

Statusberichte

Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen zur Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen*

Teil I: Anorganische Parameter (*Umweltmed. Forsch. Prax. 4 (3) 1999, S. 168-183*)

Teil II: Organische Parameter

Karl Theodor von der Trenck¹, **R. Röder**², **Hana Slama**², **Christiane Markard**³, **Christiane Kühl**³

¹ Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Griesbachstr. 1, D-76185 Karlsruhe

² Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Lazarettstr. 67, D-80636 München

³ Umweltbundesamt, Bismarckplatz 1, D-14193 Berlin

Korrespondenzautor: Dr. Karl Theodor von der Trenck; e-mail: theo.v.d.trenck@lfuka.lfu.bwl.de

Teil II: Organische Parameter

1 Einleitung

Geringfügigkeitsschwellen für Grundwasserverunreinigungen sind als Hilfsmittel zur Einzelfallbewertung bei kleinräumigen Grundwasserschäden erforderlich. Die Arbeitsgruppe "Grundwasser und Wasserversorgung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser" (LAWA-AGG) hat Ende 1997 einen ad-hoc-Arbeitskreis "Prüfwerte" eingerichtet und diesem den Auftrag erteilt, entsprechende Stoffkonzentrationswerte abzuleiten und zu begründen. Die vorliegende Publikation geht als zweiter Teil eines Statusberichtes dieses Arbeitskreises nur kurz auf die Kriterien zur Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen ein und legt in Kap. 3 die Begründungen für die organischen Parameter dar. Der erste Teil des Statusberichts (VON DER TRENCK et al. 1999) enthält eine ausführlichere Darstellung der Ableitungskriterien sowie die Begründungen für die anorganischen Parameter und Erläuterungen zu den Abkürzungen und Begriffen. Entsprechende Konzentrationswerte für die Geringfügigkeitsschwellen einer Auswahl an Parametern enthält die nachfolgende **Tabelle 1** (→ S. 336) getrennt nach anorganischen und organischen Stoffen.

2 Bedeutung der Geringfügigkeitsschwelle und Ableitungskriterien

Die Geringfügigkeitsschwelle konkretisiert für einzelne Stoffe oder Stoffgruppen den Schadensbegriff des Wasserhaushaltsgesetzes. Unterschreiten aufgrund anthropogenen Eintrags die Stoffgehalte im unmittelbar betroffenen Grundwasser die Geringfügigkeitsschwelle, so ist die Verunreinigung geringfügig, d.h. nicht erheblich; es liegt kein Grundwasserschaden vor.

Dabei kommt es auf den Ort der Beurteilung an: Rechtlich maßgeblich ist der Ort, wo verunreinigtes Grundwasser erst-

mals als solches auftritt, d.h. bei kontaminiertem Sickerwasser die Grenze zwischen ungesättigter und gesättigter Zone bzw. bei in das Grundwasser eingetauchten Emissionsquellen deren Grenzfläche zum Grundwasser (RUF 1997, GBG 1998, GAP 1999). Damit handelt es sich bei den Geringfügigkeitsschwellen um emissionsbezogene Maßstäbe.

Die LAWA hat sich nach reiflicher Überlegung dafür entschieden, die Konzentrationswerte für die Geringfügigkeitsschwelle bei kleinräumigen Grundwasserschäden wirkungsorientiert, d.h. vorwiegend human- oder ökotoxikologisch begründet, abzuleiten. Diese Vorgehensweise wurde gewählt, da bundeseinheitliche Konzentrationswerte nicht aus Hintergrundwerten herleitbar sind. Für die Ableitung der Geringfügigkeitsschwelle gelten danach folgende Kriterien:

Grundwasser kann dann als nur geringfügig verunreinigt eingestuft werden, wenn

- im oder durch das Grundwasser keine relevanten ökotoxischen Wirkungen auftreten können **und**
- im Grundwasser die Anforderungen der TrinkwV oder entsprechend abgeleitete Werte eingehalten werden.

Da sowohl der Ausschluß ökotoxischer Wirkungen als auch die Einhaltung der Trinkwassergrenzwerte ein maßgebliches Kriterium für die Einstufung als geringfügig darstellen, bedeutet dies, daß immer der jeweils kleinere Wert entscheidend ist, da nur bei der Einhaltung auch des niedrigeren von zwei Werten beide eingehalten sind. Für Parameter ohne Trinkwassergrenzwert ist deshalb ein Wert entsprechend der TrinkwV abzuleiten. Dabei sind die folgenden drei Kriterien zu erfüllen:

- die Unbedenklichkeit für die menschliche Gesundheit (TrinkwV § 2(2)),
- die Minimierung von Schadstoffgehalten mit vertretbarem Aufwand nach dem Stand der Technik (TrinkwV § 2(3)),
- die ästhetisch einwandfreie Qualität des Wassers (TrinkwV § 3).

* erarbeitet von den Mitgliedern des ad-hoc-AK "Prüfwerte" der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) unter der Obmannschaft von Dr. Reinhard Röder

Tabelle 1: Vorgeschlagene Geringfügigkeitsschwellen*) zur Beurteilung kleinräumiger Grundwasserverunreinigungen

Anorganische Parameter	Geringfügigkeitsschwelle (µg/l)	Organische Parameter	Geringfügigkeitsschwelle (µg/l)
Antimon (Sb)	5	PAK, gesamt ³⁾	0,2
Arsen (As)	10	- Benzo[a]pyren	0,01
Barium (Ba)	300	- Σ Naphthalin u. Methylnaphthaline	2
Blei (Pb)	10 ¹⁾	LHKW, gesamt ⁴⁾	10
Cadmium (Cd)	2 ²⁾	- Σ LHKW, karzinogen ⁵⁾	3
Chrom, gesamt (Cr)	50	- Chlorethen (Vinylchlorid)	0,5
Chromat (Cr)	10	PBSM, gesamt ⁶⁾	0,5
Kobalt (Co)	50	PBSM, Einzelstoff	0,1
Kupfer (Cu)	20	PCB, gesamt ⁷⁾	0,05
Molybdän (Mo)	25	PCB, Einzelstoff	0,01
Nickel (Ni)	20	PCDD/F (ITE)	0,000 005
Quecksilber (Hg)	1	Kohlenwasserstoffe ⁸⁾	100 ⁹⁾
Selen (Se)	10	BTX-Aromaten, gesamt ¹⁰⁾	10
Thallium (Tl)	1	- Benzol als Einzelstoff	1
Vanadium (V)	20	Phenole, wasserdampflich	20 ⁹⁾
Zink (Zn)	300	Chlorphenole, gesamt ¹¹⁾	1
Zinn (Sn)	50	Chlorbenzole, gesamt ¹¹⁾	1
Cyanid, gesamt (CN ⁻)	50		
Cyanid, leicht freisetzbar (CN ⁻)	5		
Fluorid (F ⁻)	750		

*) Die Geringfügigkeitsschwelle ist kein Grundwasserqualitätsziel. Ziel ist vielmehr ein "guter Zustand" des Grundwassers, d.h. eine anthropogen weitgehend unbeeinflusste Grundwasserbeschaffenheit. Die Geringfügigkeitsschwelle darf daher nur auf das von Immissionen unmittelbar betroffene Grundwasser am "Ort der Beurteilung" (GBG 1998) angewandt werden.

¹⁾ Die EG-Richtlinie "Über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch" (EG 1998) erlaubt für Leitungswasser übergangsweise bis zum Jahre 2013 ggf. höhere Bleikonzentrationen (bis 25 µg/l). Diese Übergangsregelung ist aber auf Grundwasser nicht anwendbar.

²⁾ Nach neueren toxikologischen Bewertungen resultiert für Cd eine duldbare Körperdosis von 500 ng/(kg-d) (zugeführte Dosis = TDI-Wert). Es muß davon ausgegangen werden, daß dieser Wert über die Nahrung ausgeschöpft wird. Nach WILHELM et al. (1995) lag die Cd-Aufnahme bei Kindern als 90. Perzentil bei 515 ng/(kg-d), im Median bei 302 ng/(kg-d). Damit wird der TDI-Wert im ungünstigen Fall zu >100% und im wahrscheinlichen Fall zu 60% ausgeschöpft. Der TDI-Wert von 500 ng/(kg-d) führt zu einer Geringfügigkeitsschwelle im Grundwasser in Höhe von 2 µg/l. Aus Gründen der politischen Konsensbildung wurde an die LAWA ein Wert von 5 µg/l weitergegeben, der aus der Trinkwasser-Richtlinie der EU entnommen wurde (EG 1998)

³⁾ PAK, gesamt: Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe ohne Naphthalin und Methylnaphthaline, in der Regel Bestimmung über die Summe von 15 Einzelsubstanzen gemäß Liste der US Environmental Protection Agency (EPA) ohne Naphthalin; ggf. unter Berücksichtigung weiterer relevanter PAK (z.B. aromatische Heterocyklen wie Chinoline)

⁴⁾ LHKW, gesamt: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe, d.h. Summe der halogenierten C₁- und C₂-Kohlenwasserstoffe

⁵⁾ Σ LHKW, karzinogen: Summe der karzinogenen/karzinogenverdächtigen LHKW Tetrachlormethan (CCl₄), Chlorethen (Vinylchlorid, C₂H₃Cl) und 1,2-Dichloräthan (C₂H₄Cl₂); zusätzlich besondere Festlegung für das nachweislich humankarzinogene Chlorethen

⁶⁾ PBSM, gesamt: Organisch-chemische Stoffe zur Pflanzenbehandlung und Schädlingsbekämpfung einschließlich ihrer toxischen Hauptabbauprodukte

⁷⁾ PCB, gesamt: Summe der polychlorierten Biphenyle; in der Regel Bestimmung über die 6 Kongeneren nach Ballschmiter gemäß Altölv (DIN 51527) multipliziert mit 5; ggf. z.B. bei bekanntem Stoffspektrum einfache Summenbildung aller relevanten Einzelstoffe (DIN 38407-3-2 bzw. -3-3)

⁸⁾ Aus Gründen der politischen Konsensbildung wurde an die LAWA der im Entwurf der Bodenschutzverordnung vorgeschlagene Wert von 200 µg/l weitergegeben, für den es aber keine veröffentlichten fachlichen Gründe gibt. Bis auf weiteres kann insbesondere bei Voruntersuchungen DIN 38409 H18 (IR-Spektroskopie) angewendet werden. Schon jetzt können nach Absprache mit den Fachbehörden die Gaschromatographie (nach DEV H53-Entwurf, im Druck) bzw. bei höheren Konzentrationen die Gravimetrie (nach ISO 9377-1-Entwurf) eingesetzt werden. Bei GC-Analyse bezieht sich der o.a. Wert auf die KW-Summe zwischen C₁₀ und C₄₀.

⁹⁾ Die Probe muß zudem organoleptisch unauffällig sein (Unterschreitung der sensorischen Wahrnehmungsschwelle)

¹⁰⁾ BTX-Aromaten, gesamt: Summe der einkernigen aromatischen Kohlenwasserstoffe (Benzol und alle Alkylbenzole); zusätzlich besondere Festlegung für Benzol wegen dessen Karzinogenität

¹¹⁾ Wenn ein PBSM (z.B. PCP, HCB) oder dessen Abbauprodukt vorliegt, gilt die o.a. Geringfügigkeitsschwelle für PBSM

In Kap. 4 sind die bei der Ableitung der Geringfügigkeitsschwellen jeweils maßgeblichen Kriterien genannt.

Bei der humantoxikologischen Ableitung TrinkwV-analoger Werte werden Kanzerogene ohne Wirkungsschwelle (1) von Stoffen mit einer Wirkungsschwelle (2) unterschieden. Für letztgenannte Stoffe (2) erfolgt die toxikologische Ableitung von Prüfwerten (P) bzw. Geringfügigkeitsschwellen entsprechend der TrinkwV durch Verknüpfung der Scha-

denschwelle*) (TDI, siehe "Abkürzungen und Begriffe" in Teil I dieses Berichtes – VON DER TRENCK et al. 1999) mit der Aufnahmerate (AR) für das betreffende Umweltkompartiment (VON DER TRENCK und JARONI 1999):

$$P = TDI / AR.$$

*) Die Höhe der Schadensschwelle wird meist in chronischen Tierversuchen ermittelt oder stammt (selten) aus epidemiologischen Untersuchungen am Menschen (DIETER 1999).

Wird das Ausmaß eines biologischen Effektes gegen die Dosis aufgetragen, so ergibt sich die Dosis-Wirkungs-Kurve, die mit zunehmender Dosis erst langsam und dann immer steiler in den Bereich meßbarer Wirkungen aufsteigt, bis sie einen Wendepunkt erreicht, um dann zunehmend weniger steil anzusteigen und mit Erreichen des maximalen Effektes (z.B. der maximalen Häufigkeit von 100%) in eine Horizontale überzugehen. Die Dosis bei halbmaximaler Ausprägung der Wirkung wird als ED₅₀ bezeichnet. Die höchste Dosis ohne Wirkung, die Schwellendosis (NO(A)EL), entspricht im Idealfall der ED₀ oder dem Punkt, wo die Kurve von oben kommend in die Dosisachse übergeht. Die ED₀ wird zur Ableitung des TDI-Wertes verwendet, wobei dieser je nach Datenlage definierte Sicherheitsfaktoren beinhaltet (siehe unter "Abkürzungen und Begriffe" in Teil I dieses Berichtes, VON DER TRENCK et al. 1999, sowie in IPCS 1994). Damit wird für die hier abgeleitete Geringfügigkeitsschwelle der Gefahrenbezug durch Erreichen und nicht durch Überschreiten der Gefahrenschwelle hergestellt.

Für kanzerogene Stoffe (1) wird häufig ein zumutbares Krebsrisiko von 10⁻⁶ zugrundegelegt (VON DER TRENCK und JARONI 1999). Die entsprechende Konzentration im Trinkwasser ist dort das regulatorische Äquivalent der Wirkungsschwelle (DIETER 1999). Da dieses Risiko in einigen Fällen zu Konzentrationen führen würde, die analytisch nicht mehr bestimmbar sind oder ubiquitär vorhandene Hintergrundgehalte unterschreiten, dient in diesen Fällen die Bestimmungsgrenze oder der regionale Hintergrundwert als Grundlage für den Prüfwert (Minimierung bei Nichterreichbarkeit toxikologischer Kriterien).

Die Begründungen für die anorganischen Parameter ebenso wie die Erläuterung von Abkürzungen und Begriffen sind bereits in Heft 3/99 dieser Zeitschrift erschienen (VON DER TRENCK et al. 1999). Für Stoffe, die nicht in der Tabelle aufgeführt sind, muß die Geringfügigkeitsschwelle von den Fachbehörden im Einzelfall nach den o.g. Kriterien abgeleitet werden. Überschreiten die regionalen geogenen Hintergrundwerte im Grundwasser die Geringfügigkeitsschwelle, können die zuständigen Behörden prüfen, ob Handlungsbedarf besteht, oder ob höhere Konzentrationen unter dem Aspekt der Verhältnismäßigkeit akzeptiert werden müssen.

3 Begründung der Geringfügigkeitsschwellen für organische Parameter

Für die Ableitung der Geringfügigkeitsschwellen für Grundwasserverunreinigungen wurden hauptsächlich human- und ökotoxikologische Kriterien herangezogen, die nachstehend für die einzelnen Parameter kurz dargestellt sind. Häufig wurde der Grenzwert der Trinkwasserverordnung (TRINKWV 1990) oder der Qualitätsstandard (Grenzwert) der Neufassung der EG-Richtlinie über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (EG 1998) als Geringfügigkeitsschwelle übernommen. Da die EG-Richtlinie binnen zwei Jahren in nationales Recht umzusetzen ist, haben für Grundwasser, das als Trinkwasser genutzt wird, beide Regelwerke bindenden Charakter. Bezüglich der Ableitungskriterien wird in diesen Fällen zusätzlich auf diese gesetzlichen Regelungen und die zugrundeliegenden Begründungen verwiesen.

PAK, gesamt³⁾ 0,2 µg/l

Dieser Wert wurde aus der Trinkwasserverordnung (TRINKWV 1990) übernommen.

Hinweise zur Bedeutung dieses Wertes

Der Grenzwert der TrinkwV für PAK gilt zunächst für die Summe von sechs trinkwasserrelevanten Einzelstoffen, letztlich aber für die Summe aller PAK (siehe nachfolgende Zusatzhinweise). Der Qualitätsstandard (Grenzwert) der Neufassung der EG-Trinkwasser-Richtlinie (EG 1998) mit 0,1 µg/l wurde hier nicht berücksichtigt, denn dieser bezieht sich nur auf die Summe von vier PAK-Einzelstoffen, da Benzo[a]pyren dort mit einem eigenen Wert bedacht wurde. In der EG-Richtlinie wurde daher der Wert für die Summe an PAK von 0,2 auf 0,1 µg/l zurückgenommen. Da sich der hier angeführte Parameter PAK, gesamt, auf die Summe aller PAK (ohne Naphthaline) bezieht, ist diese Rücknahme für die Festlegung der Geringfügigkeitsschwelle unmaßgeblich.

Die Analytik der PAK nach TrinkwV umfaßt im Regelfall sechs Leitparameter. Wenn zusätzlich andere PAK auftreten, sind diese nach einem Schreiben des Bundesgesundheitsamtes vom 04.06.1992 mit Verweis auf § 2, Abs. 3 TrinkwV, ebenfalls in die Summenbildung aufzunehmen (BGA 1992). Insofern gilt der Grenzwert der TrinkwV aus fachlicher Sicht für die Summe *sämtlicher* PAK. Da die sechs Leitparameter der TrinkwV die altlasten- und schadenfalltypischen PAK nur zu einem geringen Anteil erfassen, wurde für die Regeluntersuchung bei Grundwasserschadensfällen die besser geeignete Parameterliste (16 Einzelstoffe) der Umweltschutzbehörde der USA zugrundegelegt. Treten in einem Grundwasser darüber hinaus noch weitere PAK auf, so sind auch diese in die Summenbildung aufzunehmen.

Für PAK (z.B. für Anthracen oder Fluoren) wird im Gegensatz zu Naphthalin (s.u.) in der Literatur kein Geruchsschwellenwert genannt (BRAUER 1997). Insofern kann dieses Kriterium nicht zusätzlich zur Festlegung der Geringfügigkeitsschwelle herangezogen werden.

Zusätzliche Hinweise:

Die PAK werden bei der Verbrennung organischer Substanz in die Atmosphäre emittiert und sind im Verlauf der Industrialisierung zu einer ubiquitär anzutreffenden Kontamination des Oberbodens geworden. Auch in normalem Grundwasser findet man PAK in gelöstem Zustand in Konzentrationen von 1-10 ng/l, die jedoch durch das zum Screening eingesetzte dünnschichtchromatographische Verfahren mit einer Bestimmungsgrenze von 50 ng/l (DIN 38407-7) nicht bestimmbar sind. Die sechs in der TrinkwV aufgeführten PAK wurden 1969 wegen ihrer Fluoreszenz und dadurch bedingten guten Analyzierbarkeit als Repräsentanten der gesamten Gruppe vorgeschlagen (BORNEFF und KUNTE 1991). Laut Interpretation des seinerzeit zuständigen BGA (1992) gilt der Trinkwassergrenzwert für sämtliche in einem Trinkwasser anwesenden

³⁾ PAK, gesamt: Summe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe ohne Naphthalin und Methylnaphthaline, in der Regel Bestimmung über die Summe von 15 Einzelsubstanzen gemäß Liste der US Environmental Protection Agency (EPA) ohne Naphthalin; ggf. unter Berücksichtigung weiterer relevanter PAK (z.B. aromatische Heterocyclen wie Chinoline).

PAK, während aufgrund eines geringen Karzinogenitätsverdachts für einzelne Vertreter eventuell zugelassene höhere Konzentrationen als Ausnahmeregelungen zeitlich limitiert bleiben müssen.

Im Altlastenbereich hat sich mit den 16 von der EPA vorgeschlagenen PAK ein Satz von Leitparametern eingebürgert, der das gesamte Spektrum dieser Substanzen, die sich nicht nur hinsichtlich ihrer karzinogenen Potenz, sondern auch hinsichtlich ihrer Mobilität und Persistenz stark unterscheiden, besser repräsentiert als die sechs der TrinkwV. Diese Entwicklung wird auch von BORNEFF und KUNTE (1991) prinzipiell begrüßt, da das fallspezifische Profil der 16 PAK eine Differenzierung bezüglich Entstehung und Herkunft der Verunreinigung gestattet.

Ökotoxikologische Bewertungskriterien:

Die ökotoxikologische Wirkung von PAK, gesamt, ist nicht generell bewertbar, da bei Untersuchungen Stoffgemische in variabler Zusammensetzung vorliegen. Das potentielle Risiko einer PAK-Mischung hängt von der PAK-Zusammensetzung ab und kann nur berechnet werden, wenn die Konzentrationen der einzelnen PAK bekannt sind (IKSR 1997). Es wird daher auf den Wert der TrinkwV zurückgegriffen.

Benzo[a]pyren 0,01 µg/l

Dieser Wert wurde aus der Neufassung der EG-Trinkwasser-Richtlinie (EG 1998) übernommen.

Humantoxikologische Bewertungskriterien:

Die Gruppe der PAK umfaßt einige hundert Verbindungen, die zum Teil krebserzeugend wirken. Eine quantitative Abschätzung der karzinogenen Potenz aufgrund von Tierversuchsdaten ist bisher nur für die Leitsubstanz Benzo[a]pyren (BaP) üblich.

Beim Auftrag auf die Haut hat sich Benzo[a]pyren als potentes Karzinogen erwiesen und seine mutagene Eigenschaft ist durch unzählige Tests, in denen BaP als Positivkontrolle eingesetzt wurde, etabliert. Beim Menschen ist der Nachweis einer karzinogenen Wirkung des BaP nach oraler Zufuhr noch nicht erbracht, aber Fütterungsversuche mit Mäusen führten zu einem erhöhten Auftreten von Vormagentumoren bei den dosierten Tieren. Aus einer dieser Studien läßt sich ein "potency factor" von $0,088 \text{ (mg/kg/d)}^{-1}$ berechnen (nach SCHLIPKÖTER et al. 1985). Eine Arbeitsgruppe um Wichmann (IHME et al. 1992) geht von einem ähnlichen Faktor für die karzinogene Potenz des BaP aus, nämlich $0,05 \text{ (mg/kg/d)}^{-1}$.

Die praktisch sichere Dosis (VSD) ergibt sich aus dem zumutbaren Grenzkrisiko von 10^{-6} geteilt durch den "potency factor". Aus den Daten nach SCHLIPKÖTER et al. (1985) erhält man demnach eine VSD von $11,4 \text{ ng/(kg·d)}$ und eine Trinkwasserkonzentration von 340 ng/l .

Aufgrund der schlechten Wasserlöslichkeit der PAK ist die Nahrung der Hauptpfad der menschlichen Exposition (WHO 1993). Die Lipophilie dieser Stoffgruppe bedingt eine Anreicherung aus dem Trinkwasser in festen Nahrungsmitteln über das Waschen und Kochen, so daß dieser Tendenz zur Akkumulation durch entsprechend niedrige Gehalte im Trinkwasser (10% der Gesamtaufnahme) begegnet werden

muß. Demnach ist für BaP bei einer Trinkwasserquote von 10% die Geringfügigkeitsschwelle von 10 ng/l mit einem Risiko von $0,03 \cdot 10^{-6}$ verbunden, die Gesamtaufnahme über Nahrung und Trinkwasser mit $0,93 \cdot 10^{-6}$.

Ökotoxikologische Bewertungskriterien:

Aus ökotoxikologischer Sicht sind für Benzo[a]pyren keine strengeren Anforderungen abzuleiten.

- Nationale Bewertungsdaten:
Der nationale Qualitätszielvorschlag auf der Grundlage von EU-Studien zur 76/464-Richtlinie mit Qualitätsziel-Empfehlungen der EU-Expertenkommission CSTE/EEC liegt bei 1 µg/l (UBA 1998b).
- Internationale Bewertungsdaten:
Die Zielvorgabe als Wert für das Schutzgut "aquatische Lebensgemeinschaft" in Fließgewässern nach der IKSR liegt bei $0,05 \text{ µg/l}$ (IKSR 1997).

Naphthalin und Methylnaphthaline 2 µg/l

Dieser Wert wurde aus den unter "humantoxikologische Bewertungskriterien" subsumierten Angaben unter besonderer Berücksichtigung des Geruchsschwellenwertes abgeleitet. Ökotoxikologische Anforderungen führen zu einem Wert in der gleichen Größenordnung.

Humantoxikologische Bewertungskriterien:

Über Naphthalin existiert eine Fülle toxikologischer Informationen, auch über mögliche karzinogene Eigenschaften. Dennoch ist ein abschließendes Urteil aufgrund der Widersprüchlichkeit und Unvollständigkeit der Daten zur Zeit nicht möglich. Eine ältere chronische Fütterungsstudie gibt keinen Anlaß für einen Karzinogenitätsverdacht, entspricht aber nicht heutigen Anforderungen (SCHMÄHL 1955). Inhalative Exposition rief Lungenadenome und -karzinome bei Mäusen hervor, jedoch in Konzentrationen, die zu Entzündungen der Atemwege führten, was auf einen epigenetischen Mechanismus schließen lassen könnte (EPA 1987/1990). Weitere ältere Arbeiten ergaben keine Hauttumoren bei Mäusen nach dermalen Applikation von Naphthalin, jedoch gibt es Hinweise für die Bildung von Lymphomen, wenn Naphthalin zusammen mit Benzo[a]pyren auf die Haut gepinselt wurde. Auch dieser Befund könnte mit einer Promotionswirkung des Naphthalins erklärt werden. Die strukturelle Verwandtschaft zum Benzol legt eine mögliche karzinogene Wirkung des Naphthalins nahe. Die Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe trug dem Karzinogenitätsverdacht Rechnung, indem sie den MAK-Wert für Naphthalin aussetzte und die Substanz in die Gruppe der Stoffe mit begründetem Verdacht auf krebserzeugendes Potential (IIIB) aufnahm (DFG 1997).

Ein ohne Berücksichtigung der karzinogenen Wirkung abgeleiteter Trinkwassergrenzwert würde zu einer duldbaren Konzentration von 3 mg/l führen, während die höchsten im Trinkwasser gemessenen Konzentrationen zwischen $0,1$ und 2 µg/l lagen (UBA 1992).

Die einerseits vorhandene Informationsdichte sowie andererseits Analogieschlüsse aufgrund der Struktur kondensierter aromatischer Ringe waren der Anlaß, Naphthalin und seine Methyl-derivate getrennt von den übrigen PAK zu be-

werten. Als ausschlaggebendes Kriterium diene der Geruchsschwellenwert für Naphthalin, der im Wasser bei ca. 20 µg/l liegt (ATSDR 1989, UBA 1992). Um diesen Wert zu unterschreiten wurde für das Naphthalin eine Geringfügigkeitsschwelle von 2 µg/l gewählt.

Über 1- und 2-Methylnaphthalin sowie 2,6-Dimethylnaphthalin liegt ein Stoffbericht des Beratergremiums für umweltrelevante Altstoffe vor (BUA 1990). Danach gibt es bisher keine Anzeichen für eine karzinogene Wirkung dieser Naphthalinderivate. Auch wurde in Konzentrationen unter der Zytotoxizitätsschwelle keine gentoxische Wirkung aufgedeckt. Insgesamt sind jedoch die Informationen über chronisch toxische Wirkungen zu dürftig, um daraus toxikologisch gestützte Geringfügigkeitsschwellen ableiten zu können. Daher rücken aufgrund der Strukturverwandtschaft mit den PAK ähnlich wie beim Naphthalin Vorsorgegesichtspunkte in den Vordergrund.

Außerdem ist die sensorische Wahrnehmungsschwelle für die Naphthalinderivate zu unterschreiten, die für das 1-Methylnaphthalin bei 23 µg/l und für das 2-Methylnaphthalin bei ca. 10 µg/l liegt (BUA 1990). Aus diesen Gründen bezieht sich die Geringfügigkeitsschwelle für Naphthalin von 2 µg/l auch auf die genannten Derivate.

Ökotoxikologische Bewertungskriterien:

Die Anforderungen aus ökotoxikologischer Sicht für Naphthaline liegen etwa in der gleichen Größenordnung.

- Internationale Bewertungsdaten:
Der Qualitätszielvorschlag der EU-Expertenkommission CSTE/EEC zur 76/464-Richtlinie liegt bei 1 µg/l (BRORASMUSSEN et al. 1994). Der Grenz- und Zielwert für Naphthalin im Oberflächenwasser in den Niederlanden liegt bei 0,1 µg/l (UBA 1998 (25)).

LHKW, gesamt⁴⁾ 10 µg/l

Dieser Wert wurde aus der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 1990) übernommen. Er stimmt ebenfalls mit dem Qualitäts-

⁴⁾ LHKW, gesamt: Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe, d.h. Summe der halogenierten C₁- und C₂-Kohlenwasserstoffe.

standard (Grenzwert) der Neufassung der EG-Trinkwasser-Richtlinie (EG 1998) überein. Ökotoxikologische Anforderungen führen zu einem Wert in der gleichen Größenordnung.

Hinweis:

Die Geringfügigkeitsschwelle ist deutlich tiefer als jeder einzelne der humantoxikologisch ableitbaren Einzelstoffwerte für die organischen Chlorverbindungen der **Tabelle 2**. Im Grundwasser gilt sie zusätzlich für die Summe aller halogenierten leichtflüchtigen Lösemittel (i.d.R. C₁- und C₂-LHKW) einschließlich der Trihalogenmethane. Eine getrennte Regelung für Trihalogenmethane ist für das Grundwasser nicht sinnvoll, da die Entstehung von Nebenprodukten der Trinkwasserdesinfektion für dieses Medium keine Rolle spielt.

Humantoxikologische Bewertungskriterien:

Als Kriterium dient der Grenzwert der TrinkwV (1990), da auf Wirkungsschwellen bzw. zumutbaren Krebsrisiken beruhende toxikologische Erwägungen (→ **Tabelle 2**) keine niedrigere Geringfügigkeitsschwelle fordern, die Trinkbarkeit aber gewährleistet sein muß.

Zum Beispiel führt eine Abschätzung des karzinogenen Risikos durch Chloroform (Trichlormethan) bei einer Krebsrate von 10⁻⁶ zu einer Trinkwasser-Konzentration von 20 µg/l, die nur geringfügig über dem TrinkwV-Grenzwert liegt. Die WHO legt ein zumutbares Risiko von 10⁻⁵ zugrunde und gibt demzufolge einen Leitwert von 200 µg/l an (WHO 1993). Die Stoffe Di- und Trichlormethan sowie 1,1- und 1,2-Dichlorethen unterscheiden sich von den drei erstgenannten der **Tabelle 2** durch ihre höhere Flüchtigkeit. Die Geringfügigkeitsschwelle dieser besonders flüchtigen CKW beträgt aus trinkwasserhygienischen Gründen analog zur TrinkwV ebenfalls 10 µg/l.

Die Geringfügigkeitsschwelle von 10 µg/l gilt für jeden der aufgeführten Einzelstoffe und ebenso für die Summe aller nachgewiesenen LHKW mit bis zu zwei C-Atomen. Für die nachfolgend diskutierten karzinogenen LHKW ist zusätzlich eine Geringfügigkeitsschwelle von 3 µg/l und für Chlorethen eine von 0,5 µg/l einzuhalten.

Tabelle 2: Tolerierbare Tagesdosen (TDI) für organische Chlorverbindungen und daraus humantoxikologisch abgeleitete Konzentrationen im Trinkwasser (humantoxikologischer Einzelstoffwert)

Einzelstoff	TDI ¹⁾ [µg/kg/d]	Expositionsfaktor EF ²⁾ [kg/l/d]	humantoxikologischer Einzelstoffwert (vom TDI abgeleitet) [µg/l]
1,1,1-Trichlorethan	580	3	1740
Trichlorethen (Tri)	24	3	71
Tetrachlorethen (Per)	14	3	42
Dichlormethan	6	3	18
Trichlormethan	15	3	45
1,1-Dichlorethen	9	3	27
trans 1,2-Dichlorethen	17	3	51
cis 1,2-Dichlorethen	17	3	51

¹⁾ WHO 1993

²⁾ Der Expositionsfaktor (EF) ergibt sich aus einem angenommenen Körpergewicht von 60 kg und einem täglichen Trinkwasserverbrauch von zwei Litern unter einer Zuteilung von 10% des TDI auf diese zwei Liter.

Ökotoxikologische Bewertungskriterien:

Die Anforderungen für LHKW, gesamt, liegen aus ökotoxikologischer Sicht in der gleichen Größenordnung.

- Nationale Bewertungsdaten:
Die Zielvorgaben der LAWA für einzelne LHKW liegen zwischen 7 und 10 µg/l (UBA 1996).

Σ LHKW, karzinogen⁵⁾ 3 µg/l

Dieser Wert wurde aus der humantoxikologischen Bewertung abgeleitet. Ökotoxikologische Anforderungen führen für Tetrachlormethan und 1,2-Dichlorethan zu einem Wert in der gleichen Größenordnung.

Humantoxikologische Bewertungskriterien:

Von ROß KAMP (1991) wird aus der Gruppe der LHKW u.a. dem Tetrachlormethan eine karzinogene Eigenschaft zugeschrieben. Wegen der akuten Toxizität des Tetrachlormethans fordert die TrinkwV für diesen Stoff die Einhaltung eines Grenzwertes von 3 µg/l. Für das im Tierversuch karzinogene 1,2-Dichlorethan fordert die Neufassung der EG Richtlinie einen Grenzwert von 3 µg/l (EG 1998).

Die Trinkwasser-Richtlinie der WHO (1993) enthält für Chlorethen und 1,2-Dichlorethan (sowie für Benzol, s.u.) Angaben zur karzinogenen Potenz, die in Form von in den Niedrigdosisbereich extrapolierten Krebsrisiken in **Tabelle 3** wiedergegeben sind.

⁵⁾ Σ LHKW, karzinogen: Summe der im Tierversuch karzinogenen/karzinogenverdächtigen LHKW Tetrachlormethan (CCl₄), Chlorethen (Vinylchlorid, C₂H₃Cl) und 1,2-Dichlorethan (C₂H₄Cl₂); zusätzlich besondere Festlegung für das nachweislich humankarzinogene Chlorethen.

Nach neueren toxikologischen Bewertungen ist für die karzinogene Wirkung von Tetrachlormethan (CCl₄) ein Schwellenwert anzunehmen. Die WHO (1993) leitet daher einen TDI-Wert von 0,714 µg/kg Körpergewicht und bei 10%iger Zuteilung zum Trinkwasserpfad einen Richtwert von 2 µg/l ab. Da dieser Richtwert sich nicht signifikant vom Summenwert für Σ LHKW, karzinogen, von 3 µg/l unterscheidet, wird CCl₄ in diese Gruppe aufgenommen und anhand der gleichen Geringfügigkeitsschwelle bewertet.

Ökotoxikologische Bewertungskriterien:

Aus ökotoxikologischer Sicht sind für Σ LHKW, karzinogen, keine strengeren Anforderungen abzuleiten.

Chlorethen (Vinylchlorid) 0,5 µg/l

Dieser Wert wurde aus dem gesundheitlichen Leitwert der WHO in Höhe von 5 µg/l (WHO 1993) auf ein lebenszeitliches Zusatzrisiko von 10⁻⁶ extrapoliert (→ *Tabelle 3*).

Humantoxikologische Bewertungskriterien:

Eine eigene Geringfügigkeitsschwelle für das Chlorethen (Vinylchlorid) ist deshalb notwendig, weil dieser Stoff als Abbauprodukt der sehr häufig auftretenden Grundwasserkontaminanten Tetrachlorethen und Trichlorethen entsteht und durch seine nachgewiesene humankarzinogene Wirkung ein hohes Gefährdungspotential aufweist. Eine analytische Überwachung der Geringfügigkeitsschwelle für diesen Parameter von 0,5 µg/l ist gaschromatographisch entweder durch Derivatisierung mit Brom oder durch die "purge and trap"-Technik mit Bestimmungsgrenzen von 0,02 bzw. 0,04 µg/l (UBA 1998a) möglich.

Tabelle 3: Lebenszeitliche Krebsrisiken für niedrige Dosen an Chlorethen (Vinylchlorid), 1,2-Dichlorethan und Benzol

Einzelstoff	Körperdosis [µg/d]	Geringfügigkeitsschwelle [µg/l]	Risiko der Geringfügigkeitsschwelle	Literatur
Chlorethen (Vinylchlorid)	1	0,5	1,0 · 10 ⁻⁶	WHO 1993
1,2-Dichlorethan	6	3	1,0 · 10 ⁻⁶	WHO 1993
Benzol	2	1	1,0 · 10 ⁻⁶	WHO 1993

Tabelle 4: Nationale und internationale Bewertungsdaten für Stoffkonzentrationen an LHKW im Hinblick auf aquatische Lebensgemeinschaften.

Einzelstoff	Nationale Daten ¹⁾ [µg/l]	Internationale Daten [µg/l]
Tetrachlormethan	7	13 ²⁾
Trichlormethan (Chloroform)	0,8	2 ²⁾
1,2 - Dichlorethan	2	1 ³⁾
Trichlorethen (Tri)	20	20 ⁴⁾
Tetrachlorethen (Per)	40	-

¹⁾ Zielvorgabe der LAWA für Fließgewässer für aquatische Lebensgemeinschaften (LAWA 1998a).
²⁾ Qualitätskriterium für aquatische Lebensgemeinschaften in Süßwasser in Kanada (UBA 1998 (6))
³⁾ Zielvorgabe als Wert für das Schutzgut "aquatische Lebensgemeinschaft" nach der IKS (IKSR 1993)
⁴⁾ Qualitätskriterium für aquatische Lebensgemeinschaften in Süßwasser in Kanada (UBA 1998 (4))

Ökotoxikologische Bewertungskriterien:

Aus ökotoxikologischer Sicht sind für Chlorethen keine strengeren Anforderungen abzuleiten.

- Nationale Bewertungsdaten:
Der nationale Qualitätszielvorschlag auf der Grundlage von EU-Studien zur 76/464-Richtlinie mit Qualitätszielempfehlungen der EU-Expertenkommission CSTE/EEC liegt bei 2 µg/l Chlorethen (ECOLAS 1991).

PBSM, gesamt⁶⁾ 0,5 µg/l

Dieser Wert wurde aus der Trinkwasserverordnung (TRINKWV 1990) übernommen. Er stimmt ebenfalls mit dem Qualitätsstandard (Grenzwert) der Neufassung der EG-Trinkwasser-Richtlinie (EG 1998) überein.

⁶⁾ PBSM, gesamt: Organisch-chemische Stoffe zur Pflanzenbehandlung und Schädlingsbekämpfung einschließlich ihrer toxischen Hauptabbauprodukte.

Ökotoxikologische Bewertungskriterien:

Es liegen keine ökotoxikologischen Daten zu PBSM, gesamt, vor.

PBSM, Einzelstoff 0,1 µg/l

Dieser Wert wurde aus der Trinkwasserverordnung (TRINKwV 1990) übernommen. Er stimmt ebenfalls mit dem Qualitätsstandard (Grenzwert) der Neufassung der EG-Trinkwasser-Richtlinie (EG 1998) überein. Die pauschalen Grenzwerte der TrinkwV für einzeln und als Mischkontamination auftretende Pestizide sind nicht streng toxikologisch begründet, sondern dienen im Sinne des Bundesseuchengesetzes der Abwehr unwägbarer gesundheitlicher Risiken und gewährleisten damit den für Trinkwasser als wichtigstes Lebensmittel notwendigen Handlungsspielraum (ZIMMERMANN und DIETER 1994).

Ökotoxikologische Bewertungskriterien:

Aus ökotoxikologischer Sicht sind für PBSM generell keine strengeren Anforderungen abzuleiten. Für einige PBSM werden jedoch derzeit niedrigere Zielvorgaben diskutiert (z.B. Diuron: 0,006 µg/l; IKSR 1997, UBA 1998c, ZIMMERMANN und DIETER 1994).

Die Zielvorgabe der LAWA für den Einzelstoff in Bezug auf Trinkwasser ist 0,1 µg/l (LAWA 1998b).

PCB, gesamt⁷⁾ 0,05 µg/l

Dieser Wert wurde human- und ökotoxikologisch abgeleitet. Da entsprechend niedrige Konzentrationen nicht routinemäßig analytisch zugänglich sind, bildet die Bestimmungsgrenze die numerische Basis für den Wert (Begründung siehe PCB, Einzelstoff).

Ökotoxikologische Bewertungskriterien:

Es liegen keine nationalen Zielvorgaben zu PCB, gesamt, vor.

PCB, Einzelstoff 0,01 µg/l

Dieser Wert ist human- und ökotoxikologisch abgeleitet. Da entsprechend niedrige Konzentrationen nicht routinemäßig analytisch zugänglich sind, bildet die Bestimmungsgrenze die numerische Basis für den Wert.

Human- und ökotoxikologische Bewertungskriterien:

Basierend auf chronischen Fütterungsstudien an Ratten und Mäusen klassifiziert die EPA die polychlorierten Biphenyle (PCB) als karzinogen im Tierversuch. Die Extrapolation des in diesen Studien beobachteten Krebsrisikos auf niedrige, umweltrelevante Dosen ergibt eine zumutbare lebenslange Dosis von 130 pg/(kg·d) bei einem Krebsrisiko von 10⁻⁶. Ließe man diese Dosis allein über das Trinkwasser zu, ergäbe sich daraus eine hinnehmbare PCB-Konzentration von 0,004 µg/l im Trinkwasser (VON DER TRENCK und FUHRMANN 1991).

16 mg/kg PCB im Milchfett der Milch von Rhesusaffenmüttern führten schon zu tödlichen Vergiftungen unter den

gesäugten Jungen. Derartige Konzentrationen um 10 mg/kg sind auch von Meeressäugtieren durch hohe Biokonzentration und Biomagnifikation (Akkumulation bis zu 10⁷-fach) durchaus zu erreichen. Unterstellt man bei Meeressäugern die gleiche Empfindlichkeit gegenüber PCB wie bei Rhesusaffen, so müßten sich im aquatischen Lebensraum schon Wasserkonzentrationen um 0,001 µg/l reproduktionstoxisch bemerkbar machen. Diese Vermutung wird durch entsprechende Untersuchungen von OLSSON et al. (1990) an Nerzen bestätigt.

Damit ergibt sich über zwei unterschiedliche Ableitungswege (die karzinogene Wirkung direkt über den Trinkwasserpfad bzw. die Reproduktionstoxizität in Meeressäugtieren nach Biomagnifikation), daß PCB-Konzentrationen im Wasser, die 0,001 µg/l überschreiten, Anlaß zur Besorgnis geben (FIEDLER et al. 1995).

Weitere ökotoxikologische Gesichtspunkte:

Aus Tests mit niederen aquatischen Organismen sind für PCB keine strengeren Anforderungen abzuleiten. Die Zielvorgabe der IKSR für Fließgewässer für aquatische Lebensgemeinschaften liegt bei 0,0001 µg/l PCB (IKSR 1993). Hier wird auf das Kriterium Einhaltung der Höchstmengen in Fisch abgehoben. Es liegen keine weiteren ökotoxikologischen Daten vor.

Hinweis:

Die Bestimmungsgrenze für einzelne PCB-Kongeneren liegt bei 0,01 µg/l (LFU BW 1992). Sie bildet nach den weitreichenden Konsequenzen einer Bewertung der (öko)toxikologischen Daten die Grundlage für die Geringfügigkeitsschwelle. Häufig werden nur die sechs nach DIN vorgeschriebenen Kongeneren analytisch erfaßt. Um den Gesamtgehalt einer Probe mit zunächst unbekanntem Einzelkongeneren nicht zu unterschätzen, ist der Gehalt nach DIN über eine Faustformel der LAGA (1989) mit fünf zu multiplizieren. So resultiert rechnerisch eine Bestimmungsgrenze von 0,05 µg/l, die die Geringfügigkeitsschwelle für PCB, gesamt, bildet.

PCDD/F**5 pg ITE/l**

Dieser Wert wurde aus der humantoxikologischen Bewertung abgeleitet.

Humantoxikologische Bewertungskriterien:

Als duldbare tägliche Aufnahmemenge (DTA) an internationalen Toxizitätsäquivalenten (ITE) für polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F) haben BGA und UBA einen Bereich von 1 bis 10 pg/(kg·d) festgesetzt, dessen unterer Wert allgemein als Richtwert etabliert ist (LFU BW 1994). Diese Bewertung wurde 1998 durch eine von der WHO eingesetzte Expertengruppe im wesentlichen bestätigt. Danach vertritt die WHO für PCDD/F derzeit einen TDI-Bereich von 1 bis 4 pg/(kg·d), wobei der Zielbereich für die tägliche Aufnahme unter 1 pg/(kg·d) liegt (SCHRENK und FÜRST 1999).

Im Fall der Dioxine sind Säuglinge durch ihre noch nicht lange zurückliegende Exposition im Mutterleib sowie durch belastete Muttermilch die Hauptrisikogruppe, für die die Berechnung der Geringfügigkeitsschwelle auszulegen ist. Demnach ist die PCDD/F-Konzentration im Trinkwasser für einen 5 kg schweren Säugling mit einer täglichen Flüssig-

⁷⁾ PCB, gesamt: Summe der polychlorierten Biphenyle; i.d.R. Bestimmung über die sechs Kongeneren nach Ballschmiter gemäß AltöV (DIN 51527) multipliziert mit fünf; ggf. z.B. bei bekanntem Stoffspektrum einfache Summenbildung aller relevanten Einzelstoffe (DIN 38407-3-2 bzw. -3-3).

keitsaufnahme von einem Liter auf 5 µg/l (0,000.005 µg/l) zu begrenzen.

Kohlenwasserstoffe⁸⁾ (ohne Aromaten) 100 µg/l und Unterschreitung der sensorischen Wahrnehmungsschwelle

Dieser Wert wurde aus den unter "humantoxikologische Bewertungskriterien" subsumierten Angaben unter besonderer Berücksichtigung der routinemäßigen analytischen Bestimmbarkeit und der organoleptischen Wahrnehmbarkeit abgeleitet.

Humantoxikologische Bewertungskriterien:

Bei Mineralölverunreinigungen von Wasser steht die Geschmacks- bzw. Geruchsbeeinträchtigung und die analytisch-chemische Nachweisbarkeit im Vordergrund, da eine Gesundheitsgefährdung im Bereich der Geruchsschwellenkonzentration (zwischen 1 und 100 µg/l) nicht zu befürchten ist (KLAMANN et al. 1981).

Im Zuge von Heizölversickerungsversuchen wurde ermittelt, daß die geschmackliche und die analytisch-chemische Erfassungsgrenze für Kohlenwasserstoffgemische im Wasser Ende der 60er Jahre etwa in der Größenordnung um 100 µg/l und darunter lagen (BARTZ und KÄSS 1972). Damals konnte die Grenze zur sicheren Bestimmung von Mineralölverunreinigungen in Wasserproben bei ca. 50 µg/l (im Routinebetrieb bei 100 µg/l) gezogen werden. Bei Anwendung des IR-Verfahrens hat sich hieran bis heute nichts geändert. Damit liegt die Geringfügigkeitsschwelle von 100 µg/l bei der niedrigsten mit Routinemethoden praktisch überprüfbarer Konzentration, während die sensorische Wahrnehmungsschwelle und die TRINKWV (1990) sowie die entsprechende EG-Richtlinie (1980) einen Wert von 10 µg/l (einschließlich Aromaten) fordern, der der Nachweisgrenze entspricht.

Um zu verhindern, daß Grundwasserverunreinigungen durch Mineralölkohlenwasserstoffe, die bereits in Konzentrationen unter 100 µg/l Geruchs- oder Geschmacksbelastungen hervorrufen können, nicht erkannt werden, muß zur Einhaltung der Geringfügigkeitsschwelle zusätzlich immer die organoleptische Unauffälligkeit der Probe gegeben sein.

Ökotoxikologische Bewertungskriterien:

Aus ökotoxikologischer Sicht sind für Kohlenwasserstoffe keine strengeren Anforderungen abzuleiten. Auch die Daten zur akuten Ökotoxizität dieser Kohlenwasserstoffe stehen der o.a. Geringfügigkeitsschwelle nicht entgegen (BMU 1992).

- Nationale Bewertungsdaten:
Für Kohlenwasserstoffe (ohne Aromaten), d.h. Alkane, Cycloalkane, Olefine (Alkene, Cycloalkene) liegen keine nationalen Zielvorgaben vor.

⁸⁾ Aus Gründen der politischen Konsensbildung wurde an die LAWA der im Entwurf der Bodenschutzverordnung vorgeschlagene Wert von 200 µg/l weitergegeben, für den es aber keine veröffentlichten fachlichen Gründe gibt. Bis auf weiteres kann insbesondere bei Voruntersuchungen DIN 38409 H18 (IR-Spektroskopie) angewendet werden. Schon jetzt können nach Absprache mit den Fachbehörden die Gaschromatographie (nach DEV H53 - Entwurf im Druck) bzw. bei höheren Konzentrationen die Gravimetrie (nach ISO 9377-1 - Entwurf) eingesetzt werden. Bei GC-Analyse bezieht sich der o.a. Wert auf die KW-Summe zwischen C₁₀ und C₄₀.

Tabelle 5: Daten zur akuten Ökotoxizität von aliphatischen Kohlenwasserstoffen

Einzelstoff	Leuchtbakterientest ¹⁾ [mg/l]	Daphnientest ²⁾ [mg/l]
n-Octan	1,49	> 0,62
n-Pentan		9,7
Cyclopentan		10,5

¹⁾ *Photobacterium phosph.*

²⁾ *Daphnia magna*

BTX-Aromaten, gesamt⁹⁾ 10 µg/l

Dieser Wert wurde aus den unter "humantoxikologische Bewertungskriterien" subsumierten Angaben unter besonderer Berücksichtigung der organoleptischen Wahrnehmbarkeit von BTX abgeleitet. Die TrinkwV sowie auch ökotoxikologische Kriterien fordern den gleichen Wert.

Humantoxikologische Bewertungskriterien:

Die Leitwerte der WHO, die toxikologisch für eine 10%ige Ausschöpfung der TDI-Werte über den Trinkwasserpfad begründet wurden, liegen für Toluol (700 µg/l), Xylol (500 µg/l) und Ethylbenzol (300 µg/l) in einem Konzentrationsbereich, in dem schon Geschmacks- oder Geruchsprobleme auftreten. Daher ist für die Festsetzung der Geringfügigkeitsschwelle die Geruchsschwelle maßgeblich. Diese liegt für alle drei Stoffe in einer ähnlichen Größenordnung (Toluol: 24-170 µg/l, Xylol: 20-1800 µg/l und Ethylbenzol: 2-130 µg/l; WHO 1993), so daß bei einem Wert von 10 µg/l in aller Regel keine Beeinträchtigung mehr gegeben ist. Die Festsetzung auf 10 µg/l BTX knüpft an die Trinkwasserverordnung (TRINKWV 1990) an, in der für gelöste oder emulgierte Kohlenwasserstoffe ebenfalls diese Grenze gezogen wird.

Ökotoxikologische Bewertungskriterien:

Die Anforderungen aus ökotoxikologischer Sicht für BTX-Aromaten liegen in der gleichen Größenordnung. Der Qualitätszielvorschlag der EU-Expertenkommission CSTE/EEC zur 76/464-Richtlinie liegt für Toluol und Xylol jeweils bei 10 µg/l (BRO-RASMUSSEN et al. 1994).

Benzol als Einzelstoff 1 µg/l

Dieser anhand humantoxikologischer Bewertungskriterien (Risikohochrechnung) ermittelte Wert wurde aus der Neufassung der EG Trinkwasser-Richtlinie (EG 1998) übernommen.

Humantoxikologische Bewertungskriterien:

Benzol ist in niedrigen Konzentrationen toxisch für das blutbildende System und verursacht ein ganzes Spektrum von hämatologischen Effekten von der Anämie über die Leukopenie und Thrombopenie bis zur Leukämie. Weil diese Wirkungen auch beim Menschen beobachtet wurden, wird Benzol von der IARC sowie von der Senatskommission der DFG als Humankarzinogen eingestuft. Die VSD für Leukämie aus epidemiologischen Studien an inhalativ Exponierten beträgt

⁹⁾ BTX-Aromaten, gesamt: Summe der einkernigen aromatischen Kohlenwasserstoffe (Benzol und alle Alkylbenzole); zusätzlich besondere Festlegung für Benzol wegen dessen Karzinogenität.

0,03 µg/(kg·d) für ein Risiko von 10⁻⁶ bzw. auf das Trinkwasser übertragen 1 µg/l (→ *Tabelle 3*; WHO 1993).

In einer 2-Jahres-Studie an Nagern mit Schlundsondenapplikation traten Leukämie und Lymphome bei den weiblichen Mäusen und Plattenepithelzellkarzinome der Mundhöhle bei den männlichen Ratten auf. Die daraus für ein Risiko von 10⁻⁶ abgeleiteten zumutbaren Trinkwasserkonzentrationen streuen im Bereich von 1-8 µg/l, so daß der Tierversuch die Größenordnung des epidemiologisch ermittelten Risikos bestätigt (WHO 1993).

Ökotoxikologische Bewertungskriterien:

Aus ökotoxikologischer Sicht sind für Benzol keine strengen Anforderungen abzuleiten.

- Internationale Bewertungsdaten:
Die Zielvorgabe der IKSR für aquatische Lebensgemeinschaften in Fließgewässern liegt bei 2 µg/l (IKSR 1993). Der Qualitätszielvorschlag der EU-Expertenkommission CSTE/EEC zur 76/464-Richtlinie liegt bei 10 µg/l (BRO-RASMUSSEN et al. 1994).

Phenolindex nach Wasserdampfdestillation 20 µg/l und Unterschreitung der sensorischen Wahrnehmungsschwelle

Dieser Wert wurde aus der ökotoxikologischen Bewertung unter besonderer Berücksichtigung der analytischen Nachweisbarkeit und der organoleptischen Wahrnehmbarkeit abgeleitet.

Ableitungskriterien:

Die TrinkwV (1990) enthält für Phenole einen Grenzwert von 0,5 µg/l. Dieser Wert wurde zum einen im Hinblick auf die bei der Chlorung entstehenden äußerst geruchs- und geschmacksintensiven Chlorphenole und zum anderen zur Begrenzung sonstiger Chlorphenole festgelegt. Für die Bewertung von Grundwasserverunreinigungen ist die Chlorung irrelevant und ferner gilt für pestizid wirkende Chlorphenole der PBSM-Wert. Daher beruht die Geringfügigkeitsschwelle für Phenole auf Überlegungen im Zusammenhang mit der Meßstrategie.

Während Phenolkonzentrationen im µg/l-Bereich nur mit Hilfe eines aufwendigeren gaschromatographischen Verfahrens für definierte Einzelstoffe überprüfbar sind, arbeitet das deutsche Einheitsverfahren zur Bestimmung des Phenolindex als Summenparameter (DIN 38 409 H16) in einem Bereich von 10 bis 150 µg/l. Die Bestimmung einer Konzentration von 10 µg/l ist jedoch nur unter günstigen Bedingungen erreichbar. Praktikabel ist erst eine Bestimmungsgrenze von 20 µg/l, die deshalb als Geringfügigkeitsschwelle dient. Bei Überschreitung der sensorischen Wahrnehmungsschwelle gilt auch die Geringfügigkeitsschwelle als überschritten. Insofern weicht der Wert nicht von der TrinkwV ab, trägt aber der Bestimmungsgrenze des in der Routine angewandten Verfahrens besser Rechnung. Die Hintergrundkonzentrationen sind selbst in oberirdischen Gewässern in der Regel geringer (z.B. im Rhein zwischen 0,2 und 4,6 µg/l; FRIMMEL 1991).

Einfach aufgebaute und leichter flüchtige Phenole sind meist industrieller Herkunft, während die komplizierter strukturierten höhermolekularen meist zu den Huminstoffen zäh-

len, die natürlichen Ursprungs sind. Phenole gehören jedoch auch zum charakteristischen Stoffspektrum bei Gaswerksstandorten und werden aus diesem Grund geregelt. Um natürliche Phenole weitgehend auszuschließen, wird die Wasserdampfdestillation als Trennschritt gefordert.

Ökotoxikologische Bewertungskriterien:

Legt man Bewertungsdaten für Phenol aus den USA und den Niederlanden zugrunde, liegen die Anforderungen aus ökotoxikologischer Sicht in etwa in der gleichen Größenordnung. Legt man Bewertungsdaten aus Kanada zugrunde, wären aus ökotoxikologischer Sicht strengere Anforderungen abzuleiten.

- Nationale Bewertungsdaten:
Es liegen keine nationalen Bewertungsdaten für die Stoffgruppe der Phenole insgesamt und auch nicht für Phenol als Einzelstoff vor.
- Internationale Bewertungsdaten:
In den USA liegt das Qualitätskriterium für den Einzelstoff Phenol bei 110 µg/l für aquatische Lebensgemeinschaften in Süßwasser (UBA 1998 (52)). Der Grenzwert für Phenol im Oberflächenwasser als Qualitätsziel liegt in den Niederlanden bei 2 µg/l (UBA 1998 (25)). In Kanada liegt für Phenole, gesamt, das Qualitätskriterium für aquatische Lebensgemeinschaften in Süßwasser bei 1 µg/l und für Oberflächenwasser zur Trinkwassergewinnung bei 2 µg/l (UBA 1998 (1)).

Chlorphenole, gesamt¹⁰⁾ 1 µg/l

Dieser Wert wurde aus der ökotoxikologischen sowie der umwelthygienischen Bewertung unter besonderer Berücksichtigung der organoleptischen Wahrnehmbarkeit abgeleitet.

Hinweis:

Soweit es sich bei Chlorphenolen um PBSM handelt, ist die für diese Stoffgruppe festgelegte Geringfügigkeitsschwelle zu beachten.

Umwelthygienische Bewertungskriterien:

Der Grenzwert für Phenole der TrinkwV (1990) von 0,5 µg/l begründet sich durch die Bildung von Chlorphenolen in einer Nebenreaktion bei der Trinkwasserchlorung. Chlorphenole zählen zu den sensorisch am besten wahrnehmbaren Verbindungen (siehe Begründung für den Phenolindex). Für 2-Chlorphenol liegt z.B. die Geruchsschwelle in Wasser zwischen 2 und 3 µg/l (BRAUER 1997).

Ökotoxikologische Bewertungskriterien:

Die Anforderungen aus ökotoxikologischer Sicht ergeben für Chlorphenole eine Geringfügigkeitsschwelle von 1 µg/l.

- Nationale Bewertungsdaten:
Die Qualitätszielvorschläge der EU-Expertenkommission CSTE/EEC zur 76/464-Richtlinie liegen für verschiedene Chlorphenole je nach Chlorierungsgrad zwischen 1 und 10 µg/l (BRO-RASMUSSEN et al. 1994).

¹⁰⁾ Wenn ein PBSM (z.B. PCP, HCB) oder dessen Abbauprodukt vorliegt, gilt die o.a. Geringfügigkeitsschwelle für PBSM.

- Internationale Bewertungsdaten:
In Kanada liegt das Qualitätskriterium für Chlorphenole im Hinblick auf aquatische Lebensgemeinschaften in Süßwasser bei 7 µg/l (UBA 1998 (1)).

Chlorbenzole, gesamt¹¹⁾ 1 µg/l

Dieser Wert wurde aus der ökotoxikologischen Bewertung abgeleitet.

Hinweis:

Soweit es sich bei Chlorbenzolen um PBSM handelt, ist die für diese Stoffgruppe festgelegte Geringfügigkeitsschwelle zu beachten.

Ökotoxikologische Bewertungskriterien:

Aus ökotoxikologischer Sicht ist für Chlorbenzole ein Wert von 1 µg/l abzuleiten.

- Nationale Bewertungsdaten:
Die Zielvorgaben der LAWA für aquatische Lebensgemeinschaften in Fließgewässern liegen für die einzelnen Chlorbenzole i.d.R. über 1 µg/l.

Die Zielvorgaben der LAWA für Fließgewässer zur Trinkwassergewinnung liegen für einzelne Chlorbenzole bei ≤1 µg/l bis 10 µg/l (LAWA 1998a).

- Internationale Bewertungsdaten:
Die Qualitätszielvorschläge der EU-Expertenkommission CSTE/EEC zur 76/464-Richtlinie liegen für einzelne Chlorbenzole je nach Chlorierungsgrad zwischen 1 und 10 µg/l (BRO-RASMUSSEN et al. 1994). Sonstige internationale Daten liegen i.d.R. ebenfalls bei 1 µg/l (UBA 1998(4)).

4 Zusammenstellung der für einzelne Stoffe maßgeblichen Kriterien der Geringfügigkeitsschwelle

Im folgenden sind die bei der Ableitung der Geringfügigkeitsschwellen jeweils maßgeblichen Kriterien zusammengefaßt. Um dem weit verbreiteten Mißverständnis vorzubeugen, die Geringfügigkeitsschwellen seien lediglich toxikologisch begründet, werden dabei für einzelne Kriterien die Prozentanteile genannt, zu denen sie den Ausschlag bei der Festsetzung des Wertes gaben. Zusammengenommen ergeben sich jedoch nicht 100%, weil häufig mehrere Kriterien eine Rolle spielen, und weil nur Prozentzahlen von 10% aufwärts angegeben sind.

4.1 Humantoxikologisch begründete Werte

Zu den vorrangig humantoxikologisch begründeten Geringfügigkeitsschwellen (rund ein Drittel aller Werte) zählen die in Teil 1 dieses Berichtes abgehandelten anorganischen Parameter **Antimon**, **Arsen**, **Barium**, **Blei**, **Cadmium**, **Molybdän**, **Nickel**, **Quecksilber**, **Selen**, **Thallium** und **Fluorid** (VON DER TRENCK et al. 1999) sowie die organischen Parameter **Vinylchlorid** und **PCDD/F**. Dabei wären aus ökotoxikologischer Sicht für Cadmium, Quecksilber und Selen eigentlich strengere Werte zu fordern, wovon aus verschiedenen

Gründen (z.B. Höhe der geogenen Hintergrundwerte, analytische Bestimmungsgrenze; näheres siehe unter den Begründungen für die Geringfügigkeitsschwellen der einzelnen Stoffe) jedoch abgesehen wurde.

4.2 Ökotoxikologisch begründete Werte

Für die Ableitung der Geringfügigkeitsschwellen folgender Stoffe waren ökotoxikologische Kriterien relevant: **Kupfer**, **Vanadium**, **Zink**, **Zinn**, **leicht freisetzbare Cyanid** (VON DER TRENCK et al. 1999) und **Chlorbenzole**. Auch für **Chlorphenole** reichen die ökotoxikologischen Gründe zur Festsetzung des Wertes von 1 µg/l aus, obwohl dieser Wert auch gewählt wurde, um die sensorische Wahrnehmungsschwelle zu unterschreiten. Das gleiche Argument gilt für den pauschalen Summenparameter "**wasserdampflichtige Phenole**", der häufig im Sinne eines "Screening" zur Gewinnung eines groben Überblicks gemessen wird. Dabei war die Bestimmungsgrenze des entsprechenden analytischen Routineverfahrens schließlich ausschlaggebend für die Festsetzung des Wertes. Weitere Stoffe, bei denen auch ökotoxikologische Argumente eine Rolle für die Begründung des Wertes spielen, sind **Naphthalin**, einige **LHKW** und **BTEX**, so daß die Ökotoxizität für 43% der Parameter zur Begründung der Geringfügigkeitsschwelle beisteuert, für 16% die alleinige Begründung liefert.

4.3 Ökotoxikologisch **und** humantoxikologisch begründete Werte

Für die Ableitung der Werte des **Chromats**, des **Kobalts**, der **Summe karzinogener LHKW** und der **PCB** waren sowohl human- als auch ökotoxikologische Kriterien relevant (14% aller Werte).

4.4 Die Trinkwasserverordnung und die EG-Trinkwasser-Richtlinie als Kriterien

Für die Geringfügigkeitsschwellen der Parameter **Gesamt-Chrom** und **Gesamt-Cyanid** (VON DER TRENCK et al. 1999) sowie **LHKW** und **Pflanzenschutzmittel** war allein die Trinkwasserverordnung zusammen mit der EG-Trinkwasser-Richtlinie ausschlaggebend (14% aller Werte), da die darin enthaltenen Grenzwerte für Grundwasser bindenden Charakter haben müssen, damit das Grundwasser im Bedarfsfall zu Trinkwasserzwecken genutzt werden kann. Auch im Falle des **Arsens**, des **Quecksilbers** und des **Selens** stimmen die Grenzwerte in den genannten Regelwerken überein, so daß diese als Geringfügigkeitsschwellen herangezogen wurden.

Für die Stoffe **Antimon**, **Blei**, **Nickel** (VON DER TRENCK et al. 1999) sowie **Benzo[a]pyren** und **Benzol** (weitere 14% aller Werte) wurde die Geringfügigkeitsschwelle mit den Grenzwerten der in diesen Fällen von der TrinkwV abweichenden EG-Trinkwasser-Richtlinie (EG 1998) begründet, weil diese bis Ende 2000 in nationales Recht umzusetzen ist.

Im Falle der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (**PAK**) wurde der Grenzwert der TrinkwV, der mit 0,2 µg/l über dem Grenzwert der EG-Richtlinie von 0,1 µg/l liegt, diesem dennoch vorgezogen, weil sich letzterer nur auf die

¹¹⁾ Wenn ein PBSM (z.B. PCP, HCB) oder dessen Abbauprodukt vorliegt, gilt die o.a. Geringfügigkeitsschwelle für PBSM.

vier Verbindungen Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(ghi)perylen und Indeno(1,2,3-cd)pyren bezieht, während der Wert von 0,2 µg/l auf die Summe aller PAK, die im Trinkwasser vorkommen, anzuwenden ist. Gerade diese vom ehemaligen Bundesgesundheitsamt geforderte Erweiterung auf sämtliche vorkommende PAK ist bei der Übertragung des Kriteriums vom Trinkwasser auf das Grundwasser relevant.

Leichtflüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe, deren Grundstruktur ein einfacher Benzolring bildet, zählen bezüglich ihrer Kontaminationswirkung auf das Grundwasser zu den wichtigsten Bestandteilen des Mineralöls. Diese Stoffgruppe wird nach ihren wesentlichen Vertretern Benzol, Toluol, Ethylbenzol und den drei Xylol-Isomeren häufig unter dem Kurzbegriff **BTEX-Aromaten** zusammengefaßt. Diese Stoffe fallen unter den Grenzwert von 10 µg/l, der in der TrinkwV für gelöste oder emulgierte Kohlenwasserstoffe bzw. Mineralöle festgelegt ist. Der Grenzwert ist mit der geschmacklichen Beeinträchtigung des Wassers durch diese Stoffe begründet, und liegt deshalb unter der sensorischen Wahrnehmungsschwelle.

Oft tragen mehrere Kriterien zur Festsetzung einer Geringfügigkeitsschwelle bei. So spielt der Schutz des Wassers vor geschmacklicher Beeinträchtigung für die Festlegung von Werten analog der TrinkwV auch bei dem Parameter **Mineralölkohlenwasserstoffe** neben der Empfindlichkeit des Analysenverfahrens eine Rolle ebenso wie bei den schon erwähnten **wasserdampflichten** und den **chlorierten Phenolen**. Für **Naphthalin** und seine Methyl-derivate stellt die sensorische Wahrnehmungsschwelle das ausschlaggebende Kriterium für die Geringfügigkeitsschwelle dar, nachdem die Beurteilung der Humantoxizität hier nicht die Ableitung eines eindeutigen Wertes erlaubt.

5 Literatur

- ATSDR. Toxicological profile for naphthalene and 2-methylnaphthalene. Prepared by Life Systems, Inc., under subcontract to Clement Associates, Inc., for the Agency for Toxic Substances and Disease Registry. US Public Health Service; 1989.
- AURAND K, HÄSELBARTH U, LANGE-ASSCHENFELDT H, STEUER W. Die Trinkwasserverordnung. Berlin: Erich Schmidt Verlag; 1991.
- BARTZ J, KÄSS W. Heizölversickerungsversuche in der Oberrheinebene. Geologisches Landesamt Baden-Württemberg, editor. Freiburg: Kommissionsverlag Herder KG; 1972.
- BGA. Toxikologische Bewertung von PAK im Grund-/Trinkwasser. Schreiben des ehem. Bundesgesundheitsamtes an die LfU BW, Berlin; 4.6.1992.
- BMU. Datenblätter zum Katalog wassergefährdender Stoffe bzw. zur VwVwS nach § 19 g WHG, Kommission Bewertung wassergefährdender Stoffe des Beirats "Lagerung und Transport wassergefährdender Stoffe" beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Bonn; 1992.
- BORNEFF J, KUNTE H. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe: Vorkommen, Bedeutung und Analytik. In: AURAND K et al., editors. Die Trinkwasserverordnung. 1991. p. 275-284.
- BRAUER L. Gefahrstoff-Sensorik – Farbe, Geruch, Geschmack, Reizwirkung gefährlicher Stoffe, Schwellenwerte. Loseblatt-Sammlung. 24. Erg.-Lfg. 9/97; Landsberg: ecomed verlagsgesellschaft; 1997.
- BRO-RASMUSSEN F et al. EEC Water Quality Objectives for Chemicals Dangerous to Aquatic Environments (List 1). The Ecotoxicity Section of CSTE/EEC, Comité Scientifique consultatif pour l'examen de la Toxicité et de l'Écotoxicité des substances chimiques, European Commission. Reviews on Environmental Contamination and Toxicology. Vol. 137. New York: Springer-Verlag Inc.; 1994.
- BUA. Methylnaphthaline. BUA-Stoffbericht 47. Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe der GDCh, editor. Weinheim: VCH; 1990.
- DFG. MAK- und BAT-Werte-Liste der Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe (Mittteilung 33) der Deutschen Forschungsgemeinschaft. Wiley-VCH, Weinheim; 1997.
- DIETER HH. Ableitung von Grenzwerten (Umweltstandards) – Wasser. In: WICHMANN H-E, SCHLIPKÖTER H-W, FÜLGRAFF G, editors. Handbuch der Umweltmedizin. Kap. III-1.3.5, S. 1-19; 16. Erg. Lfg. 8/99. Landsberg: ecomed verlagsgesellschaft; 1999.
- ECOLAS. Environmental Consultancy and Assistance; Updating of data concerning the impact of certain dangerous substances on the aquatic environment, Chlorinated and Brominated Hydrocarbons, prepared for the Commission of the European Communities, Directorate-General Environment, Nuclear Safety and Civil Protection under Contract No B6612-90-007207. Brussels; 1991.
- EG. EG-Richtlinie über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (80/778/EWG) vom 15. 07.1980, EG Abt. Nr. L 229 Brüssel; 30.8.1980.
- EG. EG-Richtlinie über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (98/83 /EG) vom 03.11.1998, Abt. L 330/32 vom 05.12.1998. Brüssel; 1998.
- EPA. Status Report zum Thema Karzinogenität von Naphthalin. Stand 31.12.1987, unveröffentlicht; und Report PEIRPT08, 28. 6. 1990, NTP C#: 52904B, NTP-Test 05110, unveröffentlicht; zitiert in KALBERLAH et al., 1988 und UBA, 1992.
- FIEDLER H, LAU CH, SCHULZ S, WAGNER C, HUTZINGER O, VON DER TRECK KT. Stoffbericht polychlorierte Biphenyle (PCB). Landesanstalt für Umweltschutz BW, editor. Karlsruhe; 1995.
- FRIMMEL FH. Aus analytischer Sicht verunglückte Parameter in der Trinkwasserverordnung – aufgezeigt an den Beispielen der Phenole, des Kjeldahlstickstoffs und der mit Chloroform extrahierbaren Stoffe. In: AURAND K et al., editors. Die Trinkwasserverordnung. 1991. p. 438-453.
- GAP. Grundsätze des Grundwasserschutzes bei Abfallverwertung und Produkteinsatz. LAWA-AK "Grundwasserschutz bei Abfallverwertung und Produkteinsatz". Stand 27.1.1999.
- GBG. Gefahrenbeurteilung von Bodenverunreinigungen/Altlasten als Gefahrenquelle für das Grundwasser. Gemeinsame Arbeitsgruppe von LAWA, LABO und LAGA "Gefahrenbeurteilung Boden/Grundwasser" (GBG); Grundsatzpapier vom 17.6.1998.
- IHME W, LIN Y, WICHMANN HE. Risk assessment bei der Bewertung von Sanierungsalternativen aus umweltmedizinischer Sicht. In: JESSBERGER HL, editor. Erkundung und Sanierung von Altlasten. Berichte vom 8. Bochumer Altlasten-Seminar 1992. Rotterdam, Brookfield: Balkema; 1992.
- IKSR. Statusbericht Rhein. Internationale Kommission zum Schutze des Rheins, editor. Koblenz; 1993.
- IKSR Statusbericht Rhein A 55/97, rev. 02.06.97. Internationale Kommission zum Schutze des Rheins, editor. Koblenz; 1997.
- IPCS. Assessing human health risks of chemicals: Derivation of guidance values for health-based exposure limits. Environmental Health Criteria 170, International Programme on Chemical Safety. Genf: WHO; 1994.
- KALBERLAH F, GRAHL B, VOGT J. Literaturstudie zur human- und ökotoxikologischen Bewertung von Naphthalin. Im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg; Karlsruhe; 1988, unveröffentlicht.
- KLAMANN D, ROST RR, NODOP G, RUNGE G, ENDOM L, SIEBERT H-H, EHLERS GA, WILHELMI K-H. Schmierstoffe. In: Ullmann – Enzyklopädie der Technischen Chemie, 4. Aufl., 1981; 20: 457-671.

- LAGA. Analytische Verfahren zur Bestimmung von PCB und PCT gemäß §5 der PCB-Verbotsverordnung vom 18.7.89. Gemeinsames Ministerialblatt 1989; 36: 789ff.
- LAWA. Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, LAWA-Arbeitskreis "Zielvorgaben" in Zusammenarbeit mit LAWA-Arbeitskreis "Qualitative Hydrologie der Fließgewässer"; Berlin; August 1998a.
- LAWA. Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band III, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Berlin; August 1998b.
- LFU BW. Verfahren und Bestimmungsgrenzen von häufig im Altlastenbereich zu analysierenden Parametern. In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, editor. Materialien zur Altlastenbearbeitung (Orange Ordner), Ordner 2, Kapitel 4; Karlsruhe; 1992.
- LFU BW. Kompendium Stoffdatenblätter – Zusammenstellung spezifischer Kenndaten zu altlastentypischen Substanzen. Red.: K.T. v.D. TRENCK; In: OLTMANN J, HASSAUER M, SCHNEIDER K, KALBERLAH F. Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung. Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe GmbH (FoBiG), Freiburg, im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg; Karlsruhe; 1994.
- OLSSON M, BERGMAN A, JENSEN S, KIHLESTRÖM JE. Effects of various fractions of PCB on mink reproduction. Preliminary results from experimental studies within the Swedish Seal Project. In: HUTZINGER O, FIEDLER H, editors. Organohalogen Compounds. Vol. 1; Bayreuth: Ecoinforma Press; 1990. p. 393-396.
- ROßKAMP E. Biologische Relevanz der Trihalogenmethane und leichtflüchtiger Chlorkohlenwasserstoffe. In: AURAND K et al., editors. Die Trinkwasserverordnung. 1991. p. 285-297.
- RUF J. Bodenschutz und Grundwasserschutz – gemeinsame Grundsätze bei Gefahrenbeurteilung und Vorsorge. Bodenschutz 1997; 52-57.
- SCHLIPKÖTER H-W, ABEL J, BROCKHAUS A, DEHNEN W, TOMINGAS R, WIEGAND H, WINNEKE G. Gutachten zur Frage des Gesundheitsrisikos durch Bodenverunreinigungen in Dortmund-Dorstfeld. Medizinisches Institut für Umwelthygiene, Düsseldorf, 56 Seiten sowie Anlagen; 1985.
- SCHMÄHL D. Prüfung von Naphthalin und Anthracen auf cancerogene Wirkung an Ratten. Zeitschrift für Krebsforschung 1955; 60: 697-710, zitiert in UBA 1992.
- SCHRENK D, FÜRST P. WHO setzt Werte für die tolerierbare tägliche Aufnahme an Dioxinen neu fest. Nachr. Chem. Tech. Lab. 1999; 47: 313-316.
- VON DER TRENCK KT, FUHRMANN P. Environmental cleanup objectives standard procedure (ECOSP). Chemosphere 1991; 23: 1323-1335.
- VON DER TRENCK KT, JARONI H. Vergleichende Bewertung von Umweltschadstoffen anhand von Risiko-Kennlinien. In: RIPPEN G, editor. Handbuch Umweltchemikalien. Band 1, Kap. II-1.2.1, 46. und 47. Erg. Lfg. 4/99 und 7/99; Landsberg: ecomed verlagsgesellschaft; 1999. p. 1-102.
- VON DER TRENCK KT, RÖDER R, SLAMA H, MARKARD C, KÜHL C. Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen zur Beurteilung von Grundwasserverunreinigungen. Statusbericht Teil 1. Umweltmed Forsch Prax 1999; 4(3): 168-183.
- TRINKWV. Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung, TrinkwV) vom 12. Dezember 1990; BGBl. (I) 1990: 2613-2629.
- UBA. Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsbericht 102 03 443/01. Zusammenfassungen der Einzelberichte von HASSAUER M, KALBERLAH F, OLTMANN J, SCHNEIDER K, Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe GmbH (FoBiG), Freiburg, im Auftrag des Umweltbundesamtes; Berlin 1992.
- UBA. Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele im Gewässerschutz. Texte 63/96; Umweltbundesamt, editor; 1996.
- UBA. Methoden zur Ableitung von Umweltqualitätszielen- wasserwirtschaftliche Zielvorgaben für gefährliche Stoffe im internationalen Bereich, Schudoma UBA II 1.3; UBA-Texte 1998 in Vorbereitung:
- (1) CCREM (1987) Canadian Council of Resource and Environment Ministers. Canadian water quality guidelines. Environment Canada, Ottawa
 - (4) CCME (1991) Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian water quality guidelines: Updates (April 1991), Appendix VII. Guidelines Division, Eco-Health Branch, Ecosystem Sciences and Evaluation Directorate, Environment Canada, Ottawa, Ontario, Canada K1A 0E7
 - (6) CCME (1992) Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian water quality guidelines: Updates (March 1992), Appendix X. Guidelines Division, Eco-Health Branch, Ecosystem Sciences and Evaluation Directorate, Environment Canada, Ottawa, Ontario, Canada K1A 0E7
 - (25) VROM (1991), Stoffen en Normen – Oversight van belangrijke stoffen in het milieubeleid. Directoraat – Generaal Milieubeheer, Ministerie van Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Niederlande
 - (52) U.S. EPA (1993) Great lakes water quality initiative criteria documents for the protection of aquatic life in ambient water. PB 93-154656
- UBA. Vermerk der Forschungsstelle Bad Elster, WaBoLu, im UBA, Dr. Stottmeister: Zur Bestimmungsgrenze für Vinylchloridspuren im Trinkwasser. Persönliche Kommunikation mit K.T. v.d. Trenck; 17.9.1998; 1998a.
- UBA. Vermerk II 2.3 zur Umsetzung der EG-76/464-Richtlinie in der Bundesrepublik Deutschland – Teil: Qualitätsziele vom 10.7.1998; 1998b.
- UBA. Anhörung zu Zielvorgaben für Pflanzenschutzmittel. Berlin; 1998c, unveröffentlicht.
- WHO. Guidelines for drinking-water quality. Volume 1: Recommendations; 2nd edition. Geneva: World Health Organisation; 1993.
- WILHELM M, LOMBECK I, KOUROS B, WUTHE J, OHNESORGE F-K. Duplikatstudie zur alimentären Aufnahme von einigen Metallen/Metalloiden bei Kindern in Deutschland. Teil II: Aluminium, Cadmium und Blei. Zbl. Hyg. 1995; 197: 357-369.
- ZIMMERMANN GM, DIETER HH. Wie problemgerecht ist die human-toxikologische Bewertung von Pestiziden (PBSM) im Trinkwasser? UWSF – Z Umweltchem Ökotox 1994; 6(6): 341-349.