Grundlagen. Richtlinie VDI 2309, Blatt 1, März 1983

Verein Deutscher Ingenieure: Maximale Immissions-Werte zum Schutze des Menschen. Maximale Immissions-Konzentrationen für Schwefeldioxid. Richtlinie VDI 2310, Blatt 11, August 1984

Verein Deutscher Ingenieure: Maximale Immissions-Werte zum Schutze des Menschen. Maximale Immissions-Konzentrationen für Stickstoffdioxid. Richtlinie VDI 2310, Blatt 12, Juni 1985

Verein Deutscher Ingenieure: Hauptausschuß III "Wirkungen von Staub und Gasen". Niederschrift zur Sitzung am 16.10.85

Verein Deutscher Ingenieure: Maximale Immissions-Werte zum Schutze des Menschen. Maximale Immissions-Konzentrationen für Ozon. Richtlinie VDI 2310, Blatt 6, Gründruck August 1987

World Health Organization: Air Quality Guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European Series No. 23, Copenhagen 1987

Zimmerli, B.: Modellversuche zum Übergang von Schadstoffen aus Anstrichen in die Luft. In: K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner (Hrsg.): Luftqualität in Innenräumen. Schriftenreihe Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Band 53, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart - New York 1982, 235 - 267

Autorenverzeichnis

Jörres, Rudolf, Dipl.-Biologe

Krankenhaus Großhansdorf, Zentrum für Pneumologie und Thoraxchirurgie
Wöhrendamm 80; 2070 Großhansdorf

Magnussen, Helgo, Prof. Dr. med.

Krankenhaus Großhansdorf, Zentrum für Pneumologie und Thoraxchirurgie
Wöhrendamm 80; 2070 Großhansdorf

Stroetmann, Clemens, Staatssekretär

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
Kennedyallee 5; 5300 Bonn 2

Türck, Reiner, Dr. med.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
Berkasteler Straße 8; 5300 Bonn 2

Autoren aus dem

Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes,
Corrensplatz 1, 1000 Berlin 33:

Arneth, Jan-Dirk, Dr. rer. nat.

Dieter, Hermann H., Dr. rer. nat.

Englert, Norbert, Dr. med.

Fischer, Manfred, Dr. phil.

Hässelbarth, Ulrich, Dr. rer. nat.

Hahn, Jürgen, Dr. rer. nat.

Kaiser, Uwe

Kerndorff, Helmut, Dr. rer. nat.

Lahmann, Erdwin, Prof. Dr.-Ing.

Milde, Gerald, Prof. Dr. rer. nat.

Schleyer, Ruprecht, Dipl.-Geologe

Seeber, Edith, Dr. med.

Seidel, Karsten, Dr. rer. nat.

Seifert, Bernd, Dr.-Ing.

Wagner, Hans Michael, Prof. Dr. rer. nat.

Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene E.V.

Nr. 1*:	Stooff: Chemische und physikalisch-chemische Fragen der Wasserversorgung	
Nr. 2:	Meinck: Englisch-deutsche und deutsch-englische Fachausdrücke aus dem Gebiete der Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung	7,00 DM
Nr. 3:	Kisker: Die Überwachung der Grundstücks-kläranlagen	0,50 DM
Nr. 4:	Kolkwitz: Ökologie der Saprobien	5,00 DM
Nr. 5*:	Beger: Leitfaden der Trink- und Brauchwasserbiologie	
Nr. 6*:	Meinck/Stooff/Weldert/Kohlschütter: Industrie-Abwässer	
Nr. 7*:	Lüdemann: Die Giftwirkung des Mangans auf Fische, Krebse und Fischnährtiere	
Nr. 8:	Büsscher: Untersuchungen über den Aufwuchs in Wasserbecken und seine Bekämpfung mit Kupfersulfat	2,60 DM
Nr. 9:	Meinck/Thomaschk: Untersuchungen über den anaeroben Abbau von Viskoseschlamm	4,40 DM
Nr. 10:	Beyreis/Heller/Bursche: Beiträge zur Außenlufthygiene	9,60 DM
Nr. 11:	Steinkohlenflugasche	15,00 DM
Nr. 12*:	Bethge/Löbner/Nehls/Kettner/Lahmann: Außenlufthygiene. 1. Folge	
Nr. 13*:	Bethge/Büsscher/Zinkernagel/Löbner: Außenlufthygiene. 2. Folge	
Nr. 14a*:	Kruse: Einheitliche Anforderungen an die Trinkwasserbeschaffenheit und Untersuchungsverfahren in Europa	
Nr. 14b:	Einheitliche Anforderungen an die Beschaffenheit, Untersuchung und Beurteilung von Trinkwasser in Europa	8,60 DM

Nr. 15:	Löbner: Ergebnisse von Staubniederschlagsmessungen an verschiedenen Orten Deutschlands ..	2,00 DM
Nr. 16:	Naumann/Heller: Probleme der Verunreinigung von Grund- und Oberflächenwasser durch Mineralöle und Detergentien. Luftverunreinigung und Abhilfemaßnahmen	2,50 DM
Nr. 17:	Aurand/Delius/Schmier: Bestimmung der mit Niederschlag und Staub dem Boden zugeführten Radioaktivität (Topfsammelverfahren)	4,00 DM
Nr. 18*:	Naumann: 60 Jahre Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene	
Nr. 19:	Abhandlungen aus dem Arbeitsgebiet des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene	17,60 DM
Nr. 20:	Sattelmacher: Methämoglobinämie durch Nitrat im Trinkwasser	4,80 DM
Nr. 21:	Vorträge auf der Jahrestagung des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene 1963 in Berlin	4,80 DM
Nr. 22:	Langer/Kettner: Vorträge auf der Jahrestagung des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene 1964 in Köln	5,10 DM
Nr. 23:	Lahmann: Luftverunreinigung in den Vereinigten Staaten von Amerika	5,60 DM
Nr. 24*:	Mauch: Bestimmungsliteratur für Wasserorganismen in mitteleuropäischen Gebieten	
Nr. 25:	Lahmann / Morgenstern / Grupinski: Schwefeldioxid-Immissionen im Raum Mannheim/Ludwigshafen	6,80 DM
Nr. 26:	Kempf/Lüdemann/Pflaum: Verschmutzung der Gewässer durch motorischen Betrieb, insbesondere durch Außenbordmotoren	8,50 DM
Nr. 27:	Neuzeitliche Wasser-, Boden- und Lufthygiene ..	10,80 DM
Nr. 28:	Lahmann: Untersuchungen über Luftverunreinigungen durch den Kraftverkehr	13,40 DM
Nr. 29:	Heller/Kettner: Forschungsarbeiten über Blei in der Luft und in Staubniederschlägen	11,60 DM
Nr. 30:	Meteorologie und Lufthygiene	19,80 DM

Nr. 31*:	Die Desinfektion von Trinkwasser	
Nr. 32:	Rattenbiologie und Rattenbekämpfung	29,40 DM
Nr. 33:	Beiträge aus dem Gebiet der Umwelthygiene . .	30,80 DM
Nr. 34:	Gewässer und Pestizide. 1. Fachgespräch	15,20 DM
Nr. 35:	Kettner: Geruchsbelästigende Stoffe	15,00 DM
Nr. 36:	Durchlässigkeit von Lockersedimenten – Methodik und Kritik	9,20 DM
Nr. 37:	Gewässer und Pflanzenschutzmittel. 2. Fachgespräch	27,40 DM
Nr. 38:	Umweltschutz und öffentlicher Gesundheitsdienst	34,60 DM
Nr. 39:	Schadstoff-Normierung der Außenluft in der Sowjetunion – MIK-Werte und Schutzzonen 1972 . .	4,60 DM
Nr. 40:	Hygienisch-toxikologische Bewertung von Trinkwasserinhaltsstoffen	21,50 DM
Nr. 41:	Lufthygiene 1974	26,00 DM
Nr. 42:	Immissionssituation durch den Kraftverkehr in der Bundesrepublik Deutschland	70,00 DM
Nr. 43*:	Schwimmbadhygiene (vgl. Nr. 58)	
Nr. 44:	Zur Diskussion über das Abwasserabgabengesetz	18,00 DM
Nr. 45:	Siedlungshygiene und Stadtplanung	31,00 DM
Nr. 46:	Gewässer und Pflanzenschutzmittel. 3. Fachgespräch	32,00 DM
Nr. 47:	Dulson: Organisch-chemische Fremdstoffe in atmosphärischer Luft	28,00 DM
Nr. 48:	Chemisch-ökologische Untersuchungen über die Eutrophierung Berliner Gewässer unter besonderer Berücksichtigung der Phosphate und Borate . .	35,50 DM
	Mitglieder:	17,75 DM
Nr. 49:	Lahmann/Prescher: Luftverunreinigungen in der Umgebung von Flughäfen	33,50 DM
	Mitglieder:	16,75 DM
Nr. 50:	Oetting: Hydrogeochemische Laboruntersuchungen an Bergmaterialien und einer Hochofenschlacke	43,20 DM
	Mitglieder:	21,60 DM

Nr. 51:	Gewässer und Pflanzenbehandlungsmittel IV 4. Fachgespräch	28,50 DM Mitglieder: 14,25 DM
Nr. 52:	Aktuelle Fragen der Umwelthygiene	65,00 DM Mitglieder: 32,50 DM
Nr. 53:	Luftqualität in Innenräumen	69,50 DM
Nr. 54:	Limnologische Beurteilungsgrundlagen der Was- sergüte (Kolkwitz-Symposium)	12,50 DM
Nr. 55:	Atri: Schwermetalle und Wasserpflanzen	29,00 DM
Nr. 56:	Zellstoffabwasser und Umwelt	48,00 DM
Nr. 57:	Gewässerschutz – Abwassergrenzwerte, Bioteste, Maßnahmen	36,00 DM
Nr. 58:	Schwimmbadhygiene II	33,00 DM
Nr. 59:	Lufthygiene 1984	48,00 DM
Nr. 60:	Atri: Chlorierte Kohlenwasserstoffe in der Umwelt I	58,00 DM
Nr. 61:	Figge/Klahn/Koch: Chemische Stoffe in Ökosystemen	48,00 DM
Nr. 62:	Chemical Water and Wastewater Treatment	60,00 DM
Nr. 63:	Humanökologie – Umwelt-, Innenraum- und Siedlungshygiene	38,00 DM
Nr. 64:	Boden- und Grundwasserschutz	46,00 DM
Nr. 65:	Umwelthygiene für Ärzte und Naturwissenschaftler	78,00 DM
Nr. 66:	Atri: Chlorierte Kohlenwasserstoffe in der Umwelt II	65,00 DM
Nr. 67:	Luftverunreinigung durch Kraftfahrzeuge	48,00 DM
Nr. 68:	Grundwasserbeeinflussung durch Pflanzenschutzmittel	58,00 DM
Nr. 69:	Smogepisoden	58,00 DM
Nr. 70:	Atri: Chlorierte Kohlenwasserstoffe in der Umwelt IV	76,00 DM
Nr. 71:	Haaranalyse in Medizin und Umwelt	48,00 DM
Nr. 72:	Legionellen	40,00 DM

Nr. 73:	Atri: Nickel – Elemente in der aquatischen Umwelt I	54,00 DM
Nr. 74:	Schwermetalle in der Umwelt	54,00 DM
Nr. 75:	Atri: Arsen – Elemente in der aquatischen Umwelt II	44,00 DM
Nr. 76:	Grenzwerte und Risikobetrachtungen in der Umwelthygiene	34,00 DM

Die genannten Veröffentlichungen können beim Gustav Fischer Verlag, Postfach 72 01 43, D-7000 Stuttgart 70, bestellt werden.

Mit * gekennzeichnete Nummern sind vergriffen.

Vereinsmitglieder können die Veröffentlichungen beim Verein zu Vorzugspreisen erwerben.

Der gemeinnützige Verein fördert insbesondere die wissenschaftlichen Arbeiten des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes.

Wer an Informationen über den Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene E.V. interessiert ist oder Mitglied dieses Vereins werden möchte, wende sich bitte an den Geschäftsführer, Herrn Dipl.-Ing. H. Nobis-Wicherding, Telefon (0 30) 86 33-27 07 (Anschrift: Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene E.V., Corrensplatz 1, D-1000 Berlin 33).



02ME360259

ISBN 3-437-30577-8