

In dieser Ausgabe finden Sie:

	Seite
Zum Vorkommen von Desinfektionsnebenprodukten in Schwimm- und Badebeckenwässern	21
Luftgetragene und luftbürtige organische Substanzen als Grundwasserkontaminanten	30
Hinweise zur UV-Desinfektion von Trinkwasser	35
Vorkommen von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Wohnungen mit Parkettböden	39
Umwelt-Survey 1990/92: Arsen - Zusammenhangsanalysen WaBoLu-Heft 3/99	41
Anfrage an das WaBoLu: Gesundheitliche Bewertung von Untersuchungsergebnissen an ölkontaminierten Häusern	42
Mitteilungen zum MCS-Forschungsvorhaben	44
Literaturhinweise	46

Impressum

Die in namentlich gekennzeichneten Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen!

Herausgeber: Umweltbundesamt - Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
Redaktion: Fachgebiet V 1.1
Corrensplatz 1
14195 Berlin

Tel: **030 - 8903 1649**
von 8.00 bis 12.00 Uhr

Fax: 030 - 8903 1830

Zum Vorkommen von Desinfektionsnebenprodukten in Schwimm- und Badebeckenwässern

Schwimmbeckenwasser wird bei seiner Nutzung fortwährend sowohl mit mikrobiellen als auch mit verschiedenen anorganischen und organischen Verunreinigungen kontaminiert. Die primäre Verunreinigungsquelle des Badewassers ist der Badende selbst. Je nach Besucherfrequenz, Gesundheitszustand und Körperhygiene der Badegäste gelangen mehr oder weniger Bakterien und andere Mikroorganismen durch Abschwemmung von der Hautoberfläche, von Schleimhäuten oder von den Haaren und durch Herausspülen aus dem Nasen-Rachenraum in das Badewasser. Dabei können neben überwiegend apathogenen Keimen auch potentielle Krankheitserreger in das Badewasser eingebracht werden. Bei den von den Badegästen durch Ausscheidung und Abschwemmung vom Körper in das Badewasser eingetragenen Verunreinigungen handelt es sich z.B. um Haare, Textilfasern, Hautschuppen und -talg, Seifenreste, Kosmetika, Sonnenschutzöle, Schweiß, Speichel und Urin.

Wasser in Schwimm- oder Badebecken muß sowohl seuchenhygienisch als auch allgemeinhygienisch einwandfrei sein. Das heißt, das Wasser muß frei sein von Krankheitserregern und frei sein von Eigenschaften und Inhaltsstoffen, die zu einer Beeinträchtigung der menschlichen Gesundheit führen können. Diese Anforderungen an die Wasserqualität sind nur durch ein optimales Zusammenwirken folgender Faktoren zu erreichen:

- Desinfektion (Begrenzung der Mikroorganismen durch Abtötung bzw. Inaktivierung),
- Beckenhydraulik (optimale Verteilung des Desinfektionsmittels im gut durchströmten Becken und Austrag von Belastungsstoffen),
- Aufbereitung (Entfernung von Belastungsstoffen und Mikroorganismen) und
- regelmäßiger Füllwasserzusatz (Verdünnung von Stoffen, die durch Aufbereitung nicht aus dem Wasser entfernbar sind).

An ein Desinfektionsmittel im Rahmen der Aufbereitung von Schwimmbadwasser sind deshalb eine Reihe von Anforderungen zu stellen. Die wichtigsten Anforderungen sind:

1. Breites Wirkspektrum und rasche Keimtötung innerhalb weniger Sekunden. Keime und Viren müssen ständig in sehr kurzen Zeiten abgetötet bzw. inaktiviert werden, damit eine Infektion durch Übertragung von pathogenen Keimen und Viren im Wasser auch während hoher Besucherfrequenz zwischen den ständig wechselnden Badegästen unterbunden wird.
2. Hohe Oxidationskraft zur kontinuierlichen Oxidation und eine damit verbundene Verminderung von molekular gelösten Belastungsstoffen.
3. Ausreichende Langzeit- bzw. Depotwirkung während der Beckendurchströmung, damit die Desinfektion überall im Becken gewährleistet ist.

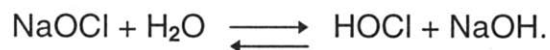
4. Einfache Anwendung ohne Beeinträchtigung der menschlichen Gesundheit (Toxizität).
5. Geringe Kosten sowie schnelle und einfache analytische Bestimmbarkeit der Desinfektionsmittelkonzentration im Beckenwasser.

Die genannten Anforderungen werden durch die in der DIN 19643, Teil 1, „Aufbereitung von Schwimm- und Badebeckenwasser“ [1] empfohlene Desinfektion durch Chlorung mit Chlorgas sowie Natrium- und Calciumhypochlorit ausreichend gut erfüllt.

Wird Chlorgas zu Wasser hinzugegeben, hydrolysiert es sofort und sehr schnell (Sekunden) unter Bildung von hypochloriger Säure (HOCl) nach der Gleichung:



Chlor ist dadurch nur noch in unbedeutenden Spurenkonzentrationen im Beckenwasser vorhanden. Auch Natrium- und Calciumhypochlorit bilden im Badewasser hypochlorige Säure:



Hypochlorige Säure stellt eine schwache Säure dar, die im Wasser unter Bildung des Hypochloritons (OCl^-) dissoziiert (ionisiert):



Die hypochlorige Säure und das Hypochlorit werden als „freies Chlor“ bezeichnet. Das Verhältnis von Hypochlorit zu hypochloriger Säure ist 1:1 bei einem pH-Wert von 7,4. Bei höheren pH-Werten wird das Hypochlorit zur vorherrschenden Form. Bei niedrigeren pH-Werten dominiert die hypochlorige Säure, die dem Hypochlorit in seiner Desinfektionswirkung weit (bis Faktor 100) überlegen ist.

Sowohl hypochlorige Säure als auch Hypochlorit reagieren mit den im Badewasser vorhandenen Mikroorganismen und Badewasserinhaltsstoffen (Verschmutzungssubstanzen von den Badegästen etc.) sehr unterschiedlich und komplex. Wie Abbildung 1 zeigt, lassen sich diese in folgende Hauptreaktionstypen einteilen:

- Oxydationsreaktionen mit anorganischen Badewasserinhaltsstoffen,
- Reaktionen mit Mikroorganismen (Desinfektion),
- Oxydationsreaktionen mit organischen Badewasserinhaltsstoffen,
- Substitutionsreaktionen am Stickstoff,
- Substitutionsreaktionen am Kohlenstoff und
- Additionsreaktionen an olefinischen Doppelbindungen.

Die Reaktionen mit Mikroorganismen zu deren Abtötung und die Oxydationsreaktionen zum Abbau von Verschmutzungsstoffen sind erwünscht. Die anderen Reaktionstypen führen dagegen zu unerwünschten Desinfektionsnebenprodukten der Schwimm- und Badebeckenwasserchlorung. So entstehen durch Substitutionsreaktionen am Stickstoff anorganische und organische Chloramine, die unter dem Summenparameter „gebundenes Chlor“ zusammengefaßt werden.

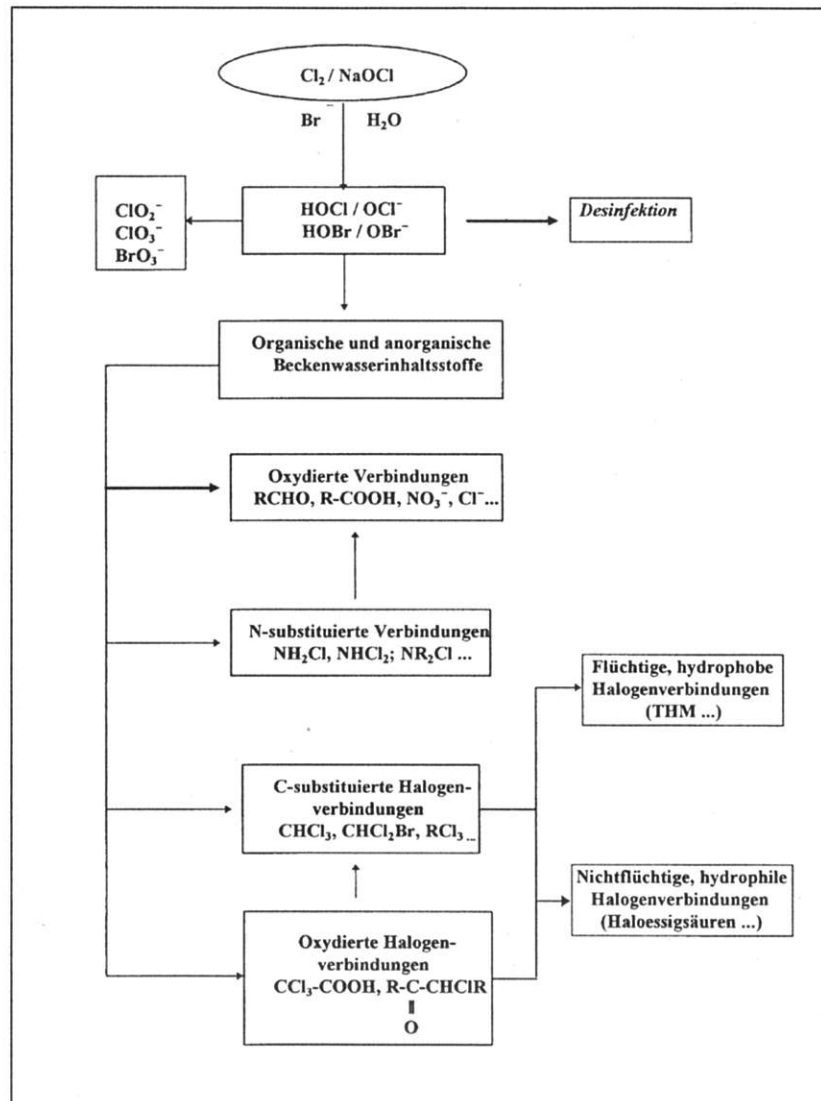


Abb. 1: Hauptreaktionsprodukte der Badewasserchlorung

Durch die Befunde von Eichelsdörfer [2] über Augenreizungen durch gebundenes Chlor wurde ein niedriger Gehalt an gebundenem Chlor zu einem allgemeinen Qualitätsmerkmal für Schwimmbeckenwasser. Von den drei unerwünschten anorganischen Chloraminen (Mono-, Di- und Trichloramin) ist insbesondere das Trichloramin (NCl_3) aufgrund seiner sehr starken Reizwirkung auf Augen und Schleimhäute schon im Spurenbereich und seines intensiven, unangenehmen, chlorähnlichen Geruchs zu erwähnen. Aufgrund seiner sehr geringen Wasserlöslichkeit und seiner hohen Flüchtigkeit gas es aus dem Schwimmbeckenwasser aus und ist hauptverantwortlich für den sogenannten Hallenbadgeruch. Messungen der

Trichloraminkonzentration in der Luft von Hallenbädern werden gegenwärtig von Mitarbeitern der Fachgebiete V 2.2 und V 2.5 der Abteilung Trink- und Badebeckenwasserhygiene des UBA mit dem Ziel durchgeführt, erste Hinweise über die Trichloraminbelastung der Luft in deutschen Hallenbädern zu bekommen. Die organischen Chloramine werden zwar über den Summenparameter „gebundenes Chlor“ miterfaßt, es gibt aber in der Literatur keinerlei Hinweise darüber, um welche chemischen Einzelstoffe es sich dabei handelt. Grund dafür ist das Fehlen geeigneter Analysemethoden zur Einzelstoffbestimmung organischer Chloramine. Auf diesem Gebiet besteht weiterer Forschungsbedarf.

Besser untersucht sind die Desinfektionsnebenprodukte, die durch Substitutionsreaktionen am Kohlenstoff entstehen. Dazu gehören die Trihalogenmethane (THM), Haloessigsäuren (HES), Haloacetonitrile (HAN), Chloral- (CH) und Bromalhydrat (BH), Haloacetone (HA) und Chlorpikrin (CP). Wenn Bromid (Br^-) im Beckenwasser anwesend ist, wird es schnell durch die hypochlorige Säure im Wasser zu hypobromiger Säure (HOBr) oxydiert:



Diese reagiert ebenfalls mit den Badewasserbelastungsstoffen, so daß neben chlororganischen Verbindungen auch Brom-Chlor-Verbindungen und Bromverbindungen bei der Chlorung von Badebeckenwasser entstehen.

Die Anwesenheit von Aminosäuren, Kreatinin und anderen Stickstofforganica (z.B. als Bestandteile von Schweiß oder Urin der Badegäste) und die in der Literatur beschriebenen Reaktionsverläufe für einige dieser Inhaltsstoffe bei der Chlorung weisen deutlich darauf hin, daß sie eine signifikante Rolle bei der Bildung oben genannter C-substituierter Chlorungsprodukte spielen [3, 4]. Mögliche Reaktionsverläufe faßt Abb. 2 zusammen.

Die Vorläufersubstanzen für die Bildung von Chlorpikrin ($\text{Cl}_3\text{C-NO}_2$) im Schwimmbeckenwasser waren bisher unbekannt. Von uns konnte Monochlorkreatinin nach Derivatisierung mittels HPLC/Fluoreszenzdetektion [5] im Badewasser nachgewiesen werden. Darüber hinaus konnte gezeigt werden, daß aus Monochlorkreatinin im Wasser durch Einwirkung von hypochloriger Säure und Hypochlorit Chlorpikrin gebildet wird [6]:



Chlorpikrin ist schon in sehr niedrigen Konzentrationen ein extrem starker Augenreizstoff. Schon 2 mg/m^3 oder 2 µg/l dieser Substanz in Luft rufen ein Schließen der Augenlider und Tränenfluß hervor. In den von uns untersuchten Bädern wurden bis zu $1,6 \text{ µg/l}$ dieses Tränenreizstoffs in Hallenbädern und bis zu 10 g/l in Freibädern nachgewiesen (Tab. 1).

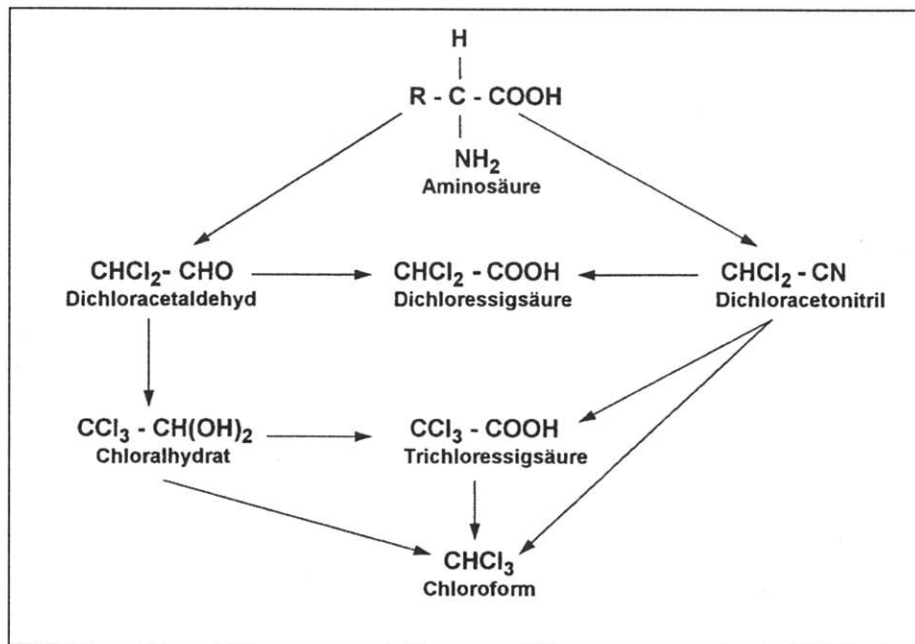


Abb. 2: Mögliche Reaktionsverläufe bei der Badewasserchlorung

Innerhalb mehrerer Meßprogramme wurden THM, HES, HAN und CP in Hallen-, Bewegungs- sowie Freibädern bestimmt. Die THM wurden auch in der Luft der Bäder 20 und 150 cm über der Wasseroberfläche bestimmt, da sie leichtflüchtig sind und aus dem Beckenwasser ausgasen. Die Resultate sind in Tabelle 1 zusammengefaßt. Da die DIN 19643-1 „Aufbereitung von Schwimm- und Badebeckenwasser“ einen Richtwert für den THM-Gehalt im Beckenwasser von 20 µg/l als Chloroformäquivalent festlegt, wurden die Analyseergebnisse für die einzelnen THM in Chloroformäquivalent umgerechnet:

$$\text{CÄ} = A + 0,728 B + 0,574 C + 0,472 D$$

mit CÄ = Chloroformäquivalent (µg/l)

A = µg CHCl₃/l

B = µg CHBrCl₂/l

C = µg CHBr₂Cl/l

D = µg CHBr₃/l

Für den Badegast existieren folgende THM-Aufnahmepfade: Einatmung, Hautabsorption und Verschlucken von Wasser. Der Hauptaufnahmepfad in Hallenbädern ist das Einatmen der THM. Für Chloroform als Hauptkomponente unter den THM (86 % der THM-Summe) wurden in Hallenbädern 224 µg/m³ in der Höhe 20 cm über der Wasseroberfläche und 150 µg/m³ 150 cm über der Wasseroberfläche als Maximalwerte gemessen. Da bei Freibädern die THM-Belastung der Luft über den Wasseroberflächen auch bei hohen THM-Werten im Schwimmbeckenwasser sehr gering ist, spielt hier die Einatmung eine untergeordnete Rolle (Abb. 3).

Unter den Haloessigsäuren dominierten die Dichlor- und Trichloressigsäure. Aus der Stoffgruppe Haloacetonitrile trat das Dichloracetonitril in den höchsten Konzentrationen im Schwimmbeckenwasser auf.

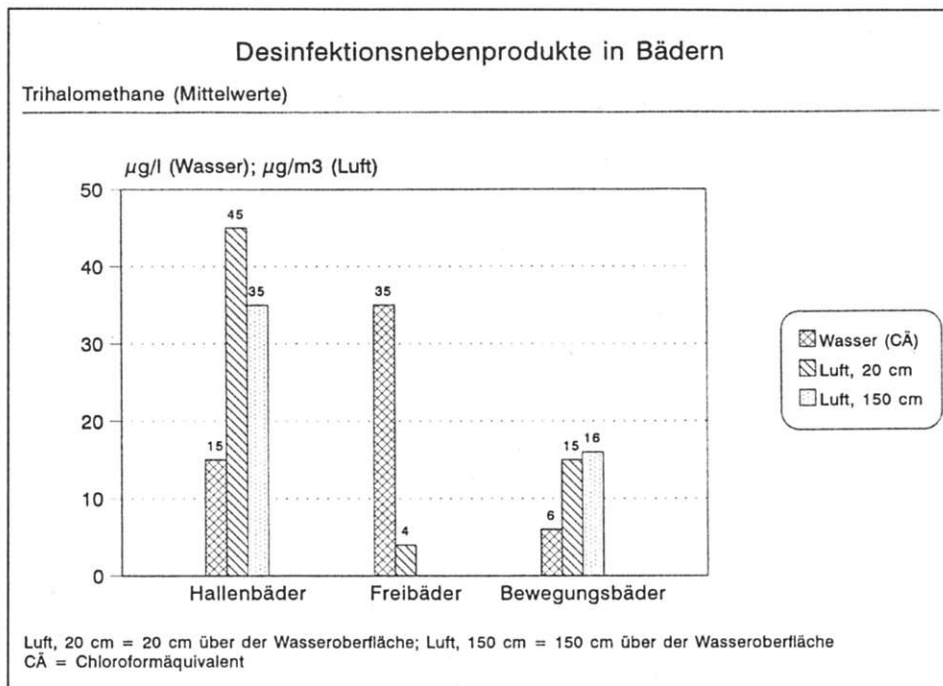


Abb. 3: Desinfektionsnebenprodukte in Bädern

Im Sommer 1998 wurden die Beckenwässer von 18 Freibädern in Sachsen auf das Vorkommen von Desinfektionsnebenprodukten mit dem Ziel untersucht, möglichst viele der entstehenden Stoffe zu identifizieren und zu quantifizieren. Andererseits sollte deren Anteil am Summenparameter AOX (an Aktivkohle adsorbierbare organische Halogenverbindungen) bestimmt werden, um Hinweise zu erhalten, mit welchen Halogenverbindungen die Pulverkohle nach der Badewasseraufbereitung beladen ist, wenn sie zusammen mit dem Schmutzwasser aus der Filterspülung in die Kanalisation geleitet wird.

Im Untersuchungsprogramm kamen einige im Labor neu erarbeitete Analysemethoden zum Einsatz. Folgende Desinfektionsnebenprodukte wurden im Beckenwasser der Freibäder nachgewiesen (Abb. 4).

Haloessigsäuren (97 - 716 µg/l), Chloralhydrat (37 - 46 µg/l), Trihalogenmethane (4,2 - 49 µg/l), Chloracetone (1,1 - 13 µg/l), Haloacetonitrile (2,8 - 22 µg/l) und Chlorpikrin (0,04 - 2,4 µg/l). Mit Chlorpikrin und den Chloracetonen wurden Stoffe nachgewiesen, die in den im Schwimmbeckenwasser vorliegenden Konzentrationen Augenreizungen hervorrufen können. Die AOX-Werte lagen im Bereich 82 - 422 µg Cl⁻/l. Um die identifizierten Desinfektionsnebenprodukte anteilmäßig dem AOX zuordnen zu können, wurden die Konzentrationen der Desinfektionsnebenprodukte von Mikrogramm Einzelstoffe pro Liter in Mikrogramm Chlorid pro Liter (Maßeinheit des AOX) umgerechnet. Die mittleren Anteile der identifizierten Desinfektionsnebenprodukte am AOX sind in Abb. 5 dargestellt. Den Hauptanteil des AOX stellen die Haloessigsäuren mit durchschnittlich 77 % dar. Im Mittel entfielen 7,6 % des AOX auf unbekannte Halogenverbindungen, an deren Identifizierung weiter gearbeitet wird.

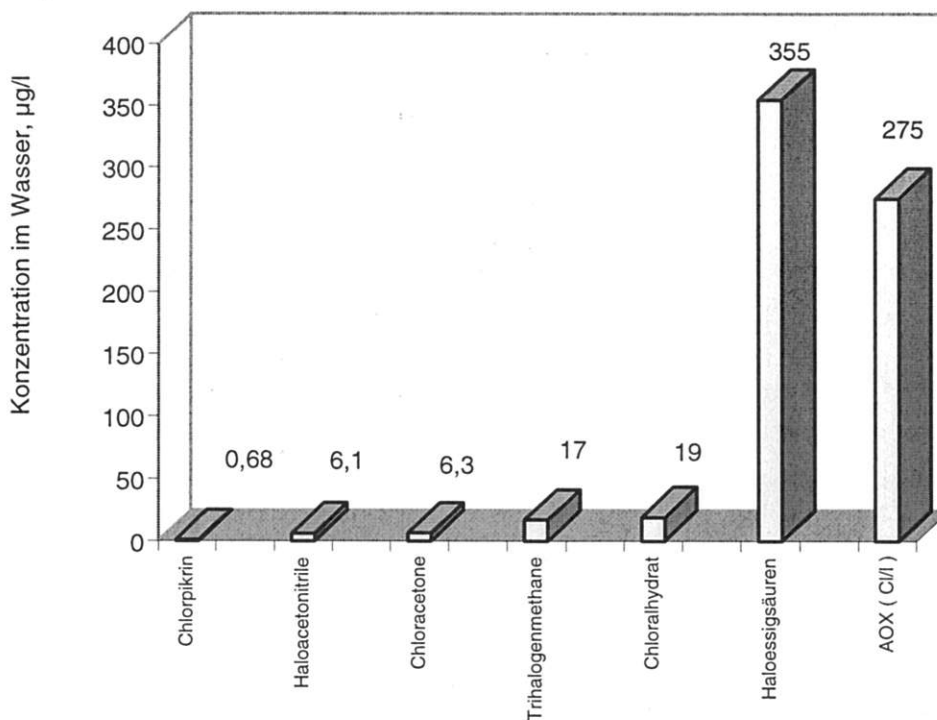


Abb. 4: Nebenprodukte der Schwimmbadwasserdesinfektion in Freibädern (Mittelwerte)

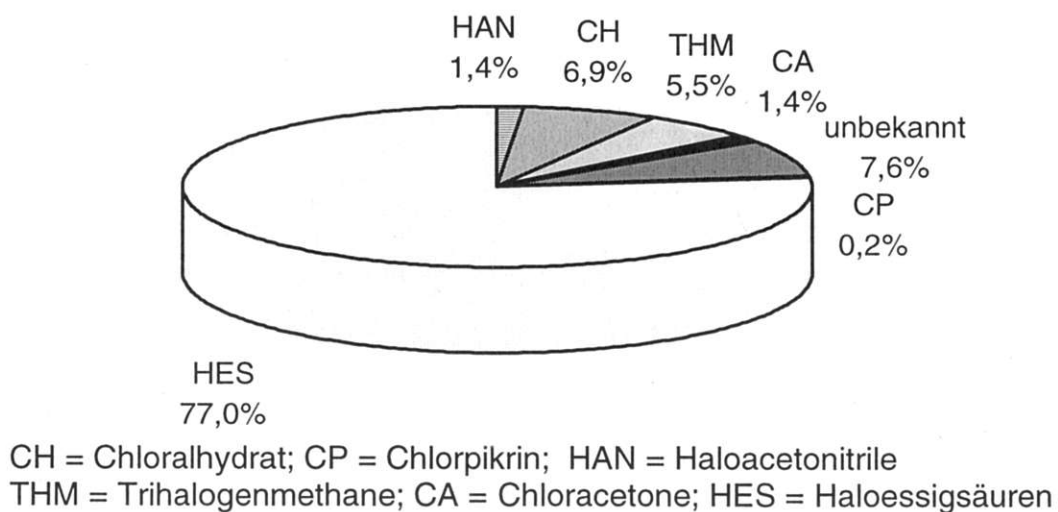


Abb. 5: Anteil der bekannten Desinfektionsnebenprodukte am AOX in Freibädern (Mittelwert AOX = 275 µg Cl/l)

Eine Risikoabschätzung hinsichtlich einer möglichen Gesundheitsgefährdung der Badegäste und des Badpersonals durch Desinfektionsnebenprodukte im Schwimmbeckenwasser wird in den im Druck befindlichen „Guidelines for Safe Recreational-Water Environments: swimming pools, spas and similar recreational water environments“ der WHO gegeben, an deren Erarbeitung die Abteilung Trink- und Badebeckenwasserhygiene des UBA aktiv mitgearbeitet hat.

Für die Verminderung des Gehalts an Desinfektionsnebenprodukten im Beckenwasser ist eine gründliche Körperreinigung (Duschen) vor der Badbenutzung durch die Badegäste sehr wichtig. Dadurch lassen sich ca. 2/3 der organischen Wasserbelastungsstoffe, die zu den oben beschriebenen Desinfektionsnebenprodukten bei der Chlorung weiterreagieren, und Mikroorganismen von der Körperoberfläche beseitigen.

Durch Integration der Verfahrensstufen Ozonung und Aktivkohleadsorption in den Schwimmbeckenwasseraufbereitungskreislauf werden Desinfektionsnebenprodukte bzw. deren Vorläuferverbindungen oxydiert oder adsorbiert und so im Beckenwasser auf ein Minimum reduziert.

Literatur

DIN 19643-1, Aufbereitung von Schwimm- und Badebeckenwasser, Allgemeine Anforderungen, Beuth Verlag GmbH, Berlin, April 1997

Eichelsdörfer, D. et al.: Zur Reizwirkung (Konjunktivitis) von Chloraminen im Schwimmbadwasser. Vom Wasser 45 (1975), 17 - 28

Trehy, M.L.; Bieber, T.I.: Detection, identification and quantitative analysis of dihaloacetonitriles in chlorinated natural waters. In: Advances in the Identification and Analysis of Organic Pollutants in Water (Edited by L. H. Keith), p. 941 - 978, Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI, USA, 1981

Ueno, H. et al.: Disinfection by-products in the chlorination of organic nitrogen compounds: by-products from kynurenine. Chemosphere 33 (1996), 1425 - 1433

Scully, F.E. et al.: Derivatization of Organic and Inorganic N-Chloramines for HPLC Analysis of Chlorinated Water. Environmental Science & Technology 18 (1984) 10, 787 - 792

Stottmeister, E.: Disinfection by-products in German swimming pool waters. Proceedings of the 2nd International Conference on Pool Water Quality and Treatment. 4th March 1989, School of Water Sciences, Cranfield University, Cranfield, UK

Dr. Ernst Stottmeister, Fachgebiet Übergreifende Angelegenheiten der Schwimm- und Badebeckenwasserhygiene, Umweltbundesamt, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Forschungsstelle Bad Elster

Luftgetragene und luftbürtige organische Substanzen als Grundwasserkontaminanten

In der Atmosphäre kommt eine Vielzahl organischer Substanzen menschlichen und natürlichen Ursprungs vor. Infolge gesetzlicher Maßnahmen (Bundes-Immissionsschutzgesetz, Chemikalienverbotsverordnung u.a.) ist die Gesamtmenge der in Deutschland durch menschliche Aktivitäten in die Atmosphäre emittierten flüchtigen organischen Stoffe (ohne Methan) in den letzten Jahren rückläufig. Während sie für das Jahr 1990 noch auf 3178 kt geschätzt wird, beträgt sie 1996 nur noch 1868 kt (Tab. 1). Hauptquelle ist die Lösungsmittelverwendung in Industrie, Gewerbe und Haushalten, gefolgt vom Straßenverkehr. Beide Emittentengruppen machen seit 1990 zusammen rund 82 % der Emissionen flüchtiger organischer Substanzen aus, wobei sich der Anteil des Straßenverkehrs kontinuierlich verringert.

Tab. 1: Anthropogene Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen (ohne Methan) in die Atmosphäre Deutschlands, aufgeteilt in die einzelnen Emittentengruppen (UBA & StB 1998).

Emittentengruppe	1990		1992		1994		1996	
	[kt]	[%]	[kt]	[%]	[kt]	[%]	[kt]	[%]
Lösungsmittelverwendung	1160	36,5	1090	42,9	1090	50,3	1010	54,1
Industrieprozesse	153	4,8	130	5,1	132	6,1	129	6,9
Brennstoffgewinnung und -verteilung	220	6,9	181	7,1	99	4,6	42	2,2
übriger Verkehr	78	2,5	59	2,3	57	2,6	57	3,1
Straßenverkehr	1428	44,9	976	38,4	699	32,3	532	28,5
Haushalte	103	3,2	74	2,9	60	2,8	68	3,6
Kleinverbraucher	12	0,3	10	0,4	8	0,4	10	0,5
Industriefeuerungen	14	0,4	11	0,4	11	0,5	11	0,6
Kraft- und Fernheizwerke	10	0,3	9	0,4	9	0,4	9	0,5
Summe	3178		2540		2165		1868	

Hinter den in Tabelle 1 zusammengestellten Emissionsmengen stehen eine Reihe organischer Stoffgruppen und eine große Zahl organischer Einzelsubstanzen. Sie unterscheiden sich in ihren Emissionsquellen, ihren Quellstärken, ihrem Umweltverhalten und ihrer Toxizität. Ein Teil der luftgetragenen und luftbürtigen organischen

Substanzen gelangt mit der Deposition auf die Oberfläche von Vegetation und Boden. Im Boden wird ihr weiteres Schicksal von einem komplexen Zusammenspiel biologischer, physikalischer und chemischer Vorgänge bestimmt. Einzelne organische Substanzen können über den Luftpfad das Grundwasser erreichen.

Vorgehensweise

Von 13 organischen Stoffgruppen (aliphatische MKW, LCKW, FCKW, Halogenessigsäuren, BTEX, Chlorbenzole, Phenol und Chlorphenole, Nitrophenole, Phthalate, PAK, PCB, PCDD/F, PSM) mit zusammen weit über 100 organischen Einzelsubstanzen wurden möglichst aktuelle und für Deutschland repräsentative Daten zu nachfolgenden Rubriken gesammelt:

- physikalisch-chemische Stoffdaten (Wasserlöslichkeit, Dampfdruck, Phasenverteilungskoeffizienten u.a.)
- Produktionsmengen, Verwendung
- Quellen und Mengen von Emissionen in die Atmosphäre
- Konzentrationen, Verhalten und Zustand in der Atmosphäre
- Depositionsmechanismen sowie Konzentrationen im Niederschlagswasser bzw. Depositionsraten
- Konzentrationen, Verhalten und Zustand im Untergrund (Bodenmatrix, Sickerwasser, Bodengas, Grundwasser)

Die gesammelten Daten erlauben eine vergleichende Bewertung der organischen Luftinhaltsstoffe hinsichtlich ihres Gefahrenpotentials für das Grundwasser, der in Deutschland wichtigsten Trinkwasserressource.

Emission

Die Emissionsquellen organischer Substanzen in die Atmosphäre sind punktuell (z.B. Produktion, Großfeuerungs-/Verbrennungsanlagen) oder diffus (z.B. Anwendung, Ausdünstungen, Kfz-Verkehr, Hausbrand u.a.). Bei den punktförmigen Quellen handelt es sich meist um genehmigungbedürftige Anlagen mit einem hohen Standard bei der Abluftreinigungstechnik. Die diffusen Quellen sind bei einer Betrachtung der Emissionsmengen daher heute von größerer Bedeutung. Hohe Emissionsmengen mit über 100.000 t/a in Deutschland haben beispielsweise aliphatische Mineralölkohlenwasserstoffe oder Toluol. Auch das humankarzinogene Benzol belegt mit 30 000 t/a noch einen der Spitzenplätze. Transportvorgänge in der Atmosphäre sorgen für eine ubiquitäre Verteilung.

Immission

Die Immissionskonzentrationen organischer Substanzen in der Atmosphäre hängen nicht nur von den Emissionsmengen ab. Bei verschiedenen organischen Substanzen (z.B. Nitrophenole, Trichloressigsäure) ist die Neubildung aus anderen Substanzen bei direkten und indirekten photochemischen Ab- und Umbauprozessen die wichtigste Quelle. Des weiteren werden die Konzentrationen organischer Substanzen in der Atmosphäre von der unterschiedlichen Persistenz gegenüber photochemischem Abbau, der Nähe einer Lokalität zu Emittenten sowie von meteorologischen Gegebenheiten gesteuert.

Hohe Konzentrationen in der Außenluft auch an quellenfernen Standorten haben mit mehr als $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ beispielsweise Butan oder Toluol, im Bereich mehrerer $100 \text{ ng}/\text{m}^3$ liegen Benzol, Tetrachlorethen, 1,1,1-Trichlorethan oder n-Hexan. Je nach Stoffeigenschaften (Dampfdruck, Henry-Konstante) liegen organische Substanzen in der Luft überwiegend partikelgebunden (z.B. mehrkernige PAK, höherchlorierte PCDD) oder überwiegend gasförmig (z.B. LCKW, BTEX) vor.

Deposition

Deposition ist die Ablage von Luftinhaltsstoffen auf Akzeptoroberflächen (z.B. Vegetation, Boden). Die Ablagerungsmechanismen sind vielfältig (Sedimentation, Diffusion, Adsorption u.a.) und werden entscheidend von den Eigenschaften des Stoffs und der Akzeptoroberfläche sowie von den meteorologischen Gegebenheiten gesteuert. In der Regel unterscheidet man zwischen trockener (partikelgebunden, gasförmig) und nasser Deposition (gelöst, partikelgebunden). In Wäldern werden höhere Depositionsraten gemessen als im Freiland, weil die Blätter und Nadeln von Bäumen auch in Trockenperioden eine wichtige Akzeptoroberfläche darstellen (Auskämmeffekt). Bei Niederschlagsereignissen wird diese Stofffracht zusätzlich abgewaschen und in den Boden eingetragen (Interzeptionsdeposition).

Im ländlichen Freiland sind Trichloressigsäure, 4-Nitrophenol oder Di-(2-ethylhexyl)-phthalat Substanzen, die im Niederschlagswasser (Gesamtdeposition) Konzentrationen von mehreren $100 \text{ ng}/\text{l}$ erreichen können. Auch einzelne Herbizide können diesen Konzentrationsbereich erreichen und überschreiten dann bereits im Regenwasser den Grenzwert der Trinkwasserverordnung ($100 \text{ ng}/\text{l}$). In Wäldern sind die Konzentrationen meist um den Faktor 2 - 5 gegenüber Freiland erhöht, so daß einzelne organische Substanzen hier sogar die $1 \mu\text{g}/\text{l}$ -Marke überschreiten können.

Boden

Im Untergrund hängt das Verhalten der über die Deposition eingetragenen organischen Substanzen von ihren Stoffeigenschaften einerseits sowie von den Standorteigenschaften andererseits ab. Mobil im Untergrund sind Substanzen mit guter

Wasserlöslichkeit und geringer Sorptionsaffinität an die Bodenmatrix (z.B. Trichloressigsäure, 4-Nitrophenol). Kommt eine hohe Persistenz gegenüber mikrobiologischem Abbau hinzu, können solche Substanzen nahezu ungehindert mit dem Sickerwasserstrom migrieren. Wenig mobil sind Substanzen mit schlechter Wasserlöslichkeit und hoher Sorptionsaffinität an die Festphase (z.B. PCDD, PCB). Solche Substanzen können jedoch mobile suspendierte Teilchen und kolloidale Materie als Vehikel benutzen, um in tiefere Bodenbereiche verlagert zu werden (NIESSNER et al. 1994). Von besonderer Bedeutung sind hierbei Makroporen (z.B. Schrumpfrisse, Kleinsäugerbauten), weil sich das Sickerwasser hier schnell und mit geringem Kontakt zum biologisch aktiven Oberboden in biologisch weniger aktive tiefere Bodenhorizonte bewegt. Organische Substanzen mit sehr hohem Dampfdruck (z.B. FCKW) verteilen sich vorwiegend diffusiv-dispersiv im gasgefüllten Hohlraumanteil der ungesättigten Bodenzone und können so im Gleichgewichtszustand mit dem Grundwasser stehen.

Grundwasser

Über den Luftpfad in das Grundwasser eingetragen werden können insbesondere organische Substanzen mit hoher Depositionsrate, hoher Mobilität im Untergrund und hoher Persistenz. Diese Kriterien treffen insbesondere auf einzelne aliphatische Mineralölkohlenwasserstoffe, Nitrophenole und Phthalate sowie Chloressigsäuren und Toluol zu. Weiterhin muß an einem Standort die Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung gering sein, was bei geringer Mächtigkeit, guter Wasserleitfähigkeit, geringer Sorptionskapazität (geringer Ton- und C_{org} -Gehalt) und geringer mikrobiologischer Aktivität der Fall ist. In entsprechenden Grundwässern mit bewaldeten Einzugsgebieten, wo andere Schadstoffquellen wie Altlasten oder Landwirtschaft ausgeschlossen werden konnten, wurden tatsächlich luftgetragene bzw. luftbürtige organische Substanzen (z.B. Mono-, Di- und Trichloressigsäure, 2-Nitrophenol, einzelne Phthalate) in Konzentrationen bis zu mehreren 100 ng/l nachgewiesen (SCHLEYER et al. 1996). Trichlormethan erreicht als Abbauprodukt von Trichloressigsäure (Decarboxylierung) im Boden sogar den unteren µg/l-Bereich.

Schlußfolgerungen

Verglichen mit anderen Schadstoffquellen für das Grundwasser (z.B. Altlasten, Landwirtschaft) spielen die über den Luftpfad eingetragenen organischen Substanzen nur eine sehr untergeordnete Rolle. Ihr Eintrag findet jedoch flächendeckend und zusammen mit der Grundwasserneubildung statt. Einzugsgebiete von Trinkwassergewinnungsanlagen lassen sich nicht gegenüber luftgetragenen Schadstoffeintrag schützen. Die Konzentrationen der in dieser Weise eingetragenen organischen Substanzen sind gering und liegen meist unterhalb bekannter toxikologischer Wirkschwellen. Sie bilden jedoch einen Beitrag zu dem Cocktail aus vielen anthropogenen Substanzen, die jede für sich betrachtet toxikologisch

bedeutungslos erscheint, deren summarische und Kombinationswirkungen auf Mensch und Umwelt jedoch nahezu völlig unbekannt sind. Große Fortschritte wurden in den letzten Jahren im Bereich der Emissionsminderung erreicht, weitere Anstrengungen, insbesondere bei den diffusen Quellen, sind dennoch erforderlich. Weiterhin erscheint eine intensivere, kontinuierliche und einheitliche Beobachtung dieses Stoffpfades notwendig.

Literatur

Nießner, R.; Zajec, A.; Schäfer, O. und Kühnhardt, M. (1994): Einfluß der Wechselwirkung organischer Luftschadstoffe (PAH's, PCB's) im atmosphärischen Aerosol und Niederschlag auf die Qualität oberflächennaher Grundwässer.- Bericht im Auftrag des BayFORKLIM (Bayrisches Klimaforschungsprogramm), Lehrstuhl für Hydrogeologie, Hydrochemie und Umweltanalytik der Technischen Universität München, 73 S.

Schleyer, R.; Fillibeck, J.; Hammer, J. und Raffius, B. (1996): Beeinflussung der Grundwasserqualität durch Deposition anthropogener, organischer Stoffe aus der Atmosphäre.- WaBoLu-Hefte, 10/1996, 321 S.

Umweltbundesamt und Statistisches Bundesamt (1998): Umweltdaten Deutschland 1998.- 48 S.

PD Dr. Ruprecht Schleyer und Dipl.-Chem. Barbara Raffius, Fachgebiet Hygienische Geohydrologie und Geochemie, Umweltbundesamt, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene (Außenstelle Langen)

Hinweise zur UV-Desinfektion von Trinkwasser

In der Februarausgabe 1999 wurde im Bundesgesundheitsblatt eine Empfehlung der Trinkwasserkommission des Umweltbundesamtes zur Desinfektion mit UV-Strahlen (1) veröffentlicht, die der technischen Entwicklung auf diesem Gebiet Rechnung trägt und wichtige Hinweise für die Umsetzung in die Praxis der UV-Desinfektion von Trinkwasser enthält. Hierzu sollen einige Erläuterungen gegeben werden:

Trinkwasser muß so beschaffen sein, daß durch seinen Genuß oder Gebrauch eine Schädigung der menschlichen Gesundheit - insbesondere durch Krankheitserreger - nicht zu besorgen ist (TrinkwV, 1990) (2). Wasser, welches bereits ohne Aufbereitung allen Güteanforderungen entspricht, ist - wenn möglich - einem Wasser, das erst aufbereitet werden muß, vorzuziehen (3). In den Fällen jedoch, in denen das aufbereitete Wasser den mikrobiologischen Anforderungen der Trinkwasserverordnung nicht genügt, muß dieses vor der Abgabe als Trinkwasser desinfiziert werden. Falls Trinkwasser direkt aus Oberflächenwasser gewonnen wird, ist immer eine Desinfektion erforderlich. Die Desinfektion hat zum Ziel, eventuell im Wasser vorhandene Krankheitserreger derart zu inaktivieren, daß durch den Genuß oder Gebrauch des Wassers eine Schädigung der menschlichen Gesundheit nicht zu befürchten ist. Für die chemische Desinfektion des Trinkwassers sind Zusatzstoffe nach §5 in Verbindung mit Anlage 3 der TrinkwV zu verwenden. Eine Desinfektion durch UV-Anlagen ist ebenfalls möglich. Rechtsgrundlage für die Desinfektion von Trinkwasser als auch von Wasser für Lebensmittelbetriebe mit UV-Strahlen ist das Lebensmittel- und Bedarfsgegenstände-gesetz, §13 Abs. 2 Nr. 1,2 (4) in Verbindung mit der Lebensmittel- Bestrahlungsverordnung, §2 Abs. 1 Nr. 1 (5).

Um eine sichere Desinfektion zu gewährleisten, sind in Abhängigkeit von der Qualität des Rohwassers besondere Anforderungen zu beachten. Das zu desinfizierende Wasser sollte stets klar sein, weil Trübungen des Wassers sowohl die chemische als auch die UV-Desinfektion beeinträchtigen. Im Falle der UV-Desinfektion sollte die Trübung des zu desinfizierenden Wassers unter 0,3 TE/F liegen. Dies ist auch bereits 1995 in der 1. Empfehlung der Trinkwasserkommission zur UV-Desinfektion von Trinkwasser (6) aufgeführt. Im technischen Regelwerk des DVGW wird im Arbeitsblatt W 293 (7) ebenfalls auf diesen und andere Parameter hingewiesen. Ein weiterer in o.g. Literaturangaben zu beachtender Effekt ist die durch Stoffe im zu desinfizierenden Wasser gegebene Schwächung der UV-Strahlung. Insbesondere Eisen- und Manganoxidhydrate sowie Huminstoffe setzen die UV-Transparenz erheblich herab. Dabei kommt es bei Einhaltung der Eisen- und Manganwerte in Höhe der in der Trinkwasserverordnung zulässigen Grenze kaum zu einer UV-Schwächung, es sei denn, es erfolgt eine Abscheidung auf den Strahlerhüllrohren. Die Wirksamkeit von UV-Anlagen wird entscheidend von der Homogenität des Bestrahlungsfeldes, der Durchströmung und Durchmischung in den Reaktoren sowie der kammerinternen Anordnung der Strahler beeinflusst. Diese Einflüsse können nur

näherungsweise berechnet werden, so daß die ausreichende Desinfektionswirkung nur über mikrobiologische Untersuchungen nachgewiesen werden kann.

Zu diesem Zwecke und um eine sichere Desinfektion durch UV-Anlagen zu gewährleisten, werden bei diesen Untersuchungen Testmikroorganismen eingesetzt, um die Einhaltung der geforderten Mindestbestrahlung mit der Technik der sogenannten Biodosimetrie indirekt nachzuweisen. Bei der Biodosimetrie dient ein UV-Testgerät als Prüfanlage. Mit dieser Labor-UV-Testanlage werden Suspensionen von Testorganismen im Wasser in einer dünnen Schicht von etwa 5 mm einer gleichmäßigen UV-Strahlung über die gesamte Fläche ausgesetzt (Abb. 1).

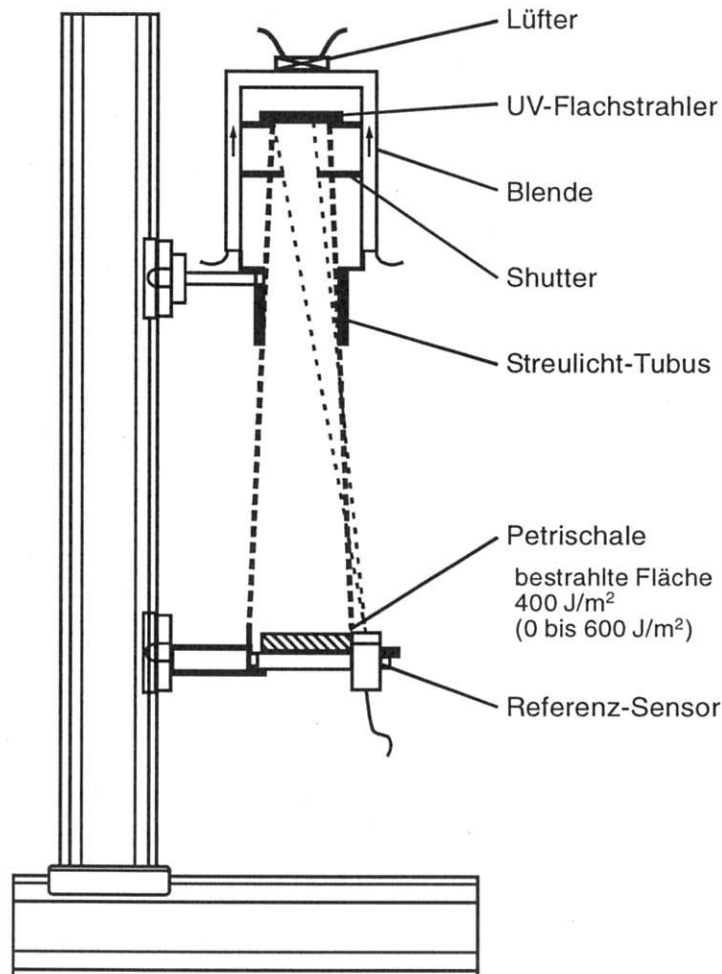


Abb. 1: Schematischer Aufbau einer Labor-UV-Testanlage
Quelle: DVGW-Arbeitsblatt W 294 (8)

Es wird eine Inaktivierungskurve mit mindestens 6 UV-Bestrahlungen des Testwassers zwischen 0 und 600 J/m² aufgenommen, wobei der Reduktionsbereich 5 log-Stufen umfassen muß (8). Bestrahlungsstärke und Bestrahlungsdauer lassen sich exakt bestimmen und damit auch die wirksame Bestrahlung, die im Bereich 400J/m² liegen muß.

Die Testorganismen werden dann bei der Typprüfung der handelsüblichen UV-Anlage unter realen Betriebsbedingungen auf einem Prüfstand in den Zulauf der Anlage dosiert. Eine derartige Prüfung erfolgt unter den ungünstigsten Bedingungen, die im späteren Betrieb einer UV-Anlage auftreten können. Trotz Kurzschlußströmungen, ungleichmäßiger Bestrahlung und Schwächung des UV-Lichtes im Wasser bei großem Abstand zwischen den Strahlern soll die Inaktivierung der Testorganismen ebenso wirksam sein wie im UV-Testgerät bei 400 J/m^2 . Die Angabe 400 J/m^2 bezieht sich daher ausschließlich auf das Testgerät. In Bezug auf die UV-Anlage kann man das wie folgt zum Ausdruck bringen: Die UV-Bestrahlung in der Anlage muß der Bestrahlung im UV-Testgerät bei 400 J/m^2 biodosimetrisch äquivalent sein.

Bei Einhaltung der geforderten Mindestbestrahlung ist nach dem Stand des Wissens eine Reduktion von wasserhygienisch relevanten Bakterien um 4 log-Stufen und von wasserhygienisch relevanten Viren um 6 log-Stufen sichergestellt.

Im laufenden Betrieb erfolgt die Überwachung der anhand der Biodosimetrie festgelegten physikalischen Mindestbedingungen durch kontinuierliche Messung der Bestrahlungsstärke an einer repräsentativen Stelle in der Bestrahlungskammer. Eine derartige Meßvorrichtung wird als UV-Sensor bezeichnet. Abschaltpunkte des Sensors, die eine nach der Typprüfung zu geringe Bestrahlung anzeigen, sind zu beachten, weil eine Desinfektion des Trinkwassers dann nicht mehr gewährleistet wird und damit nicht auszuschließen ist, daß Trinkwasser entgegen den Vorgaben von §1 der TrinkwV abgegeben wird.

Es sollen deshalb nur typgeprüfte UV-Anlagen z.B. nach DVGW-Arbeitsblatt W 294 (8) oder ÖNORM M 5873 (9) eingesetzt werden. Dies ist auch der 2. Empfehlung der Trinkwasserkommission des UBA zum Einsatz von UV-Anlagen zur Desinfektion von Trinkwasser (1) zu entnehmen. Die Typprüfungen zur Erlangung eines Prüfzertifikates werden in Deutschland von der Prüfstelle Wasser des DVGW-Technologiezentrums Wasser (TZW) durchgeführt.

Bei bestehenden Anlagen ohne Typprüfung kann nicht mit ausreichender Sicherheit davon ausgegangen werden, daß diese für eine hinreichend wirksame Desinfektion von Trinkwasser geeignet sind. Sie müssen ersetzt, nachgerüstet oder ergänzt werden, z.B. durch Anlagen zur Desinfektion mit geeigneten Zusatzstoffen nach §5 in Verbindung mit Anlage 3 der Trinkwasserverordnung.

Auf eine Besonderheit bei Anwendung von UV-Strahlen zur Desinfektion von Trinkwasser sei an dieser Stelle hingewiesen: Durch UV-Strahlen wird im Vergleich zur Desinfektion mit Chlorverbindungen keine Desinfektionskapazität im Verteilungssystem geschaffen. Es sollte deshalb beachtet werden, daß bei der Möglichkeit einer Kontamination bzw. einer Vermehrung von Mikroorganismen im Rohrnetz eine Desinfektion mit UV-Strahlen allein keine Sicherheit bietet. In diesen Fällen ist zusätzlich eine Desinfektion mit Chlorverbindungen (nach TrinkwV §5, Anlage 3 (2)) durchzuführen.

Literatur

1. Bekanntmachung des Institutes für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Umweltbundesamtes. Einsatz von UV-Anlagen zur Desinfektion von Trinkwasser. Bundesgesundhbl. 1999;2:181-182.
2. Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung - TrinkwV) vom 5. Dezember 1990. Bundesgesetzblatt; 1:2613-2629, ber. Bundesgesetzblatt .1991;1:227.
3. Zentrale Trinkwasserverordnung DIN 2000. Ausgabe November 1973. Berlin und Köln: Beuth Verlag
4. Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetz in der Fassung vom 08.07.1993 BGBl.: 1169.
5. Verordnung über die Behandlung von Lebensmitteln mit Elektronen-, Gamma- und Röntgenstrahlen oder ultravioletten Strahlen (Lebensmittel-Bestrahlungs-Verordnung) vom 19. Dezember 1959. Bundesgesetzblatt. 1959;1:761.
6. Empfehlung der Trinkwasserkommission des Umweltbundesamtes, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, zum Einsatz von UV-Anlagen zur Desinfektion von Trinkwasser. Bundesgesundhbl. 1995;12:498.
7. Technische Mitteilung DVGW-Merkblatt W293: UV-Anlagen zur Desinfektion von Trinkwasser. Oktober 1994.
8. Technische Regel DVGW-Arbeitsblatt W294: UV-Desinfektionsanlagen für die Trinkwasserversorgung - Anforderungen und Prüfung. (jeweils neueste Ausgabe)
9. ÖNORM M 5873: Anforderungen an Anlagen zur Desinfektion von Wasser mittels Ultraviolett-Strahlen. (jeweils neueste Ausgabe)

Weiterführende Literatur

Hässelbarth, U.: Hygienische Anforderungen an die Desinfektion von Trinkwasser und Wasser für Lebensmittelbetriebe durch UV-Strahlen. Bundesgesundhbl. 1995;12:474-477.

Hoyer, O.: Anforderungen an UV-Anlagen zur Trinkwasserdesinfektion. BBR. 1996;47:12-19.

Leuker, G.: Beschreibung und Anwendung der Biodosimetrie - ein Prüfverfahren für UV-Anlagen. BBR. 1998;49:18-24.

A. Hummel, Dr. I. Feuerpeil, Prof. Dr. A. Grohmann, Abteilung Trink- und Badebeckenwasserhygiene, Umweltbundesamt, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene

Vorkommen von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Wohnungen mit Parkettböden

Zusammenfassung der Auswertung von circa 5000 Meßdatensätzen

Im Verlauf des Jahres 1998 wurden in Deutschland an verschiedenen Orten und durch zahlreiche Stellen eine sehr große Zahl von Bestimmungen von Benzo(a)pyren (BaP) und anderen polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in den Matrices Parkettkleber, Hausstaub und Luft durchgeführt. Hintergrund war der Einsatz von teerhaltigen Klebern bei der Verlegung von Parkett in früheren Zeiten und die dadurch entstandene Diskussion um die hygienische Bedeutung erhöhter PAK-Gehalte in den genannten Matrices und eventueller Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit.

In einer zeitlich begrenzten Aktion konnten vom Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Umweltbundesamtes mehr als 5000 Datensätze über die Ergebnisse von Felduntersuchungen zusammengetragen und ausgewertet werden. Aus diesen Ergebnissen lassen sich trotz einiger Einschränkungen, die vor allem durch unterschiedliche Vorgehensweisen bei der Probenahme im Feld und das Fehlen von Detailinformationen bedingt sind, eine Reihe von Informationen ableiten. Diese Informationen bilden eine wertvolle Grundlage für weitergehende Bewertungen.

Zusammenfassend ergibt sich:

34% aller untersuchten Parkettkleber können danach als teerfrei ($\text{BaP} < 10 \text{ mg/kg}$) und 29% als stark teerhaltig ($\text{BaP} > 3000 \text{ mg/kg}$) eingestuft werden.

7% der untersuchten Hausstaubproben weisen einen BaP-Gehalt von über 10 mg/kg auf. Differenziert man dieses Ergebnis nach der Art der Probenahme (Saugen oder Kehren), so liegen 13 % der Saugproben und 2 % der Kehrproben oberhalb dieses Wertes.

Betrachtet man die Summenhäufigkeitsverteilung der BaP-Gehalte von Hausstäuben in bewohnten und unbewohnten Wohnungen, so weisen die unbewohnten Wohnungen höhere BaP-Gehalte auf.

Die Häufigkeitsverteilungen von BaP-Konzentrationen in der Raum- und Außenluft zeigen für parallel durchgeführte Messungen einen sehr ähnlichen Verlauf. Von rund 70 genauer auswertbaren Messungen zeigte mehr als die Hälfte keinen Unterschied zwischen Innenraum- und Außenluft. In 20 Fällen war die Raumluftkonzentration, in 12 Fällen die Außenluftkonzentration höher, mit maximalen Unterschieden von 2 bzw. 4 ng/m^3 .

Es konnte weder eine Beziehung zwischen den BaP-Gehalten im Kleber und denen im Hausstaub noch zwischen den BaP-Gehalten im Hausstaub und denen in der Raumluft festgestellt werden.

Für die Matrices Parkettkleber und Hausstaub besteht eine gute Korrelation zwischen dem BaP-Gehalt und dem PAK-Gehalt, so daß BaP als Indikator verwendet werden kann.

Einzelergebnisse der Studie sind als WaBolu-Bericht erschienen (P. Diekow, D. Ullrich und B. Seifert: Vorkommen von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Wohnungen mit Parkettböden. WaBoLu-Heft 2/99. Zu beziehen über Fa. Werbung und Vertrieb, Ahornstr. 1-2, 10787 Berlin, Tel. 2116061, Fax 030-2181379 als kostenpflichtige Veröffentlichung des Umweltbundesamtes (Preis: 15,-- DM).

Das Zusammentragen der Informationen war nur durch die Bereitschaft vieler Behörden und Untersuchungslaboratorien möglich, die uns durch Zulieferung von Daten und fruchtbare Diskussion unterstützten. Allen Beteiligten gilt an dieser Stelle unser Dank für die selbstlose Mithilfe im Interesse der Sache.

Dr. H.-J. Moriske, Fachgebiet Spezielle wirkungsbezogene Luftanlaytik, Umweltbundesamt, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene

Umwelt-Survey 1990/92: Arsen - Zusammenhangsanalysen

WaBoLu-Heft 3/99

Das Umweltbundesamt, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, legt einen weiteren Berichtsband der Reihe „Umwelt-Survey 1990/92“ (vgl. UMID 4/1998, S.96/97) vor.

Der Bericht enthält die Ergebnisse der multivariaten Zusammenhangsanalysen zu Arsen im Urin und im Hausstaub (Staubniederschlag und Staubsaugerbeutel), welche im Rahmen des Umwelt-Surveys in der Bundesrepublik Deutschland 1990/91 (alte Länder) und 1991/92 (neue Länder) durchgeführt wurden. Ergänzend wird eine umweltmedizinische Bewertung der erhobenen Daten anhand von Orientierungswerten vorgenommen.

Zur korporalen Arsenbelastung (Urin) der Bevölkerung tragen zum einen individuelle Verhaltensweisen bei, wie der häufige Konsum von Fisch und Bier. Zum anderen beeinflussen generelle Faktoren, wie der in der Außenluft der Wohnumgebung gemessene Arsenniederschlag, die korporale Arsenbelastung.

Die Arsenbelastung im Hausstaub in Wohnräumen wird einerseits von generellen Faktoren wie dem Arsenniederschlag in der Außenluft in der Wohnumgebung, einem in den neuen Bundesländern liegenden Wohnort, ältere Wohnhäuser, Heizen mit Holz/Kohle und andererseits durch individuelle Verhaltensweisen wie Rauchen, die Nutzungsintensität der Wohnung und die Nutzungsart, z.B. Haustierhaltung, beeinflusst.

Aus lufthygienischer Sicht könnte die Senkung der Arsenbelastung der Bevölkerung durch Verringerung der Arsenemissionen und -immissionen, z. B. durch Ersatz von Einzelöfen mit Holz-/Kohlefeuerung und Verringerung industrieller Emissionen, erreicht werden. Während diese Maßnahmen teilweise nur mit Hilfe von administrativen Regelungen möglich sind, können individuelle Verhaltensweisen, wie die Vermeidung bzw. Einschränkung des Konsums von Fisch und Bier, zur Verringerung der Arsenaufnahme beitragen.

Bei 3,6 % der Erwachsenen (25 bis 69 Jahre) und bei 2,2 % der Kinder (6 bis 14 Jahre) wurden deutlich erhöhte Arsengehalte im Urin ($> 40 \mu\text{g/l}$) ermittelt, die sich im Rahmen der Nachuntersuchungen als überwiegend vorübergehende, nicht chronische und möglicherweise durch Fischkonsum verursachte Belastungen herausstellten.

Ergänzend sei festgestellt, daß für die erwachsene Bevölkerung in den alten Bundesländern eine Abnahme der mittleren Arsengehalte im Urin um 30 % von $9,0 \mu\text{g/l}$ in den Jahren 1985/86 auf $6,3 \mu\text{g/l}$ in den Jahren 1990/91 nachgewiesen werden kann (Umwelt Survey 1990/92, Band Ia: Human Biomonitoring).

Das WaBoLu-Heft 3/99 „Umwelt-Survey 1990/92: Arsen - Zusammenhangsanalyse“ ist über die Fa. Werbung und Vertrieb, Ahornstr. 1-2, 10787 Berlin, Tel. 030-2116061, Fax 030-2181379 als kostenpflichtige Veröffentlichung des Umweltbundesamtes für 20,--DM zu beziehen.

Dr. K. Becker, C. Schulz, Fachgebiet Wirkungsbezogene Feldversuche, Umweltbundesamt, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene

Anfrage an das WaBoLu

Gesundheitliche Bewertung von Untersuchungsergebnissen an ölkontaminierten Häusern

Die in den Innenräumen ölkontaminierter Häuser nachgewiesenen flüchtigen organischen Verbindungen bestehen praktisch ausschließlich aus Kohlenwasserstoffen, wie dies nach einer Kontamination mit ausgelaufenem (extra-) leichtem Heizöl (73% - 78% gesättigte KW) zu erwarten ist. Diese Aussage trifft nach mündlicher Auskunft von Dr. Weniger vom LGA Brandenburg auch für die in den Meßergebnissen aufgeführten Substanzgruppen III „Summe weiterer aliphatischer und aromatischer Kohlenwasserstoffe“ zu.

In der „Neuen TRGS 901“ vom April 1997 werden unter Lfd.-Nr. 72 Luftgrenzwerte für solche komplexen kohlenwasserstoffhaltigen Gemische abgeleitet und zwar getrennt für 4 verschiedene Gruppen unterschiedlicher Zusammensetzung. Die dort unter Teil 2 aufgeführte Gruppe „Aromatenarme Kohlenwasserstoffgemische (Aromatenanteil 1-25%)“ dürfte dem ausgelaufenen Heizöl am ehesten entsprechen.

Für diese Gruppe gilt nach der neuen TRGS 901 ein Luftgrenzwert am Arbeitsplatz von 500 mg/m³.

Die ad hoc-Arbeitsgruppe IRK/AGLMB beim Umweltbundesamt, in der neben Mitarbeitern von Bundes- und Länderbehörden auch Vertreter wissenschaftlicher Forschungseinrichtungen tätig sind, hat - fußend auf der von der Bundesregierung erarbeiteten „Konzeption zur Verbesserung der Luftqualität in Innenräumen“ - ein Basisschema zur Ableitung von Richtwerten für den Innenraum (Bundesgesundhbl. 39/1996, S. 422-426) erarbeitet.

Ausgehend von der „niedrigsten Konzentration eines Wirkstoffes, die noch eine Wirkung hervorruft“ (LOAEL) bzw. von der Wirkschwelle am Menschen (die nach Definition den am Arbeitsplatz zulässigen Maximalkonzentrationen wie MAK-Wert bzw. den in der TRGS aufgeführten Werten vergleichbar ist) werden anhand eines nachvollziehbaren Schemas Richtwerte für den Innenraum abgeleitet.

Legt man zur Bewertung der Innenraumsituation in den ölkontaminierten Häusern dieses Basisschema zugrunde, so ergibt sich folgende Bewertung:

Luftgrenzwert nach TRGS 901

(Wirkungsschwelle Mensch)

für Kohlenwasserstoffgemische entsprechend Teil 2

500 mg/m³

↓

Sicherheitsfaktor 10

(zur Berücksichtigung empfindlicher Individuen)

50 mg/m³

↓

unterschiedliche Expositionszeit

Arbeitsplatz/Dauerbelastung (Faktor 5)

10 mg/m³

↓

zur evtl. Berücksichtigung des höheren Atemvolumens
von Kleinkindern (Faktor 2)

5 mg/m³

Dieser Wert sollte in den Räumen, die auch jetzt zum dauernden Aufenthalt von Personen in den kontaminierten Häusern dienen, möglichst bald erreicht oder unterschritten werden.

Als geeignete Maßnahme schlagen wir z.B. eine Abdichtung gegenüber hochkontaminierten Räumen und Dauerlüftung vor. Da aber bei Gehalten an flüchtigen organischen Verbindungen in dieser Größenordnung Befindlichkeitsstörungen wie Kopfschmerzen, Unwohlsein, Konzentrationsschwäche etc. auf die Dauer nicht ausgeschlossen werden können, müßten langfristig weitere Anstrengungen zur Absenkung der Innenraumkontamination durchgeführt werden. In üblichen deutschen Wohnungen liegen die Gehalte an leichtflüchtigen organischen Verbindungen (auch anderen als den hier angesprochenen) unter 1 mg/m³ (95. Perzentil). Aus Gründen des allgemeinen Gesundheitsschutzes sollten in einem zeitlichen Rahmen von ca. einem halben Jahr auch in den durch Katastropheneinwirkung kontaminierten Wohnhäusern ein solcher Wert wieder erreicht bzw. geeignete Sanierungspläne zum Erreichen dieses Wertes ausgearbeitet sein.

Dr. Elke Roßkamp, Fachgebiet Toxikologische Fragen der Umwelthygiene, Umweltbundesamt, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene

Mitteilungen zum MCS-Forschungsvorhaben

Umweltbundesamt hat MCS-Forschungsvorhaben vergeben

Das breit und teilweise kontrovers diskutierte Vorhaben aus dem Umweltforschungsplan „Untersuchungen zur Aufklärung der Ursachen des MCS-Syndroms (Multiple Chemikalienüberempfindlichkeit) bzw. der IEI (idiopathische umweltbezogene Unverträglichkeiten) unter besonderer Berücksichtigung des Beitrages von Umweltchemikalien“, Förderkennzeichen 298 62 274, wurde Ende Januar 1999 an das Robert Koch-Institut in Berlin vergeben; Dr. Dieter Eis übernimmt die Projektleitung und Dr. Tanja Rupp die Koordinierung des Vorhabens. Folgende weitere Gruppen sind beteiligt:

- Universitätsklinikum der RWTH Aachen (Dr. Wiesmüller, PD Dr. Ebel)
- Universitätsklinikum Charité Berlin (Dr. Fahron, Dr. Rose, Dr. Worm, Prof. Sterry)
- Fachkrankenhaus Bredstedt (Dr. Schwarz)
- Universität Erlangen (Prof. Kobal)
- Universitätsklinikum Freiburg (Dr. Lacour, PD Dr. Scheidt)
- Universitätsklinikum Gießen (Dr. Herr, Prof. Eikmann, Prof. Gieler)
- Universität Hamburg (Prof. Bullinger)
- Universitätsklinikum der LMU München (Prof. Nowak, Dr. Tretter)

Im offenen Brief vom 3.11.1998 kündigte das Umweltbundesamt an, einen projektbegleitenden Beirat einzurichten, was kurz nach Vergabe des Vorhabens erfolgte. Bei der Auswahl der Beiratsmitglieder wurden praktizierende und erfahrene Umweltmediziner berücksichtigt. Daneben spielten aber auch andere Kriterien eine Rolle, z.B. die wissenschaftliche Reputation und ob einschlägige Fachgesellschaften durch die Beiratsmitglieder repräsentiert werden können. Folgende Experten wurden vom Umweltbundesamt in den Beirat berufen: Dr. Kappos, Hamburg; Dr. Mersch-Sundermann, Mannheim; Dr. Müller, Isny; Dr. Ohnsorge, Würzburg; Dr. Suchenwirth, Hannover. Die Genannten vertreten entweder direkt eine Fachgesellschaft oder wurden gebeten, für eine Berücksichtigung der Interessen der jeweiligen Gesellschaft Sorge zu tragen. Folgende Gesellschaften sind somit, zumindest indirekt, in den Beirat eingebunden: Deutscher Berufsverband der Umweltmediziner (dbu); Deutsche Gesellschaft für Human- und Umwelttoxikologie (DGUHT); Interdisziplinäre Gesellschaft für Umweltmedizin (IGUMED); Internationale Gesellschaft für Umweltmedizin (ISEM); Gesellschaft für Hygiene und Umweltmedizin (GHU).

Der bisherigen Fachbegleiterin des MCS-Vorhabens im Umweltbundesamt, Frau Dr. Paulini, wurde im April 1999 die Leitung eines Fachgebietes (Vollzug Wasch- und Reinigungsmittelgesetz) übertragen. In Zukunft wird Herr Prof. Schimmelpfennig (Leiter des Fachgebietes V 1.1 „Spezielle humanökologische Fragen“) das Vorhaben im Umweltbundesamt fachlich betreuen.

Umweltbundesamt: Dr. Inge Paulini, Prof. Dr. Wolfgang Schimmelpfennig

Notizen zum ersten Projekttreffen

Am 29. April 1999 fand am Robert Koch-Institut (RKI) in Berlin ein erstes Projekttreffen mit den kooperierenden Zentren unter Beteiligung des Beirates und der Fachbegleiter des Umweltbundesamtes statt.

Das Hauptanliegen der Studie besteht in einer genaueren Beschreibung und vertieften Analyse der multiplen chemischen Sensitivität, wobei vor allem Erkenntnisse zu den Ursachen/Bahnungen respektive zur Auslösung von MCS gewonnen und die somatischen wie psychischen Aspekte der Erkrankung genauer erforscht werden sollen.

Beim multizentrischen Vorgehen mit vielen Beteiligten muß die Funktions- und Leistungsfähigkeit des Forschungsverbundes zur wissenschaftlichen Untersuchung von MCS gewährleistet sein. In einer sechsmonatigen Projektphase I wird zunächst ein einheitlicher Untersuchungsstandard etabliert und getestet (Angleichung der Instrumente und Prozeduren; Verankerung einer effektiven Qualitätskontrolle im multizentrischen Verbund; Vorstudie zur Machbarkeit). Die Haupterhebung erfolgt in der Projektphase II über einen Zeitraum von 12 Monaten. In dieser Phase tritt das Teilprojekt „Neurogene Entzündung“ (Prof. Kobal, Erlangen) hinzu, wobei allerdings generell die Möglichkeit besteht, Patienten auch bereits in Phase I in Erlangen vorzustellen. In der abschließenden Projektphase III wird die in der Hauptphase begonnene Verlaufsbeobachtung abgeschlossen und die gleichfalls in der Hauptphase begonnene Datenauswertung komplettiert.

Die zur Eingrenzung der MCS-Fälle erforderliche diagnostische Kaskade muß noch spezifiziert werden. Entsprechende Vorschläge werden von den auf dem Projekttreffen gebildeten Arbeitsgruppen erarbeitet. Diskutiert wird auch die Bestimmung bisher selten untersuchter Parameter, wobei bisher allerdings keine finanziellen Mittel dafür zur Verfügung stehen. Verstärkte Bemühungen diesbezüglich werden von den Teilnehmern unterstützt. Die Diskussion und Beurteilung „unklarer Fälle“ soll im Rahmen von interdisziplinären Fallkonferenzen während der Projekttreffen erfolgen.

Alle Patienten werden vor Aufnahme in die Studie ausführlich über die Ziele des Forschungsvorhabens und die geplanten Untersuchungen aufgeklärt. Alle Patienten werden über ihre individuellen Untersuchungsbefunde von den verantwortlichen Ärzten/Ärztinnen der umweltmedizinischen Zentren informiert. Darüber hinaus werden nach Abschluß der Studie deren Ergebnisse veröffentlicht werden. Selbstverständlich unterliegen alle Patientenangaben der ärztlichen Schweigepflicht. Die multizentrische Auswertung der Daten erfolgt gemäß den Datenschutzbestimmungen in anonymisierter Form.

Alle beteiligten Ärzte und Wissenschaftler stehen für die Ergebnisoffenheit des Vorhabens ein. Sie wollen nicht nur die Kenntnisse zur Entstehung und zum Krankheitsverlauf von MCS mehren. Sie wollen auch kompetente und verständige Ansprechpartner für Betroffene sein und den Patienten, soweit mit den verfügbaren Mitteln machbar, umfassende Untersuchungen und Diagnosemöglichkeiten bieten. Außerdem soll das Vorhaben, auch wenn dies nicht ausdrückliches Förderziel des Umweltbundesamtes ist, zur Weiterentwicklung therapeutischer Ansätze dienen. Eine rege Beteiligung der Betroffenen würde alle diese Anliegen sehr unterstützen.

Robert Koch-Institut: Dr. Dieter Eis, Dr. Tanja Rupp

Literaturhinweise

Umweltmedizin:

Grundlagen der Umweltmedizin, klinische Umweltmedizin, ökologische Medizin
herausgegeben von Volker Mersch-Sundermann

Thieme Verlag Stuttgart - New York 1999

ISBN 3-13-110271-3

740 Seiten, 191 Abbildungen, 225 Tabellen

Preis: 398,- DM

Inhalt:

Umweltmedizin und ökologische Medizin (Grundlagen); Ursachen und Wirkungen (physikalische Effekte); Ursachen und Wirkungen (chemische Stoffe); Ursachen und Wirkungen (biologische Effekte); Emissionen/Immissionen (Quellen); Expositionen (Zielpunkte); Wirkungen (Erkrankungen); Globale Umweltprozesse (Problemkreise der ökologischen Medizin); Allgemeiner Risikodiskurs und Risikokommunikation; Spezieller Risikodiskurs (Konzepte der Risikobewertung); Handlungs- und Arbeitsstrukturen)

Giftige Pflanzen im Wohnbereich und in freier Natur

Eine Informationsschrift

(40 Seiten)

Inhalt:

Einzelpflanzen (Zimmer- und Balkonpflanzen; Pflanzen in Anlagen und in freier Natur); Verzeichnis der deutschen Pflanzennamen; Verzeichnis der wissenschaftlichen Pflanzennamen; Literaturhinweise).

Herausgeber: Pressestelle des Bundesinstituts für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (BgVV)

Redaktion: Axel Hahn und Horst Liebenow