

**(Öko)toxikologische Bewertung von Daten zur Festlegung von
Umweltqualitätsnormen zur Umsetzung der Richtlinie 76/464/EWG
und der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) 2000/60/EG in Österreich**

GUTACHTEN

- TEIL I -

vorgelegt von
Wilfried Bursch

INHALT

TEIL I

1. Auftraggeber und Auftragnehmer
2. Auftragsgegenstand
3. Methoden zur Ableitung von Umweltqualitätsnormen (UQN)
 - 3.1. Allgemeine Prinzipien
 - 3.2. Pflanzenschutzmittel
 - 3.3. Metalle
 - 3.4. Spezielle Qualitätsnormen
 - 3.4.1. Schutz von Tier und Mensch vor Schadwirkungen infolge Anreicherung von Substanzen im Nahrungsnetz (secondary poisoning)
 - 3.4.2. Trinkwassergewinnung
 - 3.5. Endokrine Wirksamkeit von Chemikalien
 - 3.6. Schwebstoffe und Sediment
 - 3.7. Anmerkung zur Datenverfügbarkeit
4. Verwendete Unterlagen / Datenquellen
5. Zusammenfassung der Ergebnisse

Tabelle 5.1.1.	Gruppe A:	Liste 1 Stoffe
Tabelle 5.1.2.	Gruppe B:	Prioritäre Stoffe
Tabelle 5.1.3.	Gruppe C:	Relevante Stoffe für Österreich
Tabelle 5.2.	Gruppe C:	Berücksichtigung der Trinkwassergewinnung für die UQN-Ableitung
Tabelle 5.3.	Gruppe C:	Endokrin wirksame Stoffe
6. Glossar und methodische Erläuterungen
 - 6.1. Abkürzungen
 - 6.2. Begriffe / Definitionen

- 6.3. Formeln / Erläuterungen zu Methoden der UQN-Ableitungen**
- 6.3.1. Bewertungsfaktoren**
- 6.3.2. Statistisches Verfahren**
- 6.3.3. Bewertung der Datenqualität und Datenauswahl für die UQN-Ableitung**
- 6.3.4. Schutz von Tier und Mensch vor Schädwirkungen infolge Anreicherung von Substanzen im Nahrungsnetz (secondary poisoning)**
- 6.3.5. Berücksichtigung der Trinkwassergewinnung für die UQN-Ableitung**

- 7. Literaturverzeichnis**

TEIL II

Datenblätter und Hintergrundinformationen

- Gruppe A: Liste 1 Stoffe**
- Gruppe B: Prioritäre Stoffe**
- Gruppe C: Relevante Stoffe für Österreich**

1. AUFTRAGGEBER UND AUFTRAGNEHMER

Das vorliegende Expertengutachten betreffend der Festlegung von Umweltqualitätsnormen zur Umsetzung der Richtlinie 76/464/EWG (Schutz von Oberflächengewässern vor gefährlichen Stoffen) und der Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (WRRL) in Österreich wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Land- Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Stubenring 1, 1012 Wien erstellt (Schreiben vom 14. Januar 2002, GZ 70.214/01-VII2/02). Auftragnehmer ist Dr. Wilfried Bursch, ao. Univ. Prof. für Toxikologie am Institut für Krebsforschung der Universität Wien.

2. AUFTRAGSGEGENSTAND

Gegenstand des Gutachtens ist die Erarbeitung einer nachvollziehbaren Darstellung der ökotoxikologischen Datengrundlage und die hierauf aufbauende Ableitung von Vorschlägen für Umweltqualitätsnormen (UQN) gemäß Wasserrahmenrichtlinie, Anhang V, 1.2.6. Der Auftrag umfasst folgende drei Gruppen von Stoffen:

- (A) Stoffe der Liste 1 gemäß Richtlinie 76/464/EWG
- (B) Prioritäre Stoffe gemäß Anhang X der Wasserrahmenrichtlinie
- (C) sonstige relevante Stoffe gemäß UBA-Bericht „Gefährliche Stoffe in Oberflächengewässern – Fachgrundlage für österreichische Programme nach Artikel 7 der Richtlinie 76/464/EWG“ (Nagy et al., 2002).

Für alle genannten Stoffe ist in dem vorgenannten UBA-Bericht ein Vorschlag für Umweltqualitätsnormen enthalten, der auf einer Auswertung der Literatur über derzeit in Europa geltende Qualitätsziele beruht. Dieser Vorschlag bildete den Ausgangspunkt für die gegenständliche Arbeit.

Für Stoffe der Liste 1 (Gruppe A) gelten derzeit europaweite Qualitätsziele, die in den Tochterrichtlinien zur Richtlinie 76/464/EWG festgelegt wurden. Diese Qualitätsziele definieren gemäß Artikel 2 der Wasserrahmenrichtlinie den „guten chemischen Zustand“ und sind von den Mitgliedstaaten daher verbindlich zu übernehmen. Nach Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie muss die Europäische Kommission Ende 2003 einen Vorschlag für eine allfällige Revision dieser Qualitätsziele vorlegen. In der unten genannten Studie des Fraunhofer Instituts wurden im Auftrag der Europäischen Kommission für die meisten

Stoffe der Liste 1 Empfehlungen für Umweltqualitätsnormen ausgearbeitet. Diese werden im Rahmen des vorliegenden Gutachtens kurz kommentiert.

Eine Liste von 33 prioritären Stoffen gemäß Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie (Gruppe B) wurde vom Rat und Europäischen Parlament mit der Entscheidung Nr. 2455/2001/EWG angenommen und in Anhang X der Wasserrahmenrichtlinie aufgenommen. Für diese Stoffe muss die Europäische Kommission gemäß Artikel 16 der Wasserrahmenrichtlinie bis spätestens Ende 2003 einen Vorschlag für Umweltqualitätsnormen vorlegen. Sie hat zur Vorbereitung dieses Vorschlages das Fraunhofer-Institut für Molekulare Biologie und Angewandte Ökologie (D) beauftragt, eine Studie mit UQN-Vorschlägen auszuarbeiten. Diese Studie (Lepper, 2002) wurde im September 2002 im Expertenkreis vorgelegt und wird derzeit auf europäischer Ebene (Expert Advisory Forum) diskutiert. Dieser Diskussion soll nicht vorgegriffen werden. Im Rahmen des vorliegenden Gutachtens werden die vom Fraunhofer-Institut vorgeschlagenen Umweltqualitätsnormen jedoch aus fachlicher Sicht kommentiert.

Für die sonstigen in der UBA-Studie ermittelten relevanten Stoffe (Gruppe C) sind vorerst keine europaweit harmonisierten Umweltqualitätsnormen vorgesehen. Aufgabe des gegenständlichen Gutachtens war es daher, für diese Stoffe (öko)toxikologische Daten zu sammeln, zu bewerten, und darauf aufbauend Vorschläge für Umweltqualitätsnormen auszuarbeiten. Dabei wurde der Diskussionsstand auf europäischer Ebene, insbesondere die methodischen Arbeiten des Fraunhofer Instituts, berücksichtigt.

3. METHODEN ZUR ABLEITUNG VON UMWELTQUALITÄTSNORMEN (UQN)

3.1. Allgemeine Prinzipien

Der „gute ökologische Zustand“ wird gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; Artikel 2 und Anhang V) anhand von (1) biologischen Parametern, (2) morphologischen Parametern und (3) physikalisch-chemischen Parametern definiert. Zu der dritten Gruppe zählen die allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter (z.B. Nährstoffe, Temperatur, pH-Wert) und die synthetischen und nicht-synthetischen Schadstoffe. Für diese Schadstoffe sind von den EU-Mitgliedstaaten Umweltqualitätsnormen festzulegen, wobei das Verfahren zu deren Ableitung aus Daten zur Umweltchemie und Ökotoxikologie im Anhang V, 1.2.6 der Wasserrahmenrichtlinie beschrieben wird.

Der „gute chemische Zustand“ umfasst nach Artikel 2, Ziffer 24 der Wasserrahmenrichtlinie jene Stoffe, für die Qualitätsziele auf europäischer Ebene festgelegt wurden. Dies betrifft

derzeit nur die Stoffe der Liste 1 nach Richtlinie 76/464/EWG. Künftig werden auch die gemeinschaftlichen Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe darunter fallen.

Anhang V, 1.2.6 beschreibt die Grundlagen und Kriterien, nach denen die Umweltqualitätsnormen abzuleiten sind. Zunächst ist hierin der Grundbestand der für die ökotoxikologische Bewertung zu berücksichtigenden Taxa festgelegt:

- (1.) Algen und/oder Makrophyten,
- (2.) Daphnien oder Organismen, die für salzhaltiges Wasser repräsentativ sind
- (3.) Fische

Als Grundlage für die festzulegenden Umweltqualitätsnormen dienen PNEC-Werte (Predicted-No-Effect-Concentration). Eine „Predicted-No-Effect-Concentration“ wird als Konzentration eines Stoffes in einem Umweltkompartiment (hier: aquatisches System) angesehen, bei der wahrscheinlich keine unerwünschten Wirkungen auf Lebewesen auftreten. Für die Ableitung von PNEC-Werten sieht Anhang V,1.2.6. der Wasserrahmenrichtlinie die Anwendung von Sicherheitsfaktoren in Abhängigkeit der Datenqualität vor. Im Detail wird auf den Technischen Leitfaden über die Bewertung des Risikos von neuen notifizierten Stoffen (93/67/EWG) und von Altstoffen (1488/94) (Europäische Kommission, 2002), im folgenden als „TGD-RA“ (steht für „Technical Guidance Documents - Risk Assessment“) abgekürzt, verwiesen. Derzeit arbeitet die Europäische Kommission an einer Revision des Technischen Leitfadens. Für den Umweltbereich liegt bereits ein abgestimmter Entwurf vor, der im Rahmen des gegenständlichen Gutachtens berücksichtigt wurde. Gemäß TGD-RA erfolgt die Ableitung des PNEC-Wertes prinzipiell entweder mittels der „Assessment-Faktor“-Methode oder mittels statistischer Extrapolation (Species Sensitivity Distribution (SSD)-Methode).

- (1.) Assessment Faktor-Methode: der PNEC-Wert für eine Substanz ergibt sich durch Division akuter L(E)C50 und/oder chronischer (NOEC) Werte durch Bewertungsfaktoren (Assessment factors, AF) zwischen 10 und 1000. Welcher Faktor Verwendung findet, wird wesentlich durch den Umfang der ökotoxikologischen Daten zur jeweiligen Chemikalie bestimmt (Tabelle 6.3.1.1). Die in dieser Tabelle aufgeführten Kriterien werden ergänzt durch Erläuterungen und Empfehlungen für eine der Datenlage im Detail angepasste Festlegung von Bewertungsfaktoren (Tabelle 6.3.1.2, siehe auch Europäische Kommission 2002, Traas 2001). Über den Umfang der Daten (akute und /oder chronische Toxizität; Mesokosmosstudien) hinaus sind für die PNEC-Ableitung weitere Aspekte in Betracht zu ziehen: Steilheit der Dosis-Wirkungsbeziehung, Verhältnis akuter zu chronischer Toxizität, Umweltverhalten (inbes. Lipophilie, Persistenz, d.h. Biomagnifikationspotential), u.a.m.. Für die gegenständliche Fragestellung, die

zukunftsorientierte, langfristige Sicherung des guten ökologischen und chemischen Zustandes der Oberflächengewässer, nehmen chronische Effektdaten (NOEC) für die Ableitung von UQN eine herausragende Stellung ein.

- (2) SSD-Methode: chronische Toxizitäts-Daten werden logarithmisch transformiert und an die mathematische Funktion der Normalverteilung angepasst. Ein festgelegter Perzentil-Wert wird als „cut-off“ Kriterium verwendet, die anwendbaren Bewertungsfaktoren liegen zwischen 5 und 1. Voraussetzungen für die Anwendung des SSD-Verfahrens (z.B. Mindestzahl von NOECs/Spezies) sind in Kapitel 6.3.2 erläutert (Traas 2001, Crommentuijn et al. 1997a).

Ein äußerst wichtiges Beurteilungs-Kriterium in Rahmen der Ableitung von UQN betrifft die „Validität“ der Daten. Dies ist u.a. darin begründet, dass viele Daten vor Einführung der GLP-Richtlinien (Good Laboratory Praxis) der OECD erhoben wurden. Die Beurteilung der Validität von Daten orientiert sich im wesentlichen an zwei Kriterien (Europäische Kommission 2002; eine detaillierte Darstellung wird in Kapitel 6.3.3 gegeben):

- (1) "Reliability": inherente Qualität der Daten hinsichtlich der verwendeten Methoden und deren Durchführung sowie der Beschreibung der Ergebnisse in der jeweiligen Veröffentlichung.
- (2) "Relevance": Eignung der verwendeten Tests zur Erfassung spezifischer Schadwirkungen der jeweiligen Substanz. Bei der Gesamtbeurteilung ist die Begründung zur Auswahl individueller Datenelemente (Selektion bzw. Ablehnung, und damit die Basis für die Festlegung von Bewertungsfaktoren, s.o.) darzulegen.

3.2. Pflanzenschutzmittel

Die gemäß Richtlinie 91/414/EWG über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln für das aquatische Kompartiment durchzuführende ökotoxikologische Bewertung von Pflanzenschutzmitteln wird in der Fraunhofer-Studie (Lepper 2002) im Prinzip als äquivalent zur PNEC-Ableitung gemäß TGD-RA eingestuft. Wenn Algen die empfindlichsten Organismen sind, können aufgrund der Unterschiede in den vorgegebenen Bewertungsfaktoren jedoch verschiedene Ergebnisse resultieren. Für diesen Fall schlägt das Fraunhofer Institut (Lepper 2002) vor, im Einklang mit den Vorgaben der TGD-RA die UQN durch Division des niedrigsten Langzeit-Toxizitätswertes (z.B. einer Einzelspezies-NOEC) durch den Bewertungsfaktor 10 abzuleiten. (Anmerkung: im Rahmen der Richtlinie 91/414/EC wird bei Algen ein Bewertungsfaktor 10 nur für akute, nicht aber für chronische Wirkungen angewendet).

Dieser Vorschlag bedeutet somit, dass der Bewertungsfaktor 10 nicht nur für chronische NOEC von Fischen und Daphnien, sondern auch für die von Algen herangezogen wird. Erweisen sich letztere als empfindlichste Organismen gegenüber der jeweiligen Substanz, wird dieser Bewertungsfaktor auf den niedrigsten "reliable" $NOEC_{Algen}$ des betreffenden Datensatzes angewendet.

Es sei hier erwähnt, dass im Rahmen der Richtlinie 91/414/EWG eine etwas abweichende Terminologie verwendet wird (siehe Anhang VI der Richtlinie 91/414/EWG). Danach kann ein Pflanzenschutzmittel zugelassen werden, wenn der berechnete TER-Wert (Toxicity-Exposure Ratio) über einem Grenzwert (TER-trigger) liegt, der wiederum von der untersuchten Spezies und der Art des Tests (akut oder chronisch) abhängt. Der TER-Wert ergibt sich für chronische Tests aus dem Verhältnis des kleinsten NOEC für Fische oder Daphnien ($NOEC_{min(Daphnien,Fische)}$) zu der über ein Modell errechneten Umweltkonzentration (Predicted Environmental Concentration, PEC).

Die Grenzbedingung für den zulässigen PEC lautet demnach:

$$TER\text{-trigger} = NOEC_{min(Daphnien,Fische)} / PEC \text{ bzw. } PEC = NOEC_{min(Daphnien,Fische)} / TER\text{-trigger}$$

Vergleicht man diese Gleichung mit den im Rahmen der TGD-RA verwendeten Zusammenhänge, dann erhält man folgende Entsprechungen für die Bezeichnungen:

Richtlinie 91/414/EWG	TGD-RA (EC 2002)
PEC	PNEC (der zulässige PEC-Wert darf nicht über dem PNEC-Wert liegen)
$NOEC_{min(Daphnien,Fische)}$	$NOEC_{min(Algen,Daphnien,Fische)}$
TER-trigger	AF (Bewertungsfaktor)

3.3. Metalle

Die Umweltqualitätsnormen für Metalle werden in diesem Gutachten gemäß dem gegenwärtigem Stand der EAF-Diskussion nach dem von den Niederlanden vorgeschlagenen „Added Risk Approach“ abgeleitet (Crommentuijn et al. 1997a). Dieser Ansatz geht davon aus, dass die Umweltqualitätsnorm als Summe eines MPA-Wertes (MPA = Maximum Permissible Addition) und eines natürlichen Hintergrundwertes (C_b = background concentration) berechnet wird. Der MPA-Wert wird als 5-Perzentil-Wert der log-logistic/log-normal Verteilung der „species sensitivity distribution“ (SSD) ermittelt (siehe 6.3.2). Bei diesem Ansatz wird davon ausgegangen, dass die Organismen an die natürlich vorkommenden (geogen bedingten) Hintergrundkonzentrationen angepasst sind. Da spezifische Hintergrundkonzentrationen für die österreichischen Gewässer derzeit nicht

bekannt sind, wurde in der Studie des Umweltbundesamtes vorgeschlagen, die von der deutschen LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) empfohlenen Hintergrundwerte zu übernehmen (Nagy et al. 2002).

3.4. Spezielle Qualitätsnormen

In der Studie des Fraunhofer Instituts werden verschiedene über die vorgenannten ökotoxikologischen Aspekte hinausgehenden Effekte diskutiert und versucht, entsprechende Qualitätsnormen abzuleiten. Diese betreffen:

- Schutz vor Anreicherung in der Nahrungskette von Tier und Mensch
- Trinkwassergewinnung

Diese Effekte wurden auch im Rahmen des vorliegenden Gutachtens untersucht. Aufgrund mangelnder Daten können für die meisten Stoffe derzeit jedoch keine konkreten Empfehlungen für spezifische Qualitätsnormen gemacht werden. Im folgenden werden die genannten Effekte im einzelnen beschrieben.

3.4.1. Schutz von Tier und Mensch vor Schädwirkungen infolge Anreicherung von Substanzen im Nahrungsnetz (secondary poisoning)

Bestimmte Substanzen sollten im Hinblick auf ihre Potenz zur Anreicherung im Nahrungsnetz und infolgedessen der möglichen Auslösung von Schädwirkungen bei Tieren („top-predators“, Fische und Vögel) und Mensch betrachtet werden (Lepper 2002, Europäische Kommission 2002). Dies trifft im wesentlichen auf Substanzen mit hoher Lipophilie und hoher Umwelt-Persistenz zu, auch kanzerogene, mutagene und teratogene Eigenschaften müssen berücksichtigt werden. In der Studie des Fraunhofer Instituts wurde vorgeschlagen, für Stoffe, die bestimmte „Trigger-Kriterien“ erfüllen, spezielle Qualitätsnormen in bezug auf die betrachteten Effekte abzuleiten (Lepper 2002). Ausgehend von Schwellen- und Grenzwerten für Endverbraucher (Dosis ohne Wirkung bei „top-predators“ oder ADI-Werte bei dem Menschen) und Konventionen betreff üblicher Nahrungsaufnahmemengen von Tier und Mensch werden Konzentrationen in aquatischen Lebewesen (Fisch/Muschel) und in der Wasserphase abgeleitet, bei deren Einhaltung mit keiner Schädwirkung für den Endverbraucher zu rechnen ist. Hierzu müssen im Nahrungsnetz modellierte bzw. tatsächlich gemessene Substanz-Konzentrationen in Beziehung zu NOAEL („no observed adverse effect level“ = Dosis (z.B. in mg/kg Körpergewicht) ohne Wirkung) für Endverbraucher gesetzt werden. Eine detaillierte Zusammenfassung der „Trigger-Kriterien“ für Biota sowie der hierfür anzuwendenden Methoden und Rechenmodelle zur Ableitung der Qualitätsnormen ist in Kapitel 6.3.4. zusammengestellt.

Bioakkumulation und Secondary poisoning

Das Bioakkumulationspotential einer Substanz kann in erster Näherung auf Basis von physikalisch-chemischen Daten (logPow) und des Biokonzentrationsfaktors (BCF) abgeschätzt werden. Biokonzentrationsfaktoren können wie folgt klassifiziert werden (Franke et al. 1994):

BCF-Kategorie	Kommentar
< 30	Low BCF
30 – 100	Moderate BCF
100 – 1000	High BCF
> 1000	Very high BCF

Diese Einschätzung des Bioakkumulationspotentials ist als erster Schritt der Teststrategie zur Risikoanalyse hinsichtlich „Bioakkumulation und secondary poisoning“ gemäß TGD-RA (Europäische Kommission 2002, Kapitel 3.8.3) vorgesehen. Im Rahmen des gegenständlichen Gutachtens wurde für die Substanzen der Gruppe C eine diesbezügliche Literaturrecherche durchgeführt. Es ist festzustellen, dass die in der Literatur berichteten BCF-Daten große Streuungen aufweisen, ferner sind die in der Literatur verfügbaren BCF-Daten in der Regel nicht validiert. Infolgedessen ist für die Substanzen der Gruppe C nur eine erste Abschätzung des BCF möglich. Falls BCF-Werte fehlen, können diese über den Octanol/Wasser-Koeffizienten abgeschätzt werden.

Aufgrund der vorliegenden Daten (BCF-Werte, logPow-Werte, chemikalienrechtliche Toxizitätseinstufungen und Risiko-Sätze) wurde für alle Stoffe der Gruppe C abgeschätzt, ob die in der Fraunhofer Studie genannten „Trigger-Kriterien“ (siehe Kapitel 6.3.4) überschritten sind. Bei diesen Stoffen wird in den Stoffdatenblättern ausdrücklich darauf hingewiesen, dass ein Potential zur Bioakkumulation besteht. Die Ableitung einer speziellen Qualitätsnorm in bezug auf die Anreicherung im Nahrungsnetz erfordert jedoch einen validierten BCF-Wert und detaillierte Kenntnisse über die Toxikokinetik. Aufgrund der oben beschriebenen Einschränkungen bezüglich des BCF-Wertes wurden in dem vorliegenden Gutachten daher keine konkreten Vorschläge für spezielle Qualitätsnormen gemacht. Es wurde jedoch versucht, aufgrund der vorliegenden Daten abzuschätzen, ob für einen bioakkumulierenden Stoff ein konkreter Hinweis vorliegt, dass es zu toxikologisch signifikanten Anreicherungsprozessen im Nahrungsnetz kommt. In Bezug auf Menschen als Endverbraucher wurden für einige Stoffe der Gruppe C in der Schädlingsbekämpfungsmittel-Höchstwertverordnung BGBl. Nr. 747/1995 i.d.g.F. nach dem Lebensmittelrecht zulässige Höchstwerte in Fischen und Fischprodukten festgelegt. Unter Berücksichtigung dieser Grenzwerte und der abgeschätzten BCF-Werte ergab sich bei Verwendung des Rechenmodells des Fraunhofer Instituts (siehe Kapitel 6.4.4), dass

nur bei wenigen Stoffen der Gruppe C (Heptachlor, Methoxychlor) ein konkreter Hinweis auf eine toxikologisch signifikante Anreicherung im Nahrungsnetz gegeben ist. Für Österreich sind als relevante Endverbraucher neben dem Menschen vor allem Raubvögel und Raubfische zu betrachten (nach telefonischer Rücksprache mit den Herren Univ.-Prof. Dr. F. Böck (Vögel) und Univ. Prof. Dr. H. Keckeis (Fische), Zoologisches Institut der Universität Wien kommen insbesondere Reiher, Hecht, Zander und Wels als „Top-predators“ in Betracht). Für diese Wildtiere konnten im Rahmen dieses Gutachtens bezüglich der bioakkumulierenden Stoffe der Gruppe C in der Literatur jedoch keine ausreichenden (öko)toxikologischen Daten zur Ableitung spezieller Qualitätsnormen gefunden werden.

3.4.2. Trinkwassergewinnung

Die Wasserrahmenrichtlinie verlangt auch die Berücksichtigung der menschlichen Gesundheit bei der Ableitung der Umweltqualitätsnormen. In der Fraunhofer Studie wurden für den Bereich der Trinkwassergewinnung aus Oberflächengewässern spezielle Qualitätsnormen abgeleitet (Lepper 2002). Aus diesem Grund wurde im Rahmen des vorliegenden Gutachtens auch die Frage des Trinkwasserschutzes betrachtet. Die UQN für Oberflächengewässer müssen so angelegt sein, dass bei einer Trinkwassergewinnung die Sicherheit des Konsumenten (Mensch) gewährleistet ist (Lepper 2002, Europäische Kommission 2002; detaillierte Darstellung siehe Kapitel 6.3.5.). Für die Ableitung von speziellen Qualitätsnormen wurde in Übereinstimmung mit der Studie des Fraunhofer Institutes folgende Vorgehensweise angewendet:

1. für eine Substanz liegt ein Grenz- oder Richtwert für Oberflächengewässer der Kategorie A1 (einfache Behandlung) gemäß Richtlinie 75/440/EWG (Trinkwassergewinnung aus Oberflächengewässern) vor und dieser ist niedriger als die abgeleitete UQN. In diesem Fall sind für die Gewinnung von Trinkwasser aus Oberflächengewässern die entsprechenden Vorgaben der Oberflächentrinkwasserverordnung (BGBl. Nr. 359/1995) anzuwenden.
2. für eine Substanz liegt kein A1-Grenzwert oder –Richtwert, aber ein Trinkwassergrenzwert gemäß Richtlinie 98/83/EG (Trinkwasserrichtlinie, in Österreich umgesetzt durch die Trinkwasserverordnung BGBl. Teil II 304/2001 vom 21.8.2001 nach dem Lebensmittelgesetz) vor und dieser ist niedriger als die abgeleitete UQN. In diesem Fall ist zu prüfen, ob die Wasseraufbereitung (einfache Behandlung = Kategorie A1 gemäß Richtlinie 75/440/EWG) die Einhaltung des Trinkwassergrenzwertes gewährleistet. Ein wichtiges Kriterium hierbei ist die Feststellung der Effizienz der Wasserreinigung für die betreffende Substanz. Zur Beantwortung dieser Frage ist eine technologische Expertise der

Wasseraufbereitung erforderlich. Diese Expertise war für das gegenständliche Gutachten nicht verfügbar. Im Rahmen des Gutachtens kann daher nur die Empfehlung gegeben werden näher zu untersuchen, ob für den betreffenden Parameter ein Anpassungsbedarf der Oberflächentrinkwasserverordnung besteht.

3. Für eine Substanz, die weder nach Richtlinie 75/440/EWG noch nach Richtlinie 98/83/EG geregelt ist, wird in der Fraunhofer Studie vorgeschlagen (Lepper 2002), eine Qualitätsnorm für den Bereich der Trinkwassergewinnung nach der im Rahmen der TGD-RA verwendeten Formel abzuleiten (Europäische Kommission 2002; Details siehe Kapitel 6.3.5.). Für Stoffe der Gruppe C wurde daher im Rahmen des vorliegenden Gutachtens geprüft, ob eine nach dieser Formel abgeleitete Qualitätsnorm unter dem vorgeschlagenen UQN-Wert liegt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5.2. zusammengefasst. Ergibt diese Prüfung ein positives Resultat, wird – analog zu Ziffer 2 – die Empfehlung gegeben näher zu untersuchen, ob für den betreffenden Parameter ein Anpassungsbedarf der Oberflächen-trinkwasserverordnung besteht. Dabei ist insbesondere wieder die Frage bezüglich der Wasseraufbereitung zu klären.

3.5. Endokrine Wirksamkeit von Chemikalien

Der möglichen Gefährdung von Tier und Mensch infolge endokriner Wirksamkeit von Substanzen sollte bei der Ableitung von Umweltqualitätstandards ebenfalls Rechnung getragen werden. Im Rahmen der gegenständlichen Studie wird hierfür als erste Näherung die von der Europäischen Kommission veröffentlichte Substanzliste COM(2001)262 herangezogen (Zusammenfassung für „relevante Stoffe für Österreich, Gruppe C“: s. Tabelle 5.3.).

Störungen des Hormonhaushaltes treten im Vergleich zu anderen toxischen Substanzwirkungen erfahrungsgemäß in sehr geringen Konzentrationen bzw. Dosen auf. In vielen Fällen ist die endokrine Wirkung experimentell nicht gesichert, diese Frage wird in der Toxikologie derzeit intensiv beforscht. Europaweit einheitliche Bewertungsmethoden liegen zur Zeit noch nicht vor, daher kann im vorliegenden Gutachten nur ein Hinweis auf die mögliche endokrine Wirksamkeit gegeben werden, jedoch bei der quantitativen Ableitung der Umweltqualitätsnormen nicht explizit berücksichtigt werden. Falls für eine Substanz die Eigenschaft als „endocrine disruptor“ wissenschaftlich gesichert wird, müssen die derzeit bestehenden PNEC-Ableitungen jedenfalls überprüft und gegebenenfalls den neuen Erkenntnissen angepasst werden.

3.6. Schwebstoffe und Sediment

Diese Fragestellung wurde im Rahmen des gegenständlichen Auftrages nicht bearbeitet.

3.7. Anmerkung zur Datenverfügbarkeit

Im Rahmen dieses Gutachtens wurde ein besonderer Wert auf die vollständige Erfassung der verfügbaren Toxizitätsdaten gelegt. In Kapitel 4 werden die kontaktierten Stellen und die verwendeten Unterlagen und Datenquellen näher beschrieben. Ungeachtet der Bemühungen um Datenvollständigkeit ist festzustellen, dass sich die Datengrundlage häufig als nicht befriedigend erwies. Wenn kein chronischer NOEC verfügbar war, wurde auf bestehende Vorschläge wissenschaftlicher Gremien zurückgegriffen. In diesen Fällen konnte die Ableitung der PNEC-Werte daher meist nicht nach den exakten Kriterien der Wasserrahmenrichtlinie erfolgen.

4. VERWENDETE UNTERLAGEN / DATENQUELLEN

Ein wesentlicher Bestandteil dieses Gutachtens war die Sammlung und kritische Bewertung einer möglichst umfassenden Datenmenge. Dabei wurde insbesondere mit einschlägig befassten europäischen Stellen (D, DK, NL, VK, S, F, Europäische Kommission) Kontakt aufgenommen und alle verfügbaren Informationen erfasst. Folgende Institutionen/Datenquellen wurden herangezogen:

- „Gefährliche Stoffe in Oberflächengewässern“ - Fachgrundlage für österreichische Programme nach Artikel der Richtlinie 76/464/EWG. Auftraggeber und Herausgeber: BMLUFUW, Sektion VII. Projektdurchführung und Koordination: Umweltbundesamt Wien. Juli 2002 (Nagy et al. 2002)
- Towards the Derivation of Quality Standards for Priority Substances in the Context of the Water Framework Directive. Final Report of the Study Contract No. B4-3040/2000/30637/MAR/E1: Identification of quality standards for priority substances in the field of water policy. Peter Lepper, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology. 04 September 2002 (Lepper 2002)
- Technische Berichte und Studien von einschlägigen EU-Institutionen und Institutionen der EU-Mitgliedstaaten:
 - EU-Kommission : EAF/Expert Subgroup on quality standards

- SCTE: European Scientific Advisory Committee on toxicity and ecotoxicity of chemicals, Bruxelles
- Dänemark: Umweltagentur, Miljøministeriet Miljøstyrelsen Standgade 29, 1401 Kopenhagen
- Deutschland: Umweltbundesamt, Berlin
- Niederlande: National Institute of Public Health and The Environment (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu; RIVM) P.O.Box 1; 3720 BA Bilthoven, NL
- Frankreich: Ministère De L`Aménagement du Territoire et de L`Environnement. Direction de l`eau, 20 avenue de Ségur, 75302 Paris 07 SP
- Schweden: National Chemical Inspectorate (KEMI), SE-17127 Solna
- Vereintes Königreich: The Environment Agency. National Center for Ecotoxicology and Hazardous Substances. Envenlode House, Howbery Park, Wallingford, Oxon OX10 8BD
- Österreich: Umweltbundesamt, Spittelauer Lände 5, 1090 Wien
- EU-Risikobewertungen gemäß Verordnung (EG) Nr. 793/93 und Richtlinie 91/414/EWG (Endberichte oder Entwürfe)
- Datenbanken:
 - IUCLID Datenbank (International Uniform Chemical Database) (<http://ecb.jrc.it/existing-chemicals>)
 - Hazardous Substances Databank (HSDB)
 - Database of the National Library of Medicine's TOXNET system (einschl. GeneTox, Developmental and Reprod) (<http://toxnet.nlm.nih.gov>),
 - ECOTOX Database System: <http://www.epa.gov/ecotox/quicksearch.thm>;
 - Environment Canada; Integrated Risk Information System IRIS (<http://www.epa.gov/iriswebp/iris/index.html>);
 - Medline-database.
- Informationen seitens einzelner Hersteller oder Importeure

Detaillierte Literaturhinweise werden in den für die einzelnen Substanzen erstellten Datenblättern gegeben.

Einbeziehung der Öffentlichkeit: Um eine vollständige Erfassung der Daten zu gewährleisten, wurde ein Entwurf des gegenständlichen Gutachtens im Oktober 2002 der interessierten Öffentlichkeit vorgestellt (Workshop „Wasserrahmenrichtlinie 2002“, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft) und um Bekanntgabe zusätzlicher Daten und Informationen ersucht. Wenngleich von dieser Einladung zur Mitwirkung nur wenig Gebrauch gemacht wurde, wurden die eingegangenen Kommentare soweit möglich berücksichtigt.

Das Gutachten wurde in enger Zusammenarbeit mit dem vom BMLFUW zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie eingesetzten Arbeitskreis „Chemie – Überwachung und Ziele“ erstellt.

5. ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE

Die für die Ableitung von UQN-Vorschlägen erforderlichen Informationen sind in TEIL II des gegenständlichen Gutachtens wie folgt zusammengestellt:

- (1.) „DATENBLATT“, beschreibt die Stoffidentität, den UQN-Vorschlag für das aquatische Kompartiment und den zugrunde gelegten ökotoxikologischen Datensatz, sowie spezielle Qualitätsnormen und Erläuterungen;
- (2.) „HINTERGRUNDINFORMATIONEN“, zur Ergänzung des Datenblattes. Hierin sind z.B. für das Umweltverhalten relevante physikalisch-chemische Eigenschaften der Stoffe aufgeführt. Darüber hinaus finden sich hier weitere ökotoxikologische Daten sowie Angaben über das kanzerogene, mutagene und teratogene Potential der Substanzen als Grundlage für die Berücksichtigung der menschlichen Gesundheit im Rahmen der UQN-Ableitung.

Definition des Begriffs „UQN-Vorschlag“

Die in den Datenblättern des gegenständlichen Gutachtens zusammengestellte UQN-Vorschläge für die Stoffgruppen A – C beruhen auf drei unterschiedlichen gemeinschaftsrechtlichen Vorgaben und damit verknüpft, auf verschiedenen Verfahren bzw. Verfahrensstadien ihrer Ableitung:

1. Stoffe der Gruppe A (Stoffe der Liste 1 nach Richtlinie 76/464/EWG): Gemäß Artikel 2 der Richtlinie 2000/60/EG (Wasserrahmenrichtlinie) stellen die für diese Stoffe auf EU-Ebene derzeit festgelegten Qualitätsziele (Tochterrichtlinien zur Richtlinie 76/464/EWG) den "guten chemischen Zustand" dar. Gemäß Artikel 16 der Richtlinie 2000/60/EG muss die Europäische Kommission für alle Stoffe der

Liste 1 eine Überprüfung der bestehenden Gemeinschaftsmaßnahmen vornehmen, und gegebenenfalls bis Ende 2003 eine Revision dieser Regelungen vorschlagen. Zur Unterstützung dieser Aufgabe hat die Europäische Kommission das Fraunhofer Institut für Molekulare Biologie und Angewandte Ökologie beauftragt, eine Studie zur Ableitung von gemeinschaftlichen Umweltqualitätsnormen auszuarbeiten, bei der nahezu alle Stoffe der Liste 1 berücksichtigt wurden. Das Fraunhofer Institut hat für diese Stoffe auf Basis der methodischen Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie Vorschläge für Umweltqualitätsnormen ermittelt (Lepper 2002). Diese Werte werden derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert (vgl. auch Punkt 2). In den Stoffdatenblättern finden sich kurze Kommentare des Gutachters zu diesen Werten.

2. Stoffe der Gruppe B: diese Substanzen wurden mit der EU-Entscheidung Nr. 2455/2001 als prioritäre Stoffe gemäß Artikel 16 der Richtlinie 2000/60/EG (Wasserrahmenrichtlinie) identifiziert und in Anhang X der Wasserrahmenrichtlinie aufgenommen. Für diese Stoffe – soweit es keine Stoffe der Liste 1 sind - bestand bisher kein EU-weit geltendes Qualitätsziel. Die Europäische Kommission hat die Verpflichtung, bis Ende 2003 einen Vorschlag für eine künftige europaweite Umweltqualitätsnorm vorzulegen. In Vorbereitung dieses Vorschlages hat die Europäische Kommission das Fraunhofer Institut für Molekulare Biologie und Angewandte Ökologie beauftragt, eine Studie zur Ableitung von gemeinschaftlichen Umweltqualitätsnormen auszuarbeiten. Das Fraunhofer Institut hat für diese Stoffe auf Basis der methodischen Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie Vorschläge für Umweltqualitätsnormen ermittelt (Lepper 2002). Diese Werte werden derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert. In den Stoffdatenblättern finden sich kurze Kommentare des Gutachters zu diesen Werten.
3. Stoffe der Gruppe C: Diese Substanzen wurden in der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) als relevante Schadstoffe für die österreichischen Oberflächengewässer identifiziert und fallen weder unter die Stoffe der Liste 1 gemäß Richtlinie 76/464/EWG noch unter die prioritären Stoffe gemäß Entscheidung Nr. 2455/2001. Für diese Stoffe sind daher keine EU-weit einheitlichen Qualitätsziele vorgesehen. Vielmehr sind die Mitgliedstaaten verpflichtet, für diese Stoffe selbstständig Umweltqualitätsnormen nach den Kriterien des Anhangs V, 1.2.6 festzulegen. Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und ein Wert als Umweltqualitätsnorm vorgeschlagen, der unter den derzeit geltenden

Qualitätszielen den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie am besten entspricht. Im Rahmen des gegenständlichen Gutachtens wurde eine Datensammlung und -bewertung durchgeführt um diese UQN-Vorschläge zu verifizieren und gegebenenfalls zu modifizieren. Hierzu sind folgende Anmerkungen erforderlich:

- a) Liegen validierte chronische Testdaten vor (NOEC-Werte), dann konnte der Wert für die vorgeschlagene UQN strikt nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie zur Ableitung von PNEC-Werten ermittelt werden. Mit wenigen Ausnahmen, die im einzelnen in den Datenblättern begründet werden, wurde die Bewertung exakt nach dem Schema des Anhanges V,1.2.6 der Wasserrahmenrichtlinie bzw. den TGD-RA vorgenommen, d.h. durch Division des niedrigsten chronischen NOEC durch die Bewertungsfaktoren 10, 50 bzw. 100. Falls Endberichte oder Berichtsentwürfe von EU-Risikobewertungen gemäß Verordnung (EU) Nr. 793/93 vorlagen, wurden die dort abgeleiteten PNEC-Werte übernommen.
- b) Die Prüfung der Validität der Daten hinsichtlich des Kriteriums „reliability“ erfordert die Analyse der Originalarbeiten. Dies konnte im vorgegebenen Auftrags-Rahmen des gegenständlichen Gutachtens nur in begrenzten Umfang durchgeführt werden. Deshalb wurde in Fällen, wo nicht validierte Daten vorlagen, auf die Vorschläge des Umweltbundesamtes zurückgegriffen, d.h. auf entsprechende Bewertungen bzw. methodische Anmerkungen anderer europäischer Expertengremien, insbesondere Dänemarks (DK 1996), des Vereinten Königreichs (EA-UK 1998), Frankreichs (Agences de l'eau 1999), der Niederlande (CIW 2000), Deutschlands (LAWA 2000) und des SCTE (SCTE 1994). In diesen Fällen konnte die Ableitung der PNEC-Werte daher meist nicht nach den exakten Kriterien der Wasserrahmenrichtlinie erfolgen.
- c) Bei Vorliegen von ausschließlich akuten Testdaten (keine Langzeit-NOEC verfügbar) sehen die Wasserrahmenrichtlinie und die TGD-RA vor, dass der PNEC aus dem niedrigsten Testdatum und einem Bewertungsfaktor von 1000 berechnet wird. Diese Ableitung erscheint im Hinblick darauf, dass sich die Umweltqualitätsnormen auf Langzeitwirkungen beziehen sollen, jedoch problematisch. In diesen Fällen wurde daher im allgemeinen auf die bestehende Datenbewertung des Umweltbundesamtes (siehe Punkt b) zurückgegriffen.
- d) In den Fällen, in denen auf die Bewertung des Umweltbundesamtes zurückgegriffen wurde (Punkte b) und c)) wurde untersucht, ob der UQN-

Vorschlag bei Betrachtung der vorliegenden Daten fachlich gestützt werden kann. Entsprechende Bemerkungen finden sich in den Stoffdatenblättern.

- e) die im gegenständlichen Gutachten getroffenen Folgerungen spiegeln die Auffassung des Autors auf Basis des derzeitigen (Dezember 2002) Kenntnisstandes wieder. Diese werden der Öffentlichkeit zur Stellungnahme vorgelegt. Gegebenenfalls wird, wenn neue Daten verfügbar werden, eine Anpassung der betreffenden PNEC-Ableitung für Substanzen der Gruppe C erforderlich sein (siehe auch Punkt b,c,).

Die folgenden Tabellen geben eine Übersicht über die bestehenden bzw. vorgeschlagenen Umweltqualitätsnormen. In der Spalte „Bemerkung“ finden sich kurze Hinweise auf die wichtigsten Bewertungsgrundlagen. Detailliertere Daten und Hintergrundinformationen dazu sind den stoffspezifischen Datenblättern in TEIL 2 des Gutachtens zu entnehmen.

Tabelle 5.1.1. Gruppe A: Liste 1 Stoffe

GRUPPE A – Stoffe der Liste 1 (jedoch nicht prioritäre Stoffe)			
Die folgenden Stoffe sind in Liste 1 nach Richtlinie 76/464/EWG aufgeführt. Gemäß Artikel 2 der Richtlinie 2000/60/EG (Wasserrahmenrichtlinie) stellt das für diese Stoffe auf EU-Ebene derzeit festgelegte Qualitätsziel gemäß (Tochterrichtlinie 76/464/EWG den "guten chemischen Zustand" dar. Gemäß Artikel 16 der Richtlinie 2000/60/EG muss die Europäische Kommission für alle Stoffe der Liste 1 eine Überprüfung der bestehenden Gemeinschaftsmaßnahmen vornehmen, und gegebenenfalls bis Ende 2003 eine Revision dieser Regelungen vorschlagen.			
SUBSTANZ	CAS.Nr.	UQN-Vorschlag (µg/l)	Bemerkung
Aldrin	309-00-2	0,01	Qualitätsziel Tochterrichtlinie 76/464/EWG: 0,01 µg/l. In Übereinstimmung mit dem Vorschlag der UBA-Studie (Nagy et al. 2002) wird empfohlen, dieses Qualitätsziel als Umweltqualitätsnorm zu übernehmen.
Dieldrin	60-57-1	0,01	Qualitätsziel Tochterrichtlinie 76/464/EWG: 0,01 µg/l. In Übereinstimmung mit dem Vorschlag der UBA-Studie (Nagy et al. 2002) wird empfohlen, dieses Qualitätsziel als Umweltqualitätsnorm zu übernehmen.
Isodrin	465736	0,005	Qualitätsziel Tochterrichtlinie 76/464/EWG: 0,005 µg/l. In Übereinstimmung mit dem Vorschlag der UBA-Studie (Nagy et al. 2002) wird empfohlen, dieses Qualitätsziel als Umweltqualitätsnorm zu übernehmen.
Endrin	72-20-8	0,005	Qualitätsziel Tochterrichtlinie 76/464/EWG: 0,005 µg/l. In Übereinstimmung mit dem Vorschlag der UBA-Studie (Nagy et al. 2002) wird empfohlen, dieses Qualitätsziel als Umweltqualitätsnorm zu übernehmen.
DDT (Summe)	50-29-3	0,025	Qualitätsziel Tochterrichtlinie 76/464/EWG: 0,025 µg/l (Summe von p-p'-DDT, o-p'-DDT, p-p'-DDE, p-p'-DDD), 0,01 µg/l für p-p'-DDT. In Übereinstimmung mit dem Vorschlag der UBA-Studie (Nagy et al. 2002) wird empfohlen, dieses Qualitätsziel als Umweltqualitätsnorm zu übernehmen.
Tetrachlorethen	127-18-4	10	Qualitätsziel Tochterrichtlinie 76/464/EWG: 10 µg/l. <u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Vorschlag des Fraunhofer Instituts: Das Fraunhofer Institut hat für Tetrachlorethen ein Qualitätsziel von EQS 10 µg/l, MAC-QS 36 µg/l empfohlen (Lepper 2002). Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.
Tetrachlormethan	56-23-5	12	Qualitätsziel Tochterrichtlinie 76/464/EWG: 12 µg/l. <u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für Tetrachlormethan ein Qualitätsziel von EQS 7,2 µg/l, MAC-QS 24,6 µg/l empfohlen (Lepper 2002). Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.
Trichlorethen	79-01-6	10	Qualitätsziel Tochterrichtlinie 76/464/EWG: 10 µg/l. <u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für Trichlorethen ein Qualitätsziel von EQS 10 µg/l, MAC-QS 210 µg/l empfohlen (Lepper 2002). Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.

GRUPPE A – Stoffe der Liste 1, die auch prioritäre Stoffe sind

Folgende Stoffe der Liste 1 nach Richtlinie 76/464/EWG wurden mit der EU-Entscheidung Nr. 2455/2001 als prioritäre Stoffe gemäß Artikel 16 der Richtlinie 2000/60/EG (Wasserrahmenrichtlinie) identifiziert. Die Europäische Kommission hat daher die Verpflichtung, bis Ende 2003 einen Vorschlag für eine künftige europaweite Umweltqualitätsnorm vorzulegen. In Vorbereitung dieses Vorschlages hat die Europäische Kommission das Fraunhofer Institut für Molekulare Biologie und Angewandte Ökologie beauftragt, eine Studie zur Ableitung von gemeinschaftlichen Umweltqualitätsnormen auszuarbeiten (Lepper 2002). Kommentare zu diesen Vorschlägen finden sich in den Stoffdatenblättern.

SUBSTANZ	CAS.Nr.	UQN-Vorschlag (µg/l)	Bemerkung
1,2-Dichlor-ethan	107-06-2	10	Qualitätsziel Tochterrichtlinie 76/464/EWG: 10 µg/l. In Übereinstimmung mit dem Vorschlag der UBA-Studie (Nagy et al. 2002) wird empfohlen, dieses Qualitätsziel als Umweltqualitätsnorm zu übernehmen. <u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für 1,2-Dichlorethan ein Qualitätsziel von EQS 1060 µg/l, MAC-QS 1080 µg/l empfohlen. Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.
Cadmium	7440-43-9	1	Qualitätsziel Tochterrichtlinie 76/464/EWG: 1 µg/l. <u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für Cadmium ein Qualitätsziel von EQS-MPA 0,08-0,15-0,25 µg/l (Wasserhärte: 40-<100; 100->200; >200 mg CaCO ₃ /l) empfohlen. Diese Werte werden derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.
Hexachlorbenzol	118-74-1	0,03	Qualitätsziel Tochterrichtlinie 76/464/EWG: 0,03 µg/l. In Übereinstimmung mit dem Vorschlag der UBA-Studie (Nagy et al. 2002) wird empfohlen, dieses Qualitätsziel als Umweltqualitätsnorm zu übernehmen. <u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für Hexachlorbenzol ein Qualitätsziel von EQS 0,013 µg/l, MAC-QS 0,05 µg/l empfohlen. Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.
Hexachlorbutadien	87-68-3	0,1	Qualitätsziel Tochterrichtlinie 76/464/EWG: 0,1 µg/l. In Übereinstimmung mit dem Vorschlag der UBA-Studie (Nagy et al. 2002) wird empfohlen, dieses Qualitätsziel als Umweltqualitätsnorm zu übernehmen. <u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für Hexachlorbutadien ein Qualitätsziel von EQS (Süßwasser) 0,05 µg/l, MAC-QS 0,59 µg/l empfohlen. Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.
Hexachlorcyclohexan (Summe der Isomeren)	608-73-1	0,05	Qualitätsziel Tochterrichtlinie 76/464/EWG 0,05 µg/l (Summe der Isomeren). In Übereinstimmung mit dem Vorschlag der UBA-Studie (Nagy et al. 2002) wird empfohlen, dieses Qualitätsziel als Umweltqualitätsnorm zu übernehmen. <u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für Hexachlorcyclohexan (Summe der Isomeren) ein Qualitätsziel von 0,042 EQS µg/l, MAC-QS 0,9 µg/l empfohlen, für Lindan (gamma-Isomer) ein Qualitätsziel von 0,02 µg/l, MAC-QS 0,03 µg/l. Diese Werte werden derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.

SUBSTANZ	CAS.Nr.	UQN-Vorschlag (µg/l)	Bemerkung
Pentachlorphenol	87-86-5	2	Qualitätsziel Tochterrichtlinie 76/464/EWG: 2 µg/l. <u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für Pentachlorphenol ein Qualitätsziel von EQS 0,1 µg/l, MAC-QS 1 µg/l empfohlen. Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.
Trichlorbenzol (Summe der Isomeren)	12002-48-1	0,4	Qualitätsziel Tochterrichtlinie 76/464/EWG 0,4 µg/l (Summe der Isomeren). In Übereinstimmung mit dem Vorschlag der UBA-Studie (Nagy et al. 2002) wird empfohlen, dieses Qualitätsziel als Umweltqualitätsnorm zu übernehmen. <u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für Trichlorbenzol (Summe der Isomeren) ein Qualitätsziel von EQS (Süßwasser) 1,8 µg/l, MAC-QS 50 µg/l empfohlen. Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.
Trichlormethan (Chloroform)	67-66-3	12	Qualitätsziel Tochterrichtlinie 76/464/EWG: 12 µg/l. In Übereinstimmung mit dem Vorschlag der UBA-Studie (Nagy et al. 2002) wird empfohlen, dieses Qualitätsziel als Umweltqualitätsnorm zu übernehmen. <u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für Chloroform ein Qualitätsziel von EQS 3,85 µg/l, MAC-QS 38,5 µg/l empfohlen. Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.
Quecksilber	7439-97-6	1	Qualitätsziel Tochterrichtlinie 76/464/EWG: 1 µg/l. <u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für Quecksilber ein Qualitätsziel von EQS-MPA 0,036 µg/l, MAC-QS-MPA 0,07 µg/l empfohlen. Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.

Tabelle 5.1.2. Gruppe B: Prioritäre Stoffe

GRUPPE B			
<p>Die folgenden Stoffe wurden mit der EU-Entscheidung Nr. 2455/2001 als prioritärer Stoff gemäß Artikel 16 der Richtlinie 2000/60/EG (Wasserrahmenrichtlinie) identifiziert. Die Europäische Kommission hat daher die Verpflichtung, bis Ende 2003 einen Vorschlag für eine künftige europaweite Umweltqualitätsnorm vorzulegen. In Vorbereitung dieses Vorschlages hat die Europäische Kommission das Fraunhofer Institut für Molekulare Biologie und Angewandte Ökologie beauftragt, eine Studie zur Ableitung von gemeinschaftlichen Umweltqualitätsnormen auszuarbeiten. Kommentare zu den Vorschlägen des Fraunhofer Instituts finden sich in den Stoffdatenblättern.</p> <p>In der Tabelle bedeuten: UBA: UQN-Vorschlag des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2001) FH: UQN-Vorschlag des Fraunhofer Instituts (Lepper 2002); im allgemeinen besteht der Vorschlag in einem Langzeitgrenzwert und einem Kurzzeitgrenzwert (MAC-QS). Diese Werte werden in der Form x/y angegeben. Für einige Stoffe wird in der Fraunhoferstudie ein spezieller Grenzwert unter Berücksichtigung der Bioakkumulation in der Nahrungskette abgeleitet. In diesen Fällen ist dieser Grenzwert angeführt und in Klammern die für pelagische Organismen abgeleiteten Grenzwerte angegeben.</p>			
SUBSTANZ	CAS.Nr.	UQN-Vorschlag (µg/l)	Bemerkung
Alachlor	15972-60-8	UBA: 3 FH: 0,035 / 1,15	Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 3 µg/l als Umweltqualitätsnorm für Alachlor vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (Agences de l'eau 1999) und nachvollziehbar. <u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts</u> Das Fraunhofer Institut hat für Alachlor ein Qualitätsziel von EQS 0,035 µg/l, MAC-QS 1,15 µg/l empfohlen. Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.
Anthracen	120-12-7	UBA: 0,19 FH: 0,063 / 0,01	Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,19 µg/l als Umweltqualitätsnorm für Anthracen vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (Agences de l'eau 1999) und nachvollziehbar. <u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts</u> Das Fraunhofer Institut hat für Anthracen ein Qualitätsziel von EQS 0,063 µg/l, MAC-QS 0,01 µg/l empfohlen. Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.
Atrazin	1912-24-9	UBA: 1 FH: 0,34 / 2	Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 1 µg/l als Umweltqualitätsnorm für Atrazin vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (SCTE 1994) und nachvollziehbar. <u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts</u> Das Fraunhofer Institut hat für Atrazin ein Qualitätsziel von EQS 0,34 µg/l, MAC-QS 2 µg/l empfohlen. Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.

Benzol	71-43-2	UBA: 80 FH: 16 / 49	Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 80 µg/l als Umweltqualitätsnorm für Benzol vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (PNEC gemäß Altstoffrisikobewertung) und nachvollziehbar. <u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für Benzol kein generelles Qualitätsziel, für Süßwasser EQS 16µg/l, MAC-QS 49 µg/l empfohlen. Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.
Blei	7439-92-1	UBA: 11 FH: 1 / 2	Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 11 µg/l als Umweltqualitätsnorm für Blei vorgeschlagen. Der Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (Crommentuijn et al. 1997a) und nachvollziehbar. <u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für Blei ein Qualitätsziel von EQS 1 µg/l, MAC-QS 2 µg/l empfohlen (Angaben ohne Berücksichtigung der Hintergrundkonzentration). Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.
Bromierte Diphenylether: Pentabrom. Diphenylether (Summe der technischen Isomeren)	32534-81-9	UBA: 0,53 FH: 0,0005 (0,53 / 1,4) (Werte in Klammern für pelagische Organismen)	Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,53 µg/l als Umweltqualitätsnorm für pentabromierte Diphenylether vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (PNEC gemäß Altstoffrisikobewertung) und nachvollziehbar. <u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für pentabromierte Diphenylether (Summe der technischen Isomeren) ein generelles Qualitätsziel EQS 0,0005 µg/l (im Hinblick auf "secondary poisoning"), für pelagisches Süßwasser ein EQS von 0,53 µg/l und ein MAC-QS 1,4 µg/l empfohlen. Diese Werte werden derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.
C10-13-Chloralkane	85535-84-8	UBA: 0,5 FH: 0,41 / 1,4	Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,5 µg/l als Umweltqualitätsnorm für C10-13 Chloralkane vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (PNEC gemäß Altstoffrisikobewertung) und nachvollziehbar. <u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für C10-13-Chloralkane ein Qualitätsziel EQS 0,41 µg/l (Süßwasser) und ein MAC-QS 1,4 µg/l empfohlen. Diese Werte werden derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.
Chlorfenvinphos	470-90-6	UBA: 0,01 FH: 0,01	Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,01 µg/l als Umweltqualitätsnorm für Chlorfenvinphos vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (EA-UK 1998) und nachvollziehbar. <u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für Chlorfenvinphos ein Qualitätsziel EQS 0,01 µg/l und ein MAC-QS 0,01 µg/l empfohlen. Diese Werte werden derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.

Chlorpyrifos	2921-88-2	UBA: 0,0005 FH: 0,00046 / 0,001	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,0005 µg/l (Qualitätszielvorschläge für prioritäre Stoffe) als Umweltqualitätsnorm für Chlorpyrifos vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (Ohlenbusch et al. 2001) und nachvollziehbar.</p> <p><u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für Chlorpyrifos ein Qualitätsziel von EQS 0,0046, µg/l, MAC-QS 0,001 µg/l empfohlen. Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.</p>
Dichlor-methan	75-09-2	UBA: 10 FH: 8,2 / 162	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 10 µg/l als Umweltqualitätsnorm für Dichlormethan vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (SCTE 1994) und nachvollziehbar.</p> <p><u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für Dichlormethan ein Qualitätsziel von EQS 8,2µg/l, MAC-QS 162 µg/l empfohlen. Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.</p>
Di-(2-ethyl-hexyl-phthalat (DEHP))	117-81-7	UBA: 7,7 FH: 0,33	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 7,7 µg/l (Qualitätszielvorschläge für prioritäre Stoffe) als Umweltqualitätsnorm für DEHP vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (Ohlenbusch et al. 2001).</p> <p><u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für DEHP ein Qualitätsziel von EQS 0,33 µg/l empfohlen. Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.</p>
Diuron	330-54-1	UBA: 0,2 FH: 0,046 / 1,1	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,2 µg/l als Umweltqualitätsnorm für Diuron vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (Agences de l'eau, 1999) und nachvollziehbar.</p> <p><u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für Diuron ein Qualitätsziel von EQS 0,046 µg/l, MAC-QS 1,1 µg/l empfohlen. Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.</p>
Endosulfan (Summe des technischen Isomeren-gemisches)	115-29-7	UBA: 0,001 FH: 0,004 / 0,004	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,001 µg/l als Umweltqualitätsnorm für Endosulfan vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (SCTE 1994) und nachvollziehbar.</p> <p><u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für Endosulfan (Summe des technischen Isomeregemisches, CAS-Nr. 115-29-7) ein Qualitätsziel von EQS 0,004µg/l, MAC-QS 0,004 µg/l empfohlen. Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.</p>
Fluoranthen	206-44-0	UBA: - FH: 0,12 / 0,9	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,025 µg/l für die Summe der DIN-PAK (einschließlich Fluoranthen) als Umweltqualitätsnorm vorgeschlagen.</p> <p><u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für Fluoranthen ein Qualitätsziel von EQS 0,12 µg/l, MAC-QS 0,9µg/l empfohlen. Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.</p>

Isoproturon	34123-59-6	UBA: 0,2 FH: 0,32 / 1,3	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,2 µg/l als Umweltqualitätsnorm für Isoproturon vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (Agences de l'eau, 1999) und nachvollziehbar.</p> <p><u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u></p> <p>Das Fraunhofer Institut hat für Isoproturon ein Qualitätsziel von EQS 0,32 µg/l, MAC-QS 1,3 µg/l empfohlen. Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.</p>
Naphthalin	91-20-3	UBA: 1 FH: 2,4 / 80	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 1 µg/l als Umweltqualitätsnorm für Naphthalin vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (SCTE 1994) und nachvollziehbar.</p> <p><u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u></p> <p>Das Fraunhofer Institut hat für Naphthalin ein Qualitätsziel von EQS 2,4 µg/l, MAC-QS 80µg/l empfohlen. Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.</p>
Nickel	7440-02-0	UBA: 2,1 FH: 0,6 / 1,6 (für MPA)	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und den Wert 2,1 µg/l als Umweltqualitätsnorm für Nickel vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (Crommentuijn et al. 1997a) und nachvollziehbar.</p> <p><u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u></p> <p>Das Fraunhofer Institut hat für Nickel ein Qualitätsziel von EQS 0,6 µg/l, MAC-QS 1,6 µg/l empfohlen. (Angaben ohne Berücksichtigung der Hintergrundkonzentration). Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.</p>
Nonylphenole	25154-52-3 und 84852-15-3	UBA: 0,33 FH: 0,33 / 2,1	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,33 µg/l als Umweltqualitätsnorm für Nonylphenol vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (PNEC gemäß Altstoffrisikobewertung) und nachvollziehbar.</p> <p><u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u></p> <p>Das Fraunhofer Institut hat für Nonylphenole (Summe des technischen Isomerengemisches; 4-Nonylphenol (branched;84852-15-3) und Nonylphenol (25154-52-3)) ein Qualitätsziel von EQS 0,33 µg/l, MAC-QS 2,1 µg/l empfohlen. Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.</p>
Octylphenole	1806-26-4	UBA: 1 FH: 0,1 / 0,133	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 1 µg/l als Umweltqualitätsnorm für Octylphenol vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur (EA-UK 1998) belegt und nachvollziehbar.</p> <p><u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u></p> <p>Das Fraunhofer Institut hat für Octylphenole ((1806-26-4; para-tert-Octylphenol 140-66-9) ein Qualitätsziel von EQS 0,1 µg/l, MAC-QS 0,133 µg/l empfohlen.</p>
Pentachlorbenzol	608-93-5	UBA: 1 FH: 0,05 (1 / 8,7) Werte in Klammern gelten für pelagische Organismen	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 1 µg/l (Qualitätszielvorschläge für prioritäre Stoffe als Umweltqualitätsnorm für Pentachlorbenzol vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (Ohlenbusch et al. 2001) und nachvollziehbar.</p> <p><u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u></p> <p>Das Fraunhofer Institut hat für Pentachlorbenzol ein generelles Qualitätsziel von EQS 0,05 µg/l (im Hinblick auf den Schutz von Biota), für Süßwasser 1 µg/l und ein MAC-QS 8,7 µg/l empfohlen. Diese Werte werden derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.</p>

Poly-aromatische Kohlenwasserstoffe	-	UBA: 0,025 (Summe PAK) FH: - (kein Summenwert vorgeschlagen) Benzo(a)pyren: UBA: 0,005 FH: 0,05 / 0,05 Benzo(k)fluoranthen: UBA: - FH: 0,0054 / 0,00054	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,025 µg/l als Umweltqualitätsnorm für die Summe der DIN-PAK und 0,005 µg/l für Benz(a)pyren vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (LAWA 2000; Agences de l'eau 1999).</p> <p><u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für Benz(a)pyren ein Qualitätsziel von EQS 0,05 µg/l, MAC-QS 0,05 µg/l und für Benzo(k)fluoranthen ein Qualitätsziel von EQS 0,0054, MAC-QS 0,00054 µg/l empfohlen. Diese Werte werden derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.</p> <p>Der UQN-Vorschlag des Umweltbundesamtes bezieht sich auf die Summe der DIN-PAK. In der Studie des Fraunhofer Instituts wird festgestellt, dass ein Summengrenzwert nicht abgeleitet werden kann, da nicht für alle individuellen PAK ausreichende Daten zur Ableitung von UQN-Werten verfügbar sind (es werden UQN-Vorschläge nur für Fluoranthen, Benzo(a)pyren und Benzo(k)fluoranthen gemacht).</p> <p>(DIN-PAK: Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benzo(ghi)perylen und Indeno(1,2,3-cd)pyren)</p>
Simazin	122-34-9	UBA: 1 FH: 1,1 / 4,2	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 1,0 µg/l als Umweltqualitätsnorm für Simazin vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (SCTE 1994) und nachvollziehbar.</p> <p><u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für Simazin ein Qualitätsziel von EQS 1,1 µg/l, MAC-QS 4,2 µg/l empfohlen. Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.</p>
Tributylzinn-Verbindungen (als Kation)	36643-28-4	UBA: 0,001 FH: 0,0001 / 0,0015	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,001 µg/l (SCTE 1994, DK 1996) als Umweltqualitätsnorm für Tributylzinn-Verbindungen vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (s.o.) und nachvollziehbar.</p> <p><u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für Tributylzinn-Verbindungen (als Tributylzinnkation) ein Qualitätsziel von EQS 0,0001 µg/l, MAC-QS 0,0015 µg/l empfohlen. Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.</p>
Trifluralin	1582-09-8	UBA: 0,1 FH: 0,03 / 0,42	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,1 µg/l als Umweltqualitätsnorm für Trifluralin vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (SCTE 1994) und nachvollziehbar.</p> <p><u>Vorschlag des Fraunhofer Instituts:</u> Das Fraunhofer Institut hat für Trifluralin ein Qualitätsziel von EQS 0,03 µg/l, MAC-QS 0,42 µg/l empfohlen. Dieser Wert wird derzeit auf Ebene der EU-Experten diskutiert.</p>

Tabelle 5.1.3. Gruppe C Relevante Stoffe für Österreich

GRUPPE C			
<p>Folgende Substanzen wurden in der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) als relevante Schadstoffe für die österreichischen Oberflächengewässer identifiziert. Diese Stoffe fallen weder unter die Stoffe der Liste 1 gemäß Richtlinie 76/464/EWG, noch unter die prioritären Stoffe gemäß Entscheidung Nr. 2455/2001. Für diese Stoffe sind daher keine EU-weit einheitlichen Qualitätsziele vorgesehen. Vielmehr sind die Mitgliedstaaten verpflichtet, für relevante Schadstoffe selbstständig Umweltqualitätsnormen nach den Kriterien des Anhangs V, 1.2.6 der Wasserrahmenrichtlinie festzulegen.</p>			
SUBSTANZ	CAS.Nr.	UQN-Vorschlag (µg/l)	Bemerkung
1,2-Dichlorethen	540-59-0	10	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 10 µg/l als Umweltqualitätsnorm für 1,2 Dichlorethen vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (LAWA 2000).</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und –bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für 1,2-Dichlorethen den UQN-Vorschlag mit 10 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Im Rahmen dieser Studie konnten für die PNEC-Ableitung keine ausreichenden ökotoxikologischen Daten (weder chronische noch akute Daten vorhanden) gefunden werden, deshalb wird auf vorhandene Datenbewertungen zurückgegriffen (Nagy et al. 2002).</p>
1,3-Dichlor-2-propanol	96-23-1	10	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 10 µg/l als UQN für 1,3-dichlor-2-propanol vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (LAWA 2000).</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und -bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für 1,3-dichlor-2-propanol den UQN-Vorschlag mit 10 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Im Rahmen dieser Studie konnten für die PNEC-Ableitung keine ausreichenden ökotoxikologischen Daten (weder chronische noch akute Daten vorhanden) gefunden werden, deshalb wird auf vorhandene Datenbewertungen zurückgegriffen (Nagy et al. 2002).</p> <p><u>Spezielle QN:</u> 1,3-dichlor-2-propanol ist klassifiziert als Kanzerogen der Kategorie 2 (R45=kann Krebs erzeugen) und als gesundheitsschädlich bei Berührung mit der Haut (R21) sowie giftig beim Verschlucken (R25). Folglich sind die Trigger-Kriterien für die spezielle QN-Ableitung zum Schutz des Menschen beim Verzehr von Nahrungsmitteln aus dem aquatischen Lebensraum erfüllt (siehe Kapitel 3.4). Für das gegenständliche Gutachten konnten für diese Fragestellung in der Literatur keine ausreichenden toxikologischen Daten gefunden werden, ein Vorschlag für eine spezielle QN kann infolgedessen nicht abgeleitet werden.</p>
2,4-Dichlorphenol	120-83-2	2	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 10 µg/l als UQN für 2,4-Dichlorphenol vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (SCTE 1994) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und –bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für 2,4-Dichlorphenol den UQN-Vorschlag mit 2 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Verfügbare Daten: akute Toxizität; chronische NOEC für 2 trophische Ebenen; gemäß TGD-RA (EC 2002) ergibt sich aus dem NOEC der empfindlichsten Spezies ein PNEC-Wert von 2 µg/l.</p>

2,5-Dichlorphenol	583-78-8	20	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 20 µg/l als UQN für 2,5-Dichlorphenol vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (Agences de l'eau, 1999) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und –bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für 2,5-Dichlorphenol den UQN-Vorschlag mit 20 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Im Rahmen dieser Studie konnten für die PNEC-Ableitung keine ausreichenden ökotoxikologischen Daten (weder chronische noch akute Daten vorhanden) gefunden werden, deshalb wird auf vorhandene Datenbewertungen zurückgegriffen (Nagy et al. 2002).</p>
Ammoniak (als NH₃)	7664-41-7	10	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 20 µg N/l als UQN für Ammoniak vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (CIW 2000).</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und –bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Ammoniak den UQN-Vorschlag mit 10 µg NH₃/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Auf Basis der in der Literatur (siehe Datenblatt) angegebenen EC20 (40 µg/l) für die empfindlichsten Spezies (Fische) läßt sich ein NOEC-Wert (berechnet als LOEC/2, s. 6.3.1.2) von 20 µg NH₃/l ableiten. Aus diesem NOEC ergibt sich bei Anwendung eines Bewertungsfaktors von 2 ein UQN-Vorschlag von 10 µg/l (bezogen auf NH₃). Diese Ableitung wird durch die Anwendung der statistischen Extrapolationsmethode auf die in der IUCLID-Datenbank verfügbaren NOEC-Werte gestützt.</p>
AOX (als Chlor)		50	<p>Da es sich bei AOX (adsorbierbare organisch gebundene Halogene) um einen Parameter handelt, der eine chemisch nicht eindeutig definierte Gruppe von Stoffen bezeichnet, können die Kriterien des Anhang V, 1.2.6 nicht sinnvoll angewendet werden. Die Festlegung muss durch eine Konvention erfolgen.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Es wird empfohlen, die in der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) vorgeschlagene Umweltqualitätsnorm von 50 µg Cl/l zu übernehmen.</p>
Arsen	7440-38-2	24,0 (= 24,0 + 0)	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 24,2 µg/l als UQN für Arsen vorgeschlagen. Dieser Wert ist in der Literatur belegt (CIW 2000) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und –bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Arsen den UQN-Vorschlag mit 24,0 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Die formelle Ableitung gemäß „added risk approach“ ergibt den UQN-Vorschlag von 24,0 µg/l. Dieser Wert ergibt sich aus einem toxikologisch abgeleiteten MPA-Wert von 24,0 µg/l, der in der Literatur belegt (Crommentuijn et al. 1997a) und nachvollziehbar ist (in der vom Umweltbundesamt herangezogenen Quelle (CIW 2000) ist ein geringfügig höherer Wert für das Qualitätsziel angegeben). Da für Arsen keine ausreichenden Informationen über Hintergrundkonzentrationen (Cb) vorhanden sind, wurde eine Hintergrundkonzentration von 0 µg/l angesetzt.</p> <p><u>Spezielle QN:</u> Der UQN-Vorschlag überschreitet die Qualitätsnorm (A1, Leitwert) für die Trinkwassergewinnung gemäß Obverflächentrinkwasser-Verordnung BGBl. Nr. 359/1995. Für Oberflächengewässer, die zur Trinkwassergewinnung genutzt werden, sind die Qualitätsnormen dieser Verordnung heranzuziehen.</p>

Benzidin	92-87-5	0,1	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,1 µg/l als UQN für Benzidin vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (LAWA 2000).</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und -bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Benzidin den UQN-Vorschlag mit 0,1 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Im Rahmen dieser Studie konnten für die PNEC-Ableitung keine ausreichenden ökotoxikologischen Daten gefunden werden (keine chronischen Toxizitätsdaten, vorliegende L(E)C50-Daten nicht validiert). Deshalb wird auf vorhandene Datenbewertungen zurückgegriffen (Nagy et al. 2002).</p> <p><u>Spezielle QN:</u> Benzidin ist klassifiziert als Kanzerogen der Kategorie 1 (R45 = kann Krebs erzeugen) und als gesundheitsschädlich beim Verschlucken (R22). Folglich sind die Trigger-Kriterien für die QN-Ableitung zum Schutz des Menschen beim Verzehr von Nahrungsmitteln aus dem aquatischen Lebensraum erfüllt. Für das gegenständliche Gutachten konnten für diese Fragestellung in der Literatur keine ausreichenden toxikologischen Daten gefunden werden, ein Vorschlag für eine spezielle QN kann infolgedessen nicht abgeleitet werden.</p>
Benzylchlorid	100-44-7	10	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 10 µg/l als UQN für Benzylchlorid vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (DK 1996) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und -bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Benzylchlorid den UQN-Vorschlag mit 10 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Im Rahmen dieser Studie konnten für die PNEC-Ableitung keine ausreichenden ökotoxikologischen Daten gefunden werden (keine chronischen Toxizitätsdaten). Deshalb wird auf vorhandene Datenbewertungen zurückgegriffen (Nagy et al. 2002). Wendet man auf die vorhanden akuten Toxizitätsdaten (Fische, Daphnien) den Bewertungsfaktor AF = 1000 an, dann ergeben sich Werte, die unter Berücksichtigung der biologischen Variabilität den vorgeschlagenen UQN-Wert unterstützen.</p> <p><u>Spezielle QN:</u> Benzylchlorid ist klassifiziert als Kanzerogen der Kategorie 3 (R40 = irreversibler Schaden möglich) und als gesundheitsschädlich beim Verschlucken (R22). Folglich sind die Trigger-Kriterien für die QN-Ableitung zum Schutz des Menschen beim Verzehr von Nahrungsmitteln aus dem aquatischen Lebensraum erfüllt. Für das gegenständliche Gutachten konnten für diese Fragestellung in der Literatur keine ausreichenden toxikologischen Daten erhoben werden, ein Vorschlag für eine spezielle QN kann infolgedessen nicht abgeleitet werden.</p>
Bisphenol A	80-05-7	1,6	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 32 µg/l als UQN für Bisphenol A vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (EC 1999) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und -bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Bisphenol A einen UQN-Wert von 1,6 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Der vorgeschlagene UQN-Wert entspricht dem im Rahmen der EU-Risikobewertung für Bisphenol A auf Basis neuer Erkenntnisse (gegenüber EC 1999) abgeleiteten PNEC.</p>

Chlordan	57-74-9	0,002	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,004 µg/l als UQN für Chlordan vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (DK 1996).</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und -bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Chlordan den UQN-Vorschlag mit 0,002 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Verfügbare Daten: akute Toxizität für 3 trophische Ebenen, chronische NOEC für 2 trophische Ebenen (Daphnien, Fisch). Gemäß TGD-RA (EC 2002) ergibt sich aus der niedrigsten chronischen NOEC (<i>S. fontinalis</i>, 0,11 µg/l) mit einem AF = 50 ein PNEC-Wert von 0,002 µg/l.</p> <p><u>Spezielle QN:</u> Chlordan ist klassifiziert als Kanzerogen der Kategorie 3 (R40 = irreversibler Schaden möglich) und als gesundheitsschädlich bei Berührung mit der Haut (R21) sowie beim Verschlucken (R22). Darüber hinaus weist Chlordan ein Potential zur Bioakkumulation auf. Folglich sind die Trigger-Kriterien für die QS-Ableitung zum Schutz von Biota (secondary poisoning) sowie des Menschen beim Verzehr von Nahrungsmitteln aus dem aquatischen Lebensraum erfüllt. Für das gegenständliche Gutachten konnten für diese Fragestellung in der Literatur keine ausreichenden toxikologischen Daten gefunden werden, ein Vorschlag für eine spezielle QN kann infolgedessen nicht abgeleitet werden.</p>
Chloressigsäure	79-11-8	0,58	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,58 µg/l als UQN für Chloressigsäure vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (PNEC gemäß Altstoffrisikobewertung) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und -bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Chloressigsäure den UQN-Vorschlag mit 0,58 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Der vorgeschlagene UQN-Wert entspricht dem im Rahmen der EU-Risikobewertung für Chloressigsäure abgeleiteten PNEC.</p>
Chrom (Summe Cr-III und Cr-VI)	7440-47-3	9 (= 8,5 + 0,5)	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 9 µg/l als UQN für Chrom (Summe Cr-III und VI) vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes (basierend auf Chrom VI) ist in der Literatur belegt (CIW 2000) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und -bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Chrom den UQN-Vorschlag mit 9 µg/l (Summe Cr-III und Cr-VI) festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Die formelle Ableitung gemäß „added risk approach“ ergibt den UQN-Vorschlag 9 µg/l. Dieser Wert ergibt sich aus einem toxikologisch abgeleiteten MPA-Wert von 8,5 µg/l, der in der Literatur belegt (Crommentuijn 1997a) und nachvollziehbar ist. Der abgeleitete Wert bezieht sich auf Chrom VI, das Qualitätsziel wäre auf die Summe Cr-III und Cr-VI anzuwenden. Ein MPA-Wert von 8,5 µg/l für die Summe Cr-III und Cr-VI sollte auch den Schutz aquatischer Organismen vor dem schwächer toxischen Cr-III, für das ein MPA-Wert von 34 µg/l abgeleitet wurde, gewährleisten. Aus der Hintergrundkonzentration (C_b) von 0,5 µg/l (LAWA) ergibt sich der Vorschlag für den UQN von 9 µg/l.</p> <p><u>Spezielle QN:</u> Bioakkumulationspotential ist gegeben, hiermit ist das Triggerkriterium für die Ableitung spezieller Qualitätsnormen für Biota (secondary poisoning) erfüllt. Für das gegenständliche Gutachten konnten für diese Fragestellung in der Literatur keine ausreichenden toxikologischen Daten gefunden werden, ein Vorschlag für eine spezielle QN kann infolgedessen nicht abgeleitet werden.</p>

Cyanid (bezogen auf freies Cyanid (HCN, CN-))	HCN: 74-90-8; NaCN: 143-33-9; KCN: 151-50-8	0,1	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 5 µg/l als UQN für Cyanid vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (Agences de l'eau, 1999) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und -bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Cyanid (bezogen auf freies Cyanid (HCN, CN-)) den UQN-Vorschlag mit 0,1 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Verfügbare Daten: akute Toxizität für 3 trophische Ebenen; chronischer NOEC für 1 trophische Ebene (Fisch); gemäß TGD-RA (EC 2002) ergibt aus dem NOEC der empfindlichsten Spezies ein PNEC-Wert von 0,057µg/l, aufgerundet auf 0,1 µg/l.</p>
Deltamethrin	52918-63-5	0,0002	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,0002 µg/l als UQN für Deltamethrin vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (Agences de l'eau, 1999) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und -bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Deltamethrin den UQN-Vorschlag mit 0,0002 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Die Ableitung gemäß Kapitel 3.2 auf Basis des niedrigsten NOEC ergibt zwar einen PNEC-Wert von 0,00041 µg/l. Im Hinblick auf das Bioakkumulationspotential empfehle ich den UQN-Vorschlag 0,0002 µg/l beizubehalten.</p> <p><u>Spezielle QN:</u> Bioakkumulationspotential ist gegeben, hiermit ist das Triggerkriterium für die Ableitung spezieller Qualitätsnormen für Biota (secondary poisoning) erfüllt. Für das gegenständliche Gutachten konnten für diese Fragestellung in der Literatur keine ausreichenden toxikologischen Daten gefunden werden, ein Vorschlag für eine spezielle QN kann infolgedessen nicht abgeleitet werden.</p>
Dibutylzinn- verbindungen (als Kation)	-dichlorid: 683-18-1; -diacetat: 1067-33-0; -dilaureat: 77-58-7	0,01	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,01 µg/l als UQN für vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (SCTE 1994) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und -bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Dibutylzinn-Verbindungen den UQN-Vorschlag mit 0,01 µg/l (als Kation) festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Im Rahmen dieser Studie konnten für die PNEC-Ableitung keine ausreichenden ökotoxikologischen Daten (die vorliegenden Daten zur Ökotoxizität sind nicht validiert) gefunden werden, deshalb wird auf vorhandene Datenbewertungen zurückgegriffen (Nagy et al. 2002). Der Vorschlag wird durch folgenden Befund gestützt: Nimmt man den nicht validierten IUCLID-Datensatz als Grundlage für eine PNEC-Ableitung, dann erhält man einen UQN-Wert von ca. 0,04 µg/l (als Kation), der unter Berücksichtigung der biologischen Variabilität den vorgeschlagenen Wert bestätigt.</p>
Dimethylamin	124-40-3	10	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 10 µg/l als UQN für Dimethylamin vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (DK 1996) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und -bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Dimethylamin einen UQN-Wert von 10 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Im Rahmen dieser Studie konnten für die PNEC-Ableitung keine ausreichenden, d.h. validierten Daten zur chronischen Toxizität gefunden werden. Deshalb wird auf vorhandene Datenbewertungen zurückgegriffen (Nagy et al. 2002). Diese können durch folgende Befunde gestützt werden: (1.) Nimmt man den nicht validierten IUCLID-Datensatz als Grundlage für eine PNEC-Ableitung, dann erhält man einen UQN-Wert von 6 µg/l. (2.) bei Verwendung akuter Toxizitäts-Daten ergibt sich ein PNEC von 9 µg/l. Beide Ableitungs-Verfahren ergeben somit PNEC-Werte, die unter Berücksichtigung der biologischen Variabilität in der gleichen Größenordnung wie der vorgeschlagene UQN-Wert liegen.</p>

EDTA	60-00-4	2200	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 37 µg/l als UQN für EDTA vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (PNEC gemäß Altstoffrisikobewertung) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und –bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für EDTA den UQN-Vorschlag mit 2200 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Der vorgeschlagene UQN-Wert entspricht dem im Rahmen der EU-Risikobewertung für EDTA auf Basis neuer Erkenntnisse (gegenüber EC 1999) abgeleiteten PNEC</p> <p><u>Spezielle QN:</u> Unter Berücksichtigung des Trinkwasserschutzes ergibt sich nach dem vorgeschlagenen Verfahren (siehe Punkt 6.3.5 und Tabelle 5.2) ein Qualitätsziel von 850 µg/l. Es wird empfohlen, diesen Wert als Qualitätsnorm für Oberflächengewässer zur Trinkwassergewinnung heranzuziehen.</p>
Ethylbenzol	100-41-4	10	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 10 µg/l als UQN für Ethylbenzol vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (SCTE 1994) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und -bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Ethylbenzol den UQN-Vorschlag mit 10 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Für Ethylbenzol liegen akute Daten für 3 trophische Ebenen vor. Im Rahmen dieser Studie konnten für die PNEC-Ableitung keine ausreichende Zahl chronischer ökotoxikologischer Daten gefunden werden, deshalb wird auf vorhandene Datenbewertungen zurückgegriffen (Nagy et al. 2002). Dieser UQN-Vorschlag kann durch eine Betrachtung der vorliegenden akuten Toxizitätsdaten gestützt werden, die einen Wert im Bereich von 2 bis 10 µg/l ergeben würde.</p>
Fluorid	7681-49-4	1000	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 1000 µg/l als UQN für Fluorid vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (EA-UK 1998) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Es wird empfohlen, für Fluorid einen UQN-Wert von 1000 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Aufgrund der Datensammlung und –bewertung des gegenständlichen Gutachtens ergibt sich, strikt nach den Vorgaben der TGD-RA (EC 2002) für Fluorid ein PNEC von 74 µg/l. Dieser Wert resultiert aus dem niedrigsten chronischen NOEC-Wert und einem Bewertungsfaktor Bewertungsfaktor AF = 50. Ausgehend von demselben Datensatz kommt die britische Umweltagentur zu einem PNEC von 1000 µg/l. Das von der UK-Umweltagentur angewendete Verfahren erscheint im Hinblick auf die Datenlage (detaillierte Erörterung: s. Datenblatt) aus Sicht der Toxikologie vertretbar.</p> <p><u>Spezielle QN:</u> Für Oberflächengewässer, die zur Trinkwassergewinnung genutzt werden, sind die Qualitätsnormen der Oberflächentrinkwasser-Verordnung BGBl. Nr. 359/1995 heranzuziehen.</p>

Heptachlor	76-44-8	0,004	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,004 µg/l als UQN für Heptachlor vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (DK 1996).</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und -bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Heptachlor den UQN-Wert mit 0,004 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Der niedrigste in der Literatur berichtete NOEC beträgt 0,86 µg/l (Fische; Crommentuijn et al: 1997b), hieraus ergibt sich bei Anwendung eines Bewertungsfaktors von AF = 50 ein PNEC von 0,0172 µg/l. Dieser NOEC wurde in zwei Experimenten, von denen eins allerdings eine unerklärt hohe Mortalität aufwies, ermittelt. Deshalb erscheint diese Datengrundlage zumindest nicht hinreichend sicher. Darüber hinaus wird im Hinblick auf das hohe Bioakkumulationspotential (BCF „very high“) und der Einstufung von Heptachlor als Car.Cat 3 empfohlen, den UQN-Vorschlag (Nagy et al. 2002) von 0,004 µg/l beizubehalten.</p> <p><u>Spezielle QN:</u> Heptachlor ist klassifiziert als Kanzerogen der Kategorie 3 (R40 = irreversibler Schaden möglich) und als giftig bei Berührung mit der Haut (R24) sowie beim Verschlucken (R25). Darüberhinaus weist Heptachlor ein Potential zur Bioakkumulation auf. Folglich sind die Trigger-Kriterien für die QS-Ableitung zum Schutz von Biota (secondary poisoning) sowie des Menschen beim Verzehr von Nahrungsmitteln aus dem aquatischen Lebensraum erfüllt. Für das gegenständliche Gutachten konnten für diese Fragestellung in der Literatur keine ausreichenden toxikologischen Daten gefunden werden, ein Vorschlag für eine spezielle QN kann infolgedessen nicht abgeleitet werden.</p>
Isopropylbenzol	98-82-8	22	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 22 µg/l als UQN für Isopropylbenzol vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (PNEC gemäß Altstoffrisikobewertung) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und -bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Isopropylbenzol den UQN-Vorschlag mit 22 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Der vorgeschlagene UQN-Wert entspricht dem im Rahmen der EU-Risikobewertung für Isopropylbenzol (= Cumol) abgeleiteten PNEC.</p>
Kupfer	7440-50-8	1,6 (= 1,1 + 0,5)	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 1,6 µg/l als UQN für Kupfer vorgeschlagen. Die Ableitung ist in der Literatur belegt (CIW 2000) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und -bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Kupfer den UQN-Vorschlag mit 1,6 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Die formelle Ableitung gemäß „added risk approach“ ergibt den UQN-Vorschlag 1,6 µg/l. Dieser Wert ergibt sich aus einem toxikologisch abgeleiteten MPA-Wert von 1,1 µg/l, der in der Literatur belegt (Crommentuijn et al. 1997a) und nachvollziehbar ist. Mit dem von der LAWA vorgeschlagenen Hintergrundwert von 0,5 µg/l (Nagy et al. 2002) ergibt sich daraus der vorgeschlagene UQN-Wert von 1,6 µg/l. Im Fall von Kupfer sollte die Härteabhängigkeit der Metall-Toxizität diskutiert werden.</p> <p><u>Spezielle QN:</u> Bioakkumulationspotential ist gegeben, hiermit ist das Triggerkriterium für die Ableitung spezieller Qualitätsnormen für Biota (secondary poisoning) erfüllt. Für das gegenständliche Gutachten konnten für diese Fragestellung in der Literatur keine ausreichenden toxikologischen Daten gefunden werden, ein Vorschlag für eine spezielle QN kann infolgedessen nicht abgeleitet werden.</p>

LAS		150	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 200 µg/l als UQN für LAS vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (BMLF 1995).</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und –bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für LAS den UQN-Vorschlag mit 150 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Die Anwendung der statistischen Extrapolationsmethode (SSD-Verfahren) auf eine Verteilung von NOEC-Werten liefert einen Wert von 320 µg/l, der gut mit dem NOEC der empfindlichsten Spezies (300 µg/l) sowie dem NOEC aus einer Mesokosmos-Studie (320 µg/l) übereinstimmt. Mit einem Bewertungsfaktor von AF = 2 im Hinblick auf die Nicht-Erfüllung der Mindestkriterien der TGD-RA (EC 2002) für die Anwendung des SSD-Verfahren ergibt sich ein PNEC-Wert von 150-160 µg/l.</p>
Methoxychlor (Summe der Isomeren o,p' und p,p')	72-43-5	0,00078	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,00078 µg/l UQN für Methoxychlor vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (EC 1999).</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und -bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Methoxychlor den UQN-Vorschlag mit 0,00078 µg/l (Summe der Isomeren o,p' und p,p') festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Im Rahmen dieser Studie konnten für die PNEC-Ableitung keine ausreichenden ökotoxikologischen Daten gefunden werden (keine chronischen Toxizitätsdaten, vorliegende L(E)C50-Daten nicht validiert). Deshalb wird auf vorhandene Datenbewertungen zurückgegriffen (Nagy et al. 2002).</p> <p><u>Spezielle QN:</u> Bioakkumulationspotential ist gegeben, hiermit ist das Triggerkriterium für die Ableitung spezieller Qualitätsnormen für Biota (secondary poisoning) erfüllt. Für das gegenständliche Gutachten konnten für diese Fragestellung in der Literatur keine ausreichenden toxikologischen Daten gefunden werden, ein Vorschlag für eine spezielle QN kann infolgedessen nicht abgeleitet werden.</p>
Mevinphos (Summe der cis- und trans-Isomeren)	7786-34-7	0,01	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,01 µg/l als UQN für Mevinphos vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (SCTE 1994) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und –bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Mevinphos den UQN-Vorschlag mit 0,01 µg/l (Summe der cis- und trans-Isomeren) festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> im Rahmen dieser Studie konnten für die PNEC-Ableitung keine ausreichenden chronischen ökotoxikologischen Daten gefunden werden, deshalb wird auf vorhandene Datenbewertungen zurückgegriffen (Nagy et al. 2002).</p>
Nitrit (als NO₂)	7632-00-0 (NaNO ₂)	10	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 10 µg/l als UQN für Nitrit (bezogen auf NO₂-N) vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (Agences de l'eau, 1999).</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und –bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Nitrit den UQN-Vorschlag mit 10 µg/l (bezogen auf NO₂) festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Aus den verfügbaren Daten zur akuten und chronischen Toxizität (chronische NOEC für 3 trophische Ebenen) ergibt sich ein PNEC-Wert von 10 µg/l (bezogen auf NO₂). Die Nitrittoxizität für Fische ist stark chloridabhängig, dieser Einfluss sollte diskutiert werden.</p>

Nitrilotriessigsäure (NTA)	139-13-9	930	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 1000 µg/l als UQN für NTA vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (EA-UK 1998) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und –bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für NTA den UQN-Vorschlag mit 930 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Verfügbare Daten: akute Toxizität; chronische NOEC für 3 trophische Ebenen; der PNEC-Wert von 930 µg/l ergibt sich aus dem NOEC der empfindlichsten Spezies gemäß TGD-RA (EC 2002).</p>
Omethoat	1113-02-6	0,01	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,01 µg/l als UQN für Omethoat vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (EA-UK 1998) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und –bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Omethoat den UQN-Vorschlag mit 0,01 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Zur PNEC-Wertableitung liegen Daten zur akuten Toxizität sowie chronische NOECs für 2 trophische Ebenen (Algen, Invertebraten) vor. Gemäß TGD-RA (EC 2002) ergibt sich daraus ein PNEC-Wert von 0,042 µg/l. Im Hinblick auf fehlende chronische Toxizitätsdaten für Fische, die zu den empfindlichsten Spezies zählen dürften, empfehle ich, den UQN-Vorschlag von 0,01 µg/l beizubehalten.</p>
Pentachlornitrobenzol	82-68-8	0,38	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,38 µg/l als UQN für Pentachlornitrobenzol vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (EC 1999).</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und –bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Pentachlornitrobenzol den UQN-Wert mit 0,38 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Im Rahmen dieser Studie konnten für die PNEC-Ableitung keine ausreichende Zahl chronischer Toxizitätsdaten gefunden werden. Deshalb wird auf vorhandene Datenbewertungen zurückgegriffen (Nagy et al. 2002). Der Vorschlag kann durch folgende Betrachtung gestützt werden: Aus dem LC50-Wert für <i>Lepomis macrochirus</i> ergibt sich bei Anwendung eines Bewertungsfaktors von AF = 1000 ein PNEC von 0,29 µg/l. Dieser Wert liegt unter Berücksichtigung der biologischen Variabilität in der gleichen Größenordnung wie der vorgeschlagene UQN-Wert.</p> <p><u>Spezielle QN:</u> Bioakkumulationspotential ist gegeben, hiermit ist das Triggerkriterium für die Ableitung spezieller Qualitätsnormen für Biota (secondary poisoning) erfüllt. Für das gegenständliche Gutachten konnten für diese Fragestellung in der Literatur keine ausreichenden toxikologischen Daten gefunden werden, ein Vorschlag für eine spezielle QN kann infolgedessen nicht abgeleitet werden.</p>
Phenolindex		30	<p>Da es sich beim "Phenolindex" um einen Parameter handelt, der eine chemisch nicht eindeutig definierte Stoffgruppe bezeichnet, können die Kriterien des Anhang V, 1.2.6 nicht sinnvoll angewendet werden. Die Festlegung muss durch eine Konvention erfolgen. Es wird empfohlen, die in der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) vorgeschlagene Umweltqualitätsnorm von 30 µg/l zu übernehmen.</p> <p><u>Spezielle QN:</u> Der UQN-Vorschlag überschreitet die in der Trinkwassergewinnungsverordnung (BGBl. 359/1995) festgelegte Qualitätsnorm (A1, Grenzwert) für Phenole (Phenolzahl; p-Nitroanilin 4 Aminoantipyrin) von 1 µg/l. Für Oberflächengewässer, die zur Trinkwassergewinnung herangezogen werden, ist diese Qualitätsnorm anzuwenden.</p>

Phosalon	2310-17-0	0,1	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,1 µg/l als UQN für Phosalon vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (BMLF 1995).</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und –bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Phosalon den UQN-Vorschlag mit 0,1 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Im Rahmen dieser Studie konnten für die PNEC-Ableitung keine ausreichende Zahl chronischer Toxizitätsdaten gefunden werden, deshalb wird auf vorhandene Datenbewertungen zurückgegriffen (Nagy et al. 2002).</p> <p><u>Spezielle QN:</u> Bioakkumulationspotential ist nicht auszuschließen, auf Basis der im gegenständlichen Gutachten verfügbaren Daten ist hierzu jedoch keine zuverlässige Aussage möglich. Ein Vorschlag für eine spezielle QN kann infolgedessen nicht abgeleitet werden.</p>
POX (als Chlor)		10	<p>Da es sich beim POX (ausblasbare organisch gebundene Halogene) um einen Parameter handelt, der eine chemisch nicht definierte Stoffgruppe bezeichnet, können die Kriterien des Anhangs V,1.2.6 nicht sinnvoll angewendet werden. Die Festlegung muss durch eine Konvention erfolgen.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Es wird empfohlen, die in der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) vorgeschlagene Umweltqualitätsnorm von 10 µg Cl/l zu übernehmen.</p>
Sebuthylazin		0,01	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,01 µg/l als UQN für Sebuthylazin vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (EC 1999).</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und -bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Sebuthylazin den UQN-Vorschlag mit 0,01 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Im Rahmen dieser Studie konnten für die PNEC-Ableitung keine ausreichenden ökotoxikologischen Daten (weder akute noch chronische Daten vorhanden) gefunden werden, deshalb wird auf vorhandene Datenbewertungen zurückgegriffen (Nagy et al. 2002).</p> <p><u>Spezielle QN:</u> Bioakkumulationspotential ist gegeben, hiermit ist das Triggerkriterium für die Ableitung spezieller Qualitätsnormen für Biota (secondary poisoning) erfüllt. Für das gegenständliche Gutachten konnten für diese Fragestellung in der Literatur keine ausreichenden toxikologischen Daten gefunden werden. Infolgedessen kann ein QN-Vorschlag nicht abgeleitet werden.</p>
Selen	7782-49-2	5,3 (=5,3 + 0)	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 5,3 µg/l als UQN für Selen vorgeschlagen. Die Ableitung ist in der Literatur belegt (CIW 2000) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und -bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Selen den UQN-Vorschlag mit 5,3 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Die formelle Ableitung gemäß „added risk approach“ ergibt sich aus einem toxikologisch abgeleiteten MPA-Wert von 5,3 µg/l, der in der Literatur belegt (Crommentuijn et al. 1997a) und nachvollziehbar ist. Da für Selen keine ausreichenden Informationen über Hintergrundkonzentrationen (Cb) vorhanden sind, wurde vom Umweltbundesamt eine Hintergrundkonzentration von 0 µg/l angesetzt.</p>

Silber	7440-22-4	0,08 (= 0,08 + 0)	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,08 µg/l als UQN für Silber vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (CIW 2000) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und –bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Silber den UQN-Vorschlag mit 0,08 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Die formelle Ableitung gemäß „added risk approach“ ergibt sich aus einem toxikologisch abgeleiteten MPA-Wert von 0,08 µg/l, der in der Literatur belegt (van de Plassche et al. 1999) und nachvollziehbar ist. Da für Silber keine ausreichenden Informationen über Hintergrundkonzentrationen (Cb) vorhanden sind, wurde vom Umweltbundesamt eine Hintergrundkonzentration von 0 µg/l angesetzt.</p>
Schwefelwasserstoff (als H₂S)		0,25 – 1,0	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,25 µg/l (>15⁰C; < 5mgO₂/l) als UQN für H₂S vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (EA-UK 1998) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und –bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für H₂S den UQN-Vorschlag in Abhängigkeit der Parameter Temperatur und Sauerstoffsättigung wie folgt festzulegen:</p> <p><15⁰C; < 5mgO₂/l: 0,5 µg/l <15⁰C; > 5mgO₂/l: 1,0 µg/l >15⁰C; < 5mgO₂/l: 0,25 µg/l >15⁰C; > 5mgO₂/l: 0,5 µg/l</p> <p><u>Begründung:</u> Im Rahmen dieser Studie konnten für die PNEC-Ableitung keine ausreichenden chronischen ökotoxikologischen Daten gefunden werden. Deshalb wird auf die vom Umweltbundesamt (Nagy et al. 2002) vorgeschlagene Datenquelle zurückgegriffen (EA-UK 1998).</p>
Summe Kohlenwasserstoffe		100	<p>Da es sich bei der Summe der Kohlenwasserstoffe um einen Parameter handelt, der eine chemisch nicht eindeutig definierte Stoffgruppe bezeichnet, können die Kriterien des Anhang V, 1.2.6 nicht sinnvoll angewendet werden. Die Festlegung muss durch eine Konvention erfolgen.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Es wird empfohlen, die in der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) vorgeschlagene Umweltqualitätsnorm von 100 µg/l zu übernehmen.</p> <p><u>Spezielle QN:</u> Der UQN-Vorschlag überschreitet die Qualitätsnorm (A1, Grenzwert) für die Trinkwassergewinnung gemäß Oberflächentrinkwasser-Verordnung BGBl. Nr. 359/1995. Für Oberflächengewässer, die zur Trinkwassergewinnung genutzt werden, sind die Qualitätsnormen dieser Verordnung heranzuziehen.</p>

Tetrabutylzinnverbindungen (als Kation)	1461-55-2	0,001	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,001 µg/l als UQN für Tetrabutylzinn-Verbindungen vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (DK 1996).</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und -bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Tetrabutylzinn-Verbindungen den UQN-Vorschlag mit 0,001 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Im Rahmen dieser Studie konnten für die PNEC-Ableitung keine ausreichenden Daten (keine chronischen Testdaten) gefunden werden, deshalb wird auf vorhandene Datenbewertungen zurückgegriffen (Nagy et al. 2002). Dieser Vorschlag wird durch folgende Betrachtung gestützt: Aus dem niedrigsten akuten (aber nicht validierten) EC50-Wert (Daphnia magna) ergibt sich mit einem Bewertungsfaktor von AF =1000 ein PNEC-Wert von 0,002 µg/l, der innerhalb der biologischen Schwankungsbreite in der gleichen Größenordnung (Faktor 2) wie der UQN-Vorschlag liegt.</p> <p><u>Spezielle QN:</u> Bioakkumulationspotential ist gegeben, hiermit ist das Triggerkriterium für die Ableitung spezieller Qualitätsnormen für Biota (secondary poisoning) erfüllt. Für das gegenständliche Gutachten konnten für diese Fragestellung in der Literatur keine ausreichenden toxikologischen Daten gefunden werden. Infolgedessen kann ein QN-Vorschlag nicht abgeleitet werden.</p>
Trichlorfon	52-68-6	0,01	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,01 µg/l als UQN für Trichlorfon vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (DK 1996).</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und -bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Trichlorfonden UQN-Vorschlag mit 0,01 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Im Rahmen dieser Studie konnten für die PNEC-Ableitung keine ausreichende Zahl validierter chronischer Toxizitätsdaten gefunden werden, deshalb wird auf vorhandene Datenbewertungen zurückgegriffen (Nagy et al. 2002).</p>
Triphenylzinn-Verbindungen (als Kation)	-chlorid: 639-58-7; -hydroxid: 76-87-9; -acetat: 900-95-8	0,001	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 0,01 µg/l als UQN für Triphenylzinn-Verbindungen vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (SCTE 1994) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und -bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Triphenylzinn-Verbindungen den UQN-Vorschlag mit 0,001 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung.</u>Verfügbare Daten: akute Toxizität; chronische NOEC für 2 trophische Ebenen; gemäß TGD-RA (EC 2002) ergibt sich aus dem NOEC der empfindlichsten Spezies ein PNEC-Wert von 0,001 µg/l.</p> <p><u>Spezielle QN:</u> Bioakkumulationspotential ist gegeben, hiermit ist das Triggerkriterium für die Ableitung spezieller Qualitätsnormen für Biota (secondary poisoning) erfüllt. Für das gegenständliche Gutachten konnten für diese Fragestellung in der Literatur keine ausreichenden toxikologischen Daten gefunden werden, ein Vorschlag für eine spezielle QN kann infolgedessen nicht abgeleitet werden.</p>

Xylole (Summe der Isomeren)	1330-20-7	10	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 10 µg/l als UQN für Xylole vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (SCTE 1994) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und -bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Xylole den UQN-Vorschlag mit 10 µg/l (Summe der Isomeren) festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Verfügbare Daten: akute Toxizität; chronische NOEC für 2 trophische Ebenen; gemäß TGD-RA (EC 2002) ergibt sich aus dem NOEC der empfindlichsten Spezies ein PNEC-Wert von 10 µg/l (Summe der Isomeren).</p> <p><u>Spezielle QN:</u> Bioakkumulationspotential ist gegeben, hiermit ist das Triggerkriterium für die Ableitung spezieller Qualitätsnormen für Biota (secondary poisoning) erfüllt. Für das gegenständliche Gutachten konnten für diese Fragestellung in der Literatur keine ausreichenden toxikologischen Daten gefunden werden, ein Vorschlag für eine spezielle QN kann infolgedessen nicht abgeleitet werden.</p>
Zink	7440-66-6	9,6 (= 8,6 + 1,0)	<p>Im Rahmen der Studie des Umweltbundesamtes (Nagy et al. 2002) wurde eine vergleichende Auswertung bestehender europäischer Qualitätsziele durchgeführt und der Wert 7,6 µg/l als UQN für Zink vorgeschlagen. Die Ableitung dieses Wertes ist in der Literatur belegt (CIW 2000) und nachvollziehbar.</p> <p><u>UQN-Vorschlag:</u> Aufgrund der Datensammlung und -bewertung des gegenständlichen Gutachtens wird empfohlen, für Zink den UQN-Vorschlag mit 9,6 µg/l festzulegen.</p> <p><u>Begründung:</u> Die formelle Ableitung gemäß „added risk approach“ ergibt den UQN-Vorschlag von 9,6 µg/l. Dieser Wert ergibt sich aus einem toxikologisch abgeleiteten MPA-Wert von 8,6 µg/l, der in der Literatur belegt (MPA gemäß Altstoffrisikobewertung)) und nachvollziehbar ist. Mit der Hintergrundkonzentration (Cb) von 1 µg/l (LAWA) ergibt sich der Vorschlag von UQN von 9,6 µg/l. Im Fall von Zink sollte die Härteabhängigkeit der Metall-Toxizität diskutiert werden.</p> <p><u>Spezielle QN:</u> Bioakkumulationspotential ist gegeben, hiermit ist das Triggerkriterium für die Ableitung spezieller Qualitätsnormen für Biota (secondary poisoning) erfüllt. Für das gegenständliche Gutachten konnten für diese Fragestellung in der Literatur keine ausreichenden toxikologischen Daten gefunden werden, ein Vorschlag für eine spezielle QN kann infolgedessen nicht abgeleitet werden.</p>

Tabelle 5.2: Berücksichtigung der Trinkwassergewinnung für die UQN-Ableitung *

Substanz	Variable: ADI/RfD oder NOAEL/100 (mg/kg/d)	QSdw mg/l (Formel: $ADI \times 0,1 \times 35$)	UQN (mg/l)	UQN / QSdw > 1? wenn ja, weiterer Prüfbedarf bezüglich TW-Gewinnung
Arsen	0,0003	0,00105	0,0242	23,0
Bisphenol A	0,5	1,75	0,0016	0,001
Chloressigsäure	0,035	0,1225	0,00058	0,005
Chrom VI	0,003	0,0105	0,009	0,9
Cyanid	0,02	0,07	0,0001	0,001
Dibutylzinn-Verb.	0,0005	0,00175	0,00001	0,006
EDTA	0,25	0,875	2,2	2,5
Ethylbenzol	0,1	0,35	0,0022	0,006
Isopropylbenzol	0,1	0,35	0,022	0,1
LAS	0,85	2,975	0,15	0,1
Mevinphos	0,0015	0,00525	0,0000002	0,00004
Nitrit	0,1	0,35	0,01	0,03
Omethoat	0,0003	0,00105	0,000042	0,04
Selen	0,0050	0,0175	0,0053	0,3
Sebutylazin	A1/TW-RL		0,00001	
Silber	0,005	0,0175	0,00008	0,005
Trichlorfon	0,01	0,035	0,00001	0,000
Xylole	2,0	7,0	0,01	0,001
Zink	0,03	0,105	0,0076	0,1
Methoxychlor-ADI	0,1	0,35	0,00000078	0,000002
Methoxychlor-RfD	0,005	0,0175	0,00000078	0,00004
Tertrabutylzinn- Verbindungen	0,0005	0,00175	0,000001	0,0006
Pentachlor- nitrobenzol	0,007	0,0245	0,00038	0,02
Deltamethrin	0,01	0,035	0,0000004	0,00001
Benzidin	0,003	0,0105	0,0001	0,01
Heptachlor	0,001	0,0035	0,000004	0,001
Chlordan	0,0005	0,00175	0,000004	0,002
Triphenylzinn- Verbindungen	0,0005	0,00175	0,000001	0,0006
Phosalon	0,001	0,0035	0,0001	0,0286

* Wie in Kapitel 3.4.2 ausgeführt, wurde im Rahmen dieses Gutachtens geprüft, ob die abgeleitete UQN-Norm auch einen ausreichenden Schutz bezüglich einer möglichen Trinkwassergewinnung aus Oberflächenwasser bietet. Dazu wurde die vom Fraunhoferinstitut (Lepper 2002) angegebene Formel zur Berechnung eines trinkwasserbezogenen Normwertes QSdw (quality standard – drinking water) aus dem ADI-Wert herangezogen (siehe Kapitel 6.3.5) und der QSdw-Wert mit dem UQN-Wert verglichen.

Tabelle 5.3. Substanzen der Gruppe C mit potentieller endokriner Wirkung (endocrine disruptors)

Stoff	CAS-Nummer	ED-Potential
2,4-Dichlorphenol	120-83-2	+
Bisphenol A	80-05-7	+
Chlordan	57-74-9	+
Deltamethrin	52918-63-5	(+)
Heptachlor	76-44-8	+
Methoxychlor	72-43-5	(+)
Mevinphos (cis und trans)	7786-34-7	(+)
Omethoat	1113-02-6	(+)
Pentachlornitrobenzol	82-68-8	(+)
richlorfon	52-68-6	(+)
Triphenylzinnacetat (Fentinacetat)	900-95-8	+

ED-Potential: COM(2001) 262 final,
 + : substance with evidence of ED or evidence of potential ED
 (+) : substance with insufficient data in BKH Report (COM(2001)262final
 - : Substanz nicht in COM(2001)262 final-Liste aufgeföhrt

6. Glossar und methodische Erläuterungen

ADI:	Acceptable daily intake: siehe unter TDI
AF:	Assessment factor = Bewertungsfaktor
BCF:	Biokonzentrationsfaktor
Biokonzentration:	Anreicherung von Substanzen aus der Umwelt in Organismen über den Belastungspfad „Wasser“ (s. Kapitel 3.8.).
Biomagnifikation:	Anreicherung von Substanzen aus der Umwelt in Organismen über den Belastungspfad „Nahrung“ (s. Kapitel 3.8.).
CAS:	Chemical Abstract Service
C_b:	Background-Konzentration: Hintergrundkonzentration aufgrund des natürlichen, geogen bedingten Vorkommens
EAF:	Expert Advisory Forum: europäisches Expertengremium zur Beratung der gemeinschaftlichen Umweltqualitätsnormen
EEC:	Tochterrichtlinien zur Richtlinie 76/464/EWG
Endocrine Disruptor:	“An endocrine disrupter is an exogenous substance of mixture that alters function(s) of the endocrine system and consequently causes adverse health effects in an intact organism, or its progeny, or (sub) populations. A potential endocrine disrupter is an exogenous substance of mixture that posses properties that might be expected to lead to endocrine disruption in an intact organism, or its progeny, or (sub) populations.” (Definition der IPCS Steering Group, joint IPCS/OECD Scoping Meeting on Endocrine Disruptors. March 16-18, 1998, Washington,DC; die CSTEE-Arbeitsgruppe stimmte dieser Definition zu). Eine Liste der in Frage kommenden Substanzen wurde 2001 von der Europäischen Kommission veröffentlicht (COM(2001)262).
EQS:	Environmental quality standard = Umweltqualitätsnorm
L(C)D₅₀:	letale (Konzentration) Dosis 50 = Dosis einer Substanz, an der 50 % der Versuchstiere sterben. Konzentration: Substanz in Wasser, Luft (z.B. mg/l; mg/m ³ ; Dosis: aufgenommene Menge einer Substanz auf Körpergewicht (KG) bezogen, z.B. mg/kg KG.
K_{ow}:	Octanol/Wasser-Koeffizient (= partition coefficient, P _{ow})
MAC-QS:	maximum admissible concentration : Maximal zulässige Konzentration bei Kurzeitexposition
MPA:	maximum permissible addition: Die im Rahmen des „added risk“-Ansatzes verwendete, toxikologisch abgeleitete Zusatzkonzentration
MPC:	maximum permissible concentration: Das im Rahmen des „added risk“-Ansatzes in den Niederlanden abgeleitete Qualitätsziel (MPC = MPA + C _b)

MW:	Molekulargewicht
NOAEL:	No-Observed-Adverse Effect-Level = Dosis (z.B. in mg/kg Körpergewicht) ohne Wirkung im Tierexperiment.
NOEC:	No-Observed Effect Concentration: Konzentration eines Stoffes ohne Wirkung (z.B. im Zellkulturmedium, Wasser (z.B. Molarität, mg/l), Luft (z.B. mg/m ³))
PEC:	Predicted environmental concentration: Aufgrund von Modellbetrachtungen vorhersagbare oder Messungen ermittelte Umweltkonzentration eines Stoffes.
PEC/PNEC:	Predicted Environmental concentration/Predicted No Effect Concentration. PNEC werden aus LC ₅₀ bzw. NOECc-werten durch Division mit einem Bewertungsfaktor errechnet. Die Größe des Faktors ist abhängig von der Quantität und Qualität der vorhandene ökotoxikologische Daten.
PNEC:	Predicted-no-effect-concentration
PNEC-RA:	PNEC gemäß Altstoffrisikobewertung (EWG) Nr 793/93
QSAR:	Quantitative Structure-Activity Relationship.
Reference dose (RfD) (US-EPA):	wird von der US-EPA abgeleitet. Dosis, bei der bei lebenslanger täglicher Exposition des Menschen (einschl. besonders empfindlicher Individuen, z.B. Säuglinge) Gesundheitsschäden nicht zu erwarten sind. Die RfD wird sowohl für die orale als auch für die inhalative Aufnahme errechnet.
SCTE:	Scientific Advisory Committee (EU) for Toxicology and Ecotoxicology
SSD-Methode:	Species-Sensitivity-Distribution-Methode: statistisches Auswertungsverfahren ökotoxikologischer Daten; eine Beschreibung dieser Methode wird in Kapitel 3.1 gegeben
TGD-RA:	Technical Guidance Document for Risk Assessments. Technischer Leitfaden über die Bewertung des Risikos von neuen notifizierten Stoffen (93/67/EWG) und von Altstoffen (1488/94)
TGK:	Toxische Grenzkonzentration, diejenige Konzentration eines Stoffes in einem Medium (meist Wasser), ab welcher eine Hemmwirkung auf das Wachstum, die Reproduktion oder eine andere Meßgröße beobachtet wird.

- TDI:** Tolerable Daily Intake (=ADI, Acceptable daily intake); duldbare tägliche Aufnahme einer Substanz, bei der nach gegenwärtigem Kenntnisstand bei lebenslanger Aufnahme keine gesundheitlichen Schäden zu erwarten sind; der ADI-Wert wird durch Division des NOEL mit einem Bewertungsfaktor errechnet. Der ADI-Wert bezieht sich auf die orale Aufnahme (Nahrungsmittel) und wird von der WHO festgelegt.
- UQN:** Umweltqualitätsnorm. Bezeichnung der gemäß Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG für Schadstoffe festzulegenden Qualitätsziele.
- WRRL:** Wasserrahmenrichtlinie. Richtlinie 2000/60/EG

Im gegenständlichen Gutachten verwendete R- und S-Sätze für die Substanzklassifikation (Bundesgesetz über Schutz des Menschen und der Umwelt vor Chemikalien (ChemG, BGBl I 53/1997))

R-Sätze/Umwelt:

Stoffe werden als gefährlich für die Umwelt eingestuft, mit dem Gefahrensymbol „N“ und der entsprechenden Gefahrenbezeichnung und nach den folgenden Kriterien mit den jeweiligen Bezeichnungen der besonderen Gefahren versehen:

R50: sehr giftig für Wasserorganismen

und

R53: kann in Gewässern längerfristig schädliche Wirkungen haben

Akute Toxizität	96 h LC ₅₀ (Fisch):	≤1 mg/l
	oder 48 h EC ₅₀ (Daphnia)	≤1 mg/l
	oder 72 h IC ₅₀ (Alge)	≤1 mg/l

Und der Stoff nicht leicht abbaubar
oder der LogPow ≥ 3 (es sei denn, der experimentell bestimmte BCF ≤100).

R50: sehr giftig für Wasserorganismen

Akute Toxizität	96 h LC ₅₀ (Fisch):	≤1 mg/l
	oder 48 h EC ₅₀ (Daphnia)	≤1 mg/l
	oder 72 h IC ₅₀ (Alge)	≤1 mg/l

R51: giftig für Wasserorganismen

und

R53: kann in Gewässern längerfristig schädliche Wirkungen haben

Akute Toxizität	96 h LC ₅₀ (Fisch):	1 mg/l <LC ₅₀ ≤10 mg/l
oder	48 h EC ₅₀ (Daphnia)	1 mg/l <EC ₅₀ ≤10 mg/l
oder	72 h IC ₅₀ (Alge)	1 mg/l <IC ₅₀ ≤10 mg/l

und der Stoff ist nicht leicht abbaubar oder der LogPow ≥ 3 (es sei denn, der experimentell bestimmte BCF ≤100).

R50: schädlich für Wasserorganismen**und****R53: kann in Gewässern längerfristig schädliche Wirkungen haben**

Akute Toxizität 96 h LC₅₀ (Fisch): 10 mg/l <LC₅₀ ≤100 mg/l
 oder 48 h EC₅₀ (Daphnia) 10 mg/l <EC₅₀ ≤100 mg/l
 oder 72 h IC₅₀ (Alge) 10 mg/l <IC₅₀ ≤100 mg/l
 und der Stoff ist nicht leicht abbaubar

R 45 Kann Krebs erzeugen**R 40 Irreversibler Schaden möglich**

- Erhebliche Anhaltspunkte, dass irreversible Gesundheits-Schäden anderer Art als die in Punkt 4 genannten durch eine einmalige Verabreichung über einen geeigneten Aufnahmeweg im allgemeinen im Bereich der oben genannten Dosen verursacht werden können. Zur Angabe des Aufnahmeweges/der Art der Verabreichung ist eine der folgenden Kombinationen verwendet worden: R 40/20, R 40/21, R 40/22, R 40/20/21, R 40/20/22, R 40/21/22, R 40/20/21/22.

R 60 Kann die Fortpflanzungsfähigkeit beeinträchtigen.

Stoffe, die beim Menschen Bekanntermaßen fruchtschädigend (entwicklungsschädigend) wirken.

R 61 Kann das Kind im Mutterleib schädigen

Stoffe, die als beeinträchtigend für die Fortpflanzungsfähigkeit (Fruchtbarkeit) des Menschen angesehen werden sollten.

R 62 Kann möglicherweise die Fortpflanzungsfähigkeit beeinträchtigen.

Stoffe, die wegen möglicher fruchtschädigender (entwicklungsschädigender) Wirkungen beim Menschen +/- zu Besorgnis Anlass geben.

R 63 Kann das Kind im Mutterleib möglicherweise schädigen.**R 64 Kann Säuglinge über die Muttermilch schädigen.**

Für Stoffe und Zubereitungen, die von Frauen aufgenommen werden und die Laktation beeinträchtigen können oder die in solchen Mengen in der Muttermilch (einschließlich Stoffwechselprodukten) vorhanden sein können, dass sie die Gesundheit eines gestillten Säuglings besorgniserregend beeinträchtigen können.

R 21 Gesundheitsschädlich bei Berührung mit der Haut.

Akute Toxizität

- LD₅₀ dermal, Ratte oder Kaninchen:
400 < LD₅₀ ≤ 2000 mg/kg.

R 22 Gesundheitsschädlich beim Verschlucken

Akute Toxizität

- LD₅₀ oral, Ratte: 200 < LD₅₀ < 2000 mg/kg.
- Kritische Dosis, oral, Ratte, 50 mg/kg, oral, Ratte nach der Fest-Dosis-Methode, siehe auch die Bewertungstabelle der Prüfmethode BI bis im Anhang V der Richtlinie 67/548/EWG.

R 24 Giftig bei Berührung mit der Haut

Akute Toxizität

- LD₅₀ dermal, Ratte oder Kaninchen:
50 < LD₅₀ ≤ 400 mg/kg.

R 25 Giftig beim Verschlucken

Akute Toxizität

- LD₅₀ oral, Ratte 25 < LD₅₀ ≤ 200 mg/kg.
- Kritische Dosis, oral, Ratte 5 mg/kg: 100%ige Überlebensrate, jedoch offensichtliche Vergiftungserscheinungen

R 27 Sehr giftig bei Berührung mit der Haut

Akute Toxizität

- LD₅₀ dermal, Ratte oder Kaninchen ≤ 50 mg/kg.

R 28 Sehr giftig beim Verschlucken

Akute Toxizität

- LD₅₀ oral Ratte ≤ 25 mg/kg

6.3. Formeln / Erläuterungen zu Methoden der UQN-Ableitungen

In diesen Abschnitt wurde eine Reihe von Originalzitierten aus maßgeblichen Studien und wissenschaftlichen Arbeiten aufgenommen. Es handelt sich dabei teilweise um englischsprachige Literatur.

6.3.1. Bewertungsfaktoren (Assessment-Faktoren)

Die Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG enthält in Anhang V,1.2.6 eine vereinfachte Tabelle der bei der Ableitung der Umweltqualitätsnormen anzuwendenden Bewertungsfaktoren. Bezüglich Details wird auf den entsprechenden Leitfaden zur EU-Risikobewertung gemäß Verordnung Nr. 793/93 (TGD-RA) verwiesen. Wie in Kapitel 3.1 ausgeführt wurde, liegt derzeit ein abgeschlossener Entwurf für einen neuen Leitfaden vor (Europäische Kommission 2002). Dieser wurde für das vorliegende Gutachten herangezogen. In Tabelle 6.3.1.1. sind die in diesem Leitfaden angeführten Bewertungsfaktoren zusammengestellt.

Tabelle 6.3.1.1.: Faktoren zur Ableitung von PNEC-Werten (Europäische Kommission 2002)

Voraussetzung	Bewertungsfaktor
Zumindest jeweils eine akute L(E)C50 für von drei trophischen Ebenen des Grundbestandes (Fisch, Daphnien und Algen)	1000
Eine chronische NOEC (von Fischen oder Daphnien oder einem Organismus, der für salzhaltiges Wasser repräsentativ ist)	100
Zwei chronische NOECs von Arten, die zwei trophische Ebenen darstellen (Fische und/oder Daphnien oder ein Organismus, der für salzhaltiges Wasser repräsentativ ist, und/oder Algen)	50
Chronische NOECs von mindestens drei Arten (in der Regel Fische, Daphnien oder ein Organismus, der für salzhaltiges Wasser repräsentativ ist, und Algen), die drei trophische Ebenen darstellen	10
Species Sensitivity Distribution (SSD)-Methode	5-1 Begründung in jedem Einzelfall
Andere Fälle, einschließlich Felddaten oder Modellökosystemen, die es erlauben, präzisere Bewertungsfaktoren zu berechnen und zugrunde zu legen	Einzelfallbewertung

Zu den in dieser Tabelle angeführten Bewertungsfaktoren werden in dem EU-Leitfaden detaillierte Bemerkungen in Fußnoten gemacht. Diese beschreiben insbesondere, welche Bewertungsfaktoren heranzuziehen sind, wenn nicht für alle trophischen Ebenen NOEC-Werte verfügbar sind. In der folgenden Übersicht sind diese Fälle in Tabellenform zusammengestellt (Traas et al. 2001).

Tabelle 6.3.1.2.: Kriterien (schematisch) zur AF-Ableitung aus verfügbaren Toxizitätsdaten für aquatische Lebewesen (Traas 2001)

Verfügbare Daten	Zusatzkriterien	Basis für PNEC-Ableitung	AF
Basis-Datensatz: L(E)C50 für Algen, Daphnien und Fisch			1000
Basis-Datensatz + 1 NOEC (nicht Algen)	NOEC von gleicher trophischer Ebene wie L(E)50_{auqua_min} (Fisch oder Daphnien)?		
	Ja:	NOEC _{auqua_min}	100
	Nein: $L(E)50_{auqua_{min}}/1000 < NOEC_{auqua_{min}}/100$	$L(E)50_{auqua_{min}}$	1000
	Nein: $L(E)50_{auqua_{min}}/1000 > NOEC_{auqua_{min}}/100$	NOEC _{auqua_min}	100
Basis-Datensatz + 2 NOEC	NOEC von gleicher trophischer Ebene wie L(E)50_{auqua_min}?		
	Ja:	NOEC _{auqua_min}	50
	Nein:	NOEC _{auqua_min}	100
Basis-Datensatz + 3 NOEC	NOEC für Algen, Daphnien und Fisch?		
	Ja:	NOEC _{auqua_min}	10
	Nein: NOEC von gleicher trophischer Ebene wie L(E)50 _{auqua_min}	NOEC _{auqua_min}	10
	Nein: NOEC nicht von gleicher trophischer Ebene wie L(E)50 _{auqua_min}	NOEC _{auqua_min}	50

1) **Basis-Datensatz:** akute Toxizität für Algen, Daphnien und Fisch

Log Kow > 3: Kurzzeit-Test evtl. nicht repräsentativ (Begründung: Toxikokinetik), dann $NOEC_{auqua_{min}}/100$ (nicht Algen)

Basisdatensatz nicht vollständig (Substanzen Annex VIIB 92/32/EEC; weniger 1t/J): $PNEC = Daphnien-Toxizität/1000$

2) **Akute Toxizität (Kurzzeitstudien)**

>L(E)10 und <L(E)50: Wertung als (E)50

>L(E)50: nur Hinweis auf akute Toxizität

mehrere validierte L(E)50-Werte für eine Spezies: arithmetischer Mittelwert (Analyse Testbedingungen)

Generell: für $PNEC_{aquatisch}$, AF nie kleiner 100 bei Ableitung auf Basis Kurzzeit-Testdaten

3) **Langzeitstudien**

LOEC >10 und <20% Wirkung: NOEC kann als $LOEC/2$ berechnet werden

LOEC ≥ 20% Wirkung und DW-Beziehung vorhanden: Berechnung /Extrapolation EC10 als NOEC

4) **MATC:** $NOEC = MATC/\sqrt{2}$ (nur wenn ein MATC (geometrischer Mittelwert von LOEC und NOEC) angegeben)

5) **Kein NOEC:** EC10-Extrapolation (Langzeitstudie) durch geeignetes statistisches Verfahren

6) **Algen: 72 h (oder länger) EC50** entspricht Kurzzeit-Resultat

72 h (oder länger) NOEC entspricht Langzeit-Resultat

1 Algen-NOEC: Verwendung nicht ohne NOECs anderer trophischer Ebenen. Wenn Substanz spezifisch

algentoxisch: NOEC zweiter Algenspezies erforderlich.

6.3.2. Statistisches Verfahren (Species Sensitivity Distribution, SSD)

Auszug aus : Technischer Leitfaden über die Bewertung des Risikos von neuen notifizierte Stoffen (93/67/EWG) und von Altstoffen (1488/94) (Luxemburg 1996, Revision Draft Mai 2002) TGA-RA, Europäische Kommission 2002), Kapitel 3.3.1.2, Seite 102-106.

“3.3.1.2. Calculation of PNEC using statistical extrapolation techniques

The effect assessment performed with assessment factors can be supported by a statistical extrapolation method if the database on Species Sensitivity Distributions (SSDs) is sufficient for its application. If a large data set from long-term tests for different taxonomic groups is available (OECD, 1992d), statistical extrapolation methods may be used to derive a PNEC. The main underlying assumptions of the statistical extrapolation methods are as follows (OECD, 1992d):

- *The distribution of species sensitivities follows a theoretical distribution function;*
- *The group of species tested in the laboratory is a random sample of this distribution.*

In general, the methods work as follows: long-term toxicity data are log transformed and fitted according to the distribution function and a prescribed percentile of that distribution is used as criterion. Several distribution functions have been proposed. The US-EPA (1985) assumes a logtriangular function, Kooijman (1987) and Van Straalen and Denneman (1989) a log-logistic function, and Wagner and Løkke (1991) a log-normal function. Aldenberg and Slob (1993) refined the way to estimate the uncertainty of the 95th percentile by introducing confidence levels.

The approach of statistical extrapolation is still under debate and needs further validation. An advantage of these methods is that they use the whole sensitivity distribution of species in an ecosystem to derive a PNEC instead of taking always the lowest long-term NOEC. However, such methods could also be criticised. Among the most common drawbacks, the reasons put forward are: the lack of transparency by using this method compared to the standard approach, the question of representativity of the selected test species, the comparability of different endpoints, the arbitrary choice of a specific percentile and a statistical confidence level etc.

In response to these concerns it has been seen as necessary to provide some guidance on when and how to use such methods. What is proposed below has been discussed during an Expert Consultation Workshop on Statistical Extrapolation Techniques for Environmental Effects Assessments, in London on 17-18th January 2001. Although the primary objective of this workshop was focused on how statistical extrapolation techniques might be used to derive PNECs in the assessments of metals and their compounds, the general principles outlined here should be also applicable for other substances.

Input data

The methods should be applied on all reliable available NOECs from chronic/long-term studies, preferably on full life-cycle or multi-generation studies. NOECs are derived according to previous considerations (Table 15).

Which taxonomic groups

It is important to include all available information on the mode of action of the chemical, in order to evaluate the need to include possible other (sensitive) taxonomic groups or exclude possible over-representation of certain taxonomic groups, realising that the mode of action may differ between short-term effects and long-term effects and between taxonomic groups. The minimum species requirements when using the Species Sensitivity Distribution method are:

- *Fish (species frequently tested include salmonids, minnows, bluegill sunfish, channel catfish, etc.);*
- *A second family in the phylum Chordata (fish, amphibian, etc.);*

- A crustacean (e.g. cladoceran, copepod, ostracod, isopod, amphipod, crayfish etc.);
- An insect (e.g. mayfly, dragonfly, damselfly, stonefly, caddisfly, mosquito, midge, etc.);
- A family in a phylum other than Arthropoda or Chordata (e.g. Rotifera, Annelida, Mollusca etc.);
- A family in any order of insect or any phylum not already represented;
- Algae;
- Higher plants.

It is recognised that for some of the taxa mentioned above, no internationally standardised test guidelines for long-term tests are currently available. The applicability of existing test data and the fulfilment of the above requirements thus need to be assessed on a case-by-case basis.

Minimal Sample Size (Number of Data)

Confidence can be associated with a PNEC derived by statistical extrapolation if the database contains at least 10 NOECs (preferably more than 15) for different species covering at least 8 taxonomic groups.

Deviations from these recommendations can be made, on a case-by-case basis, through consideration of sensitive endpoints, sensitive species, mode of toxic action and/or knowledge from structure-activity considerations.

How to deal with multiple data for one species?

Where appropriate and possible, a pre-selection of the data should be performed in relation to realistic environmental parameters for Europe (e.g. hardness of water, pH, organic matter and/or temperature). The full database should be carefully evaluated to extract information (e.g., on sensitive endpoints), which may be lost when “averaging” the data to a single value.

The test data applicable to the most sensitive endpoint should be taken as representative for the species. In this context, demographic parameters can be used as endpoints, as can bio-markers if they are toxicologically relevant in terms of population dynamics.

Multiple values for the same endpoint with the same species should be investigated on a case-by case basis, looking for reasons for differences between the results. For equivalent data on the same end-point and species, the geometric mean should be used as the input value for the calculation. If this is not possible, perhaps because valid results are considered to be too variable, then grouping and combining the values, e.g. by pH ranges, and using reduced numbers of values should be considered. The effects that these different treatments have on the derived value (and on the resulting risk characterisation) should be investigated and discussed.

Where it is considered that the results are limited to certain conditions (e.g. not appropriate for low pH conditions) then these limitations should be explained. The values derived from different treatments of the data may be useful to indicate sensitive regions.

Fit to a distribution

Different distributions like e.g. log-logistic, log-normal or others may be used (Aldenberg & Jaworska, 2000, Aldenberg & Slob, 1993). The log-normal distribution is a pragmatic choice from the possible families of distributions because of the available description of its mathematical properties (methods exist that allow for most in depth analyses of various uncertainties).

The Anderson–Darling goodness of fit test can be used in addition to the Kolmogorov–Smirnov test, as a criterion for the choice of a parametric distribution for comprehensive data sets, because it gives more weight to the tails of the distribution. A lack of fit may be caused by very different factors. One common factor seems to be the inclusion of several NOECs for species tested in a single laboratory, where the same test concentrations were used for all species. The

statistical determination of the NOEC can lead to the same value being obtained for several species, showing up as a vertical row of NOECs in the cumulative distribution plots.

Another reason for lack of fit is a possible bimodality of the SSD, due to a specific mode of action of the tested substance towards only some taxonomic groups of species. Whatever the fit to a distribution, results should be discussed in regards to the graphical representation of the species distribution and the different *p* values that were obtained with each test. Finally, any choice of a specific distribution function should be clearly explained.

If the data do not fit any distribution, the left tail of the distribution (the lowest effect concentrations) should be analysed more carefully. If a subgroup of species can be identified as particularly sensitive and if the number of data on this subgroup is sufficient, the distribution can be fit to this subgroup. In case of lack of fit, the SSD method should not be used.

Estimated parameter

For pragmatic reasons it has been decided that the concentration corresponding with the point in the SSD profile below which 5% of the species occur should be derived as an intermediate value in the determination of a PNEC. A 50% confidence interval (c.i.) associated with this concentration should also be derived.

Estimation of the PNEC

The PNEC is calculated as:

$$PNEC = [5\%SSD (50\%ci)] / AF$$

AF is an appropriate assessment factor between 5 and 1, reflecting the further uncertainties identified. Lowering the AF below 5 on the basis of increased confidence needs to be fully justified. The exact value of the AF must depend on an evaluation of the uncertainties around the derivation of the 5th percentile. As a minimum, the following points have to be considered when determining the size of the assessment factor:

- The overall quality of the database and the endpoints covered, e.g., if all the data are generated from “true” chronic studies (e.g., covering all sensitive life stages);
- The diversity and representativity of the taxonomic groups covered by the database, and the extent to which differences in the life forms, feeding strategies and trophic levels of the organisms are represented;
- Knowledge on presumed mode of action of the chemical (covering also long-term exposure);
- Statistical uncertainties around the 5th percentile estimate, e.g., reflected in the goodness of fit or the size of confidence interval around the 5th percentile, and consideration of different levels of confidence (e.g. by a comparison between the 5% of the SSD (50%) with the 5% of the SSD (95%));
- Comparisons between field and mesocosm studies, where available, and the 5th percentile and mesocosm/field studies to evaluate the laboratory to field extrapolation. A full justification should be given for the method used to determine the PNEC.

Further recommendations

- NOEC values below the 5% of the SSD need to be discussed in the risk assessment report. For example if all such NOECs are from one trophic level, then this could be an indication that a particular sensitive group exists, implying that some of the underlying assumptions for applying the statistical extrapolation method may not be met;

- *The deterministic PNEC should be derived by applying the “standard” Assessment Factor Approach on the same database;*
- *If mesocosm studies are available, they should also be evaluated and a PNEC derived following the TGD according to the standard method (deterministic approach).*

The various estimates of PNEC should be compared and discussed and the final choice of PNEC be based on this comparison.”

6.3.3. Bewertung der Datenqualität und Daten-Auswahl für UQN-Ableitung

Auszug aus: Lepper 2002

“ 9.2 Evaluation and Classification of Data

In the data inquiry, as set out in the working document for this study (EAF (1) 06/01/FHI, February 2001), it was asked to submit data to the consultant that can be considered as reliable according to the criteria given in table 9.2. All data should be rated by the senders accordingly and provided in a pre-defined format as Excel file. However, in hardly any case this provision was followed.

- First, in many cases data were provided as hardcopies on paper, or, if provided in electronic format, not as the proposed Excel data sheets but, for instance, as Excel files in other formats, as reports (text-files or pdf-files with tables from which the data had to be retrieved) etc.
- Second, if the data were rated at all, they were either rated according to the IUCLID system, according to the U.S. EPA's Klimisch criteria for quality data, according to the TGD reliability index (RI) system, or according to systems defined by the data provider.

Table 9.2: Proposed classification of tests with respect to data reliability

A	Test performed in full accordance with current internationally accepted guidelines (e.g.: OECD, EU, EPA, ISO). All relevant details are given. A clear dose-response relationship could be established for the observed effect(s). Results appear to be reliable.
B	Test performed according to internationally accepted guidelines. However not all relevant details are given. A clear dose-response relationship could be established for the observed effect(s). Results appear to be reliable.
C	Test was not performed in accordance with a current guideline. However, the results have been discussed and explained by the author(s). A clear dose-response relationship could be established for the observed effect(s). The author's interpretation of the results appears logic to the evaluating person. Results appear to be reliable.
D	Test was not performed in accordance with a current guideline and results have not been discussed and explained by the author(s). However, the evaluating person found the test design plausible and could explain and interpret the results. A clear dose-response relationship could be established for the observed effect(s). The results seem to be reliable.
E	Due to various shortcomings in the test design and/or in the interpretation of the result(s) the test is not considered as reliable.

Fortunately, the different rating systems used by the US EPA or in the context of IUCLID and the TGD are very similar, and thus, their results are comparable (table 9.3). Only data of the reliability classes I and II are used for the derivation of quality standards. Data assigned to classes III and IV are not used. A further re-evaluation of the data provider's classification by the consultant was normally not possible as ackground information was usually not sufficient to do so (see first bullet point above).

The data that were not rated in terms of quality were in most cases provided by Member States. However, in most instances this data was already used by national authorities for regulatory purposes, such as the derivation of quality standards. Thus, it can be assumed that the respective data was reviewed and validated in terms of reliability and quality by national experts.

Finally, for many substances on the working list data collated and evaluated in the context of the risk assessment process for existing substances or for plant protection products are available for use in the derivation of quality standards. The data qualified as valid in the risk assessment reports (i.e. rated as TGD RI I or II) were subjected to an extensive peer review and evaluation process and are therefore used without any reservations.

Table 9.3: Comparison of different classification systems

Class	TGD Reliability index (RI)	US EPA	IUCLID
I	I (highly reliable)	high confidence	valid without restrictions
II	II (reliable)	moderate confidence	valid with restrictions
III	III (not reliable)	low confidence	invalid
IV	IV (unknown reliability)	unknown confidence	not assignable

9.3 Handling and Availability of Required Data

As already outlined in section 9.2, the data were mostly provided in a format that made it impossible to set up a uniform database for all substances, as originally intended and described in the working document (EAF (1) 06/01/FHI, February 2001). Given the time constraints, it was not possible to adapt all the different formats in which the data were sent to the consultant to the originally proposed format or to manually extract all data from the reports provided on paper. Thus, it was decided to set up substance data sheets containing all data and information used to derive the standards (cf. Annex 4).

The data and information sources listed in Annex 3 have been made available to the consultant until 20 February 2002.

9.4 Selection of Data for Derivation of Quality Standards

Data identified as valid in finalised risk assessment reports and in (consolidated) draft reports for existing substances (according to Council Regulation (EEC) No. 793/93) as well as for plant protection products (according to Council Directives 91/414/EEC & 97/57/EC) have been preferably used for the derivation of quality standards as they were already subjected to an extensive peer review and evaluation process. No differentiation with regard to the status of the risk assessment report (final or draft) was made in the context of this study. Therefore, quality standards that are proposed on the basis of information and data given in draft reports should be reviewed once the respective risk assessments are finalised (see Annex 3 for information regarding the status of the risk assessment reports).

If PNECs are already established in the risk assessment reports (which is the case for fourteen substances or substance groups on the working list), these PNECs (e.g. for water, sediment or secondary poisoning of top predators) were used for the derivation of the standards for the respective objectives of protection (see sections 8.2 & 8.3). Accordingly, the effects data identified as valid to establish the Toxicity Exposure Ratios (TER) in the RA monographs for plant protection products (PPP) were used to derive the quality standards for plant protection products as described in section 8.5 (monographs are available for six PPP). In order to set quality standards referring to human health the relevant threshold levels identified in the risk assessment reports have been used (see section 9.1 for details).

For those 22 substances or substance groups on the working list for which the above mentioned risk assessment reports or monographs were not available, or in case data required to calculate the quality standards could not be retrieved from the RA reports, selection rules as follows were applied:

1. Only data that can be considered as reliable (see section 9.2) are used, irrespective of the source of the data.
2. The relevant data from the different sources available (see Annex 3) are collated in the substance data sheet. This means that not all valid data mentioned in the different sources are transferred to the data sheet but only those that may be required for quality standard setting.
3. Data to be used for the quality standard derivation are selected from the collated data making best use of supplementary information provided along with the data. In case no further ranking of data with regard to their utility and relevance for the derivation of quality standards is possible, final selection of data is made following the precautionary principle. I.e., usually the lowest acute and long-term toxicity data available for the different species and end points are used, or in case of other data, such as partition coefficients, the figures resulting in worst-case assumptions are selected. A justification for the selection of specific data is briefly given in the EQS data sheets of Annex 4.
4. Based on the selected data, the quality standards are derived as described in section 8. If a standard for a specific objective of protection cannot be derived since the required data are lacking, this is flagged."

6.3.4. Spezielle Qualitätsstandards zum Schutz von Tier und Mensch vor Schädwirkungen infolge Anreicherung von Substanzen im Nahrungsnetz (secondary poisoning)

a) Auszug aus: Lepper 2002

Table 8.1a: Environmental protection objectives and triggers to derive quality standards

Water	Sediments (suspended particulate matter)	Biota (secondary poisoning)
<p>No trigger value applies. QS are derived for all substances on the working list. For hydrophobic / adsorbing substances the QS referring to water are additionally given as concentration in suspended particulate matter (SPM) if this is meaningful.</p> <p>Trigger value: $\log K_{pSPM-water} \geq 3$</p>	<p>QS are derived for all substances with a $\log K_{pSPM-water} \geq 3$</p> <p>The $QS_{sediment}$ refers to suspended particulate matter in order to protect the new sediment.</p>	<p>QS are derived for organic substances and metals with experimental $BCF \geq 100$ or $BMF > 1$.</p> <p>If a reliable BCF is not available, the trigger is $\log Pow \geq 3$ (applies only to organic substances)</p> <p>In order to avoid routine monitoring of biota the concentrations in animal tissue are transformed to concentrations in water or suspended particulate matter, using appropriate model estimates.</p>

Table 8.1b: Human health related protection objectives and triggers to derive quality standards

Biota (Food consumption)	Drinking water abstraction from surface water
<p>Derivation of QS for substances being:</p> <ul style="list-style-type: none"> - a known or suspected carcinogen (cat. I-III, R-phrases R45 or R40) - a known or suspected mutagen (cat. I-III, R-phrases R46 or R40) - a substance known or suspected to affect reproduction (cat. I-III, R-phrases R60, R61, R62, R63 or R64) - potential to bioaccumulate (experimental $BCF \geq 100$ or $BMF > 1$ (or $\log Pow \geq 3$, for organic substances only)) <p><i>plus</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - harmful or (very) toxic if swallowed or in contact with skin (R-phrases R21, R22, R24, R25, R27 or R28); or - R48 (danger of serious damage to health by prolonged exposure) <p>Check for compliance of the proposed QS with the maximum permissible levels in seafood fixed by Council Regulation (EC) No 466/2001 for Cd, Hg and Pb.</p>	<p>Derivation of DW - abstraction QS only if the following cases apply (see section 8.4.4 for details):</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. A "A1 value" is fixed in Directive 75/440/EEC and this value is lower than the QS for other objectives of protection: → QS = "A1 value" of CD 75/440/EEC 2. No "A1 value" is fixed in CD 75/440/EEC but a DW Standard is available in CD 98/83/EC and the DWS ** is lower than the QS for other protection objectives: → Assessment (Experts): Identification of the substance specific removal efficiency in DW processing. QS = DWS / Fraction not removable 3. No A1 value or DW Standard exists for the substance concerned: → a) Calculation of a provisional DWS b) Assessment based on expert knowledge with regard to: <ol style="list-style-type: none"> 1. Removal efficiency of substance in DW processing; 2. toxicological appropriateness of the provisional DWS QS = appropriate DWS / Fract. not removable

• DW = drinking water; ** DWS = drinking water standard

Lepper (2002) kommentiert den Stand der EAF-Diskussion bezüglich "secondary poisoning" wie folgt: "Based on the lowest relevant threshold level for top predators or human health (e.g. NOEC,NO(A)EL or ADI/TDI in case of humans) and the standard figures given in the TGD for(sea)food consumption, body weights of top predators (birds, mammals) and humans, food

conversion factors and other assessment factors, concentrations in fish and/or mussels are calculated ruling out adverse effects due to ingestion of these aquatic organisms. The calculated "safe" levels for fish or mussels are the biota quality standards.

However, as – for various reasons - it is not desirable to perform routine monitoring of biota for compliance checking, a corresponding concentration in water will be calculated as surrogate standard, using the safe level in biota and the BCF (or octanol water partition coefficient) of the substance concerned. Quality standards referring to levels in biota will thus be given for two different objectives of protection: top predators and human health.

In accordance with the respective TGD scenarios on secondary poisoning, it is assumed that top predators prey to 100% on the aquatic organisms (i.e. the $NOEC_{food}$ for the predators may be exhausted for 100 %). With regard to "seafood" uptake by humans no standard approach or convention exists. The use of a consumer intake model considering all uptake routes was deemed too complex and, moreover, often not possible as not all exposure routes and the contamination levels of the relevant food commodities might be known. Therefore, proposals for dealing with that issue in a rather simple but practicable manner have been made and the Expert Advisory Forum was invited to express its opinion on this issue.

The majority of comments received after EAF(2) were in favour of the proposal that by convention the uptake of a substance with fishery products should not contribute to more than 10% of the relevant threshold level for humans (i.e. the ADI/ TDI /NO(A)EL_{oral} must not be exhausted for more than 10% by uptake of food originating from aquatic environments). Therefore, this approach has been adopted for the derivation of the quality standard referring to the protection of human health from adverse effects due to the ingestion of food originating from aquatic environments.

$$QS_{DW} = [0,1 \times TL_{HH} \times bw / UpTake\ DW]$$

QS_{DW} quality standard for drinking water (mg/l), TL_{HH} threshold level for human health (ADI/TDI etc. in mg/kg body weight per day), BW body weight (70 kg), $Uptake_{DW}$ uptake drinking water (2 l per day)

b) Auszug aus: Technischer Leitfaden über die Bewertung des Risikos von neuen notifizierten Stoffen (93/67/EWG) und von Altstoffen (1488/94) (Luxemburg 1996, Revision Draft Mai 2002) (TGA-RA, Europäische Kommission 2002), Kapitel 3.8. (Seite –121-131

“ 3.8. ASSESSMENT OF SECONDARY POISONING

3.8.1. Introduction

Bioconcentration and bioaccumulation may be of concern for lipophilic organic chemicals and some metal compounds as both direct and indirect toxic effects may be observed upon long term exposure. For metals guidance is given in Appendix VIII. Bioconcentration is defined as the net result of the uptake, distribution and elimination of a substance in an organism due to waterborne exposure, whereas bioaccumulation includes all routes, i.e. air, water, soil and food.

Biomagnification is defined as accumulation and transfer of chemicals via the food chain, resulting in an increase of the internal concentration in organisms at higher levels in the trophic chain. Secondary poisoning is concerned with toxic effects in the higher members of the food chain, either living in the aquatic or terrestrial environment, which result from ingestion of organisms from lower trophic levels that contain accumulated substances.

For many hydrophobic chemicals, accumulation through the food chain follows many different pathways along different trophic levels. A good risk estimation of this complex process is hampered when only limited data from laboratory studies are available. One way to assess a chemicals risk for bioaccumulation in aquatic species is to measure the Bioconcentration Factor (BCF). The static bioconcentration factor is the ratio between the concentration in the organism and the concentration in water in a steady-state (sometimes also called equilibrium) situation.

When uptake and depuration kinetics are measured, the dynamic bioconcentration factor can be calculated from the quotient of the uptake and depuration rate constants:

$$BCF_{Fisch} = C_{Fisch} / C_{Wasser} \text{ oder } k1 / k2$$

Explanation of symbols:

C_{Fisch} :	concentration in fish [mg.kg-1]
C_{Wasser} :	concentration in water [mg.l-1]
$k1$:	uptake rate constant from water [l.kg-1.d-1]
$k2$:	elimination rate constant [d-1]
BCF_{Fisch} :	bioconcentration factor [l.kg-1]

For new and existing substances, the assessment of these processes is revised as more information becomes available on toxicological and ecotoxicological effects and exposure. At the base-set level the available physico-chemical and (eco)toxicological information can be used to decide whether or not there are indications for a potential for bioaccumulation and/or indirect effects. This estimation is used as a first step in the testing strategy for bioaccumulation and secondary poisoning as will be explained in section 3.8.3. For the terrestrial ecosystem a similar strategy is used which is described in section 3.8.3.7.

3.8.2. Indication of bioaccumulation potential

The simplest way to estimate the potential of a substance to bioaccumulate in aquatic species is by experimental measurement of the BCF. Determination of the BCF alone, however, only gives a partial picture of the potential of bioaccumulation, and additional data on uptake and depuration kinetics, metabolism, organ specific accumulation and the level of bound residues may also be required. Such data will rarely be available and the potential for bioaccumulation will usually need to be determined using simple physico-chemical and structural evidence (OECD 2001c).

The most important and widely accepted indication of bioaccumulation potential is a high value of the n-octanol/water partition coefficient. In addition, if a substance belongs to a class of chemicals, which are known to accumulate in living organisms, it may have a potential to

bioaccumulate. However, some properties of a substance may preclude high accumulation levels even though the substance has a high log Kow or has a structural similarity to other substances likely to bioaccumulate. Alternatively there are properties, which may indicate a higher bioaccumulation potential than that suggested by a substance's low log Kow value. A survey of these factors is given below.

***n*-Octanol/Water Partition Coefficient**

At the base-set level, the potential for bioaccumulation can be estimated from the value of the octanol/water partition coefficient, log Kow. If this value cannot be determined experimentally, it may be calculated from the chemical structure.

It is accepted that values of log Kow greater than or equal to 3 indicate that the substance may bioaccumulate. For certain types of chemicals, e.g. surface-active agents and those which ionise in water, log Kow values may not be suitable for calculation of a BCF value. There are, however, a number of factors that are not taken into consideration when BCF is estimated only on the basis of log Kow values. These are:

- Phenomena of active transport;
- Metabolism in organisms and the accumulation potential of any metabolites;
- Affinity due to specific interactions with tissue components;
- Special structural properties (e.g. amphiphilic substances or dissociating substances that may lead to multiple equilibrium processes);
- Uptake and depuration kinetics (leading for instance to a remaining concentration plateau in the organism after depuration).

n-Octanol only simulates the lipid fraction in organisms and therefore does not simulate other possibilities for storage and accumulation of substances and their metabolites in living organisms.

Adsorption

Adsorption onto biological surfaces, such as gills or skin, may also lead to bioaccumulation and an uptake via the food chain. Hence, high adsorptive properties may indicate a potential for both bioaccumulation and biomagnification. For certain chemicals, for which the octanol/water partition coefficient cannot be measured properly, a high adsorptive capacity (of which $\log K_p > 3$ may be an indication) can be additional evidence of bioaccumulation potential.

Hydrolysis

The effect of hydrolysis may be a significant factor for substances discharged mainly to the aquatic environment: the concentration of a substance in water is reduced by hydrolysis so the extent of bioconcentration in aquatic organisms would also be reduced. Where the half-life, at environmentally relevant pH values (4-9) and temperature, is less than 12 hours, it can be assumed that the rate of hydrolysis is greater than that for uptake by the exposed organisms.

Hence, the likelihood of bioaccumulation is greatly reduced. In these cases, it may sometimes be appropriate to perform a BCF test on the hydrolysis products, if identified, instead of the parent substance. However, it should be noted that, in most cases hydrolysis products are more hydrophilic and as a consequence will have a lower potential for bioaccumulation.

Degradation

Both biotic and abiotic degradation may lead to relatively low concentrations of a substance in the aquatic environment and thus to low concentrations in aquatic organisms. However, the uptake rate may still be greater than the rate of the degradation processes, leading to high BCF values even for readily biodegradable substances. Therefore ready biodegradability does not preclude a bioaccumulation potential, but for most substances concentrations will be low in aquatic organisms.

At the base-set level, only scarce information on the kinetics of degradation is available. For new substances even at higher tonnages, a request for such information would need to be justified; it

can be requested only on a case-by-case basis at level 2. For existing substances information on degradation kinetics may be available.

If persistent metabolites are formed in substantial amounts the bioaccumulation potential of these substances should also be assessed. However, for most substances information will be scarce. From experiments with mammals information may be obtained on the formation of possible metabolites, although extrapolation of results should be treated with care.

Molecular Mass

Certain classes of substances with a molecular mass greater than 700 are not readily taken up by fish, because of possible steric hindrance at passage of gill membranes or cell membranes of respiratory organs. These substances are unlikely to bioaccumulate significantly (regardless of the log Kow-value).

Summary of Indications of Bioaccumulation Potential

Taking the factors mentioned above into account will indicate whether or not there is potential for bioaccumulation. In summary: if, at base-set level, a substance:

- has a log Kow = 3; or;
- is highly adsorptive; or;
- belongs to a class of substances known to have a potential to accumulate in living organisms; or;
- there are indications from structural features;
- and there is no mitigating property such as hydrolysis (half life less than 12 hours);

there is an indication of bioaccumulation potential.

Reference is made to the OECD guidelines and to the guidance document on environmental hazard classification (OECD 2001c) in relation to interpretation of bioaccumulation studies and measurements of logKow. The test guidelines also contain information on the suitability of the various log Kow determination methods depending on the type of substance concerned.

3.8.3. Effects assessment for bioaccumulation and secondary poisoning

3.8.3.1. General approach

The assessment of the potential impact of substances on top predators is based on the accumulation of hydrophobic chemicals through the food chains which may follow many different pathways along different trophic levels. This accumulation may result in toxic concentrations in predatory birds or mammals ingesting biota containing the chemical. This effect is called secondary poisoning and should in principle be assessed by comparing the measured or estimated concentrations in the tissues and organs of the top-predators with the no effect concentrations for these predators expressed as the internal dose. In practice, however, data on internal concentrations in wildlife animals are hardly ever available and most no-effect levels are expressed in term of concentrations of the food that the organisms consume (i.e. in $\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$ food). Therefore, the actual assessment (see below) is normally based on a comparison of the (predicted) concentration in the food of the top-predator and the (predicted) no-effect concentration which is based on studies with laboratory animals. A distinction is made between the methodology used to assess the effects of substances whose effects can be related directly to bioconcentration (direct uptake via water) and those where also indirect uptake via the food may contribute significantly to the bioaccumulation. Bioaccumulation of metallic species is not considered explicitly in this section.

For substances with a log Kow < 4.5 the primary uptake route is direct uptake from the water phase. In the absence of data on other uptake routes, it is assumed that the direct uptake accounts for 100% of the intake. For substances with a log Kow = 4.5, other uptake routes such as intake of contaminated food or sediment may become increasingly important. Especially the

uptake through the food chains eventually leading to secondary poisoning should be considered and a strategy for the assessment of secondary poisoning has been developed. This strategy takes account of the PECaquatic, the direct uptake and resulting concentration in food of aquatic organisms and the mammalian and avian toxicity of the chemical. On this basis, possible effects are estimated on birds and mammals in the environment via uptake through the food-chain water>aquatic organisms > fish > fish-eating mammal or fish-eating bird (Romijn et al., 1993).

Due to the lack of experience with this approach the assessment is considered as provisional. For some chemicals results from field measurements are available. Although interpretation is often difficult, these results can be used to support the assessment of risks due to secondary poisoning (Ma, 1994).

The first step in the assessment strategy is to consider whether there are indications for bioaccumulation potential. These indications have been discussed in the previous section.

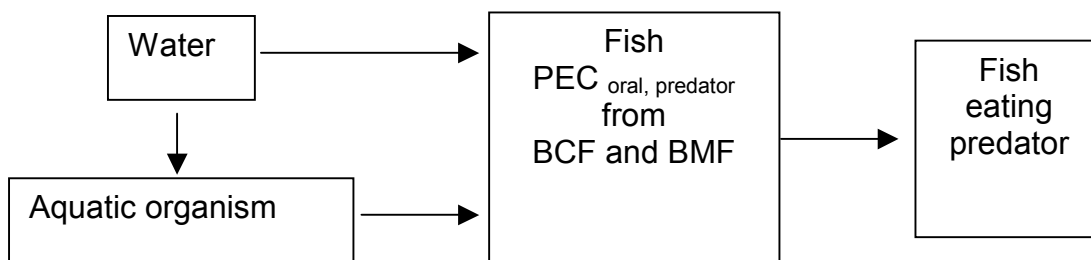
Subsequently, it is necessary to consider whether the substance has a potential to cause toxic effects if accumulated in higher organisms. This assessment is based on classifications on the basis of mammalian toxicity data, i.e. the classification Very Toxic (T+) or Toxic (T) or harmful (Xn) with at least one of the risk phrases R48 'danger of serious damage to health by prolonged exposure', R60 'may impair fertility', R61 'may cause harm to the unborn child', R62 'possible risk of impaired fertility', R63 'possible risk of harm to the unborn child', R64 'may cause harm to breastfed babies'. Here it is assumed that the available mammalian toxicity data can give an indication on the possible risks of the chemical to higher organisms in the environment.

The current, either qualitative or quantitative, approach in the human health risk assessment for genotoxic carcinogens is not practicable in the environmental part. Tumor incidence rates for a genotoxic carcinogen and subsequent cancer risks are related to individual risks in man and it is in most cases difficult to link those effects to populations. Endangered species might be an exception, particularly those characterized by long life cycles where individuals may need to be protected to support survival of the species. It is not unlikely, however, that the conservative approach followed in the risk assessment for man indirectly exposed via the environment for genotoxic substances, will also be protective for individual top-predators.

If a substance is classified accordingly or if there are other indications (e.g. endocrine disruption), an assessment of secondary poisoning is performed.

A schematic view of the assessment scheme for the exposure route water > aquatic organisms > fish > fish-eating mammal or fish-eating bird described above is given in Figure 14.

Figure 14. Assessment of secondary poisoning



3.8.3.2. Assessment of secondary poisoning

No specific assessment of the risk to fish as a result of the combined intake of contaminants from water and contaminated food (aquatic organism) is considered necessary as this is assumed to be covered by the aquatic risk assessment and the risk assessment for secondary poisoning of fish-eating predators. The risk to the fish-eating predators (mammals and/or birds) is calculated as the ratio between the concentration in their food ($PEC_{\text{Coral,predator}}$) and the no-effect-concentration for oral intake ($PNEC_{\text{Coral}}$). The concentration in fish is a result of uptake from the aqueous phase and intake of contaminated food (aquatic organisms). Thus, $PEC_{\text{Coral,predator}}$ is calculated from the bioconcentration factor (BCF) and a biomagnification factor (BMF). Note that $PEC_{\text{Coral,predator}}$ could also be calculated for other relevant species that are part of the food of predators. The details of the individual assessment steps are described in the following sections.

3.8.3.3. Calculation of BCF from log Kow

If measured BCF-values are not available, the BCF for fish can be predicted from the relationship between K_{ow} and BCF. Various methods are available to calculate K_{ow} . Often a large variation is found in the K_{ow} -values of a chemical by using different methods. Therefore the K_{ow} -value must have been evaluated by an expert (see also Chapter 4 on the use of QSARs).

For substances with a log K_{ow} of 2-6 the following linear relationship can be used as developed by Veith et al. (1979):

$$\log BCF_{\text{fish}} = 0,85 \times \log K_{ow} - 0,70$$

For substances with a log K_{ow} higher than 6 a parabolic equation can be used:

$$\log BCF_{\text{fish}} = -0,20 \times \log Kow^2 + 2,74 \times \log Kow - 4,72$$

Explanation of symbols: K_{ow} octanol-water partition coefficient [-]; BCF_{fish} bioconcentration factor for fish on wet weight basis [l/kgwet fish]

It should be noted that due to experimental difficulties in determining BCF values for such substances this mathematical relationship has a higher degree of uncertainty than the linear one. Both relationships apply to compounds with a MW less than 700. For a discussion on both relationships see Chapter 4 (Use of QSARs).

3.8.3.4. Calculation of a predicted environmental concentration in food

The concentration of contaminant in food (fish) of fish-eating predators (PEC) is calculated from the PEC for surface water, the measured or estimated BCF for fish and the biomagnification factor (BMF):

$$PEC_{\text{oral, predator}} = PEC_{\text{water}} \times BCF_{\text{fish}} \times BMF_{\text{predator oral}}$$

Explanation of symbols

$PEC_{\text{oral, predator}}$ Predicted Environmental Concentration in food [mg/kgwet fish]

PEC_{water} Predicted Environmental Concentration in water [mg/l]

BCF_{fish} bioconcentration factor for fish on wet weight basis [l/kgwet fish]

BMF biomagnification factor in fish [-]

The BMF is defined as the relative concentration in a predatory animal compared to the concentration in its prey ($BMF = C_{\text{predator}}/C_{\text{prey}}$). The concentrations used to derive and report BMF values should, where possible, be lipid normalised.

An appropriate PEC_{water} reflecting the foraging area of fish-eating mammals and birds should be used for the estimate. The foraging area will of course differ between different predators, which makes it difficult to decide on an appropriate scale. For example may use of PEC_{local} lead to an overestimation of the risk as fish-eating birds or mammals do also forage on fish from other sites than the area around the point of discharge. Also, biodegradation in surface water is not taken into account using PEC_{local} . However, using PEC_{regional} may have the opposite effect, as there may be large areas in the 200 x 200 km region with higher concentrations. It has therefore been

decided that a scenario where 50% of the diet comes from a local area (represented by the annual average PEC_{local}) and 50% of the diet comes from a regional area (represented by the annual average PEC_{regional}) is the most appropriate for the assessment.

The biomagnification factor (BMF) should ideally be based on measured data. However, the availability of such data is at present very limited and therefore, the default values given in Table 21 should be used. By establishing these factors it is assumed that a relationship exists between the BMF, the BCF and the log Kow (for further explanation, see section 4.3.3 on marine risk assessment). When measured BCF values are available, these should form the basis for deciding on the size of the BMF.

Table 21:

Log Kow	BCF	BMF
<4,5	<2000	1
4,5-<5	2000-5000	2
5-8	>5000	10
>8-9	2000-5000	3
>9	<2000	1

Calculation of the predicted no-effect concentration (PNEC_{coral})

Only toxicity studies reporting on dietary and oral exposure are relevant as the pathway for secondary poisoning is referring exclusively to the uptake through the food chain. Secondary poisoning effects on bird and mammal populations rarely become manifest in short-term studies. Therefore, results from long-term studies are strongly preferred, such as NOECs for mortality, reproduction or growth. If no adequate toxicity data for mammals or birds are available, an assessment of secondary poisoning cannot be made.

For new substances, the results of mammalian repeated-dose toxicity tests are used to assess secondary poisoning effects. For existing substances and biocides, toxicity data for birds (e.g. OECD-test 205 (LC50, 5-day acute avian dietary study) or OECD-test 206 (chronic)) may also be present. Extrapolation from such test results gives a predicted no-effect concentration in food (PNEC_{coral}) that should be protective to other mammalian and avian species.

Acute lethal doses LD50 (rat, bird) are not acceptable for extrapolation to chronic toxicity, as these are not dietary tests. Acute effect concentrations (e.g. OECD 205) for birds are acceptable for extrapolation. The results of the available mammalian or avian tests may be expressed as a concentration in the food (mg.kg_{food}⁻¹) or a dose (mg.kg body weight.day⁻¹) causing no effect. For the assessment of secondary poisoning, the results always have to be expressed as the concentration in food. In case toxicity data are given as NOAEL only, these NOAELs can be converted to NOECs with the following two formulae:

$$NOEC_{bird} = NOAEL_{bird} \times CONV_{bird}$$

$$NOEC_{mammal\ food\ chr} = NOAEL_{mammal\ chr\ oral} \times CONV_{mammal}$$

Explanation of symbols

NOEC_{bird} : NOEC for birds (kg.kg_{food}⁻¹)

NOEC_{mammal, food chr} : NOEC for mammals (kg.kg_{food}⁻¹)

NOAEL_{bird} : NOAEL for birds (kg.kg bw.d⁻¹)

NOAEL_{mammal, oral chr} : NOAEL for mammals (kg.kg bw.d⁻¹)

CONV_{bird} : conversion factor from NOAEL to NOEC (kg bw.d.kg_{food}⁻¹) Table 22

CONV_{mammal} : conversion factor from NOAEL to NOEC (kg bw.d.kg_{food}⁻¹) Table 22

Conversion factors for laboratory animals are presented in Table 22.

Table 22 Conversion factors from NOAEL to NOEC for several mammalian and one bird species

Species	Conversion factor (bw/dfi)
<i>Canis domesticus</i>	40
<i>Macaca sp.</i>	20
<i>Microtus spp.</i>	8.3
<i>Mus musculus</i>	8.3
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	33.3
<i>Rattus norvegicus</i> (> 6 weeks)	20
<i>Rattus norvegicus</i> (= 6 weeks)	10
<i>Gallus domesticus</i>	8

bw = body weight (g); dfi: daily food intake (g/day)

NOECs converted from NOAELs have the same priority as direct NOECs. The PNEC_{oral} is ultimately derived from the toxicity data (food basis) applying an assessment factor. In formula:

$$PNEC_{oral} = TOX_{oral} / AF_{oral}$$

Explanation of symbols

PNEC_{oral}: PNEC for secondary poisoning of birds and mammals [in kg.kgfood-1]

AF_{oral}: assessment factor applied in extrapolation of PNEC [-] Table 23

TOX_{oral}: either LC50_{bird}, NOEC_{bird} or NOEC_{mammal, food, chr} [in kg.kgfood-1]

The assessment factor (AF_{oral}) takes into account interspecies variation, acute/subchronic to chronic extrapolation and laboratory data to field impact extrapolation. Some specific considerations need to be made for the use of the assessment factor for predators. CCME (1998) contains wildlife data on body weight and daily food ingestion rates for 27 bird and 10 mammalian species. In addition, Schudoma et al. (1999) derived the mean body weight and daily food intake for the otter. The currently available set on wildlife bw/dfi ratios ranges from 1.1 to 9 for birds and from 3.9 to 10 for mammalian species. Comparison of these wildlife conversion factors with the values given in Table 22 for laboratory species (8.3 – 40) shows that the wildlife species often have a lower bw/dfi ratio than laboratory animals. The difference can be up to a factor 8 for birds and 10 for mammals. This difference is in theory accounted for in the use of the interspecies variation factor that is part of the standard assessment factor. The interspecies variation, however, should comprise more than just the bw/dfi differences between species, e.g. the differences in intrinsic sensitivity. The protective value of the 'normal' interspecies variation factor may therefore be questionable in case of predators. On top of that, many predator species are characterised by typical metabolic stages in their life cycle that could make them extra sensitive to contaminants in comparison with laboratory animals (e.g. hibernation or migration). Similar to the bw/dfi differences, also this aspect goes beyond the 'normal' interspecies variation. The AF_{oral} should compensate for the above-mentioned specific aspects in the effects assessment of predators. A factor of 30, accounting for both interspecies variation and lab-to-field extrapolation, is considered to be appropriate for this purpose. Additionally, acute/subchronic to chronic extrapolation needs to be taken into account. The resulting assessment factors are given in Table 23.

Table 23 Assessment factors for extrapolation of mammalian and bird toxicity data

TOX _{oral}	Duration of test	AF _{oral}
LC50 _{bird}	5 days	3000
NOEC _{bird}	chronic	30
NOEC _{mammal, food, chr}	28 days	300
	90 days	90
	chronic	30

If a NOEC for both birds and mammals is given, the lower of the resulting PNECs is used in the risk assessment.

3.8.3.6. Assessment of secondary poisoning via the aquatic food chain

It should be recognised that the schematic aquatic food chain water > aquatic organism > fish. fish-eating bird or mammal is a very simplistic scenario as well as the assessment of risks for secondary poisoning based on it. Any other information that may improve the input data or the assessment should therefore be considered as well. For substances where this assessment leads to the conclusion that there is a risk of secondary poisoning, it may be considered to conduct additional laboratory tests (e.g. tests of bioaccumulation in fish or feeding studies with laboratory mammals or birds) in order to obtain better data.

The simplified food chain is only one example of a secondary poisoning pathway. Safe levels for fish-eating animals do not exclude risks for other birds or mammals feeding on other aquatic organisms (e.g. mussels and worms). Therefore it is emphasised that the proposed methodology gives only an indication that secondary poisoning is a critical process in the aquatic risk characterisation of a chemical.

For a more detailed analysis of secondary poisoning, several factors have to be taken into account (US-EPA, 1993; Jongbloed et al., 1994):

- *Differences in metabolic rates between animals in the laboratory and animals in the field;*
- *Normal versus extreme environmental conditions: differences in metabolic rate under normal field conditions and more extreme ones, e.g. breeding period, migration, winter;*
- *Differences in caloric content of different types of food: cereals versus fish, worms or mussels. As the caloric content of fish is lower than cereals birds or mammals in the field must consume more fish compared to cereals for the same amount of energy needed leading to a higher body burden of the pollutant;*
- *Pollutant assimilation efficiency: differences in bioavailability in test animals (surface application of a test compound) and in the field (compound incorporated in food) and/or;*
- *Relative sensitivity of animals for certain chemicals: differences in biotransformation of certain compounds between taxonomic groups of birds or mammals. The US-EPA uses a species sensitivity factor (SSF) which ranges from 1 to 0.01.*

Whether these factors should be used is still under debate.”

6.3.5. Berücksichtigung der Trinkwassergewinnung für die UQN-Ableitung

Auszug aus: Lepper 2002

“ 8.4.4 Quality Standards Referring to Levels in Water Intended for the Abstraction of Drinking Water

In accordance with Articles 7(2,3) and 16(1) of the WFD it is required to protect the possibility of drinking water abstraction from surface waters. As according to the opinion of the majority of the Expert Advisory Forum drinking water limit values should not be used to set quality standards for drinking water, the procedure described in the following was devised:

1. *In case a "A1 value" referring to simple surface water treatment (e.g. rapid filtration and disinfection) is fixed in the "drinking water abstraction" Directive 75/440/EEC [17] and this "A1 value" is lower than the quality standard required to safeguard the other objectives of protection (freshwater community, sediment quality, and quality of biota in order to protect humans or top predators from secondary poisoning by food ingestion), it is proposed to adopt the "A1 value" as quality standard for surface freshwater.*

If no "A1 value" has been set in CD 75/440/EEC but a drinking water standard is available according to Council Directive 98/83/EC [20] (concerning the quality of water intended for human consumption) and this drinking water standard is lower than the quality standard required to safeguard the other objectives of protection, the subsequent procedure is suggested:

2. *An assessment is performed with the objective to derive a quality standard ensuring the possibility of drinking water abstraction by simple treatment (category A1 in CD 75/440/EEC). In this context, the substance specific removal efficiencies of the simple surface water treatment methods in use must be considered. As there is no sufficiently accurate method for the prediction of removal efficiencies for surface water treatment available [6], experts in drinking water processing technology should be involved in the assessment. The final quality standard for drinking water abstraction from surface water should be no higher than the drinking water standard according to CD 98/83/EC divided by the fraction not removable by simple treatment.*
3. *For those substances on the working list for which "A1 values" or quality standards have not been fixed in the context of Council Directives 75/440/EEC or 98/83/EC, provisional drinking water quality standards are calculated by the TGD-procedure described further below in this section. If this provisional drinking water quality standard is lower than the quality standard required to safeguard the other objectives of protection, in principle the same assessment procedure as described under (2.) is proposed:*

An assessment is performed with the objective to derive a quality standard ensuring the possibility of drinking water abstraction by simple treatment. Experts in drinking water processing technology should be involved for the reasons given under (2.). In addition, the participation of experts in human toxicology might also be required in order to assess the appropriateness of the provisional standards calculated by the rather simple TGD procedure, not taking account of possible substance specific toxicological peculiarities.

The final quality standard for drinking water abstraction from surface water should be no higher than the concentration in drinking water considered as acceptable in terms of toxicological aspects divided by the fraction not removable by simple treatment.

Calculation of provisional drinking water quality standards according to the TGD

Based on the recommendations given in Part I of the TGD [6] (section 2.4.3 and Appendix VII) it is proposed to calculate the quality standards for water intended for human consumption using assumptions as follows:

Water uptake 2l/d, body weight 70 kg. Threshold level for human health: either ADI/TDI, lowest relevant NOEL*100-1 or the 10-6 unit risk value for cancer risk. The provisional quality standard for drinking water is calculated with the consideration that uptake by drinking water should in any case not exceed 10% of the threshold level for human health.

$$QS_{DW} = [(0.1 * TL_{HH} * BW) / Uptake_{DW}]$$

with:

QS_{DW} : quality standard for drinking water (mg/l)

TL_{HH} : threshold level for human health (ADI/TDI etc. in mg/kg body weight per day)

BW : body weight (70 kg)

$Uptake_{DW}$: uptake drinking water (2 l per day)

7. LITERATUR

- Agences de l'eau 1999:** Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau ; SEQ-EAU (Version 1), Annex A, Les Etudes des Agences de l'eau No. 64
- BMLF 1995:** Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Verordnung betreffend die allgemeine Beschränkung von Immissionen in Fließgewässern (Entwurf 1995)
- CIW 2000:** Commissie integraal waterbeheer, Normen voor het waterbeheer, Mai 2000
- Crommentuijn et al. 1997a:** Crommentuijn T., Polder M.D., Van de Plasche E.J.: Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for metals, taking background concentrations into account, RIVM Report No. 601 501 001, October 1997
- Crommentuijn et al. 1997b:** RIVM Report 601 501 002. Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for Pesticides. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, NL. Crommentuijn T, Kalf DF, Polder MD, Posthumus R and van de Plassche EJ. 1997
- DK 1996:** Dänisches Umwelt- und Energieministerium: Miljø og Energi ministeriets bekendtgørelse nr. 921 af 8. Oktober 1996
- EA-UK 1998:** Environment Agency – United Kingdom, Statutory and Non-Statutory Environmental Quality Standards, 1998
- EC 1999:** European Commission, Study on the prioritisation of substances dangerous to the aquatic environment, 1999
- EC 2002:** European Commission, Technischer Leitfaden über die Bewertung des Risikos von neuen notifizierten Stoffen (93/67/EWG) und von Altstoffen (1488/94) (Luxemburg 1996, Revision Draft Mai 2002) (Abkürzung: „TGD-RA“)
- Franke et al. 1994:** Franke Ch., Studinger G., Berger G., Böhling S., Bruckmann U., Cohors-Fresenborg D. and Jöhncke U. (1994) The Assessment of Biocaccumulation. Chemosphere 29(7) 1501-1514.
- LAWA 2000:** Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Entwurf einer deutschen Modellverordnung zur Umsetzung der Richtlinie 76/464/EWG, Stand August 2000
- Lepper 2002:** Towards the Derivation of Quality Standards for Priority Substances in the Context of the Water Framework Directive. Final Report of the Study Contract No. B4-3040/2000/30637/MAR/E1: Identification of quality standards for priority substances in the field of water policy. Peter Lepper, Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology. 04 September 2002
- Lu 1995:** Lu, F.C. . A Review of the Acceptable Daily Intakes of Pesticides Assessed by WHO (1995). Regulatory Toxicol. and Pharmacol., 21, 352-364.
- Nagy et al. 2002:** Nagy M., Fürhacker M., Möbes-Hansen B., Rauchbüchl A. und Wimmer, M. (2002). Gefährliche Stoffe in Oberflächengewässern. Fachgrundlage für österreichische Programme nach Artikel 7 der Richtlinie 76/464/EWG. Textband. Auftraggeber und Herausgeber: BMLFUW, Sektion VII. Projektdurchführung und Kordinierung: Umweltbundesamt. Juli 2002. ISBN 3-85 174-041-6.
- Ohlenbusch et al. 2001:** Ohlenbusch G, et al., Ableitung von Qualitätszielen für Kandidatenstoffe der prioritären Liste für die EU-Wasserrahmenrichtlinie; DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Bericht 2001
- SCTE 1994:** European Scientific Advisory Committee on Toxicity and Ecotoxicity of chemicals. EEC Water Quality Objectives for chemicals dangerous to aquatic environment, Reviews of Environmental Contamination and Toxicity, Volume 137, 83 (1994)
- Traas et al. 2001:** RIVM report 601 501 012. Guidance Document on deriving Environmental Risk Limits (T.P.Traas, ed), 2001. National Institute of Public Health and the Environment. NL.

Van de Plassche et al. 1999: Van de Plassche V., v.d.Hoop M., Posthumus R., Crommentuijn T., Risk limits for boron, silver, titanium, tellurium, uranium and organosilicon compounds in the framework of the EU Directive 76/464/EEC, RIVM Report No. 601 501 005, January 1999

DANKSAGUNG

Für die Bereitschaft, Fragen zur Ableitung von Umweltqualitätsnormen zu diskutieren, für die großzügige Bereitstellung von toxikologischen Datensammlungen und die Erlaubnis, diese dem gegenständlichen Gutachten beifügen zu dürfen, möchte ich mich bedanken bei: Dr. Geoff Brighty und KollegInnen, Environment Agency, UK; Dr. Paul Whitehouse und KollegInnen WRc plc, Medmenham, Buckinghamshire SL72HD, UK; Dr. Dick Sijm, NL, Ospar-Büro; Dr. Peter Lepper, Fraunhofer-Institut für Molekulare Biologie und Angewandte Ökologie; Prof. Dr. Jan Ahlers, UBA Berlin; Dr. B. Möbes-Hansen und Dr. E. Paul, UBA, Wien.

Ausdrücklicher Dank geht auch an die Europäische Kommission (Herrn Dr. Joachim D'Eugenio) und Herrn Dr. Peter Lepper für die Zustimmung, Teile aus der Studie des Fraunhofer Instituts in dieses Gutachten aufzunehmen.