

Ableitung von Umweltqualitätsnormen für die Rhein-relevanten Stoffe

- Juli 2009 -



Internationale
Kommission zum
Schutz des Rheins

Commission
Internationale
pour la Protection
du Rhin

Internationale
Commissie ter
Bescherming
van de Rijn

Bericht Nr. 164



Impressum

Herausgeberin:

Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR)
Kaiserin-Augusta-Anlagen 15, 56068 Koblenz, Deutschland
Postfach 20 02 53, 56002 Koblenz, Deutschland
Telefon +49-(0)261-94252-0, Fax +49-(0)261-94252-52
E-mail: sekretariat@iksr.de
www.iksr.org

Datenzusammenstellung und Redaktion:

Denis Besozzi, Agence de l'Eau Rhin-Meuse, Metz
Dorien ten Hulscher, Rijkswaterstaat, Lelystad
Martien Janssen, RIVM, Bilthoven
Dr. Klaus Maslowski, WWA Aschaffenburg
Dieter Michael Saha, IKSR, Koblenz
Dieter Schudoma, UBA, Berlin
Dr. Martin Wimmer, BLFUW, Wien
Beate Zedler, HMUELV, Wiesbaden

ISBN 3-935324-70-7
© IKSR-CIPR-ICBR 2009



Internationale Kommission zum Schutz des Rheins
Commission Internationale pour la Protection du Rhin
Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn

Ableitung von Umweltqualitätsnormen für die Rhein-relevanten Stoffe	2
Ammonium-Stickstoff	7
- 4-Chloranilin	23
- Bentazon	41
- Chlortoluron	51
- Dibutylzinnverbindungen	63
- Dichlorprop-P	83
- Dichlorvos	93
- Dimethoat	103
- MCPA	129
- Mecoprop	143
- Zink	153
- Arsen	175
- Chrom und Chromverbindungen	189
- PCB	211

Ableitung von Umweltqualitätsnormen für die Rhein-relevanten Stoffe

a) Auftrag

Das Koordinierungskomitee Rhein hat beschlossen, für die Liste der Rhein-relevanten Stoffe (CC 17-03 rev. 09./10.10.03) entsprechend den Regeln von Anhang V Abschnitt 1.2.3 der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) Umweltqualitätsnormen für den Rhein (UQN-Rhein) abzuleiten.

Diese UQN-Rhein sollen sich im Rahmen des Möglichen auf die bisher in der IKSR erarbeiteten Zielvorgaben stützen.

Das vorliegende Dokument schlägt Umweltqualitätsnormen (UQN-Rhein) für die Rhein-relevanten Stoffe vor. Diese Vorschläge für Umweltqualitätsnormen für den Rhein sind rechtlich nicht bindend. Ihr Status entspricht dem der Zielvorgaben der IKSR.

b) Vorgehensweise

Zur Festlegung von Vorschlägen für Umweltqualitätsnormen (UQN-Rhein) wurde die im „*Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in Accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EG)*“¹ beschriebene Methode, die die Grundlage für die Arbeiten auf EU-Ebene für Vorschläge für UQN für die prioritären Stoffe des Anhangs X der WRRL bildet, aufgegriffen.

c) Ergebnisse

Die PLEN-CC hat in ihren Sitzungen am 02.-03. Juli 2008 und 01. – 02. Juli 2009 die UQN-Rhein für 13 Stoffe genehmigt.

Tabelle 1 enthält die Rhein-Umweltqualitätsnormen (UQN-Rhein) für die Rhein-relevanten Stoffe gemäß CC 17-03 rev. 09./10.10.03.

¹ Lepper, P., Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 15 September 2005. Vergleiche: Squa 31-06e

Tabelle 1*: Rhein-Umweltqualitätsnormen (UQN-Rhein) –wissenschaftlicher Stand Juli 2007 - für die Rhein-relevanten Stoffe gemäß CC 17-03 rev. 09./10.10.03

Stoff	JD-UQN-Rhein Binnenober- flächengewässer nach WRRL (in µg/l)	ZHK-UQN-Rhein Binnenoberflächen- gewässer nach WRRL (in µg/l)	UQN-Rhein Binnen- oberflächengewässer „Wasser für den menschlichen Ge- brauch“ (98/83/EG) ⁵⁾ (in µg/l)	JD-UQN-Rhein Küsten- und Über- gangsgewässer nach WRRL (in µg/l)	ZHK-UQN-Rhein Küsten- und Übergangsgewässer nach WRRL (in µg/l)
Chrom ¹⁾	HK ²⁾ + 3,4	- ⁶⁾	50	HK ²⁾ + 0,6	- ⁶⁾
Zink ¹⁾	HK ²⁾ + 7,8	HK ²⁾ + 15,6	-	HK ²⁾ + 3	-
Bentazon	73	450	0,1	7,3	45
4-Chloranilin	0,22	1,2	0,1 ⁴⁾	0,057	0,12
Chlortoluron	0,4	2,3	0,1	0,04	0,23
Dichlorvos	0,0006	0,0007	0,1	0,00006	0,00007
Dichlorprop	1,0	7,6	0,1	0,13	0,76
Dimethoat	0,07	0,7	0,1	0,07	0,7
Mecoprop	18	160	0,1	1,8	16
MCPA	1,4	15	0,1	0,14	1,5
Dibutylzinnverbindungen (bezogen auf Kation)	0,09	-	-	0,09	-
Ammonium-N ³⁾	abhängig von Temperatur und pH; vgl. Tabelle 2a	abhängig von Temperatur und pH; vgl. Tabelle 2b	390	-	-
Arsen ¹⁾	HK ²⁾ + 0,5	HK ²⁾ + 8,0	10	HK ²⁾ + 0,6	HK ²⁾ + 1,1
PCB 28, 52, 101, 118,. 138, 153	Der Abschluss der Arbeiten auf EU- Ebene ist abzuwarten.	Der Abschluss der Arbeiten auf EU- Ebene ist abzuwarten.	-	Der Abschluss der Arbeiten auf EU- Ebene ist abzuwarten.	Der Abschluss der Arbeiten auf EU- Ebene ist abzuwarten.

UQN-Rhein = Umweltqualitätsnorm Rhein; ZHK = zulässige Höchstkonzentration; JD = Jahresdurchschnitt

* Die IKSR-Zielvorgaben für den Hauptstrom (vgl. www.iksr.org: IKSR - Dokument Nr. 159) gelten weiter. Die Konzentrationen dürfen langfristig nicht signifikant zunehmen (Verschlechterungsverbot). National eventuell anspruchsvollere Normen bleiben unberührt.

1) Die UQN beziehen sich auf die gelösten Anteile (filtrierte Probe); bei Chrom bezieht sie sich auf die Summe Chrom (III und VI)

- 2) HK = Hintergrundkonzentration
Chrom (Summe Cr III und VI): HK = 0,38 µg/l (Rhein und Nebenflüsse), ca. 0,02 – 0,5 µg/l (sonstige Gewässer)
Zink: HK = 3 µg/l Rhein, 1 µg/l sonst. Gewässer
Arsen: HK = 1 µg/l (Rhein und Nebenflüsse)
- 3) siehe Stoffdatenblatt mit den für pH und Temperatur korrigierten Werten
- 4) 4-Chloranilin ist nicht nur Industriechemikalie, sondern auch Abbauprodukt von Pflanzenschutzmitteln.
- 5) Für Oberflächenwasserkörper zur Trinkwassergewinnung ist der maximale Wert der Richtlinie „Wasser für den menschlichen Gebrauch“ (98/83/EG) anzustreben, wenn dieser unter dem für Binnenoberflächengewässer abgeleiteten Wert der UQN-Rhein nach WRRL liegt.
- 6) Der abgeleitete Wert ist nicht anwendbar. Der Wert der „JD-UQN-Rhein“ bietet ausreichenden Schutz.

Tabelle 2a:

JD-UQN-Rhein Binnenoberflächengewässer nach WRRL NH₃-N, umgerechnet in Ammonium-Stickstoff gesamt (NH₄-N + NH₃-N) in mg/l

		Temperatur						
		0	5	10	15	20	25	30
pH	5,5	157,467	104,122	69,862	47,529	32,763	22,869	16,153
	6	49,798	32,929	22,095	15,033	10,363	7,237	5,111
	6,5	15,750	10,416	6,990	4,757	3,280	2,291	1,619
	7	4,984	3,297	2,213	1,507	1,040	0,727	0,515
	7,5	1,579	1,045	0,703	0,479	0,332	0,233	0,166
	7,6	1,255	0,831	0,559	0,382	0,264	0,186	0,132
	7,7	0,998	0,661	0,445	0,304	0,211	0,148	0,106
	7,8	0,793	0,526	0,354	0,242	0,168	0,119	0,085
	7,9	0,631	0,419	0,282	0,193	0,135	0,095	0,068
	8	0,502	0,333	0,225	0,154	0,108	0,076	0,055
	8,1	0,400	0,266	0,180	0,123	0,086	0,062	0,045
	8,2	0,318	0,212	0,143	0,099	0,069	0,050	0,036
	8,3	0,254	0,169	0,115	0,079	0,056	0,040	0,030
	8,4	0,202	0,135	0,092	0,064	0,045	0,033	0,024
	8,5	0,162	0,108	0,074	0,052	0,037	0,027	0,020
9	0,054	0,037	0,026	0,019	0,014	0,011	0,009	

Grau hinterlegt: überschreitet den imperativen Wert der Fischgewässer-Richtlinie von 0,778 mg/l NH₄-N + NH₃-N bzw. 1 mg/l Ammonium

Tabelle 2b:

ZHK-UQN-Rhein Binnenoberflächengewässer nach WRRL NH₃-N, umgerechnet in Ammonium-Stickstoff gesamt (NH₄-N + NH₃-N) in mg/l

		Temperatur						
		0	5	10	15	20	25	30
pH	5,5	314,950	208,243	139,724	95,057	65,526	45,737	32,306
	6	99,597	65,858	44,190	30,065	20,727	14,469	10,222
	6,5	31,501	20,838	13,980	9,513	6,560	4,581	3,238
	7	9,967	6,593	4,426	3,014	2,080	1,454	1,030
	7,5	3,157	2,091	1,405	0,959	0,663	0,465	0,331
	7,6	2,510	1,662	1,118	0,763	0,529	0,371	0,265
	7,7	1,995	1,322	0,890	0,608	0,422	0,297	0,212
	7,8	1,587	0,780	0,708	0,485	0,337	0,237	0,170
	7,9	1,262	0,979	0,564	0,387	0,269	0,190	0,137
	8	1,004	0,667	0,450	0,309	0,215	0,153	0,110
	8,1	0,799	0,535	0,359	0,247	0,173	0,123	0,089
	8,2	0,637	0,424	0,287	0,198	0,139	0,099	0,073
	8,3	0,507	0,338	0,230	0,159	0,112	0,081	0,059
	8,4	0,405	0,270	0,184	0,128	0,091	0,066	0,049
	8,5	0,323	0,216	0,148	0,103	0,074	0,054	0,040
9	0,108	0,074	0,052	0,038	0,029	0,023	0,018	

Grau hinterlegt: überschreitet den imperativen Wert der Fischgewässer-Richtlinie von 0,778 mg/l NH₄-N + NH₃-N bzw. 1 mg/l Ammonium.

Stoffdatenblatt
- Ammonium-Stickstoff -

Vorbemerkung:

Bei der fotometrischen Bestimmung wird „Ammonium-Stickstoff“ ($\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NH}_3\text{-N}$) immer als Summe aus ionisiertem Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) und nicht-ionisiertem Ammoniak-Stickstoff ($\text{NH}_3\text{-N}$) gemessen. Sofern nichts anderes angegeben, wird deshalb im Folgenden unter „Ammonium-Stickstoff“ immer die Summe aus Ammonium-N und Ammoniak-N verstanden. Auch die UQN für Ammonium-Stickstoff beschreibt den „total ammonia nitrogen“, also die Summe aus Ammonium-Stickstoff und Ammoniak-Stickstoff.

1 Substanz

Da Ammonium-Stickstoff in vielen Verbindungen vorkommen kann, wurde im Stoffdatenblatt exemplarisch Ammoniumchlorid beschrieben.

Name:	Ammoniumchlorid
IUPAC-Name:	Ammonium chloride
CAS-Nummer:	12125-02-9
EG-Nummer:	235-186-4
EG Richtlinie 67/548/EG Annex I Index	
Listen-Nummer in 2006/11/EG (vormals 76/464/EWG)	
Code	[ggf. weitere Codes hinzufügen]
Stoffgruppe:	Anorganische Salze

2 Umweltqualitätsnorm**2.1 Schutzgutübergreifende Umweltqualitätsnorm (UQN)**

Schutzgut	Maximale Konzentration (ZHK-UQN)	Überwachungswert (JD-UQN)	Anmerkung
Binnenoberflächengewässer (Flüsse und Seen)	ZHK-UQN: Leitwert: 0,0082 mg/l $\text{NH}_3\text{-N}$ (entspricht 0,01 mg/l NH_3). Daraus wird in Abhängigkeit von pH und Temperatur die UQN für Ammonium-Stickstoff nach (15) in Verbindung mit Nr. 8.1 ermittelt.	JD-UQN: Leitwert: 0,0041 mg/l $\text{NH}_3\text{-N}$ (entspricht 0,005 mg/l NH_3). Daraus wird in Abhängigkeit von pH und Temperatur die UQN für Ammonium-Stickstoff nach (15) in Verb. mit Nr. 8.1 ermittelt.	
Sonstige Oberflächengewässer (Küsten- und Übergangsgewässer)			

2.2 Spezifische Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	UQN	Anmerkung
Aquatische Lebensgemeinschaften (Binnenoberflächengewässer)	JD-UQN: Leitwert: 0,0041 mg/l NH ₃ -N (entspricht 0,005 mg/l NH ₃). Daraus wird in Abhängigkeit von pH und Temperatur die UQN für Ammonium-Stickstoff nach (15) in Verb. mit Nr. 8.1 ermittelt. ZHK-UQN: Leitwert: 0,0082 mg/l NH ₃ -N (entspricht 0,01 mg/l NH ₃). Daraus wird in Abhängigkeit von pH und Temperatur die UQN für Ammonium-Stickstoff nach (15) in Verb. mit Nr. 8.1 ermittelt.	Umrechnung in Ammonium-Stickstoff gesamt nach (15) in Verb. mit 8.1; Jahresmittelwert Jahresmittelwert; Ermittlung siehe Anhang 2
Aquatische Lebensgemeinschaften (Sonstige Oberflächengewässer)		
Benthische Lebensgemeinschaften	Entfällt.	
Secondary poisoning	Entfällt.	
Fischkonsum	Entfällt	
Fischgewässer (78/659/EWG)	0,005 mg/l NH ₃ 0,025 mg/l NH ₃ 0,04 mg/l Ammonium gesamt 0,2 mg/l Ammonium gesamt 1 mg/l Ammonium gesamt	Leitwert für Salmoniden- und Cyprinidengewässer Imperativer Wert für Salmoniden- und Cyprinidengewässer Leitwert für Salmonidengewässer, entspricht 0,031 mg/l NH ₄ -N + NH ₃ -N Leitwert für Cyprinidengewässer, entspricht 0,156 mg/l NH ₄ -N + NH ₃ -N Imperativer Wert für Salmoniden- und Cyprinidengewässer, entspricht 0,778 mg/l NH ₄ -N + NH ₃ -N
Trinkwasserversorgung (75/440/EWG)	A1: 0,05 mg/l Ammonium gesamt A2: 1 mg/l Ammonium gesamt A3: 2 mg/l Ammonium gesamt	Leitwert, entspricht 0,039 mg/l NH ₄ -N + NH ₃ -N Leitwert, entspricht 0,778 mg/l NH ₄ -N + NH ₃ -N Leitwert, entspricht 1,556 mg/l NH ₄ -N
Trinkwasser (98/83/EG)	0,5 mg/l Ammonium gesamt	Entspricht 0,39 mg/l NH ₄ -N + NH ₃ -N

3 Allgemeine Stoffinformationen

3.1 Klassifikation und Kennzeichnung

R-Satz und Kennzeichnung	Quelle

3.2 Bestehende Qualitätsanforderungen für Oberflächengewässer (Quelle: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Land	Status	Wert	Anmerkung

3.3 Wirkungsweise und Verwendung

Ammoniumverbindungen kommen großtechnisch zum Beispiel als Düngemittel zum Einsatz. Außerdem wird Ammonium in großen Mengen über Kläranlagen in die Gewässer abgegeben. In Abhängigkeit von pH-Wert und Temperatur wird ein bestimmter Anteil in (nicht ionisiertes) Ammoniak umgewandelt.

Fische sind gegenüber Ammoniak empfindlicher als Bakterien, Algen oder Wasserpflanzen. Die größte Empfindlichkeit besitzt frisch geschlüpfte Brut. Salmoniden sind empfindlicher als Cypriniden. Ammoniak wird im Fisch innerhalb des Stickstoff-Metabolismus produziert und zu einem großen Anteil über die Kiemen durch Diffusionsvorgänge ausgeschieden. Bei zu hohem pH-Wert im Gewässer werden diese Diffusionsvorgänge behindert. Es kommt beim Fisch zu einer Ammoniak-Autintoxikation.

In neuerer Zeit wurde die Vermutung geäußert, dass Muscheln noch empfindlicher reagieren (Tom Augspurger et al., 2003). Leider liegen nur Daten für die akute Toxizität vor. Als sichere Ammonium-Konzentration für Muscheln wurden 0,2 – 0,5 mg/l NH₄-N gesamt (normiert auf pH 8) abgeschätzt.

4 Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften

Eigenschaft		Quelle
Wasserlöslichkeit	372 g/l (20°C)	Merck
Dichte	1,52 g/cm ³ (20°C) (Feststoff)	Merck
Dampfdruck	1,3 hPa (30°C)	Merck
Henry-Konstante	(entfällt)	Merck

5 Verhalten und Verbleib in der Umwelt

Eigenschaft		Quelle
Biotischer und abiotischer Abbau		
Hydrolytische Stabilität (DT ₅₀)	In wässriger Lösung liegt ein Gleichgewicht zwischen Ammonium und Ammoniak vor. Die Lage des Gleichgewichtes ist von pH-Wert und Temperatur abhängig. Ein hydrolytischer Abbau von Ammonium bzw. Ammoniak findet nicht statt.	
Photostabilität (DT ₅₀)	Stabil	
Leicht biologisch abbaubar (ja/nein)	Ja	
Falls zutreffend: relevante Metabolite	Nitrit, Nitrat, Stickstoff, Wasser	
Sorptionsverhalten		
log P _{ow}	Nicht relevant	
K _{oc}	Nicht relevant	
Bioakkumulation		
BCF (Fisch)	Nicht relevant	
BAF (Fisch)	Nicht relevant	
BMF (Biomagnifikation)	Nicht relevant	

6 Wirkung auf die aquatischen Lebensgemeinschaften

6.1 Schutz der aquatischen Organismen

a) Akute Toxizität:

Bezüglich akuter Toxizität von Ammoniak bzw. Ammonium-N gibt es relativ viele Untersuchungen. Eine Zusammenstellung ist in (2) zu finden.

Für die Regenbogenforelle (*Salmo gairdneri*) werden LC 50-Werte (96 h) von 0,1 bis 1 mg/l Ammoniak (als NH₃) genannt. Für den Lachs (*Salmo salar*) sind LC 50-Werte (24 h) von 0,1 bis 0,2 mg/l Ammoniak (NH₃) zu finden. *Pimephales promelas* ist mit einem LC 50 (96 h) von 1 bis 3 mg/l Ammoniak (NH₃) wesentlich unempfindlicher, ebenso der Karpfen (*Cyprinus carpio*) mit LC 50-Werten (48 h) von 1 bis 2 mg/l Ammoniak (NH₃).

b) Chronische Toxizität:

Das Datenmaterial ist dürftig.

6.2 Schutz der Sedimentorganismen

Ammonium-Stickstoff reichert sich nicht im Sediment an.

6.3 Schutz von „fischfressenden“ Tierarten (Secondary poisoning)

Ammonium-Stickstoff reichert sich nicht in Fischen an. Deshalb sind „fischfressende“ Tierarten nicht gefährdet.

7 Wirkung auf die menschliche Gesundheit

Ammoniumchlorid ist als gesundheitsschädlich und reizend eingestuft, wässrige Ammoniaklösung als ätzend. Allerdings kommen für den Menschen schädliche Konzentrationen in den Gewässern des Rhein-Einzugsgebietes normalerweise nicht vor. Vorsorglich wurden Qualitätsnormen für Trinkwasser formuliert (siehe Kap. 8.5).

8 Berechnung der Umweltqualitätsnormen

8.1 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz der aquatischen Organismen

Binnenoberflächengewässer

Der gemessene Wert für Ammonium-N $\text{NH}_4\text{-N}$ (Gesamtammonium) setzt sich aus Ammoniak (NH_3) und Ammonium NH_4^+ zusammen.

Der Ammoniak – Anteil am Gesamt-Ammonium ist abhängig

- vom pH-Wert: je höher der pH-Wert, desto mehr N liegt als Ammoniak vor;
 - von der Temperatur: je höher die Temperatur, desto mehr N liegt als Ammoniak vor.
- Eine Abbildung in Anhang 3 zeigt den prozentualen Anteil des Ammoniaks am Gesamt-Ammonium in Abhängigkeit vom pH-Wert und der Temperatur.

Den prozentualen Anteil des Ammoniaks (Faktor f) am Gesamt-Ammonium wird nach folgender Formel von Emerson berechnet:

Berechnung des $\text{NH}_3\text{-N}$ – Anteils nach Emerson et al., 1975:

$$\text{Anteil } \text{NH}_3\text{-N in } \% : f = \frac{100}{\left[10^{pK_a - pH} + 1\right]}$$

mit

$$pK_a = 0,09018 + (2729,92 / (273,2 + T))$$

$$T = \text{°C}$$

a) Akute Toxizität:

Da im Rheingebiet der Lachs wieder eingebürgert werden soll, sind als zulässige Höchstkonzentration 0,1 mg/l Ammoniak (NH₃) maßgeblich, multipliziert mit einem Sicherheitsfaktor von 10. Man erhält so eine ZHK von 0,01 mg/l Ammoniak (NH₃) bzw. 0,0082 mg/l NH₃-N. Mit der Formel von Emerson et al. kann aus der NH₃-N - Konzentration in Abhängigkeit von pH-Wert und Temperatur die zugehörige Ammonium-Stickstoff (gesamt)-Konzentration („total ammonia nitrogen“; Summe aus NH₃-N und NH₄-N) wie folgt berechnet werden.

$$\text{Total Ammonium-N in mg/l} = \text{NH}_3\text{-N in mg/l} \times 100 / f$$

Mit dieser Berechnung sind in der nachfolgenden Tabelle die ZHK-UQN-Werte für die üblichen pH-Werte aufgelistet worden, wobei der Faktor f für verschiedene pH- und Temperaturwerte in Anhang 4 zu finden ist (nach der Formel von Emerson) und für NH₃-N der ZHK-Leitwert von 0,0082 mg/l eingesetzt worden ist.

Tabelle 8a:

ZHK-UQN-Rhein Binnenoberflächengewässer nach WRRL als Ammonium-Stickstoff gesamt (NH₄-N + NH₃-N) in mg/l mit ZHK-UQN-Leitwert für NH₃-N von 0,0082 mg/l

		Temperatur						
		0	5	10	15	20	25	30
pH	5,5	314,950	208,243	139,724	95,057	65,526	45,737	32,306
	6	99,597	65,858	44,190	30,065	20,727	14,469	10,222
	6,5	31,501	20,838	13,980	9,513	6,560	4,581	3,238
	7	9,967	6,593	4,426	3,014	2,080	1,454	1,030
	7,5	3,157	2,091	1,405	0,959	0,663	0,465	0,331
	7,6	2,510	1,662	1,118	0,763	0,529	0,371	0,265
	7,7	1,995	1,322	0,890	0,608	0,422	0,297	0,212
	7,8	1,587	0,780	0,708	0,485	0,337	0,237	0,170
	7,9	1,262	0,979	0,564	0,387	0,269	0,190	0,137
	8	1,004	0,667	0,450	0,309	0,215	0,153	0,110
	8,1	0,799	0,535	0,359	0,247	0,173	0,123	0,089
	8,2	0,637	0,424	0,287	0,198	0,139	0,099	0,073
	8,3	0,507	0,338	0,230	0,159	0,112	0,081	0,059
	8,4	0,405	0,270	0,184	0,128	0,091	0,066	0,049
	8,5	0,323	0,216	0,148	0,103	0,074	0,054	0,040
9	0,108	0,074	0,052	0,038	0,029	0,023	0,018	

Grau hinterlegt: überschreitet den imperativen Wert der Fischgewässer-Richtlinie von 0,778 mg/l NH₄ -N + NH₃ -N bzw. 1 mg/l Ammonium.

b) Chronische Toxizität:

Für Regenbogenforelle (*Salmo gairdneri*), Katzenwels (*Ictalurus punctatus*) und Dickkopf-Elritze (*Pimephales promelas*) werden NOEC um 0,05 mg/l Ammoniak (NH₃) angegeben. Außerdem besteht die Vermutung, dass Muscheln gegenüber Ammoniak noch empfindlicher reagieren als Fische (10). Aus diesem Grund wird der NOEC mit einem Sicherheitsfaktor von 10 versehen. Man erhält so eine Umweltqualitätsnorm

(UQN) von 0,005 mg/l Ammoniak (NH₃) (entspricht 0,0041 mg/l NH₃-N). Mit der Formel von Emerson et al. kann aus der NH₃-N - Konzentration in Abhängigkeit von pH-Wert und Temperatur die zugehörige Ammonium-Stickstoff (gesamt)-Konzentration („total ammonia nitrogen“; Summe aus NH₃-N und NH₄-N) wie folgt berechnet werden.

$$\text{Total Ammonium-N in mg/l} = \text{NH}_3\text{-N in mg/l} \times 100 / f$$

Mit dieser Berechnung sind in der nachfolgenden Tabelle 8b die JD-UQN-Werte für die üblichen pH-Werte ermittelt und aufgelistet worden, wobei der Faktor f für verschiedene pH- und Temperaturwerte in Anhang 4 zu finden ist (nach der Formel von Emerson) und für NH₃-N der JD-UQN-Leitwert von 0,0041 mg/l eingesetzt worden ist.

Tabelle 8b:

JD-UQN-Rhein Binnenoberflächengewässer nach WRRL als Ammonium-Stickstoff gesamt (NH₄-N + NH₃-N) in mg/l mit JD-UQN-Leitwert für NH₃-N von 0,0041 mg/l

		Temperatur						
		0	5	10	15	20	25	30
pH	5,5	157,467	104,122	69,862	47,529	32,763	22,869	16,153
	6	49,798	32,929	22,095	15,033	10,363	7,237	5,111
	6,5	15,750	10,416	6,990	4,757	3,280	2,291	1,619
	7	4,984	3,297	2,213	1,507	1,040	0,727	0,515
	7,5	1,579	1,045	0,703	0,479	0,332	0,233	0,166
	7,6	1,255	0,831	0,559	0,382	0,264	0,186	0,132
	7,7	0,998	0,661	0,445	0,304	0,211	0,148	0,106
	7,8	0,793	0,526	0,354	0,242	0,168	0,119	0,085
	7,9	0,631	0,419	0,282	0,193	0,135	0,095	0,068
	8	0,502	0,333	0,225	0,154	0,108	0,076	0,055
	8,1	0,400	0,266	0,180	0,123	0,086	0,062	0,045
	8,2	0,318	0,212	0,143	0,099	0,069	0,050	0,036
	8,3	0,254	0,169	0,115	0,079	0,056	0,040	0,030
	8,4	0,202	0,135	0,092	0,064	0,045	0,033	0,024
	8,5	0,162	0,108	0,074	0,052	0,037	0,027	0,020
9	0,054	0,037	0,026	0,019	0,014	0,011	0,009	

Grau hinterlegt: überschreitet den imperativen Wert der Fischgewässer-Richtlinie von 0,778 mg/l NH₄ -N + NH₃ -N bzw. 1 mg/l Ammonium

Die Arbeitsanweisung zur Überprüfung, ob mit einem konkreten Messwert die UQN eingehalten wird, ist in Anhang 2 zu finden.

Sonstige Oberflächengewässer

– entfällt –

8.2 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz der Sedimentorganismen

- entfällt -

8.3 Berechnung der Umweltqualitätsnorm Schutz von „fischfressenden“ Tierarten

- entfällt -

8.4 Berechnung der Umweltqualitätsnorm für den Fischkonsum

- entfällt -

8.5 Umweltqualitätsnorm zum Schutz der Trinkwasserversorgung und des Trinkwassers

Zum Schutz der Trinkwasserversorgung ist der nach der EG-Richtlinie 98/83/EG (Richtlinie über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch, vormals 80/778/EWG) festgelegte Höchstwert von 0,5 mg/l Ammonium (entspricht 0,39 mg/l Ammonium-N) anzusetzen.

Zum Schutz der Oberflächengewässer, die der Entnahme von Wasser für den menschlichen Gebrauch dienen, sind nach der EG-Richtlinie 75/440/EWG (Richtlinie über die Qualitätsanforderungen an Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung) folgende Werte gefordert:

Kategorie A1:	Einfache physikalische Aufbereitung und Entkeimung: Leitwert: 0,05 mg/l Ammonium (0,039 mg/l Ammonium-N) Imperativer Wert: keiner
Kategorie A2:	Normale physikalische und chemische Aufbereitung und Entkeimung: Leitwert: 1 mg/l Ammonium (0,78 mg/l Ammonium-N) Imperativer Wert: 1,5 mg/l (1,17 mg/l Ammonium-N)
Kategorie A3:	Physikalische und verfeinerte chemische Aufbereitung, Oxidation, Adsorption und Entkeimung: Leitwert: 2 mg/l Ammonium (1,56 mg/l Ammonium-N) Imperativer Wert: 4 mg/l Ammonium (3,11 mg/l Ammonium-N), nur bei außergewöhnlichen klimatischen oder geografischen Verhältnissen)

9 Quelle

- (1) (Öko)toxikologische Bewertung von Daten zur Festlegung von Umweltqualitätsnormen zur Umsetzung der Richtlinie 76/464/EWG und der Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG in Österreich; Gutachten Prof. Wilfried Bursch; www.wasser.lebensministerium.at/filemanager/download/6490/
- (2) Schwoerbel, J., Gaumert, D., Hamm, A., Hansen, P. D., Nusch, E. A., Schilling, N., Schindele, X., Akute und chronische Toxizität von anorganischen Stickstoffverbindungen unter besonderer Berücksichtigung des Ökosystems im aquatischen Bereich
- (3) Hermanutz, R.O., Hedtke, S.F, Arthur, J.W., Andrew, J.W, Allen, K.N, Helgen, J.C, Ammonia effects on microinvertebrates and fish in outdoor experimental streams. *Environmental Pollution* 47(4), 249-283, 1987
- (4) Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VII substances: ammonia (un-ionised); Environment Agency/ SNIFFER; www.environment-agency.gov.uk.
- (5) Calamari, D., Marchetti, R., Vailati, G., 1981, Effects of long-term exposure to ammonia on the developmental stages of rainbow trout. Rapport proces-verbal de la Reunion du Conseil International pour l` Exploration de la Mer, 178, 81-86.
- (6) Solbe, J.F.L.G., Shurben, D.G., 1989, Toxicity of ammonia to early life stages of rainbow trout (*Salmo gairdneri*), *Water Research*, 23, No. 1, 127-129.
- (7) US-EPA 1999 Update of Ambient Water Quality Criteria for Ammonia, Office of Water, EPA-822-R-99-014, December 1999.
- (8) Sparks, R.E., Sandusky, M.J, 1981. Identification of Factors Responsible for Decreased Production of Fish Food Organisms in the Illinois and Mississippi Rivers. Final Report for Project No. 3-291-R, Illinois Natural History Survey, River Research Laboratory, Havana, IL. 63 pp.
- (9) Thurston, R.V., Russo, R.C., Meyn, E.L., Zajdel, R.K., Smith, C.E., 1986. Chronic Toxicity of Ammonia to Fathead Minnows. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 115; 196-207.
- (10) Augspurger, T., Keller, A.E., Black, M.C., Cope, W.G., Dwyer, F.J., *Water Quality Guidance for Protection of Freshwater Mussels (Unionidae) from Ammonia Exposure*, *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 22, No. 11, 2569-2575, 2003.
- (11) Black, M.C. 2001. *Water Quality Standards for North Carolina`s endangered mussels*. Final Report. Department of Health Science, University of Georgia, Athens, GA, USA.
- (12) Myers-Kinzie M., 1998. *Factors affecting survival and recruitment of Unionid mussels in small wildwestern streams*. PhD thesis. Purdue University, West Lafayette, IN, USA.
- (13) Thurston, R.V., Russo, R.C., Luedtke, R.J., Smith, C.E., Meyn, E.L., Chakoumakos, C., Wang, K.C., Brown, C.J.D, 1984. Chronic toxicity of ammonia to rainbow trout. *Trans. A. Fish. Society*, 113, 56-73.
- (14) Haywood, G.P (1983): Ammonia toxicity in teleost fishes: a review. *Can. Techn. Rep. Fish. Aquat. Sci.* No. 1177.
- (15) Emerson, K., Russo, R.C., Lund, R.E, Thurston R.V. (1975). Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. *J. Fish. Res. Board Can.*, 32, 2379-2383.

Anhang 1: Testergebnisse für WasserorganismenTabelle 1a: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für **Fische** in Binnenoberflächengewässern (Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert.)

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	angegeben als	Konzentration [mg/l]	Quelle
<i>Regenbogenforelle (Salmo gairdneri, Oncorhynchus mykiss)</i>	Überleben	28 d				(1), (2), (3)
	78,1%			NH ₃ NH ₃ -N	0,010 0,008	
	78,1%			NH ₃ NH ₃ -N	0,025 0,020	
	53,1%			NH ₃ NH ₃ -N	0,067 0,055	
	46,9%			NH ₃ NH ₃ -N	0,329 0,271	
<i>Regenbogenforelle (Salmo gairdneri, Oncorhynchus mykiss)</i>	Überleben	69 d				(1), (2), (3)
	37,3%			NH ₃ NH ₃ -N	0,010 0,008	
	37,3%			NH ₃ NH ₃ -N	0,041-0,045 0,033-0,037	
	19,3%			NH ₃ NH ₃ -N	0,071-0,145 0,058-0,119	
	0%			NH ₃ NH ₃ -N	0,403-0,559 0,332-0,460	
<i>Regenbogenforelle (Salmo gairdneri, Oncorhynchus mykiss)</i>	Sterblichkeit	72 d	LC 50	NH ₃ NH ₃ -N NH ₄ -N+NH ₃ -N	0,056 0,046 6,97	(4), (5)
			EC 20	NH ₄ -N+NH ₃ -N NH ₃ -N NH ₃	2,6 0,171 0,208	(5), (7)
	<i>Regenbogenforelle (Salmo gairdneri, Oncorhynchus mykiss)</i>	Sterblichkeit	73 d	LOEC	NH ₃ NH ₃ -N NH ₄ -N+NH ₃ -N	0,027 0,022 2,47
			EC 20	NH ₄ -N+NH ₃ -N NH ₃ -N NH ₃	<2,55 <0,023 0,028	(6), (7)

Spezies	Prüf- kriterium	Zeit	Wert	angegeben als	Konzentration [mg/l]	Quelle
<i>Regenbogenforelle</i> (<i>Salmo gairdneri</i> , <i>Oncorhynchus</i> <i>mykiss</i>)	Fort- pflanzung			NH ₃	0,01–0,08	(1), (2), (13)
Regenbogen- forelle (<i>Salmo</i> <i>gairdneri</i> , <i>Oncorhynchus</i> <i>mykiss</i>)			NOEC	NH₃ NH₃-N	0,005 0,041	(2), (14); *
Dickkopf-Elritze (<i>Pimephales</i> <i>promelas</i> , <i>fathead</i> <i>minnow</i>)			NOEC	NH₃ NH₃-N	0,074-0,077 0,061-0,063	(2), (3)
			LOEC	NH ₃ NH ₃ -N	0,108-0,297 0,089-0,245	(2), (3)
<i>Dickkopf-Elritze</i> (<i>Pimephales</i> <i>promelas</i> , <i>fathead</i> <i>minnow</i>)	Schlupf- rate		LC	NH ₄ -N+NH ₃ -N NH ₃ -N NH ₃	1,97 0,100 0,121	(7), (9)

* offensichtlich ist hier bereits ein Sicherheitsfaktor von 10 eingerechnet.

Tabelle 1b: Übersicht der akuten Wirkungsdaten für **Fische** in Binnenober-
flächengewässern
(Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert.)

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	angegebene als	Konzentration [mg/l]	Quelle
<i>Regenbogenforelle</i> (<i>Salmo gairdneri</i> , <i>Oncorhynchus</i> <i>mykiss</i>)		96 h	NOEC	NH ₃ NH ₃ -N	0,025 0,020	(1), (2), (3)
			LOEC	NH ₃ NH ₃ -N	0,071–0,145 0,058–0,119	
Regenbogenforelle (<i>Salmo gairdneri</i> , <i>Oncorhynchus</i> <i>mykiss</i>)		96 h	NOEC	NH₃ NH₃-N	0,043 0,035	(1), (2), (3)
			LOEC	NH ₃ NH ₃ -N	0,071–0,145 0,058–0,119	
Katzenwels (<i>Ictalurus</i> <i>punctatus</i> , <i>Channel catfish</i>)		96 h	NOEC	NH₃ NH₃-N	0,028-0,060 0,023-0,049	(2), (3)
			LOEC	NH ₃ NH ₃ -N	0,107-0,153 0,088–0,126	(2), (3)

Tabelle 2a: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für **Muscheln** in Binnenoberflächengewässern
(Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert.)

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	angegeben als	Konzentration [mg/l]	Quelle
<i>Eckige Häubchenmuschel (Musculinum transversum, Fingernail Clam)</i>	Sterblichkeit (Juvenile)	42 d	EC 20	NH ₄ -N+NH ₃ -N NH ₃ -N NH ₃	1,23 0,034 0,041	(7), (8)
<i>Lasmigona subviridis (Green floater)</i>	Sterblichkeit (Juvenile)	15 d	LC 50	NH ₄ -N+NH ₃ -N (normiert auf pH 8) NH ₃ -N NH ₃	0,57 0,025 0,030	(10), (11)

Tabelle 2b: Übersicht der akuten Wirkungsdaten für **Muscheln** in Binnenoberflächengewässern
(Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert.)

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	angegeben als	Konzentration [mg/l]	Quelle
<i>Lampsilis siliquoidea (Fatmucket)</i>	Sterblichkeit (Juvenile)	96 h	LC 50	NH ₄ -N+NH ₃ -N (normiert auf pH 8)	0,74	(10), (12)

Anhang 2: Anweisung zur Überprüfung, ob für einen konkreten Messwert die JD-UQN eingehalten wird

1. Bei der Probenahme müssen immer die Wassertemperatur (T in °C) und der pH-Wert vor Ort gemessen werden.
2. Ammonium-Stickstoff messen. Ergebnis als $\text{NH}_4\text{-N}$ (gesamt) angeben.
3. Die UQN in Abhängigkeit von T und pH-Wert bei der Probenahme anhand der Tabelle 8b – für JD-UQN oder Formel nach (15) ermitteln.
4. Die Quotienten Q_i ($\text{NH}_4\text{-N}$ gemessen / UQN bei T, pH ermittelt) für alle i Messungen bilden.
5. Den arithmetischen Mittelwert (MW) aus allen Q_i bilden.
6. Ergebnis: Wenn $\text{MW} > 1$, ist die JD-UQN überschritten; wenn $\text{MW} \leq 1$, ist die JD-UQN eingehalten.

Chemisch-Pysikalische Erhebungen

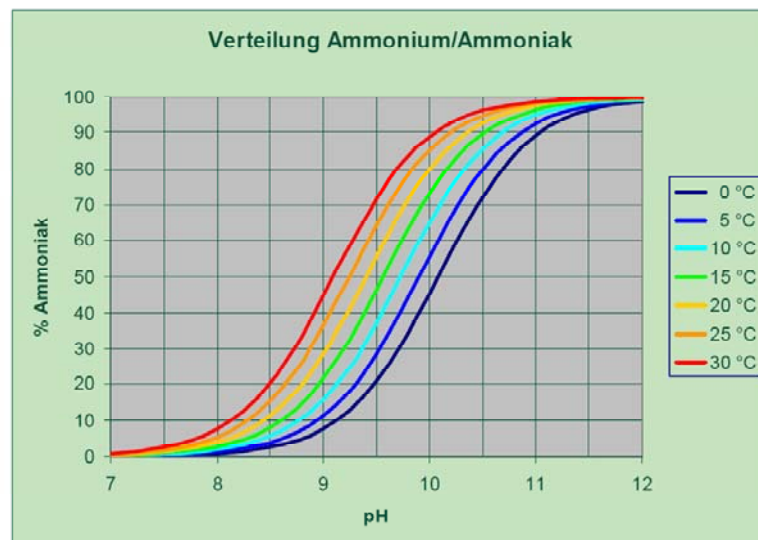


Abb. 1: Prozentuale Verteilung von Ammonium/Ammoniak, abhängig vom pH-Wert; bei verschiedenen Temperaturen

Quelle: BUWAL, Schweiz

Anhang 3: Berechnung nach Emerson et al. 1975

T [°C]	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	12	14	15	16	18	20	22	24	25	26	28	30	
pKa	10,0826	10,0461	10,0099	9,9740	9,9384	9,9030	9,8678	9,8329	9,7983	9,7639	9,7297	9,6621	9,5955	9,5625	9,5297	9,4649	9,4010	9,3379	9,2756	9,2448	9,2142	9,1537	9,0939	
pH	f [%] (Anteil NH ₃ -N am Ammonium-Stickstoff gesamt (NH ₄ -N + NH ₃ -N))																							
5,5	0,003	0,003	0,003	0,003	0,004	0,004	0,004	0,005	0,005	0,005	0,006	0,007	0,008	0,009	0,009	0,011	0,013	0,015	0,017	0,018	0,019	0,022	0,025	
5,6	0,003	0,004	0,004	0,004	0,005	0,005	0,005	0,006	0,006	0,007	0,007	0,009	0,010	0,011	0,012	0,014	0,016	0,018	0,021	0,023	0,024	0,028	0,032	
5,7	0,004	0,005	0,005	0,005	0,006	0,006	0,007	0,007	0,008	0,009	0,009	0,011	0,013	0,014	0,015	0,017	0,020	0,023	0,027	0,029	0,031	0,035	0,040	
5,8	0,005	0,006	0,006	0,007	0,007	0,008	0,009	0,009	0,010	0,011	0,012	0,014	0,016	0,017	0,019	0,022	0,025	0,029	0,033	0,036	0,039	0,044	0,051	
5,9	0,007	0,007	0,008	0,008	0,009	0,010	0,011	0,012	0,013	0,014	0,015	0,017	0,020	0,022	0,023	0,027	0,032	0,036	0,042	0,045	0,048	0,056	0,064	
6	0,008	0,009	0,010	0,011	0,012	0,013	0,014	0,015	0,016	0,017	0,019	0,022	0,025	0,027	0,030	0,034	0,040	0,046	0,053	0,057	0,061	0,070	0,080	
6,1	0,010	0,011	0,012	0,013	0,015	0,016	0,017	0,018	0,020	0,022	0,023	0,027	0,032	0,034	0,037	0,043	0,050	0,058	0,067	0,072	0,077	0,088	0,101	
6,2	0,013	0,014	0,015	0,017	0,018	0,020	0,021	0,023	0,025	0,027	0,030	0,034	0,040	0,043	0,047	0,054	0,063	0,073	0,084	0,090	0,097	0,111	0,128	
6,3	0,016	0,018	0,019	0,021	0,023	0,025	0,027	0,029	0,032	0,034	0,037	0,043	0,051	0,055	0,059	0,068	0,079	0,092	0,106	0,113	0,122	0,140	0,160	
6,4	0,021	0,023	0,025	0,027	0,029	0,031	0,034	0,037	0,040	0,043	0,047	0,055	0,064	0,069	0,074	0,086	0,100	0,115	0,133	0,143	0,153	0,176	0,202	
6,5	0,026	0,028	0,031	0,034	0,036	0,040	0,043	0,046	0,050	0,054	0,059	0,069	0,080	0,087	0,093	0,108	0,125	0,145	0,167	0,180	0,193	0,222	0,254	
6,6	0,033	0,036	0,039	0,042	0,046	0,050	0,054	0,058	0,063	0,069	0,074	0,087	0,101	0,109	0,117	0,136	0,158	0,183	0,211	0,226	0,242	0,279	0,320	
6,7	0,041	0,045	0,049	0,053	0,058	0,063	0,068	0,074	0,080	0,086	0,093	0,109	0,127	0,137	0,148	0,172	0,199	0,230	0,265	0,284	0,305	0,351	0,402	
6,8	0,052	0,057	0,062	0,067	0,073	0,079	0,085	0,093	0,100	0,109	0,117	0,137	0,160	0,172	0,186	0,216	0,250	0,289	0,333	0,358	0,384	0,441	0,506	
6,9	0,066	0,071	0,078	0,084	0,091	0,099	0,108	0,117	0,126	0,137	0,148	0,173	0,201	0,217	0,234	0,272	0,315	0,364	0,419	0,450	0,483	0,555	0,636	
7	0,083	0,090	0,098	0,106	0,115	0,125	0,135	0,147	0,159	0,172	0,186	0,217	0,253	0,273	0,294	0,342	0,396	0,457	0,527	0,566	0,607	0,697	0,799	
7,1	0,104	0,113	0,123	0,133	0,145	0,157	0,170	0,185	0,200	0,216	0,234	0,273	0,319	0,344	0,370	0,430	0,498	0,575	0,663	0,711	0,763	0,876	1,004	
7,2	0,131	0,142	0,155	0,168	0,182	0,198	0,214	0,232	0,252	0,272	0,294	0,344	0,401	0,432	0,466	0,540	0,626	0,723	0,833	0,894	0,958	1,100	1,261	
7,3	0,165	0,179	0,195	0,211	0,229	0,249	0,270	0,292	0,316	0,342	0,370	0,433	0,504	0,543	0,586	0,679	0,786	0,908	1,047	1,123	1,204	1,381	1,582	
7,4	0,207	0,225	0,245	0,266	0,289	0,313	0,339	0,368	0,398	0,431	0,466	0,544	0,634	0,683	0,736	0,854	0,988	1,141	1,314	1,409	1,511	1,733	1,983	
7,5	0,261	0,284	0,308	0,335	0,363	0,394	0,427	0,462	0,501	0,542	0,586	0,684	0,796	0,859	0,925	1,073	1,241	1,432	1,649	1,768	1,894	2,172	2,484	
7,6	0,328	0,357	0,388	0,421	0,457	0,495	0,537	0,581	0,629	0,681	0,736	0,859	1,000	1,078	1,162	1,347	1,557	1,796	2,067	2,215	2,373	2,719	3,108	
7,7	0,413	0,449	0,487	0,529	0,574	0,623	0,675	0,731	0,791	0,856	0,925	1,079	1,256	1,354	1,458	1,689	1,952	2,250	2,588	2,773	2,969	3,399	3,881	
7,8	0,519	0,564	0,613	0,665	0,722	0,783	0,848	0,918	0,994	1,075	1,162	1,355	1,576	1,699	1,829	2,117	2,445	2,817	3,236	3,466	3,710	4,241	4,837	
7,9	0,653	0,709	0,770	0,836	0,907	0,983	1,065	1,154	1,248	1,350	1,458	1,700	1,976	2,129	2,292	2,651	3,059	3,520	4,041	4,325	4,626	5,282	6,014	
8	0,820	0,891	0,968	1,050	1,139	1,235	1,338	1,448	1,566	1,693	1,829	2,131	2,475	2,665	2,868	3,315	3,821	4,392	5,034	5,384	5,755	6,560	7,455	
8,1	1,030	1,119	1,215	1,319	1,430	1,550	1,678	1,816	1,964	2,122	2,292	2,668	3,096	3,333	3,584	4,138	4,763	5,466	6,256	6,685	7,138	8,120	9,208	
8,2	1,294	1,405	1,525	1,655	1,794	1,943	2,103	2,275	2,460	2,657	2,868	3,335	3,867	4,160	4,471	5,154	5,923	6,786	7,750	8,273	8,823	10,012	11,322	
8,3	1,623	1,763	1,913	2,074	2,248	2,434	2,634	2,848	3,077	3,322	3,584	4,163	4,820	5,181	5,564	6,403	7,344	8,395	9,565	10,197	10,860	12,286	13,848	
8,4	2,035	2,209	2,396	2,597	2,813	3,045	3,293	3,559	3,843	4,147	4,471	5,185	5,994	6,436	6,905	7,929	9,073	10,344	11,751	12,506	13,298	14,990	16,830	
8,5	2,548	2,765	2,998	3,248	3,516	3,803	4,111	4,440	4,791	5,165	5,564	6,441	7,430	7,970	8,541	9,781	11,160	12,683	14,357	15,251	16,184	18,167	20,303	
8,6	3,187	3,456	3,745	4,055	4,387	4,742	5,121	5,526	5,957	6,417	6,906	7,976	9,177	9,830	10,519	12,010	13,655	15,459	17,426	18,470	19,555	21,843	24,284	
8,7	3,979	4,313	4,670	5,052	5,461	5,897	6,362	6,858	7,386	7,946	8,541	9,838	11,286	12,069	12,892	14,663	16,603	18,713	20,991	22,191	23,432	26,027	28,763	
8,8	4,958	5,369	5,809	6,278	6,779	7,312	7,880	8,483	9,124	9,802	10,520	12,077	13,804	14,733	15,706	17,785	20,041	22,470	25,064	26,419	27,811	30,697	33,700	
8,9	6,163	6,667	7,204	7,777	8,387	9,034	9,722	10,450	11,221	12,034	12,892	14,743	16,779	17,866	19,000	21,404	23,985	26,732	29,631	31,130	32,661	35,800	39,021	
9	7,637	8,250	8,903	9,597	10,334	11,114	11,939	12,810	13,727	14,693	15,706	17,878	20,244	21,498	22,798	25,531	28,430	31,475	34,645	36,268	37,911	41,246	44,617	

Stoffdatenblatt

- 4-Chloranilin -

1 Substanz

Name:	4-Chloranilin
IUPAC-Name:	4-Chloranilin
CAS-Nummer:	106-47-8
EG-Nummer:	203-401-0
EG-Richtlinie 67/548/EG Anlage I Index	612-137-00-9
Listennummer in 2006/11/EG (zuvor 76/464/EWG)	-
Code	Sandre: 19
Stoffgruppe:	aromatische Amine

2 Umweltqualitätsnorm

2.1 Schutzgutübergreifende Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	Maximale Konzentration (ZHK-UQN)	Überwachungswert (JD-UQN)	Anmerkung
Binnenoberflächengewässer (Flüsse und Seen)	1,2 µg/l	0,22 µg/l	Jahresmittelwert
Sonstige Oberflächengewässer (Küsten- und Übergangsgewässer)	0,12 µg/l	0,057 µg/l	Jahresmittelwert

2.2 Spezifische Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	UQN	Anmerkung
Aquatische Lebensgemeinschaften (Binnenoberflächengewässer)	JD-UQN = 0,57 µg/l ZHK-UQN = 1,2 µg/l	s. Abschnitt 8.1
Aquatische Lebensgemeinschaften (Sonstige Oberflächengewässer)	JD-UQN = 0,057 µg/l ZHK-UQN = 0,12 µg/l	s. Abschnitt 8.1
Sedimentorganismen	Ableitung der UQN nicht erforderlich	Auslösender Wert für die Ableitung der UQN nicht erreicht; s. Abschnitt 8.2
Secondary Poisoning	Ableitung der UQN nicht erforderlich	Auslösender Wert für die Ableitung der UQN nicht erreicht; s. Abschnitt 8.3
Fischkonsum	0,22 µg/l	s. Abschnitt 8.4
Trinkwasserversorgung (75/440/EWG)	0,032 µg/l	s. Abschnitt 8.5
Trinkwasser (98/83/EG)	0,1 µg/l	s. Abschnitt 8.5

3 Allgemeine Stoffinformation

3.1 Klassifikation und Kennzeichnung

R-Sätze und Kennzeichnung	Quelle
Carc.2; R45 T; R23/24/25 R43 N; R50-53	http://apps.kemi.se/nclass

3.2 Bestehende Qualitätsanforderungen für Oberflächengewässer (Quelle: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Land	Status	Wert	Anmerkung
DE	Gesetzlich	0,05 µg/l	Jahresmittelwert
FR	provisorisch	0,01 µg/l	-
NL	gesetzlich	2 µg/l	Summennorm Monochloraniline 90-Perzentilwert
IKSR	Zielvorgabe	0,05 µg/l	90-Perzentilwert
LU	-	0,05 µg/l	-

3.3 Wirkungsweise und Verwendung

Stoffrechtliche Regelungen (nationale Zulassungen / Verbote):

Nicht zutreffend.

4 Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften

Eigenschaft		Quelle
Wasserlöslichkeit	3000 mg/l	Mackay et al. 2000
Dichte	1,427 (19 °C)	Mackay et al. 2000
Dampfdruck	2,33 Pa (25 °C)	Mackay et al. 2000
Henry-Konstante	0,088 Pa* m ³ /mol (25°C, berechneter Wert)	Mackay et al. 2000

5 Verhalten und Verbleib in der Umwelt

Eigenschaft		Quelle
Biotischer und abiotischer Abbau		
Hydrolytische Stabilität (DT ₅₀)	-	
Photostabilität (DT ₅₀)	-	
Biologisch leicht abbaubar (ja/nein)	-	
Falls zutreffend: relevante Metabolite	-	

Eigenschaft		Quelle
Sorptionsverhalten		
log P _{ow}	1,88	BioByte 2004
Koc	2,36 - 2,67 (Experimentwert)	Van Bladel and Moreale 1977 ^a
	1,98 - 3,18 (Experimentwert)	Rott et al. 1982 ^a
	3,74 (Experimentwert)	Means 1983 ^a
	1,86 (Experimentwert)	Sabljić 1987 ^a
	1,96, 1,86 (Experimentwerte)	Meylan et al. 1992 ^a
	2,02 (QSAR: log Koc = 0,62 x log Kow + 0,85)	Sabljić et al. 1995
	2,51 (geometrischer Mittelwert obenstehender Werte; Werte für die weitere Berechnung verwendet)	
Bioakkumulation		
BCF (Fisch)	7 l/kg (unbekannt, welcher Teil vom Fisch) 4 l/kg (unbekannt, welcher Teil vom Fisch) 0,8 (ganzer Fisch) 1,7 (ganzer Fisch) 2,48 (geometrischer Mittelwert; Wert für die weitere Berechnung verwendet)	Ballhorn 1984 ^b Tsuda et al. 1993

^a Zitiert in Mackay et al. 2000.

^b Zitiert in Gesellschaft Deutscher Chemiker 1993.

6 Wirkung auf die aquatischen Lebensgemeinschaften

6.1 Schutz der aquatischen Organismen

Die aquatischen Toxizitätsdaten sind in Anhang 1 zusammengefasst. Pro Art wurde ein Endpunkt gewählt (auf der Basis der relevantesten Expositionszeit, der empfindlichsten Parameter etc.). Wenn für eine Art mehrere Endpunkte verfügbar waren, wurde, wo möglich, der geometrische Mittelwert genommen.

Für Salzwasserorganismen stehen ausschließlich akute Toxizitätsdaten und nur für eine der drei maßgeblichen Trophiestufen zur Verfügung.

6.2 Schutz der Sedimentorganismen

Der Schwellenwert (gemäß Lepper, 2005) zur Ermittlung einer UQN wird nicht überschritten.

6.3 Schutz von "fischfressenden" Tierarten (Secondary poisoning)

Der Schwellenwert (gemäß Lepper, 2005) zur Ermittlung einer UQN wird nicht überschritten.

7 Wirkung auf die menschliche Gesundheit

4-Chloranilin wird als möglicherweise karzinogen für Menschen klassifiziert (R45-Klassifizierung). Janssen et al. (1998) haben für die drei Monochloraniline ein maximal zulässiges Gefahrenniveau (MTR) abgeleitet. Die Stoffe werden als karzinogen mit möglicherweise genotoxischem Wirkmechanismus betrachtet. Eine quantitative Schätzung des Krebsrisikos ergab (auf der Grundlage eines Krebsrisikos von $1:10^4$ während eines Menschenlebens) ein maximal zulässiges Gefahrenniveau von $0,9 \mu\text{g} \times \text{kg}_{\text{bw}}^{-1} \times \text{d}^{-1}$. Umgerechnet auf ein Krebsrisiko von $1:10^6$ während eines Menschenlebens ist der Schwellenwert für die menschliche Gesundheit (Threshold Level human health, TL_{hh}) $0,9 / 100 = 0,009 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{bw}} \times \text{d}^{-1}$ ($9 \text{ ng}/\text{kg}_{\text{bw}}^{-1} \times \text{d}^{-1}$).

Weniger zuverlässige Daten waren eine Bezugsdosis von $4 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{bw}} \times \text{d}$ und eine zulässige tägliche Einnahme von $2 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{bw}}^{-1} \times \text{d}^{-1}$, die von dem U.S. EPA (1995) bzw. der WHO (2003) abgeleitet wurden.

8 Berechnung der Umweltqualitätsnormen

8.1 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz der aquatischen Organismen

Binnenoberflächengewässer

Der Basissatz für akute und chronische Daten (s. Tabelle 8a und Anhang 1 des vorliegenden Datenblatts) ist vollständig. Der niedrigste verfügbare chronische NOEC-Wert liegt bei $0,0057 \text{ mg}/\text{l}$ für *Daphnia magna* (Kühn et al. und NITE 2002). Auf der Grundlage der verfügbaren Daten und gemäß TDG (Europäische Kommission 2003) wurde ein Sicherheitsfaktor 10 angesetzt. Das ergibt eine $\text{UQN}_{\text{Binnenoberflächengewässer}}$ von $0,0057 \text{ mg}/\text{l} / 10 = 0,00057 \text{ mg}/\text{l}$ ($0,57 \mu\text{g}/\text{l}$).

Für die Berechnung des ZHK-UQN wurde ein Sicherheitsfaktor 100 auf den niedrigsten EC50 angewandt. Dieser Faktor basiert auf der Tatsache, dass der Basissatz vollständig und $\text{BCF} < 100 \text{ l}/\text{kg}$ und $\log \text{Kow} < 3$ sind. Der niedrigste EC 50 ist $0,124 \text{ mg}/\text{l}$ für *Daphnia magna* (geometrischer Mittelwert von $\text{L}/\text{EC}50$, im Bericht Maas-Diepeveen und Van Leeuwen 1986 und Kühn et al. 1989, s. Tabelle 8a und Anhang 1). Die ZHK-UQN beträgt $1,24 \mu\text{g}/\text{l}$.

Sonstige Oberflächengewässer

Für die JD-UQN stehen ausschließlich chronische Toxizitätsdaten für Süßwasserorganismen zur Verfügung. Deshalb wird die JD-UQN für sonstige Oberflächengewässer aus den Daten der Süßwasserorganismen unter Berücksichtigung eines Sicherheitsfaktors 100 abgeleitet.

Die ZHK-UQN für sonstige Oberflächengewässer wird aus den kombinierten Daten der Salz- und Süßwasserorganismen unter Berücksichtigung eines Sicherheitsfaktors 1000 auf den niedrigsten $\text{L}(\text{E})\text{C}50$ abgeleitet.

Tabelle 8a:

Ausgewählte Daten für 4-Chloranilin aus Anhang 1 (Daten für Süß- und Salzwasser kombiniert). Die Werte in **Fettdruck** wurden für die Ableitung der Norm verwendet.

Taxonomische Gruppe	NOEC/EC10 [mg/l]	Taxonomische Gruppe	L(E)C50 [mg/l]
Bact	72	Bact	385
Rot	10,6 ^a	Bact	6,59
Alg	1 ^b	Prot	13,6 ^g
Alg	1 ^c	Rot	100
Crus	0,00566^d	Alg	4,1
Pisc	0,0133 ^e	Alg	46,9 ^h
Pisc	0,2	Alg	6,3 ⁱ
Pisc	0,75 ^f	Crus	0,124^j
		Insecta	43
		Pisc	54,4
		Pisc	41,2 ^k
		Pisc	23
		Pisc	2,4
		Pisc	17,7 ^l
		Pisc	13,6 ^m
		Pisc	22,7 ⁿ
		Pisc	22,9 ^o
		Pisc	26,0

^a Niedrigster Wert, Parameter Belastbarkeit für *Brachionus rubens*.

^b Relevantester Endpunkt, Parameter Wachstum für *Pseudokirchneriella subcapitata*.

^c Relevantester Endpunkt und Expositionszeit, Parameter Wachstumsgeschwindigkeit für *Scenedesmus subspicatus*.

^d Relevantester Endpunkt, Parameter Reproduktion für *Daphnia magna* (geometrischer Mittelwert von 0,01 und 0,0032 mg/l).

^e Der berichtete LOEC liegt bei 0,04 mg/l, Parameter Anzahl Eier in der F1 und F2 Generation von *Danio rerio*. Bei dieser Konzentration wird eine Wirkung > 20 % verzeichnet. Da dieser Parameter der empfindlichste Parameter der Studie war, wird der LOEC für die Ableitung eines NOEC durch 3 geteilt.

^f Der berichtete LOEC liegt bei 2,25 mg/l, Parameter Gewicht für *Oryzias latipes*. Es liegt keine Angabe zum Prozentsatz der beobachteten Auswirkung vor. Da dieser Parameter der empfindlichste Parameter der Studie war, wird der LOEC für die Ableitung eines NOEC durch 3 geteilt.

^g Niedrigster Wert, Parameter Zelldichte für *Tetrahymena pyriformis*, geometrischer Mittelwert von 10, 114, 5,63 und 5,42 mg/l.

^h Geometrischer Mittelwert von 50,8 und 43,2 mg/l, Parameter Zelldichte für *Chlorella vulgaris*.

ⁱ Relevantester Endpunkt, Parameter Wachstumsgeschwindigkeit für *Scenedesmus subspicatus*.

^j Niedrigster Wert und relevanteste Expositionszeit, Parameter Immobilisierung und Sterblichkeit für *Daphnia magna* (geometrischer Mittelwert von 0,05 und 0,31 mg/l).

^k Geometrischer Mittelwert von 46, 34,5 und 44 mg/l, Parameter Sterblichkeit für *Danio rerio*.

^l Geometrischer Mittelwert von 26,5, 16,5, 9,8 und 23 mg/l, Parameter Sterblichkeit für *Leuciscus idus*.

^m Geometrischer Mittelwert von 11, 14 und 16,3 mg/l, Parameter Sterblichkeit für *Oncorhynchus mykiss*.

ⁿ Geometrischer Mittelwert von 43, 28, 37,7 und 0,8 mg/l, Parameter Sterblichkeit für *Oryzias latipes*.

^o Geometrischer Mittelwert von 32,5, 30,6 und 12 mg/l, Parameter Sterblichkeit für *Pimephales promelas*.

8.2 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz der Sedimentorganismen

S. Kapitel 6.2

8.3 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz von „fischfressenden“ Tierarten

S. Kapitel 6.3

8.4 Berechnung der Umweltqualitätsnorm für den Fischkonsum

Für die Berechnung der $UQN_{\text{Fischkonsum}}$ wurde der TL_{hh} $9 \text{ ng} \cdot \text{kg}_{bw}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ verwendet (siehe Kapitel 7).

Dies ergibt eine $UQN_{\text{Fischkonsum, hh Nahrung}}$ von $0,548 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{kg Fisch}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.

Die $UQN_{\text{Wasser, hh Nahrung}}$ wird im Folgenden mit Hilfe des BCF 2,48 l/kg (siehe Kapitel 5) berechnet. $UQN_{\text{Wasser, hh Nahrung}}$ ist $0,221 \text{ } \mu\text{g/l}$.

8.5 Umweltqualitätsnorm zum Schutz der Trinkwasserversorgung und des Trinkwassers

Auf der Grundlage der Bildung von 4-Chloranilin als Metabolit des Pflanzenschutzmittels Diflubenzuron steht ein Wert für Trinkwasser zur Verfügung (Gesellschaft Deutscher Chemiker 1993 und WHO-IPSC 1996). Entsprechend der EU-Richtlinie 98/83/EG (zuvor 80/778/EWG) ist zum Schutz der Trinkwasserversorgung ein maximaler Wert von $0,10 \text{ } \mu\text{g/l}$ anzuwenden. Dieser Wert wird jedoch nicht verwendet, da die $UQN_{\text{Trinkwasserversorgung}}$ auf der Grundlage der karzinogenen Eigenschaften des Stoffes zu einem niedrigeren Wert führt.

Zur Ableitung der $UQN_{\text{Trinkwasserversorgung}}$ wird der TL_{hh} von $9 \text{ ng} \cdot \text{kg}_{bw}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (siehe Kapitel 7) verwendet. Für die Berechnung wird davon ausgegangen, dass der Beitrag des Trinkwasserverbrauchs zu TL_{hh} maximal 10 % beträgt, dass der Verbrauch bei 2 l/d und das Körpergewicht bei 70 kg liegt.

Die $UQN_{\text{Trinkwasserversorgung}}$ ist $0,032 \text{ } \mu\text{g/l}$
($0,1 \cdot 9 \text{ ng/kgbw} \cdot \text{d}^{-1} \cdot 70 \text{ kg}_{bw} / 2 \text{ l} \cdot \text{d}^{-1} \cdot 1000 \text{ ng} \cdot \mu\text{g}^{-1}$).

9 Quelle

Arnold JM, Lin DT, Schultz TW. 1990. QSAR for methyl- and/or chloro-substituted anilines and the polar narcosis mechanism of toxicity. *Chemosphere* 21, 183-91.

Atri FR. 1986. Chlorinated hydrocarbons in the environment IV. Chlorbenzol, 1,2,4-trichlorbenzol, chlornitrobenzole, chloraniline, 2-chlorethanol, 1,3-dichlorpropanol (2), epichlorhydrin]. *Schriftenr-Ver-Wasser-Boden-Lufthyg*, VOL 70.

BioByte. 2004. BioLoom (computer program), version 1.0. (ClogP 4.0). Claremont, CA, BioByte Corporation.

Braunbeck T, Segner H. 1992. Preexposure temperature acclimation and diet as modifying factors for the tolerance of golden ide (*Leuciscus idus melanotus*) to short-term exposure to 4-chloroaniline. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 24, 72 - 94.

Bresch H, Beck H, Ehlermann D, Schlaszus H, Urbanek M. 1990. A long-term toxicity test comprising reproduction and growth of zebrafish with 4-chloroaniline. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19 (3), 419 - 27.

Bringmann G, Kühn R. 1982. Ergebnisse der Schadwirkung wassergefährdender Stoffe gegen *Daphnia magna* in einem weiterentwickelten standardisierten Testverfahren. *Zeitschrift für Wasser-Abwasser-Forschung* 15 (4), 1 - 6.

Broderius SJ, Kahl MD, Hoglund MD. 1995. Use of joint toxic response to define the primary mode of toxic action for diverse industrial organic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 14, 1591 - 605.

Burkhardt-Holm P, Oulmi Y, Schroeder A, Storch V, Braunbeck T. 1999. Toxicity of 4-chloroaniline in early life stages of Zebra fish (*Danio rerio*): II. Cytopathology and regeneration of liver and gills after prolonged exposure to waterborne 4-chloroaniline. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37 (1), 85-102.

European Commission (Joint Research Centre). 2003. Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances and Directive 98/9/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. Ispra, Italy, European Chemicals Bureau, Institute for Health and Consumer Protection. EUR 20418 EN/2.

Geiger DL, Call DJ, Brooke LT. 1988. Acute toxicities of organic chemicals to fathead minnows (*Pimephales promelas*), Vol. 4. Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin-Superior, Superior, Wisconsin, U.S.A. 97 - 98.

Gesellschaft Deutscher Chemiker (German Chemical Society). 1993. *p*-Chloroaniline. GDCh-Advisory Committee on Existing Chemicals of Environmental Relevance (BUA), Report 153. 171 p.

Geyer H, Scheunert I, Korte F. 1985. The effects of organic environmental chemicals on the growth of the alga *Scenedesmus subspicatus*: a contribution to environmental biology. *Chemosphere* 14, 1355 - 69.

Halbach U, Siebert M, Westermayer M, Wissel C. 1983. Population ecology of rotifers as a bioassay tool for ecotoxicological tests in aquatic environments. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 7, 484-513.

Hermens J, Leeuwangh P, Musch A. 1984. Quantitative structure-activity relationships and mixture toxicity studies of chloro- and alkylanilines at an acute lethal toxicity level to the guppy (*Poecilia reticulata*). *Ecotox. Environ. Saf.* 8, 388 - 394.

Hermens JLM, Bradbury SP, Broderius SJ. 1990. Influence of cytochrome P450 mixed-function oxidase induction on the acute toxicity to rainbow trout '*Salmo gairdneri*' of primary aromatic amines. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 20, 156 - 166.

Hodson PV. 1985. A comparison of the acute toxicity of chemicals to fish, rats and mice. *J. Appl. Toxicol.* 5 (4), 220 - 226.

Holcombe GW, Benoit DA, Hammermeister DE, Leonard EN, Johnson RD. 1995. Acute and long-term effects of nine chemicals on the Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 28, 287 - 97.

Janssen PJCM, Van Apeldoorn ME, Van Engelen JGM, Schilen PCJI, Wouters MFA. 1998. Maximum permissible risk levels for human intake of soil contaminants: fourth series of compounds. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, the Netherlands, Report no. 711701004, 118 p.

Julin AM, Sanders HO. 1978. Toxicity of the IFR, diflubenzuron, to freshwater invertebrates and fishes. *Mosq. News* 38, 256 - 259.

Klimisch HJ, Andreae M, Tillman U. 1997. A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 25, 1 - 5.

Knie J, Hälke A, Juhnke I, Schiller W. 1983. Ergebnisse der Untersuchungen von chemischen Stoffen mit vier Biotests. *Deutsche Gewäss. Mitt.* 3, 77 - 79.

Kramer CR, Trümper L. 1986. Quantitative struktur-wirkungs Beziehungen für die Wachstumshemmung von autotrophen *Chlorella vulgaris* Suspensionen durch monosubstituierte Benzene, Toluene, Halogenbenzene und Methoxybenzene. *Biochem. Physiol. Pflanzen* 181, 645 - 657.

Kühn R, Pattard M, Pernak KD, and Winter A. 1989b. Results of the harmful effects of water pollutants to *Daphnia magna* in the 21 day reproduction test. *Water Res.* 23, 501-10.

Kühn R, Pattard M, Pernak KD, Winter A. 1989a. Results of the harmful effects of selected water pollutants (anilines, phenols, aliphatic compounds) to *Daphnia magna*. *Water Res.* 23, 495-9.

Kühn R, Pattard M. 1990. Results of the harmful effects of water pollutants to green algae (*Scenedesmus subspicatus*) in the cell multiplication inhibition test. *Water Res.* 24, 31-8.

Kwasniewska K, Kaiser KLE. 1984. Toxicities of selected chloroanilines to four strains of yeast. In: Kaiser KLE (ed), *QSAR in Environmental Toxicology*, Reidel Publishing Company, 223 - 233.

Lee SK, Freitag D, Steinberg C, Kettrup A, Kim YH. 1993. Effects of dissolved humic materials on acute toxicity of some organic chemicals to aquatic organisms. *Water Res.* 27, 199 - 204.

Lepper P., 2005. *Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC)*. Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 15 September 2005 (unveröffentlicht)

Liao, Y Y, Wang, L S, He, Y B, and Yang, H1996 Toxicity QSAR of substituted benzenes to yeast *Saccharomyces cerevisiae* Bull. Environ. Contam. Toxicol. 56: 460-6.

Liu ZT, Wang LS, Chen SP, Li W, Yu HX. 1996. Analysis and prediction of structure-reactive toxicity relationships of substituted aromatic compounds. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 57, 421 - 425.

Lysak A, Marcinek J. 1972. Multiple toxic effect of simultaneous action of some chemical substances on fish. Roczniki Nauk Rolniczych Tom 94-H-3, 53 - 63.

Maas-Diepeveen JL, Van Leeuwen CJ. 1986. Aquatic toxicity of aromatic nitro compounds and anilines to several freshwater species. Laboratory for Ecotoxicology, Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA), Ministry of Transport and Public Works, Report no. 86-42, 10 p.

Mackay D, Shiu WY, Ma KC. 2000. Physical-chemical properties and environmental fate. Handbook, Chapman & Hall/CRCnetBase.

McLeese DW, Zitko V, Peterson MR. 1979. Structure-lethality relationships for phenols, anilines, and other aromatic compounds in shrimp and clams. Chemosphere 2, 53 - 57.

Nendza M, Seydel JK. 1988. Quantitative structure-toxicity relationships for ecotoxicologically relevant biotest systems and chemicals. Chemosphere 17, 1585 - 602.

Nendza M, Seydel JK. 1990. Application of bacterial growth kinetics to in vitro toxicity assessment of substituted phenols and anilines. Ecotoxicol. Environ. Saf. 19, 228 - 41.

NITE. 2002. National Institute of Technology and Evaluation, Japan. <http://www.safe.nite.go.jp/english/db.html> [assessed January 2007].

Ogawa T, Hirose Y, and Yatome C. 1991. Effects of monochlorophenols and p-chloroaniline on nucleic acid synthesis in microbial growth process. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 47, 8-14.

Ribo JM, Kaiser KLE. 1984. Toxicities of chloroanilines to *Photobacterium phosphoreum* and their correlations with effects on other organisms and structural parameters. In: Kaiser KLE (ed), QSAR in Environmental Toxicology, D Reidel Publishing Co., Dordrecht, the Netherlands, p 319 - 336.

Sabljić A, Güsten H, Verhaar H, Hermens J. 1995. QSAR modelling of soil sorption. Improvements and systematics of log K_{oc} vs. log K_{ow} correlations. Chemosphere 31, 4489 - 4514.

Schmidt C, Schnabl H. 1988. Structure-activity-relationship of organic substances and bioindication. Vom Wasser 70, 21 - 32.

Schultz TW, Cajina QM, Wesley SK. 1989. Structure-toxicity relationships for mono alkyl- or halogen-substituted anilines. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 43, 564-9.

Schultz TW. 1999. Structure-Toxicity Relationships for Benzenes Evaluated with *Tetrahymena pyriformis*. Chem. Res. Toxicol. 12 (12), 1262-1267.

- Steinberg CEW, Sturm A, Kelbel J, Lee SK, Hertkorn N, Freitag D, and Kettrup AA. 1992. Changes of acute toxicity of organic chemicals to *Daphnia magna* in the presence of dissolved humic material (DHM). *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 20, 326 - 32.
- Tonogai Y, Ogawa S, Ito Y, Iwaida M. 1982. Actual survey on TLm (median tolerance limit) values of environmental pollutants, especially on amines, nitriles, aromatic nitrogen compounds and artificial dyes. *J. Toxicol. Sci.* 7, 193 - 203.
- Tsuda T, Aoki S, Kojima M, Fujita T. 1993. Accumulation and excretion of chloroanilines by carp. *Chemosphere* 26 (12), 2301 - 2306.
- U.S. EPA. 1995. Integrated Risk Information System (IRIS). p-chloroaniline. <http://www.epa.gov/iris/subst/0320.htm> [assessed at 25 October 2006]
- Veith GD, B.S. 1987. Structure-toxicity relationships for industrial chemicals causing type (II) narcosis syndrome. In: Kaiser KLE (ed), *QSAR in Environmental Toxicology - II*, D Reidel Publishing Co., Dordrecht, the Netherlands, p 385 - 391.
- Weber J, Plantikow A, Kreutzmann J. 2000. A new bioassay with the yeast *Saccharomyces cerevisiae* on aquatoxic pollution. *Umweltwiss. Schadst.-Forsch.* 12 (4), 185-189.
- WHO. 2003. Concise International Chemical Assessment Document (CICAD) 48, 4-chloroaniline. World Health Organization, Geneva.
- Yoshioka Y, Ose Y, Sato T. 1985. Testing for the toxicity of chemicals with *Tetrahymena pyriformis*. *Sci. Total Environ.* 43, 149 - 57.
- Zhao YH, He YB, Wang LS. 1995. Predicting toxicities of substituted aromatic hydrocarbons to fish by toxicities to *Daphnia magna* or *Photobacterium phosphoreum*. *Toxicol. Environ. Chem.* 51, 191-195.
- Zok S, Goerge G, Kalsch W, Nagel R. 1991. Bioconcentration, metabolism and toxicity of substituted anilines in the zebrafish (*Brachydanio rerio*). *Sci. Total Environ.* 109 - 110, 411 - 421.

Anhang 1: Testergebnisse für Wasserorganismen

(Anmerkung:

Bei den folgenden Daten handelt es sich um einen Auszug aus dem Dokument von E.H.W. Heugens and E.M.J. Verbruggen: Environmental risk limits for monochloroanilines. RIVM report number 601714002, 2009, www.rivm.nl)

Tabelle 1a: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für Wasserorganismen in Binnenoberflächengewässern

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [mg/l]	Quelle
4-Chloranilin					
106-47-8					
Bakterien					
<i>Pseudomonas putida</i>	Wachstum	16-18 h	EC10	72	Knie et al. 1983
<i>Pseudomonas putida</i>		18 h	LOEC	31	Janicke and Hilge 1989, zitiert in Atri 1986
Algen					
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstum	48 h	NOEC	1,0	NITE 2002
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Biomasse	72 h	NOEC	0,32	NITE 2002
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstum	48 h	EC10	1,4	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstum	72 h	EC10	1	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomasse	48 h	EC10	0,4	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomasse	72 h	EC10	0,4	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstum	8 h	LOEC	0,0255	Schmidt and Schnabl 1988
<i>Scenedesmus subspicatus</i>		7 h	LOEC	1,3	Janicke and Hilge 1989, zitiert in Atri 1986
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomasse	96 h	EC10	1,4	Kühn and Pattard 1990
Wasserpflanzen					
Krebse					
<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21 d	NOEC	0,01	Kühn et al. 1989b
<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21 d	NOEC	0,0032	NITE 2002
<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21 d	NOEC	0,00006	Rott 1984, zitiert in Gesellschaft Deutscher Chemiker 1993

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [mg/l]	Quelle
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	21 d	NOEC	0,00001	Rott 1984, zitiert in Gesellschaft Deutscher Chemiker 1993
Fische					
<i>Danio rerio</i>	Sterblichkeit und andere Auswirkungen	21 d	NOEC	1,8	Adolphi et al. 198, zitiert in Gesellschaft Deutscher Chemiker 1993
<i>Danio rerio</i>	Befruchtungsprozentatz in Generation F1 und F2	Chronischer Lebenszyklus (3 Generationen)	NOEC	0,2	Bresch et al. 1990
<i>Danio rerio</i>	Anzahl Eier in Generation F1 und F2	Chronischer Lebenszyklus (3 Generationen)	LOEC	0,04	Bresch et al. 1990
<i>Danio rerio</i>	Entwicklung (Vorkommen von Abweichungen)	Chronischer Lebenszyklus (3 Generationen)	NOEC	0,2	Bresch et al. 1990
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Wachstum (Gewicht)	56 d	NOEC	0,2	Bresch et al. 1990
<i>Oryzias latipes</i>	Sterblichkeit	28 d	NOEC	8,23	Holcombe et al. 1995
<i>Oryzias latipes</i>	Wachstum (Gewicht)	28 d	LOEC	2,25	Holcombe et al. 1995
Übrige Organismen					
<i>Brachionus rubens</i>	Populationswachstum	10 d	EC10	13,0	Halbach et al. 1983
<i>Brachionus rubens</i>	Leistungsfähigkeit	10 d	EC10	10,6	Halbach et al. 1983
<i>Brachionus rubens</i>	Frequenz der Dichteschwankungen	10 d	EC10	2,36	Halbach et al. 1983
<i>Brachionus rubens</i>	Höhe d. Dichteschwankungen	10 d	EC10	4,51	Halbach et al. 1983

Tabelle 1b: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für Wasserorganismen in sonstigen Oberflächengewässern

Es liegen keine Toxizitätsdaten vor.

Tabelle 2a: Übersicht der akuten Wirkungsdaten für Wasserorganismen in Binnenoberflächengewässern

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [mg/l]	Quelle
4-Chloranilin					
106-47-8					
Bakterien					
<i>Bacillus subtilis</i>	Wachstum	Logarithmische Wachstumsphase	EC50	385	Ogawa et al. 1991
<i>Escherichia coli</i>	Zelldichte	nicht bekannt	LOEC	358	Nendza and Seydel 1990
<i>Escherichia coli</i>	Wachstumsgeschwindigkeit	nicht bekannt	EC50	383	Nendza and Seydel 1988, 1990
<i>Mycobacterium smegmatis</i>	Zelldichte	nicht bekannt	LOEC	65,1	Nendza and Seydel 1990
Algen					
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Zelldichte	96 h	EC50	4,1	Maas-Diepeveen and Van Leeuwen 1986
<i>Chlorella vulgaris</i>	Zelldichte	6 h	EC50	50,8	Kramer and Trümper 1986
<i>Chlorella vulgaris</i>	Zelldichte	6 h	EC50	43,2	Kramer and Trümper 1986
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstumsgeschwindigkeit	48 h	EC50	4,7	NITE 2002
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Biomasse	72 h	EC50	1,5	NITE 2002
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomasse	48 h	EC50	8	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomasse	72 h	EC50	2,2	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomasse	96 h	EC50	2,4	Geyer et al. 1985
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstumsgeschwindigkeit	72 h	EC50	6,3	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Zelldichte	168 h	EC50	2,1	Schmidt 1989, zitiert in Gesellschaft Deutscher Chemiker, 1993
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomasse	96 h	EC50	2,8	Kühn and Pattard 1990
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	O ₂ Produktion	nicht bekannt	LOEC	9,75 ^{E-5}	Schmidt and Schnabl 1988

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [mg/l]	Quelle
Wasserpflanzen					
Krebse					
<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	24 h	EC50	0,06	Rott 1981, zitiert in Gesellschaft Deutscher Chemiker, 1993
<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	24 h	EC50	18,0	Zhao et al. 1985
<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	24 h	EC50	13	Kühn et al. 1989a
<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	24 h	EC50	3,2	Bringmann und Kühn 1982
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	0,05	Maas-Diepeveen und Van Leeuwen 1986
<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48 h	EC50	0,31	Kühn et al. 1989a
<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48 h	EC50	0,104	Steinberg et al. 1992
<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48 h	EC50	0,167	Steinberg et al. 1992
<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48 h	EC50	0,197	Steinberg et al. 1992
<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48 h	EC50	0,153	Steinberg et al. 1992
<i>Daphnia magna</i>		48 h, 2 h Kontaktzeit	EC50	0,105	Lee et al. 1993
<i>Daphnia magna</i>		48 h, 2 h Kontaktzeit	EC50	0,172	Lee et al. 1993
<i>Daphnia magna</i>		48 h, 2 h Kontaktzeit	EC50	0,204	Lee et al. 1993
<i>Daphnia magna</i>		48 h, 2 h Kontaktzeit	EC50	0,162	Lee et al. 1993
<i>Daphnia magna</i>		24 h	EC50	0,06	Anon. 1981, zitiert in Atri 1986
Fische					
<i>Carassia auratus</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	54,4	Liu et al. 1996
<i>Danio rerio</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	46	Spieser 1981, zitiert in Gesellschaft Deutscher Chemiker 1993 und Atri 1986
<i>Danio rerio</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	34,5	Zok et al. 1991

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [mg/l]	Quelle
<i>Danio rerio</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	44	Burkhardt-Holm et al. 1999
<i>Danio rerio</i>	Sterblichkeit	96 h, 2 h Kontaktzeit	LC50	30,7	Lee et al. 1993
<i>Danio rerio</i>	Sterblichkeit	96 h, 2 h Kontaktzeit	LC50	31,0	Lee et al. 1993
<i>Danio rerio</i>	Sterblichkeit	96 h, 2 h Kontaktzeit	LC50	30,9	Lee et al. 1993
<i>Danio rerio</i>	Sterblichkeit	96 h, 2 h Kontaktzeit	LC50	31,6	Lee et al. 1993
<i>Ictalurus punctuatus</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	23	Julin und Sanders 1978
<i>Lepomis macrochirus</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	2,4	Julin und Sanders 1978
<i>Leuciscus idus melanotus</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	26,5	Braunbeck und Segner 1992
<i>Leuciscus idus melanotus</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	16,5	Braunbeck und Segner 1992
<i>Leuciscus idus melanotus</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	9,8	Braunbeck und Segner 1992
<i>Leuciscus idus melanotus</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	23	Knie et al. 1983
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	11	Hermens et al. 1990
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	14	Julin und Sanders 1978
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	16,3	Hodson 1985
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Sterblichkeit	24 h	LC50	19 ^b	Lysak und Marcinek 1972
<i>Oryzas latipes</i>	Sterblichkeit	24 h	LC50 ^c	43	Tonogai et al. 1982
<i>Oryzas latipes</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50 ^c	28	Tonogai et al. 1982
<i>Oryzas latipes</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	37,7	Holcombe et al. 1995
<i>Oryzas latipes</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	5,8	Nite 2002
<i>Pimephales promelas</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	32,5	Veith und Broderius 1987; Broderius et al. 1995
<i>Pimephales promelas</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	30,6	Geiger et al. 1988
<i>Pimephales promelas</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	12	Julin und Sanders 1978
<i>Poecilia reticulata</i>	Sterblichkeit	14 d	LC50	26,0	Hermens et al. 1984

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [mg/l]	Quelle
Übrige Organismen					
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	Zelldichte	40 h	EC50	114	Schultz 1999
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	Zelldichte	48 h	EC50	5,63	Arnold et al., 1990
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	Zelldichte	48 h	EC50	5,42	Schultz 1999
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	Zelldichte	24 h	EC50	10	Yoshioka et al. 1985
<i>Uronema parudzi</i>		22 h	LOEC	2,3	Janicke und Hilge 1980, zitiert in Atri 1986
<i>Brachionus rubens</i>	Sterblichkeit	24 h	LC50	100	Halbach et al. 1983
<i>Pichia</i> sp.	Wachstum	Nicht bekannt	EC50	78,7	Kwasniewska und Kaiser 1984
<i>Rhodotorula rubra.</i>	Wachstum	Nicht bekannt	EC50	109	Kwasniewska und Kaiser 1984
<i>Rhodotorula</i> sp.	Wachstum	Nicht bekannt	EC50	ca. 128	Kwasniewska und Kaiser 1984
<i>Sacharomyces cerevisiae</i>	Wachstum	über Nacht	LOEC	2,02	Liao et al. 1996
<i>Sacharomyces cerevisiae</i>	Fermentation	16 – 18 h	EC20	17,9	Weber et al. 2000
<i>Chironomus plumosus</i>	Immobilisierung	48 h	EC50	43	Julin und Sanders 1978

Tabelle 2b: Übersicht über die akuten Wirkungsdaten für Wasserorganismen in sonstigen Oberflächengewässern.

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [mg/l]	Quelle
4-Chloranilin					
106-47-8					
Bakterien					
<i>Vibrio fischeri</i>	Biolumineszenz	5 min	EC50	3,20	Ribo und Kaiser 1984
<i>Vibrio fischeri</i>	Biolumineszenz	15 min	EC50	3,76	Ribo und Kaiser 1984
<i>Vibrio fischeri</i>	Biolumineszenz	15 min	EC50	5,9	Maas-Diepeveen und Van Leeuwen 1986
<i>Vibrio fischeri</i>	Biolumineszenz	15 und 30 min	EC50	34,3	Zhao et al. 1993, 1995
<i>Vibrio fischeri</i>	Biolumineszenz	30 min	EC50	5,08	Ribo and Kaiser 1984
Algen					
Wasserpflanzen					
Krebse					
<i>Crangon septemspinosa</i>	Sterblichkeit	10 h	LC50	12,5	McLeese et al. 1979
<i>Crangon septemspinosa</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	< 46	McLeese et al. 1979
Fische					
Übrige Organismen					
<i>Mya arenaria</i>	Sterblichkeit	29 h	LC50	15,1	McLeese et al. 1980
<i>Mya arenaria</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	< 46	McLeese et al. 1980

Stoffdatenblatt

- Bentazon -

1 Substanz

Name:	Bentazon
IUPAC-Name:	(3-(1-methylethyl)-1H-2,1,3-benzothiadiazine-4(3H)-one, 2,2-dioxide)
CAS-Nummer:	25057-89-0
EG-Nummer:	246-585-8
EG-Richtlinie 67/548/EG Anlage I Index	613-012-00-1
Listennummer in 2006/11/EG (vormals 76/464/EWG)	Liste 1 Nr. 132
Code:	SANDRE: 1113
Stoffgruppe:	Diazine

2 Umweltqualitätsnorm

2.1 Schutzgutübergreifende Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	Maximale Konzentration (ZHK-UQN)	Überwachungswert (JD-UQN)	Anmerkung
Binnenoberflächen-gewässer (Flüsse und Seen)	450 µg/l	73 µg/l	Jahresmittelwert
Sonstige Oberflächen-gewässer (Küsten- und Übergangsgewässer)	45 µg/l	7,3 µg/l	Jahresmittelwert

2.2 Spezifische Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	UQN	Anmerkung
Aquatische Lebensgemeinschaften (Binnenoberflächengewässer)	JD-UQN = 73 µg/l ZHK-UQN = 450 µg/l	s. 8.1
Aquatische Lebensgemeinschaften (Sonstige Oberflächengewässer)	JD-UQN = 7,3 µg/l ZHK-UQN = 45 µg/l	s. 8.1
Sedimentorganismen	-	Kein besonderer Wert erforderlich, s. 6.2
Secondary Poisoning	-	Kein besonderer Wert erforderlich, s. 6.3
Fischkonsum	-	Kein besonderer Wert erforderlich, s. 7
Trinkwasserversorgung (75/440/EWG)	1 µg/l	s. 8.5
Wasser für den menschlichen Gebrauch (98/83/EG)	0,1 µg/l	s. 8.5

3 Allgemeine Stoffinformation

3.1 Klassifikation und Kennzeichnung

R-Sätze und Kennzeichnung	Quelle
Xn; R22 Xi; R36 R43 R52-53	http://apps.kemi.se/nclass

3.2 Bestehende Qualitätsanforderungen für Oberflächengewässer (Quelle: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Land	Status	Wert	Anmerkung
IKSR	Zielvorgabe	0,1 µg/l	
DE	KN	0,1 µg/l	
NL		64 µg/l	
FR		190 µg/l	
LU		0,1 µg/l	

3.3 Wirkungsweise und Verwendung

Bentazon ist ein zur Gruppe der Diazine gehörendes Kontaktherbizid. Der Stoff wird über Blätter und Keime aufgenommen, aber auch über die Wurzeln absorbiert. Der Wirkmechanismus basiert auf der Reduktion der Hill-Reaktion und der Photosynthesehemmung. Der Stoff wird vorzugsweise nach dem Aufgehen der Pflanzen auf Unkraut im Zweiblattstadium angewandt

Stoffrechtliche Regelungen (nationale Zulassungen / Verbote):

In Deutschland sind Pflanzenschutzmittel, die den Wirkstoff Bentazon enthalten, zugelassen (BBA, 2007: <http://psm.zadi.de/psm/jsp/>). Jedoch gibt es für diese Mittel Anwendungsbeschränkungen.

4 Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften

Eigenschaft		Quelle
Wasserlöslichkeit	pH 3 : 490 mg/l bei 20 °C ~pH 7 : 570 mg/l bei 20 °C	EC 2000
Dichte		
Dampfdruck	$1,7 \cdot 10^{-4}$ Pa bei 20 °C (100% Reinheit)	EC 2000
Henry-Konstante	$7,2 \cdot 10^{-5}$ Pa m ³ mol ⁻¹	

5 Verhalten und Verbleib in der Umwelt

Eigenschaft		Quelle
Biotischer und abiotischer Abbau		
Hydrolytische Stabilität (DT ₅₀)	pH 5 : stabil (25 °C) pH 7 : stabil (25 °C) pH 9 : stabil (25 °C)	
Photostabilität (DT ₅₀)	DT50 (Labor): pH 5 : 122 Std. pH 7 : 93 /63 Std. pH 9 : 14 Std.	EC 2000
Biologisch leicht abbaubar (ja/nein)	-	
Falls zutreffend: relevante Metabolite	3-isopropyl-2,3-dioxo-5-oxocyclopenteno[d]1H-2,1,3-thiadiazin-4(3H)-one 6 carbonic acid (21 %) (pH 7)	
Sorptionsverhalten		
log P _{ow}	pH 5 : 0,77 bei 22 °C pH 7 : - 0,46 bei 22 °C pH 9 : - 0,55 bei 22 °C 2,8	EC 2000 Gould & Hansch
Koc		
Bioakkumulation		
BCF (Fisch)		
BAF (Fisch)	Falls zutreffend	
BMF (Biomagnifikation)	Falls zutreffend	

6 Wirkung auf die aquatischen Lebensgemeinschaften

6.1 Schutz der aquatischen Organismen

Zur Abschätzung der ökologischen Folgen liegen für Bakterien Algen, Krebse und Fische Ergebnisse chronischer Tests vor. Die Wirkungsdaten der empfindlichsten Arten finden sich in Anhang 1. Der niedrigste chronische Wert liegt für Algen vor (*Pseudokirchneriella subcapitata*, NOEC = 732 µg/l). Der niedrigste akute Wert wurde ebenfalls für Algen festgestellt (*Pseudokirchneriella subcapitata*, EC 50 = 4500 µg/l). Die Wasserpflanze *Lemna gibba* (EC50 = 5350 µg/l) reagiert ähnlich empfindlich.

Für Salzwasserorganismen liegen sehr wenige und nur akute Toxizitätsdaten vor (s. ECOTOX-Datenbank des US EPA <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>).

6.2 Schutz der Sedimentorganismen

Der auslösende Wert (gemäß Lepper, 2005) zur Ermittlung einer UQN wird nicht überschritten.

6.3 Schutz von "fischfressenden" Tierarten (Secondary poisoning)

Der auslösende Wert (gemäß Lepper, 2005) zur Ermittlung einer UQN wird nicht überschritten.

7 Wirkung auf die menschliche Gesundheit

Der auslösende Wert (gemäß Lepper, 2005) zur Ermittlung einer UQN für Fischkonsum und andere aquatische Biota wird nicht überschritten. S. auch EC (2000) http://ec.europa.eu/food/plant/protection/evaluation/exist_subs_rep_en.htm

8 Berechnung der Umweltqualitätsnormen

8.1 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz der aquatischen Organismen

Binnenoberflächengewässer

JD-UQN = $732 \mu\text{g/l} / 10 = 732 \mu\text{g/l}$ (abgerundet $73 \mu\text{g/l}$)

ZHK-UQN = $450 \mu\text{g/l} / 10 = 450 \mu\text{g/l}$

Sonstige Oberflächengewässer

Aus den wenigen in der ECOTOX-Datenbank des US EPA <http://cfpub.epa.gov/ecotox/> verfügbaren Wirkungsdaten lässt sich keine Aussage über die Empfindlichkeit der Salzwasserorganismen treffen. Deshalb wird die UQN für sonstige Oberflächengewässer aus den Daten der Süßwasserorganismen unter Berücksichtigung eines extra Sicherheitsfaktors 10 abgeleitet.

JD-UQN = $732 \mu\text{g/l} / 100 = 7,3 \mu\text{g/l}$

ZHK-UQN = $4500 \mu\text{g/l} / 100 = 45 \mu\text{g/l}$

8.2 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz der Sedimentorganismen

S. Kapitel 6.2

8.3 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz von „fischfressenden“ Tierarten

S. Kapitel 6.3

8.4 Berechnung der Umweltqualitätsnorm für den Fischkonsum

S. Kapitel 7

8.5 Umweltqualitätsnorm zum Schutz der Trinkwasserversorgung und des Trinkwassers

Entsprechend der EG-Richtlinie 75/440/EWG wird zum Schutz der für den menschlichen Verbrauch bestimmten Oberflächengewässer ein obligatorischer A1-Wert für Pestizide von insgesamt $1 \mu\text{g/l}$ angewandt. Der maximale Wert für

Trinkwasser in der EG-Richtlinie 98/83/EG (zuvor 80/778/EWG) beträgt für einzelne Pflanzenschutzmittel 0,1 µg/l. Der maximale Wert für Trinkwasser darf im Leitungswasser nicht überschritten werden. Die ZHK-UQN von 450 µg/l und die JD-UQN von 73 µg/l für Bentazon zum Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften im Süßwasser reichen vielleicht nicht, um dem Maximalwert für Trinkwasser einzuhalten, wenn bei der Trinkwassergewinnung aus Oberflächengewässern nach Art. 7 der WRRL nur einfache Aufbereitungsmethoden angewandt werden (Kategorie A1 der Richtlinie 75/440/EWG, z. B. Filtrierung und Desinfektion).

9 Quelle

Lepper, P., 2005:

Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC) Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 15 September 2005

Bazin, C., Chambon, P., 1980 :

Etudes des effets des substances suivantes sur l'environnement aquatique : 132 Bentazone. Institut Pasteur de Lyon, France

BBA, 1993:

Wirkstoffdatenblatt Bentazon (Entwurf). BBA / 0335 / 93 / 08

BBA, 2006:

Liste der Wirkstoffe in zugelassenen Pflanzenschutzmitteln. www.bba.de, <http://psm.zadi.de/psm/jsp/>

EC 2000:

Review report for the active substance bentazone, Finalised in the Standing Committee on Plant Health at its meeting on 13 July 2000 in view of the inclusion of bentazone in Annex I of Directive 91/414/EEC, Bentazone 7585/VI/97-final http://ec.europa.eu/food/plant/protection/evaluation/exist_subs_rep_en.htm

Faust, M., Altenburger, R., Boedeker, W., Grimme, 1993:

Additive effects of herbicide combinations on aquatic non-target organisms. The Science of the Total Environment, Supplement 1993 Elsevier Science Publishers B. V., Amsterdam, 941-952

Gould, G. & Hansch, C., Pomona College, Unpublished results. ClogP value in MedChem database

ICS-Datenbank,

Umweltbundesamt, Berlin

OPP - Office of Pesticide Programs 2004:

Office of Pesticide Programs, Pesticide Ecotoxicity Database (Formerly: Environmental Effects Database (EEDB)), zitiert in <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>

Anhang 1: Testergebnisse für Wasserorganismen

Tabelle 1a: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für Wasserorganismen in Binnenoberflächengewässern
(Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert.)

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
Bentazon					
25057-89-0					
Bakterien					
<i>Proteolytische Mikroorganismen</i>	keine Angaben		NOEC	1000	IKSR, Bazin & Chambon 1980
Algen					
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i>	keine Angaben	4 d	NOEC	< 980	BBA 1993
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i>	keine Angaben	4 d	NOEC	1950	ICS-Datenbank
Wasserpflanzen					
<i>Lemna gibba</i>	keine Angaben	14 d	NOEC	3060	ICS-Datenbank
<i>Lemna gibba</i>	keine Angaben	14 d	EC50	5350	ICS-Datenbank
<i>Lemna gibba</i>	keine Angaben	14 d	EC50	5350	ICS-Datenbank
Krebse					
<i>Daphnia magna</i>	keine Angaben	21 d	NOEC	120000	ICS-Datenbank
Fische					
<i>Cyprinus carpio</i>	keine Angaben	21 d	NOEC	> 20000	BBA 1993
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	keine Angaben	21 d	NOEC	48000	ICS-Datenbank
<u>Bentazon-Na-Salz</u>					
Algen					
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Biomasse	3 d	NOEC	732	ICS-Datenbank
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Biomasse	3 d	NOEC	1750	ICS-Datenbank

Tabelle 1b: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für Wasserorganismen in sonstigen Oberflächengewässern

Es liegen keine Toxizitätsdaten vor.

Tabelle 2a: Übersicht der akuten Wirkungsdaten für Wasserorganismen in Binnenoberflächengewässern
(Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert.)

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
Bentazon					
25057-89-0					
Bakterien					
Algen					
<i>Chlorella fusca</i>	Wachstum	1 d	EC50	42500	Faust et al. 1993
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i>	keine Angaben	4 d	EC50	47300	ICS-Datenbank
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i>	keine Angaben	4 d	LC50	47400	BBA 1993
Wasserpflanzen					
Krebse					
<i>Daphnia magna</i>	keine Angaben	2 d	LC50	125000	BBA 1993
<i>Daphnia magna</i>	keine Angaben	2 d	NOEC	62500	BBA 1993
<i>Daphnia magna</i>	keine Angaben	2 d	LC50	125000	BBA 1993
Fische					
<i>Perca flavescens</i>	keine Angaben	4 d	LC50	100000	ICS-Datenbank
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	keine Angaben	4 d	NOEC	>100000	BBA 1993
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	keine Angaben	4 d	LC50	190000	BBA 1993
<u>Bentazon-Na-Salz</u>					
Algen					
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Biomasse	3 d	EbC50	34370	ICS-Datenbank
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Abundanz	5 d	EC50	4500	OPP 2000
<u>Lysimeterperkolat</u>					
Krebse					
<i>Daphnia magna</i>	keine Angaben	2 d	EC0	11,4	ICS-Datenbank
Fische					
<i>Brachydanio rerio</i>	keine Angaben	4 d	LC0	11,4	ICS-Datenbank

Tabelle 2b: Übersicht der akuten Wirkungsdaten für Wasserorganismen in sonstigen Oberflächengewässern

Es liegen keine Toxizitätsdaten vor.

Stoffdatenblatt

Chlortoluron

1 Substanz

Name:	Chlortoluron
IUPAC-Name:	N'-(3-Chlor-4-methylphenyl)-N-N-dimethylharnstoff
CAS-Nummer:	15545-48-9
EG-Nummer:	239-592-2
EG Richtlinie 67/548/EG Annex I Index	616-105-00-5
Listen-Nummer in 2006/11/EG (vormals 76/464/EWG)	L II
Code	Sandre: 1136
Stoffgruppe:	Herbizide

2 Umweltqualitätsnorm

2.1 Schutzgutübergreifende Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	Maximale Konzentration (ZHK-UQN)	Überwachungswert (JD-UQN)	Anmerkung
Binnenoberflächengewässer (Flüsse und Seen)	2,3 µg/l	0,4 µg/l	Jahresmittelwert
Sonstige Oberflächengewässer (Küsten- und Übergangsgewässer)	0,23 µg/l	0,04 µg/l	Jahresmittelwert

2.2 Spezifische Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	UQN	Anmerkung
Aquatische Lebensgemeinschaften (Binnenoberflächengewässer)	JD-UQN = 0,4 µg/l ZHK-UQN = 2,3 µg/l	Siehe 8.1
Aquatische Lebensgemeinschaften (Sonstige Oberflächengewässer)	JD-UQN = 0,04 µg/l ZHK-UQN = 0,23 µg/l	Siehe 8.1
Sedimentorganismen	-	Kein gesonderter Wert erforderlich, siehe 6.2
Secondary poisoning	-	Kein gesonderter Wert erforderlich, siehe 6.3
Fischkonsum	90 µg/l	
Trinkwasserversorgung (75/440/EWG)	1 µg/l	Siehe 8.5
Trinkwasser (98/83/EG)	0,1 µg/l	Siehe 8.5

3 Allgemeine Stoffinformationen

3.1 Klassifikation und Kennzeichnung

R-Satz und Kennzeichnung	Quelle
Carc. Cat. 3; R40 Repr. Cat. 3; R63 N; R50-53	http://apps.kemi.se/nclass

3.2 Verfügbare Qualitätsanforderungen für Oberflächengewässer (Quelle: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Land	Status	Wert	Anmerkung
DE	gesetzlich	0,4 µg/l	Jahresmittelwert
FR		1 µg/l	
NL		0,22 µg/l	Adhoc MTR

3.3 Wirkungsweise und Verwendung

Chlortoluron ist ein selektives Herbizid aus der Gruppe der Harnstoffderivate. Es wird über die Wurzeln aufgenommen und mit dem Transpirationsstrom in die Stängel und Blätter transportiert. Über die Blätter findet nur ein geringer Teil der Aufnahme statt, wobei der Wirkstoff nur bis in die Blattspitzen transportiert wird. Der Wirkmechanismus beruht auf einer Hemmung der Photosynthese (Photosystem II).

Bevorzugte Anwendung findet der Wirkstoff gegen einjährige Unkräuter, einschließlich einiger Gräser. Es wird als Vorauf- und Nachaufherbizid in Wintergetreide eingesetzt.

Stoffrechtliche Regelungen (nationale Zulassungen / Verbote):

In Deutschland sind derzeit keine Pflanzenschutzmittel, die den Wirkstoff Chlortoluron enthalten, zugelassen. In den Niederlanden ist der Einsatz chlortoluronhaltiger Wirkstoffe seit dem 01.05.2002 nicht mehr zugelassen (s. www.ctb.agro.nl).

4 Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften

Eigenschaft		Quelle
Wasserlöslichkeit	74 mg/l bei 25 °C	IUCLID
	70 mg/l bei 20 °C	Mackay et al., 2000
Dichte	1,40 g/cm ³ bei 20 °C	Mackay et al., 2000
Dampfdruck	1,7 * 10 ⁻⁵ Pa bei 25 °C	Mackay et al., 2000
Henry-Konstante	5,7 * 10 ⁻⁵ Pa * m ³ /mol bei 20 °C	Mackay et al., 2000

5 Verhalten und Verbleib in der Umwelt

Eigenschaft		Quelle
Biotischer und abiotischer Abbau		
Hydrolytische Stabilität (DT ₅₀)	57 d bei 20 °C und pH 9	IUCLID
	>200 d bei 30 °C und pH 5,7, 9	Mackay et al., 2000
Photostabilität (DT ₅₀)	>= 1200 d	IUCLID
Leicht biologisch abbaubar (ja/nein)		
Halbwertszeit für Abbau im Boden	135 d	Mackay et al., 2000
Halbwertszeit für Abbau im Wasser	57 d bei 20 °C und pH 9	IUCLID
Sorptionsverhalten		
log P _{ow}	2,5	IUCLID
	2,41	Mackay et al., 2000
Koc	2,18-2,81	Mackay et al., 2000
Bioakkumulation		
BCF (Fisch)	27	Mackay et al., 2000
BAF (Fisch)		
BMF (Biomagnifikation)		

6 Wirkung auf die aquatischen Lebensgemeinschaften

6.1 Schutz der aquatischen Organismen

Zur Abschätzung der ökotoxikologischen Wirkungen liegen für Algen, Krebse und Fische Ergebnisse aus längerfristigen Untersuchungen vor. Für Bakterien liegen nur Untersuchungen aus akuten Tests vor. Die empfindlichsten Wirkungsdaten sind in Anhang 1 zusammengestellt.

Die Untersuchung von Ma et al., 2003, mit *Scenedesmus quadricauda*, Wachstum, 4 d, EC₅₀, 18 µg/l wird nicht zur Ableitung verwendet, da die Validität bisher nicht geprüft ist.

Für Meeresorganismen stehen nur akute Toxizitätsdaten zur Verfügung. Und diese Daten liegen ausschließlich für Algen und Muscheln vor. Da es zu wenig Daten für Salzwasserorganismen gibt, werden die Daten für Salz- und Süßwasserorganismen kombiniert ausgewertet.

6.2 Schutz der Sedimentorganismen

Der Schwellenwert zur Ermittlung einer UQN wird nicht überschritten. Es ist davon auszugehen, dass bei Einhaltung einer UQN zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaften auch die Sedimentorganismen geschützt werden.

6.3 *Schutz von "fischfressenden" Tierarten (Secondary poisoning)*

Es ist aufgrund des log Pow von 2,5 nicht davon auszugehen, dass es zu einer Anreicherung in der Nahrungskette kommt.

7 Wirkung auf die menschliche Gesundheit

Aufgrund des log Pow von 2,5 ist nicht zu erwarten, dass in der Nahrungskette eine Anreicherung erfolgt. Nach Lepper, 2005, werden die auslösenden Werte zur Berechnung der Umweltqualitätsnorm für Fischkonsum erfüllt, da für diesen Stoff die Klassifizierung 'Karz. Kat. 3; R40 Repr. Kat. 3; R63; N; R50-53 gilt.

8 Berechnung der Umweltqualitätsnormen

8.1 *Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz der aquatischen Organismen*

Binnenoberflächengewässer

Der niedrigste Wert aus langfristigen Tests liegt für Algen (*Scenedesmus subspicatus*) mit einer EC10 = 4 µg/l vor. Zur Ableitung einer JD-UQN zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaften wird der EC10-Wert der empfindlichsten Algenart herangezogen. Gemäß der Datenlage ist ein Sicherheitsfaktor von 10 zu verwenden.

$$\text{JD-UQN} = 4 \text{ µg/l} / 10 = 0,4 \text{ µg/l}$$

EU-Wirkstoffbewertung:

Bewertungsrelevant für akute und für längerfristige Exposition von aquatischen Systemen ist die EbC50 von 0,024 (0,02-0,028) mg a.i./l aus einem Test an *Scenedesmus subspicatus*. Bewertungsrelevanter TER ist 10 ⇒

$$\text{„PNEC“} = 0,0024 \text{ mg/l} = 2,4 \text{ µg/l.}$$

Nationale Bewertung gemäß Pflanzenschutzgesetz Deutschland:

Neben o. g. Test liegt ein Test an *Lemna gibba* vor, in dem ein geringfügig niedrigerer EC50-Wert ermittelt wurde als in der auf EU-Ebene bewerteten Studie an *L. gibba*: EC50 (Trocken-Biomasse) = 0,023 mg/l. Bewertungsrelevanter TER für akute und für verlängerte Exposition ist 10 ⇒

$$\text{„PNEC“} = 0,0023 \text{ mg/l} = 2,3 \text{ µg/l.}$$

Auf Grundlage der Daten aus der PSM-Zulassung (*Lemna gibba*, EC50 = 23 µg/l) und Verwendung eines reduzierten Sicherheitsfaktors von 10 ergibt sich ein Wert für die ZHK-UQN von 2,3 µg/l.

Sonstige Oberflächengewässer

Die Testdaten für Süß- und Meerwasserorganismen werden kombiniert verwendet. Gemäß Lepper, 2005, ist ein Sicherheitsfaktor von 100 zu wählen, da kein

NOEC-Wert aus einem längerfristigen Test mit einer marinen Artengruppe vorliegt.

$$JD-UQN = 4 \mu\text{g/l} / 100 = 0,04 \mu\text{g/l}.$$

Für die Berechnung der ZHK-UQN wird ein Sicherheitsfaktor von 100 verwendet.

$$ZHK-UQN = 23 \mu\text{g/l} / 100 = 0,23 \mu\text{g/l}.$$

8.2 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz der Sedimentorganismen

S. Kapitel 6.2

8.3 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz von „fischfressenden“ Tierarten

S. Kapitel 6.3

8.4 Berechnung der Umweltqualitätsnorm für den Fischkonsum

Der auslösende Wert wird eingehalten (s. Kap. 7). Wie in Kapitel 2.2 erwähnt, wird hier ein Beurteilungskriterium für das Schutzziel 'menschlicher Fischkonsum' vorgeschlagen.

Das Kriterium wird folgendermaßen abgeleitet:

Die EU hat im 'review report for the active substance chlorotoluron' vom 15. Februar 2005 für Chlortoluron eine ADI von 0,04 mg/kg lg/d (= 40 µg/kg lg/d) abgeleitet. Nach Lepper, 2005, kann hiermit folgende Qualitätsnorm für Fischkonsum berechnet werden:

$$BC_{\text{Fischkonsum}} = 0,1 * 40 * 70 / 0,115 = 2435 \mu\text{g/kg Fischprodukt}$$

(Hypothesen:

Sicherheitsfaktor 0,1; Körpergewicht 70 kg; Konsum von Fisch und Meeresfrüchten pro Einwohner 0,115 kg/Tag)

Die Umrechnung in die Wasserphase kann nach Lepper (2005) erfolgen mit:

$$BC_{\text{Fischkonsum.Wasser}} = BC_{\text{Fischkonsum}} / BCF$$

(der BM_1 -Faktor ist in diesem Fall 1)

Bei einem BCF-Wert von 27 erhält man:

$$BC_{\text{Wasser}} = 2435 \mu\text{g/kg Fischprodukt} / BCF (27) = 90 \mu\text{g/l}$$

8.5 Umweltqualitätsnorm zum Schutz der Trinkwasserversorgung und des Trinkwassers

Zum Schutz der Oberflächengewässer, die der Entnahme von Wasser für den menschlichen Gebrauch dienen, ist nach der EG-Richtlinie 75/440/EWG ein zwin-gender Wert A1 für Pestizide — gesamt von 1 µg/l festgelegt.

Der Höchstwert für Trinkwasser der EG-Richtlinie 98/83/EG (vormals 80/778/EWG) für einzelne Pflanzenschutzmittel beträgt 0,1 µg/l.).

9 Quelle

Anton, F.A., Ariz, M., Alia, M., 1993. Ecotoxic effects of four herbicides (glyphosate, alachlor, chlortoluron and isoproturon) on the algae *Chlorella pyrenoidosa* chick. *The Science of the Total Environment, Supplement 1993* Elsevier Science Publishers B. V., Amsterdam, 845-851

Bathe, R., Ullmann, L., Sachsse, K., 1972. Toxizitätsbestimmung von Pflanzenschutzmitteln an Fischen. *SchrReihe Ver. Wass.- Boden- Lufthyg.*, H. 37

Bathe, R.; Ullmann, L.; Sachsse, K. 1973. Determination of Pesticide Toxicity to Fish // *Schriftenr Ver Wasser-Boden-Lufthyg Berlin-Dahlem* 37:241-256

Bathe, R.; Sachsse, K., Ullmann, L., Hormann, W.D., Zak, F., Hess. R. 1975. The Evaluation of Fish Toxicity in the Laboratory. *Proc.Eur.Soc.Toxicol.* 16:113-124

BBA, 1993. Wirkstoffdatenblatt Chlortoluron (Entwurf). BBA / 0279 / 93 / 03

BBA, 1998. Liste der Wirkstoffe in zugelassenen Pflanzenschutzmitteln. www.bba.de, Phytomed-Datenbank

Faust, M., Altenburger, R., Boedeker, W., Grimme, 1993. Additive effects of herbicide combinations on aquatic non-target organisms. *The Science of the Total Environment, Supplement 1993* Elsevier Science Publishers B. V., Amsterdam, 941-952

His, E., Seaman, M.N.L. 1993. Effects of Twelve Pesticides on Larvae of Oysters (*Crassostrea gigas*) and on Two Species of Unicellular Marine Algae (*Isochrysis galbana* and *Chaetoceros Calcitrans*). *Int.Counc.for the Exploration of the Sea, ICES*

ICS-Datenbank, Informationssystem Chemikaliensicherheit (ICS). Stand 2006. Umweltbundesamt, Berlin, Germany.

IUCLID, 2000. IUCLID dataset. ECB, <http://ecb.jrc.it/esis>

Lepper, P., 2005. Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC) Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 15 September 2005

Ma, J., W. Liang, L. Xu, S. Wang, Y. Wei, and J. Lu. 2001. Acute Toxicity of 33 Herbicides to the Green Alga *Chlorella pyrenoidosa*. *Bull.Environ.Contam.Toxicol.* 66(4):536-74

Ma, J., L. Xu, S. Wang, R. Zheng, S. Jin, S. Huang, and Y. Huang. 2002. Toxicity of 40 Herbicides to the Green Alga *Chlorella vulgaris*. *Ecotoxicol.Environ.Saf.* 51(2):128-74

Ma, J. 2002. Differential Sensitivity to 30 Herbicides Among Populations of Two Green Algae *Scenedesmus obliquus* and *Chlorella pyrenoidosa*. *Bull.Environ.Contam.Toxicol.* 68(2):275-281

Ma, J., F. Lin, S. Wang, and L. Xu. 2003. Toxicity of 21 Herbicides to the Green Alga *Scenedesmus quadricauda*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 71(3):594-601

Mackay, M., Shiu, W.-Y., Ma, K.-C. 2000. Physical-Chemical properties and environmental fate handbook. CD-rom. Chapman and Hall, CRCnetbase

RIVM/CSR archives; Sparenburg and Linders, 1990. Gutachten zu Chlortoluron. RIVM, Bilthoven, The Netherlands).

Technical Guidance Document on Risk Assessment in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and the Council Concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. European Commission. Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2, © European Communities 2003. Available at the internet site of the European Chemicals Bureau: <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/>

Anhang 1: Testergebnisse für Wasserorganismen

Tabelle 1a: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für Wasserorganismen in Binnenoberflächengewässern
(Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert.)²

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Literatur
Chlortoluron					
15545-48-9					
Algen					
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Wachstum	4	NOEC	50	Anton et al. 1993
Scenedesmus subspicatus	Biomasse	3d	EC10	4	ICS-Datenbank
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstum	3d	LOEC	10	BBA 1993
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Wachstum	4d	NOEC	50	Anton et al. 1993
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Wachstum	4d	NOEC	10	Anton et al. 1993
Wasserpflanzen					
<i>Lemna gibba</i>	Wachstum	7d	EC10	5	ICS-Datenbank
<i>Lemna gibba</i>	Wachstum	7d	EC50	23	ICS-Datenbank
Krebse					
<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21d	NOEC	16670	BBA 1993
Fische					
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Wachstum	21d	NOEC	400	BBA 1993
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	keine Angabe	21d	NOEC	410	ICS-Datenbank
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	keine Angabe	21d	NOEC	440	ICS-Datenbank
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Wachstum	21d	LOEC	1800	BBA 1993
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	keine Angabe	21d	LOEC	1960	ICS-Datenbank

Tabelle 1b: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für Wasserorganismen in sonstigen Oberflächengewässern

Es liegen keine Toxizitätsdaten vor.

² EC50- oder LC50-Werte oder andere akute Endpunkte z. B. LC100 aus längerfristigen Tests sind in Tab. 2 a/b aufgelistet.

Tabelle 2a: Übersicht der akuten Wirkungsdaten für Wasserorganismen in
Binnenoberflächengewässern
(Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert.)

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Literatur
Chlortoluron					
15545-48-9					
Bakterien					
<i>Klärschlamm</i> <i>bakterien</i> (aerob)	Atmung	3h	EC50	>100000	ICS-Datenbank
Algen					
<i>Chlorella fusca</i>	Wachstum	1d	EC50	23	Faust et al. 1993
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstum	3d	EC50	24	BBA 1993
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Wachstum	4d	EC50	>25,8	Anton et al. 1993
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Wachstum	4d	EC50	100	Anton et al. 1993
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Wachstum	4d	EC50	>100	Anton et al. 1993
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Wachstum	4d	EC50	1490	Ma et al., 2001
<i>Chlorella vulgaris</i>	Wachstum	4d	EC50	25,3	Ma et al., 2002
<i>Scenedesmus acutus</i>	Wachstum	4d	EC50	84,6	Ma, 2002
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Wachstum	4d	EC50	18	Ma et al., 2003
<i>Scenedesmus pannonicus</i>	Wachstum	4d	EC50	130	RIVM/CSR
<i>Scenedesmus pannonicus</i>	Wachstum	4d	EC50	10	RIVM/CSR
Wasserpflanzen					
<i>Lemna gibba</i>	Wachstum	7d	EC50	23	ICS-Datenbank
Krebse					
<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	2d	EC50	67000	RIVM/CSR
<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	2d	EC50	> 70000	RIVM/CSR
<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21d	LC100	30900	BBA 1993
Fische					
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	4d	LC50	35000	Bathe et al. 1972
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	2d	LC50	45000	Bathe et al. 1972
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Wachstum	21d	LC100	7000	BBA 1993

Tabelle 2b: Übersicht der akuten Wirkungsdaten für Wasserorganismen in sonstigen Oberflächengewässern
(Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert.)

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Literatur
Chlortoluron					
15545-48-9					
Bakterien					
Algen					
<i>Isochrysis galbana</i>	Wachstum	21d	EC50	83	His and Seaman, 1993
<i>Chaetoceros calcitrans</i>	Wachstum	21d	EC50	420	His and Seaman, 1993
<i>Isochrysis galbana</i>	Wachstum	21d	EC50	83	His and Seaman, 1993
Wasserpflanzen					
Krebse					
Fische					
<u>Weitere Organismen</u>					
Muscheln					
<i>Crassostrea gigas</i>	Wachstum	9d	EC50	600	His and Seaman, 1993

Stoffdatenblatt

Dibutylzinnverbindungen

1 Substanz

Name:	Dibutylzinnchlorid
IUPAC-Name:	Dibutylzinnchlorid
CAS-Nummer:	683-18-1
EG-Nummer:	211-670-0
EG-Richtlinie 67/548/EWG Anlage I Index	-
Listennummer in 2006/11/EG (zuvor 76/464/EWG)	49
Code:	
Stoffgruppe:	Organozinnverbindungen

2 Umweltqualitätsnorm

2.1 Schutzgutübergreifende Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	Maximale Konzentration (ZHK-UQN)	Überwachungswert (JD-UQN)	Anmerkung
Binnenoberflächengewässer (Flüsse und Seen)	-	0,09 µg/l	Jahresmittelwert
Sonstige Oberflächengewässer (Küsten- und Übergangsgewässer)	-	0,09 µg/l	Jahresmittelwert

2.2 Spezifische Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	UQN	Anmerkung
Aquatische Lebensgemeinschaften (Binnenoberflächengewässer)	JD-UQN = 0,2 µg/l ZHK-UQN = -	s. Abschnitt 8.1
Aquatische Lebensgemeinschaften (Sonstige Oberflächengewässer)	JD-UQN = 0,2 µg/l ZHK-UQN = -	s. Abschnitt 8.1
Sedimentorganismen	-	
Secondary Poisoning	0,29 µg/l	Ausgleichswert in Wasser aufgrund des Biota-Kriteriums (s. Kap. 8.3)
Fischkonsum	0,09 µg/l	Ausgleichswert in Wasser aufgrund des Biota-Kriteriums (s. Kap. 8.4)
Trinkwasserversorgung (75/440/EWG)		Kein Grenzwert festgelegt
Trinkwasser (98/83/EG)		Kein Grenzwert festgelegt

3 Allgemeine Stoffinformation

3.1 Klassifikation und Kennzeichnung

R-Satz und Kennzeichnung	Quelle
Muta. Cat. 3; R68 – Repr. Cat. 2; R61 – T; R25 – T+; R26 – Xn; R21 – T; R48/25 – C; R34 – N, R50-53	ECB, 2004

3.2 Bestehende Qualitätsanforderungen für Oberflächengewässer (Quelle: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Land	Status	Wert [$\mu\text{g/l}$]	Anmerkung
DE	Grenzwert	0,01 $\mu\text{g/l}$	DBSn-Kation
FR	Grenzwert	0,167 $\mu\text{g/l}$	DBSnD
NL	Grenzwert	0,02 $\mu\text{g/l}$	DBSnD
NL	Grenzwert	0,7 $\mu\text{g/l}$	DBSnO
NL	Grenzwert	0,02 $\mu\text{g/l}$	DBSn-Salze
AT	Grenzwert	0,01 $\mu\text{g/l}$	DBSn-Kation
IKSR	Zielvorgabe	0,8 $\mu\text{g/l}$	DBSn-Verbindungen 90-Perzentil

3.3 Wirkungsweise und Verwendung

Dibutylzinnverbindungen werden als Stabilisatoren in PVC (Mercapto-Ester und Mercapto-Carboxylate), Katalysatoren für Polymere (für PUR, DBSn-Laurat für besondere Silikonarten, DBSn-Oxide für den über Kataphorese aufgebracht Grundlack in der Automobilindustrie) und als Glasüberzug (DBSn-Fluoride und DBSn-Chloride) verwendet. Manchmal werden diese Verbindungen auch als Ladungsregulator in Tonern oder als Stabilisator in Druckertinte verwendet.

Stoffrechtliche Regelungen (nationale Zulassungen / Verbote):

Gemäß Richtlinie 2002/62/EG bis zur neunten Anpassung von Anlage I der Richtlinie 76/769/EWG gilt:

- 1) Organische Zinnverbindungen dürfen nicht auf den Markt gebracht werden, um als Stoffe und Bestandteile von Präparaten gebraucht zu werden, wenn diese in leicht gebundenen bewuchshemmenden Farben als Biozide fungieren.
- 2) Organische Zinnverbindungen dürfen nicht auf den Markt gebracht oder als Stoffe und Bestandteile von Präparaten gebraucht werden, die als Biozide gebraucht werden zur Verhinderung des Anwachsens von Mikroorganismen, Pflanzen oder Tieren auf:
 - allen Fahrzeugen, ungeachtet ihrer Länge, die auf hoher See, in Küstengebieten, Mündungsgebieten, auf Binnengewässern oder Seen genutzt werden;
 - Reusen, Schwimmkörpern, Netzen und übrigen Gerätschaften oder Ausstattungen in der Zucht von Fischen, Krusten- und Schalentieren;
 - Gerätschaften oder Ausstattung, die ganz oder teilweise unter Wasser ist.
- 3) Organische Zinnverbindungen dürfen nicht als Stoffe und Bestandteile von Präparaten gebraucht werden, die zur Behandlung von Industrierwasser eingesetzt werden.

Für DBSn-Verbindungen ist wahrscheinlich nur Punkt 3 relevant.

4 Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften

Eigenschaft		Quelle
Wasserlöslichkeit	320 mg/l bei 20 °C und pH 2,5 (OESO-Richtlinie 105)	Witco, 1988
	33 mg/l	RPA, 2005
Dichte	1,37 – 1,4 bei 20 °C	Witco, 1988
Dampfdruck	0,16 Pa bei 25 °C	Witco 1988, RPA, 2005
Henry-Konstante	1-1,38 Pa*m ³ /mol	INERIS k.D., RPA 2005

5 Verhalten und Verbleib in der Umwelt

Eigenschaft		Quelle
Biotischer und abiotischer Abbau		
Hydrolytische Stabilität (DT ₅₀)	Keine Angaben 122 d (DBSnD, Boden)	RPA, 2005
Photostabilität (DT ₅₀)	0,6 d (DBSnD)	RPA, 2005
Biologisch leicht abbaubar (ja/nein)	inherently biodegradable 5,5% na 28 d (DBSnD) nach OESO 301B	RPA, 2005
Falls zutreffend: relevante Metabolite		
Sorptionsverhalten		
P _{ow}	1,5	IUCLID 2000
	1,89 – 5,33 (für DBSnD c.q. DBSnO)	FH-IME, 2007
log K _{oc}	5,07 (K _{oc} = 117493)	RPA, 2005
Bioakkumulation		
BCF (Fisch)	135 (DBSn, gemessen) 12-135 (DBSn, Messwerte in verschiedenen Organen von carassius carassius grandoculis)	RPA, 2005 Bursch, 2003

6 Wirkung auf die aquatischen Lebensgemeinschaften

6.1 Schutz der aquatischen Organismen

Die zur Ableitung verwendeten ökotoxikologischen Daten stammen aus bereits bekannten Daten (die neu bewertet wurden) und aus einer Literaturrecherche in

Current Contents und Toxline. Daten aus der IUCLID-Datenbank (Stand 2000) wurden in den Anhang 1 übernommen, da diese jedoch nicht bestätigt werden konnten, sind sie nicht in die endgültige Normableitung übernommen worden.

6.2 Schutz der Sedimentorganismen

Gemäß EU-Dokument, in dem die Methode beschrieben wird (Lepper, 2005, Tabelle 1a), beträgt der auslösende Wert für die Ableitung einer Umweltqualitätsnorm für Sedimente $K_{p_{SPM-water}} \geq 3$. Der $K_{p_{susp}}$ stellt ein besseres Kriterium dar. Dieser Wert charakterisiert die Verteilung zwischen der Feststoffphase und Wasser im Schwebstoff und steht in direkter Verbindung zum Koc-Wert (FH-IME, 2007). Dieser Wert liegt etwa bei 4 und überschreitet also den auslösenden Wert. Daher ist die Ableitung eines ähnlichen Kriteriums erforderlich.

6.3 Schutz von "fischfressenden" Tierarten (Secondary poisoning)

Nach Lepper (2005, Tabelle 1a) liegt der auslösende Wert für die Ableitung einer Umweltqualitätsnorm für fischfressende Tierarten $BCF \geq 100$. Dieser Wert wird überschritten. Daher ist die Ableitung eines ähnlichen Kriteriums erforderlich.

7 Wirkung auf die menschliche Gesundheit

Die auslösenden Werte für die Ableitung einer Umweltqualitätsnorm für Fischverzehr des Menschen nach Lepper (2005, Tabelle 1b) werden (zumindest für DBSnD) aufgrund von (a) Hinweisen auf Abweichungen im Genom (R61), b) Hinweisen einer Schädlichkeit bei Kontakt mit der Haut oder oraler Einnahme (R21, R25), c) Gefahr einer Schädigung bei langfristiger Exposition bei oraler Aufnahme (R48/25) und einem $BCF > 100$ erreicht.

Die EG-Richtlinie 98/83/EG (Trinkwasser) und 75/440/EWG (Trinkwasserversorgung) legen keine Höchstwerte für Dibutylzinnverbindungen fest.

8 Berechnung der Umweltqualitätsnormen

8.1 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz der aquatischen Organismen

Die aquatischen Toxizitätsdaten sind in Anhang 1 zusammengefasst. Pro Art wurde (auf der Basis der relevantesten Expositionszeit, der empfindlichsten Parameter etc.) ein Endpunkt gewählt. Es wurden nur bestätigte Werte verwendet (Klimisch, 1997). Wenn für eine Art mehrere Wirkungsdaten verfügbar waren, wurde, wo möglich, der geometrische Mittelwert genommen. Wenn mehrere Endpunkte verfügbar sind, wird anschließend der empfindlichste Endpunkt genommen. Die ausgewählten Daten sind in Tabelle 8a (Süßwasser) und Tabelle 8b (Salzwasser) aufgeführt.

Tabelle 8a:

Ausgewählte Süßwasserdaten für Dibutylzinnsalze, ausgedrückt in µg/l Dibutylzinnchlorid. Die Werte in Fettdruck wurden für die Ableitung der Norm verwendet.

Chronisch		Akut	
Taxonomische Gruppe	NOEC oder EC10 [µg/l]	Taxonomische Gruppe	LC50 oder EC50 [µg/l]
Algae	2,4	Algae	17400
Pisces	453	Algae	89,4 ^a
Pisces	48,6	Crustacea	534 ^b
Pisces	1800	Pisces	600
		Pisces	2933 ^c

^a geometrischer Mittelwert von 80 und 100

^b geometrischer Mittelwert von 900 und 317

^c geometrischer Mittelwert von 5800, 1023, 3249, 981 und 11476

Tabelle 8b:

Ausgewählte Salzwasserdaten für Dibutylzinnsalze, ausgedrückt in µg/l Dibutylzinnchlorid. Die Werte in Fettdruck wurden für die Ableitung der Norm verwendet.

Chronisch		Akut	
Taxonomische Gruppe	NOEC oder EC10 [µg/l]	Taxonomische Gruppe	LC50 oder EC50 [µg/l]
Krebse	85 ^a	Bacteria	199 ^b
Mollusca	2	Bacteria	422 ^c
		Algae	40
		Algae	181
		Rotifera	625

^a geometrischer Mittelwert von 72.1 und 101

^b geometrischer Mittelwert von 182 und 217

^c geometrischer Mittelwert von 380, 440 und 450

^d geometrischer Mittelwert von 900 und 1660

Eine t-Prüfung ergibt, dass der akute und der chronische Datensatz keine signifikanten Abweichungen aufweisen ($p = 0,14$ bzw. $p = 0,46$). Da die Empfindlichkeit der Süß- und Salzwasserorganismen sich auf der Grundlage der verwendeten Datensätze nicht unterscheidet, können diese zusammengefasst werden. Schließlich müssen (gemäß Lepper, 2005) für Süß- und Salzwasserorganismen für die Ableitung der Umweltqualitätsnorm unterschiedliche Wege verfolgt werden.

Der akute Basissatz (Algen, Daphnien, Fische) ist vollständig. Chronische NOEC stehen für Algen, Schalentiere, Fische und Muscheln zur Verfügung. Für *Daphnia magna* steht kein NOEC zur Verfügung, sondern ein weight of evidence (nicht der niedrigste LC50; IUCLID-NOEC, der über dem NOEC anderer Arten liegt) zeigt, dass *Daphnia magna* nicht zu der empfindlichsten Art gehört. Der niedrigste chronische NOEC wird bei *Myrtilus edulis* (Larve, Wachstumshemmung, 672 µg/l) festgestellt und beträgt 2 µg/l.

Binnenoberflächengewässer

Für Binnenoberflächengewässer kann gemäß Lepper, 2005, ein Sicherheitsfaktor von 10 verwendet werden, da Werte sowohl für Algen, Fische als auch Schalentiere vorliegen. *“An assessment factor of 10 will normally only be applied when long-term toxicity NOECs are available from at least three species across three trophic levels (e.g., fish, Daphnia, and algae or a non-standard organism instead of a standard organism).”* Darüber hinaus liegt auch ein NOEC für die Art mit dem niedrigsten LC50 aus den akuten Tests (Algen) vor. Daraus ergibt sich eine PNEC für Binnenoberflächengewässer von $2 / 10 = 0,2 \mu\text{g/l}$.

Es ergibt sich daher eine $\text{UQN}_{\text{Binnenoberflächengewässer}}$ von $0,2 \mu\text{g/l}$.

Sonstige Oberflächengewässer

Für Salzwasser kann auch ein Sicherheitsfaktor von 10 angewandt werden, da es für die drei trophischen Ebenen (Algen, Schalentiere und Fische) NOEC gibt und zwei NOEC für spezifische taxonomische Salzwassergruppen vorliegen, nämlich Mollusken (Salzwassermuschel *M. edulis*) und Schalentiere (Meereskrabbe *R. harrisi*). Aus dem NOEC von $2 \mu\text{g/l}$ für Mollusken und einem Bewertungsfaktor 10 ergibt sich eine PNEC für Salzwasser von $2 / 10 = 0,2 \mu\text{g/l}$.

Es ergibt sich eine $\text{UQN}_{\text{Sonstige Oberflächengewässer}}$ von $0,2 \mu\text{g/l}$.

Für die Ableitung der ZHK-UQN wird der niedrigste akute L(E)C50 verwendet, in diesem Fall $40 \mu\text{g/l}$ für Algen. Nach Lepper ist ein assessment factor von 100 mit einem extra Sicherheitsfaktor anzuwenden, wenn ein 'potential to bioaccumulate' vorliegt. Beim Pfad Secondary Poisoning liegt der auslösende Wert für die Berechnung einer PNEC bei: einem BCF über 100. Da dieser auslösende Wert gegeben ist, muss zusätzlich zum Faktor 100 ein extra Sicherheitsfaktor verwendet werden, um die ZHK-UQN zu bestimmen. Bei einem Gesamtsicherheitsfaktor von 1000 wird die ZHK-UQN $40 / 1000 = 0,04 \mu\text{g/l}$. Da dieser Wert unter der $\text{JD-UQN}_{\text{Binnenoberflächengewässer}}$ und $\text{JD-UQN}_{\text{Sonstige Oberflächengewässer}}$ liegt, kann für ZHK-UQN kein Wert abgeleitet werden.

8.2 Berechnung der Qualitätsnormen zum Schutz der Sedimentorganismen

Das auslösende Kriterium wird erfüllt (s. Kap. 6.2).

Im Rahmen eines österreichischen Untersuchungsprojektes (FH-IME, 2007) ist die Ableitung eines Beurteilungskriteriums für das Schutzgut Sediment (bzw. Schwebstoff) nach Lepper, 2005 erfolgt. Auf der Grundlage der in diesem Zusammenhang verwendeten Daten (s. FH-IME, 2007, Datenblatt Dibutylzinnverbindungen) kann folgende Feststellung gemacht werden:

Nach Lepper, 2005, Kap. 4.3.2.3 und 4.3.2.4 kann eine $\text{UQN}_{\text{Sediment}}$ mit Hilfe der Ausgleichsmethode abgeleitet werden, wenn keine vereinbarten Wirkungsdaten für Sedimentorganismen vorliegen. Das gilt für Dibutylzinnverbindungen. Die Ausgleichsmethode betrachtet nur die Aufnahme von Stoffen über die Wasserphase. Andere Expositionspfade können jedoch auch relevant sein, z. B. die Aufnahme von Sedimenten oder der direkte Kontakt mit Sedimenten. Aus einer Reihe von Untersuchungen ergeben sich eher Hinweise, dass die letztgenannten Expositionspfade von geringerer Bedeutung sind, wenn der $\log K_{\text{OW}}$ -Wert < 5 ,

ansonsten ist ein Sicherheitsfaktor 10 anzuwenden. Für Dibutylzinn liegen auch berechnete log K_{ow} -Werte (bezügl. DBSnO) > 5 vor. Daher wird ein Sicherheitsfaktor 10 angewandt.

Für das gesuchte **Beurteilungskriterium BC** erhält man:

$$BC_{Sed.wet_weight} [mg/kg] = \frac{K_{Spm-Wasser} [m^3/m^3]}{Schüttgutdichte_{Spm.wet} [kg/m^3]} * 1000 * MKN_{Wasser} [mg/l]$$

mit:

$$K_{Spm-water} = f_{solid} (0,1) * [Kp_{susp} (11749 l/kg) / 1000] * RHO_{solid} (2500 kg/m^3) = 2937 m^3/m^3$$

$$Schüttgutdichte_{Spm.wet} = 1150 [kg/m^3]$$

$$1000 = \text{Umrechnungsfaktor } m^3/kg \text{ nach } l/kg$$

$$MKN_{Wasser} = 0,0002 [mg/l]$$

Das bedeutet also bei einem Sicherheitsfaktor 10:

$$BC_{Sed.wet_weight} = 511 [\mu g/kg] / 10 = 51,1 [\mu g/kg]$$

$$BC_{Sed.dry_weight} = 23,5 [\mu g/kg]$$

Dieses Beurteilungskriterium sollte für Sediment bzw. Schwebstoff angewandt werden. Es wird nochmals ausdrücklich auf die Tatsache verwiesen, dass dieser Wert nicht auf der Grundlage ökotoxikologischer Testdaten abgeleitet, sondern auf der Grundlage einer UQN_{Wasser} berechnet wurde.

8.3 Berechnung der Qualitätsnormen zum Schutz der „fischfressenden“ Organismen

Das auslösende Kriterium wird erfüllt (s. Kap. 6.3).

Im Rahmen eines österreichischen Untersuchungsprojektes (FH-IME, 2007) ist die Ableitung eines Beurteilungskriteriums für das Schutzgut fischfressende Organismen nach Lepper, 2005 erfolgt. Auf der Grundlage der in diesem Zusammenhang verwendeten Daten (s. FH-IME, 2007, Datenblatt Dibutylzinnverbindungen) kann folgende Feststellung getroffen werden:

In der HSDB-Datenbank wurde ein brauchbarer NOAEL-Wert gefunden, der auf einer Untersuchung des Kalorienverbrauchs bei Ratten über 90 Tage basiert (FH-IME, 2007).

NOAEL (Ratte, 90 d, oral) = 1,5 mg/kg bw/d (umgerechnet nach Dibutylzinnkation)

NOAEL (Ratte, 90 d, oral) = 30 ppm (bezüglich Futter, umgerechnet nach Dibutylzinnkation)

Der NOEC-Wert – nachstehend als $NOEC_{Beute}$ beschrieben, um das Verhältnis Räuber-Beute deutlich zu machen – bildet die Grundlage für die Berechnung des Beurteilungskriteriums, ausgedrückt als anzustrebende Stoffkonzentration in der Beute zum Schutz des Räubers am Ende der Nahrungskette. Das Beurteilungskriterium $BC_{Secondary\ Poisoning, Beute}$ wird berechnet, indem der $NOEC_{Beute}$ durch einen Sicherheitsfaktor geteilt wird, dessen Höhe von Dauer und Form des Tests

abhängt. In vorliegendem Fall empfiehlt die EU Richtlinie für die Risikobeurteilung einen Sicherheitsfaktor 90 (EG, 2003).

$$\mathbf{BC_{\text{Secondary poisoning, Beute}} = \text{NOEC}_{\text{Beute}} (30 \text{ mg/kg}) / 90}$$

$$\mathbf{= 0,3 \text{ mg DBSn/kg Beute (wwt).}}$$

Dieses Kriterium kann mit Hilfe eines BCF-Wertes und eines Zusatzfaktors 10 (Lepper, 2005) in eine $UQN_{\text{Secondary poisoning, Wasser}}$ umgerechnet werden:

$$\mathbf{UQN_{\text{Secondary poisoning}}}$$

$$\mathbf{= 300 \text{ } \mu\text{g/kg}_{\text{secondary poisoning, Beute}} / \text{BCF} (135) * 10 = 0,22 \text{ } \mu\text{g/l.}}$$

Daraus ergibt sich, dass dieser Wert über der UQN_{Wasser} liegt. Die UQN_{Wasser} reicht also auch für einen ausreichenden Schutz fischfressender Organismen.

8.4 Berechnung der Qualitätsnormen für den Fischkonsum

Das auslösende Kriterium wird erfüllt (s. Kap. 7).

Die $UQN_{\text{Fischkonsum}}$ wird folgendermaßen abgeleitet:

Das CSTE hat für DBSnD eine zulässige tägliche Einnahme von 0,27 $\mu\text{g/kg bw/d}$ (bzgl. DBSnD) vorgeschlagen (RPA,2005). Das entspricht 0,21 $\mu\text{g/kg bs/d}$ bzgl. des DBSn-Ions. Nach Lepper, 2005 ergibt sich eine Qualitätsnorm von:

$$\mathbf{UQN_{\text{Fischkonsum}} = 0,1 * 0,21 * 70 / 0,115 = 12,8 \text{ } \mu\text{g/kg Fischprodukt}}$$

(Hypothesen:

Sicherheitsfaktor 0,1; Körpergewicht 70 kg; Konsum von Fisch und Meeresfrüchten pro Einwohner 0,115 kg/Tag)

Die Umrechnung in die Wasserphase kann nach Lepper (2005) erfolgen mit:

$$UQN_{\text{Fischkonsum Wasser}} = UQN_{\text{Fischkonsum}} / \text{BCF}$$

(Der BM_1 -Faktor ist in diesem Fall 1)

Bei einem BCF-Wert von 135 erhält man:

$$\mathbf{UQN_{\text{Fischkonsum Wasser}} = 12,8 \text{ } \mu\text{g/kg Fischprodukt} / \text{BCF} (135) = 0,09 \text{ } \mu\text{g/l}}$$

Dieser Wert liegt unter der UQN_{Wasser} . Die UQN_{Wasser} reicht daher nicht aus, um auch Menschen ausreichend gegen die Aufnahme über Fischverzehr zu schützen.

8.5 Qualitätsnorm zum Schutz der Trinkwasserversorgung

Es wurde keine Norm festgelegt (s. Kap. 7).

9 Quelle

Altenburger et al 2000:

Altenburger, R.; Backhaus, T.; Boedeker, W.; Faust, M.; Scholze, M.; Grimme, L.H.: Predictability of the toxicity of multiple chemical mixtures to *Vibrio fischeri*: Mixtures composed of similarly acting chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 19, 2341-2347 (2000).

Analyt.Bio-Chemistry Lab Inc 1990:

Analyt. Bio-Chemistry Laboratories Inc.: ABC Final Rep. No. 38311, Columbia, Missouri, 552 S., (1990), Zitiert im Schreiben der Firma Schering vom 28.08.1991 an das Umweltbundesamt

Argese et al 1998: Argese, E.; Bettioli, C.; Ghirardini, A.; Fasolo, M.; Giurin, G.; Ghetti, P.F.: Comparison of in vitro submitochondrial particle and Microtox assays for determining the toxicity of organotin compounds. *Environ. Toxicol. Chem.* 17, 1005-1012 (1998).

Bericht ES 1990:

Acute and Life Cycle Toxicity of Bis(tributyltin) Oxide and Dibutyltin Dichloride to the Sheepshead Minnow (*Cyprinodon variegatus*) in a Flow-Trough System (Bericht-Nr.: ES 7339, Subtask 2C, 16.3.1990); Studie im Besitz der Atochem N. A. und der Witco GmbH

Bursch, 2003: Ökotoxikologische Bewertung von Daten zur Festlegung von Umweltqualitätsnormen, Gutachten erstellt im Auftrag des BMLFUW (2003); im Internet zu finden unter <http://www.lebensministerium.at/wasser> (dann unter Wasserrahmenrichtlinie anklicken und nach dem Thema „Strategiepapier - Qualitätsziele für chemische Stoffe“ - öffentliche Anhörung“ suchen)

Burton et al 1986:

Burton, S.A.; Petersen, R.V.; Dickman, S.N.; Nelson, J.R.: Comparison of in vitro bacterial bioluminescence and tissue culture bioassays and in vivo tests for evaluating acute toxicity of biomaterials. *J. Biomed. Mater. Res.* 20, 827-838 (1986).

Buzinova et al 1987:

Buzinova N. S.; Danil´Chenko, O : P.; Ozrina, R. D.; Parina, O. V.; *Eksp. Vodn. Toksikol.* 19, 41-46 (1987), zitiert in: C. A. Sel.-*Environ. Pollut.* 7 :107-97540U

DK, 1996:

Statutory order no. 921 of October 8, 1996 on quality standards for water bodies and emission standards for discharges of certain hazardous substances to watercourses, lakes or the sea, Danish Ministry of Environment and Energy

De Vries et al 1991:

De Vries, H. ; Penninks, A. H. ; Snoeij, N. J. ; Seinen, W. : Comparative Toxicity of organotin compounds to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Sci. Total Environ.* 103 (2/3), 229-243 (1991)

Durand et al 2003:

Durand, M.J.; Thouand, G.; Dancheva Ivanova, T.; Vachon, P.; DuBow, M.: Specific detection of organotin compounds with a recombinant luminescent bacteria. *Chemosphere* 52, 103-111 (2003)

EC, 1999:

Study on the prioritisation of substances dangerous to the aquatic environment; European Commission, July 1999

EC, 2003:

Technical Guidance Document on risk assessment (TGD), Part II (Environmental risk assessment), European Commission, 2003

ECB, 2004:

European Commission – Joint Research Center - European Chemicals Bureau:
ECBI/17/03 und ECBI/147/04 Rev. 3
Environ.Tox.Chem 1985

FH-IME, 2007:

Machbarkeitsstudie: Strategie für ein stoffangepasstes Wasser-Monitoring – Erfassung potentiell sorbierender oder akkumulierender Stoffe in anderen Kompartimenten (Biota, Sediment, Schwebstoffe), Studie des Fraunhofer-Instituts für Molekularbiologie und Angewandte Ökologie im Auftrag des BMLFUW (2006)

FR, 2006:

Database:

http://chimie.ineris.fr/en/lien/basededonnees/environnementale/recherche/search1_1.php?catpnc=1&validation=0&Submit=Search

Hand and Cooney 1995:

Han, G.; Cooney, J.J.: Effects of butyltins and inorganic tin on chemotaxis of aquatic bacteria. J. Ind. Microbiol. 14, 293-299 (1995)

Huang et al 1993:

Huang, G.; Bai, Z.; Dai, S.; Xie, Q.: Accumulation and Toxic Effect of Organometallic Compounds on Algae. Appl. Organomet. Chem. 7, 373-380 (1993)

Huang et al 1996:

Huang, G.; Dai, S.; Sun, H.: Toxic Effects of organotin species on algae. Appl. Organomet. Chem. 10, 377-387 (1996)

Huang et al 1997:

Huang, G.; Sun, H.; Dai, S.: Quantitative Structure-Activity Relationship Study for Toxicity of Organotin Compounds on Algae. Bull. Environm. Cont. and Toxicol. 58, 299-304 (1997)

IKSR, 1992: IKSR, Datenblatt Dibutylzinnverbindungen vom 9. Juli 1992

INERIS, k.D.:

INERIS Chemical Substances portal (Datenbank), Data sheet Dibutyltin dichloride
http://chimie.ineris.fr/en/lien/basededonnees/environnementale/recherche/search1_1.php?catpnc=1&validation=0&Submit=Search

IUCLID, 2000:

Europäische Kommission, IUCLID-Datenbank für DBSnD, Abfrage Stand 19-Feb-2000. In der IUCLID-Datenbank wird als Quelle für die angeführten Testdaten die Firma Witco GmbH Polymerchemikalien und Kunstharze, Bergkamen (D) angeführt.

Kawano et al 1996:

Kawano, A.; Baba, T.; Mizukami, Y.; Arizono, K.; Ariyoshi, T.: Acute effect of organotin compounds to red sea bream and red carp using biological parameters. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 56, 774-781 (1996).

Klimisch et al 1997:

Klimisch HJ, Andreae M, Tillman U. A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. Regul Toxicol Pharmacol 25: 1-5.

Lapota et al 1993:

Lapota, D.; Rosenberger, D.E.; Platter-Rieger, M.F.; Seligman, P.F.: Growth and survival of *Mytilus edulis* larvae exposed to low levels of dibutyltin and tributyltin. *Mar. Biol.* 115, 413-419 (1993).

Lapota et al 1994:

Lapota, D.; Rosenberger, D.E.; Duckworth, D.: A Bioluminescent Dinoflagellate Assay for Detecting Toxicity in Coastal Waters. *Biolumin. Chemilumin.* 156-159 (1994).

Lepper, 2005:

Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC) Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 15 September 2005 (unveröffentlicht)

Laughlin et al 1985:

Laughlin, R. B. Jr.; Johannesen, R. b.; French, W.; Guard, H.; Brinckman, F. E.: Structure-Activity Relationships for organotin compounds. *Environ. Toxicol. Chem.* 4(3), 343-351 (1985)

Laughlin and French 1989:

Laughlin, R.B.; French, W.: Population-related response to two butyltin compounds by zoeae of the mud crab *Rhithropanopeus harrisii*. *Mar. Biol.* 102, 397-401 (1989).

Liu and Thomson 1986:

Liu, D.; Thomson, K.: Biochemical responses of bacteria after short exposure to alkyltins. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 36, 60-66 (1986)

Lytle et al 2003: Lytle, T.F.; Manning, C.S.; Walker, W.W.; Lytle, J.S.; Page, D.S.: Life-cycle toxicity of dibutyltin to the sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*) and implication of the ubiquitous tributyltin impurity in test material. *Appl. Organomet. Chem.* 17, 653-661 (2003)

Miller and Cooney 1994:

Miller, M.E.; Cooney, J.J.: Effects of tri-, di- and monobutyltin on heterotrophic nitrifying bacteria from surficial estuarine sediments. *Arch. Environ. Cont. and Toxicol.* 27, 501-503 (1994)

Nagase et al 1991:

Nagase, H. ; Hamasaki, T. ; Sato, T. ; Kito, H.; Yoshioka, Y.; Ose, Y. Structure-Activity relationships for organotin compounds on the Red Killifish *Oryzias latipes*. *Appl. Organomet. Chem.* 5, 91-97 (1991)

NL, 2003: VROM: Staatscourant 10 Feb. 2003, Nr. 28, S. 23

NL, k.D.:

http://www.rivm.nl/rvs/XML_normen/index.jsp (unter der Bezeichnung „Dibutyltin salts“)

Ö. 2006:

Verordnung des BM für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des Zielzustandes für Oberflächengewässer, BGBl. II Nr. 96 (2006)

Pagliarani et al 2006:

Pagliarani, A.; Bandiera, P.; Ventrella, V.; Trombetti, F.; Pirini, M.; Borgatti, A.R.: Response to alkyltins of two Na⁺ dependent ATPase activities in *Tapes philippinarum* and *Mytilus galloprovincialis*. *Toxicol. In Vitro* 20, 1145-1153 (2006).

RPA 2005:

RPA, Risk assessment studies on targeted consumer applications of certain organotin compounds; Prepared for the European Commission (September 2005)

Stasinakis et al 2001:

Stasinakis, A.S.; Thomaidis, N.S.; Lekkas, T.D.: Toxicity of organotin compound to activated sludge. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 49, 275-280 (2001).

SCTEE, 1994:

Scientific Advisory Committee to examine the Toxicity and Ecotoxicity of chemical compounds, Activity report 1992-1993, European Commission, 1994

Steinhäuser et al 1985:

Steinhäuser K. G.; Amman, W.; Späth, A.; Polenz, A.; *Vom Wasser* 65, 203-214 (1985)

Sun et al 1997:

Sun, H.W.; Huang, G.L.; Dai, S.G.; Chen, T.Y.: A diparametric QSAR pattern for organotin compounds on rotifer *Brachionus plicatilis*. *Toxicol. Environ. Chem.* 60, 75-85 (1997).

Thomulka and Lange 1994:

Physical, chemical and biological factors affecting a direct bioluminescence-reduction bioassay for *Vibrio harveyi*, a marine bacterium. *J. Clean Technol. Environ. Sci.* 4, 59-77 (1994).

Thomulka and Lange 1994b:

Thomulka, K.W.; Lange, J.H.: Use of *Vibrio harveyi* in an aquatic toxicity test to detect hazardous chemicals in a sand and water interface environment. *J. Clean Technol. Environ. Sci.* 4, 283-294 (1994)

Thomulka and Lange 1995:

Thomulka, K.W.; Lange, J.H.: Multiple toxicity of three metals, tributyltin chloride, dibutyltin dichloride and monobutyltin trichloride, using the marine bacterium *Vibrio harveyi* as the test organism. *Fresenius Environ. Bull.* 4, 508-513 (1995).

Thomulka and Lange 1995b:

Thomulka, K.W.; Lange, J.H.: Use of bioluminescent bacterium *Vibrio harveyi* to detect biohazardous chemicals in soil and water extraction with and without acid. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 32, 201-204 (1995).

Thomulka and Lange 1996:

Thomulka, K.W.; Lange, J.H.: A mixture toxicity study employing combinations of tributyltin chloride, dibutyltin dichloride, and tin chloride using the marine bacterium *Vibrio harveyi* as the test organism. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 34, 76-84 1996.

Thomulka and Lange 1997:

Thomulka, K.W.; Lange, J.H.: A soil and water interface study evaluating toxicity of different hazardous chemicals using *Vibrio harveyi* in an aquatic toxicity test. *Int. J. Environ. Stud.* 52, 269-295 (1997).

Thomulka et al 1997:

Thomulka, K.W.; Schroeder, J.A.; Lange, J.H.: Use of *Vibrio harveyi* in an aquatic bioluminescent toxicity test to assess the effects of metal toxicity: treatment of sand and water-buffer, with and without EDTA. *Environ. Toxicol. Water Qual.* 12, 343-348 (1997)

UBA, 2006:

Qualitätsanforderungen für Gewässer, UBA-Datenbank (Stand Oktober 2006), http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/ow_s2_2.htm#4
(Die rechtliche Umsetzung der Qualitätsziele erfolgt in Deutschland durch die einzelnen Länder (z.B. Bayerische Gewässerbestandsaufnahme und –zustandseinstufungsverordnung vom 1. März 2004, BGVBl. Nr. 5/2004))

Vighi und Calamari 1985:

Vighi, M. ; Calamari, D. : QSARs for Organotin Compounds on *Daphnia magna*. *Chemosphere* 14, 1925-1932 (1985)

Walsh et al 1985:

Walsh, G. E.; McLaughlan, L. L.; Loes, E. M.; Louie, M. K.; Deans, C. H.: Effects of organotins on growth and survival of two marine diatoms, *skeletonema costatum* and *thalassiosira pseudonana*. *Chemosphere* 14 (3-4), 383-392 (1985)

Wester et al 1987:

Wester, P. W.; Canton, J. H.: Histopathological study of *poecilia reticulata* after long-term exposure to bis (tri-n-butyltin)oxide (TBTO) and Di-n-Butyltindichloride. *Aquat. Toxicol.* 10 (2-3), 143-165 (1987)

Wester and Canton 1987:

Wester, P.W.; Canton, J.H.: Histopathological study of *Poecilia reticulata* (guppy) after long-term exposure to bis(tri-n-butyltin) oxide (TBTO) and di-n-butyltin dichloride (DBSnD). *Aquat. Toxicol.* 10, 143-165 (1987).

Wester et al 1990:

Wester, P.W.; Canton, J.H.; Van Iersel, A.A.J.; Krajnc, E.I.; Vaessen, H.A.M.G.: The toxicity of bis(tri-n-butyltin)oxide (TBTO) and di-n-butyltindichloride (DBSnD) in the small fish species *Oryzias latipes* (medaka) and *Poecilia reticulata* (guppy). *Aquat. Toxicol.* 16, 53-72 (1990).

Wester and Canton 1991:

Wester, P.W.; Canton, J.H.: The usefulness of histopathology in aquatic toxicity studies. *Comp. Biochem. Physiol.; Comp. Pharmacol. Toxicol.* 100C, 115-117 (1990).

Widdows and Page 1993:

Widdows, J.; Page, D.S.: Effects of tributyltin and dibutyltin on the physiological energetics of the mussel, *Mytilus edulis*. *Mar. Environ. Res.* 35, 233-249 (1993).

Witco, 1988:

Witco GmbH, GmbH: interner Bericht (Bericht Nr. VE 04/88; 2.11.88) zitiert in ECB, 2004

Wong et al 1982:

Wong, P. T. S.; Chau, Y. K.; Kramar, o: Bengert, G. A.: Structure-Toxicity Relationship of Tin Compounds on Algae. *Can J Fish Aquat Sci* 39, 483-488 (1982).

Anhang 1: Testergebnisse für Wasserorganismen mit Dibutylzinnverbindungen

Tabelle 1a: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für Wasserorganismen in Binnenoberflächengewässern, ausgedrückt in µg/l Dibutylzinnchlorid

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
Bakterien					
<i>Pseudomonas putida</i>	wachstumshemmend	16 h	LOEC	2500	Steinhäuser et al 1985
<i>Unknown, isolated from sediment culture</i>	NH ₄ -Aufnahme	96 h	NOEC	<2,3	Miller and Cooney, 1994
<i>Bacillus sp., isolated from sediment culture</i>	NH ₄ -Aufnahme	96 h	NOEC	<2,3	Miller and Cooney, 1994
<i>Bacillus sp., isolated from sediment culture</i>	NH ₄ -Aufnahme	96 h	NOEC	<2,3	Miller and Cooney, 1994
<i>Gram-negative, isolated from sediment culture</i>	NH ₄ -Aufnahme	96 h	NOEC	<2,3	Miller and Cooney, 1994
Algen					
<i>Scenedesmus obliquus</i>	Wachstum	96 h	NOEC	2,4	Huang et al 1993
<i>Daphnia magna</i>	-	504 h	NOEC	10,48	Analyt. Bio-Chemistry Lab Inc 1990
Muscheln					
<i>Anodonta anatina</i>	Sterblichkeit	5040 h	EC100	38	UCLID, 2000
Fische					
<i>Cyprinodon variegatus</i>	Länge, Fruchtbarkeit	191 d	NOEC	453	Lytle et al., 2003
<i>Cyprinus carpio</i>	-	432	LC100	1000	Buzinova et al 1987
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Sterblichkeit, Verhalten	110 d	NOEC	49	De Vries et al., 1991
<i>Poecilia reticulata</i>	Sterblichkeit, Verhalten	31 d	NOEC	1800	Wester et al., 1990; Wester and Canton, 1991; Wester and Canton, 1987

a = Feld, isolierte Kultur

Tabelle 1b: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für Wasserorganismen in sonstigen Oberflächengewässern

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
Schalentiere					
<i>Carcinus maenas</i>	Sterblichkeit		EC50	> 500	UCLID, 2000
<i>Crangon crangon</i>	Sterblichkeit	672 h	EC50	> 750	UCLID, 2000
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>		12 d	LC50	863	Laughlin et al., 1985
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	Sterblichkeit	12 d	LC50	807	Laughlin & French 1989
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	Sterblichkeit	12 d	LC50	1660	Laughlin & French 1989
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	Sterblichkeit	10-15 d	EC10	1100	Laughlin & French 1989
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	Sterblichkeit	10-15 d	EC10	296	Laughlin & French 1989
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	Sterblichkeit	10-15 d	EC10	101	Laughlin & French 1989
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	Sterblichkeit	10-15 d	EC10	72,1	Laughlin & French 1989
Muscheln					
<i>Crassostrea gigas</i>	Sterblichkeit	49 d	LC50	100	Thian et al. 1987 in Widdows and Page; IUCLID
<i>Mytilus edulis</i>	Muschelwachstum	28 d	NOEC	2	Lapota et al., 1993
<i>N. diversicolor</i>	-	240 h	NOEC	> 100	UCLID, 2000
Fische					
<i>Agonus cataphractus</i>	Sterblichkeit	432 h	EC50	> 500	UCLID, 2000
<i>Solea solea</i>	Sterblichkeit	504 h	LC50	> 500	UCLID, 2000

a = EC10 berechnet durch logistisches Dosis-Reaktionsverhältnis anzupassen auf Verfasserdaten ($r^2 = 0,983$)

b = EC10 berechnet durch logistisches Dosis-Reaktionsverhältnis anzupassen auf Verfasserdaten ($r^2 = 0,9777$)

c = EC10 berechnet durch logistisches Dosis-Reaktionsverhältnis anzupassen auf Verfasserdaten ($r^2 = 0,9981$)

d = EC10 berechnet durch logistisches Dosis-Reaktionsverhältnis anzupassen auf Verfasserdaten ($r^2 = 1$)

Tabelle 2a: Übersicht der akuten Wirkungsdaten für Wasserorganismen in Binnenoberflächengewässern

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
Bakterien					
<i>Activated sludge</i>	Dehydrogenase/ Sauerstoffaufnahme	1,67 h	IC50	48000	Liu and Thomson, 1986
<i>Pseudomonas fluorescens SHC-6</i>	Motilität	1 h	EC50	130550	Han and Cooney, 1995
<i>Serratia sp Gil-1</i>	Motilität	1 h	EC50	48578	Han and Cooney, 1995
Pilze					
<i>Hefen</i>	-	48 h	EC50	3700	UCLID, 2000
<i>Hefen</i>	-	48 h	EC50	22000	UCLID, 2000
Cyanobakterien					
<i>A(Anabaena ?), cylindrica</i>	Fotosynthese- hemmung	3 h	EC50	2700	UCLID, 2000
<i>A(Anabaena ?), cylindrica</i>	Hemmung der Nitrogenase	3 h	EC50	900	UCLID, 2000
<i>Plectonema boryanum</i>	Fotosynthese- hemmung	3 h	EC50	3300	UCLID, 2000
Algen					
<i>Ankistrodesmus falcatus acicularis</i>	Fotosynthese	4 h	EC50	17400	Wong et al 1982
<i>Platymonas sp.</i>	Wachstum	96 h	EC50	77	Huang et al 1997
<i>Scenedesmus obliquus</i>	Wachstum	96 h	EC50	17	Huang et al 1993
<i>Scenedesmus obliquus</i>	Wachstum	96 h	EC50	100	Huang et al 1993
<i>Scenedesmus obliquus</i>	Wachstum	96 h	EC50	80	Huang et al 1996
Schalentiere					
<i>Daphnia magna</i>	Bewegungs- hemmung	48 h	NOEC	451	UCLID, 2000
<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	24 h	EC50	317	Steinhäuser et al 1985
<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	24 h	EC50	900	Vighi und Calamari 1985
Fische					
<i>Cyprinodon variegatus</i>	Sterblichkeit	96 h	NOEC	2940	UCLID, 2000
<i>Cyprinodon variegatus</i>	-	96 h	NOEC	4	Bericht ES 1990

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
<i>Cyprinodon variegatus</i>		96 h	EC50	> 4800	Bericht ES 1990
<i>Leuciscus idus</i>	Sterblichkeit	48 h	EC50	600	Steinhäuser et al 1985
<i>Oryzias latipes</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	5800	Nagase et al., 1991
<i>Oryzias latipes</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	1023	Nagase et al., 1991
<i>Oryzias latipes</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	3249	Nagase et al., 1991
<i>Oryzias latipes</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	981	Nagase et al., 1991
<i>Oryzias latipes</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	11476	Nagase et al., 1991

a = Nutzung von activated sludge.

b = umgerechnet aus Molarität Pre-exposed bacteria.

c = Daten: Huang Guolan et al 1996, umgerechnet von µmol/l, keine weitere Testdaten

d = Methoden von Rand and Petrocellic beschrieben, Werte nicht korrekt

e = korrekte Werte, aus Tabelle abgeleitet

f = Nach OECD Guideline 203; umgerechnet aus Molarität nach DBSnD-Äquivalenten.

Tabelle 2b: Übersicht der akuten Wirkungsdaten für Wasserorganismen in Sonstigen Oberflächengewässern

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
Bacteria					
<i>Vibrio fischeri</i> (<i>Microtox</i>)	Lumineszenzhemmung	0,5 h	EC50	300	UCLID, 2000
<i>Vibrio fischeri</i>	Lumineszenzhemmung	0,5 h	EC50	217	Steinhäuser et al 1985
<i>Vibrio fischeri</i>		15 min	EC50	182	Argese et al., 1998
<i>Vibrio harveyi</i>	Lumineszenz	50 min	EC50	5700/ 7600	Thomulka and Lange, 1995
<i>Vibrio harveyi</i>	Lumineszenz	50 min	EC50	18700	Thomulka and Lange, 1997
<i>Vibrio harveyi</i>	Lumineszenz	50 min	EC50	380	Thomulka and Lange, 1994
<i>Vibrio harveyi</i>	Lumineszenz	50 min	EC50	88	Thomulka et al., 1997
<i>Vibrio harveyi</i>	Lumineszenz	50 min	EC50	440	Thomulka et al., 1997
<i>Vibrio harveyi</i>	Lumineszenz		EC50	450	Thomulka and Lange, 1995; Thomulka and Lange, 1996
Algae					
<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstum	72 h	EC50	40	Walsh et al 1985
<i>Skeletonema costatum</i>	Sterblichkeit	72 h	LC50	>500	Walsh et al 1985
<i>Skeletonema costatum</i>		72 h	EC50	265	Walsh et al 1985
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	Wachstum	72 h	EC50	181	Walsh et al 1985
Rotifera					
<i>Brachionus plicatilis</i>	Sterblichkeit	24 h	LC50	625	Sun et al., 1997
Crustacea					
<i>Artemia franciscana</i>	Sterblichkeit	24 h	LC50	228900	Hadjispyrou et al 2001
<i>Rhithripanopeus harrisi</i> (Larve)	Sterblichkeit	?	EC50	900	UCLID, 2000
<i>Rhithripanopeus harrisi</i> (Larve)	Sterblichkeit	?	EC50	1660	Environ.Tox. Chem 1985

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/]	Quelle
Mollusca					
<i>Crassostrea pipiens</i>	Sterblichkeit	24 h	EC50	380	UCLID, 2000
<i>Crassostrea pipiens</i>	Sterblichkeit	24 h	EC90	690	UCLID, 2000
<i>Crassostrea gigas (Larve)</i>	Bewegungshemmung	48 h	EC50	109	UCLID, 2000
<i>Crassostrea gigas (Larve)</i>	Sterblichkeit	48 h	EC50	131	UCLID, 2000

a = Microtox Test

b = Test mit Sedimenten

c = Test mit Sand

d = Zahl aus anderer Thomulka-Studie

e = nominale Konzentrationen, Mittelwerte

f = nominale Konzentrationen, Wert EC50 Wachstum = 0,265

g = umgerechnet aus $2,06e^{-3}$ mmol

h = umgerechnet von 89,4 mg Sn/L; weit über Löslichkeit

Stoffdatenblatt
- Dichlorprop-P -

1 Substanz

Name:	Dichlorprop-P
IUPAC-Name:	(R)-2-(2,4-Dichlorphenoxy)propionsäure
CAS-Nummer	15165-67-0 ((+)-2-(2,4-Dichlorphenoxy)propionsäure
EG-Nummer:	69
EG-Richtlinie 67/548/EG Anlage I Index	
Listennummer in 2006/11/EG (vormals 76/464/EWG)	
Code	SANDRE: 1169
Stoffgruppe	Herbizide, Aryloxysäure

2 Umweltqualitätsnorm

2.1 Schutzgutübergreifende Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	Maximale Konzentration (ZHK-UQN)	Überwachungswert (JD-UQN)	Anmerkung
Binnenoberflächengewässer (Flüsse und Seen)	7,6 µg/l	1,0 µg/l	Jahresmittelwert
Sonstige Oberflächengewässer (Küsten- und Übergangsgewässer)	0,76 µg/l	0,13 µg/l	Jahresmittelwert

2.2 Spezifische Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	UQN	Anmerkung
Aquatische Lebensgemeinschaften (Binnenoberflächengewässer)	JD-UQN = 1,3 µg/l ZHK-UQN = 7,6 µg/l	S. 8.1
Aquatische Lebensgemeinschaften (Sonstige Oberflächengewässer)	JD-UQN = 0,13 µg/l ZHK-UQN = 0,76 µg/l	S. 8.1
Sedimentorganismen	-	S. 8.2
Secondary Poisoning	1,0 µg/l	S. 8.3
Fischkonsum	1,2 µg/l	S. 8.4
Trinkwasserversorgung (75/440/EWG)	1 µg/l	S. 8.5
Wasser für den menschlichen Gebrauch (98/83/EG)	0,1 µg/l	S. 8.5

3 Allgemeine Stoffinformation

3.1 Klassifikation und Kennzeichnung

R-Sätze und Kennzeichnung	Quelle
R22 R38 R41 R43 (EWG-Beschluss vom 15-01-94)	EWG-Beschluss vom 15-01-94

3.2 Bestehende Qualitätsanforderungen für Oberflächengewässer (Quelle: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Land	Status	Wert	Anmerkung
IKSR	ZV (Zielvorgabe)	0,1 µg/l	Wasser
AT			
DE	KN	0,1 µg/l	Wasser
NL		40 µg/l	Wasser Dichlorprop-Gemisch (Cas. Nr. 120-36-5)
FR	vorläufig	0,5 µg/l	Wasser
LU		0,1 µg/l	Wasser

3.3 Wirkungsweise und Verwendung

Stoffrechtliche Regelungen (nationale Zulassungen / Verbote):

Nicht zutreffend.

4 Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften

Eigenschaft		Quelle
Wasserlöslichkeit	0,59 g/l bei 20 °C 0,35 g/l bei 20 °C	BASF France Mackay handbook, 2000
Dichte	1,4-1,6 cm ³ /mol	Mackay handbook, 2000
Dampfdruck	62 µPa bei 20 °C 4,0 – 4,5 * 10 ⁻⁴ Pa bei 25 °C	BASF France Mackay handbook, 2000
Henry-Konstante	2,5 * 10 ⁻⁵ Pa*m ³ /mol 2,69 * 10 ⁻⁴ Pa*m ³ /mol	Agritox Mackay handbook, 2000

5 Verhalten und Verbleib in der Umwelt

Eigenschaft		Quelle
Biotischer und abiotischer Abbau		
Hydrolytische Stabilität (DT ₅₀)		
Photostabilität (DT ₅₀)		
Biologisch leicht abbaubar (ja/nein)		
Falls zutreffend: relevante Metabolite	2,4-Dichlorphenol	CanTox Environmental, 2007

Eigenschaft		Quelle
Sorptionsverhalten		
log P _{ow}	1,77 - 3,43	Mackay Handbook, 2000
K _{oc}	P=89 bei pH=4,6 170-1000	Pesticides Manual Mackay Handbook, 2000
Bioakkumulation		
BCF (Fisch)	3162	CanTox Environmental, 2007

6 Wirkung auf die aquatischen Lebensgemeinschaften

6.1 Schutz der aquatischen Organismen

Zur Abschätzung der ökologischen Folgen liegen für Algen, Wasserpflanzen, Krebse und Fische Ergebnisse chronischer Tests vor. Die Wirkungsdaten der empfindlichsten Arten finden sich in Anhang 1.

Der niedrigste chronische Wert wird bei Algen festgestellt (NOEC = 16 µg/l Dichlorprop-P, Dimethylaminsalz (DP-P-DMA) stimmt mit 13 µg/l Dichlorprop-säure überein).

Der niedrigste akute Wert wird auch bei Algen festgestellt (EC50 = 91 µg/l Dichlorprop-P, Dimethylaminsalz (DP-P-DMA) stimmt mit 76 µg/l überein).

Toxizitätsdaten für Salzwasserorganismen liegen nicht vor.

6.2 Schutz der Sedimentorganismen

Gemäß Lepper, 2005, beträgt der auslösende Wert zur Festlegung einer UQN für Sedimentorganismen $K_{pSPM-Wasser} \geq 3$. Dieser Wert steht in direktem Zusammenhang mit dem log K_{OC} Wert. Da der log K_{OC} maximal 3 ist, und $K_{pSPM-Wasser}$ immer niedriger ist (Schwebstoff besteht nur zum Teil aus OC), wird dieser auslösende Wert nicht überschritten.

6.3 Schutz von "fischfressenden" Tierarten (Secondary poisoning)

Nach Lepper (2005, Tabelle 1a) liegt der auslösende Wert für die Ableitung einer Umweltqualitätsnorm für fischfressende Tierarten $BCF \geq 100$. Dieser Wert wird überschritten, daher ist es erforderlich, für fischfressende Tierarten eine UQN abzuleiten.

7 Wirkung auf die menschliche Gesundheit

Aufgrund der Klassifikation R22 und des BCF-Wertes von 3162 wird der auslösende Wert für die Ableitung einer Umweltqualitätsnorm für den menschlichen Verzehr von Fisch und Meeresfrüchten nach Lepper (2005) erreicht.

8 Berechnung der Umweltqualitätsnormen

8.1 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz der aquatischen Organismen

Binnenoberflächengewässer

$$\text{JD-UQN} = 13 \mu\text{g/l} / 10 = 1,3 \mu\text{g/l.}$$

$$\text{ZHK-UQN} = 76 \mu\text{g/l} / 10 = 7,6 \mu\text{g/l}$$

Sonstige Oberflächengewässer

Die JD- und ZHK-UQN für sonstige Oberflächengewässer werden aus den Daten der Süßwasserorganismen unter Berücksichtigung eines Sicherheitsfaktors 100 abgeleitet.

$$\text{JD-UQN} = 13 \mu\text{g/l} / 100 = 0,13 \mu\text{g/l.}$$

$$\text{ZHK-UQN} = 76 \mu\text{g/l} / 100 = 0,76 \mu\text{g/l}$$

8.2 Berechnung der Umweltqualitätsnormen zum Schutz der Sedimentorganismen

S. Kapitel 6.2

8.3 Berechnung der Umweltqualitätsnormen zum Schutz der „fischfressenden“ Tierarten

Das auslösende Kriterium wird erfüllt (s. Kap. 6.3).

Für die Berechnung der Qualitätsnorm zum Schutz fischfressender Tierarten sind Daten zur Konzentration in der Nahrung (mg/kg Nahrung) erforderlich, bei denen keine Auswirkungen festgestellt werden (NOEC_{oral}). Für Dichlorprop P (Cas-Nr. 53404-31-2) gibt die WHO 1996 einen Wert von 100 mg/kg Nahrung von Ratten an, der für die Ableitung einer Trinkwassernorm genutzt wird. Dieser Wert wird bei der nachfolgenden Ableitung einer UQN auch angewandt. Der Wert ergab sich aus einer 2jährigen Studie an Ratten.

Das Beurteilungskriterium (BC), aus dem die UQN berechnet werden kann, ergibt sich aus:

$$\text{BC}_{\text{sec pois.biota}} = \text{NOEC}_{\text{oral}} / \text{AF}_{\text{oral}} = 100 \text{ mg/kg} / 30 = 3,3 \text{ mg/kg} = 3300 \mu\text{g/kg}$$

Der bei der Berechnung verwendete AF_{oral} beträgt 30 (chronische Studie mit Säugetieren), s. Lepper (2005), Tabelle 8.

Daraus lässt sich die UQN_{sec pois.Wasser} berechnen:

$$\text{UQN}_{\text{sec pois.Wasser}} = \text{BC}_{\text{sec pois.biota}} / (\text{BCF} * \text{BMF})$$

UQN_{sec pois.Wasser} wird dann $3300 / 3162 = 1,0 \mu\text{g/l}$ (abgerundet, mit BMF = 1)

8.4 Berechnung der Umweltqualitätsnormen für den Fischkonsum

Das auslösende Kriterium wird erfüllt (s. Kap. 7.1). Die $UQN_{hh.food}$ wird nachstehend abgeleitet.

Die EFSA hat für Dichlorprop-p einen Wert von 0,06 mg/kg/Tag ausgewählt (Cantox Environmental ind., 2007). Dieser Wert wird in der Ableitung angewandt.

Damit lässt sich die $UQN_{hh.food}$ berechnen:

$$UQN_{hh.food} = 0,1 * \text{thresholdlevel (in } \mu\text{g/kg Körpergewicht)} * 70 \text{ kg Körpergewicht} / 0,115 \text{ kg Nahrungseinnahme (Fisch, Schalentiere und Muscheln)}$$

Das führt zu einem Wert von $0,1 * 60 (\mu\text{g/kg}) * 70 \text{ kg} / 0,115 = 3652 \mu\text{g/kg}$ Fischprodukt.

Daraus lässt sich die entsprechende Konzentration im Wasser berechnen:

$$UQN_{hh.food.water} = UQN_{hh.food}(\mu\text{g/kg})/\text{BCF (BMF} = 1)$$

Es ergibt sich ein Wert von $3652 / 3162 = 1,2 \mu\text{g/l}$ (abgerundet) für Binnengewässer und sonstige Gewässer.

8.5 Umweltqualitätsnorm zum Schutz der Trinkwasserversorgung und des Trinkwassers

Entsprechend der EU-Richtlinie 98/83/EG (zuvor 80/778/EWG) ist zum Schutz der Qualität von Wasser für den menschlichen Konsum ein maximaler Wert von $0,1 \mu\text{g/l}$ anzuwenden.

Entsprechend der EG-Richtlinie 75/440/EWG wird zum Schutz der für den menschlichen Verbrauch bestimmten Oberflächengewässer ein obligatorischer A1-Wert für Pestizide von insgesamt $1 \mu\text{g/l}$ angewandt.

9 Quelle

BioByte. 2004. BioLoom (computer program), version 1.0. (ClogP 4.0). Claremont, CA, BioByte Corporation.

IRC. 1997. Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn (ICBR), Werkgroep Waterkwaliteit

Lepper, P., 2005:

Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC) Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 15 September 2005 (non publié)

Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for pesticides Crommentuijn T – 1997 RIVM Rapport 601501002 [http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/601501002.pdf].

Cantox Environmental Inc. 2007: Final report Dichlorprop (2,4-DBP).

http://www.mdn.ca/site/Reports/defoliant/FFReports/Task_3A1_Tier3/CEI_Gage_town_Final_Report_Appendix_B_Tier_3_April_2007/B18-Dichlorprop%20Tox%20Profile.pdf accessed January 9th 2008

WHO/SDE/WSH/03.04/44. Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4D and MCPA) in drinking water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. WHO 2003.at:

http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/chlorophenoxyherb.pdf (accessed January 10th, 2008)

Anhang 1: Testergebnisse für Wasserorganismen mit Dichlorprop-P, wenn nichts anderes aufgeführt ist.

Tabelle 1a: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für Wasserorganismen in Binnenoberflächengewässern (Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert.).

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Literatur
Dichlorprop					
15165-67-0					
Bakterien					
<i>Pseudomonas putida</i>			NOEC	100.000	IKSR 1997
Algen					
Wasserpflanzen					
<i>Navicula pelliculosa</i>		5 d	NOEC	16*	ICS-UBA
<i>Lemna gibba</i>		7 d	EC50	42.100	EU
<i>Lemna gibba</i>		14 d	EC50	4100*	EU
Krebse					
<i>Daphnia magna</i>	Fortpflanzung	21 d	NOEC	100.000***	RIVM/CSR archives; 1992
<i>Daphnia magna</i>			NOEC	10.000***	IRC 1997
<i>Daphnia magna</i>		21 d	NOEC	100.000	EU
Fische					
<i>Oncorhynchus mykiss</i>			NOEC	122.000	IRC 1997
<i>Oncorhynchus mykiss</i>			PNEC	100.000	EU
Übrige Organismen					

* Dimethylaminsalz

**Ethylenexylester

***Dichlorprop-Gemisch (Cas. Nr. 120-36-5)

Tabelle 1b: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für Wasserorganismen in sonstigen Oberflächengewässern.

Es liegen keine Toxizitätsdaten vor.

Tabelle 2a: Übersicht der akuten Wirkungsdaten für Wasserorganismen in sonstigen Oberflächengewässern (Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert.)

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Literatur
Dichlorprop					
15165-67-0					
Bakterien					
Algen					
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Wachstum	96 h.	NOEC	180.000	RIVM/CSR archives; 1992
<i>Anabaena flos - aquae</i>		72 h	EC50	20.300	EU
<i>Anabaena flos-aquae</i>		72 h	EC50	20.300	EU
<i>Pseudokirchneriella subcapitata (ex. Selenastrum capricornutum)</i>		72 h	EC50	26.500	EU
<i>Navicula pelliculosa</i>		120 h	EC50	91	EU
Wasserpflanzen					
<i>Navicula pelliculosa</i>		72 h	EC50	>100.000	EU
Krebse					
<i>Daphnia magna</i>		48 h	EC50	15.000	TEC
<i>Daphnia magna</i>		48 h	EC50	> 100.000	EU
<i>Daphnia magna</i>		48 h	EC50	>100.000*	EU
<i>Daphnia magna</i>		48 h	EC50	>1500**	EU
Fische					
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	120.000	RIVM, 1992
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		96 h	LC50	100.000- 220.000	BASF France
<i>Lepomis macrochirus</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	>150.000*	EU
<i>Oncorhynchus mykiss (ex. Salmo gairdneri)</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	>150.000*	EU
<i>Lepomis macrochirus</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	10.000**	EU
<i>Oncorhynchus mykiss (ex. Salmo gairdneri)</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	10.000**	EU
Übrige Organismen					

* Dimethylaminsalz

**Ethylenexylester

Tabelle 2b: Übersicht über die akuten Wirkungsdaten für Wasserorganismen in sonstigen Oberflächengewässern

Es liegen keine Toxizitätsdaten vor.

Stoffdatenblatt

- Dichlorvos -

1 Substanz

Name:	Dichlorvos
IUPAC-Name:	2,2-Dichlorvinyl dimethylphosphat
CAS-Nummer:	62-73-7
EG-Nummer:	200-547-7
EG Richtlinie 67/548/EG Annex I Index	015-019-00-X
Listen-Nummer in 2006/11/EG (vormals 76/464/EWG)	
Code	Sandre: 1170
Stoffgruppe:	Phosphorsäureester

2 Umweltqualitätsnorm

2.1 Schutzgutübergreifende Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	Maximale Konzentration (ZHK-UQN)	Überwachungswert (JD-UQN)	Anmerkung
Binnenoberflächengewässer (Flüsse und Seen)	0,0007 µg/l	0,0006 µg/l	Jahresmittelwert
Sonstige Oberflächengewässer (Küsten- und Übergangsgewässer)	0,00007 µg/l	0,00006 µg/l	Jahresmittelwert

2.2 Spezifische Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	UQN	Anmerkung
Aquatische Lebensgemeinschaften (Binnenoberflächengewässer)	JD-UQN = 0,0006 µg/l ZHK-UQN = 0,0007 µg/l	Siehe 8.1
Aquatische Lebensgemeinschaften (Sonstige Oberflächengewässer)	JD-UQN = 0,00006 µg/l ZHK-UQN = 0,00007 µg/l	Siehe 8.1
Sedimentorganismen	-	Kein gesonderter Wert erforderlich, siehe 6.2
Secondary poisoning	-	Kein gesonderter Wert erforderlich, siehe 6.3
Fischkonsum	-	Kein gesonderter Wert erforderlich, siehe 7
Trinkwasserversorgung (75/440/EWG)		Siehe 8.5
Trinkwasser (98/83/EG)	0,1 µg/l	Siehe 8.5

3 Allgemeine Stoffinformationen

3.1 Klassifikation und Kennzeichnung

R-Satz und Kennzeichnung	Quelle
T+; R26 T; R24/25 R43 N; R50	http://apps.kemi.se/nclass

3.2 Bestehende Qualitätsanforderungen für Oberflächengewässer (Quelle: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Land	Status	Wert	Anmerkung
DE	QN	0,0006 µg/l	
IKSR	ZV	0,0007 µg/l	
NL		0,0007 µg/l	
NL		0,003 µg/kg	Sediment
FR		0,001 µg/l	
LU		0,1 µg/l	

3.3 Wirkungsweise und Verwendung

Dichlorvos ist ein Insektizid und Akarizid aus der Gruppe der Phosphorsäureester. Es wirkt als Atem- und Berührungsgift durch Hemmung der Acetylcholinesterase. Aufgrund der hohen Flüchtigkeit ist die Dauerwirkung eingeschränkt, erlaubt aber die Anwendung kurz vor der Ernte und bei Hygiene- und Vorrats-Schädlingen in geschlossenen Räumen. Bei der Anwendung im Freiland wird die Dauerwirkung gegebenenfalls durch besondere Zusätze oder Kombination mit anderen Wirkstoffen verbessert.

Stoffrechtliche Regelungen (nationale Zulassungen / Verbote):

In Deutschland sind Pflanzenschutzmittel, die den Wirkstoff Dichlorvos enthalten, zugelassen (BBA, 2006).

4 Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften

Eigenschaft		Quelle
Wasserlöslichkeit	8,8 g/l bei 20 °C	Perkow 2004
Dichte	1,415 bei 25 °C	Perkow 2004
Dampfdruck	2,99 Pa bei 20 °C	Perkow 2004
Henry-Konstante	0,0258 Pa m ³ / mol	Perkow 2004

5 Verhalten und Verbleib in der Umwelt

Eigenschaft		Quelle
Biotischer und abiotischer Abbau		
Hydrolytische Stabilität (DT ₅₀)		
Photostabilität (DT ₅₀)		

Biotischer und abiotischer Abbau		
Leicht biologisch abbaubar (ja/nein)		
Falls zutreffend: relevante Metabolite		
Sorptionsverhalten		
log P _{ow}	1,43	Perkow 2004
Koc		
Bioakkumulation		
BCF (Fisch)		
BAF (Fisch)		
BMF (Biomagnifikation)		

6 Wirkung auf die aquatischen Lebensgemeinschaften

6.1 Schutz der aquatischen Organismen

Zur Abschätzung der ökotoxikologischen Wirkung liegen für Algen, Krebse und Fische Ergebnisse aus längerfristigen Untersuchungen vor, für Bakterien nur Ergebnisse aus akuten Tests. Die Wirkungsdaten sind in Anhang 1 zusammengestellt. Der niedrigste Wert liegt für Krebse (*Daphnia magna*) vor (NOEC = 0,006 µg/l). Der niedrigste akute Wert wurde für *Daphnia pulex* (EC₅₀ = 0,07 µg/l) ermittelt. Insekten reagieren ebenfalls empfindlich auf den Wirkstoff.

Die Daten aus U.S. ECOTOX EPA <http://cfpub.epa.gov/ecotox/> zeigen, dass marine Organismen wahrscheinlich nicht empfindlicher reagieren als Süßwasserorganismen.

6.2 Schutz der Sedimentorganismen

Der Schwellenwert zur Ermittlung einer UQN wird nicht überschritten. Es ist davon auszugehen, dass bei Einhaltung einer UQN zum Schutz der aquatischer Lebensgemeinschaften auch die benthische Lebensgemeinschaft geschützt wird.

6.3 Schutz von „fischfressenden“ Tierarten (Secondary poisoning)

Es ist aufgrund des log Pow von 1,4 nicht davon auszugehen, dass er zu einer Anreicherung in der Nahrungskette kommt.

7 Wirkung auf die menschliche Gesundheit

Siehe IPCS EHC (1988) <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc79.htm> .

8 Berechnung der Umweltqualitätsnormen

8.1 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz der aquatischen Organismen

Binnenoberflächengewässer

Zur Ableitung einer JD-UQN für die Aquatischen Lebensgemeinschaften wird bei Berücksichtigung der Daten von Krebsen der niedrigste Wert herangezogen und mit dem Sicherheitsfaktor von 10 verwendet. Die JD-UQN beträgt 0,0006 µg/l Dichlorvos. Zur Ableitung einer ZHK-UQN wurde der niedrigste EC50-Wert für Krebse und ein Sicherheitsfaktor von 100 herangezogen.

$$\text{JD-UQN} = 0,006 \text{ µg/l} / 10 = 0,0006 \text{ µg/l}$$

$$\text{ZHK-UQN} = 0,07 \text{ µg/l} / 100 = 0,0007 \text{ µg/l}$$

Sonstige Oberflächengewässer

Die Ableitung einer JD-UQN ergibt unter Verwendung eines Sicherheitsfaktors von 100 einen Wert von 0,00006 µg/l.

8.2 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz der Sedimentorganismen

Siehe Kapitel 6.2

8.3 Berechnung der Umweltqualitätsnorm Schutz von „fischfressenden“ Tierarten

Siehe Kapitel 6.3

8.4 Berechnung der Umweltqualitätsnorm für den Fischkonsum

Siehe Kapitel 7

8.5 Umweltqualitätsnorm zum Schutz der Trinkwasserversorgung und des Trinkwassers

Zum Schutz der Oberflächengewässer, die der Entnahme von Wasser für den menschlichen Gebrauch dienen, ist nach der EG-Richtlinie 75/440/EWG ein zwingender Wert A1 für Pestizide gesamt festgelegt. Für Dichlorvos ist in der EG-Richtlinie 75/440/EWG kein Höchstwert vorhanden.

Der Höchstwert für Trinkwasser der EG-Richtlinie 98/83/EG (vormals 80/778/EWG) für einzelne Pflanzenschutzmittel beträgt 0,1 µg/l. Der Trinkwasserhöchstwert darf in Leitungswasser nicht überschritten werden.

Die ZHK-UQN von 0,0007 µg/l und die JD-UQN von 0,0006 µg/l für Dichlorvos zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaften von Binnenoberflächengewässern liegen deutlich niedriger als der Trinkwasserhöchstwert.

9 Quelle

Lepper, P., 2005:

Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC) Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 15 September 2005

BBA, 2006:

Liste der Wirkstoffe in zugelassenen Pflanzenschutzmitteln
www.bba.de, <http://psm.zadi.de/psm/jsp/>

Prekow, W., Ploss H., 2004:

Wirksubstanzen der Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel. Paul Parey Verlag, Stuttgart

Amann, W., 1989

Bewertung wassergefährdender Stoffe
BMU, F+E-Vorhaben Nr. 10205308

BVL, 2007

Liste der zugelassenen Pflanzenschutzmittel in Deutschland mit Informationen über beendete Zulassungen
<http://psm.zadi.de/psm/jsp/>

Bruns, E., Knacker, Th., 1998

Untersuchung der Wirkung gefährlicher Stoffe auf aquatische Organismen zur Ableitung von Zielvorgaben.
BMU, F+E-Vorhaben Nr. 10601067

ICS-Datenbank,

Umweltbundesamt, Berlin

IPCS- INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY, 1988:

ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA 79: DICHLORVOS
<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc79.htm>

Johnson, W.W., Finley, M.T., 1980

Handbook of acute toxicity of chemicals to fish and aquatic invertebrates.
United States Department of the Interior Fish and Wildlife Service / Resource Publication 137 Washington, D.C.

Mc Henery, J.G., Francis, C., Davies, I.M., 1996

Threshold Toxicity and Repeated Exposure Studies of Dichlorvos to the Larvae of the Common Lobster (*Homarus gammarus* L.).
Aquatic Toxicology 34, 237-251

Pal, A.K., 1983

Acute Toxicity of DDVP to Fish, Plankton and Worm.
Environment & Ecology 1, 25

Pal, A.K., Konar, S.K., 1985

Chronic Effects of the Organophosphorus Insecticide DDVP on Feeding, Survival,

Growth and Reproduction of Fish.
Environment & Ecology 3 (3), 398-402

Raine, R.C.T., Cooney, J.J., Coughlan, M.F., Parching, J.W., 1990
Toxicity of Nuvan an Dichlorvos Towards Marine Phytoplankton.
Botanica Marina 33, 533-537

U.S. EPA, Office of Pesticide Programs, 1995
Environmental Effects Database (EEDB).
Environmental Fate and Effects Division, U.S. EPA, Washington, D.C.

Varanka, I., 1987
Effect of Mosquito Killer Insecticides on Freshwater Mussels.
Com. Biochem. Physiol. Vol. 86C, No. 1, pp. 157-162

Verma, S.R., Tonk, I.P., Dalela, R.C., 1981
Determination of the Maximum Acceptable Toxicant Concentration (MATC) and the
safe Concentration for Certain Aquatic Pollutants.
Acta hydrochim. hydrobiol., 9 (3), 247-254

Anhang 1: Testergebnisse für Wasserorganismen

Tabelle 1a: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für Wasserorganismen in Binnenoberflächengewässern
(Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert.)

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konz. [µg/l]	Literatur
Dichlorvos					
62-73-7					
Bakterien	Keine Angaben	20 min	EC50	202.800	Amann 1989
Algen					
Plankton	Zellvermehrung	90 d	TC	<14	Pal & Konar 1985
Plankton	C14-Fixierung	4 h	NOEC	≥500	Raine et al. 1990
Plankton	C14-Fixierung	4 h	LOEC	≤1.000	Raine et al. 1990
Scenedesmus subspicatus	Keine Angabe	4 d	NOEC	18.000	ICS-Datenbank 1985
Scenedesmus subspicatus	Keine Angabe	4 d	LOEC	32.000	ICS-Datenbank 1985
Krebse					
Daphnia magna	Reproduktion	21 d	NOEC	0,006	Bruns & Knacker 1998
Fische					
Tilapia mossambica	Wachstum	90 d	LOEC	14	Pal & Konar 1985
Cyprinus carpio	Wachstum	60 d	MATC	≥16	Verma et al. 1981
Cirrhinus mrigala	Mortalität	60 d	MATC	>18,1	Verma et al. 1984
Cirrhinus mrigala	Mortalität	60 d	MATC	<21,3	Verma et al. 1984

Tabelle 1b: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für Wasserorganismen in sonstigen Oberflächengewässern
(Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert.)

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konz. [µg/l]	Literatur
Dichlorvos					
62-73-7					
Algen					
Krebse					
Homarus gammarus L.	Mortalität	23 d	NOEC	0,63	Mc Henery et al. 1996
Fische					

Tabelle 2a: Übersicht der akuten Wirkungsdaten für Wasserorganismen in Binnenoberflächengewässern
(Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert.)

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konz. [µg/l]	Literatur
Dichlorvos					
62-73-7					
Bakterien	keine Angaben	20 min	EC50	202.800	Amann 1989
Algen					
Scenedesmus subspicatus	keine Angabe	4 d	EbC50	52.800	ICS-Datenbank 1985
Scenedesmus subspicatus	keine Angabe	4 d	ErC50	159.600	ICS-Datenbank 1985
Krebse					
Daphnia magna	keine Angabe	2 d	NOEC	0,056	ICS-Datenbank 1985
Daphnia pulex	keine Angabe	2 d	EC50	0,07	U.S. EPA 1995
Daphnia magna	keine Angabe	2 d	EC50	0,19	ICS-Datenbank 1985
Fische					
Cirrhinus mrigala	Mortalität	4 d	LC50	290	Verma et al. 1984
Oncorhynchus mykiss	keine Angabe	1 d	LC50	500	ICS-Datenbank
Weitere Organismen					
Würmer					
Branchiura sowerbyi	Mortalität		LC5	32	Pal 1983
Branchiura sowerbyi	Mortalität		LC50	71	Pal 1983
Branchiura sowerbyi	Mortalität		LC95	109	Pal 1983
Muscheln					
Anodonta cygnea	Verhalten	5 d	TC	9,9	Varanka 1987
Insekten					
Pteronarcys californica	Mortalität	4 d	LC50	0,1	Johnson & Finley 1980

Tabelle 2b: Übersicht der akuten Wirkungsdaten für Wasserorganismen in sonstigen Oberflächengewässern

Es liegen keine Toxizitätsdaten vor.

Stoffdatenblatt

- Dimethoat -

1 Substanz

Name:	Dimethoat
IUPAC-Name:	O,O-Dimethyl S-methylcarbamoylmethyl phosphordithioat
CAS-Nummer:	60-51-5
EG-Nummer:	200-480-3
EG-Richtlinie 67/548/EG Anlage I Index	015-051-00-4
Listennummer in 2006/11/EG (zuvor 76/464/EWG)	73
Code:	SANDRE: 1175
Stoffgruppe:	Organophosphat

2 Umweltqualitätsnorm

2.1 Schutzgutübergreifende Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	Maximale Konzentration (ZHK-UQN)	Überwachungswert (JD-UQN)	Anmerkung
Binnenoberflächengewässer (Flüsse und Seen)	0,7 µg/l	0,07 µg/l	Jahresmittelwert
Sonstige Oberflächengewässer (Küsten- und Übergangsgewässer)	0,7 µg/l	0,07 µg/l	Jahresmittelwert

2.2 Spezifische Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	UQN	Anmerkung
Aquatische Lebensgemeinschaften (Binnenoberflächengewässer)	JD-UQN = 0,07 µg/l ZHK-UQN = 0,7 µg/l	s. Abschnitt 8.1
Aquatische Lebensgemeinschaften (Sonstige Oberflächengewässer)	JD-UQN = 0,07 µg/l ZHK-UQN = 0,7 µg/l	s. Abschnitt 8.1
Sedimentorganismen	Nicht zutreffend	Auslösende Werte für die Ableitung der UQN nicht erreicht; s. 8.2
Secondary Poisoning	Nicht zutreffend	Auslösende Werte für die Ableitung der UQN nicht erreicht; s. 8.3
Fischkonsum	Nicht zutreffend	Auslösende Werte für die Ableitung der UQN nicht erreicht; s. 8.4
Trinkwasserversorgung (75/440/EWG)	1 µg/l	s. Abschnitt 8.5
Trinkwasser (98/83/EG)	0,1 µg/l	s. Abschnitt 8.5

3 Allgemeine Stoffinformation

3.1 Klassifikation und Kennzeichnung

R-Sätze und Kennzeichnung	Quelle
Xn; R21/22	http://apps.kemi.se/nclass
Xn; R21/22	http://ecb.jrc.it/esis/
Xn; R20/22; N; R51/53	European Commission, 2003

3.2 Bestehende Qualitätsanforderungen für Oberflächengewässer (Quelle: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Land	Status	Wert	Anmerkung
DE		0,1 µg/l	
NL		23 µg/l	Ableitung im Rahmen der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln
FR		2,9 µg/l	

3.3 Wirkungsweise und Verwendung

Stoffrechtliche Regelungen (nationale Zulassungen / Verbote):

In den Niederlanden als Pflanzenschutzmittel zugelassen.

4 Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften

Eigenschaft		Quelle
Wasserlöslichkeit	23,8 g/l/l (pH 7; 20 °C); 23,3 g/l (pH 5); 25,0 g/l (pH 9) 39,8 g/l	Tomlin, 2002 IUCLID, 2000 European Commission, 2003
Dichte	1,31 g/cm ³	European Commission, 2003
Dampfdruck	2,5 * 10 ⁻⁴ Pa	European Commission, 2003
Henry-Konstante	1,2 * 10 ⁻⁶ Pa m ³ mol ⁻¹ 1,42 * 10 ⁻⁶ Pa m ³ mol ⁻¹	Tomlin, 2002 European Commission, 2003

5 Verhalten und Verbleib in der Umwelt

Eigenschaft		Quelle
Biotischer und abiotischer Abbau		
Hydrolytische Stabilität (DT ₅₀)	156 days (pH 5; 25 °C) 68 days (pH 7; 25 °C) 4.4 days (pH 9; 25 °C)	IUCLID, 2000
Photostabilität (DT ₅₀)	> 175 days (25 °C)	IUCLID, 2000
Biologisch leicht abbaubar (ja/nein)	Dimethoat war nicht 'ready biodegradable' (OECD 301 test; EU-DAR, 2005). In Wasser-Sediment Simulationstests (Fluss- und Seen) liegt die Halbwertszeit bei 12-17 Tagen. In Simulationstests im Boden liegt die Halbwertszeit bei 2 bis 4 Tagen. Bei anaeroben Gegebenheiten liegt die Halbwertszeit im Boden bei 22 Tagen.	European Commission, 2003; IUCLID, 2000
Relevante Metabolite	O-Desmethyl Dimethoat O,O-Dimethyl Phosphorothioat O,O-Dimethylphosphat Omethoat	
Sorptionsverhalten		
log P _{ow}	0,78	Mackay <i>et al.</i> , 2000; MlogP
	0,70	IUCLID, 2000; Tomlin, 2002
K _{oc}	1,3 (Boden, 20-25 °C)	Mackay <i>et al.</i> , 2000
Bioakkumulation		
BCF (Fisch)	<1 (ganzer Fisch) 0,1 (ganzer Fisch) 0,23 (Fischleber) 0,07 (Fischmuskel)	Canton <i>et al.</i> , 1980 Begum <i>et al.</i> , 1997 Begum <i>et al.</i> , 1994 Idem
BCF (Muschel)	0,3 0,39	Serrano <i>et al.</i> , 1995 Idem

6 Wirkung auf die aquatischen Lebensgemeinschaften

6.1 Schutz der aquatischen Organismen

Die aquatischen Toxizitätsdaten sind in Anhang 1 zusammengefasst. Pro Art wurde (auf der Basis der relevantesten Expositionszeit, der empfindlichsten Parameter, etc.) ein Endpunkt gewählt. Wenn für eine Art mehrere Wirkungsdaten verfügbar waren, wurde, wo möglich, der geometrische Mittelwert genommen. Wenn mehrere Endpunkte verfügbar sind, wird anschließend der empfindlichste Endpunkt genommen. Die ausgewählten Daten sind in Tabelle 6a (Süßwasser) und Tabelle 6b (Salzwasser) aufgeführt.

6.2 Schutz der Sedimentorganismen

Der Schwellenwert (gemäß Lepper, 2005) zur Ermittlung einer UQN wird nicht überschritten.

6.3 Schutz von "fischfressenden" Tierarten (Secondary poisoning)

Der Schwellenwert (gemäß Lepper, 2005) zur Ermittlung einer UQN wird nicht überschritten.

Tabelle 6a: Ausgewählte Süßwasserdaten für Dimethoat
(Die ableitungsrelevanten Werte sind fett markiert).

Chronisch		Akut	
Taxonomische Gruppe	NOEC oder EC10 [mg/l]	Taxonomische Gruppe	LC50 oder EC50 [mg/l]
Bakteria	320	Bakteria	1731
Bakteria	574	Cyanobacteria	8,5
Cyanobacteria	100	Cyanobacteria	10
Cyanobacteria	32	Cyanobacteria	3,5 ^j
Algae	20 ^a	Algae	5,5
Algae	100	Algae	470
Algae	13,3 ^b	Algae	16
Protozoa	1	Algae	14
Macrophyta	32	Algae	67,2 ^k
Cnidaria	100	Crustacea	1,93 ^l
Mollusca	10 ^c	Crustacea	4,1
Crustacea	0,026 ^d	Crustacea	0,19 ^m
Insecta	0,32	Insecta	5,68 ⁿ
Pisces	0,0125 ^e	Insecta	0,007
Pisces	0,77 ^f	Insecta	0,012
Pisces	0,32	Insecta	0,46
Pisces	0,1 ^g	Insecta	0,081
Pisces	0,02 ^h	Insecta	0,023
Amphibia	1 ⁱ	Insecta	0,28
		Insecta	0,043
		Pisces	7,28 ^o
		Pisces	1,39 ^p
		Pisces	50

		Pisces	10,1
		Pisces	106 ^q
		Pisces	45,7
		Pisces	10,2
		Pisces	5,7
		Pisces	10,3 ^f
		Pisces	12,5 ^s
		Pisces	108
		Pisces	0,5
		Pisces	57,1 ^t
		Pisces	1,44
		Pisces	4,57
		Pisces	0,13
		Pisces	15,0 ^r
		Amphibia	11,2

- ^a Niedrigster Wert, Parameter Geschwindigkeit der Photosynthese für *Chlamydomonas reinhardtii*
- ^b Geometrischer Mittelwert von 30,5, 3,4 en 22,6 mg/l, Parameter Wachstumsgeschwindigkeit für *Selenastrum capricornutum*
- ^c Niedrigster Wert, Parameter Reproduktion für *Lymnaea stagnalis*
- ^d Niedrigster Wert, geometrischer Mittelwert von 0,029 und 0,024 mg/l, Wachstumsparameter für *Daphnia magna*
- ^e Niedrigster Wert, Parameter: Überlebensrate von *Brachydanio rerio*
- ^f Geometrischer Mittelwert von 0,4 und 1,5 mg/l, Parameter: *Oncorhynchus mykiss* Wachstum
- ^g Niedrigster Wert, Parameter Verhalten von *Poecilia reticulata*
- ^h Niedrigster Wert, Parameter Überleben für *Salmo trutta*
- ⁱ Niedrigster Wert, Mortalitätsparameter für *Xenopus laevis*
- ^j Niedrigster Wert, Parameter Sauerstoffproduktion für *Synechocystis sp.*
- ^k Niedrigster Wert, geometrischer Mittelwert von 36, 90,4 und 93,2 mg/l, Parameter Biomassewachstum für *Selenastrum capricornutum*
- ^l Geometrischer Mittelwert von 2,5, 6,75, 2,9, 6,4, 4,7, 22,12, 5,44, 3,5, 0,16, 0,58, 1,5, 0,74, 0,56, 1,8, 0,78, 0,8, 0,88, 3,32, 3,12, 2,2, 2, 0,465 en 4,7 mg/l, Parameter Sterblichkeit/Immobilität für *Daphnia magna*
- ^m Geometrischer Mittelwert von 0,18 und 0,20 mg/l, Parameter Sterblichkeit für *Gammarus lacustris*
- ⁿ Geometrischer Mittelwert von 5,04 und 6,41 mg/l, Parameter Sterblichkeit für *Aedes aegypti*
- ^o Geometrischer Mittelwert von 6,8 und 7,8 mg/l, Parameter Sterblichkeit von *Brachydanio rerio*
- ^p Geometrischer Mittelwert von 1,34, 1,32, 1,31 und 1,62 mg/l, Parameter Sterblichkeit für *Channa gachua*
- ^q Geometrischer Mittelwert von 22,39 und 505 mg/l, Parameter Sterblichkeit für *Cyprinus carpio*
- ^r Geometrischer Mittelwert von 6 und 17,6 mg/l, Parameter Sterblichkeit für *Lepomis macrochirus*
- ^s Geometrischer Mittelwert von 30, 10, 8,6, 6,2, 8,6, 23, 7,5, und 24,5 mg/l, Parameter Sterblichkeit für *Oncorhynchus mykiss*
- ^t Geometrischer Mittelwert von 560, 120, 340, 13, 10,4 und 11,2 mg/l, Parameter Sterblichkeit für *Poecilia reticulata*
- ^u Geometrischer Mittelwert von 23,77, 11,4 und 12,52 mg/l, Parameter Sterblichkeit für *Tilapia mossambica*
- ^v Geometrischer Mittelwert von 11,7 und 10,8 mg/l, Parameter Sterblichkeit für *Rana cyanophlyctis*

Tabelle 6 : Ausgewählte Meerwasserdaten für Dimethoat
(Die ableitungsrelevanten Werte sind fett markiert).

Chronisch		Akut	
Taxonomische Gruppe	NOEC oder EC10 [mg/l]	Taxonomische Gruppe	LC50 oder EC50 [mg/l]
		Crustacea	15
		Crustacea	15,7 ^a
		Crustacea	0,55
		Crustacea	0,45 ^b
		Insecta	0,031 ^a
		Pisces	117

^a Niedrigster Wert bei Salzgehalt 38‰

^b Geometrischer Mittelwert von 0,543 und 0,366 mg/l, Parameter Sterblichkeit für *Neomysis integer*

7 Wirkung auf die menschliche Gesundheit

Dimethoat ist nicht als potenziell krebserregend für Menschen eingeordnet. Die wichtigste Wirkung von Dimethoat ist die Cholinesterasehemmung. Auch wurde von Auswirkungen auf das Überleben der Nachkommen berichtet, obwohl unterstellt wird, dass es sich dabei um Auswirkungen der Verhaltensveränderungen der Muttertiere (Ratten) bedingt durch die Cholinesterasehemmung handelt. In einer freiwilligen humantoxikologischen Untersuchung wurde ein NOEC von 0,202 mg/kg bw/d auf der Grundlage der Cholinesterasehemmung gemessen. Darauf gründet ein ADI von 0,002 mg/kg bw/d (European Commission, 2003). Der Schwellenwert zur Ermittlung einer UQN wird nicht überschritten.

8 Berechnung der Umweltqualitätsnormen

8.1 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz der aquatischen Organismen

Im Prinzip müssen für Pestizide die Normen für Süß- und Salzwasser getrennt abgeleitet werden. Gemäß Lepper, 2005 : *"Freshwater effects data of plant protection products (PPP) shall normally not be used in place of saltwater data, because within trophic levels differences larger than a factor of 10 were found for several PPP. This means that for PPP the derivation of quality standards addressing the protection of water and sediment in transitional, coastal and territorial waters is not possible if there are no effects data for marine organisms available or if it is not possible to determine otherwise with high probability that marine organisms are not more sensitive than freshwater biota (consideration of the mode of action may be helpful in this assessment)."* Aus dem Dimethoat-Datensatz geht hervor, dass Meerwasserarten sehr wahrscheinlich nicht empfindlicher sind, als Süßwasserarten. Darüber hinaus kommt die empfindlichste taxonomische Gruppe (Insekten) im Meereswasser praktisch nicht vor (nur in Übergangs- und Küstengewässern). Im Datensatz ist eine Salzwasserinsektenart vertreten. Diese Art ist nicht empfindlicher, als Süßwasserinsekten. Darüber hinaus sind wenige Meerwasserinsektenarten bekannt. Daher wurde festgelegt, für die Ableitung dieser Norm Süß- und Meereswasserdaten zu kombinieren.

Mesokosmosstudien

Für Dimethoat liegen einige Mesokosmosstudien vor. Diese wurden ausführlich beurteilt und die entsprechenden Berichte sind in Moermond *et al.*, 2007, aufgenommen worden. Die in diesem Dokument erwähnten NOEC wurden von der IKSR mit Hilfe von übermittelten Daten bestimmt und sind nicht mit NOEC gleichzusetzen, die von den Verfassern berichtet werden. Weitere Einzelheiten dazu finden sich in Moermond *et al.*, 2007. Für 'stream-invertebrates' wird ein NOEC von 1 µg/l für strukturelle Unterschiede, die für gewisse Populationen bemessen wurden bestimmt, der auf der nominalen Expositionskonzentration über vier Wochen basiert (Baekken and Aanes, 1994). Bei 'enclosures' in Oberflächengewässern wurde eine Wirkung auf die Phytoplankton-Biomasse bei chronischer Exposition über 16 Tagen von 0,95 µg/l (durchschnittliche gemessene Konzentration; Kallqvist *et al.*, 1994) gemessen und führt zu einem NOEC von <0,95 µg/l. Eine weitere Feldstudie gibt für Zooplankton ebenfalls einen NOEC von < 0,95 µg/l (Hessen *et al.*, 1994) nach 15-tägiger Expositionsdauer an. Da die Wirkungen bereits bei der niedrigsten (1 µg/l nominal) der getesteten Konzentrationen wahrgenommen wurden und folglich nur 'kleiner als' NOECs abzuleiten sind, kann aus diesen Mesokosmosstudien keine $UQN_{\text{Binnenoberflächengewässer}}$ abgeleitet werden. Wohl aber können diese Studien zur Bestimmung der Höhe des Beurteilungsfaktors bei Ableitung der Qualitätsnorm hinzu gezogen werden.

Ableitung AA-UQN (Überwachungswert)

Es liegen ausreichend Daten für eine statistische Extrapolation (SSD) vor. Die Kriterien für Art und Anzahl der Taxa sind erfüllt. Bei einem 90 %igen Zuverlässigkeitsintervall von 0,942 – 67,8 µg/l liegt der HC_5 bei 12,1 µg/l (s. Abb. 8a) und entspricht der Norm auf jeder Signifikanzebene.

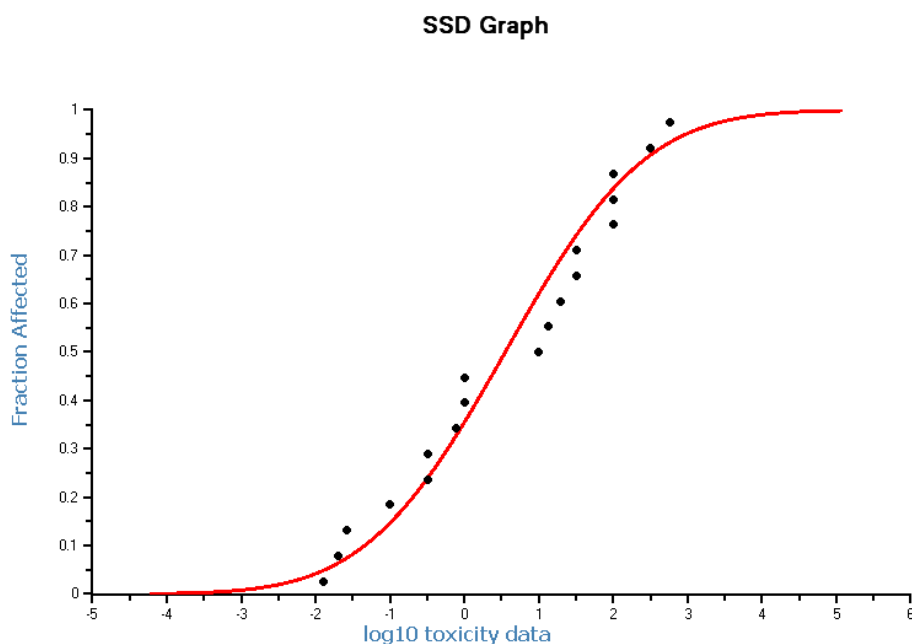


Abbildung 8a: SSD für Dimethoat auf der Grundlage chronischer Daten

Der Bestimmungsfaktor für ein SSD muss zwischen 1 und 5 liegen, wobei die Datenqualität die Wahl eines unter 5 liegenden Faktors vollkommen rechtfertigen muss (Lepper, 2005 ; Van Vlaardingen and Verbruggen, 2006). In jedem Fall muss die *"overall quality of the data...; the diversity and representativity of the taxonomic groups covered by the database...; knowledge on presumed mode of action of the chemical...; statistical uncertainties...; comparisons between field and mesocosm studies..."* betrachtet werden. Im verwendeten Datensatz stammt nur 1 NOEC von der empfindlichsten taxonomischen Gruppe (Insekten), der außerdem relativ hoch ist. Außerdem liegt erhebliche Unsicherheit hinsichtlich des berechneten HC5 vor (90 % Zuverlässigkeitsintervall deckt ein Gebiet mit Faktor 72 ab) Daher ist es nicht möglich, einen Beurteilungsfaktor unter 5 zu wählen. Bei einem Beurteilungsfaktor 5 für die HC5 ergibt sich eine $UQN_{\text{Binnenoberflächengewässer}}$ von $12,1 / 5 = 2,4 \mu\text{g/l}$. Aus den Mesokosmosstudien ergibt sich, dass dieser Wert immer noch nicht ausreichend Schutz bietet, da bereits bei einer Konzentration von $1 \mu\text{g/l}$ signifikante Auswirkungen wahrgenommen werden.

Zur Ableitung der $UQN_{\text{Binnenoberflächengewässer}}$ gilt folgende Regel: *"An assessment factor of 50 [...] also applies to the lowest of three NOECs covering three trophic levels when such NOECs have not been generated from that trophic level showing the lowest L(E)C50 in the short-term tests. This should however not apply in cases where the acutely most sensitive species has an L(E)C50 value lower than the lowest NOEC value. In such cases the PNEC might be derived by using an assessment factor of 100 to the lowest L(E)C50 of the short-term tests"* (Lepper, 2005). Der niedrigste verfügbare NOEC liegt für die Fischart *Brachydanio rerio* (Grande et al., 1994) bei $12,5 \mu\text{g/l}$; der niedrigste LC50 liegt bei $7 \mu\text{g/l}$ und gilt für die Insektenart *Baetis rhodani* (Baekken and Aanes, 1991). Bei einem Beurteilungsfaktor 100 ist die $UQN_{\text{Binnenoberflächengewässer}}$ $7/100 = 0,07 \mu\text{g/l}$. Die $UQN_{\text{Sonstige Oberflächengewässer}}$ entspricht der $UQN_{\text{Binnenoberflächengewässer}}$ und liegt folglich bei $0,07 \mu\text{g/l}$.

Ableitung MAC-UQN (Maximalwert)

Der Basissatz für akute Daten ist vollständig. Der BCF ist kleiner als 100. Aufgrund der Leitlinien für die Ableitung der MAC-UQN muss dann ein Beurteilungsfaktor 100 angewandt werden, es sei denn, es liegen Angaben über den Wirkmechanismus vor und, dass die Interspezieschwankung gering ist: *"For substances with a known non-specific mode of action interspecies variations may be low and therefore a factor lower than 100 appropriate. Expert judgement and justification of the decision regarding the assessment factor chosen is therefore required. In no case should a factor lower than 10 be applied to a short-term L(E)C50 value."* (Lepper, 2005). Im Datensatz für Dimethoat beträgt der Unterschied zwischen den LC50 der unterschiedlichen Arten $2,5 \cdot 10^5$. Jedoch ist der Datensatz so groß, dass der Unterschied zwischen den LC50 allein dadurch sehr groß ist. Darüber hinaus ist der Wirkmechanismus bekannt (Cholinesterasehemmung) und es liegen gerade für viele der empfindlichen Arten eine große Anzahl LC50 vor. Daher wurde ein Beurteilungsfaktor von 10 angewandt, der mit dem niedrigsten LC50 bei $7 \mu\text{g/l}$ für die Insektenart *Baetis rhodani* (Baekken and Aanes, 1991) eine ZHK- $UQN_{\text{Binnenoberflächengewässer}}$ von $0,7 \mu\text{g/l}$ ergibt.

Zum Vergleich kann ein SSD auch auf der Grundlage der akuten Daten ausgeführt werden (s. Abb. 8b). Außer für die Wasserpflanze ist der geforderte Satz vollständig. Da bereits aus den chronischen Daten für Wasserpflanzen hervorgeht, dass die Art nicht empfindlich ist, wird das Fehlen dieser Gruppe die niedrigsten Werte im SSD nicht direkt beeinflussen, wohl ggf. Aber die Form (Steilheit) der SSD-Kurve. Das Fehlen beeinflusst also den Beurteilungsfaktor. Der HC_5 des akuten SSD beträgt $33,1 \mu\text{g/l}$ mit einem 90 % Zuverlässigkeitsintervall von $9,5\text{--}88,0 \mu\text{g/l}$. Der HC_5 erfüllt mit den Signifikanzebenen 0,025 und 0,01 die Norm. Ein Beurteilungsfaktor 5 ist dadurch gerechtfertigt, dass (1) Daten für Pflanzen fehlen (s.o.) und (2) ein Großteil der Konzentrationen insbesondere der niedrigsten Studien nicht gemessen wurden. Es ergibt sich dann eine $ZHK\text{-}UQN_{\text{Binnenoberflächengewässer}}$ von $33,1/5 = 6,94 \mu\text{g/l}$.

Allerdings ergibt ein SSD mit nur den Insekten (Abbildung 8c) einen HC_5 von $2,25 \mu\text{g/l}$. Das bedeutet, dass die $ZHK\text{-}UQN_{\text{Binnenoberflächengewässer}}$ auf der Grundlage des SSD mit allen Arten Insekten keinen Schutz bietet. Hier wurde beschlossen, von dem Beurteilungsfaktor 5 abzuweichen, da dieser SSD nur die empfindlichen Arten betrifft. Der Beurteilungsfaktor kann zwischen 1 und 5 liegen (Lepper, 2005; Van Vlaardingen and Verbruggen, 2006) und in diesem Fall wurde ein Beurteilungsfaktor 3 angewandt, da ein Großteil der Konzentrationen der verwendeten Studien nicht gemessen wurde und die Anzahl Insektenarten (9) relativ eingeschränkt ist. Bei einem Beurteilungsfaktor 3 für Insekten- HC_5 ergibt sich eine $ZHK\text{-}UQN_{\text{Binnenoberflächengewässer}}$ von $0,75 \mu\text{g/l}$, also der gleiche Wert, wie der, der obenstehend anhand des niedrigsten LC_{50} ($0,7 \mu\text{g/l}$) abgeleitet wurde. Daher wird ein $ZHK\text{-}QN_{\text{Binnenoberflächengewässer}}$ von $0,7 \mu\text{g/l}$ vorgeschlagen.

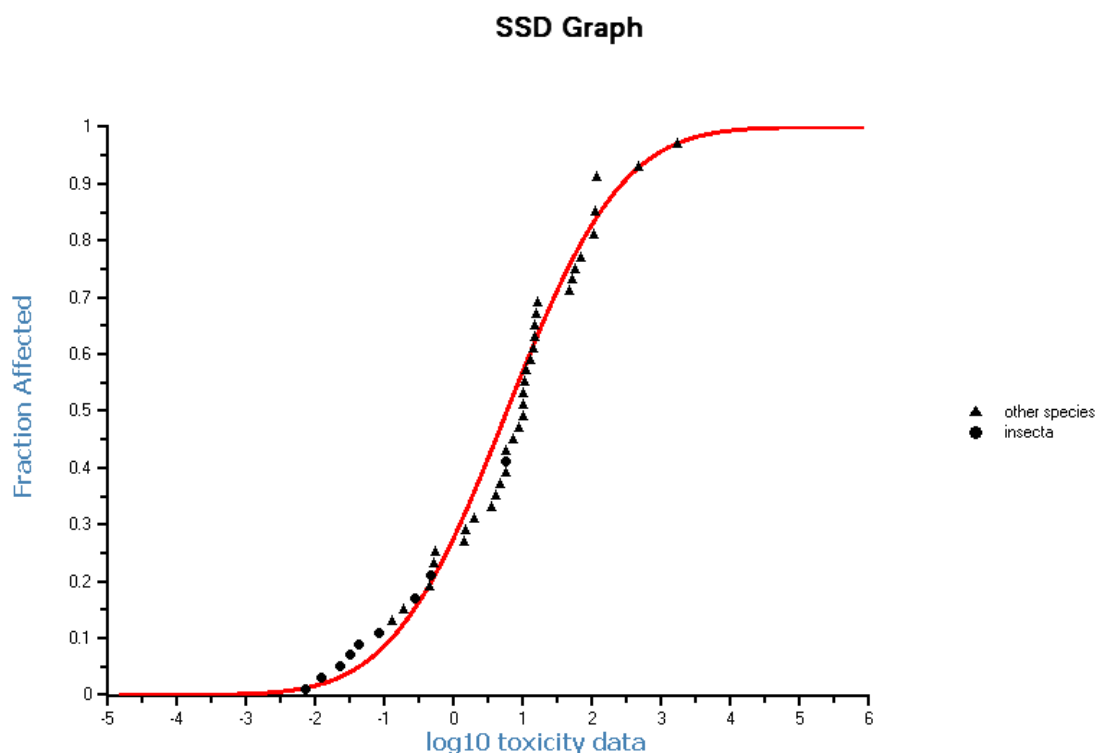


Abbildung 8b: SSD für Dimethoat auf der Grundlage akuter Daten

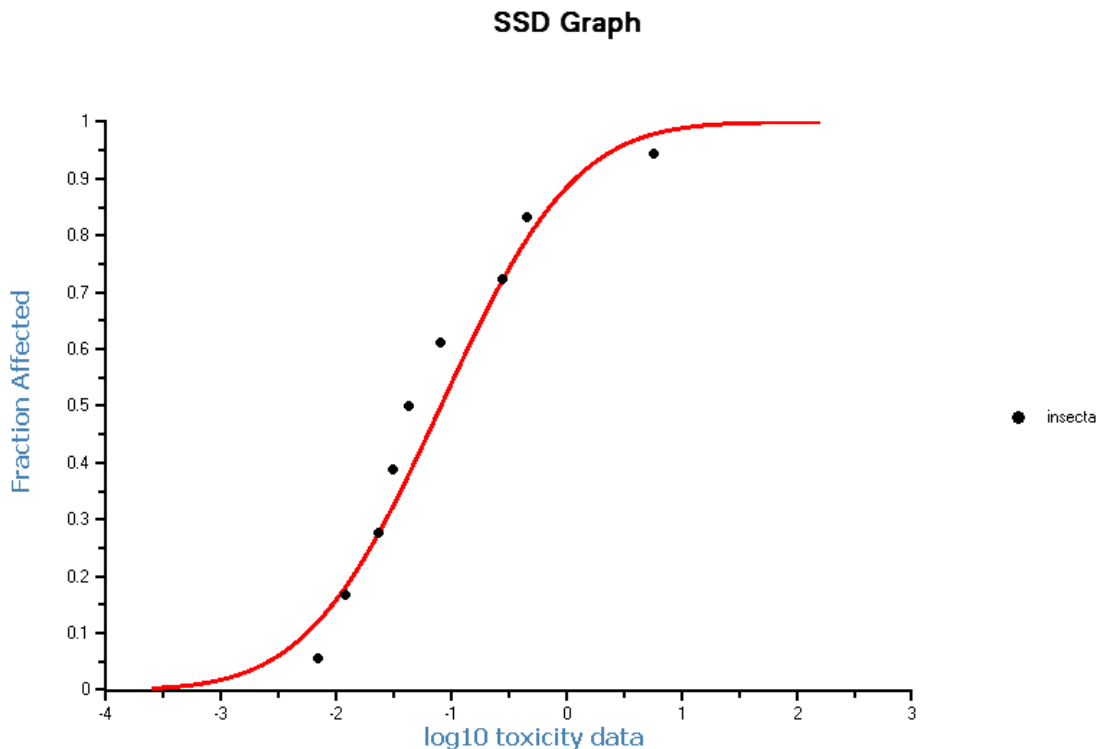


Abbildung 8c: SSD für Dimethoat auf der Grundlage akuter Daten für Insekten

Es kann keine ZHK-UQN_{Sonstige Oberflächengewässer} abgeleitet werden, da dazu nichts im TGD (Lepper, 2005) aufgenommen wurde.

8.2 Berechnung der Umweltqualitätsnormen zum Schutz der Sedimentorganismen

S. Kapitel 6.2

8.3 Berechnung der Umweltqualitätsnormen zum Schutz von „fischfressenden“ Tierarten

S. Kapitel 6.3

8.5 Berechnung der Umweltqualitätsnormen für den Fischkonsum

S. Kapitel 7

8.5 Umweltqualitätsnorm zum Schutz der Trinkwasserversorgung und des Trinkwassers

Entsprechend der EG-Richtlinie 98/83/EG (zuvor 80/778/EWG) ist zum Schutz der Trinkwasserversorgung ein maximaler Wert von 0,1 µg/l anzuwenden.

9 Quelle

- Abdel-Hamid MI. 1996. Development and application of a simple procedure for toxicity testing using immobilized algae. *Water Sci Technol* 33: 129-138.
- Anees MA. 1975. Acute toxicity of four organophosphorus insecticides to a freshwater teleost *Channa punctatus* (Bloch). *Pak J Zool* 7: 135-141.
- Baekken T, Aanes KJ. 1991. Pesticides in Norwegian agriculture. Their effects on benthic fauna in lotic environments. Preliminary results. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 2277-2281.
- Baekken T, Aanes KJ. 1994. Sublethal effects of the insecticide dimethoate on invertebrates in experimental streams. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences Suppl.* 0: 163-177.
- Basak PK, Konar SK. 1978. A simple bioassay method for estimation of safe disposal rates of insecticides to protect fish: Dimethoate. *Indian J. Fish.* 25: 141-155.
- Begum G, Vijayaraghavan S. 1995. Chronic effects of dimethoate on the reproductive potential of the fresh-water teleost, *Clarias batrachus*. *Pestic Sci* 44: 233-236.
- Begum G, Vijayaraghavan S, Sarma PN, Husain S. 1994. Study of dimethoate bioaccumulation in liver and muscle tissues of *Clarias batrachus* and its elimination following cessation of exposure. *Pestic Sci* 40: 201-205.
- Begum G, Vijayaraghavan S, Sarma PN, Husain S. 1997. Bioaccumulation and depuration of Rogor in branchial tissue of *Clarias batrachus* (Linn). *Toxicol Environ Chem* 60: 149-154.
- Beusen J-M, Neven B. 1989. Toxicity of dimethoate to *Daphnia magna* and freshwater fish. *Bull Environ Contam Toxicol* 42: 126-133.
- Boumaiza M, Ktari MH, Vitiello P. 1979. Toxicité de divers pesticides utilisés en Tunisie pour *Aphanius fasciatus* Nardo, 1827 (Pisces, Cyprinodontidae). *Archs. Inst. Pasteur Tunis* 56: 307-342.
- Canton JH, Wegman RCC, Van Oers A, Tammer AHM, Mathijssen-Spiekman EAM, Van den Broek HH. 1980. Milieutoxicologisch onderzoek met dimethoat en omethoat.
- Deneer JW, Seinen W, Hermens JLM. 1988. Growth of *Daphnia magna* exposed to mixtures of chemicals with diverse modes of action. *Ecotoxicol Environ Saf* 15: 72-77.
- Devillers J, Meunier T, Chambon P. 1985. Usefulness of the dosage-effect-time relation in ecotoxicology for determination of different chemical classes of toxicants. *Tech. Sci. Munic.* 7-8: 329-334.
- European Commission. 2003. Draft Assessment Report (DAR) for dimethoate. European Commission.
- Frear DEH, Boyd JE. 1967. Use of *Daphnia magna* for the microbioassay of pesticides. I. Development of standardized techniques for rearing *Daphnia* and preparation of dosage-mortality curves for pesticides. *J Econ Entomol* 60: 1228-1236.
- Grande M, Andersen S, Berge D. 1994. Effects of pesticides on fish. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences Suppl.* 0: 195-209.
- Gupta PK, Mujumdar VS, Rao PS. 1984. Studies on the toxicity of some insecticides to a freshwater teleost *Lebistes reticulatus* (Peters). *Acta Hydrochim Hydrobiol* 12: 629-636.
- Hermens J, Canton H, Steyger N, Wegman R. 1984. Joint effects of a mixture of 14 chemicals on mortality and inhibition of reproduction of *Daphnia magna*. *Aquat Toxicol* 5: 315-322.

- Hessen DO, Kallqvist T, Abdel-Hamid MI, Berge D. 1994. Effects of pesticides on different zooplankton taxa in mesocosm experiments. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences Suppl. 0*: 153-161.
- IUCLID. 2000. IUCLID Dataset Dimethoate. European Chemicals Bureau, European Commission.
- Jansma JW, Tuinstra J, Linders J. 1991. Adviesrapport Dimethoat. Bilthoven, The Netherlands: RIVM. Report no. 88/678801/043.
- Joshi HC, Kapoor D, Panwar RS, Gupta RA. 1975. Toxicity of some insecticides to chironomid larvae. *Indian J Environ Health* 17: 238-241.
- Joshi PC, Misra RB. 1986. Evaluation of chemically-induced phototoxicity to aquatic organism using paramecium as a model. *Biochem Biophys Res Commun* 139: 79-84.
- Kallqvist T, Abdel-Hamid MI, Berge D. 1994. Effects of agricultural pesticides in freshwater plankton communities in enclosures. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences Suppl. 0*: 133-152.
- Kallqvist T, Romstad R. 1994. Effects of agricultural pesticides on planktonic algae and cyanobacteria - examples of interspecies sensitivity variations. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences Suppl. 0*: 117-131.
- Klimisch HJ, Andreae M, Tillman U. 1997. A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regul Toxicol Pharmacol* 25: 1-5.
- Kulshrestha SK, Arora N, Sharma S. 1986. Toxicity of four pesticides on the fingerlings of indian major carps *Labeo rohita*, *Catla Catla*, and *Cirrhinus mrigala*. *Ecotoxicol Environ Saf* 12: 114-119.
- Kumar S, Lal R, Bhatnagar P. 1989. The Effects of Dieldrin, Dimethoate and Permethrin on *Tetrahymena pyriformis*. *Environ Pollut* 57: 275-280.
- Kuwabara K, Nakamura A, Kashimoto T. 1980. Effect of petroleum oil, pesticides, PCBs and other environmental contaminants on the hatchability of *Artemia salina* dry eggs. *Bull Environ Contam Toxicol* 25: 69-74.
- Lepper P. 2005. Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC). 15 September 2005 (unveröffentlicht) ed. Schmallenberg, Germany: Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology.
- Maas JL. 1982. Toxicity of Pesticides. Report number 82-15. Lelystad, The Netherlands: Laboratory for Ecotoxicology, Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment.
- Mackay D, Shiu WY, Ma KC. 2000. Physical-chemical properties and environmental fate. Handbook. Chapman and Hall/ CRCnetBase.
- Mayer FL. 1986. Acute toxicity handbook of chemicals to estuarine organisms. Gulf Breeze, FL, USA: Environmental Protection Agency.
- Mayer FL, Eilersieck MR. 1986. Manual of acute toxicity: Interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals. Resource publication 160 ed. Washington DC, USA: Fish and Wildlife Service, United States Department of the Interior.
- Moermond CTA, Van Vlaardingen PLA, Vos JH, Verbruggen EMJ. 2007. Environmental risk limits for dimethoate. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment (RIVM). Report no. 601714001.
- Mohapatra PK, Schubert H, Schiewer U. 1997. Effect of Dimethoate on Photosynthesis and Pigment Fluorescence of *Synechocystis* sp. PCC 6803. *Ecotoxicol Environ Saf* 36: 231-237.

- Mudgall CF, Patil HS. 1987. Toxic effects of dimethoate and methyl parathion on glycogen reserves of male and female *Rana cyanophlyctis*. *J Environ Biol* 8: 237-244.
- Pant JC, Singh T. 1983. Inducement of metabolic dysfunction by carbamate and organophosphorus compounds in a fish, *Puntius conchonus*. *Pestic Biochem Physiol* 20: 294-298.
- Pantani C, Pannunzio G, De Cristofaro M, Novelli AA, Salvatori M. 1997. Comparative acute toxicity of some pesticides, metals, and surfactants to *Gammarus italicus* Goedm. and *Echinogammarus tibaldii* Pink. and Stock (Crustacea: Amphipoda). *Bull Environ Contam Toxicol* 59: 963-967.
- Perona E, Marco E, Orus MI. 1991. Effects of dimethoate on N2-fixing cyanobacterium *Anabaena* PCC 7119. *Bull Environ Contam Toxicol* 47: 758-763.
- Portmann JE, Wilson KW. 1971. The toxicity of 140 substances to the brown shrimp and other marine animals. Shellfish information Leaflet
- Roast SD, Thompson RS, Donkin P, Widdows J, Jones MB. 1999. Toxicity of the organophosphate pesticides chlorpyrifos and dimethoate to *Neomysis integer* (Crustacea: mysidacea). *Water Res* 33: 319-326.
- Sateesh TVR, Tiwari C, Mishra KD. 1996. Acute toxicity of dimethoate to dragonfly naids. *Pollut Res* 15: 187-190.
- Serrano R, Hernandez F, Pena JB, Canales J. 1995. Toxicity and bioconcentration of selected organophosphorus pesticides in *Mytilus galloprovincialis* and *Venus gallina*. *Arch Environ Contam Toxicol* 29: 284-290.
- Shafiei TM, Costa HH. 1990. The susceptibility and resistance of fry and fingerlings of *Oreochromis mossambicus* Peters to some pesticides commonly used in Sri Lanka. *J Appl Ichthyol* 6: 73-80.
- Slooff W, Canton JH. 1983. Comparison of the susceptibility of 11 freshwater species to 8 chemical compounds. II. (Semi)Chronic toxicity tests. *Aquat Toxicol* 4: 271-282.
- Song MY, Brown JJ. 1998. Osmotic effects as a factor of modifying insecticide toxicity on *Aedes* and *Artemia*. *Ecotoxicol Environ Saf* 41: 195-202.
- Song MY, Stark JD, Brown JJ. 1997. Comparative toxicity of four insecticides, including imidacloprid and tebufenozide, to four aquatic arthropods. *Environ Toxicol Chem* 16: 2494-2500.
- Tabassum R, Naqvi SNH, Johan M, Khan MZ. 1993. Toxicity and abnormalities produced by plant products (hydrocarbon and saponin) and dimethoate (perfekthion) against fourth instar larvae of *Cules fatigans* (K.U. strain). *Proc. Pakistan Congr. Zool.* 13: 387-393.
- Tomlin CDS. 2002. e-Pesticide Manual 2002-2003 (Twelfth edition) Version 2.2. British Crop Protection Council.
- US-EPA. 2006. Interim reregistration eligibility decision for dimethoate. USA: Environmental Protection Agency. Report no. June 12, 2006.
- Van Vlaardingen PLA, Verbruggen EMJ. 2006. Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of the project 'International and National Environmental Quality Standards for Substances in the Netherlands' (INS). Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment (RIVM). Report no. 601501031. 117 pp.
- Verma SR, Bansal SK, Gupta AK, Pal N, Tyagi AK, Bhatnagar MC, Kumar V, Dalela RC. 1982. Bioassay trials with twenty three pesticides to a fresh water teleost, *Saccobranchus fossilis*. *Water Res* 16: 525-529.
- Verma Sr, Bhatnagar MC, Dalela RC. 1978. Biocides in relation of water pollution. Part 2: Bioassay studies of few biocides to a fresh water fish, *Channa gachua*. *Acta Hydroch Hydrobiol* 6: 137-144.

- Vighi M, Masoero Garlanda M, Calamari D. 1991. QSARs for toxicity of organophosphorus pesticides to Daphnia and honeybees. *Sci Total Environ* 109-110: 605-622.
- Wong PK, Chang L. 1988. The effects of 2,4-D herbicide and organophosphorus insecticides on growth, photosynthesis, and chlorophyll a synthesis of *Chlamydomonas reinhardtii* (mt +). *Environ Pollut* 55: 179-189.

Anhang 1: Testergebnisse für Wasserorganismen

Tabelle 1a: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für Wasserorganismen in Binnenoberflächengewässern.
(Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert.)

Spezies	Prüf- kriterium	Zeit	Wert	Konzentration [mg/l]	Quelle
Dimethoat					
60-51-5					
Bakterien					
<i>Pseudomonas putida</i>		18 h	EC50	1731	IUCLID, 2000: BASF AG, Ludwigshafen
Algen					
<i>Chlamydomonas noctigama</i>	Wachstum	3 d	EC50	5,5	Kallqvist and Romstad, 1994
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Wachstum	72 h	EC50	470	Canton <i>et al.</i> , 1980
<i>Cryptomonas pyrenoidifera</i>	Wachstum	6 h	EC50	16	Kallqvist and Romstad, 1994
<i>Cyclotella sp.</i>	Wachstum	6 h	EC50	14	Kallqvist and Romstad, 1994
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Wachstum	72 h	EC50	282,3	Jansma <i>et al.</i> , 1991
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Wachstum	96 h	EC50	36	Abdel-Hamid, 1996
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Wachstum	3 d	EC50	35	Kallqvist and Romstad, 1994
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Wachstum	3 d	EC50	14	Kallqvist and Romstad, 1994
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Biomasse	3 d	EC50	90,4	Caley, unpublished data in EU-DAR (European Commission, 2003)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Wachstum	3 d	EC50	282,3	Caley, unpublished data in EU-DAR (European Commission, 2003)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Biomasse	3 d	EC50	93,2	Caley, unpublished data in EU-DAR (European Commission, 2003)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Wachstum	3 d	EC50	190,6	Caley, unpublished data in EU-DAR (European Commission, 2003)
Wasserpflanzen					

Spezies	Prüf- kriterium	Zeit	Wert	Konzen- tration [mg/l]	Quelle
Krebse					
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	26 h	LC50	2,5	Frear and Boyd, 1967
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	24 h	EC50	3,5-10	Devillers <i>et al.</i> , 1985
<i>Daphnia magna</i>	Immobilität	48 h	EC50	2,9	Canton <i>et al.</i> , 1980
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	6,4	Canton <i>et al.</i> , 1980; Hermens <i>et al.</i> , 1984
<i>Daphnia magna</i>	Immobilität	24 h	EC50	4,7	Jansma <i>et al.</i> , 1991: ref 14
<i>Daphnia magna</i>	Immobilität	24 h	EC50	22,12	IUCLID, 2000: BASF Ludwigshafen
<i>Daphnia magna</i>	Immobilität	48 h	EC50	5,44	IUCLID, 2000: BASF Ludwigshafen
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	96 h	EC50	3,5	IUCLID, 2000: BASF AG Ludwigshafen
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	24 h	EC50	0,16	Vighi <i>et al.</i> , 1991
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	0,58	Maas, 1982
<i>Daphnia magna</i>	Immobilität	48 h	EC50	1,5	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	Immobilität	48 h	EC50	0,74	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	Immobilität	48 h	EC50	0,56	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	Immobilität	48 h	EC50	1,8	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	Immobilität	48 h	EC50	0,78	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	Immobilität	48 h	EC50	0,8	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	Immobilität	48 h	EC50	0,88	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	3,32	Song <i>et al.</i> , 1997
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	3,12	Song <i>et al.</i> , 1997
<i>Daphnia magna</i>	Immobilität	48 h	LC50	2,2	Caley, unpublished data in EU-DAR (European Commission, 2003)
<i>Daphnia magna</i>	Immobilität	48 h	LC50	2	Hertl, unpublished data in EU-DAR (European Commission, 2003)
<i>Daphnia magna</i>	Immobilität	96 h	LC50	0,465	Wuthrich, unpublished data in EU DAR (European Commission, 2003)
<i>Daphnia magna</i>	Immobilität	48 h	LC50	4,7	Ellgehaue, unpublished data in EU-DAR (European Commission, 2003)

Spezies	Prüf- kriterium	Zeit	Wert	Konzen- tration [mg/l]	Quelle
<i>Echinogammarus tibaldii</i>	Immobilität	96 h	LC50	4,1	Pantani <i>et al.</i> , 1997
<i>Gammarus lacustris</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	0,2	Mayer and Ellersieck, 1986
<i>Gammarus lacustris</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	0,18	Baekken and Aanes, 1991
Fische					
<i>Brachydanio rerio</i>	Sterblichkeit	24 h	LC50	>10	Devillers <i>et al.</i> , 1985
<i>Brachydanio rerio</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	6,8	Beusen and Neven, 1989
<i>Brachydanio rerio</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	7,8	Beusen and Neven, 1989
<i>Catla catla</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	10,5	Kulshrestha <i>et al.</i> , 1986
<i>Channa gachua</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	1,343	Verma <i>et al.</i> , 1978
<i>Channa gachua</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	1,32	Verma <i>et al.</i> , 1978
<i>Channa gachua</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	1,313	Verma <i>et al.</i> , 1978
<i>Channa gachua</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	1,62	Verma <i>et al.</i> , 1978
<i>Channa punctatus</i>	Immobilisierung	96 h	LC50	20,5	Anees, 1975
<i>Clarias batrachus</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	50	Begum <i>et al.</i> , 1994
<i>Cirrhinus mrigala</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	10,1	Kulshrestha <i>et al.</i> , 1986
<i>Cyprinus carpio</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	505	Jansma <i>et al.</i> , 1991: ref 13
<i>Cyprinus carpio</i>	Sterblichkeit	7 d	LC50	22,39	Basak and Konar, 1978
<i>Heteropneustes fossilis</i>	Sterblichkeit	7 d	LC50	45,71	Basak and Konar, 1978
<i>Labeo rohita</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	10,2	Kulshrestha <i>et al.</i> , 1986
<i>Lebistes reticulatus</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	5,7	Gupta <i>et al.</i> , 1984
<i>Lepomis macrochirus</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	6	Mayer and Ellersieck, 1986
<i>Lepomis macrochirus</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	17,6	Caley <i>et al.</i> , unpublished data in EU DAR (European Commission, 2003)
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Sterblichkeit/Immobilisierung	96 h	LC50	30	Jansma <i>et al.</i> , 1991: ref 12
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	10	Canton <i>et al.</i> , 1980
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Sterblichkeit, Lähmung, anormales Verhalten	48 h	EC50	8,6	Canton <i>et al.</i> , 1980
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	6,2	Mayer and Ellersieck, 1986

Spezies	Prüf- kriterium	Zeit	Wert	Konzen- tration [mg/l]	Quelle
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	8,6	Mayer and Ellersieck, 1986
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Sterblichkeit	24 h	LC50	23	IUCLID, 2000: BASF AG Ludwigshafen
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	7,5	IUCLID, 2000: BASF AG Ludwigshafen
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	24,5	Caley et al, unpublished data in EU DAR (European Commission, 2003)
<i>Oryzias latipes</i>	Sterblichkeit und Lähmung	96 h	EC50	108	Jansma <i>et al.</i> , 1991: ref 63
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	0,5	Grande <i>et al.</i> , 1994
<i>Poecilia reticulata</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	560	Canton <i>et al.</i> , 1980
<i>Poecilia reticulata</i>	Sterblichkeit, Lähmung, anormales Verhalten	96 h	EC50	120	Canton <i>et al.</i> , 1980
<i>Poecilia reticulata</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	340	Maas, 1982
<i>Poecilia reticulata</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	13	Beusen and Neven, 1989
<i>Poecilia reticulata</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	10,4	Beusen and Neven, 1989
<i>Poecilia reticulata</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	11,2	Beusen and Neven, 1989
<i>Puntius conchonius</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	1,435	Pant and Singh, 1983
<i>Rutilus rutilus</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	0,5	Grande <i>et al.</i> , 1994
<i>Saccobranhus fossils</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	4,57	Verma <i>et al.</i> , 1982
<i>Salmo salar</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	0,13	Grande <i>et al.</i> , 1994
<i>Salmo trutta</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	0,13	Grande <i>et al.</i> , 1994
<i>Salvelinus alpinus</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	0,13	Grande <i>et al.</i> , 1994
<i>Salvelinus namaycush</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	0,13	Grande <i>et al.</i> , 1994
<i>Tilapia mossambica</i>	Sterblichkeit	7 d	LC50	23,77	Basak and Konar, 1978
<i>Tilapia mossambica</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	11,4	Shafiei and Costa, 1990
<i>Tilapia mossambica</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	12,52	Shafiei and Costa, 1990
Übrige Organismen					
Cyanobacteria					
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Wachstum	6 h	EC50	8,5	Kallqvist and Romstad, 1994
<i>Synechococcus leopoliensis</i>	Wachstum	5 h	EC50	10	Kallqvist and Romstad, 1994

Spezies	Prüf- kriterium	Zeit	Wert	Konzentration [mg/l]	Quelle
<i>Synechocystis</i>	¹⁴ C Fixation	1 h	EC50	46,24	Mohapatra <i>et al.</i> , 1997
<i>Synechocystis</i>	O2 Produktion	1 h	EC50	3,5	Mohapatra <i>et al.</i> , 1997
Amphibien					
<i>Rana cyanophlyctis</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	11,7	Mudgall and Patil, 1987
<i>Rana cyanophlyctis</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	10,8	Mudgall and Patil, 1987
Protozoen					
<i>Paramecium aurelia</i>	Sterblichkeit	90 min	NOEC	>5	Joshi and Misra, 1986
Mollusca					
<i>Physa fontinalis</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	>2	Baekken and Aanes, 1991
Insekten					
<i>Aedes aegypti</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	5,04	Song <i>et al.</i> , 1997
<i>Aedes aegypti</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	6,41	Song <i>et al.</i> , 1997
<i>Baetis rhodani</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	0,007	Baekken and Aanes, 1991
<i>Chironomid</i>	Sterblichkeit	24 h	LC50	0,012	Joshi <i>et al.</i> , 1975
<i>Culex fatigans</i>	Sterblichkeit	24 h	LC50	0,46	Tabassum <i>et al.</i> , 1993
<i>Heptagenia sulfurea</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	0,081	Baekken and Aanes, 1991
<i>Hydropsyche siltalai</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	0,023	Baekken and Aanes, 1991
<i>Libellula sp.</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	0,28	Sateesh <i>et al.</i> , 1996
<i>Pteronarcys californica</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	0,043	Mayer and Ellersieck, 1986

Tabelle 1b: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für Wasserorganismen in Binnenoberflächengewässern
(Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert.)

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [mg/l]	Quelle
Dimethoat					
60-51-5					
Bacteria					
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	specific growth rate	8 h	NOEC	320	Slooff and Canton, 1983
<i>Pseudomonas putida</i>		18 h	NOEC	574	IUCLID, 2000: BASF AG, Ludwigshafen
Algae					
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	growth rate	8 d	NOEC	>40	Wong and Chang, 1988
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	photosynthetic rate	8 d	NOEC	20	Wong and Chang, 1988
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Chla content in log phase	8 d	LOEC	<1	Wong and Chang, 1988
<i>Scenedesmus pannonicus</i>	biomass growth	96 h	NOEbC	100	Slooff and Canton, 1983
<i>Selenastrum capricornutum</i>	growth rate	72 h	NOEC	30,5	IUCLID, 2000: BASF AG, Ludwigshafen
<i>Selenastrum capricornutum</i>	growth rate	3 d	EC10	3,4	Kallqvist and Romstad, 1994
<i>Selenastrum capricornutum</i>	growth	3 d	NOEC	22,6	Caley, unpublished data in EU-DAR (European Commission, 2003)
Wasserpflanzen					
<i>Lemna minor</i>	specific growth rate	7 d	NOEC	32	Slooff and Canton, 1983
Krebse					
<i>Daphnia magna</i>	mortality	21 d	NOEC	0,032	Slooff and Canton, 1983; Canton et al., 1980
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	21 d	NOEC	0,1	Slooff and Canton, 1983; Canton et al., 1980
<i>Daphnia magna</i>	mortality	28 d	NOEC	0,23	IUCLID, 2000: BASF AG Ludwigshafen
<i>Daphnia magna</i>	immobilisation	21 d	NOEC	0,04	IUCLID, 2000: BASF AG Ludwigshafen

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [mg/l]	Quelle
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	21 d	NOEC	0,04	IUCLID, 2000: BASF AG Ludwigshafen
<i>Daphnia magna</i>	Growth	16 d	NOEC	0,029	Deneer <i>et al.</i> , 1988
<i>Daphnia magna</i>	Growth	16 d	EC10	0,21	Deneer <i>et al.</i> , 1988
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	16 d	EC50	0,31	Hermens <i>et al.</i> , 1984
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	23 d	NOEC	0,1	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	23 d	NOEC	0,08	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	23 d	NOEC	0,047	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	reproduction	23 d	NOEC	0,076	Beusen and Neven, 1989
<i>Daphnia magna</i>	Growth	21 d	NOEC	0,024	Caley et al, unpublished data in EU DAR (European Commission, 2003)
Fische					
<i>Brachydanio rerio</i>	Hatching	12 d	NOEC	0,2	Grande <i>et al.</i> , 1994
<i>Brachydanio rerio</i>	Survival	12 d	NOEC	0,0125	Grande <i>et al.</i> , 1994
<i>Channa punctatus</i>	behaviour	14 d	NOEC	>=5	Anees, 1975
<i>Clarias batrachus</i>	Fecundity	6 months	LOEC	10,8	Begum and Vijayaraghavan, 1995
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Growth	21 d	NOEC	0,4	IUCLID, 2000: BASF AG Ludwigshafen
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	physiology	21 d	NOEC	0,29	Caley et al, unpublished data in EU DAR (European Commission, 2003)
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Growth	96 d	NOEC	1,5	Strawn et al, unpublished data in EU DAR (European Commission, 2003)
<i>Oryzias latipes</i>	Mortality	40 d	NOEC	0,32	Slooff and Canton, 1983
<i>Oryzias latipes</i>	mortality/behaviour	40 d	NOEC	0,32	Slooff and Canton, 1983
<i>Oryzias latipes</i>	hatching growth	40 d	NOEC	100	Slooff and Canton, 1983
<i>Poecilia reticulata</i>	behaviour	28 d	NOEC	0,1	Slooff and Canton, 1983
<i>Poecilia reticulata</i>	growth	28 d	NOEC	10	Slooff and Canton, 1983
<i>Poecilia reticulata</i>	mortality	28 d	NOEC	32	Slooff and Canton, 1983
<i>Salmo trutta</i>	hatching	45 d	NOEC	0,3	Grande <i>et al.</i> , 1994
<i>Salmo trutta</i>	survival	45 d	NOEC	0,02	Grande <i>et al.</i> , 1994

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [mg/l]	Quelle
Übrige Organismen					
Cyanobacteria					
<i>Anabaena</i>	growth	72 h	NOEC	100	Perona <i>et al.</i> , 1991
<i>Microcystis aeruginosa</i>	specific growth rate	96 h	NOEC	32	Slooff and Canton, 1983
Protozoa					
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	cell number	96 h	LOEC	1	Kumar <i>et al.</i> , 1989
Cnidaria					
<i>Hydra oligactis</i>	specific growth rate	21 d	NOEC	100	Slooff and Canton, 1983
Mollusca					
<i>Lymnaea stagnalis</i>	reproduction	40 d	NOEC	10	Slooff and Canton, 1983
<i>Lymnaea stagnalis</i>	mortality	40 d	NOEC	32	Slooff and Canton, 1983
<i>Lymnaea stagnalis</i>	hatch	7 d	NOEC	32	Slooff and Canton, 1983
Insecta					
<i>Culex pipiens</i>	mortality	25 d	NOEC	0,32	Slooff and Canton, 1983
<i>Culex pipiens</i>	development	25 d	NOEC	0,32	Slooff and Canton, 1983
Amphibia					
<i>Xenopus laevis</i>	mortality	100 d	NOEC	1	Slooff and Canton, 1983
<i>Xenopus laevis</i>	development	100 d	NOEC	32	Slooff and Canton, 1983
<i>Xenopus laevis</i>	growth	100 d	NOEC	32	Slooff and Canton, 1983

Tabelle 2a: Übersicht der akuten Wirkungsdaten für Wasserorganismen in sonstigen Binnenoberflächengewässern (Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert.)

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [mg/l]	Quelle
Dimethoat					
60-51-5					
Krebse					
<i>Americamysis baStdia</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	15	US-EPA, 2006
<i>Artemia sp.</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	15,73	Song and Brown, 1998; Song et al., 1997
<i>Artemia sp.</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	10,14	Song and Brown, 1998
<i>Carcinus maenas</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	>3,3	Portmann and Wilson, 1971
<i>Crangon crangon</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	0,3-1	Portmann and Wilson, 1971
<i>Neomysis integer</i>	Immobilität	96 h	LC50	0,543	Roast et al., 1999
<i>Neomysis integer</i>	Immobilität	96 h	LC50	0,366	Roast et al., 1999
<i>Pandalus montagui</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	>0,033	Portmann and Wilson, 1971
<i>Penaeus aztecus</i>	Sterblichkeit	48 h	EC50	>1	Mayer, 1986
Fische					
<i>ApStdanius fasciatus</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	117	Boumaiza et al., 1979
<i>Fundulus similis</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	>1	Mayer, 1986
Übrige Organismen					
Mollusca					
<i>Cardium edule</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	>3,3	Portmann and Wilson, 1971
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	>56	Serrano et al., 1995
<i>Venus gallina</i>	Sterblichkeit	96 h	NOEC	>32	Serrano et al., 1995
Insecta					
<i>Aedes taenior StdynStdus</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	0,031	Song and Brown, 1998; Song et al., 1997
<i>Aedes taenior StdynStdus</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	0,2	Song and Brown, 1998

Tabelle 2b: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für Wasserorganismen in sonstigen Oberflächengewässern.
(Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert).

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [mg/l]	Quelle
Dimethoat					
60-51-5					
Krebse					
<i>Artemia salina</i>	Hatchability	48 h	NOEC	≥10	Kuwabara <i>et al.</i> , 1980

Stoffdatenblatt

- MCPA -

1 Substanz

Name:	MCPA
IUPAC-Name:	4-Chlor-o-tolyloxy Essigsäure
CAS-Nummer:	94-74-6
EG-Nummer:	202-360-6
EG-Richtlinie 67/548/EG Anlage I Index	607-051-00-3
Listennummer in 2006/11/EG (vormals 76/464/EWG)	90
Code:	Sandre: 1212
Stoffgruppe:	Herbizide

Neben MCPA wurden die Daten zur Ökotoxizität von MCPA-DMA Salz [Cas-Nr. 2039-46-5] mit für die Berechnung einer UQN herangezogen.

2 Umweltqualitätsnorm

2.1 Schutzgutübergreifende Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	Maximale Konzentration (ZHK-UQN)	Überwachungswert (JD-UQN)	Anmerkung
Binnenoberflächengewässer (Flüsse und Seen)	15,2 µg/l	1,4 µg/l	Jahresmittelwert
Sonstige Oberflächengewässer (Küsten- und Übergangsgewässer)	1,52 µg/l	0,14 µg/l	Jahresmittelwert

2.2 Spezifische Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	UQN	Anmerkung
Aquatische Lebensgemeinschaften (Binnenoberflächengewässer)	JD-UQN = 1,4 µg/l ZHK-UQN = 15,2 µg/l	s. 8.1
Aquatische Lebensgemeinschaften (Sonstige Oberflächengewässer)	JD-UQN = 0,14 µg/l ZHK-UQN = 1,52 µg/l	
Sedimentorganismen		
Secondary Poisoning		
Fischkonsum		
Trinkwasserversorgung (75/440/EWG)	1 µg/l	s. 8.5
Trinkwasser (98/83/EG)	0,1 µg/l	S. 8.5

3 Allgemeine Stoffinformationen

3.1 Klassifikation und Kennzeichnung

R-Sätze und Kennzeichnung	Quelle
Xn R22 R38 R41	http://ecb.jrc.it/classification-labelling/ Beschluss der Kommission für giftige Substanzen vom 09-03-04

3.2 Bestehende Qualitätsanforderungen für Oberflächengewässer (Quelle: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Land	Status	Wert	Anmerkung
DE		0,1 µg/l	
NL		280 µg/l	
FR		42 µg/l	90-Perzentil
LU		0,1 µg/l	

3.3 Wirkungsweise und Verwendung

Stoffrechtliche Regelungen (nationale Zulassungen / Verbote):

Deutschland:

Pflanzenschutzmittel, die den Wirkstoff MCPA beinhalten, sind in Deutschland zugelassen. Aus dem Register zugelassener Pflanzenschutzmittel ergibt sich, dass kein MCPA-Ester enthaltendes Produkt in Deutschland zugelassen ist (BBA, 1998). Quelle: UBA-Texte 76/99

Niederlande:

Produkte, die den Wirkstoff MCPA beinhalten, sind in den Niederlanden zugelassen. Über die Zulassung heißt es in der Pflanzenschutzmitteldatenbank: "Das Ablaufdatum 09.09.9999 betrifft eine ‚Zulassung von Rechts wegen‘, auf deren Grundlage die Dauer durch Beschlussfassung in der EU festgelegt wird."
http://www.ctb.agro.nl/portal/page?_pageid=33,46731&_dad=portal&_schema=PORTAL

4 Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften

Eigenschaft		Quelle
Wasserlöslichkeit	26,2 g/l bei 25 °C und einem pH von 5 293,9 g/l bei 25 °C und einem pH von 7 320,1 g/l bei 25 °C und einem pH von 9	EC 2005
Dichte	optional	
Dampfdruck	4 * 10⁻⁴ Pa bei 32 °C	EC 2005
Henry-Konstante	5,5 * 10⁻⁵ Pa*m³/mol bei 25°C	EC 2005

5 Verhalten und Verbleib in der Umwelt

Eigenschaft		Quelle
Biotischer und abiotischer Abbau		
Hydrolytische Stabilität (DT ₅₀)	> 30 Tage, stabil bei 25 °C und einem pH-Wert zwischen 5 und 9	EC 2005
Photostabilität (DT ₅₀)	25,4 Tage bei pH=5, natürliches Licht 88 Minuten bei pH=5, Kunstlicht 69 Minuten bei pH=7, Kunstlicht 97 Minuten bei pH=9, Kunstlicht	EC 2005
Biologisch leicht abbaubar (ja/nein)	biologisch nicht leicht abbaubar	EC 2005
relevante Metabolite	2-methyl-4-chlorophenol	EC 2005
Sorptionsverhalten		
log P _{ow}	Verteilungskoeffizient (log Pow) pH1: 2,70 (0,001 Mol/l); 2,80 (0,0001 Mol/l) pH5: 0,28 (0,01 Mol/l); 0,59 (0,001 Mol/l) pH7: -0,81 (0,01 Mol/l); -0,71 (0,001 Mol/l) pH9: -1,07 (0,01 Mol/l); -0,88 (0,001 Mol/l) Purity 99,4%.	EC 2005
Koc	Boden 10 – 157 (Mittelwert 74)	EC 2005
Bioakkumulation		
BCF (Fisch)	No potential for bioaccumulation	EC 2005
BAF (Fisch)		
BMF (Biomagnifikation)		

6 Wirkung auf die aquatischen Lebensgemeinschaften

6.1 Schutz der aquatischen Organismen

Die Schätzung der ökotoxikologischen Auswirkungen basiert auf den Analyseergebnissen chronischer Tests an Algen, Krebsen und Fischen. Für Bakterien liegen keine Daten vor.

Für Salzwasserorganismen liegen keine ökotoxikologischen Wirkungsdaten vor.

6.2 Schutz der Sedimentorganismen

Der Schwellenwert (gemäß Lepper, 2005) zur Ermittlung einer UQN für Sediment wird nicht überschritten.

6.3 Schutz von "fischfressenden" Tierarten (Secondary poisoning)

Der Schwellenwert (gemäß Lepper, 2005) zur Ermittlung einer UQN für fischfressende Tierarten wird nicht überschritten.

7 Wirkung auf die menschliche Gesundheit

Aufgrund des log Pow von < 3 ist nicht zu erwarten, dass Anreicherung in der Nahrungskette erfolgt. Der Schwellenwert zur Berechnung einer Umweltqualitätsnorm für Fischkonsum wird nicht überschritten.

8 Berechnung der Umweltqualitätsnormen

8.1 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz der aquatischen Organismen

Binnenoberflächengewässer

Die Wirkungsdaten der empfindlichsten Arten finden sich in Anhang 1. Der niedrigste Wert auf der Grundlage chronischer Tests wurde bei Algen und Pflanzen gefunden.

Das Testergebnis aus der Arbeit von Caux et al. für *Navicula pelliculosa* kann jedoch nicht für die Berechnung einer UQN herangezogen werden, da der angegebene NOEC-Wert von 9 µg/l auf Grund anderer geprüfter Daten für Algen (EC 2005) als nicht plausible und/oder valide anzusehen ist.

Am empfindlichsten gegenüber MCPA reagierte die Wasserpflanze *Lemna gibba*.

Der niedrigste valide NOEC-Wert liegt für MCPA-DMA Salz mit 16,2 µg/l vor. Bezogen auf MCPA ergibt sich ein NOEC-Wert von 13,5 µg/l. Da für Algen, Daphnien und Fische chronische Daten vorliegen, kann ein Sicherheitsfaktor von 10 angewandt werden.

JD-UQN = $13,5 \text{ µg/l} / 10 = 1,35 \text{ µg/l}$; gerundet 1,4 µg/l.

Die ZHK-UQN kann auf der Grundlage der niedrigsten akuten Toxizitätsdaten (ein EC50 von 152 µg/l für *Lemna gibba*) berechnet werden. Da auch akute Toxizitätsdaten für den Basissatz Algen, Daphnien und Fische vorliegen, kann ein Sicherheitsfaktor 10 angewandt werden. Es ergibt sich ein ZHK-UQN von 15,2 µg/l.

Sonstige Oberflächengewässer

Für die typischen im Meer vorkommenden Arten liegen keine Daten vor. Die JD-UQN für sonstige Oberflächengewässer werden daher von dem Datensatz für Binnenoberflächengewässer mit einem Sicherheitsfaktor von 100 abgeleitet (JD-UQN = $13,5 / 100 = 0,135 \text{ µg/l}$, gerundet 0,14 µg/l).

Die ZHK-UQN für sonstige Oberflächengewässer kann auf der Grundlage des niedrigsten EC50 von 152 µg/l für *Lemna gibba* berechnet werden. Dieser Wert liegt unter den akuten Toxizitätswerten für Algen, Daphnien und Fische. Für sonstige Oberflächengewässer wird ein Sicherheitsfaktor 100 angewandt (Lepper, 2005). Die ZHK-UQN für sonstige Oberflächengewässer ergibt 1,52 µg/l.

8.2 Berechnung der Umweltqualitätsnormen zum Schutz der Sedimentorganismen

S. Kapitel 6.2

8.3 Berechnung der Umweltqualitätsnormen zum Schutz der „fischfressenden“ Organismen

Die BCF-Werte sind in die Monographie übernommen worden. Angesichts der Tatsache, dass der log Kow unter 3 liegt, braucht für Secondary Poisoning keine UQN berechnet zu werden (der auslösende Wert für die Ableitung wird nicht überschritten).

8.4 Berechnung der Umweltqualitätsnormen für den Fischkonsum

MCPA gehört nicht zu den CMR-Stoffen. Der auslösende Wert für die Berechnung einer Qualitätsnorm für Fischkonsum wird nicht überschritten.

8.5 Umweltqualitätsnorm zum Schutz der Trinkwasserversorgung und des Trinkwassers

Entsprechend der EU-Richtlinie 98/83/EG (zuvor 80/778/EWG) ist zum Schutz der Trinkwasserversorgung ein maximaler Wert von 0,1 µg/l anzuwenden.

Entsprechend der EG-Richtlinie 75/440/EWG ist zum Schutz der Oberflächengewässer für den menschlichen Konsum ein Maximalwert von 1 µg/l anzuwenden.

9 Quelle

Lepper, P., 2005:

Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC) Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 15 september 2005 (niet gepubliceerd)

Ahmed, W., 1977

The Effectiveness of Predators of Rice Field Mosquitoes in Relation to Pesticide Use in Rice Culture.

Ph.D. Thesis, University of California, Davis, CA:56 p.; Dissert. Abstr. Int. B 379:430B

BBA, 1998

Liste der Wirkstoffe in zugelassenen Pflanzenschutzmitteln

www.bba.de, Phytomed-Datenbank

Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Braunschweig

Caux, P.Y., Kent, R.A., Bergeron, V., Fan, G.T., MacDonald, D.D., 1995

Environmental fate and effects of MCPA: A Canadian perspective.

Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 25(4): 313-376

CCME- Canadian Council of Ministers of the Environment, 1995

Canadian water quality guidelines: Updates March 1995 Appendix XVIII.

Environment Canada, Ottawa, Kanada

Crosby, D.G., Tucker, R.K., 1966

Toxicity of Aquatic Herbicides to *Daphnia magna*

Science 154:289-290

Davies, P.E., Cook L.S., Goenarso, D., 1994

Sublethal responses to pesticides of several species of Australian freshwater fish and crustaceans and rainbow trout.

Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 13, No 8, pp. 1 341-1354

Davis, J.T., Hughes, J.S., 1963

Further Observations on the Toxicity of Commercial Herbicides to Bluegill Sunfish.

Proc. South. Weed Conf. 16:337-340 Used Ref 612

EUROPEAN COMMISSION, 2005

Review report for the active substance **MCPA** Finalised in the Standing Committee on the Food Chain and Animal Health at its meeting on **15 April 2005** in view of the inclusion of MCPA in Annex I of Directive 91/414/EEC.

SANCO/4062/2001-final

<http://www.fytoweb.be/FR/doc/MCPA.pdf#search=%22mcpa%20monograph%20of%20rance%22>

Fargasova, A., 1994

Comparative study of plant growth hormone Herbicide toxicity in various biological subjects.

Ecotoxicology and Environmental Safety 29, 359-364

Johnson,W.W., Finley,M.T., 1980

Handbook of Acute Toxicity of Chemicals to Fish and Aquatic Invertebrates.
Resour. Publ. 137, Fish Wildl. Serv., U.S.D.I., Washington, D.C.:98 p.

Hanstveit, A.O. 1988

Effects of U 46 M-Fluid on growth of the algae *Selenastrum capricornutum*.
TPH Report No: R 88/421 (Angaben: Industieverband Agrar e.V., Frankfurt)

Informationssystem Cemikaliensicherheit – ICS
Umweltbundesamt, Berlin

Koch & Memmert 1993

Toxicity of herbizide Marks M to *Pseudokirchneriella subcapitata*.
AH Marks, Report No. RCC 409050 (Angaben: Industieverband Agrar e.V.,
Frankfurt)

Knapek,R. Lakota, S., 1974

Einige Biotests zur Untersuchung der Toxischen Wirkung von Pestiziden im
Wasser. Biological Testing to Determine Toxic Effects of Pesticides.
Tagungsber. Akad. Landwirtschaftswiss. D.D.R. 126:105-109 GER ENG-ABS;
Pestab: 0175 1977 Author Communication Used

Lysak,A., Marcinek, J., 1972

Multiple Toxic Effect of Simultaneous Action of Some Chemical Substances on Fish.
Rocz. Nauk Roln. Ser. H Rybactivo 943:53-63

Nishiuchi,Y., Hashimoto, Y., 1967

Toxicity of Pesticide Ingredients to Some Fresh Water Organisms.
Botyu-Kagaku Sci. Pest Control 321:5-11 JPN ENG ABS. Author Communication
Used

Nishiuchi,Y., Hashimoto,Y. 1969

Toxicity of Pesticides to Some Fresh Water Organisms.
Rev. Plant Protec. Res. 2:137-139

Peterson,H.G., Boutin,C., et al., 1994

Aquatic phyto-toxicity of 23 pesticides applied at Expected Environmental
Concentrations.
Aquatic Toxicology 28 1994 275-292

UNEP/IRPTC International Register of Potentially Toxic Chemicals

- COPYRIGHT 1990 UNEP -

United Nations Environment Programme/ International Register of Potentially
Toxic, Palais des Nations, CH-1211 Genf 10

Anhang 1: Testergebnisse für Wasserorganismen

Tabelle 1a: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für Wasserorganismen in Binnenoberflächengewässern.
(Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert.)

Spezies	Test-substanz	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
MCPA						
97-74-6						
Bakterien						
Algen						
<i>Selenastrum capricornutum</i>		Zellproliferation	5 d	LOEC	26	Caux et al. 1995
<i>Selenastrum capricornutum</i>		Zellproliferation	5 d	NOEC	9 #	Caux et al. 1995
<i>Selenastrum capricornutum</i>		Keine Angaben		NOEC	117.000	Hanstveit 1988
<i>Anabaena flos-aquae</i>		Zellproliferation	5 d	LOEC	1.200	CCME 1995
<i>Anabaena flos-aquae</i>		Zellproliferation	5 d	NOEC	470	Caux et al. 1995
<i>Navicula pelliculosa</i>		Zellproliferation	5 d	LOEC	26	CCME 1995
<i>Navicula pelliculosa</i>		Zellproliferation	5 d	NOEC	9	Caux et al. 1995
<i>Navicula pelliculosa</i>	MCPA-DMA	Wachstumsrate	5 d	NOEC	10.300	ICS
Wasserpflanzen						
<i>Lemna gibba</i>		Wachstum	14 d	LOEC	260	Caux et al. 1995
<i>Lemna gibba</i>		Wachstum	14 d	NOEC	130	Caux et al. 1995
<i>Lemna minor</i>	MCPA-DMA	Fronddanzahl	7 d	NOEC	127	ICS
<i>Lemna gibba</i>	MCPA-DMA	Fronddanzahl	14 d	NOEC	16,2	ICS
Krebse						
<i>Daphnia magna</i>		keine Angaben	21 d	NOEC	13.000	EC 2005
Fische						
<i>Pimephales promelas</i>		keine Angaben	28 d	NOEC	15.000	EC 2005
<i>Galaxias maculatus</i>		Blutwerte	20 d		> 2.000	Davies et al. 1994
Übrige Organismen						

Das Testergebnis aus der Arbeit von Caux et al. für *Navicula pelliculosa* kann jedoch nicht für die Berechnung einer UQN herangezogen werden, da der angegebene NOEC-Wert von 9 µg/l auf Grund anderer geprüfter Daten für Algen (EC 2005) als nicht plausibel und/oder valide anzusehen ist.

Tabelle 1b: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten auf Wasserorganismen in sonstigen Oberflächengewässern.

Es liegen keine Toxizitätsdaten vor.

Tabelle 2a: Übersicht der akuten Wirkungsdaten für Wasserorganismen in Binnenoberflächengewässern
(Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert.)

Spezies	Test-substanz	Prüf-kriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
MCPA						
97-74-6						
Bakterien						
Algen						
<i>Anabaena flos-aquae</i>		Zellproliferation	5 d	EC50	6.700	CCME 1995
<i>Navicula pelliculosa</i>		Wachstum	120 h	EC50	32.900	EC 2005
<i>Navicula pelliculosa</i>	MCPA-DMA	Wachstum	5 d	EC50	32.900	ICS
<i>Navicula pelliculosa</i>		Zellproliferation	5 d	EC50	630	CCME 1995
<i>Nitzschia sp.</i>		Assimilation	22 h	TE	1.400	Peterson et al. 1994
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>		Wachstum	120 h	EC50	79.800	EC 2005
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>		keine Angaben		NOEC	20.000	Koch & Memmert 1993
<i>Pseudoanabaena</i>		Assimilation	22 h	TE	1.400	Peterson et al. 1994
<i>Selenastrum capricornutum</i>		Assimilation	22 h	TE	1.400	Peterson et al. 1994
<i>Scenedesmus quadricauda</i>		Zellproliferation	20 d	EC50	85.100	Fargasova 1994
<i>Selenastrum capricornutum</i>		Zellproliferation	5 d	EC50	950	Caux et al. 1995
<i>Selenastrum capricornutum</i>		Zelldichte	120 h	EC50	79.800	EC 2005
Wasserpflanzen						
<i>Lemna minor</i>		Wachstum	7 d		1400	Peterson et al. 1994
<i>Lemna minor</i>		Wachstum	7 d	EC50	2.462.000	EC 2005
<i>Lemna gibba</i>		Wachstum	14 d	EC50	152	EC 2005
<i>Lemna gibba</i>	MCPA-DMA	Fronanzahl	14 d	EC50	152	ICS
Krebse						
<i>Daphnia magna</i>		keine Angaben	48 h	EC50	>190.000	EC 2005
<i>Crangon crangon</i>		Sterblichkeit	48 h	LC50	10.000	UNEP/IRPTC
<i>Daphnia magna</i>		Immobilisierung	1 d	EC50	> 100.000	Crosby & Tucker 1966

Spezies	Test-substanz	Prüf-kriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
<i>Daphnia magna</i>		Sterblichkeit	4 d	LC50	110.00	Knapek & Lakota 1974
<i>Daphnia magna</i>		Sterblichkeit	48 h	LC50	172.400	Fargasova 1994
<i>Daphnia pulex</i>		Sterblichkeit	3 h	LC50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1967
<i>Daphnia pulex</i>		Sterblichkeit	3 h	LC50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1969
<i>Moina macrocopa</i>		Sterblichkeit	3 h	LC50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1967
<i>Moina macrocopa</i>		Sterblichkeit	3 h	LC50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1969
<i>Paratya australiensis</i>		Sterblichkeit	10 d	LC50	> 340	Davies et al. 1994
<i>Paratya australiensis</i>		enzymatische Aktivität	10 d	TE	1.000	Davies et al. 1994
Fische						
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		keine Angaben	96 h	LC50	50.000	EC 2005
<i>Carassius auratus</i>		Sterblichkeit	48 h	LC50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1967
<i>Carassius auratus</i>		Sterblichkeit	48 h	LC50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1969
<i>Carassius sp.</i>		Sterblichkeit	96 h	LC50	45.000	Knapek & Lakota 1974
<i>Cyprinus carpio</i>		Sterblichkeit	48 h	LC50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1967
<i>Cyprinus carpio</i>		Sterblichkeit	48 h	LC50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1969
<i>Cyprinus carpio</i>		Sterblichkeit	96 h	LC50	59.000	Knapek & Lakota 1974
<i>Gambusia affinis</i>		Sterblichkeit	24 h	LC50	> 10.000	Ahmed 1977
<i>Lepomis macrochirus</i>		Sterblichkeit	24 h	LC50	164.000	UNEP/IRPTC
<i>Lepomis macrochirus</i>		Sterblichkeit	24 h	LC50	163.500	Davis & Hughes 1963
<i>Lepomis macrochirus</i>		Sterblichkeit	48 h	LC50	163.500	Davis & Hughes 1963
<i>Lepomis macrochirus</i>		Sterblichkeit	96 h	LC50	> 10.000	Johnson & Finley 1980
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		Sterblichkeit	48 h	LC50	20.000	Lysak & Marcinek 1972

Spezies	Test-substanz	Prüf-kriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
<i>Oryzias latipes</i>		Sterblichkeit	48 h	LC50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1967
<i>Oryzias latipes</i>		Sterblichkeit	48 h	LC50	> 40.000	Nishiuchi & Hashimoto 1969
<i>Salmo trutta</i>		Sterblichkeit	24 h	LC50	147.000	UNEP/IRPTC
<i>Salmonidae</i>		Sterblichkeit	96 h	LC50	25.000	Knapek & Lakota 1974
<i>Tinca tinca</i>		Sterblichkeit	96 h	LC50	45.000	Knapek & Lakota 1974
<i>Galaxias maculatus</i>		Sterblichkeit	20 d	LC50	> 50.000	Davies et al. 1994
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		Sterblichkeit	20 d	LC50	> 50.000	Davies et al. 1994
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		Plasmawerte	20 d	TC	50.000	Davies et al. 1994
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		Sterblichkeit	20 d	LC50	> 50.000	Davies et al. 1994
Übrige Organismen						
Insekten						
<i>Aedes aegypti</i>		Sterblichkeit	96 h	LC50	335.000	Knapek & Lakota 1974

Tabelle 2b: Übersicht über die akuten Wirkungsdaten für Wasserorganismen in sonstigen Oberflächengewässern
(Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert.)

Spezies	Test-substanz	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
MCPA						
97-74-6						
Bacteriën						
Algen						
Wasserpflanzen						
Krebse						
Fische						
Übrige Organismen						
<i>Crassostrea sp.</i>		Wachstum	96 h	EC0	1.000	UNEP/IRPTC
<i>Crassostrea virginica</i>		Sterblichkeit	48 h	LC50	15.620	UNEP/IRPTC
<i>Crassostrea virginica</i>		Sterblichkeit	12 h	LC50	31.300	UNEP/IRPTC

Stoffdatenblatt

- Mecoprop -

1 Substanz

Name:	Mecoprop
IUPAC-Name:	4-Chlor-o-tolyloxy-propionsäure
CAS-Nummer:	7085-19-0
EG-Nummer:	
EG-Richtlinie 67/548/EG Anlage I Index	
Listennummer in 2006/11/EG (zuvor 76/464/EWG)	91
Code:	Sandre: 1214
Stoffgruppe:	Herbizid: Phenoxy-carbonsäure

Übersicht über die Mecopropverbindungen, die bei der Ableitung berücksichtigt wurden

Name:	Kürzel	Molgewicht	CAS-Nummer
Mecoprop	MCCP = *	214,65	7085-19-0
Mecoprop-P	MCCP-P = **	214,65	16484-77-8
Mecoprop-P-DMA-Salz	MCCP-P-DMA = ***	259,74	66423-09-4

2 Umweltqualitätsnorm

2.1 Schutzgutübergreifende Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	Maximale Konzentration (ZHK-UQN)	Überwachungswert (JD-UQN)	Anmerkung
Binnenoberflächengewässer (Flüsse und Seen)	160 µg/l	18,2 µg/l	Jahresmittelwert
Sonstige Oberflächengewässer (Küsten- und Übergangsgewässer)	16 µg/l	1,82 µg/l	Jahresmittelwert

2.2 Spezifische Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	UQN	Anmerkung
Aquatische Lebensgemeinschaften (Binnenoberflächengewässer)	JD-UQN = 18,2 µg/l ZHK-UQN = 160 µg/l	s. 8.1
Aquatische Lebensgemeinschaften (Sonstige Oberflächengewässer)	JD-UQN = 1,82 µg/l ZHK-UQN = 16 µg/l	
Sedimentorganismen		
Secondary Poisoning		
Fischkonsum		
Trinkwasserversorgung (75/440/EWG)	1 µg/l	s. 8.5
Trinkwasser (98/83/EG)	0,1 µg/l	

3 Allgemeine Stoffinformation

3.1 Klassifikation und Kennzeichnung

R-Sätze und Kennzeichnung	Quelle
Xn N R22 R38 R41 R50/53 S13 S2 S26 S37/39 S60 S61	http://ecb.jrc.it/esis/ EWG-Beschluss vom 29.04.2004

3.2 Bestehende Qualitätsanforderungen für Oberflächengewässer (Quelle: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Land	Status	Wert	Anmerkung
AT			
DE	gesetzlich	0,1 µg/l	
NL		4 µg/l	
FR	vorläufig	2,9 µg/l	90-Perzentil
LU		0,1 µg/l	

3.3 Wirkungsweise und Verwendung

Stoffrechtliche Regelungen (nationale Zulassungen / Verbote):

Niederlande:

In den Niederlanden ist die Anwendung von Produkten, die den Wirkstoff Mecoprop enthalten, seit dem 1. April 2002 verboten (<http://www.ctb.agro.nl>).

Deutschland:

Das Produkt ist in Deutschland zugelassen (BBA, 1998). Quelle: UBA-Texte 76/99.

4 Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften

Eigenschaft		Quelle
Wasserlöslichkeit	>250 g/l bei 20°C und pH=7 6,6 g/l bei 4°C >250 g/l bei 10°C 620 mg/l bei 20 °C	Agritox Selected references in Mackay et al. 2000
Dichte	Optional	
Dampfdruck	1,6 mPa 0,31 mPa bei 20 °C	Agritox e-Pesticide manual, 2002
Henry-Konstante	2,18*10 ⁻⁴ Pa m ³ /mol 7,43*10 ⁻⁵ Pa m ³ /mol	Agritox Mackay et al., 2000

5 Verhalten und Verbleib in der Umwelt

Eigenschaft		Quelle
Biotischer und abiotischer Abbau		
Hydrolytische Stabilität (DT ₅₀)	> 31 Tage, bei einem pH-Wert zwischen 5 und 9 sehr stabil	Diese Werte sind der Monografie entnommen
	Halbwertszeit für Hydrolyse	e-Pesticide Manual
Photostabilität (DT ₅₀)	28 Tage bei pH = 5 42 Tage bei pH = 7 17 Tage bei pH = 9	Diese Werte sind der Monografie entnommen
Biologisch leicht abbaubar (ja/nein)	biologisch leicht abbaubar	
Falls zutreffend: relevante Metabolite		
Stabilität bei Auflösung in Wasser	4-10 Tage in anaerober Umwelt 28-180 Tage in anaerober Umwelt	Mackay et al. 2000
Stabilität bei Auflösung im Boden	4-10 Tage in anaerobem Boden 21 Tage	Mackay et al. 2000
Sorptionsverhalten		
log P _{ow}	3,94	Mackay et al. 2000
	3,13	
	3,2	e-Pesticide Manual
	2,2 bei pH 4 und 20 °C -0,2 bei pH 7 und 20 °C -0,6 bei pH 10 und 20 °C	Monographie:
Koc	20.0 (log Koc = 1,30)	Mackay et al. 2000
	1,3-1,6 bei pH 5,6-7,6 2,1-2,2 bei pH 4,3-4,4	Monographie:
Bioakkumulation		
BCF (Fisch)	16	Berechnung in Mackay et al. 2000
	3	nicht näher angegebener Fisch; Monographie
BAF (Fisch)		
BMF (Biomagnifikation)		

Der Log P_{ow} hängt erheblich von dem pH-Wert ab (RIVM/CSR archives; Tuinstra and Linders, 1991. Mecoprop-Gutachten. RIVM, Bilthoven, The Netherlands).

6 Wirkung auf die aquatischen Lebensgemeinschaften

6.1 Schutz der aquatischen Organismen

Zur Abschätzung der ökologischen Folgen liegen für Algen, Wasserpflanzen, Krebse und Fische Ergebnisse chronischer Tests vor. Die Wirkungsdaten der empfindlichsten Arten finden sich in Anhang 1.

Für Salzwasserorganismen liegen keine ökotoxikologischen Wirkungsdaten vor.

6.2 Schutz der Sedimentorganismen

Der Schwellenwert (gemäß Lepper, 2005) zur Ermittlung einer UQN für Sedimentorganismen wird nicht überschritten.

6.3 Schutz von "fischfressenden" Tierarten (Secondary poisoning)

Der Schwellenwert (gemäß Lepper, 2005) zur Ermittlung einer UQN zum Schutz fischfressender Tierarten wird nicht überschritten. Obwohl der log Pow-Wert über 3 liegt, ist der BCF-Wert < 100.

7 Wirkung auf die menschliche Gesundheit

Die Schwellenwerte zur Festlegung einer Norm unter Berücksichtigung der Exposition des Menschen werden nicht überschritten.

8 Berechnung der Umweltqualitätsnormen

8.1 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz der aquatischen Organismen

Binnenoberflächengewässer

Die Wirkungsdaten der empfindlichsten Arten finden sich in Anhang 1. Der niedrigste chronische Wert wurde bei Wasserpflanzen festgestellt (NOEC = 220 µg/l MCCP-P-DMA; stimmt mit 182 µg/l MCCP überein). Da für Algen, Daphnien und Fische chronische Daten vorliegen, kann ein Sicherheitsfaktor von 10 angewandt werden.

$$\text{JD-UQN} = 182 \mu\text{g/l} / 10 = 18,2 \mu\text{g/l}$$

Der niedrigste akute Wert wird ebenfalls bei Wasserpflanzen festgestellt. Die ZHK-UQN kann auf der Grundlage der niedrigsten akuten Toxizitätsdaten (ein EC50 von 1600 µg/l für Wasserpflanzen) berechnet werden. Da auch akute Toxizitätsdaten für den Basissatz Algen, Daphnien und Fische vorliegen, kann ein Sicherheitsfaktor 10 angewandt werden.

$$\text{ZHK-UQN} = 1600 \mu\text{g/l} / 10 = 160 \mu\text{g/l}$$

Sonstige Oberflächengewässer

Für die typischen im Meer vorkommenden Arten liegen keine Daten vor. Die JD-UQN für sonstige Oberflächengewässer werden daher von dem Datensatz für Binnenoberflächengewässer mit einem Sicherheitsfaktor von 100 abgeleitet ($JD-UQN = 182 / 100 = 1,82 \mu\text{g/l}$).

Die ZHK-UQN für sonstige Oberflächengewässer kann auf der Grundlage des niedrigsten EC50 von $1600 \mu\text{g/l}$ für Wasserpflanzen berechnet werden. Für sonstige Oberflächengewässer wird ein Sicherheitsfaktor 100 angewandt (Lepper, 2005).
 $ZHK-UQN = 1600 \mu\text{g/l} / 100 = 16 \mu\text{g/l}$

8.2 Berechnung der Umweltqualitätsnormen zum Schutz der Sedimentorganismen

S. Kapitel 6.2

8.3 Berechnung der Umweltqualitätsnormen Schutz von „fischfressenden“ Tierarten

S. Kapitel 6.3

8.4 Berechnung der Umweltqualitätsnormen für den Fischkonsum

Es wird keine Norm zum Schutz des Menschen (Fischkonsum) abgeleitet.

8.5 Umweltqualitätsnorm zum Schutz der Trinkwasserversorgung und des Trinkwassers

Entsprechend der EU-Richtlinie 98/83/EG (zuvor 80/778/EWG) ist zum Schutz der Qualität von Wasser für den menschlichen Konsum ein maximaler Wert von $0,1 \mu\text{g/l}$ anzuwenden.

Entsprechend der Richtlinie 75/440/EWG ist zum Schutz der Qualität des Oberflächenwassers für die Produktion von Trinkwasser ein maximaler Wert von $1 \mu\text{g/l}$ anzuwenden.

9 Quelle

e-Pesticide Manual, 2002. British Crop Protection Council

IRC. 1997. Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn (ICBR),
Werkgroep Waterkwaliteit.

Lepper, P., 2005:

Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality
Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water
Framework Directive (2000/60/EC) Fraunhofer-Institute Molecular Biology and
Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 15 September 2005 (non publié)

Mackay, M., Shiu, W.-Y., Ma, K.-C. 2000. Physical-Chemical properties and
environmental fate handbook. CD-rom. Chapman and Hall, CRCnetbase

Monograph, 14 april 2003.

Office Of Pesticide Programs 2000. Environmental Effects Database (EEDB).
Environmental Fate and Effects Division, U.S.EPA, Washington, D.C.

Tscheu-Schluter, M. 1974. Acute Toxicity of Herbicides for Selected Aquatic
Organisms. I. Synthetic Growth-Promoting Herbicides, Phenoxy-carboxylic
Acids. Acta Hydrochim.Hydrobiol. 2(2):139-159.

BBA, 1993. Wirkstoffdatenblatt Mecoprop (Entwurf). Biologischen
Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Braunschweig

U.S. EPA Office of Pesticide Programs, 1995. Environmental Effects
Database (EEDB). Environmental Fate and Effects Division, U.S. EPA,
Washington, D.C.

RIVM/CSR archives; Tuinstra and Linders, 1991. adviesrapport Mecoprop. RIVM,
Bilthoven, The Netherlands

RIVM/CSR archives; Summary for mecoprop and mecoprop-P. RIVM, Bilthoven,
The Netherlands

EUROPEAN COMMISSION, 2003 Review report for the active substance
mecoprop-P Finalised in the Standing Committee on the Food Chain and Animal
Health at its meeting on 15 April 2003 in view of the inclusion of mecoprop-P in
Annex I of Directive 91/414/EEC. SANCO/3065/99-Final

Anhang 1: Testergebnisse für Wasserorganismen

Tabelle 1a: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für Wasserorganismen in Binnenoberflächengewässern.
(Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert.)

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
Mecoprop					
7085-19-0					
Bakterien					
Algen					
<i>Chlorella pyrenoid</i>	Wachstum	96 h	NOEC	180.000	1
<i>Chlorella pyrenoid</i>	Wachstum	96 h	NOEC	56.000	2
<i>Pseudokirchneriella sp.</i>			NOEC	27.000	IRC 1997
Wasserpflanzen					
Wasserpflanzen***	Biomasse	7 d	NOEC	220	ICS-UBA
Wasserpflanzen***	Biomasse	14 d	NOEC	220	ICS-UBA
Krebse					
<i>Daphnia magna</i>	keine Angaben	21 d	NOEC	32.000	RIVM/CSR
<i>Daphnia magna</i>	Fortpflanzung	21 d	NOEC	3.300	2
<i>Daphnia magna</i>			NOEC	50.000	IKSR 1997
<i>Nicht spezifiziertes wirbelloses Tier</i>	Fortpflanzung	21 d	NOEC	22.000	Monographie
Fische					
<i>Lepomis macrochirus</i>			NOEC	50.000	IRC 1997
<i>Oncorhynchus mykiss</i>			NOEC	50.000	IRC 1997
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	keine Angaben	96 h	NOEC	68.100	1
<i>Nicht spezifizierter Fisch</i>	keine Angaben	21 d	NOEC	109.000	Monographie
Übrige Organismen					

1 - RIVM/CSR archives; Tuinstra and Linders, 1991. Mecoprop-Gutachten. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.

2 - RIVM/CSR archives; 1992. Summary for mecoprop and mecoprop-P. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.

Tabelle 1b: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für Wasserorganismen in sonstigen Oberflächengewässern
(Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert).

Es liegen keine Toxizitätsdaten vor.

Tabelle 2a: Übersicht der akuten Wirkungsdaten für Wasserorganismen in Binnenoberflächengewässern
(Die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert).

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
Mecoprop					
7085-19-0					
Bakterien					
Algen					
<i>Chlorella pyrenoid</i>	Wachstum	96 h	EC50	220.000	1
<i>Chlorella pyrenoid</i>	Zellproliferation	4 d	EC50	220.000	BBA 1993
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	Wachstum	14 d	EC50	115.000	Tscheu-Schluter, 1974
<i>Nicht spezifizierte Alge</i>	Biomasse	72 h	EC50	237.000	Monographie
<i>Scenedesmus subspicatus</i>			EC50	100.000	IRC 1997
Wasserpflanzen					
<i>Nicht spezifizierte Pflanze</i>	Wachstum	7 d	EC50	40.200	Monographie
<i>Lemna spec.</i>			EC50	5.100	IRC 1997
Wasserpflanzen***	Biomasse	14 d	EC 50	1600	EC 2003
Krebse					
<i>Daphnia sp</i>	keine Angaben	48 h	EC50	420.000	Europäische Union
<i>Daphnia magna</i>	Vergiftung	48 h	EC50	>100.000	Office of Pesticide Programs
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	2 d	LC50	420.000	BBA 1993
<i>Daphnia magna</i>	keine Angaben	2 d	EC50	> 100.000	U.S. EPA 1995
<i>Nicht spezifiziertes wirbelloses Tier</i>	keine Angaben	48 h	EC50	> 200.000	Monographie
Fische					
<i>Lepomis macrochirus</i>	Sterblichkeit	4 d	EC50	92.000	U.S.EPA 1995
<i>Lepomis macrochirus</i>	Keine Angaben	96 h	LC50	<100.000	Europäische Union
<i>Lepomis macrochirus</i>	Keine Angaben	96 h	LC50	> 92.000	Office of Pesticide Programs

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
<i>Lepomis macrochirus</i>	Sterblichkeit	4 d	LC50	> 92.000	U.S. EPA 1995
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	keine Angaben	96 h	LC50	124.800	Office of Pesticide Programs
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Sterblichkeit	4 d	LC50	124.800	U.S. EPA 1995
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	170.000	2
<i>Cyprinus carpio</i>	Keine Angaben	48 h	LC50	503.000	Tscheu-Schluter, 1974
<i>Poecilia reticulata</i>	Keine Angaben	96 h	LC50	1.100.000	1
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Keine Angaben	96 h	LC50	147.000	1
Nicht spezifizierter Fisch	Keine Angaben	96 h	LC50	240.000	Monographie
Übrige Organismen					

- 1 - RIVM/CSR archives; Tuinstra and Linders, 1991. Mecoprop-Gutachten. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- 2 - RIVM/CSR archives; RIVM/CSR archives; 1992. Summary for mecoprop and mecoprop-P. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.

Tabelle 2b: Übersicht der akuten Wirkungsdaten für Wasserorganismen in sonstigen Oberflächengewässern

Es liegen keine Toxizitätsdaten vor.

Stoffdatenblatt

- Zink -

1 Substanz

Name:	Zink
IUPAC-Name:	Zink
CAS-Nummer:	7440-66-6
EG-Nummer:	231-175-3
EG-Richtlinie 67/548/EG Anlage I Index ¹	Unterschiedliche Nummern für Zinkverbindungen
Listennummer in 2006/11/EG (zuvor 76/464/EWG)	Liste I, Gruppe 1
Code	
Stoffgruppe:	Metalle

¹: url: http://ecb.jrc.it/classification-labelling/CLASSLAB_SEARCH/classlab/downanx1.php

2 Umweltqualitätsnorm

2.1 Schutzgutübergreifende Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	Maximale Konzentration (ZHK-UQN)	Überwachungswert (JD-UQN)	Anmerkung
Binnenoberflächen-gewässer (Flüsse und Seen)	HK + 15,6 µg/l	HK + 7,8 µg/l	gelöste Konzentration Hintergrund- konzentration = 3 µg/l
Sonstige Oberflächengewässer (Küsten- und Übergangsgewässer)	-	HK + 3 µg/l	gelöste Konzentration Hintergrund- konzentration = 1 µg/l

2.2 Spezifische Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	UQN	Anmerkung
Aquatische Lebensgemeinschaften (Binnenoberflächengewässer)	JD-UQN = HK+7,8 µg/l ZHK-UQN = HK+15,6 µg/l	gelöste Konzentration Hintergrund- konzentration = 3 µg/l
Aquatische Lebensgemeinschaften (Sonstige Oberflächengewässer)	JD-UQN = HK+3 µg/l ZHK-UQN = -	gelöste Konzentration Hintergrund- konzentration = 1 µg/l
Sedimentorganismen	190 mg/kg Trocken- gewicht (Süßwasser)	Ableitung QN Salzwassersediment nicht möglich (keine Daten)
Secondary Poisoning	Trifft für Zink nicht zu	
Fischkonsum	Trifft für Zink nicht zu	
Trinkwasserversorgung (75/440/EWG)	3000 µg/l	Siehe 8.5
Trinkwasser (98/83/EG)	-	Siehe 8.5

3 Allgemeine Stoffinformation

3.1 Klassifikation und Kennzeichnung

R-Satz und Kennzeichnung	Quelle
<ul style="list-style-type: none"> F; R15-17, N; R50-53 S: (2-)43-46-60-61 (for zinc powder – zinc dust (pyrophoric)) N; N; R50-53 S: 60-61 (for zinc powder – zinc dust (stabilised)) zinc as massive metal (environment): Still under discussion (July 2006) 	[1] Anmerkung Diese Vorschläge für Klassifikation und Kennzeichnung (mit Ausnahme für Zink massiv) wurden bereits vom CMR Group Meeting im September 2002 und dem Environment Meeting im Juni 2001 verabschiedet und sind in den Entwurf des 29th ATP of Annex 1 unter 67/548/EEC aufgenommen worden.

3.2 Bestehende Qualitätsanforderungen für Oberflächengewässer (Quelle: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Land	Status	Wert	Anmerkung
AT		8,8-53 µg/l	
NL		40 µg/l	
FR		3,1 µg/l 7,8 µg/l	Härte ≥ 24 mg CaCO ₃ /l Härte ≥ 24 mg CaCO ₃ /l
LU		140 µg/l	

3.3 Wirkungsweise und Verwendung

Stoffrechtliche Regelungen (nationale Zulassungen / Verbote):

Nicht zutreffend.

4 Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften

Eigenschaft	Wert	Quelle
Wasserlöslichkeit	nicht löslich	[1]

5 Verhalten und Verbleib in der Umwelt

Eigenschaft	Wert	Quelle
Sorptionsverhalten		
K _p	<p>Rhein-Werte: Der auf der Grundlage für den Rhein in den Niederlanden im Zeitraum 1988-1992 gemessene mediane Verteilungskoeffizient solids-water in Schwebstoff (K_p_{susp}) liegt bei 84.000 l/kg.</p> <p>Die folgenden gemessenen K_p_{susp} -Werte stehen für Deutschland zur Verfügung (UBA, 1994):</p>	[1]

Eigenschaft	Wert	Quelle
Sorptionsverhalten		[1]
K _p	Rhein (bei Lobith, Mittelwert im Zeitraum 1983-1986): 81.000 l/kg; Rhein (1988, vertical section: 91-863 km): 113.000 l/kg.	
Bioakkumulation		
BCF (Fisch)	Nicht zutreffend (s. unter Bioakkumulation und Biomagnifikation)	[1]

Bioakkumulation und Biomagnifikation

In [1] wird geschlussfolgert, dass Secondary Poisoning für Zink nicht zutrifft. Für diese Schlussfolgerung sind folgende Beschlusspunkte von Bedeutung: Die Anreicherung des wichtigsten Elements, Zink, wird aktiv innerhalb der verschiedenen taxonomischen Tiergruppen, wie Weichtiere, Krebsartige, Fische und Säugetiere geregelt. Für Säugetiere, einer der beiden Zielorganismen für Secondary Poisoning, ist die Zinkabsorption sowohl aufgrund der Nahrungsaufnahme als auch aufgrund der Ausscheidung von Zink geregelt. Das bedeutet, dass Säugetiere innerhalb gewisser Grenzen in der Lage sind, den inneren Zinkgehalt auf einer bestimmten Stufe zu halten und die physiologisch erforderlichen Zinkgehalte in ihren verschiedenen Geweben sowohl bei hoher als auch bei geringer Einnahme zinkhaltiger Nahrungsmittel beizubehalten (Homöostase). Die Ergebnisse von Feldstudien, bei denen relativ kleine Abweichungen in den Zinkgehalten kleiner Säugetiere bei Kontroll- und an verunreinigten Standorten gefunden wurden, stimmen mit diesem homöostatischen Mechanismus überein. Diese Daten zeigen, dass das Bioakkumulationspotenzial von Zink bei pflanzen- wie auch fleischfressenden Säugetieren niedrig ist.

Auf der Grundlage obengenannter Daten werden Secondary Poisoning und die damit zusammenhängenden Themen der Bioakkumulation und Biomagnifikation in [1] nicht weiter besprochen.

6 Wirkung auf die aquatischen Lebensgemeinschaften

Allgemeines

Die EU-Risikobewertung von Zink und Zinkverbindungen (EU-Verordnung 793/93/EG) einschließlich aller zugrunde liegenden Daten stellt die einzige Quelle für die derzeit im Rahmen der WRRL vorgeschlagenen Qualitätsnormen dar. Es sind keine zusätzlichen Literaturrecherchen durchgeführt worden. Darüber hinaus ist mitzuteilen, dass SCHER die europäische Risikobewertung für Zink noch nicht bewertet hat.

In der Risikobewertung von Zink und Zinkverbindungen [1] wurde eine Korrektur der Bioverfügbarkeit für Oberflächengewässer und Sedimente durchgeführt. Diese Korrekturen sollten auch innerhalb der WRRL angewandt werden können. Für Oberflächengewässer basiert diese Korrektur auf dem Einsatz des Biotic Ligand Model (BLM), für Sediment wurde der Beitrag von Acid Volatile Sulphide (AVS) einbezogen. In [1] werden diese Korrekturen für die vorausgesagten Umweltkonzentrationen (PEC) und nicht so sehr für die vorhergesagte Konzentration, bei der keine Wirkung in der Umwelt auftritt (PNEC) verwendet. Im Rahmen der WRRL ist eine vergleichbare Vorgehensweise vorgeschrieben,

nämlich, dass eine mögliche Bioverfügbarkeitskorrektur für ein Metall auf die Überwachungsresultate anzuwenden ist. Die untenstehend abgeleiteten Umweltqualitätsnormen (UQN) für das Ökosystem beziehen sich daher auf 'nicht korrigierte' Werte.

Es ist hervorzuheben, dass die BLM-Korrektur nur im Süßwasserkompartiment angewandt werden kann, da die zugrunde liegenden BLM von Tests auf chronische Ökotoxizität mit Süßwasserorganismen abgeleitet wurden. Für den Vergleich der Überwachungsdaten mit Süßwasser-ZHK (auf der Grundlage akuter Toxizitätstests) steht im Prinzip keine validierte BLM-Vorgehensweise aufgrund der EU-Risikobeurteilung [1] zur Verfügung, da die BLM-Korrekturschritte aus chronischen BLM-Studien abgeleitet werden. Bis eine derartige validierte 'akute' BLM-Vorgehensweise vorliegt, können die chronischen BLM pragmatisch verwendet werden, wenn Überwachungsdaten mit dem ZHK-MPA-Wert verglichen werden.

Für Süßwasser-MPA liegt derzeit keine Bioverfügbarkeitskorrektur der entsprechenden PEC vor.

6.1 Schutz der aquatischen Organismen

Süßwasser, akute Toxizität

In [1] werden die akuten Toxizitätsdaten für Zink zur Klassifikation und Kennzeichnung verwendet. Anhang 1 beinhaltet die Daten für Algen, Krebstiere und Fische, die den in [1] definierten Qualitätskriterien entsprachen. Der überwiegende Teil der Tests wurde mit Zinkchlorid oder Zinkphosphat durchgeführt. Die LC50-Werte schwanken zwischen 0,070 und 7800 mg/l. Die niedrigsten LC-Werte wurden für Krebstiere ermittelt. Höhere LC50-Werte beziehen sich meist auf Fische (weniger empfindlich). Studien, die nicht für die Klassifizierung und Kennzeichnung hinzu gezogen wurden, sind ebenfalls unter [1] aufgeführt.

Süßwasser, chronische Toxizität

In [1] finden sich viele Daten zur chronischen Toxizität von Zink in Bezug auf Süßwasseralgen, Invertebraten und Fische (Anhang 3.3.2a). Zur Ableitung eines Süßwasser-PNEC für EU-Gewässer werden die Daten auf Kriterien der Qualität und Relevanz, wie in [1] definiert, überprüft (nicht in Betracht gezogene Studien sind ebenfalls in [1] aufgeführt). Kommen für eine Art auf der Grundlage des gleichen toxikologischen Endpunktes mehrere NOEC-Werte vor, wird der geometrische Mittelwert dieser Werte berechnet und führt zu einem 'species mean' NOEC. Wichtig ist, dass die NOEC-Werte aus vergleichbaren Tests stammen, z.B. aus Tests mit der gleichen Expositionszeit. In Fällen, in denen nur ein Test für einen bestimmten Organismus vorliegt, entspricht der 'species mean' NOEC dem NOEC (für den empfindlichsten Endpunkt) dieses Tests. Die 'species mean' Werte werden in [1] auch als Eingabe für die statistische Extrapolationsmethode zur Ableitung des PNEC verwendet (s.u.). Für Zink variieren die 'species mean' NOEC-Werte auf der Grundlage der zur PNEC-Ableitung verwendeten Studien zwischen 17 und 660 µg/l (s. Anhang 1, Tabelle 1a).

Sofern möglich basieren die NOEC-Werte auf nominalen (zusätzlichen) Zinkkonzentrationen. In einigen Studien basieren die NOEC-Werte auf aktuellen Konzentrationen; in Bezug auf den überwiegenden Teil dieser Daten, insbesondere Tests in künstlichen Wasserkörpern ist bekannt, dass die Hintergrundkonzentration von Zink im Testgewässer verglichen mit den getesteten Konzentrationen sehr niedrig war. Die aktuellen Konzentrationen entsprechen dann etwa den nominalen (zusätzlichen) Konzentrationen.

Untenstehender Text gibt detaillierter Aufschluss über die 'species mean' NOEC-Werte für Süßwasseralgen, Invertebraten und Fische.

Algen

Für einzellige Süßwasseralgen gibt es nur einen 'species mean' NOEC (17 µg/l für *Pseudokirchneriella subcapitata* früher bekannt unter dem Namen *Selenastrum capricornutum* oder *Raphidocelis subcapitata*). Dieser Wert stellt den geometrischen Mittelwert von 25 NOEC-Werten verschiedener Tests (Endpunkt Wachstum) und den niedrigsten 'species mean' NOEC-Wert im Süßwasser-Datensatz dar.

Auch für mehrzellige Süßwasseralgen liegt nur ein 'species mean' NOEC-Wert vor (60 µg/l für die Drahtalge *Cladophora glomerata*). Dieser 'species mean' NOEC basiert auf nur einem Test (Endpunkt Wachstum).

Invertebraten

Für Süßwasserinvertebraten liegen die 'species mean' NOEC-Werte zwischen 37 µg/l für den Wasserfloh *Ceriodaphnia dubia* (geometrischer Mittelwert aus 13 NOEC-Werten verschiedener Tests; Endpunkt Reproduktion) bis 400 µg/l für die Zebramuschel *Dreissena polymorpha* (Weichtiere; ein NOEC-Wert aus einem Test; Endpunkt Überleben). Die Daten der Süßwasserinvertebraten beinhalten Schwämme, Weichtiere, Krebsartige und Insekten. Die meisten Daten zu Süßwasserinvertebraten liegen für die Wasserfloharten *Daphnia magna* und *Ceriodaphnia dubia* (Krebsartige) vor.

Fische

Die 'species mean' NOEC-Werte für Süßwasserfische liegen zwischen 44 µg/l für *Jordanella floridae* (geometrischer Mittelwert der NOEC-Werte von zwei verschiedenen Tests; Endpunkt Wachstum) und 660 µg/l für den Zebrafisch *Brachydanio rerio* (geometrischer Mittelwert von 9 NOEC-Werten aus verschiedenen Tests; Endpunkt Reproduktion).

Salzwasser, akute Toxizität

Unter [1] wurde folgender Text zur akuten Toxizität von Zink für Salzwasserorganismen aufgenommen: "die kombinierten, von Mance (1987) und dem US EPA (1987) gemeldeten Daten ergeben LC50- und EC50-Werte im Bereich 0,17 bis 950 mg/l für Invertebraten. Der größte Teil dieser Werte liegt zwischen 1 und 10 mg/l, einige liegen jedoch unter 0,5 mg/l. Für frühe Lebensstadien der Invertebraten wurden niedrigere LC50- und EC50-Werte im Bereich zwischen 0,065 und 0,12 mg/l beobachtet (Janus, 1993). Im Allgemeinen reagieren Fische weniger empfindlich auf Zink als Invertebraten. Die kombinierten in Mance (1987) und vom US-EPA (1987) gemeldeten akuten LC50- und EC50-Werte für Fische liegen zwischen 0,19 und 83 mg/l. Der größte Teil der Werte liegt zwischen 3 und 30 mg/l."

Die akuten Salzwasserdaten werden in [1] nicht weiter ausgearbeitet. Die LC50- und EC50-Werte für Salzwasser scheinen in der gleichen Größenordnung zu liegen, wie die Süßwasserdaten. Darüber hinaus, und dies gilt auch für das Kompartiment Salzwasser, scheinen Invertebraten empfindlicher auf Zink zu reagieren, als Fische. Der niedrigste Wert des Salzwasser-Datensatzes (65 µg/l) entspricht etwa dem niedrigsten akuten Süßwasser-Toxizitätswert in Höhe von 68 µg/l.

Salzwasser, chronische Toxizität

Die Daten chronischer Toxizitätstests und die sich daraus ergebenden NOEC-Werte für Salzwasseralgen und Invertebraten finden sich in [1]. Die 'species mean' NOEC-Werte liegen zwischen 10 und 2700 µg/l (Anlage 1, Tabelle 1b). Die meisten Werte basieren auf nominalen Konzentrationen. Untenstehender Text gibt detaillierteren Aufschluss über die 'species mean' NOEC-Werte für Salzwasseralgen und Invertebraten. Es lagen keine Daten für Meeresfische vor.

Algen

Die 'species mean' NOEC-Werte für Salzwasseralgen (bei einem Test auf einzellige Algen) liegen zwischen 10 µg/l für *Schroederella schroederi* (ein NOEC aus einem Test) und *Thalassiosira rotula* (ein NOEC eines Tests) und 2700 µg/l für *Phaeodactylum tricornutum* (geometrisches Mittel der NOEC-Werte drei verschiedener Tests).

Invertebraten

Die 'species mean' NOEC-Werte für Salzwasserinvertebraten liegen zwischen 10 µg/l für den Stachelhäuter *Arbacia lixula* (ein NOEC aus einem Test) und 1000 µg/l für das Weichtier *Scrobicularia plana* (ein NOEC aus einem Test). Die Daten der Salzwasserinvertebraten beziehen sich u. A. auf Coelenteraten, Anneliden, Weichtiere, Krebsartige und Stachelhäuter.

6.2 Schutz der Sedimentorganismen

Tabelle 6a betrifft die vier Sedimentstudien mit Zink, die den Kriterien für Relevanz und Qualität aus [1] entsprachen. Der niedrigste NOEC-Wert wurde für die benthische Art *Hyallela azteca* (488 mg/kg deadweight, zusätzlich Zn) ermittelt. Alle anderen Studien, die für die PNEC-Ableitung verworfen wurden, finden sich in [1] wieder. Es liegen keine Studien mit benthischen Salzwasserorganismen vor.

Tabelle 6a: Toxizitätsdaten für Sedimentorganismen aus [1]

Spezies	Taxon. Gruppe	Testdauer	Wirkparameter	Endpunkt	Wert [mg/kg]
Süßwasser-sediment					
<i>Hyallela azteca</i>	crustaceans	6 w	Sterblichkeit	NOEC	510 (actual) 488 (-C _b)
<i>Tubifex tubifex</i>	oligochaetes	4 w	Fortpflanzung	NOEC	1135 (actual) 1101 (-C _b)
<i>Chironomus tentans</i>	Insects	3 w	Wachstum	NOEC	850 (actual) 795 (-C _b)
<i>Chironomus tentans</i>	Insects	8 w	Wachstum, Entstehung, Sterblichkeit, Reproduktion	NOEC	639 (actual) 609 (-C _b)
Salzwasser-sediment					
Keine Daten					

6.3 Schutz von "fischfressenden" Tierarten (Secondary poisoning)

Trifft für Zink nicht zu (s. Absatz 5).

7 Wirkung auf die menschliche Gesundheit

Zink ist nicht für einen der Endpunkte für die menschliche Gesundheit klassifiziert, darüber hinaus liegt der A1-Wert für Trinkwasser aus der Richtlinie des Rates 75/440/EEC wesentlich höher als die Qualitätsnorm für andere Schutzgüter. Außerdem wird die Zink-Biokonzentration in Lebewesen nicht als relevant betrachtet (s. Absatz 5). Da keiner der Schwellenwerte für die Ableitung des QN_{humanaan} erreicht wird, wurde dieser Absatz zur menschlichen Gesundheit nicht weiter ausgearbeitet. Detailliertere Angaben zu den gesundheitlichen Auswirkungen von Zink finden sich in [1].

8 Berechnung der Umweltqualitätsnormen

8.1 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz aquatischer Organismen

Binnenoberflächengewässer

MPA (mit Hilfe des TGD Sicherheitsfaktors)

Die Anwendung eines TGD-Sicherheitsfaktors 10 (es lagen mehr als 3 NOEC-Werte verschiedener taxonomischer Gruppen vor) auf den niedrigsten 'species mean' NOEC Zinkwert aus Tabelle 1 führt zu einem MPA von $17/10 = 1,7 \mu\text{g/l}$. Der niedrigste 'species mean' Wert von $17 \mu\text{g/l}$ basiert auf der Algenart *Pseudokirchneriella subcapitata* ($n = 25$). Darüber hinaus ist anzumerken, dass eine Reihe unabhängiger Studien dieser Algenart niedrigere NOEC-Werte als $17 \mu\text{g/l}$ aufweist (um $5 \mu\text{g/l}$). In [1] wird bevorzugt, den MPA/PNEC für Süßwasserorganismen anzuwenden, der über statistische Extrapolation abgeleitet wurde (s.u.).

MPA (mit Hilfe der statistischen Extrapolationsmethode)

Ein Vergleich des Datensatzes für 'species mean' NOEC-Werte für Süßwasser (Anhang 1) mit den TDG-Kriterien für die Anwendung der statistischen Extrapolationsmethode ergibt Folgendes:

- Die Anzahl chronischer Zink NOEC-Werte ($n=18$ 'species mean' Werte) erfüllt die allgemeine Anforderung an die Anzahl Eingabedaten (Mindestanforderung ist 10 NOEC-Werte, vorzugsweise 15 NOEC-Werte).
- Chronische NOEC-Werte für Zink liegen für eine einzellige Algenart, eine mehrzellige Algenart, vier Schwammarten, zwei Weichtierarten, drei krebsartige Arten, eine Insektenart und sechs Fischarten vor. Der Datensatz umfasst alle acht taxonomische Gruppen (Familien) der EPA-Liste, die in TDG als Ausgangspunkt genutzt wird.

Aufgrund obenstehender Ausführungen wird bei der MPA-Ableitung für Zink der statistischen Extrapolationsmethode der Vorzug vor der Anwendung eines Sicherheitsfaktors für den niedrigsten NOEC gegeben. Der 5. Perzentilwert wird auf der Grundlage des 50 %igen Zuverlässigkeitsniveaus unter Anwendung einer lognormalen Verteilung bestimmt. Für gelösten Zink in Süßwasser ergibt sich ein Wert von $15,6 \mu\text{g/l}$. Es ist anzumerken, dass aus dem Anderson-Darling-Test

hervorgeht, dass es bei niedrigem Signifikanzniveau (1%) für die lognormale Verteilung nur ein 'goodness of fit' gibt. Der relevantere Kolmogorov-Smirnov Test akzeptiert allerdings bei höheren Signifikanzniveau (5%) sowohl die lognormale, wie auch die loglogistische Verteilung. Die Verteilung der Zink-Empfindlichkeit der Arten (SSD) wird in Abb. 8a für Süßwasserorganismen dargestellt.

Aufgrund der Unsicherheit ordnet der London Workshop (in TGD aufgenommen) die Anwendung eines Sicherheitsfaktors zwischen 1 und 5 auf die Zuverlässigkeit der 50 prozentigen Zuverlässigkeit des 5-Perzentilwertes auf der Grundlage eines fallweisen Ansatzes an.

Die Argumente für die Nutzung eines Faktors 2 für Zink werden ausführlich in [1] beschrieben. Daraus ergibt sich ein MPA von $15,6/2 = 7,8 \mu\text{g/l}$ für gelösten Zink in Süßwasser. Fügt man den für Standard-EU-Gewässer zwischen 1 und 4 liegenden Hintergrundwert für Zink (C_b) hinzu, ergibt sich ein QN-Jahresmittelwert: $8,8\text{-}11,8 \mu\text{g/l}$. In der EU RAR [1] wird C_b angegeben als Bereich zwischen 3 und $12 \mu\text{g/l}$ (gesamt) für 'Standard'-EU-Gewässer. Auf der Grundlage eines C_{susp} von 15 mg/l ergibt das $1\text{-}4 \mu\text{g/l}$ (gelöst). Für den Rhein gilt ein Wert um $3 \mu\text{g/l}$ (gelöst) als am besten geeignet.

Der Jahresmittelwert der UQN (**JD-UQN**) ist dann $7,8 + 3 = \mathbf{10,8 \mu\text{g/l}}$

Zusätzlich zum Standard Süßwasser-PNEC wurde in [1] auch ein PNEC für weiches Wasser abgeleitet. In weichem Wasser liegt der PNEC für gelöstes Zink bei $3,1 \mu\text{g/l}$. Es wird nachdrücklich darauf hingewiesen, dass der PNEC für weiches Wasser nur für Gewässer mit geringer Härte, d.h. unter 24 Milligramm pro Liter (ausgedrückt in CaCO_3) gilt.

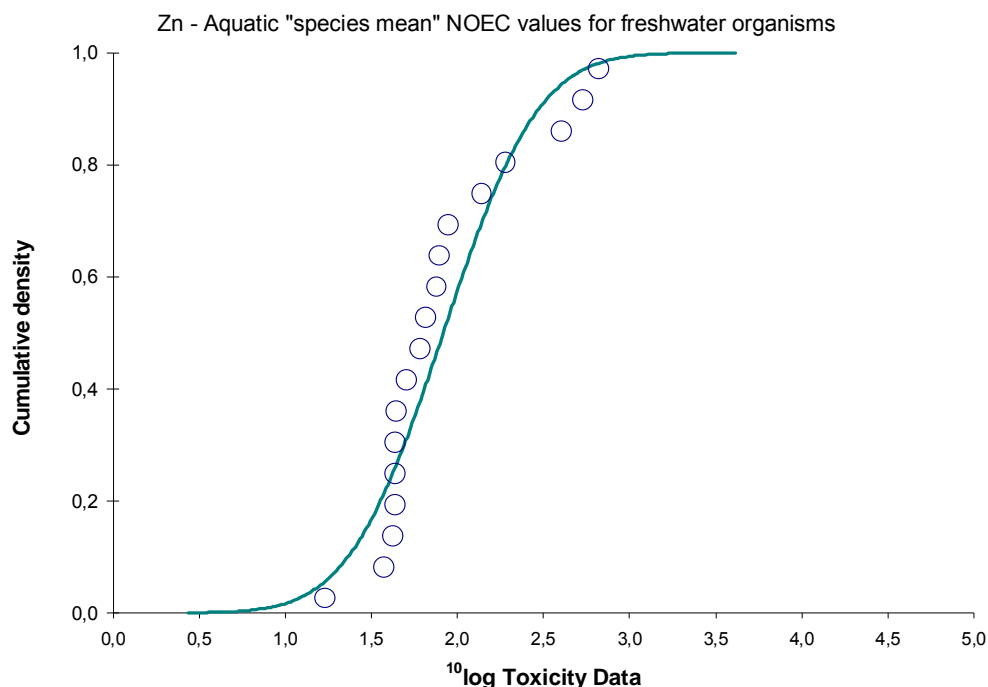


Abbildung 8a: Verteilung der Empfindlichkeit der Arten in Bezug auf Zink in Süßwasserorganismen auf der Grundlage von 'species mean' chronischen NOEC-Werten

MAC-MPA

Die Anwendung des TGD-Sicherheitsfaktors 100 auf die niedrigsten akuten LC50-Werte in Höhe von 0,07 mg/l Zink für Krebsartige (Tabelle 1) ergibt einen ZHK-MPA von 0,7 µg/l. Dieser Wert liegt jedoch unter dem MPA von 7,8 µg/l (s.o.) und dadurch verliert dieser ZHK-MPA an Relevanz.

Es gibt Gründe, um von dem Standard-Sicherheitsfaktor 100 abzuweichen, beispielsweise das relativ niedrige akut-chronisch Toxizitätsverhältnis (ACR) für Zink (s.u.) Dies sollte zu einem niedrigeren Faktor als 100 führen. Auf der anderen Seite ist der Datensatz auf Algen, Krebsartige und Fische beschränkt, was einen Faktor 10 unrealistisch erscheinen lässt. Die Extrapolation des chronischen Datensatzes kann jedoch zu der Schlussfolgerung führen, dass die empfindlichsten taxonomischen Gruppen in den akuten Datensatz, nämlich Algen und Daphnien, aufgenommen wurden (Es ist hervorzuheben, dass ein Faktor 10 zu einem ZHK-MPA-Wert von 7 µg/l führt, was in etwa MPA entspricht).

Dies sollte zu einem niedrigeren Faktor als 100 führen. Auf der anderen Seite ist der Datensatz auf Algen, Krebsartige und Fische beschränkt, was einen Faktor 10 unrealistisch erscheinen lässt. Zumindest ist die Anzahl taxonomischer Gruppen zu niedrig: nur eine Algenart und nur Cladoceren als Vertreter der Invertebraten. Da die Nutzung des TGD-Sicherheitsfaktors (s.o.) nicht zu einem zuverlässigen MAC-MPA führt und die statistische Extrapolationsmethode nicht angewandt werden darf, wurde zur Ableitung des ZHK-MPA eine alternative Methode auf ACR-Basis angewandt. Dieses Verhältnis kann angewandt werden, um die akuten MAC-MPA aus den (chronischen) MPA zu extrapolieren. Tabelle 8b stellt eine Reihe von ACR auf der Grundlage von Daten aus [1] dar. Die ACR wurden auf dreierlei Art abgeleitet:

1. Species mean NOEC gegenüber range LC50-Werten

Es wurde ein Vergleich zwischen den aggregierten chronischen und akuten Daten aus [1] gezogen. Für chronische Daten liegen 'species mean'-Werte vor, hingegen war es nicht möglich, einen Mittelwert der akuten Daten zu ermitteln (der Unterschied zwischen den Tests war zu groß). Für akute Daten wurden daher Bereiche verwendet, was zu einem Bereich von ACR-Werten führt. Für Algen liegt der ACR zwischen 8 und 9. Für Daphnien und Fische gilt ein Bereich, der bei Annäherung zwischen 1 und 10 liegt. Wenn auf diese Art auch keine guter Vergleich im Verhältnis 1:1 gezogen werden kann, bekommt man doch Einblick in die ACR-Werte.

2. Paare innerhalb einer Studie.

Aus [1] wurden die Studien ausgewählt, in denen sowohl akute als auch chronische Tests mit dem gleichen Testorganismus und unter den gleichen Testbedingungen durchgeführt wurden. Zwei Studien, die beide mit *Daphnia magna* durchgeführt wurden, erfüllten diese Kriterien. Die ACR-Werte liegen zwischen 2 und 4. Dieser paarweise Ansatz ist der zuverlässigste, um ACR-Werte zu schätzen. Zusätzlich ist anzumerken, dass *Daphnia* darüber hinaus in Bezug auf Zink die empfindlichste Art sowohl hinsichtlich des akuten, als auch des chronischen Datensatzes darstellt.

3. Verteilung der Empfindlichkeit der Arten (akut gegen chronisch)

In [1] wird ein 5- Perzentilwert von 15,6 µg/l auf der Grundlage eines SSD der chronischen Süßwasserdaten berechnet (s.o.). Die Anwendung eines SSD für akute Daten sollte zu einem medianen 5- Perzentilwert von 45 µg/l führen. Dieser Wert basiert auf allen Werten aus Tabelle 2a, mit Ausnahme des Wertes >

0,530 mg/l (*Ceriodaphnia dubia*) und des 'range'-Wertes von 0,15-0,50 mg/l (*Daphnia magna*). Im Gegensatz zu den chronischen Daten werden in [1] keine 'species mean' Werte für akute Daten berechnet. Die statistische 'goodness of fit' der Verteilung entspricht den TGD-Kriterien (Einzelheiten nicht angegeben). Aus dem Vergleich der SSD-Werte für akut und chronisch ergibt sich ein ACR von 2,9. Eine wichtige Einschränkung dieses SSD-Vergleichs ist der unberechtigte Einsatz der SSD-Methode für akute Daten (s. o.) und der Unterschied in Eingabedaten (Einzelwerte gegenüber 'species mean'-Werten).

Tabelle 8b: ACR-Werte für Zink bezogen auf Süßwasserorganismen.

	Chronisch (µg/l)	Akut (µg/l)	ACR
<i>1. Species mean NOEC gegenüber range LC50-Werten</i>	<i>species mean (n)</i>	<i>range (n)</i>	
<i>Selenastrum capricornutum</i>	17 (25)	136 - 150 (2)	8 - 9
<i>Daphnia magna</i>	88 (27)	70 - 860 (10)	0,8 - 10
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	189 (15)	140 - 2600 (5)	0,7 - 14
<i>2. Pairs within one study</i>	<i>NOEC</i>	<i>LC50</i>	
<i>Daphnia magna (Biesinger and Christensen, 1972)</i>	35	100	3
<i>Daphnia magna (Paulauskis and Winner, 1988)</i>	33	140	4
<i>Daphnia magna (Paulauskis and Winner, 1988)</i>	89	210	2
<i>Daphnia magna (Paulauskis and Winner, 1988)</i>	159	340	2
<i>3. Species sensitivity distributions</i>			
<i>5th percentile median estimate</i>	15,6	44,9	3

Ungeachtet der verschiedenen, obenstehend beschriebenen Einschränkungen ergibt sich aus dieser Analyse, dass die ACR-Werte für Zink im Mittel (weit) unter 10 liegen. Roex (2000) geben einzelne zusätzliche ACR-Werte für Zink an, die im Bereich 2,9 für den Wasserfloh *Moina macrocopa* bis über 5 000 für Guppy-Fische liegen (dieser hohe Wert von 5 000 ist jedoch vermutlich auf einem Fehler zurückzuführen).

Diese Information zu ACR-Werten kann als pragmatischer Ansatz verwendet werden, um die 'unbekannten' MAC-MPA-Werte (akute Toxizität) aus den solide begründeten MPA-Werten (chronische Toxizität) zu extrapolieren. Es wird vorgeschlagen, den ZHK-MPA für Zink von MPA abzuleiten, wobei auf einen recht konservativen ACR-Wert 2 zurück gegriffen wird, der sich aus einem paarweisen Vergleich mit *Daphnia magna* ergibt (und von dem *Moina macrocopa*-Wert von 2,9 aus Roex (200) gestützt wird). Daraus ergibt sich ein ZHK-MPA-Wert von 7,8 µg/l * 2 = 15,6 µg/l. Die ZHK-QN ist dann: 15,6 (ZHK-MPA) + 1-4 (C_b) = 16,6-19,6 µg/l. In der EU RAR [1] wird C_b für 'Standard'-EU-Gewässer als Bereich zwischen 3 und 12 µg/l (gesamt) angegeben. Auf der Grundlage eines C_{susp} von 15 mg/l ergibt das 1-4 µg/l (gelöst). Für den Rhein gilt ein Wert um 3 µg/l (gelöst) als am besten geeignet. Daher wird dieser Wert für die Berechnung der ZHK-UQN verwendet.

Die **ZHK-UQN** ist daher 15,6 + 3 = **18,6 µg/l**

Sonstige Oberflächengewässer

MPA (mit Hilfe des TGD Sicherheitsfaktors)

Die Anwendung eines Sicherheitsfaktors 10 (mehr als drei NOEC verschiedener taxonomischer Gruppen vorhanden) auf den niedrigsten 'species mean' Zink Wert aus Anhang 1, Tabelle 1 ergibt einen MPA von $10/10 = 1 \mu\text{g/l}$. Der niedrigste 'species mean' Wert von $10 \mu\text{g/l}$ basiert auf drei Algenarten und einer echinodermen Art. Im Gegensatz zu Süßwasser basieren die niedrigsten 'species mean'-Werte für Salzwasserorganismen auf dem Ergebnis nur einer Studie ($n=1$). Wie untenstehend angegeben, wird bevorzugt, den MPA für Salzwasserorganismen über die statistische Extrapolationsmethode abzuleiten.

MPA (mit Hilfe der statistischen Extrapolationsmethode)

In [1] wird auf der Grundlage der Daten kein Salzwasser-PNEC abgeleitet. Darüber hinaus wird der Datensatz für Süß- und Salzwasser für die Ableitung des PNEC Süßwasser nicht kombiniert. Ferner werden die Salzwasser-Toxizitätsdaten aus [1] weniger detailliert beurteilt als die Süßwasserdaten und werden in [1] 'nur' für den Vergleich mit dem Süßwasserdatensatz aufgenommen. In [1] wird der Süßwasser PNEC pragmatisch für einzelne lokale Risikobeurteilungen dort eingesetzt, wo Emissionen in die Meeresumwelt erfolgen.

Genau wie der Datensatz für Süßwasser entspricht auch der Datensatz für Salzwasser den Kriterien für die Anzahl Arten und die taxonomische Diversität, um die statistische Extrapolationsmethode anwenden zu können (s. Anhang 1, Tabelle 1b). Abbildung 8c stellt den Zink-SSD für Salzwasserorganismen dar. Auf der Grundlage einer lognormalen Verteilung wird ein 5-Perzentilwert von $6.1 \mu\text{g/l}$ für gelösten Zink in Salzwasser berechnet (niedrigster 95 % C.I. ist 2,6, höchster 95% C.I. ist 11,6). Auf der Grundlage des Anderson-Darling Goodness-of-Fit test for normality (modified A^2) oder des Kolmogorov-Smirnov-Tests wird eine lognormale Verteilung bei Signifikanzniveaus bis 10 % akzeptiert, wobei gezeigt wird, dass die Wahrscheinlichkeit, dass diese Daten aus einer lognormalen Verteilung stammen, groß ist (10 %). Im Kolmogorov-Smirnov-Test wird eine loglogistische Verteilung bei einem Signifikanzniveau von 1 % verworfen, daher ist die Wahrscheinlichkeit, dass diese Daten aus einer loglogistischen Verteilung stammen, sehr klein ($< 1\%$).

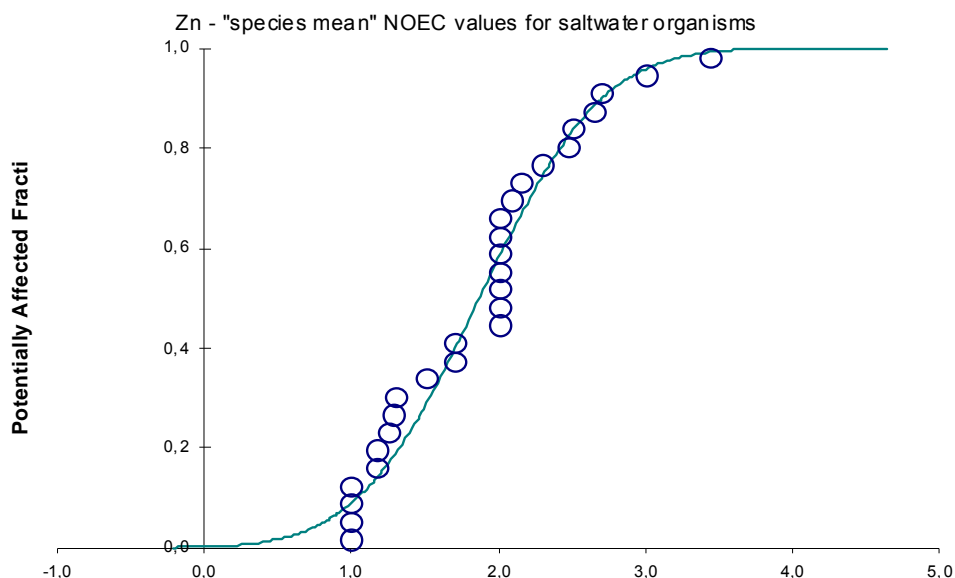


Abbildung 8c: Verteilung der Empfindlichkeit der Arten für Salzwasserorganismen auf der Grundlage von 'species mean' chronischen NOEC-Werten

Obgleich der Salzwasser-Datensatz weniger detailliert beurteilt wurde als der Süßwasser-Datensatz, kann ein gültiger MPA für Salzwasserorganismen aus den vorliegenden Informationen abgeleitet werden. Im Salzwasser-Datensatz fehlen chronische Daten für Fische. Dies ist ein erheblicher Mangel, jedoch zeigen die akuten Daten für Salzwasserfische, dass die Empfindlichkeit für Zink im Vergleich zu anderen Arten, die im chronischen Salzwasser-Datensatz ausreichend vorhanden sind, relativ gering ist. Außerdem zeigt der Vergleich mit Süßwasserdaten, dass Fische weniger empfindlich auf Zink reagieren als Algen und Invertebraten.

Auf der Grundlage der nun vorliegenden Angaben zur chronischen Toxizität scheinen Salzwasserorganismen empfindlicher im Hinblick auf Zink zu sein als Süßwasserorganismen. Die Grundlage für diese Erkenntnis ist:

- ein niedrigerer 5-Perzentilwert aus der Verteilung der Empfindlichkeit der Arten, 6,1 gegenüber 15,6 µg/l
- niedrigere 'species mean' Werte für Salzwasserorganismen, d.h. 10 µg/l (für vier unterschiedliche Salzwasserarten) gegenüber 17 µg/l (für eine Süßwasserart). Dabei ist zu beobachten, dass 'species mean' Salzwasserwerte nur auf einem Test basieren (n=1), während der 'species mean' Wert für Süßwasserorganismen auf 25 Testergebnissen basiert, u. A. auch auf Werten unter 10 µg/l;
- ein statistischer Test (t-Test), der aufzeigt, dass die 50-Perzentilwerte beider SSD sich signifikant unterscheiden, wobei der Salzwasserwert niedriger ist, als der Süßwasserwert.

Der mediane 5-Perzentilwert von 6,1 µg/l ist Ausgangspunkt für die Ableitung des Salzwasser-MPA. Nachstehende Überlegungen spielen anschließend eine Rolle bei der Auswahl des zusätzlichen Sicherheitsfaktors. Der Einfluss jedes Arguments auf die Größe des Sicherheitsfaktors (AF) wird mit ↓ und ↑ angegeben.

- der Salzwasser-Datensatz beinhaltet viele 'species mean' Werte (28) aus verschiedenen taxonomischen Gruppen; ↓ AF
- es fehlen Daten für Salzwasserfische; ↑ AF
- der Anderson-Darling Goodness-of-Fit Test zeigt einen guten statistical fit für die 5-Perzentilwerte in Salzwasser an (besser, als für Süßwasser); ↓ AF
- keines der individuellen Testergebnisse des Salzwasserdatensatzes liegt unter dem 5-Perzentilwert von 6,1 µg/l. Der niedrigste 'species mean' NOEC-Wert von 10 µg/l liegt ganz in der Nähe des Wertes, der zum obersten 95 % Zuverlässigkeitsintervall gehört, nämlich 11,6 µg/l; ↓ AF
- weniger detaillierte Zuverlässigkeitskontrolle des Salzwasser-Datensatzes im Vergleich zu den Süßwasserdaten; ↑ AF
- keine Feld- oder meso/microcosm-Daten verfügbar; ↑ AF

Bei Abwägung obenstehender Argumente scheint ein Sicherheitsfaktor von 2 am relevantesten für die Ableitung des Salzwasser-MPA zu sein und ergibt einen Wert $6,1 / 2 = 3 \mu\text{g/l}$.

In [1] werden Werte der natürlichen Hintergrundkonzentration für Zink in der Meeresumwelt aufgeführt. Hintergrundwerte für Küstengewässer betragen u. a. 0,5 und 1 µg/l. Aus Meeren mit Werten zwischen 0,001 und 0,06 µg/l werden niedrigere natürliche Hintergrundkonzentrationen gemeldet. Der gelöste Hintergrundwert für Zink im Atlantik wird auf $0,1 \pm 0,4 \mu\text{g/l}$ geschätzt. Der Wert für die Nordsee beträgt etwa 1 µg/l. Durchschnittlich scheinen die natürlichen Hintergrundwerte im Salzwasser etwas unter denen im Süßwasser zu liegen. Für die Ableitung der Qualitätsnorm für Salzwasser wird ein Wert von 1 µg/l

vorgeschlagen, was für Salzwasser zu einem **Jahresmittel-QN** Wert von 3 µg/l + 1 µg/l = **4 µg/l** führt.

8.2 Berechnung der Umweltqualitätsnormen zum Schutz der Sedimentorganismen

QN_{Sediment} auf der Grundlage der Ermittlung des Gleichgewichtsverteilungskoeffizienten

Die Ermittlung des Gleichgewichtsverteilungskoeffizienten führt für MPA/PNEC_{add} für Sediment zu folgenden Werten

- $$K_{\text{susp-water}} : F_{\text{water}}_{\text{susp}} + (F_{\text{solid}}_{\text{susp}} * K_{\text{p}}_{\text{susp}} * RHO_{\text{solid}}) =$$

$$0,9 \text{ m}^3/\text{m}^3 + (0,1 \text{ m}^3/\text{m}^3 * 110 \text{ m}^3/\text{kg} * 2500 \text{ kg}/\text{m}^3) =$$

$$0,9 \text{ m}^3/\text{m}^3 + 27.500 \text{ m}^3/\text{m}^3 =$$

$$27.501 \text{ m}^3/\text{m}^3$$
- $$PNEC_{\text{add, sed}} = PNEC_{\text{add, susp}} / (K_{\text{susp-water}} / RHO_{\text{susp}}) * PNEC_{\text{add, aquatic}} =$$

$$(27.501 \text{ m}^3/\text{m}^3 / 1150 \text{ kg}/\text{m}^3) * 7,8 \text{ mg}/\text{m}^3 =$$

$$187 \text{ mg}/\text{kg} \text{ Nassgewicht Sediment}$$

mit

$K_{\text{susp-water}}$ = volumetric suspended matter / water partition coefficient (m^3/m^3)

$F_{\text{water}}_{\text{susp}}$ = volume fraction water in suspended matter (m^3/m^3)

$F_{\text{solid}}_{\text{susp}}$ = volume fraction solids in suspended matter (m^3/m^3)

$K_{\text{p}}_{\text{susp}}$ = suspended matter / water partition coefficient (m^3/kg)

RHO_{solid} = density of the solid fraction (kg/m^3)

$PNEC_{\text{add, sed}}$ = Predicted No Effect Concentration in sediment
(mg/kg wet sediment)

$PNEC_{\text{add, susp}}$ = Predicted No Effect Concentration in suspended matter
(mg/kg wet suspended matter)

RHO_{susp} = bulk density of wet suspended matter (kg/m^3)

$PNEC_{\text{add, aquatic}}$ = Predicted No Effect Concentration in water (mg/m^3)

Dieser MPA/PNEC_{add, sediment} von 187 mg/kg Sediment-Nassgewicht (22% solids by weight) entspricht einem MPA/PNEC_{add, sediment} von 860 mg/kg auf der Grundlage des Trockengewichts

Der Hintergrundwert (C_b) für Sediment in EU-Standardgewässern beträgt 140 mg/kg dwt und führt zu einem QN-Wert von 140+ 860= 1020 mg/kg Trockengewicht.

QN_{Sediment} auf der Grundlage von Toxizitätsdaten für Sedimentorganismen

Die Ermittlung des Gleichgewichtsverteilungskoeffizienten führt zu einem MPA/PNEC_{add, sediment} von 860 mg/kg d.w. (s.o.), der ungefähr doppelt so hoch ist, wie der niedrigste NOEC-Wert für benthische Arten (488 mg/kg_{dwt}; Tabelle 6.1). Das sollte für den niedrigsten NOEC für benthische Organismen für einen Sicherheitsfaktor von < 10 plädieren. Es ist jedoch hervorzuheben, dass die Ermittlung des Gleichgewichtsverteilungskoeffizienten bei der Ableitung eines zuverlässigen PNEC_{add, sediment}, aufgrund der ausführlich in [1] beschriebenen Unsicherheiten insbesondere für Metalle Einschränkungen aufweist.

Auf der Grundlage verschiedener Argumente und Abwägungen in [1] wird letztlich ein Sicherheitsfaktor 10 für den niedrigsten chronischen NOEC-Wert für die Benthosart *H. azteca* vorgeschlagen (488 mg/kg_{dwt}, zusätzlich Zn; basiert auf

single-species laboratory studies) und führt zu einem MPA/PNEC_{add, sediment} von 49 mg/kg Trockengewicht.

Der Hintergrundwert (C_b) für EU-Sediment beträgt 140 mg/kg_{dw} und führt zu einem QN von 140 + 49 = 190 mg/kg_{dw}.

Schlussfolgerung

Auf der Grundlage aller Informationen wird ein MPA/PNEC_{add, sediment} und QN-Sediment bevorzugt, der aus den Sediment-Toxizitätsdaten für Süßwasserorganismen abgeleitet wird. Das führt zu einem **QN Sediment von 190 mg/kg_{dw}**.

Da keine Daten für Salzwassersediment zur Verfügung stehen, kann für Salzwassersediment kein QN abgeleitet werden. In [1] wird der Süßwassersediment PNEC pragmatisch für einzelne lokale Risikobeurteilungen dort eingesetzt, wo Emissionen in die Meeresumwelt erfolgen.

8.3 Berechnung der Umweltqualitätsnormen zum Schutz der „fischfressenden“ Organismen

Trifft für Zink nicht zu (s. 5).

8.4 Berechnung der Umweltqualitätsnormen für den Fischkonsum

Trifft für Zink nicht zu (s. 7).

8.5 Umweltqualitätsnorm zum Schutz der Trinkwasserversorgung und des Trinkwassers

Der vorgeschriebene A1-Wert für Zink für die Trinkwasseraufbereitung mit einfacher Reinigungsstufe liegt bei 3000 µg/l (Richtlinie des Rates 75/440/EWG).

Die Richtlinie des Rates 98/83/EG beinhaltet keine Norm für Zink. Die Qualitätsnormen für die übrigen Schutzgüter liegen wesentlich unter o.g. Trinkwasserwert. Daher ist es nicht erforderlich, eine getrennte Qualitätsnorm zum Schutz des Trinkwassers abzuleiten.

9 Quelle

- [1] RAR Zinc and zinc compounds (EC Regulation 793/93). Draft version of June 2006.
- [2] Roex, E. 2000. Acute versus chronic toxicity of organic chemicals to the zebrafish, *Danio rerio*. PhD Thesis Amsterdam, the Netherlands 2000

Anhang 1: Testergebnisse für Wasserorganismen

Tabelle 1a: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für Wasserorganismen in Binnenoberflächengewässern . Alle Daten stammen aus [1].

(Angegeben werden mittlere NOEC-Werte pro Art; die Anzahl Tests (n), auf denen der Mittelwert basiert, ist in der letzten Spalte aufgeführt.)

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	n
Zink					
7440-66-6					
Bakterien					
Algen					
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstum		NOEC	17	25
<i>Cladophora glomerata</i>	Wachstum		NOEC	60	1
Wasserpflanzen					
Krebse					
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduktion		NOEC	37	13
<i>Daphnia magna</i>			NOEC	88	27
<i>Hyalella azteca</i>			NOEC	42	1
Fische					
<i>Brachidanio rerio</i>	Reproduktion		NOEC	660	9
<i>Jordanella floridae</i>	Wachstum		NOEC	44	2
<i>Oncorhynchus mykiss</i>			NOEC	189	15
<i>Phoxinus phoxinus</i>			NOEC	50	1
<i>Pimephales promelas</i>			NOEC	78	unbekannt
<i>Salvelinus fontinalis</i>			NOEC	530	unbekannt
Übrige Organismen					
Porifera (Weichtiere)					
<i>Ephydatia fluviatilis</i>			NOEC	43	1
<i>Ephydatia muelleri</i>			NOEC	43	1
<i>Spongilla lacustris</i>			NOEC	65	1
<i>Eunapius fragilis</i>			NOEC	43	1
Weichtiere					
<i>Dreissena polymorpha</i>	Sterblichkeit		NOEC	400	1
<i>Potamopyrgys jenkinsi</i>			NOEC	75	1
Insekten					
<i>Chironomus tentans</i>			NOEC	137	1

Tabelle 1b: Übersicht der e chronischen Wirkungsdaten von Wasserorganismen in sonstigen Oberflächengewässern. Alle Daten stammen aus [1].

(Angegeben werden mittlere NOEC-Werte pro Art; die Anzahl Tests (n), auf denen der Mittelwert basiert, ist in der letzten Spalte aufgeführt.)

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	n
Zink					
7440-66-6					
Bakterien					
Algen					
<i>Ampidinium carteri</i>			NOEC	100	1
<i>Asterionella japonica</i>			NOEC	15	7
<i>Chaetoceros compressum</i>			NOEC	10	1
<i>Gymnodinium splendens</i>			NOEC	500	1
<i>Nitzschia closterium</i>			NOEC	20	2
<i>Scrippsiella faeroense</i>			NOEC	100	1
<i>Phaeodactylum tricornutum</i>			NOEC	2700	3
<i>Prorocentrum micans</i>			NOEC	100	1
<i>Rhizosolenia spp.</i>			NOEC	15	1
<i>Schroederella schroederi</i>			NOEC	10	1
<i>Skeletonema costatum</i>			NOEC	32	9
<i>Thalassiosira pseudonana</i>			NOEC	140	2
<i>Thalassiosira rotula</i>			NOEC	10	1
<i>Thalassiosira guillardii</i>			NOEC	200	1
<i>Laminaria hyperborea</i>			NOEC	100	1
Wasserpflanzen					
Krebse					
<i>Callinassa australiensis</i>			NOEC	440	1
<i>Holmesimysis costata</i>			NOEC	18	1
<i>Mysidopsis bahia</i>			NOEC	120	1
Fische					
Übrige Organismen					
Hohltiere (Coelenterates)					
<i>Eirene viridula</i>			NOEC	300	1
Würmer (Anneliden)					
<i>Capitella capitata</i>			NOEC	320	1
<i>Ctenodrilus serratus</i>			NOEC	100	2

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	n
<i>Nereis arenaceodentata</i>			NOEC	100	1
<i>Ophryotrocha diadema</i>			NOEC	100	2
Weichtiere					
<i>Crassostrea gigas</i>			NOEC	50	1
<i>Haliotis refescens</i>			NOEC	19	1
<i>Mercenaria mercenaria</i>			NOEC	50	1
<i>Scrobicularia plana</i>			NOEC	1000	1
Echinoderma					
<i>Arbacia lixula</i>			NOEC	10	1

Tabelle 2a: Übersicht der akuten Wirkungsdaten für Wasserorganismen in Binnenoberflächengewässern. Alle Daten stammen aus [1]. Die Quelle beinhaltet auch Daten zur Härte und pH.

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
Zink					
7440-66-6					
Bakterien					
Algen					
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Wachstum	72 h	EC50	136	Van Ginneken, 1994a
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Wachstum	72 h	EC50	150	Van Woensel, 1994a
Wasserpflanzen					
Krebse					
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	800	Attar & Maly, 1982
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	68	Attar & Maly, 1982
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	100	Biesinger & Christensen 1972
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	280	Cairns et al., 1978
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	860	Magliette et al., 1995
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	68	Mount & Norberg, 1984
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	72 h	LC50	140	Paulauskis & Winner, 1988
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	72 h	LC50	210	Paulauskis & Winner, 1988
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	72 h	LC50	340	Paulauskis & Winner, 1988
<i>Daphnia magna</i>		48 h	EC50	150-500	Vos, 1994
<i>Daphnia pulex</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	500	Cairns et al., 1978
<i>Daphnia pulex</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	107	Mount & Norberg, 1984
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	76	Mount & Norberg, 1984
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	> 530	Schubauer-Berigan et al., 1993
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	360	Schubauer-Berigan et al., 1993
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Sterblichkeit	48 h	LC50	95	Schubauer-Berigan et al., 1993

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
Fische					
<i>Cyprinus caprio</i>	Sterblichkeit	96 h	LC50	7800	WHO, 1996
<i>Oncorhynchus kisutch</i> , 0,47 g	Sterblichkeit	96 h	LC50	820	Buhl & Hamilton, 1990
<i>Oncorhynchus kisutch</i> , 0,63 g	Sterblichkeit	96 h	LC50	1810	Buhl & Hamilton, 1990
<i>Oncorhynchus kisutch</i> , 0,94 g	Sterblichkeit	96 h	LC50	1650	Buhl & Hamilton, 1990
<i>Oncorhynchus mykiss</i> , 0,6 g	Sterblichkeit	96 h	LC50	170	Buhl & Hamilton, 1990
<i>Oncorhynchus mykiss</i> , juvenile	Sterblichkeit	96 h	LC50	136	WHO, 1996
<i>Oncorhynchus mykiss</i> , juvenile	Sterblichkeit	96 h	LC50	430	WHO, 1996
<i>Oncorhynchus mykiss</i> , 25-70 g	Sterblichkeit	96 h	LC50	2600	WHO, 1996
<i>Oncorhynchus mykiss</i> , 160-290 g	Sterblichkeit	96 h	LC50	2400	WHO, 1996
<i>Pimephales promelas</i>	Sterblichkeit	96 h	LC 50	780	Schubauer-Berigan & Dierkes al., 1993
<i>Pimephales promelas</i>	Sterblichkeit	96 h	LC 50	330	Schubauer-Berigan & Dierkes al., 1993
<i>Pimephales promelas</i>	Sterblichkeit	96 h	LC 50	500	Schubauer-Berigan & Dierkes al., 1993
<i>Pimephales promelas</i> , 0,08 g	Sterblichkeit	96 h	LC 50	2610	WHO, 1996
<i>Thymallus arcticus</i> , 0,20 g	Sterblichkeit	96 h	LC50	140	Buhl & Hamilton, 1990
<i>Thymallus arcticus</i> , 0,85 g	Sterblichkeit	96 h	LC50	170	Buhl & Hamilton, 1990
Übrige Organismen					

Tabelle 2b: Übersicht der akuten Wirkungsdaten für Wasserorganismen in sonstigen Oberflächengewässern.

Es liegen keine Toxizitätsdaten vor.

Stoffdatenblatt

- Arsen -

1 Substanz

Name:	Arsen *)
IUPAC-Name:	Arsen
CAS-Nummer:	7440-38-2
EG-Nummer:	
EG Richtlinie 67/548/EG Annex I Index	
Listen-Nummer in 2006/11/EG (vormals 76/464/EWG)	
Code	[ggf. weitere Codes hinzufügen]
Stoffgruppe:	

*) Für die Erstellung des Stoffdatenblattes wurden Daten für folgende Arsenverbindungen mit herangezogen:

Name	Summenformel	CAS Nummer
Diarsenpentaoxid	As ₂ O ₅	1303-28-2
Diarsentrioxid	As ₂ O ₃	1327-53-3
Arsen	As	7440-38-2
Arsensäure, Natriumsalz	AsH ₂ NaO ₄	7631-89-2
Arsensäure	AsH ₃ O ₄	7778-39-4
Dinatriumhydrogenarsenat	AsHNa ₂ O ₄	7778-43-0
Natriumdioxoarsenat	AsNaO ₂	7784-46-5
Trinatriumarsenat	AsNa ₃ O ₄	13464-38-5

2 Umweltqualitätsnorm

2.1 Schutzgutübergreifende Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	Maximale Konzentration (ZHK-UQN)	Überwachungswert (JD-UQN)	Anmerkung ³
Binnenoberflächen-gewässer (Flüsse und Seen)	HK + 8 µg/l	HK + 0,5 µg/l	Siehe 8.6 HK Rhein = 1 µg/l
Sonstige Oberflächengewässer (Küsten- und Übergangsgewässer)	HK + 1,1 µg/l	HK + 0,6 µg/l	Siehe 8.6 HK Meerwasser = ca. 0,05 bis 1,6 µg/l

3 Z.B. Angabe, ob es sich beim Überwachungswert um den Jahresmittelwert oder das 90-Perzentil handelt.

2.2 Spezifische Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	UQN	Anmerkung
Aquatische Lebensgemeinschaften (Binnenoberflächengewässer)	JD-UQN = HK + 0,5 µg/l ZHK-UQN = HK + 8 µg/l	Siehe 8.1
Aquatische Lebensgemeinschaften (Sonstige Oberflächengewässer)	JD-UQN = HK + 0,6 µg/l ZHK-UQN = HK + 1,1 µg/l	Siehe 8.1
Sedimentorganismen	-	
Secondary poisoning	Relevant; die UQN für die aquatischen Lebensgemeinschaften ist jedoch ausreichend.	Siehe 6.3
Fischkonsum	Relevant; zum Schutz der menschlichen Gesundheit soll die Konzentration von Arsen im Gewässer so niedrig wie möglich sein.	Siehe 8.4
Trinkwasserversorgung (75/440/EWG)	10 µg/l	
Trinkwasser (98/83/EG)		

3 Allgemeine Stoffinformationen

3.1 Klassifikation und Kennzeichnung

R-Satz und Kennzeichnung	Quelle
Arsen als Metall: T; R23/25 - N; R50-53	http://apps.kemi.se/nclass

3.2 Verfügbare Qualitätsanforderungen für Oberflächengewässer (Quelle: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Weitere verfügbare Qualitätsanforderungen können u.a. im Informationssystem ETOX <http://webetox.uba.de/webETOX> recherchiert werden.

Land	Status	Wert	Anmerkung
IKSR	Zielvorgabe	40,0 mg/kg	
AT	Qualitätsziel	24 µg/l	
DE	Qualitätsnorm	40 mg/kg	
NL		32 µg/l	Wasser
		55 mg/kg	Sediment
FR		10 µg/l	Wasser (provisorisch)
		7 µg/kg	Sediment (provisorisch)
LU		10 µg/l	

3.3 Wirkungsweise und Verwendung

Arsen ist ein natürlich in der Umwelt vorkommendes Element. Es wird jedoch auch aus anthropogenen Quellen in die Gewässer eingetragen. Unter aeroben Bedingungen ist die 5-wertige Form [As(V)] gegenüber der 3-wertigen Form [As(III)] vorherrschend. Arsenwasserstoff Arsine (3-) und elementares Arsen kommen nur unter stark reduzierenden Bedingungen vor und sind daher nur selten in Oberflächengewässern zu finden. Während As(III) an die Sulfhydrylgruppe von Proteinen bindet, konkurriert As(V) mit Phosphor und beeinflusst die oxidative Phosphorylierung nachteilig. Arsen kann auch als organische Verbindung vorkommen.

Die durchschnittlichen Gehalte von Arsen in der Erdkruste liegen um 5 mg/kg. Die Hintergrundwerte (Mediane) von Böden unterschiedlicher Ausgangsgesteine in Deutschland liegen im Bereich von 2 bis 12 mg/kg. In den Niederlanden wurde ein Hintergrundwert für Böden von 29 mg/kg ermittelt (VROM 1999). Im Gewässer liegt Arsen etwa zu 70% gelöst vor. Der Verteilungskoeffizient k_p wird in der Literatur mit 10000 l/kg angegeben (VROM 1999). In den Niederlanden wurde für unbelastete Gewässer ein Hintergrundwert von 1 µg/l (gesamt) ermittelt. Der geochemische Atlas für Europa gibt für die gelöste Konzentration (Filtrat < 0,45µm) in Fließgewässern einen Mittelwert von 1,24 µg/l an. Für Flusssedimente wurde für die Fraktion <150 µm ein Mittelwert von 9,5 mg/kg ermittelt (FOREGS, 2005). Für die Messdaten aus dem Bereich der deutschen Nord- und Ostsee wird der niedrigste ermittelte Minimalwert mit 0,05 µg/l und der niedrigste Medianwert mit 1,6 µg/l angegeben (MUDAB, 2009). Ein von OSPAR abgestimmter Hintergrundbereich liegt bisher nicht vor.

Tabelle: Statistische Daten aus dem geochemischen Atlas für Europa (FOREGS, 2005).

Media	Parameter	Unit	Count	Minimum	Median	Mean	Standard deviation	Percentile 90	Maximum
Water	As	µg/l	807	<0,01	0,63	1,24	2,25	2,45	27,3
Stream sediment	As	mg/kg	852	<1,0	6,00	10,1	15,6	22,0	241
Stream sediment	As (AR)	mg/kg	845	<5,0	6,00	9,50	14,8	19,0	231
Floodplain sediment	As	mg/kg	747	<1,0	6,00	12,2	24,6	23,0	390
Floodplain sediment	As (AR)	mg/kg	747	<5,0	6,00	11,2	23,7	20,0	410

AR=aqua regia digestion

Ein spezifische Hintergrundkonzentration für gelöste Konzentration von Arsen (Filtrat < 0,45 µm) im Rhein wurde bisher nicht festgelegt.

Stoffrechtliche Regelungen (nationale Zulassungen / Verbote):

Nicht zutreffend.

4 Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften

Eigenschaft		Quelle
Wasserlöslichkeit	Während Arsen als Metall unlöslich ist, sind Arsensalze löslich.	
Dichte	optional	
Dampfdruck	optional	
Henry-Konstante	optional	

5 Verhalten und Verbleib in der Umwelt

Eigenschaft		Quelle
Biotischer und abiotischer Abbau		
Hydrolytische Stabilität (DT ₅₀)	Nicht anwendbar	
Photostabilität (DT ₅₀)	Nicht anwendbar	
Leicht biologisch abbaubar (ja/nein)	Nicht anwendbar	
Falls zutreffend: relevante Metabolite		
Sorptionsverhalten		
log P _{ow}	Nicht anwendbar	
K _p	10.000 l/kg	VROM 1999
Bioakkumulation		
BCF (Fisch)	<< 100 l/kg	Lepper et al. 2007
BAF (Fisch)	146 l/kg	Ikemoto et al. 2008
BAF (Muschel, Süßwasser)	607 – 1.078 l/kg	Ravera <i>et al</i> (2003, 2007)
BMF (Biomagnifikation)	Nicht relevant	Lepper et al. 2007

6 Wirkung auf die aquatischen Lebensgemeinschaften

6.1 Schutz der aquatischen Organismen

Zur ökotoxikologischen Bewertung von Arsen im aquatischen Bereich liegen für Algen, Fische, Krebse und weitere Organismen Testergebnisse für Arsen vor. Zur Entwicklung einer UQN in Großbritannien wurden die Wirkungsdaten von Arsen von Lepper et al. 2007 ausgewertet und zusammengefasst. Um den Umfang des IKSR-Datenblattes zu begrenzen werden hier nur die relevanten Wirkungstest Ergebnisse zitiert, ansonsten wird auf den Bericht von Lepper et al. 2007 verwiesen.

Nach den vorliegenden Testergebnissen reagieren Algen, Krebse und andere Invertebraten am empfindlichsten. Die niedrigsten NOEC-Werte aus längerfristigen Tests liegen im Bereich <10 µg/l.

Für Süßwasseralgen wurden NOEC- oder LOEC-Werte von 5 bis 50 µg/l beobachtet. Für die niedrigste LOEC von 5 µg/l wurde für die Alge, *Stichogloea*

doederleinii, beobachtet. Allerdings bestanden Zweifel an der Validität des Tests. Für Krebse wurde das niedrigste valide Testergebnis für *Daphnia pulex*, mit LOEC = 10 µg/l angegeben. Der niedrigste valide akute Wert wurde für die Alge *Scenedesmus acutus* mit EC50 = 79 µg/l ermittelt. (Lepper et al. 2007)

Marine Algenarten zeigen eine ähnliche Empfindlichkeit wie Süßwasserarten. Für die empfindlichste marine Kieselalge *Skeletonema costatum* wurden LOECs von 10 µg/l für As(III) und 13 µg/l für As (V) ermittelt. Für den marinen Bereich wird der Seeigel als empfindlichste Art angegeben:

(Lepper et al. 2007): ..."Reliable chronic effects values for marine invertebrates are much higher than those reported for algae. However, there is one 48-hour test on sea urchin embryo development that may be considered as an early life stage (ELS) test rather than an acute test [49]; this reported a LOEC of 11 µg/l As(V) for development of embryos of the sea urchin *Strongylocentrosus purpuratus*. On the basis of the data reported, it was possible to derive an EC10 of 6 µg/l and an EC50 of 15 µg/l."

Für marine Organismen wird der niedrigste valide EC50 mit 11 µg/l für die Mortalität Copepodenart *Tigriopus brevicornis* angegeben (Lepper et al. 2007).

6.2 Schutz der Sedimentorganismen

Der Schwellenwert (z.B. gemäß Lepper, 2005) zur Ermittlung einer UQN wird überschritten. Es liegen jedoch keine validen Sedimenttests vor, die die Entwicklung eine UQN_sediment erlauben würden (Lepper, 2007).

6.3 Schutz von „fischfressenden“ Tierarten (Secondary poisoning)

Secondary poisoning wird von Lepper et al. 2007 als nicht relevant eingestuft. "Biomagnification of arsenic has not been observed in aquatic food chains. With the exception of algae and higher plants, bioaccumulation of arsenic in organisms appears to be very low (normally well below BCF 100). In saline environments, however, arsenic BCFs are reported to be generally higher. Based on the available information on bioaccumulation, biotransformation and metabolism, secondary poisoning of predators appears not to be a realistic scenario. Therefore, it is not considered necessary to derive a quality standard for the protection of predators from secondary poisoning."

Im belasteten Gebieten wurden im Freiland für einige Fischarten Bioakkumulationsfaktoren (BAF) von bis zu 480 l/kg festgestellt (U.S. EPA 2004). Die Bioakkumulation von Metallen kann von der Wasserkonzentration abhängig sein (McGeer et al. 2003). Für die Ermittlung eines repräsentativen BAF-Wertes werden, daher nur Daten aus relativ unbelasteten Gewässern, herangezogen werden.

Ikemoto et al. (2008) hat einen durchschnittlichen BAF von 146 L/kg_{ww fish} für Fische im Gesamtkörper ermittelt. Die durchschnittliche Konzentration von Arsen im Wasser war in etwa mit der Konzentration im Rhein vergleichbar, so dass der von Ikemoto et al. (2008) ermittelte BAF für Fische als repräsentative angesehen werden kann. Untersuchungen der Umweltprobenbank zur Konzentration von Arsen in der Muskulatur von Brassen unterstützen diese Annahme Die Studie von

Ikemoto *et al.* (2008) zeigt weiterhin, dass es zu keiner Biomagnifikation von Arsen in der aquatischen Nahrungskette kommt. Daher kann der BMF gleich 1 gesetzt werden.

Daten aus Untersuchungen mit Muschel zeigen, die BAF-Werte bei 500 und höher liegen (U.S. EPA, 2004).

Aus Grund dieser Befunde ist der in Lepper 2005 "Triggerwert" für die Berechnung einer UQN für Biota erfüllt. Die Berechnung einer UQN zum Schutz von Wasserorganismen ergibt einen Wert, der noch im Schwankungsbereich von natürlichen Hintergrundwerten liegt, so dass damit auch fischfressende Tierarten geschützt sind. Daher wird auf die Berechnung einer UQN für Biota verzichtet.

7 Wirkung auf die menschliche Gesundheit

Anorganische Arsenverbindungen sind als kanzerogen eingestuft. Die WHO Guidelines for Drinking-Water Quality (1993) geben folgende Empfehlung <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs210/en/>:

- "0,01 mg/l was established as a provisional guideline value for arsenic.
- Based on health criteria, the guideline value for arsenic in drinking-water would be less than 0,01mg/l.
- Because the guideline value is restricted by measurement limitations, and 0,01 mg/l is the realistic limit to measurement, this is termed a provisional guideline value."

Weitere Informationen zur Wirkung von Arsen auf die menschliche Gesundheit wurden u.a. von der WHO (2002) IARC (2004) und Schuhmacher-Wolz (2005, 2009) zusammengefasst.

Die WHO hat 1988 für die nicht kanzerogene Wirkung des anorganischen Arsens einen *Provisional tolerable weekly intake (PTWI)* von 15 µg/kg Körpergewicht und Woche vorgeschlagen.

Auf der Internetseite des *International Programme on Chemical Safety (IPCS)* INCHEM (<http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v18je17.htm>) wird folgende Empfehlung zur Aufnahme von Arsen gegeben. „*The Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA) considered arsenic at its meeting in October 1966 (World Health Organization, 1967) and concluded that until further data are obtained, the maximum acceptable lead of arsenic can be placed at 0,05 mg per kg body weight per day...*“ Dieser Wert ist jedoch deutlich oberhalb des PTWI von 15 µg/kg Körpergewicht und Woche.

Im Rahmen eines Forschungsvorhabens des Bundesinstitutes für Risikobewertung (BfR) zur Ableitung von Höchstgehalten für krebserzeugende Umweltchemikalien in Lebensmitteln wurde der Belastungspfad Fischkonsum eingehend betrachtet (Schuhmacher-Wolz et al. 2005). Ein Vorschlag für einen Richt- oder Höchstwert für Arsen in Fischen wurde allerdings nicht abgeleitet, da viele Fragen bei der Beurteilung des Wirkungspfadefisch-Mensch offen sind. Insbesondere wie hoch der Anteil von anorganisches Arsen gegenüber organischen Verbindungen in Fischen anzusetzen ist.

Die US EPA (<http://www.epa.gov/NCEA/iris/subst/0278.htm>) hat einen ADI (RfD) von 0,3 µg/kg_{bw}/d für die nicht-kanzerogene Wirkung vorgeschlagen. Eine nur

geringfügig höheren ADI 0,45 µg/kg_{bw}/d wurde von Ahsan et al. (2006) auf der Basis der Evaluierung der Daten von 10000 Personen vorgeschlagen. Die kanzerogene Wirkung von Arsen wurde bei der Evaluierung nicht berücksichtigt.

8 Berechnung der Umweltqualitätsnormen

8.1 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz der aquatischen Organismen

Für die Berechnung einer UQN auf Grundlage der Empfindlichkeitsverteilung der Arten (statistische Methode) stehen nicht ausreichend Daten zur Verfügung. Daher ist die Berechnung nach Lepper (2005) unter Verwendung von Sicherheitsfaktoren/ Assessment Faktor (AF) vorzunehmen. Da die niedrigsten Wirkungsschwellenwerte für aquatische Organismen nur wenig oberhalb der natürlichen Hintergrundkonzentration (HK) liegen, wird von Lepper et al. (2007) vorgeschlagen, die HK bei der Wertefestlegung nach dem *Added Risk Approach* zu berücksichtigen.

Binnenoberflächengewässer

Zur Berechnung einer JD-UQN für Arsen in Binnengewässern liegen für Algen, Fische Krebse und weitere Organismen längerfristige Testergebnisse vor. Das niedrigste valide Testergebnis wurde für *Daphnia pulex*, mit LOEC = 10 µg/l ermittelt. Daher ist der Faktor 2 anzuwenden um einen NOEC-Wert aus dem LOEC-Wert zu extrapolieren. Zur Berechnung der JD-UQN ist ein Sicherheitsfaktor von 10 anzuwenden.

$$\text{JD-UQN} = \text{HK} + 10 \mu\text{g/l} / (2 * \text{AF } 10) = \text{HK} + 0,5 \mu\text{g/l Arsen (gelöst)}$$

Zur Berechnung einer ZHK-UQN für Arsen in Binnengewässern liegen für Algen, Fische Krebse und weitere Organismen akute Testergebnisse vor. Der niedrigste valide akute Wert wurde für die Alge *Scenedesmus acutus* mit EC50 = 79 µg/l ermittelt. Aus Grund der guten Datenlage und der geringen Unterschiede zwischen akuter und chronischer Toxizität kann der Sicherheitsfaktor von 100 auf 10 gesenkt werden.

$$\text{ZHK-UQN} = \text{HK} + 79 \mu\text{g/l} / \text{AF} (10) = \text{HK} + 8 \mu\text{g/l Arsen (gelöst)}$$

Sonstige Oberflächengewässer

Zur Berechnung einer JD-UQN für Arsen in marinen Gewässern liegen für Algen, Fische Krebse und weitere Organismen längerfristige Testergebnisse vor. Für die Entwicklung von Seeigelembryonen *Strongylocentrosus purpuratus* EC10 of 6 µg/l berechnet. Auf Grund der relativ guten Datenlage kann ein Sicherheitsfaktor von 10 verwendet werden. Weiterhin würde die Anwendung eines AF von 100 im Vergleich zur Hintergrundkonzentration von Arsen zu einem unrealistisch niedrigen Wert führen.

$$\text{JD-UQN} = \text{HK} + 6 \mu\text{g/l} / \text{AF} (10) = \text{HK} + 0,6 \mu\text{g/l Arsen (gelöst)}$$

Zur Berechnung einer ZHK-UQN für Arsen in marinen Gewässern liegen für Algen, Fische Krebse und weitere Organismen akute Testergebnisse vor. Für marine Organismen wird der niedrigste valide EC50 mit 11 µg/l für Krebse *Tigriopus brevicornis* ermittelt. Auf Grund der guten Datenlage kann ein Sicherheitsfaktor von 10 verwendet werden. Weiterhin würde die Anwendung

eines AF von 100 im Vergleich zur Hintergrundkonzentration von Arsen zu einem unrealistisch niedrigen Wert führen.

$$\text{ZHK-UQN} = \text{HK} + 11 \mu\text{g/l/AF} (10) = \text{HK} + 1,1 \mu\text{g/l Arsen (gelöst)}$$

8.2 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz der Sedimentorganismen

Siehe Kapitel 6.2

8.3 Berechnung der Umweltqualitätsnorm Schutz von „fischfressenden“ Tierarten

Die Ableitung einer UQN ist nicht erforderlich siehe 6.3.

8.4 Berechnung der Umweltqualitätsnorm für den Fischkonsum

Die Bioakkumulation in Fischen ist zwar gering (siehe 6.3), jedoch liegen relevante Werte für den BAF oberhalb von 100 L/kg_{ww}, so dass der Fischkonsum zu einem erheblichen Beitrag der Arsenaufnahme des Menschen führen kann. Richt- oder Höchstwerte für Arsen in Fischen liegen in der EU bisher jedoch nicht vor.

Unter Verwendung des niedrigsten empfohlen ADI von 0,3 µg/kg_{bw}/d kann eine UQN_{hh,biota} von 18 µg/kg FG und eine korrespondierende Konzentration in Wasser von 0,12 µg/l berechnet werden.

Berechnung:

TL (TDI, ADI) [µg/kg (bw) d]	0,3
Anteil der Belastung über Fischkonsum	0,1
Körpergewicht Mensch [kg]	70
Fischkonsum [kg/d]	0,115
UQN _{hh,biota} [µg/kg FG]	18
BCF	146
UQN _{hh,wasser} [µg/l]	0,12

$$\text{UQN}_{\text{hh,biota}} = 0,1 \cdot 0,3 \cdot 70 / 0,115 = 18 \mu\text{g/kg}_{\text{ww}}, \text{ und}$$

$$\text{UQN}_{\text{hh biota, water}} = 18 / 146 = 0,12 \mu\text{g/L.}$$

Die berechnete UQN_{hh,biota} von 18 µg/kg FG liegt im Bereich der Hintergrundgehalte von Arsen in Fischen. Bei Untersuchungen der Umweltprobenbank (1997-2007) wurde in der Muskulatur von Brassen aus dem unbelasteten Referenzgewässer (Belauer See) Mittelwerte im Bereich von 22 – 47,6 µg/kg FG bestimmt. Zum Vergleich war die Konzentration von Arsen in der Muskulatur von Brassen (1997-2007) mit 84 – 198 µg/kg FG im Rhein am Standort Bimmen (Rhein, km 865) etwa vierfach höher als am Belauer See. Die Konzentration von Arsen in der Muskulatur der Aalmutter an den Standorten der UPB im Bereich der deutschen Nord- und Ostsee liegt noch deutlich höher als die Konzentration von Brassen aus Binnengewässern.

Für die Berechnung für $UQN_{hh,biota}$ nach Lepper (2005) wurde die Annahme verwendet, dass das Aufnahme eines Schadstoffs (hier Arsen) über Fisch als Nahrung ein Anteil von 10% hat (Lepper 2005). Mit Daten aus EC (2004) wurde jedoch von Schuhmacher-Wolz et al. (2005) berechnet, dass der relative Anteil von Fisch an der Gesamtaufnahme von Arsen aus Lebensmitteln in DK = 51,1%, F = 91,2%, D = 30,6% und GB = 93,6% beträgt. Daraus ist ersichtlich, dass der reale Anteil im Fall von Arsen deutlich höher liegt und von den Konsumverhalten abhängig ist.

Die Festlegung $UQN_{hh,biota}$ erscheint zur Zeit nicht sinnvoll, da der berechnete Wert für eine $UQN_{hh,biota}$ von 18 µg/kg FG innerhalb der natürlichen Hintergrundkonzentration liegt, und die Berechnung wie o.a. Arsen einige Unsicherheiten aufweist.

Dennoch sollte insbesondere vor dem Hintergrund der kanzerogenen Wirkung von Arsen zum Schutz der menschlichen Gesundheit und aus Gründen der Vorsorge die Konzentration von Arsen im Gewässer so niedrig wie möglich sein.

8.5 Umweltqualitätsnorm zum Schutz der Trinkwasserversorgung und des Trinkwassers

Zum Schutz der Oberflächengewässer, die der Entnahme von Wasser für den menschlichen Gebrauch dienen, ist der nach der EG-Richtlinie 75/440/EWG (Richtlinie über die Qualitätsanforderungen an Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung) festgelegte Höchstwert von 10 µg/l anzusetzen.

8.6 Schutzgutübergreifende Umweltqualitätsnorm

Das maßgebende Schutzgut ist: Aquatische Lebensgemeinschaften*)

Binnenoberflächengewässer:

JD-UQN = HK + 0,5 µg/l Arsen (gelöst)

ZHK-UQN = HK + 8 µg/l Arsen (gelöst)

Sonstige Oberflächengewässer:

JD-UQN = HK + 0,6 µg/l Arsen (gelöst)

ZHK-UQN = HK + 1,1 µg/l Arsen (gelöst)

Die für Binnen- und Oberflächengewässer ermittelten JD-UQN liegen im Bereich von durchschnittlichen Hintergrundkonzentrationen. Lepper et al. 2007 schlagen daher vor den Added Risk Approach bei der Festlegung einer UQN anzuwenden. Für den Rhein wurde bisher kein Wert für die natürliche Konzentration von Arsen (gelöst) festgelegt. Auf Grundlage des geochemischen Atlas für Europa (FOREGS 2005) wird die Hintergrundkonzentration von Arsen im Rhein vorläufig auf 1 µg/l (Filtrat < 0,45 µm) festgelegt.

Für Meerwasser liegen bisher keine ausreichenden Daten vor, die die Festlegung eines Hintergrundwertes erlauben.

*) Möglicherweise sind zum Schutz der menschlichen Gesundheit für den Pfad Fischkonsum noch strengere Anforderungen zu stellen. Bisher liegen jedoch noch keine verbindlichen Richt- oder Grenzwerte für Arsen in Fischen und Fischereiprodukten vor.

9 Quelle

Ahsan, H., Chen, Y., Parvez, F., Zablotska, L., Argos, M., Hussain, I., Momotaj, H., Levy, D., Chen, Z., Slavkovich, V., van Geen, A., Howe, G. R., and Graziano, J. H., 2006:

Arsenic exposure from drinking water and risk of premalignant skin lesions in Bangladesh: baseline results from the Health Effects of Arsenic Longitudinal Study. *Am. J. Epidemiol.* 163(12):1138–1148.

EC 2004:

Assessment of the dietary exposure to arsenic, cadmium, lead and mercury of the population of the EU Member States. Directorate-General Health and Consumer Protection. Reports on tasks for scientific cooperation Report of experts participating in Task 3.2.11 March 2004, Online:

http://ec.europa.eu/food/food/chemicalsafety/contaminants/cadmium_en.htm
http://ec.europa.eu/food/food/chemicalsafety/contaminants/scoop_3-2-11_heavy_metals_report_en.pdf

FOREGS, 2005:

Geochemical Atlas of Europe. <http://www.gtk.fi/publ/foregsatlas/>
<http://www.gsf.fi/publ/foregsatlas/text/As.pdf>

McGeer JC, Brix KV, Skeaff JM, DeForest DK, Brigham SI, Adams WJ, Green A. 2003. Inverse relationship between bioconcentration factor and exposure concentration for metals: implications for hazard assessment of metals in the aquatic environment. *Environ Toxicol Chem* 22: 1017-1037

Ikemoto, T., Phuc Cam Tu, N., Okuda, N., Iwata, A., Omori, K., Tanabe, S., Cach Tuyen, B., Takeuchi, I., 2008:

Biomagnification of trace elements in the aquatic food web in the Mekong delta, South Vietnam using stable carbon and nitrogen isotope analysis. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 54: 504-515. (ETOX ID 6705)

MUDAB, 2009. Meeresumwelt-Datenbank (MUDAB)

<http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Umweltschutz/MUDAB-Datenbank/index.jsp>

International Agency for Research on Cancer. (2004). IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Vol. 84. Some drinking-water disinfectants and contaminants, including arsenic. WHO, World Health Organization, Geneva.

Lepper, P., 2005:

Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC) Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 15 September 2005

Lepper, P., Sorokin, N., Maycock, D., Crane, M., Atkinson, C., Hope, S-J., Comber, S., 2007:

Preconsultation report: Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: arsenic (total dissolved). Environment Agency, Bristol, Science Report: SC040038/SR3

Ravera O, Cenci R, Beone GM, Dantas M, Lodigiani P. 2003. Trace element concentrations in freshwater mussels and macrophytes as related to those in their environment. *J Limnol* 62: 61-70.

Ravera O, Beone GM, Trincherini PR, Riccardi N. 2007. Seasonal variations in metal content of two *Unio pictorum* *mancus* (Mollusca, Unionidae) populations from two lakes of different trophic state. *J Limnol* 66: 28-39.

Schuhmacher-Wolz, U., Hassauer, M., Oltmanns, J., Schneider, K., 2005: Verfahren zur Ableitung von Höchstgehalten für krebserzeugende Umweltkontaminanten in Lebensmitteln
Bundesinstitute für Risikobewertung, Berlin, UFOPLAN FKZ 704 61 358

Schuhmacher-Wolz, U., Schneider, K., Dieter, H.H., Klein, D., 2009: Oral exposure to inorganic arsenic: evaluation of its carcinogenic and non-carcinogenic effects. *Critical Reviews in Toxicology*, (im Druck)

Umweltprobenbank des Bundes
Umweltbundesamt, Berlin, Online: <http://anubis.uba.de/wwwupb/servlet/upb>

U.S. E.P.A. 2003. Technical summary of information available on the bioaccumulation of arsenic in aquatic organisms. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency. EPA-822-R-03-032.

VROM (1999):
Setting integrated environmental quality standards for substances in The Netherlands - Environmental quality standards for soil, water & air. Ministrie van Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Nederlande. In: Bruijn, J. de, Crommentuijn, T., van Leeuwen, K., van de Plassche E. (1999) Environmental Risk limits in The Netherlands. National Institute of Public Health and Environment, RIVM-report 601 640 001, Bilthoven

World Health Organization (WHO), 2002:
Concise International Chemical Assessment Document 47. Arsine: human health aspects. Geneva: WHO. Available from:
<http://www.who.int/ipcs/publications/cicad/en/> [Accessed 1 February 2007]

Anhang 1: Testergebnisse für Wasserorganismen

Die Daten zur Wirkung von Arsen auf Wasserorganismen wurden von Lepper et al. 2007 ausgewertet zusammengefasst. Daher wird auf eine Wiedergabe der Daten in Anhang 1 verzichtet und auf die Arbeit von Lepper et al. 2007 verwiesen.

Stoffdatenblatt
- Chrom und Chromverbindungen -

1 Substanz

Name:	Chrom und Chromverbindungen ⁴
IUPAC-Name:	Chromium trioxide Sodium chromate Sodium dichromate Ammonium dichromate Potassium dichromate
CAS-Nummer:	1333-82-0 7775-11-3 10588-01-9 7789-09-5 7778-50-9
EG-Nummer:	215-607-8 231-889-5 234-190-3 232-143-1 231-906-6
EG Richtlinie 67/548/EG Annex I Index	L II
Listen-Nummer in 2006/11/EG (vormals 76/464/EWG)	-
Code	[<i>ggf. weitere Codes hinzufügen</i>]
Stoffgruppe:	Metalle

2 Umweltqualitätsnorm

2.1 Schutzgutübergreifende Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	Maximale Konzentration (ZHK-UQN)	Überwachungswert (JD-UQN)	Anmerkung
Binnenoberflächengewässer (Flüsse und Seen)	Cr (III + VI): nicht anwendbar	Cr (III + VI): HK + 3,4 µg/l	gelöste Konz. ⁵ , siehe 8.1 Hintergrundkonzentration (HK) Rhein = 0,38 µg/l
Sonstige Oberflächengewässer (Küsten- und Übergangsgewässer)	Cr (III + VI): nicht anwendbar	Cr (III + VI): HK + 0,6 µg/l	gelöste Konz. ⁶ HK = ca. 0,02 bis 0,5 µg/l

⁴ Die abgeleitete UQN für die Wasserphase bezieht sich auf gemessene Konzentration von dreiwertigen und sechswertigen Chrom-Ionen. Aufgeführt sind hier, die im EU RAR für Chrom genannten Verbindungen.

⁵ Gelöste Konzentration, d. h. die gelöste Phase einer Wasserprobe, die durch Filtration durch ein 0,45-µm-Filter oder eine gleichwertige Vorbehandlung gewonnen wird.

⁶ Gelöste Konzentration, d. h. die gelöste Phase einer Wasserprobe, die durch Filtration durch ein 0,45-µm-Filter oder eine gleichwertige Vorbehandlung gewonnen wird.

2.2 Spezifische Umweltqualitätsnorm (UQN)

Schutzgut	UQN	Anmerkung
Aquatische Lebensgemeinschaften (Binnenoberflächengewässer)	JD-UQN = HK+3,4 µg/l ZHK-UQN = nicht anwendbar	gelöste Konzentration ⁷ siehe 8.1 Hintergrundkonzentration (HK) = 0,38 µg/l
Aquatische Lebensgemeinschaften (Sonstige Oberflächengewässer)	JD-UQN = HK + 0,6 µg/l ZHK-UQN = nicht anwendbar	Siehe 8.1 Hintergrundkonzentration (HK) ca. 0,02 – 0,5 µg/l
Sedimentorganismen	UQN = 80 mg/kg + (HK) (Trockengewicht)	Siehe 8.2
Secondary poisoning		
Fischkonsum		
Trinkwasserversorgung (75/440/EWG)	50 µg/l Cr	Siehe 8.5
Trinkwasser (98/83/EG)	50 µg/l Cr	Siehe 8.5

3 Allgemeine Stoffinformationen

3.1 Klassifikation und Kennzeichnung

R-Satz und Kennzeichnung	Quelle
<p>Chromium oxide: O; R9 Carc. Cat. 1; R45 Muta. Cat. 2; R46 Repr. Cat. 3; R62 T+; R26 T; R24/25-48/23 C; R35 R42/43 N; R50-53</p> <p>Sodium chromate: Carc. Cat. 2; R45 Muta. Cat. 2; R46 Repr. Cat.2; R60-61 T+; R26 T; R25-48/23 Xn; R21 C; R34 R42/43 N; R50-53</p> <p>Chromic acid, disodium salt: O; R8 Carc. Cat. 2; R45 Muta. Cat. 2; R46 Repr. Cat. 2; R60-61 T+; R26 T; R25-48/23 Xn; R21 C; R34 R42/43 N; 50-53</p> <p>Chromic acid, diammonium salt: E; R2 O; R8 Carc. Cat. 2; R45 Muta. Cat. 2; R46 Repr. Cat. 2; R60-61 T+; R26 T; R25-48/23 Xn; R21 C; R34 R42/43 N; R50-53</p> <p>Chromic acid, dipotassium salt: O; R8 Carc. Cat. 2: R45 Muta. Cat. 2; R46 Repr. Cat. 2; R60-61 T+; R26 T; R25-48/23 Xn; R21 C; R34 R42/43 N; 50-53</p>	<p>http://apps.kemi.se/nclass</p>

⁷ gelöste Konzentration, d. h. die gelöste Phase einer Wasserprobe, die durch Filtration durch ein 0,45-µm-Filter oder eine gleichwertige Vorbehandlung gewonnen wird.

3.2 Bestehende Qualitätsanforderungen für Oberflächengewässer (Quelle: Squa 12-06 rev. 06.09.06)

Land	Status	Wert	Anmerkung
IKSR	Zielvorgabe	100 mg/kg	Schwebstoff, 90-Perzentil
AT	QN	9 µg/l	
DE	QN	640 mg/kg	Schwebstoff, Jahresmittelwert
NL	QN	84 µg/l	
FR		Hintergrundwert + 3,4 µg/l	Provisorische Umweltqualitätsnorm
LU		36 µg/l	

3.3 Wirkungsweise und Verwendung

Angaben zur Verwendung und der Wirkungsweise sind im EU RAR für Chrom (ECB 2005) ausführlich dargestellt, daher wird an dieser Stelle auf diesen Bericht verwiesen.

Stoffrechtliche Regelungen (nationale Zulassungen / Verbote):

Nicht zutreffend.

4 Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften

Eigenschaft		Quelle
Wasserlöslichkeit	z.B. Chromtrioxid: ~1,667 g/l Angaben für weitere Chromverbindungen siehe EC (2005)	ECB (2005)
Dichte	nicht anwendbar	
Dampfdruck	nicht anwendbar	
Henry-Konstante	nicht anwendbar	

Eine Zusammenstellung von weiteren Daten zu den chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften von Chromverbindungen findet sich in EC (2005).

5 Verhalten und Verbleib in der Umwelt

Eigenschaft		Quelle
Biotischer und abiotischer Abbau		
Hydrolytische Stabilität (DT ₅₀)	nicht anwendbar	
Photostabilität (DT ₅₀)	nicht anwendbar	
Leicht biologisch abbaubar (ja/nein)	nicht anwendbar	
Sorptionsverhalten		
log P _{ow}	nicht anwendbar	

Eigenschaft		Quelle
Sorptionsverhalten		
Koc	nicht anwendbar	
Kd	75.000 m ³ /m ³	ECB 2005
Bioakkumulation		
BCF (Fisch)	Cr(VI) = 1 l/kg Cr(VI) - Cr (III) = 100 l/kg	ECB 2005
BAF (Fisch)		
BMF (Biomagnifikation)		

Chrom ist ein relativ häufiges Element und kommt in einer durchschnittlichen Konzentration von 200 mg/kg in der Erdkruste vor. In Böden findet man im allgemeinen Gehalte von 10 bis 90 mg/kg.

Dreiwertiges Chrom ist ein essentielles Spurenelement für Mensch und Tier. Sechswertige Chromverbindungen verursachen allergische und asthmatische Reaktionen und gelten als krebserzeugend.

Chrom kommt im Gewässer in drei- und sechswertiger Form vor. Unter aeroben Bedingungen ist Chrom(VI) stabil. Unter anaeroben Bedingungen wird es zu Chrom(III) reduziert. Unter oxidierenden Bedingungen ist auch eine Umwandlung von Chrom(III) zu Chrom(VI) möglich. Die Verteilung zwischen Chrom(III) und Chrom(VI) an der gesamten Chromkonzentration in Fließgewässern ist nicht konstant, Chrom(VI) hat einen Anteil von 30-70% (RIVM 1990).

Bedingt durch die Bildung schwerlöslicher Chrom(III)-Verbindungen und die Adsorption von Chrom an Schwebstoffen ist ein großer Teil des Chroms partikulär gebunden.

Für den Gehalt an Chrom in Schwebstoffen wird in Deutschland für Schwebstoffe und die Feinkornfraktion von Sedimenten ein durchschnittlicher Hintergrundwert von 80 mg/kg angesetzt (Schudoma 1994; LAWA 1998).

Es besteht eine große Spanne der Hintergrundwerte („ambient background concentrations“) innerhalb von Europa. Für die gelöste Konzentration von Chrom in unbelasteten Gewässern werden Werte von <0,1 µg/l bis 0,5 µg/l angegeben. Die FOREGS-Studie gibt für europäische Gewässer für die >0,45 µm filtrierte Konzentration einen Medianwert (n = 806) von 0,38 µg/l an (FOREGS 2007). Für die gesamte Chrom-Konzentration, die sich aus der gelösten Konzentration und der partikulär gebundenen Fraktion zusammensetzt, wurde für den Rhein ein natürlicher Hintergrundwert von 2,5 µg/l geschätzt (ECB 2005) Eine ausführliche Darstellung des Umweltverhaltens von Chrom und seinen Verbindungen ist im EU **Risk Assessment Report** (ECB 2005) zu finden.

Für Meerwasser wird von der OSPAR (2005) für den Atlantik für gelöstes Chrom (VI) eine Hintergrundkonzentration im Bereich von 0,05 bis 120 µg/l angegeben. Für die Messdaten aus dem Bereich der deutschen Nord- und Ostsee wird für Chrom der niedrigste ermittelte Minimalwert mit 0,02 µg/l und der niedrigste Medianwert mit 0,50 µg/l angegeben (MUDAB, 2009).

6 Wirkung auf die aquatischen Lebensgemeinschaften

6.1 Schutz der aquatischen Organismen

Die Wirkungsdaten für die sechswertigen Chromverbindungen Chromium trioxide (CAS No. 1333-82-0), Natrium chromate (CAS No. 7775-11-3), Natrium

dichromate (CAS No. 10588-01-9), Ammonium dichromate (CAS No. 7789-09-5), Potassium dichromate (CAS No. 7778-50-9) sowie für dreiwertige Chromverbindungen wurden im Rahmen der Risikobewertung (793/93/EG) ausgewertet und sind im RAR Chrom (ECB 2005) zusammengefasst. Der RAR Chrom steht im Internet zum Herunterladen zur Verfügung. Daher wird auf eine Darstellung der einzelnen Wirktestergebnisse verzichtet.

Chrom (VI)

In Abbildung 6a ist die Verteilung der akuten Wirkungswerte von Chrom VI auf Süßwasserorganismen dargestellt. Die vorliegenden Testergebnisse zeigen, dass die akute Toxizität von Chrom (VI) von einer Reihe von Faktoren wie pH, Wasserhärte, Salzgehalt und Temperatur abhängig sein kann. Am empfindlichsten reagieren Krebse. Der niedrigste akute Wert wird für *Ceriodaphnia sp.* 48h LC50 = 0,030 mg/l angegeben. Der Vergleich der Wirkungsdaten zwischen Süßwasser- und Meeresorganismen hat gezeigt, dass Süßwasserorganismen in der Tendenz etwas empfindlicher gegenüber Chrom (VI) reagieren.

Daten zur chronischen Wirkung von Chrom (VI) liegen für Blaualgen, Algen Wasserpflanzen, Krebse, Insekten, Weichtiere, Fische und Amphibien vor. In längerfristigen Studien zeigt sich, dass keine klare Abhängigkeit der Toxizität von wasserchemischen Parametern besteht. Es gibt Anzeichen, dass die Toxizität bei geringer Härte höher ist. Es liegen jedoch zu wenige Studien vor, die einen Vergleich der Toxizität für eine Art in Abhängigkeit der Härte oder anderen Parametern erlauben.

Die Häufigkeitsverteilung der chronischen Wirkungsdaten ist in Abbildung 6b dargestellt. In Tabelle 6c sind die für die Ableitung eines PNEC-Wertes verwendeten Daten zusammengefasst und. Der niedrigste NOEC-Wert wurde für die Reproduktion von *Ceriodaphnia dubia* mit 0,0047 mg/l ermittelt.

Der niedrigste valide akute Wirkungswert liegt für Krebse (*Moina australiensis*, 2d EC50, 20 µg/l) vor, die empfindlichste Artengruppe darstellen (Maycock et al. 2007)

Abb. 6a: Akute Toxizität von Chrom (VI) für Süßwasserorganismen (Quelle: ECB 2005)

Figure 3.4 Acute aquatic toxicity - freshwater

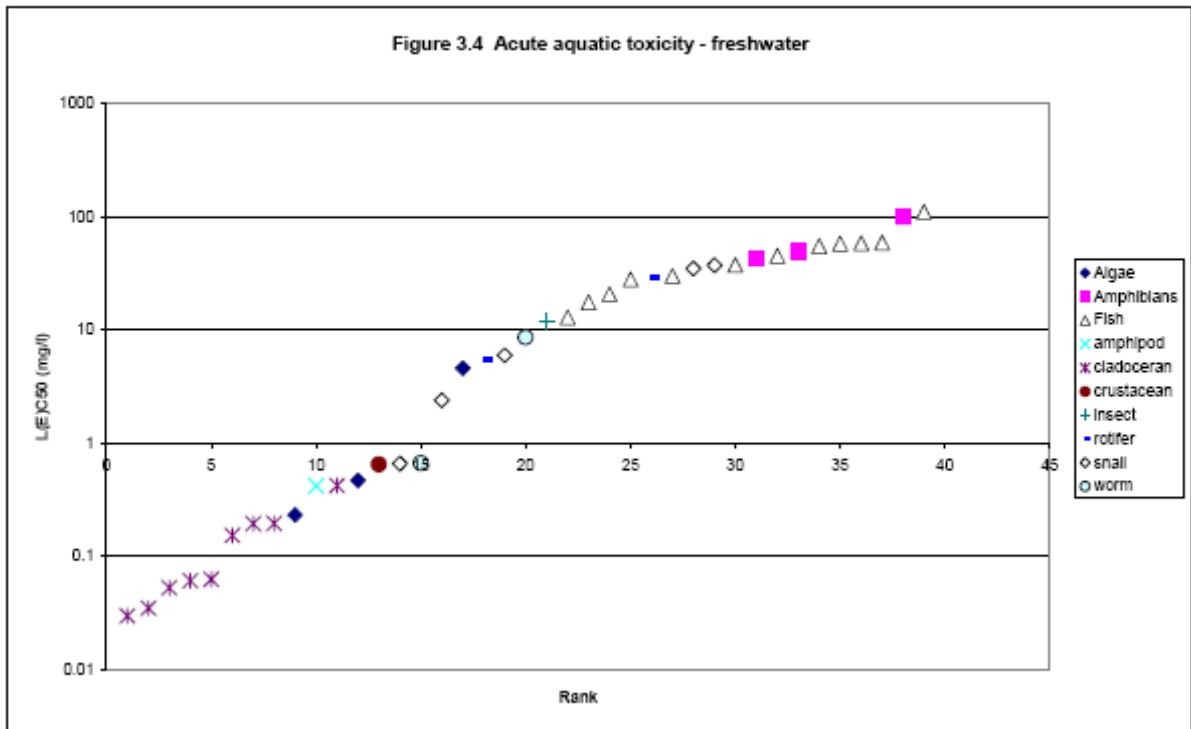
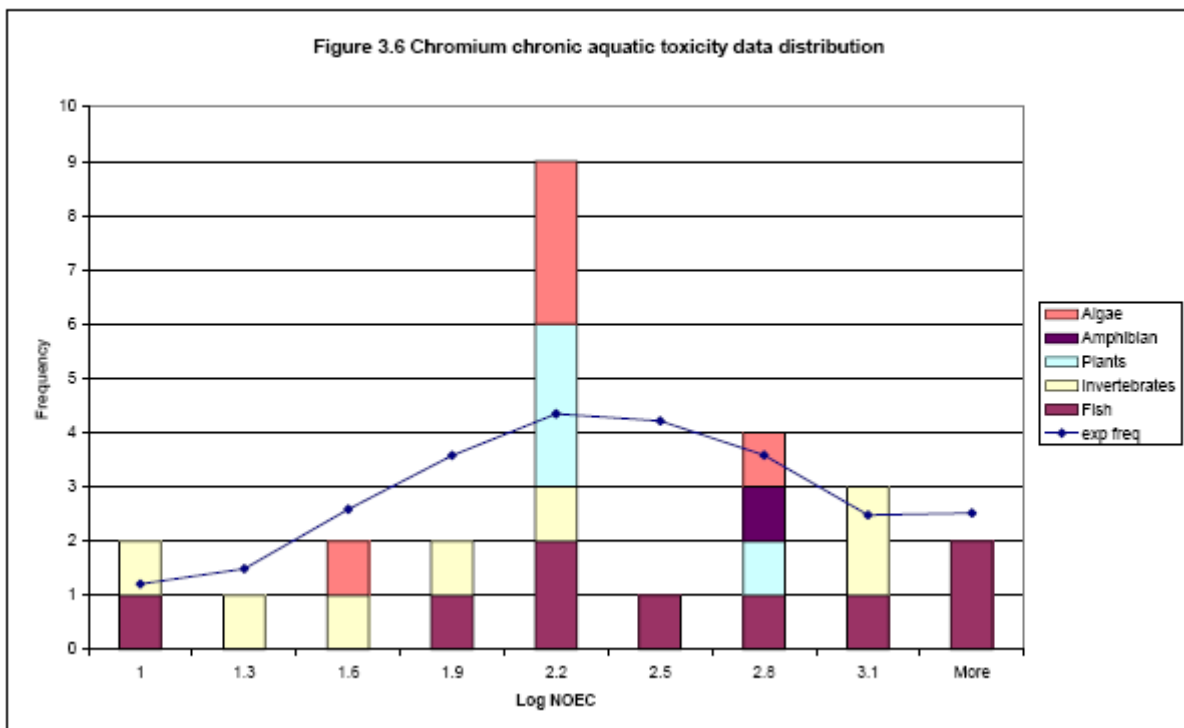


Fig. 6b: Häufigkeitsverteilung der chronischen Toxizitätsdaten von Chrom

Figure 3.6 Chromium chronic aquatic toxicity data distribution



Quelle: ECB (2005)

Tabelle 6c: Wirkungsdaten für die Ermittlung eines PNEC für Chrom

Table 3.57 Data used for PNEC derivation

	Species	NOEC (mg Cr/l)	Notes
Blue-green algae	<i>Microcystis aeruginosa</i>	0.35	
Algae	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	0.1	
	<i>Chlorella</i> sp. (wild)	0.1	
	<i>Scenedesmus pannonicus</i>	0.11	
	<i>Selenastrum capricornutum</i>	0.033	Geometric mean of EC ₁₀ (g)
Macrophytes	<i>Lemna gibba</i>	0.1	
	<i>Lemna minor</i>	0.11	
	<i>Spirodela polyrrhiza</i>	0.1	
	<i>Spirodela punctata</i>	0.5	
Crustaceans	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0.0047	Reproduction value
	<i>Daphnia carinata</i>	0.05	
	<i>Daphnia magna</i>	0.019	Geometric mean of reproduction values
Coelenterates	<i>Hydra littoralis</i>	0.035	
	<i>Hydra oligactis</i>	1.1	
Insect	<i>Culex pipiens</i>	1.1	Survival/growth NOEC
Mollusc	<i>Lymnaea stagnalis</i>	0.11	Reproduction value
Fish	<i>Catostomus commersoni</i>	0.29	Longer growth value
	<i>Esox lucius</i>	0.538	
	<i>Lotulus punctatus</i>	0.15	30-d growth NOEC
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0.07	Geometric mean of growth NOECs
	<i>Oryzias latipes</i>	3.5	Survival NOEC
	<i>Pimephales promelas</i>	0.68	Geometric mean of growth NOECs
	<i>Poecilia reticulata</i>	3.5	Growth/mortality NOEC
	<i>Salvelinus fontinalis</i>	0.01	Growth NOEC
	<i>Salvelinus namaycush</i>	0.105	Growth NOEC
Amphibian	<i>Xenopus laevis</i>	0.35	Mortality NOEC

Quelle: ECB (2005)

Chrom(III)

Daten zur längerfristigen Wirkung von Chrom (III) liegen für Bakterien, Algen, Krebse und Fische vor. Der niedrigste valide längerfristige NOEC-Wert von 0,047 mg/l wurde für Krebse (*Daphnia magna*) ermittelt. Ähnlich empfindlich reagieren Fische. Der niedrigste valide längerfristige NOEC-Wert für die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) wird beträgt 0,05 mg/l. Der niedrigste NOEC-Wert bezogen auf die Biomasse für die Alge *Chlorella pyrenoidosa* wird mit > 2 mg/l ermittelt. Für die Alge *Selenastrum capricornutum* lag der EC₅₀ jedoch bei 0,32 mg/l. Die Testergebnisse für Chrom (III) sind im Anhang F des RAR gelistet (ECB 2005).

Die Datenlage ist für die Anwendung der SSD-Methode zur Berechnung eines HC₅-Wertes für Chrom (III) nicht ausreichend.

6.2 Schutz der Sedimentorganismen

Auszug aus ECB 2005:

"There are very few studies that have investigated the toxicity of chromium (VI) to organisms in the sediment phase. The two tests included here do not involve organisms which live in intimate contact with sediments, and so are not

particularly relevant to an assessment of the risk to sediment organisms. Dave (1992) investigated the toxicity of chromium (VI) (as potassium dichromate) and chromium (III) (as chromium potassium sulphate), spiked onto sediment, to 4-5 day old *Daphnia magna*. The experiment was carried out by mixing 5 g of sediment with a solution of either chromium (III) or chromium (VI) (total volume of 50 ml), and allowing the suspension to equilibrate and settle for 3 days at 20°C. The toxicity test was carried out by adding 20 *Daphnia* to each suspension, and mortality was monitored after 24 and 48 hours exposure. The 48-hour EC50 values were found to be 195 mg/kg dry weight for chromium (III) and 167 mg/kg dry weight for chromium (VI), based on the amounts added to the dry sediment. The sediment used in this experiment had a background total chromium concentration of 92 mg/kg dry weight. In a study using marine sediment, Gardner et al. (1992) showed that oysters (*Crassostrea virginica*) developed tumours when exposed for 30 days to the overlying water containing 20 mg/l suspended sediment for 30 days. In the study, the marine sediment was spiked with chromium (VI) (as potassium chromate) at levels of 1,460 and 14,600 mg/kg dry weight, however, 10 other known or suspected carcinogens were also added to the sediment during the test, and so the effects seen cannot be attributed directly to the chromium (VI) alone."

6.3 Schutz von „fischfressenden“ Tierarten (Secondary poisoning)

Auszug aus EC (2005):

"Chromium (VI) has been shown to be taken up by a wide range of organisms from water, sediment and soil. For fish, although uptake does occur, the bioconcentration factors for chromium (VI) are usually very low (~1 l/kg)."

Es ist nicht davon auszugehen, dass es zu einer Anreicherung von Chrom in der Nahrungskette kommt. Es wird daher auf eine Ableitung einer UQN verzichtet.

7 Wirkung auf die menschliche Gesundheit

Sechswertige Chromverbindungen verursachen allergische und asthmatische Reaktionen und gelten als krebserzeugend.

8 Berechnung der Umweltqualitätsnormen

8.1 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz der aquatischen Organismen

Chrom(VI) hat einen Anteil von 30-70% der gesamten Chromkonzentration in Fließgewässern (RIVM 1990). Chrom(III) und Chrom(VI) werden nicht separat gemessen. Deshalb wurde ein UQN für Chrom gesamt abgeleitet der sich am niedrigen Wert von Chrom(VI) orientiert.

Binnenoberflächengewässer

Auszug aus ECB 2005:

"There are two values included in the data set which lie below the HC5-50% value, one for the cladoceran *Ceriodaphnia dubia* and the other for the fish *Salvelinus fontinalis*. In the case of *Ceriodaphnia dubia*, the NOEC for reproduction was 4,7 µg/l; from the same report the NOEC for survival was 8,4 µg/l. These values come

from a ring test and are derived from 18 individual results (as noted below Table 3.52). In the same study the 50% effect concentration for survival and reproduction over 7 days was 14 µg/l, indicating a steep dose-response. The NOEC for *Salvelinus fontinalis* is 10 µg/l, which is virtually the same as the HC5-50% value. The considerations above suggest that a small assessment factor could be applied to the extrapolated value to give a more protective PNEC. The choice of assessment factor to be used with the HC5 makes little or no difference to the overall result of the assessment, but a factor of 3 was accepted during Technical Meeting discussions as a reasonable compromise between member states that expressed a view. This gives a PNEC of 3,4 µg/l. It should also be noted that the PNEC for chromium (III) refers to the dissolved water concentration. In laboratory tests, water soluble forms of chromium (III) have generally been used. However, in the environment, chromium (VI) is likely to be reduced to forms of chromium (III) with limited water solubility, which will be associated mainly with the particulate (sediment and suspended matter) phases of the water compartment."

"Since chromium (VI) is converted to chromium (III) under some conditions in the environment, the possible effects of chromium (III) should also be considered in the assessment. The toxicity of chromium (III) to aquatic organisms is briefly summarised in Appendix F. From the available data, it can be seen that chromium (III) appears to be less toxic than chromium (VI) in waters of medium hardness (>50 mg CaCO₃). In lower hardness waters the acute toxicity increases; there are also indications that NOEC values decrease with decreasing hardness. There are insufficient data to carry out an HC5 calculation for chromium (III). From the freshwater data reported in Appendix F, long-term NOEC values are 0.05 mg/l for fish and 0,047 mg/l for invertebrates, and >2 mg/l for algae (although an EC50 of 0,32 mg/l is reported for another species). The fish and invertebrate values relate to hardness levels of 26 and 52 mg/l respectively. Applying an assessment factor of 10 to the lowest available NOEC gives a tentative PNEC for chromium (III) of 4,7 µg/l for soft water.

[...]

In summary, the PNEC values for the surface water compartment are 3,4 µg/l for chromium (VI) and 4.7 µg/l for chromium (III)."

Für die Festlegung einer UQN für Chrom kann die Berechnung einer PNEC aus dem RAR Chrom (ECB, 2005) einbezogen werden. Die Berechnung eines HC5-50% aus der Empfindlichkeitsverteilung der Arten ergab einen Wert von 10,2 µg/l. Dieser Wert wurde unter Berücksichtigung der gesamten Datenlage durch 3 dividiert und ergibt ein PNEC-Wert von 3,4 µg/l für Chrom (VI). Interessant ist, dass dieser berechnete PNEC-Wert nur wenig unterhalb des niedrigsten NOEC-Wertes von 4,7 µg/l für die Reproduktion von *Ceriodaphnia dubia* liegt.

Für Chrom (III) wurde ein PNEC-Wert von 4,7 µg/l errechnet.

Verlässliche Angaben über die natürliche Hintergrundkonzentration von Chrom (VI) in Gewässern liegen nicht vor. Die FOREGS-Studie gibt für europäische Gewässer für die >0,45 µm filtrierte Konzentration einen Medianwert (n = 806) von 0,38 µg/l an (FOREGS 2007).

Aus Gewässermessprogrammen liegen bisher meist nur Messwerte für die filtrierte Konzentration von Chrom (VI+III) vor. Weiterhin ist mit einer additiven Wirkung von Chrom III und VI zu rechnen.

Da im Gewässer Chrom (III) und (VI) in schwankenden Konzentrationen vorkommt (vgl. Kapitel 5), wird der empfindlichste PNEC-Wert für Chrom (VI) von 3,4 µg/l als JD-UQN für die filtrierte Konzentration von Chrom (VI+III) übernommen.

Für die Berechnung einer UQN für die zulässige Höchstkonzentration ZHK-UQN zur Beurteilung von kurzzeitigen Belastungsspitzen von Chrom (VI) kann sowohl unter Anwendung eines Sicherheitsfaktors als auch unter Verwendung der SSD-Methode erfolgen.

Auf Grundlage des niedrigsten EC50-Wertes (*Moina australiensis*, 2d, EC50 = 20 µg/l) und Verwendung eines reduzierten Sicherheitsfaktors von 10 ergibt einen Wert für die ZHK-UQN von 2 µg/l Chrom (VI).

Auf Grundlage der akuten Wirkungsdaten für Chrom (III) und Verwendung eines reduzierten Sicherheitsfaktors von 10 ergibt mit *Selenastrum capricornutum* 96h-EC50 = 0,32 mg/l einen Wert für die ZHK-UQN von 32 µg/l Chrom (III).

Bei Anwendung der SSD-Methode (ETX 2.0) mit den in ECB (2005) für Süßwasserorganismen für Chrom (VI) gelisteten akuten Wirkungsdaten ergibt ein HC5-Wert von 42 µg/l. Allerdings wird in allen Goodness-of-fit-Tests die Annahme verworfen, dass die EC/LC50-Werte normal verteilt sind. Wendet man die SSD-Methode nur auf die Daten von Krebsen (Crustaceans) an, die am empfindlichsten auf Chrom reagieren, ergibt die Berechnung ein HC5-Wert von 26 µg/l. Die Annahme, dass die EC/LC50-Werte einer Normalverteilung unterliegen, wird hier allen Goodness-of-fit-Tests akzeptiert. Die verwendeten Daten und die einzelnen Ergebnisse der Berechnung sind im Anhang wiedergegeben.

Für Chrom (III) liegen zu wenige Daten vor um die SSD-Methode anzuwenden.

Da eine Unsicherheit bei der Anwendung der SSD-Methode zur Berechnung der ZHK-UQN besteht, wird die SSD-Methode nicht zur Ermittlung der ZHK-UQN verwendet.

Sonstige Oberflächengewässer

Die Auswertung der Wirkungsdaten im RAR hat gezeigt, dass Süßwasserorganismen etwas empfindlicher als Meeresorganismen auf Chromverbindungen reagieren (ECB 2005). Im RAR wurde jedoch kein PNEC für Meerorganismen abgeleitet. Von der Environment Agency in Großbritannien wurde auf Basis der TGD-Methode und der derzeit verfügbaren Datenbasis ein PNEC für Chrom (VI) von 0,6 µg/l als Jahresmittelwert und für die Kurzzeitbelastung ein Wert von 32 µg/l berechnet (Maycock et al. 2007). Für Chrom (III) wurde die Datenbasis als unzureichend erachtet um ein PNEC für Meeresorganismen abzuleiten. Die Berechnung von PNEC-Werten für Meerwasser wurde von Maycock et al. 2007 wie folgt begründet:

"Freshwaters and saltwaters differ in various abiotic physico-chemical factors including natural background concentrations of essential and other elements. For metals/metalloids, it was decided not to combine the freshwater and saltwater effects databases, but to derive PNECs for freshwaters and saltwaters on the basis of their respective effects data. PNEC referring to the annual average concentration Chromium(VI) A PNEC referring to the pelagic community in saltwater was not derived in the EU RAR on chromates. Aquatic invertebrates such as the blue

mussel (Mytilus edulis, 12-week NOECgrowth 4–6 µg/l) or the polychaete worm Nereis arenaceodentata (2-week NOECmortality 6 µg/l) and the yellow rock crab (Cancer anthonyi, 12-week LOECmortality, hatching 10 µg/l) appear to be the most sensitive organisms. An algal NOEC of 0,1 µg/l is also available. However, there were very few details available to assess the quality of this study. Studies with fish indicate lower sensitivity than invertebrates. The lowest available NOEC of 4–6 µg/l in Mytilus edulis was unbounded (highest concentration tested). Consequently, it was not suitable for PNEC derivation. The next lowest value, a 2-week NOECmortality of 6 µg/l in Nereis arenaceodentata, was regarded as valid for PNEC derivation by the EU RAR. According to the provisions of the TGD on marine effects assessment, an assessment factor of 10 is appropriate to derive the PNEC on the basis of the lowest NOEC (additional good quality long-term data for fish, crustaceans and algae were available as well as for more than two additional marine taxonomic groups). There are insufficient data available to carry out SSD calculations for Cr(III) or Cr(VI)."

"According to the provisions of the TGD on marine effects assessment, an assessment factor of 10 is appropriate to derive the PNEC on the basis of the lowest NOEC (additional good quality long-term data for fish, crustaceans and algae were available as well as for more than two additional marine taxonomic groups):

$$PNECsaltwater_{lt} = 6 \mu\text{g l}^{-1}/(AF 10) = 0.6 \mu\text{g l}^{-1} \text{ Cr(VI) (dissolved)}"$$

Es wird vorgeschlagen den $PNECsaltwater_{st}$ von 0,6 µg/l Cr(VI) (gelöst) als JD-UQN für sonstige Oberflächengewässer (Küsten- und Übergangsgewässer) zu übernehmen.

"The LC50 of 0,32 mg/l obtained with Callinectes sapidus could be used as the basis for the derivation of the $PNECsaltwater_{st}$. The TGD [152] does not provide specific guidance for assessment of acute effects of intermittent releases to marine water bodies. However, the PNEC may be derived on the basis of the general guidance given in the TGD on the effects assessment for intermittent releases (Section 3.3.2 of Part II). A reduced assessment factor of 10 (instead of 100) is considered sufficient to extrapolate from the 50 per cent acute effect level to the short-term no effect level because good quality data are available for algae, crustacean and echinoderms. Short-term saltwater fish data are lacking. However, long-term data indicate that fish are unlikely to be the most sensitive group. In addition, the resulting PNEC will also be in the range of the lowest NOECs obtained for species with a short life cycle, such as algae and crustaceans of the genus Ceriodaphnia.

$$PNECsaltwater_{st} = 320 \mu\text{g/l}/AF (10) = 32 \mu\text{g/l Cr(VI) (dissolved)}"$$

Da eine gewisse Unsicherheit bei der Ableitung des $PNECsaltwater_{st}$ von 32 µg/l Cr(VI) besteht, wird dieser nicht als ZHK-UQN übernommen.

Für Chrom (III) wird keine UQN vorgeschlagen, da die Datenlage nicht ausreichend ist, um einen verlässlichen Wert abzuleiten.

Aus Gewässermessprogrammen liegen bisher meist nur Messwerte für die filtrierte Konzentration von Chrom (VI+III) vor. Weiterhin ist mit einer additiven Wirkung von Chrom III und VI zu rechnen.

Da Chrom (III) und (VI) in Küsten- und Übergangsgewässern in schwankenden

Konzentrationen vorkommt (vgl. Kapitel 5), wird der empfindlichste PNEC-Wert für Chrom (VI) von 0,6 µg/l als JD-UQN für die filtrierte Konzentration von Chrom (VI+III) übernommen.

8.2 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz der Sedimentorganismen

Auszug aus RAR ECB (2005): *“Given that the vast majority of chromium (VI) entering into sediment will be converted to chromium (III), the PNEC_{sediment} of 31 mg/kg wet weight (which is equivalent to around 80 mg/kg on a dry weight basis) is in reasonable agreement with the draft effect levels derived by Environment Canada (1997).”*

Er wird vorgeschlagen den PNEC_{Sediment} als UQN für Schwebstoffe und Sedimente ggf. unter Berücksichtigung eines Hintergrundwertes von 80 mg/kg zu übernehmen. JD-UQN für Schwebstoffe/Sedimente = 80 + (Cb) mg/kg. Der Wert sollte jedoch als vorläufig erachtet werden, da Maycock et al. 2007 die Datengrundlage als nicht ausreichend erachtet, um eine PNEC auf der Basis von Wirkungstests ableiten zu können.

In Gebieten, in denen die UQN durch besondere geogene Vorbelastungen (Hintergrundgehalt) überschritten wird, gilt die UQN auch als eingehalten, wenn die zusätzliche anthropogene Belastung ≤ 80 mg/kg ist.

Unter Verwendung eines durchschnittlichen Verteilungskoeffizienten Wasser-Schwebstoffe von 75000 l/kg entspricht eine Schwebstoffkonzentration von 80 mg/kg etwa einer gelösten Chromkonzentration von ca. 1 µg/l.

Da Chrom in Schwebstoffen/Sedimenten anreichert, sollte die UQN in diesem Medium zusätzlich überwacht werden. Es ist anhand von Monitoringdaten zu prüfen, ob die Werte für Wasser hinreichend sind, damit die UQN für Schwebstoffe/Sedimente nicht überschritten werden.

8.3 Berechnung der Umweltqualitätsnorm Schutz von „fischfressenden“ Tierarten

Siehe Kapitel 6.3

8.4 Berechnung der Umweltqualitätsnorm für den Fischkonsum

Es ist aufgrund des niedrigen BCF-Wertes für Fische nicht davon auszugehen, dass er zu einer Anreicherung in der Nahrungskette kommt.

8.5 Umweltqualitätsnorm zum Schutz der Trinkwasserversorgung und des Trinkwassers

Zum Schutz der Oberflächengewässer, die der Entnahme von Wasser für den menschlichen Gebrauch dienen, ist nach der EG-Richtlinie 75/440/EWG für ein zwingender Wert A1 für Chrom gesamt von 50 µg/l Cr festgelegt. Der Höchstwert für Trinkwasser der EG-Richtlinie 98/83/EG (vormals 80/778/EWG) für Chrom beträgt ebenfalls 50 µg/l.

Zum Schutz der Oberflächengewässer, die der Entnahme von Wasser für den menschlichen Gebrauch dienen, ist der nach der EG-Richtlinie 75/440/EWG festgelegte Höchstwert für Chrom gesamt von 50 µg/l Cr anzusetzen.

9 Quelle

Lepper, P., 2005: Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC) Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 15 September 2005

European Commission – Joint Research Centre Institute for Health and Consumer Protection European Chemicals Bureau (ECB), 2005: European Union Risk Assessment Report chromium trioxide, sodium chromate, sodium dichromate, ammonium dichromate and potassium dichromate: CAS No: 1333-82-0, 7775-11-3, 10588-01-9, 7789-09-5 and 778-50-9 EINECS No: 215-907-8, 231-889-5, 234-190-3, 232-143-1 and 231-906-6, Series: 3rd Priority List Volume: 53

FOREGS Geochemical database, 2007: Cr – Chromium
<http://www.gtk.fi/publ/foregsatlas/text/Cr.pdf>

LAWA 1998: Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band 2 / Hrsg. von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Erarbeitet vom LAWA-Arbeitskreis „Zielvorgaben“ (Stand: 2. Juni 1997). 1. Aufl. 1998, Kulturbuchverlag Berlin. - [25] S: 30 cm; (Oberirdische Gewässer : Konzepte und Strategien); ISBN 3-88961-216-4

OSPAR, 2005: CONVENTION FOR THE PROTECTION OF THE MARINE ENVIRONMENT OF THE NORTH-EAST ATLANTIC, Agreement on Background Concentrations for Contaminants in Seawater, Biota and Sediment (OSPAR Agreement 2005-6)

MUDAB, 2009
Meeresumwelt-Datenbank (MUDAB)
<http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Umweltschutz/MUDAB-Datenbank/index.jsp>

RIVM 1990: Integrated Criteria Document Chromium Slooff W – 1990, RIVM Rapport 710401002

Schudoma, D., 1994: Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. Umweltbundesamt, Berlin Texte 52/94

Maycock, D., Sorokin, N., Atkinson, C., Rule, K., Crane, M. 2007: Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: chromium(VI) and chromium(III) (dissolved). Environment Agency, Bristol, Science Report: SC040038/SR5 SNIFFER Report: WFD52(v)

Anhang 1: Testergebnisse für Wasserorganismen

Auf eine Auflistung einzelner Testergebnisse für Chrom (VI) und Chrom (III) wird verzichtet, da sie in den Anhängen A bis F des RAR Chrom (ECB 2005) zu finden sind. Der RAR kann über die Seite <http://ecb.jrc.it/esis/> gesucht (CAS oder EG-Nummer siehe Kap. 1) und abgerufen werden.

Anhang 2: HC5-Werteberechnung für die akute Wirkung von Chrom (VI)

Tab. A 2-1: Akute Toxizitätsdaten für Chrom (VI)

Tax. Group	Species	Endpoint	Value mg/l	Value used to cal. HC5 mg/l	Reference in ECB 2005
Crustaceans	<i>Ceriodaphnia sp</i>	48 h LC50	0,03	0,03	Dorn et al. (1987)
Crustaceans	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	24 h LC50	0,053	0,053	Hickey (1989)
Crustaceans	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	24 h LC50	0,196	0,196	Hickey (1989)
Crustaceans	<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	48 h EC50	0,195	0,195	Elnabarawy et al. (1986)
Crustaceans	<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	96 h LC50	0,42	0,42	Martin and Holdrich (1986)
Crustaceans	<i>Daphnia carinata</i>	24 h EC50	0,423	0,423	Hickey (1989)
Crustaceans	<i>Daphnia magna</i>	48 h EC50	0,035	0,058087857	Stephenson and Watts (1984) Elnabarawy et al. (1986) Trabalka and Gehrs (1977)
Crustaceans	<i>Daphnia magna</i>	48 h EC50	0,112		
Crustaceans	<i>Daphnia magna</i>	48 h EC50	0,05		
Crustaceans	<i>Daphnia obtusa</i>	48 h EC50	0,061	0,061	Coniglio and Baudo (1989)
Crustaceans	<i>Daphnia pulex</i>	48 h EC50	0,063	0,111427134	Dorn et al. (1987) Elnabarawy et al. (1986) Jop et al. (1987)
Crustaceans	<i>Daphnia pulex</i>	48 h EC50	0,122		
Crustaceans	<i>Daphnia pulex</i>	48 h EC50	0,18		
Crustaceans	<i>Macrobrachium lamarrei</i>	96 h LC50	0,65	0,65	Murti et al. (1983)
Crustaceans	<i>Simocephalus vetulus</i>	24 h EC50	0,154	0,154	Hickey (1989)
Insects	<i>Chironomus tentans</i>	48 h LC50	11,8	11,8	Khangarot and Ray (1989a)
Molluscs	<i>Biomphalaria glabrata</i>	96 h LC50	37,3	37,3	Bellavere and Gorbi (1981)
Molluscs	<i>Goniobasis levescens</i>	48 h LC50	2,4	2,4	Cairns Jr. et al. (1976)
Molluscs	<i>Lymnaea acuminata</i>	96 h LC50	5,97	5,97	Khangarot et al (1982)
Molluscs	<i>Lymnaea emarginata</i>	48 h LC50	34,8	34,8	Cairns Jr. et al. (1976)
Molluscs	<i>Physa integra</i>	48 h LC50	0,66	0,66	Cairns Jr. et al. (1976)
Polychaetes	<i>Acolosoma haedlyi</i>	48 h LC50	8,6	8,6	Cairns Jr. et al. (1978)
Polychaetes	<i>Enchytreus albidus</i>	96 h LC50	0,67	0,67	Roembke and Knacker (1989)
Rotifers	<i>Philodina acuticumis</i>	48 h LC50	29	29	Cairns Jr. et al. (1978)
Rotifers	<i>Philodena roseola</i>	96 h LC50	5,5	5,5	Schaefer and Pipes (1973)
Algae	<i>Chlorella vulgaris</i>	72 h IC50 (g)	0,47	0,47	Jouany et al. (1982)
Algae	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	72 h EC50 (b)	0,19	0,19	ECB 2005, average value ring test
Algae	<i>Selenastrum capricornutum</i>	72 h IC50 (g)	0,99	0,368539139	Nyholm (1991)
Algae	<i>Selenastrum capricornutum</i>	96 h EC50 (b)	0,217		Greene et al. (1988)
Algae	<i>Selenastrum capricornutum</i>	72 h EC50 (g)	0,233		Christensen et al. (1983) Christensen and Nyholm (1984)
Fish	<i>Brachydanio rerio</i>	96-hour LC50	58,5	58,5	Bellavere and Gorbi (1981)

Tax. Group	Species	Endpoint	Value mg/l	Value used to cal. HC5 mg/l	Reference in ECB 2005
Fish	<i>Carrasius auratus</i>	96-hour LC50	37,5	37,5	Pickering and Henderson (1966)
Fish	<i>Channa punctatus</i>	96-hour LC50	45,2	45,2	Saxena and Parashari (1983)
Fish	<i>Colisa fasciatus</i>	96-hour LC50	20,8	20,8	Srivastava et al. (1979)
Fish	<i>Ictalurus punctatus</i>	24-hour LC50	58	58	Cairns Jr. et al (1978)
Fish	<i>Lebistes reticulatus</i>	96-hour TLm	30	30	Pickering and Henderson (1966)
Fish	<i>Lepomis macrochirus</i>	96-hour LC50 48-hour TLm	110	141,1403461	rama and Benoit (1960) Turnbull et al. (1954) Cairns Jr. and Scheier (1958)
Fish		96-hour LC50	213		
Fish			120		
Fish	<i>Morone saxitalis</i>	96-hour LC50	28	28	Palawski et al. (1985)
Fish	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	96-hour LC50	55	55	Hartwell et al. (1989)
Fish	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	96-hour LC50	63,6	38,49608101	Brown et al. (1985) Benoit (1976) Van Der Putte et al (1981b)
Fish			69		
Fish			13		
Fish	<i>Pimephales promelas</i>	96-hour TLm 96-hour LC50 96-hour TLm	17,6	29,86793504	Pickering and Henderson (1966) Benoit (1976) Pickering and Henderson (1966)
Fish			33,2		
Fish			45,6		
Fish	<i>Salvelinus fontinalis</i>	96-hour LC50	59	59	Benoit (1976)
Amphibian	<i>Bufo melanostictus</i>	96-hour LC50	49,3	49,3	Khengarot and Ray (1987a)
Amphibian	<i>Rana hexadactyla</i>	96-hour LC50	100	100	Khengarot et al. (1985)
Amphibian	<i>Xenopus laevis</i>	96-hour LC50	81	66,64856453	Joshi and Patil (1991)
Amphibian		96-hour LC50	85		Joshi and Patil (1991)
Amphibian		96-hour LC50	43		Joshi and Patil (1991)
Bacteria	<i>Bacillus subtilis</i>	10-hour EC50	0,11	0,11	Ogawa et al. (1989)
Bacteria	<i>Escherichia coli</i>	24-hour EC50	3,5		Gaur and Bhattacharjee (1991)
Bacteria	<i>Escherichia coli</i>	24-hour EC50	0,42	1,212435565	Gaur and Bhattacharjee (1991)
Bacteria	<i>Vibrio harveyi</i>	50-minute EC50	2,2	2,2	Thomulka and Lange (1997)
Protozoan	<i>Chilomonas paramecium</i>	19-25-hour NOEC	1	1	Cairns Jr. et al. (1978)
Protozoan	<i>Colpidium campylum</i>	24-hour IC50	2,8	2,8	Dive et al. (1990)
Protozoan	<i>Microregma heterostoma</i>	28-hour NOEC	0,21	0,21	Bringmann and Kuhn (1959)

Tab. A 2-2: HC5-Werte für Süßwasserorganismen auf der Basis aller akuten Wirkungswerte von Chrom (VI) in mg/l

Parameters of the normal distribution			
Name	Value	Description	
mean	0,48330576	mean of the log toxicity values	
s.d.	1,1215047	sample standard deviation	
n	45	sample size	
HC5 results			
Name	Value	log10(Value)	Description
LL HC5	0,01370004	-1,86327812	lower estimate of the HC5
HC5	0,04226647	-1,37400398	median estimate of the HC5
UL HC5	0,10217975	-0,99063516	upper estimate of the HC5
sprHC5	7,4583533	0,87264295	spread of the HC5 estimate

Goodness-of-fit

Anderson-Darling test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0,1	0,631	Rejected			
0,05	0,752	Rejected		AD Statistic:	1,57301473
0,025	0,873	Rejected		n:	45
0,01	1,035	Rejected			
Kolmogorov-Smirnov test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0,1	0,819	Rejected			
0,05	0,895	Rejected		KS Statistic:	1,24708604
0,025	0,995	Rejected		n:	45
0,01	1,035	Rejected			
Cramer von Mises test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0,1	0,104	Rejected			
0,05	0,126	Rejected		CM Statistic:	0,25441057
0,025	0,148	Rejected		n:	45
0,01	0,179	Rejected			

Tab. A 2-2:

HC5-Werte für Süßwasserorganismen auf der Basis der akuten Wirkungswerte von Süßwasserkrebsen (Crustaceans) für Chrom (VI) in mg/l

Parameters of the normal distribution			
Name	Value	Description	
mean	-0,85186724	mean of the log toxicity values	
s.d.	0,43111194	sample standard deviation	
n	11	sample size	
HC5 results			
Name	Value	log10(Value)	Description
LL HC5	0,00860113	-2,06544467	lower estimate of the HC5
HC5	0,0261263	-1,58292206	median estimate of the HC5
UL HC5	0,05002996	-1,30076985	upper estimate of the HC5
sprHC5	5,81667528	0,76467482	spread of the HC5 estimate

Goodness-of-fit

Anderson-Darling test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0,1	0,631	Accepted			
0,05	0,752	Accepted	AD Statistic:	0,28076797	
0,025	0,873	Accepted	n:	11	
0,01	1,035	Accepted			
Kolmogorov-Smirnov test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0,1	0,819	Accepted			
0,05	0,895	Accepted	KS Statistic:	0,58295214	
0,025	0,995	Accepted	n:	11	
0,01	1,035	Accepted			
Cramer von Mises test for normality					
Sign. level	Critical	Normal?			
0,1	0,104	Accepted			
0,05	0,126	Accepted	CM Statistic:	0,03206213	
0,025	0,148	Accepted	n:	11	
0,01	0,179	Accepted			

Abb. A 2-1: SSD-Kurve für alle Süßwasserorganismen auf der Basis der akuten Wirkungswerte für Chrom (VI)

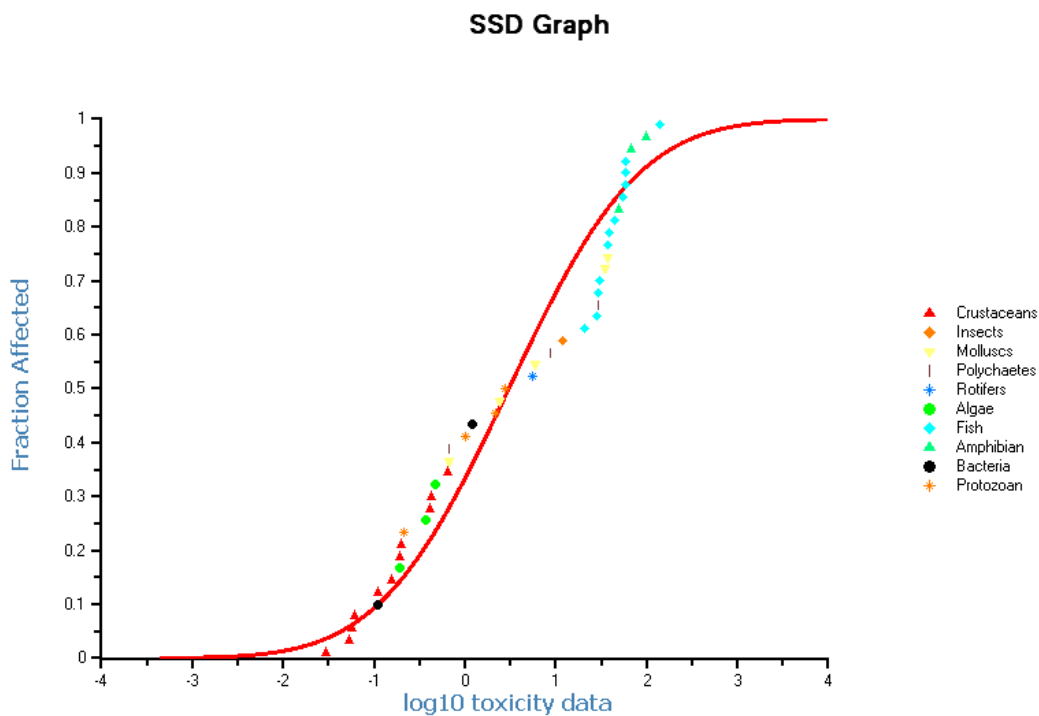
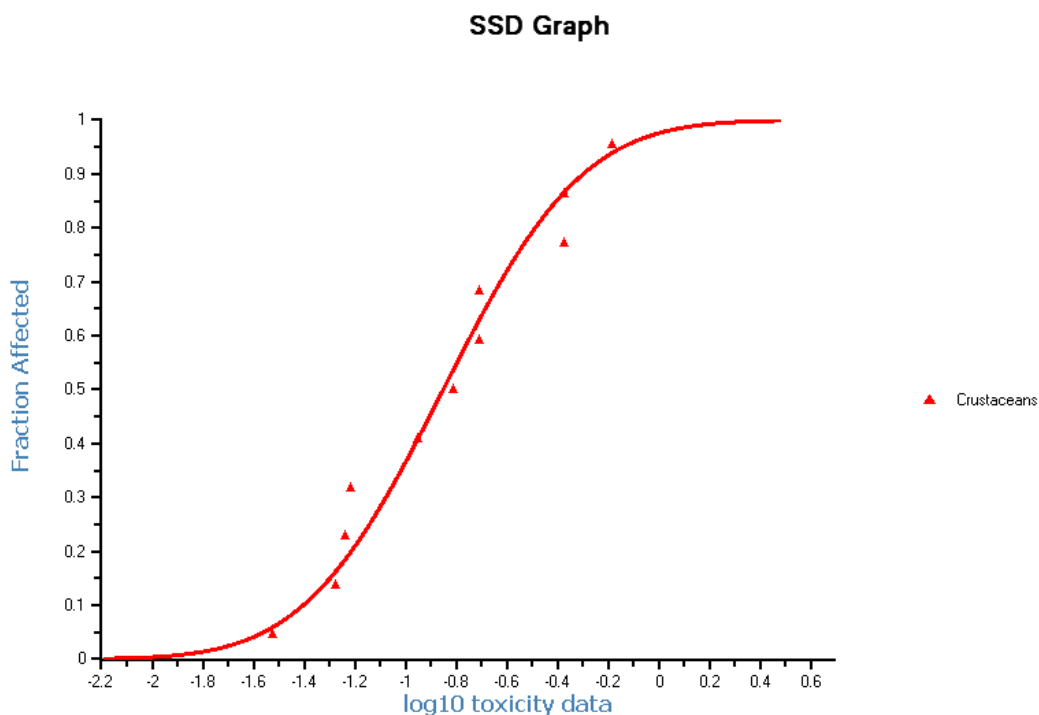


Abb. A 2-2: SSD-Kurve für Süßwasserkrebs auf der Basis der akuten Wirkungswerte für Chrom (VI)



Stoffdatenblatt

- PCB -

PCB-28 [CAS Nr. 7012-37-5]

PCB-52 [CAS Nr. 35693-99-3]

PCB-101 [CAS Nr. 37680-73-2]

PCB-118 [CAS Nr. 31508-00-6]

PCB-138 [CAS Nr. 35065-28-2]

PCB-153 [CAS Nr. 35065-27-1]

PCB-180 [CAS Nr. 35065-29-3]

1 Substanz

Name:	PCB (Stoffgruppe)
EG-Nummer:	2156481
EG-Richtlinie 67/548/EG Anlage I Index	602-039-00-4
Listennummer in 2006/11/EG (vormals 76/464/EWG)	101
Code	-
Stoffgruppe:	Chloraromat

Name:	PCB-28
IUPAC-Name:	2,4,4'-Trichlor-1,1'-Biphenyl
CAS-Nummer:	7012-37-5
EG-Nummer:	
EG-Richtlinie 67/548/EG Anlage I Index	
Listennummer in 2006/11/EG (vormals 76/464/EWG)	(101)
Code	Sandre: 1239
Stoffgruppe:	Chloraromat

Name:	PCB-52
IUPAC-Name:	2,2',5,5'-Tetrachlor-1,1'-Biphenyl
CAS-Nummer:	35693-99-3
EG-Nummer:	
EG-Richtlinie 67/548/EG Anlage I Index	
Listennummer in 2006/11/EG (vormals 76/464/EWG)	(101)
Code	Sandre: 1251
Stoffgruppe:	Chloraromat

Name:	PCB-101
IUPAC-Name:	2,2',5,5'-Pentachlor-1,1'-Biphenyl
CAS-Nummer:	37680-73-2
EG-Nummer:	
EG-Richtlinie 67/548/EG Anlage I Index	
Listennummer in 2006/11/EG (vormals 76/464/EWG)	(101)
Code	Sandre: 1242
Stoffgruppe:	Chloraromat

Name:	PCB-118
IUPAC-Name:	2,3'.4,4,5'-Pentachlor-1,1'-Biphenyl
CAS-Nummer:	31508-00-6
EG-Nummer:	
EG-Richtlinie 67/548/EG Anlage I Index	
Listennummer in 2006/11/EG (vormals 76/464/EWG)	(101)
Code	Sandre: 1243
Stoffgruppe:	Chloraromat

Name:	PCB-138
IUPAC-Name:	2,2',3,4,4',5'-Hexachlor-1,1'-Biphenyl
CAS-Nummer:	35065-28-2
EG-Nummer:	
EG-Richtlinie 67/548/EG Anlage I Index	
Listennummer in 2006/11/EG (vormals 76/464/EWG)	(101)
Code	Sandre: 1244
Stoffgruppe:	Chloraromat

Name:	PCB-153
IUPAC-Name:	2,2',4,4',5,5'-Hexachlor-1,1'-Biphenyl
CAS-Nummer:	35065-27-1
EG-Nummer:	
EG-Richtlinie 67/548/EG Anlage I Index	
Listennummer in 2006/11/EG (vormals 76/464/EWG)	(101)
Code	Sandre: 1245
Stoffgruppe:	Chloraromat

Name:	PCB-180
IUPAC-Name:	2,2',3,4,4',5,5'-Pentachlor-1,1'-Biphenyl
CAS-Nummer:	35065-29-3
EG-Nummer:	
EG-Richtlinie 67/548/EG Anlage I Index	
Listennummer in 2006/11/EG (vormals 76/464/EWG)	(101)
Code	Sandre: 1246
Stoffgruppe:	Chloraromat

2 Umweltqualitätsnorm

2.1 Schutzgutübergreifende Umweltqualitätsnorm (UQN)

PCB-Summe

(PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-138, PCB-153, PCB-180)

Schutzgut	Maximale Konzentration (ZHK-UQN)	Überwachungswert (JD-UQN)	Anmerkung
Binnenoberflächen-gewässer (Flüsse und Seen)	Nicht zutreffend	Summe der Dioxine und dioxinartigen PCB in Aal: 12 pg TEQ/g Fisch (Nassgewicht) Summe der Dioxine und dioxinartigen PCB in anderen Fischen: 8 pg TEQ/g Fisch (Nassgewicht)	Norm für dioxin-artige PCB in Fisch für den menschlichen Verzehr (COMMISSION REGULATION (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs); möglicherweise ist die Norm für Secondary Poisoning strenger
Sonstige Oberflächen-gewässer (Küsten- und Übergangsgewässer)	Nicht zutreffend	Summe der Dioxine und dioxinartigen PCB in Aal: 12 pg TEQ/g Fisch (Nassgewicht) Summe der Dioxine und dioxinartigen PCB in anderen Fischen: 8 pg TEQ/g Fisch (Nassgewicht)	Norm für dioxinartige PCB in Fisch für den menschlichen Verzehr (COMMISSION REGULATION (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs); möglicherweise ist die Norm für Secondary Poisoning strenger

2.2 Spezifische Umweltqualitätsnorm (UQN)

Für die 7 Indikator-PCB konnten keine Normen für die WRRL-Schutzgüter abgeleitet werden. Die Ursache ist, dass viele Basisdaten fehlen, die für die Ableitung von UQN-Werten für die 7 Indikator-PCB erforderlich sind. In diesem Absatz wird beschrieben, welche Daten vorliegen. Die dargestellten Werte geben einen Hinweis auf UQN-Werte, die auf der Grundlage dieser Daten abgeleitet werden sollten. Die wichtigsten fehlenden Wirkungsdaten betreffen den Schutz der Fisch verzehrenden Vögel und Säugetiere und die möglichen Auswirkungen auf den Menschen.

Dadurch, dass diese Daten fehlen, konnten beispielsweise nur Werte für Wasser abgeleitet werden, die direkte Auswirkungen berücksichtigen. Die nachstehenden Texte dienen der Hintergrundinformation und dokumentieren bestehende Daten über Auswirkungen der 7 Indikator-PCB.

PCB-28

Schutzgut	UQN	Anmerkung
Aquatische Lebensgemeinschaften (Binnenoberflächengewässer)	JD-UQN = 8 ng/l ZHK-UQN: nicht zutreffend	Größenordnung, über QSAR geschätzt, Sicherheitsfaktor = 100
Aquatische Lebensgemeinschaften (Sonstige Oberflächengewässer)	JD-UQN = 0,8 ng/l ZHK-UQN: nicht zutreffend	
Sedimentorganismen	-	
Secondary poisoning	5,6 µg/kg	Summe 6 PCB, mit Summe 7 PCBs gleichgestellt
Fischkonsum	-	S. 8.4
Trinkwasserversorgung (75/440/EWG)	-	S. 8.5

PCB-52

Schutzgut	UQN	Anmerkung
Aquatische Lebensgemeinschaften (Binnenoberflächengewässer)	JD-UQN = 9 ng/l ZHK-UQN: nicht zutreffend	Sicherheitsfaktor = 10
Aquatische Lebensgemeinschaften (Sonstige Oberflächengewässer)	JD-UQN = 0,9 ng/l ZHK-UQN: nicht zutreffend	
Sedimentorganismen	-	
Secondary poisoning	5,6 µg/kg	Summe 6 PCB, mit Summe 7 PCBs gleichgestellt
Fischkonsum	-	S. 8.4
Trinkwasserversorgung (75/440/EWG)	-	S. 8.5

PCB-101

Schutzgut	UQN	Anmerkung
Aquatische Lebensgemeinschaften (Oberflächengewässer)	JD-UQN = 2 ng/l ZHK-UQN: nicht zutreffend	Sicherheitsfaktor = 50
Aquatische Lebensgemeinschaften (Sonstige Oberflächengewässer)	JD-UQN = 0,2 ng/l ZHK-UQN: nicht zutreffend	
Sedimentorganismen	-	
Secondary poisoning	5,6 µg/kg	Summe 6 PCB, mit Summe 7 PCBs gleichgestellt
Fischkonsum	-	S. 8.4
Trinkwasserversorgung (75/440/EWG)	-	S. 8.5

PCB-118

Schutzgut	UQN	Anmerkung
Aquatische Lebensgemeinschaften (Binnenoberflächengewässer)	JD-UQN = 2 ng/l ZHK-UQN: nicht zutreffend	über QSAR geschätzt, Sicherheitsfaktor = 100
Aquatische Lebensgemeinschaften (Sonstige Oberflächengewässer)	0,2 ng/l	Größenordnung, über QSAR geschätzt
Sedimentorganismen	-	
Secondary poisoning	5,6 µg/kg	Summe 6 PCB, mit Summe 7 PCBs gleichgestellt
Fischkonsum	-	S. 8.4
Trinkwasserversorgung (75/440/EWG)	-	S. 8.5

PCB-138

Schutzgut	UQN	Anmerkung
Aquatische Lebensgemeinschaften (Binnenoberflächengewässer)	JD-UQN = 2 ng/l ZHK-UQN: nicht zutreffend	Sicherheitsfaktor = 50
Aquatische Lebensgemeinschaften (Sonstige Oberflächengewässer)	0,2 ng/l	
Sedimentorganismen	-	
Secondary poisoning	5,6 µg/kg	Summe 6 PCB, mit Summe 7 PCBs gleichgestellt
Fischkonsum	-	S. 8.4
Trinkwasserversorgung (75/440/EWG)	-	S. 8.5

PCB-153

Schutzgut	UQN	Anmerkung
Aquatische Lebensgemeinschaften (Binnenoberflächengewässer)	JD-UQN = 10 ng/l ZHK-UQN: nicht zutreffend	Sicherheitsfaktor = 10
Aquatische Lebensgemeinschaften (Sonstige Oberflächengewässer)	1 ng/l	
Sedimentorganismen	-	
Secondary poisoning	5,6 µg/kg	Summe 6 PCB, mit Summe 7 PCBs gleichgestellt
Fischkonsum	-	S. 8.4
Trinkwasserversorgung (75/440/EWG)	-	S. 8.5

PCB-180

Schutzgut	UQN	Anmerkung
Aquatische Lebensgemeinschaften (Binnenoberflächengewässer)	JD-UQN = 2 ng/l ZHK-UQN: nicht zutreffend	Sicherheitsfaktor = 50
Aquatische Lebensgemeinschaften (Sonst. Oberflächengewässer)	JD-UQN = 0,2 ng/l ZHK-UQN: nicht zutreffend	
Sedimentorganismen	-	
Secondary poisoning	5,6 µg/kg	Summe 6 PCB, mit Summe 7 PCBs gleichgestellt
Fischkonsum	-	Summe 7 PCBs, Nassgewicht
Trinkwasserversorgung (75/440/EWG)	35 ng/l	aufgrund der täglichen Einnahme berechnet

3 Allgemeine Stoffinformation**3.1 Klassifikation und Kennzeichnung**

R-Sätze und Kennzeichnung	Quelle
R33; N; R50-53	http://apps.kemi.se/nclass

3.2 Verfügbare Qualitätsanforderungen für Oberflächengewässer
(Quelle: Squa 12-06 rev. 06.09.06)**PCB-28**

Land	Status	Wert	Anmerkung
IKSR	QC	0,0001 [µg/l]	90-Perzentil
DE	QC	0,0005 [µg/l]	Gesamt, 90-Perzentil
FR		0,001 [µg/l]	Summe PCB
NL		0,00031 [µg/l] ¹ 0,00048 [µg/l] ²	Gelöst, 90-Perzentil
LU		0,007 [µg/l]	Summe 7 PCB

¹ gelöste Konzentration hat keinen formellen Status, sondern wird zur Berechnung des Wertes für Sediment verwendet, Quelle: Aussichten für Wasserorganismen, 1989

² ökotoxikologisch untermauerter Wert, abgeleitet vom BCF Pfad, Wert hat keinen formellen Status, Quelle: Aussichten für Wasserorganismen, 1989

PCB-52

Land	Status	Wert	Anmerkung
IKSR	QC	0,0001 [µg/l]	90-Perzentil
DE	QC	0,0005 [µg/l]	Gesamt, 90-Perzentil
FR		0,001 [µg/l]	Summe PCB
NL		0,000011 [µg/l] ¹ 0,000064 [µg/l] ²	Gelöst, 90-Perzentil
LU		0,007 [µg/l]	Summe 7 PCB

¹ siehe PCB 28: gelöste Konzentration hat keinen formellen Status, sondern wird

² ökotoxikologisch untermauerter Wert, abgeleitet vom BCF Pfad, Wert hat keinen formellen Status, Quelle: Aussichten für Wasserorganismen, 1989

PCB-101

Land	Status	Wert	Anmerkung
IKSR	QC	0,0001 [µg/l]	90-Perzentil
DE	QC	0,0005 [µg/l]	Gesamt, 90-Perzentil
FR		0,001 [µg/l]	Summe PCB
NL		0,00010 [µg/l] ¹ 0,00012 [µg/l] ²	Gelöst, 90-Perzentil
LU		0,007 [µg/l]	Summe 7 PCB

¹ gelöste Konzentration hat keinen formellen Status, sondern wird zur Berechnung des Wertes für Sediment verwendet, Quelle: Aussichten für Wasserorganismen, 1989

² ökotoxikologisch untermauerter Wert, abgeleitet vom BCF Pfad, Wert hat keinen formellen Status, Quelle: Aussichten für Wasserorganismen, 1989

PCB-118

Land	Status	Wert	Anmerkung
IKSR	QC	0,0001 [µg/l]	90-Perzentil
DE	QC	0,0005 [µg/l]	Gesamt, 90-Perzentil
FR		0,001 [µg/l]	Summe PCB
NL		0,000011 [µg/l] ¹ 0,000014 [µg/l] ²	Gelöst, 90-Perzentil
LU		0,007 [µg/l]	Summe 7 PCB

¹ gelöste Konzentration hat keinen formellen Status, sondern wird zur Berechnung des Wertes für Sediment verwendet, Quelle: Aussichten für Wasserorganismen, 1989

² ökotoxikologisch untermauerter Wert, abgeleitet vom BCF Pfad, Wert hat keinen formellen Status, Quelle: Aussichten für Wasserorganismen, 1989

PCB-138

Land	Status	Wert	Anmerkung
IKSR	QC	0,0001 [µg/l]	90-Perzentil
DE	QC	0,0005 [µg/l]	Gesamt, 90-Perzentil
FR		0,001 [µg/l]	Summe PCB
NL		0,00008 [µg/l] ²	Gelöst, 90-Perzentil
LU		0,007 [µg/l]	Summe 7 PCB

² ökotoxikologisch untermauerter Wert, abgeleitet vom BCF Pfad, Wert hat keinen formellen Status, Quelle: Aussichten für Wasserorganismen, 1989

PCB-153

Land	Status	Wert	Anmerkung
IKSR	QC	0,0001 [µg/l]	90-Perzentil
DE	QC	0,0005 [µg/l]	Gesamt, 90-Perzentil
FR		0,001 [µg/l]	Summe PCB
NL		0,000035 [µg/l] ¹ 0,000054 [µg/l] ²	Gelöst, 90-Perzentil
LU		0,007 [µg/l]	Summe 7 PCB

¹ gelöste Konzentration hat keinen formellen Status, sondern wird zur Berechnung des Wertes für Sediment verwendet, Quelle: Aussichten für Wasserorganismen, 1989

² ökotoxikologisch untermauerter Wert, abgeleitet vom BCF Pfad, Wert hat keinen formellen Status, Quelle: Aussichten für Wasserorganismen, 1989

PCB-180

Land	Status	Wert	Anmerkung
IKSR	QC	0,0001 [$\mu\text{g/l}$]	90-Perzentil
DE	QC	0,0005 [$\mu\text{g/l}$]	Gesamt, 90-Perzentil
FR		0,001 [$\mu\text{g/l}$]	Summe PCB
NL		0,000025 [$\mu\text{g/l}$] ¹ 0,000046 [$\mu\text{g/l}$] ²	Gelöst, 90-Perzentil
LU		0,007 [$\mu\text{g/l}$]	Summe 7 PCB

¹ gelöste Konzentration hat keinen formellen Status, sondern wird zur Berechnung des Wertes für Sediment verwendet, Quelle: Aussichten für Wasserorganismen, 1989

² ökotoxikologisch untermauerter Wert, abgeleitet vom BCF Pfad, Wert hat keinen formellen Status, Quelle: Aussichten für Wasserorganismen, 1989

3.3 Wirkungsweise und Verwendung

Die PCB bilden eine aus 209 verschiedenen Kongeneren bestehende Stoffgruppe. Die PCB werden in technischen Gemischen mit unterschiedlichen Chlorierungsgrad hergestellt. Technische Gemische, die in großen Mengen hergestellt werden, sind: Arochlor, Clophen und Kanechlor. Der wichtigste europäische Produzent war Bayer (Deutschland), wo das Gemisch Kanechlor hergestellt wurde.

PCBs sind persistent, stark lipophil und reichern sich in den Nahrungsketten an. Die Gemische sind sehr stabil, d.h. schlecht abbaubar, resistent gegen Oxydation, Säuren und Basen; thermisch stabil, gering wasserlöslich und gut fettlöslich. Die direkte Toxizität der PCBs ist gering. Aufgrund der indirekten Wirkungen ist die Stoffgruppe in die Liste der Stoffe aufgenommen, die Anlass zu Bedenken geben. Planare PCB führen zu dioxinähnlichen Wirkungen.

PCBs wurden in den Vereinigten Staaten in offenen Anwendungen bereits 1974 verboten. In Europa hat die Anwendung von PCB seit 1985 langsam abgenommen. Derzeit ist die Anwendung verboten. Für offene Anwendungen wurde PCB in den Niederlanden 1979 verboten. Danach gab es noch Nutzungen in geschlossenen Anwendungen, wie in nicht brennbaren Kühlflüssigkeiten in Transformatoren und in verschiedenen Arten von Kondensatoren.

Seit jegliche Produktion und Nutzung von PCB 1985 verboten wurde, sind verschiedene Maßnahmen zur Substitution und Beseitigung noch bestehender PCB-Anwendungen getroffen worden. Weltweit wurden mehr als 1 Mio. Tonnen PCB produziert.

In der Umwelt kommen PCB immer als Gemisch vor und die wahrgenommenen Effekte sind sowohl den PCB mit dioxinartiger Wirkung, als auch den hier betrachteten 7 Indikator-PCB zuzuschreiben, die für PCB mit nicht dioxinartiger Wirkung repräsentativ sind.

Für PCB mit dioxinartiger Wirkung wurden bereits früher Normen abgeleitet, die sowohl die direkten als auch die indirekten Auswirkungen berücksichtigen (z. B. Secondary poisoning und Auswirkungen auf den Menschen) (u. A. van Wezel, 1999, COMMISSION REGULATION (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006).

4 Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften

PCB-28

Eigenschaft		Quelle
Wasserlöslichkeit	220 µg/l	Li, 2002
Dichte	-	
Dampfdruck	0,03 Pa	Li, 2002
Henry-Konstante	28,1 Pa*m ³ /mol	ten Hulscher, 2006

PCB-52

Eigenschaft		Quelle
Wasserlöslichkeit	47,8 µg/l	Li, 2002
Dichte	-	
Dampfdruck	0,012 Pa	Li, 2002
Henry-Konstante	24 Pa*m ³ /mol	ten Hulscher, 2006

PCB-101

Eigenschaft		Quelle
Wasserlöslichkeit	33,3 µg/l	Li, 2002
Dichte	-	
Dampfdruck	0,0025 Pa	Li, 2002
Henry-Konstante	24 Pa*m ³ /mol	ten Hulscher, 2006

PCB-118

Eigenschaft		Quelle
Wasserlöslichkeit	22,2 µg/l	Li, 2002
Dichte	-	
Dampfdruck	0,001 Pa	Li, 2002
Henry-Konstante	7,8 Pa*m ³ /mol	ten Hulscher, 2006

PCB-138

Eigenschaft		Quelle
Wasserlöslichkeit	6,7 µg/l	Li, 2002
Dichte	-	
Dampfdruck	0,0006 Pa	Li, 2002
Henry-Konstante	9,0 Pa*m ³ /mol	ten Hulscher, 2006

PCB-153

Eigenschaft		Quelle
Wasserlöslichkeit	11 µg/l	Li, 2002
Dichte	-	
Dampfdruck	0,0006 Pa	Li, 2002
Henry-Konstante	15 Pa*m ³ /mol	ten Hulscher, 2006

PCB-180

Eigenschaft		Quelle
Wasserlöslichkeit	5,1 µg/l	Li, 2002
Dichte	-	
Dampfdruck	0,00016 Pa	Li, 2002
Henry-Konstante	2,2 Pa*m ³ /mol	ten Hulscher, 2006

5 Verhalten und Verbleib in der Umwelt**PCB-28**

Eigenschaft		Quelle
Biotischer und abiotischer Abbau		
Hydrolytische Stabilität (DT ₅₀)	-	
Photostabilität (DT ₅₀)	-	
Leicht biologisch abbaubar (ja/nein)	nein, PCB sind sehr persistent	
Falls zutreffend: relevante Metabolite	PCB können in Organismen zu Hydroxy-PCB und/oder Methyl Sulfonyl-PCB metabolisiert werden. Einige dieser Metabolite haben hormonartige Wirkung.	EFSA Bericht, 2005
Sorptionsverhalten		
log P _{ow}	5,62	MlogP value, Bioloom
log K _{oc}	4,98	Hansen, 1999
Bioakkumulation*		
log BCF (Fisch)	4,0	QSAR TGD partII, 2003
log BAF (Fisch)	3,4	Anlage 2
BMF1 (Süßwasser)	2,1	Anlage 2
BMF2 (Küsten- und Übergangsgewässer)	10	Tabelle Lepper, 2005

* Die Akkumulationsdaten sind ein berechneter Mittelwert der Daten in Fettdruck aus den Tabellen 3a und 3b in Anlage 2, für BMF1 von Fisch zu Fisch, für BMF2 von Fisch zu (Meeres-)Säugetier oder Vogel.

PCB-52

Eigenschaft		Quelle
Biotischer und abiotischer Abbau		
Hydrolytische Stabilität (DT ₅₀)	-	
Photostabilität (DT ₅₀)	-	
Leicht biologisch abbaubar (ja/nein)	nein, PCB sind sehr persistent	
Falls zutreffend: relevante Metabolite	PCB können in Organismen zu Hydroxy-PCB und/oder Methyl Sulfonyl-PCB metabolisiert werden. Einige dieser Metabolite haben hormonartige Wirkung.	EFSA Bericht, 2005
Sorptionsverhalten		
log P _{ow}	6,26	MlogP value, Biobloom
log K _{oc}	5,1	Hansen, 1999
Bioakkumulation*		
log BCF (Fisch)	4,6	Anlage 2
log BAF (Fisch)	5,3	Anlage 2
BMF1 (Süßwasser)	11	Anlage 2
BMF2 (Küsten- und Übergangsgewässer)	25	Anlage 2

* Die Akkumulationsdaten sind ein berechneter Mittelwert der Daten in Fettdruck aus den Tabellen 3a und 3b in Anlage 2, für BMF1 von Fisch zu Fisch, für BMF2 von Fisch zu (Meeres-)Säugetier oder Vogel.

PCB-101

Eigenschaft		Quelle
Biotischer und abiotischer Abbau		
Hydrolytische Stabilität (DT ₅₀)	-	
Photostabilität (DT ₅₀)	-	
Leicht biologisch abbaubar (ja/nein)	nein, PCB sind sehr persistent	
Falls zutreffend: relevante Metabolite	PCB können in Organismen zu Hydroxy-PCB und/oder Methyl Sulfonyl-PCB metabolisiert werden. Einige dieser Metabolite haben hormonartige Wirkung.	EFSA Bericht, 2005
Sorptionsverhalten		
log P _{ow}	6,85	MlogP value, Biolum
log K _{oc}	5,78	Hansen, 1999
Bioakkumulation*		
log BCF (Fisch)	5,4	Anlage 2
log BAF (Fisch)	4,8	Anlage 2
BMF1 (Süßwasser)	10	QSAR Lepper, 2005
BMF2 (Küsten- und Übergangsgewässer)	63	Anlage 2

* Die Akkumulationsdaten sind ein berechneter Mittelwert der Daten in Fettdruck aus den Tabellen 3a und 3b in Anlage 2, für BMF1 von Fisch zu Fisch, für BMF2 von Fisch zu (Meeres-)Säugetier oder Vogel.

PCB-118

Eigenschaft		Quelle
Biotischer und abiotischer Abbau		
Hydrolytische Stabilität (DT ₅₀)	-	
Photostabilität (DT ₅₀)	-	
Leicht biologisch abbaubar (ja/nein)	nein, PCB sind sehr persistent	
Falls zutreffend: relevante Metabolite	PCB können in Organismen zu Hydroxy-PCB und/oder Methyl Sulfonyl-PCB metabolisiert werden. Einige dieser Metabolite haben hormonartige Wirkung.	EFSA Bericht, 2005
Sorptionsverhalten		
log P _{ow}	7,12	MlogP value, Biolum
log K _{oc}	5,99	Hansen, 1999
Bioakkumulation*		
log BCF (Fisch)	5,4	Anlage 2
log BAF (Fisch)	5,1	Anlage 2
BMF1 (Süßwasser)	12	Anlage 2
BMF2 (Küsten- und Übergangsgewässer)	48	Anlage 2

* Die Akkumulationsdaten sind ein berechneter Mittelwert der markierten Daten aus den Tabellen 3a und 3b in Anlage 2, für BMF1 von Fisch zu Fisch, für BMF2 von Fisch zu (Meeres-)Säugetier oder Vogel.

PCB-138

Eigenschaft		Quelle
Biotischer und abiotischer Abbau		
Hydrolytische Stabilität (DT ₅₀)	-	
Photostabilität (DT ₅₀)	-	
Leicht biologisch abbaubar (ja/nein)	nein, PCB sind sehr persistent	
Falls zutreffend: relevante Metabolite	PCB können in Organismen zu Hydroxy-PCB und/oder Methyl Sulfonyl-PCB metabolisiert werden. Einige dieser Metabolite haben hormonartige Wirkung.	EFSA Bericht, 2005
Sorptionsverhalten		
log P _{ow}	7,45	MlogP value, Biolum
log K _{oc}	6,20	Hansen, 1999
Bioakkumulation*		
log BCF (Fisch)	5,8	Anlage 2
log BAF (Fisch)	5,3	Anlage 2
BMF1 (Süßwasser)	14	Anlage 2
BMF2 (Küsten- und Übergangsgewässer)	62	Anlage 2

* Die Akkumulationsdaten sind ein berechneter Mittelwert der Daten in Fettdruck aus den Tabellen 3a und 3b in Anlage 2, für BMF1 von Fisch zu Fisch, für BMF2 von Fisch zu (Meeres-)Säugetier oder Vogel.

PCB-153

Eigenschaft		Quelle
Biotischer und abiotischer Abbau		
Hydrolytische Stabilität (DT ₅₀)	-	
Photostabilität (DT ₅₀)	-	
Leicht biologisch abbaubar (ja/nein)	nein, PCB sind sehr persistent	
Falls zutreffend: relevante Metabolite	PCB können in Organismen zu Hydroxy-PCB und/oder Methyl Sulfonyl-PCB metabolisiert werden. Einige dieser Metabolite haben hormonartige Wirkung.	EFSA Bericht, 2005
Sorptionsverhalten		
log P _{ow}	7,44	MlogP value, Biolum
log K _{oc}	6,20	Hansen, 1999
Bioakkumulation*		
log BCF (Fisch)	5,6	Anlage 2
log BAF (Fisch)	5,3	Anlage 2
BMF1 (Süßwasser)	14	Anlage 2
BMF2 (Küsten- und Übergangsgewässer)	63	Anlage 2

* Die Akkumulationsdaten sind ein berechneter Mittelwert der Daten in Fettdruck aus den Tabellen 3a und 3b in Anlage 2, für BMF1 von Fisch zu Fisch, für BMF2 von Fisch zu (Meeres-)Säugetier oder Vogel.

PCB-180

Eigenschaft		Quelle
Biotischer und abiotischer Abbau		
Hydrolytische Stabilität (DT ₅₀)	-	
Photostabilität (DT ₅₀)	-	
Leicht biologisch abbaubar (ja/nein)	nein, PCB sind sehr persistent	
Falls zutreffend: relevante Metabolite	PCB können in Organismen zu Hydroxy-PCB und/oder Methyl Sulfonyl-PCB metabolisiert werden. Einige dieser Metabolite haben hormonartige Wirkung.	EFSA Bericht, 2005
Sorptionsverhalten		
log P _{ow}	8,16	MlogP value, Biolum
log K _{oc}	6,37	Hansen, 1999
Bioakkumulation*		
log BCF (Fisch)	4,8	Anlage 2
log BAF (Fisch)	-	Anlage 2
BMF1 (Süßwasser)	11	Anlage 2
BMF2 (Küsten- und Übergangsgewässer)	67	Anlage 2

* Die Akkumulationsdaten sind ein berechneter Mittelwert der Daten in Fettdruck aus den Tabellen 3a und 3b in Anlage 2, für BMF1 von Fisch zu Fisch, für BMF2 von Fisch zu (Meeres-)Säugetier oder Vogel.

6 Wirkung auf die aquatischen Lebensgemeinschaften

6.1 Schutz der aquatischen Organismen

Die für die Ableitung der in Absatz 2.2 dargestellten indizierenden Normen verwendeten ökotoxikologischen Daten stammen aus einer ausführlichen Literaturrecherche des RIVM. Die Literaturrecherche wurde im April 2006 in den Datenbanken TOXLINE und Current Contents 1997 – April 2006 und in der ECOTOX Datenbank des US-EPA (www.epa.gov/ecotox) durchgeführt. Die Literatur wurde auf Zuverlässigkeit der durchgeführten Studie untersucht. Dabei wurde u. A. beurteilt, ob Studien nach ausführlich beschriebenen Protokollen ausgeführt werden und ob ausreichend Expositionsdaten vorlagen. Die Daten über direkte Toxizität finden sich in Anhang 1, Tabelle 1 und 2. Für die meisten PCB wurden keine experimentellen akuten und chronischen Toxizitätsdaten gefunden, aus denen ein EC50 oder ein NOEC abgeleitet werden konnte. Viele der ermittelten Werte wurden als größer als (>) bezeichnet.

6.2 Schutz der Sedimentorganismen

Für alle betrachteten PCB-Kongeneren liegt der $\log K_{p_{\text{spm-wasser}}}$ über 3. Damit wird der Schwellenwert (nach Lepper, 2005) zur Ableitung einer UQN für benthische Organismen überschritten.

Genau wie für aquatische Organismen gibt es in der Literatur für benthische Organismen sehr wenige oder keine brauchbaren Toxizitätsdaten. In Toxizitätsstudien mit Sedimentorganismen werden nur PCB-Gemische verwendet, die sowohl aus Indikator-PCB, als auch aus PCB mit dioxinartiger Wirkung bestehen. Dadurch können die Auswirkungen nicht 1 PCB-Kongener zugeschrieben werden. Darüber hinaus ist die Umrechnung in eine Konzentration in Wasser für individuelle Komponenten möglich (mit Koc), nicht aber für Gemische.

6.3 Schutz von "fischfressenden" Tierarten (Secondary poisoning)

Für alle PCBs ist die Anreicherung in der Nahrungskette aufgrund der hohen $\log Pow$ -Werte und der Stabilität in Organismen und der Umwelt relevant. Für alle Indikator-PCB stammt die Literatur aus der Literaturrecherche in TOXLINE und Current Contents. Ergänzend wurde eine Literaturrecherche durch das Institut für Umweltprobleme der VU Amsterdam durchgeführt. Dabei wurden BCF-, BAF- und BMF-Werte aller sieben PCBs gesucht. Die ermittelten Studien wurden auf ihre Zuverlässigkeit untersucht. Für die Berechnung von BCF-, BAF- und BMF-Werten, die für den Pfad Secondary Poisoning verwendet werden können, wird der Mittelwert der zuverlässigsten Studien (Qualitätsurteil 1 oder 2, s. Anlage 2) verwendet. Diese Mittelwerte finden sich in Kapitel 5.

7 Wirkung auf die menschliche Gesundheit

Die Gruppe der PCB ist bei der Produktion und im Vorkommen in der Umwelt ein Gemisch aus Verbindungen, das theoretisch aus 209 verschiedenen Kongeneren mit 1-10 Chloratomen an einem Biphenylring besteht. Die toxischen Auswirkungen der PCBs hängen von der Position des Chloratoms ab. Einige PCB (12) können eine planare Struktur annehmen und ähneln in ihrer Wirkung stark den Dioxinen. Der größte Teil der PCB weist keine planare Struktur auf. Die 7 Indikator-PCB, die als rheinrelevante Stoffe betrachtet werden, sind in erster Linie die nicht-planaren Moleküle. Nur PCB-118 ist planar und hat eine dioxinähnliche Wirkung. Für PCB mit dioxinartiger Wirkung gilt eine gesonderte europäische Gesetzgebung. Kürzlich sind beispielsweise EU-Verbrauchsnormen in Kraft getreten, bei denen auch der Beitrag der dioxinartigen PCB mit in Betrachtung gezogen wird (Verordnung 199/2006 der Kommission).

Nach akuter Exposition können dioxinartige PCB beim Menschen zur Chlorakne und Pigmentflecken auf Haut und Nägeln führen. Dioxinartige PCB sind in Tierproben karzinogen, mutagen und teratogen (haben Auswirkung auf Nachkommen). Nicht-planare PCB haben u. A. Auswirkungen auf Leber und Gehirn und zeigen immuntoxikologische und östrogene Auswirkungen, wie auch Auswirkungen auf die Reproduktion und auf die Entwicklung des Nervensystems auf. PCB werden über die Plazenta und die Muttermilch auf die Nachkommen übertragen. Menschen werden PCB insbesondere über die Ernährung (z. B. über tierische Fette, Ei, Milch, Butter, Fisch) ausgesetzt.

Die Folgen für die menschliche Gesundheit werden bei Normableitung durch die Berechnung sicherer Gehalte in Fisch aufgrund der DTA (duldbare tägliche Aufnahmemenge) für Menschen (Lepper, 2005) berücksichtigt. In der Zwischenzeit haben die Experten die DTA für nicht dioxinartige PCB diskutiert. Diese Diskussion wurde in einem EFSA-Bericht aus 2005 veröffentlicht. Aus dem Bericht geht hervor, dass auf der Grundlage bestehender Daten zu PCB für nicht-dioxinartige PCB keine Norm abgeleitet werden kann. Der wichtigste Grund dafür ist, dass in den meisten Studien der Beitrag viel toxischerer dioxinartiger PCB nicht ausgeschlossen werden kann. Die EU hat ein Projekt für die Ableitung solide begründeter ADI für die 7 Indikator-PCB eingeleitet. (Projekt: ATHON: Assessing the Toxicity and Hazard of Non-dioxin-like PCBs present in FOod, www.athon-net.eu). Das Projekt läuft bis Mitte 2010. Daher muss die Normableitung für PCB überarbeitet werden, wenn Information zur DTA für Menschen zur Verfügung steht.

8 Berechnung der Umweltqualitätsnormen

8.1 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz der aquatischen Organismen

Binnenoberflächengewässer

UQN-Ableitung aus Toxizitätsdaten

Für die 7 Indikator-PCB liegt in der Literatur ein eingeschränkter Satz Toxizitätsdaten vor. Die Toxizität der PCB wird häufig mit handelsüblichen Mischungen getestet. Außer den hier betrachteten nicht-planaren PCB, nicht spezifisch wirkenden PCB enthalten diese Mischungen auch PCB mit dioxinartiger Wirkung. Diese dioxinartigen PCB sind häufig für die wahrgenommene Auswirkung verantwortlich.

Für PCB-28 und PCB-118 enthält die Literatur keine NOEC- oder LC50- oder EC50-Werte. Daher wird die Toxizität dieser beiden PCB mittels eines QSAR (quantitatives Struktur-Aktivitätsverhältnis) berechnet. S.u.. Für PCB-52 und PCB-153 liegen NOEC-Werte für 3 trophische Ebenen vor, für die anderen PCB (52, 101, 138 und 180) liegen NOEC-Werte für 2 trophische Ebenen vor.

Toxizitätsberechnung mit QSAR

Die hier ausgewählten 7 PCB zeigen im Allgemeinen eine nicht spezifische Wirkung auf aquatische Organismen (Betäubung). Diese betäubende Wirkung hängt mit der Wasserlöslichkeit eines Stoffes (ausgedrückt in log Pow) zusammen. Da für 2 PCBs die Toxizitätsdaten fehlten, wird nachstehend die Toxizität der 7 PCB für 3 trophische Ebenen, d.h. Algen, Daphnien und Fische mit Hilfe der QSAR (quantitative structure-activity relationships – Verhaar, 1995) geschätzt. Daraus kann die Größenordnung der direkten Toxizität der 7 PCB für aquatische Organismen geschätzt werden. Es wird erwartet, dass die direkte Toxizität der PCB nicht der ausschlaggebende Faktor bei der Ableitung einer UQN ist. Vermutlich liegt die UQN auf der Grundlage direkter Toxizität einige Größenordnungen über der auf der Grundlage menschlicher Exposition und Secondary Poisoning.

Aus Verhaar, 1995 verwendete QSAR:

1. Algen: (*Scenedesmus subspicatus*) - $\log EC50 = -0,86 \log Pow - 1,41$

2. Daphnien: (*Daphnia magna*) - $\log \text{NOEC} = -1,04 \log \text{Pow} - 1,70$
 3. Fische: (*P.promelas/B.rerio*) - $\log \text{NOEC} = -0,87 \log \text{Pow} - 2,35$
 Die so ermittelten Werte werden in mol/l ausgedrückt und in untenstehender Tabelle in µg/l umgerechnet.

PCB	QSAR 1 ¹	QSAR 2 ¹	QSAR 3 ¹	log Pow	MW ²	niedrigste (in µg/l)
28	6,56145E-07	3,37287E-08	6,62979E-08	5,62	257,5	0,734
52	3,5514E-07	1,60546E-08	3,56287E-08	6,26	292	0,179
101	1,40023E-07	5,20955E-09	1,38963E-08	6,85	326,4	0,0489
118	1,08243E-07	3,81593E-09	1,07103E-08	7,12	326,4	0,0256
138	6,59781E-08	2,09701E-09	6,49083E-09	7,45	360,9	0,0128
153	5,63119E-08	1,73141E-09	5,52968E-09	7,44	360,9	0,0131
180	2,65338E-08	6,96947E-10	2,58285E-09	8,16	395,3	0,00257

¹ QSAR – Ergebnisse in mol/l

² MW = Molgewicht, Quelle: Mackay fate handbook

Da für drei trophische Ebenen ein (NO)EC berechnet werden konnte, wird der niedrigste Wert durch einen Faktor 10 geteilt, um einen MKN zum Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften zu berechnen. Da die niedrigste Wirkungskonzentration mit einem QSAR berechnet wird, wird ein extra Beurteilungsfaktor von 10 angewandt. Die mit diesem QSAR berechneten NOEC-Werte liegen in der gleichen Größenordnung wie die in der Literatur verzeichneten Werte für die anderen PCB.

Nachstehende Tabelle gibt die Ableitung der Werte für die UQN wider.

Substanz	niedrigster NOEC (µg/l)	Assessment factor	Vorgeschlagene UQN Binnenoberflächengewässer
PCB-28	0,73 (QSAR)	100	7 ng/l
PCB-52	0,086	10	9 ng/l
PCB-101	0,10	50	2 ng/l
PCB-118	0,012 (QSAR)	100	0,1 ng/l
PCB-138	0,10	50	2 ng/l
PCB-153	0,10	10	10 ng/l
PCB-180	0,10	50	2 ng/l

Sonstige Oberflächengewässer

Für Salzwasserorganismen wurden nicht genug extra Toxizitätsdaten ermittelt, um für die 7 betrachteten PCB gesonderte Normen für die Meeresumwelt abzuleiten. Daher wird die UQN für übrige Oberflächengewässer berechnet, wie bei Lepper beschrieben. Die UQN für Binnenoberflächengewässer wird durch einen Faktor 10 geteilt, um eine UQN zum Schutz aquatischer Lebensgemeinschaften in übrigen Oberflächengewässern (Übergangs- und Küstengewässer) zu berechnen.

Ableitung von ZHK-UQN Werten

Für PCB werden keine ZHK-UQN abgeleitet. PCB werden nicht mehr in die Umwelt eingeleitet und kommen heute nur aus diffusen Quellen (Altlasten). Daher sollten keine kurzfristigen Spitzenbelastungen mehr auftreten können.

8.2 Berechnung der Umweltqualitätsnorm zum Schutz der Sedimentorganismen

Ziel dieses Schrittes bei der Ableitung von Umweltqualitätsnormen ist, spezifische Angaben zu Toxizitätsdaten für Sedimentorganismen abzuwägen und diese anschließend in der entsprechenden Wasserkonzentration auszudrücken. Es konnten keine Studien ermittelt werden, in denen die Wirkung auf Sedimentorganismen nur mit den erwähnten Einzel-PCB getestet wurden. Daher ist es nicht möglich, eine Wasserkonzentration zu berechnen, die zum Schutz der Sedimentorganismen gehört.

8.3 Berechnung der Umweltqualitätsnorm Schutz von „fischfressenden“ Organismen

Der auslösende Wert zur Normableitung unter Einbeziehung von Secondary Poisoning wird von allen PCB überschritten: Dieser auslösende Wert ist: "experimental BCF \geq 100, experimental BMF $>$ 1 or log $K_{ow} \geq 3$ " (Lepper, 2005). Für die hier betrachteten 7 PCB liegen wenige Toxizitätsdaten für höhere Organismen vor. In den meisten Studien werden handelsübliche PCB-Gemische verwendet, die außer nicht-planaren auch planare PCB mit dioxinähnlicher Wirkung umfassen. Die wahrgenommenen Wirkungen sind die Folge der Mischungsexposition und können nicht nur der Exposition nicht-planarer PCB zugeschrieben werden. Daher können diese Studien nicht zur Ableitung nicht-planarer PCB verwendet werden.

Das "Scientific panel on contaminants in the food chain" hat 2005 die Auswirkungen nicht-planarer PCB beurteilt. Aus den beurteilten Studien ging der Nerz als empfindlichste Art hervor. Bei einer Konzentration von 335 $\mu\text{g}/\text{kg}$ für die Summe der 6 PCB in Fischen, die an Nerz verfüttert werden, werden Auswirkungen auf die Reproduktion wahrgenommen. Bei dieser Summe von 6 PCB handelt es sich um die Summe von PCB 28, 52, 101, 138, 153 und 180, also ohne PCB 118. Angesichts der Tatsache, dass PCB-118 nur einen kleinen Beitrag zur Summe der 7 PCB liefert, wird der Wert der Summe von 6 PCB dem Wert der Summe von 7 PCB gleichgestellt.

Bei dem aufgeführten Wert handelt es sich um einen LOEC. Daraus wird ein NOEC mit Faktor 2 berechnet: $\text{NOEC} = 335/2 = 167,5$. Entsprechend der Ableitung von Normen für HCB wird zur Ableitung eines $\text{PNEC}_{\text{Nahrung}}$ aus dem NOEC ein Sicherheitsfaktor 30 angewandt. Dieser PNEC ist die sichere Konzentration in der Beute fischfressender Tierarten und also die UQN für Biota.

$$\text{UQN}_{\text{secpois.biota}} = 167,5 / \text{AF}(30) = 5,6 \mu\text{g}/\text{kg Biota}$$

Die Ableitung der zur Konzentration in der Nahrung fischfressender Vögel oder Säugetiere gehörigen Konzentration in Wasser erfolgt anhand der Formel nach Lepper (2005):

$$UQN_{\text{secpois.water}} = UQN_{\text{secpois.biota}} / [BCF * BMF1]$$

Für Salzwasser wird ein weiterer Biomagnifikationsschritt einbezogen. Die entsprechende allgemeine angegebene Formel lautet:

$$UQN_{\text{secpois.water}} = UQN_{\text{secpois.biota}} / [BCF * BMF1 * BMF2]$$

Dabei ist $UQN_{\text{secpois,biota}}$ hier der sichere Gehalt in Beute in der entsprechenden Nahrungskette.

Bei der Umrechnung nach Wasser werden BCF- und BMF-Werte verwendet. Diese Werte sind für die 7 PCB, die bei Ableitung der UQN-Werte für den Rhein betrachtet werden, in der Literatur leicht auffindbar (s. Anlage 2). Eine Ableitung der Konzentration in Wasser ist jedoch nicht möglich. Der PCB-Gehalt in Beute ist nur als Summe von 6 PCB bekannt. PCB können nicht als Gruppe oder Summe betrachtet werden, da ihre Eigenschaften sich zu stark unterscheiden. Der Unterschied zwischen dem höchsten BCF liegt bei 2 Größenordnungen. Darüber hinaus ist der Beitrag der 7 PCB zur Summe der 7 nicht konstant.

Die für PCB abgeleitete Norm, die sowohl für die menschliche Einnahme durch Fischkonsum, als auch Secondary Poisoning in der aquatischen Nahrungskette Schutz bietet, wird daher nur als Gehalt in Biota ausgedrückt.

Bei der Ableitung wird die Summe der 6 PCB (d.h. der Summe von 7 außer dem Beitrag von PCB-118) der Summe von 7 PCB gleichgestellt. PCB macht etwa 10 % der Summe von 7 PCB aus. Da dieser Unterschied marginal ist, wird er bei der Ableitung nicht berücksichtigt.

Obenstehende Argumentation führt zu folgender Norm für Binnenoberflächengewässer:

$$UQN_{\text{secpois.biota}} = 5,6 \mu\text{g/kg (Summe von 7 PCB)}$$

Bei der Umrechnung einer $UQN_{\text{secpois.biota}}$ nach Wasser muss für übrige Oberflächengewässer auch der BMF2 betrachtet werden. Dieser Wert dient dem Schutz fischfressender Säugetiere oder Vögel. Daraus ergibt sich ein niedrigerer Wert, als obenstehende Berechnung für Binnenoberflächengewässer.

8.4 Berechnung der Umweltqualitätsnorm für den Fischkonsum

Die Berechnung der UQN für Fischkonsum ist die Rechenmethode nach Lepper (2005) anzuwenden. Dabei gilt, dass die Stoffaufnahme über den Fisch nicht über 10 % des ADI/TDI/NOAEL-oral) für den Menschen liegen darf.

Bei der Berechnung wurde von folgenden Annahmen ausgegangen:

Körpergewicht (lg) = 70 kg, Fischkonsum 115 g/Tag.

Anzuwendende Formel:

$$UQN_{\text{hh,food}} = 0,1 * TDI (\mu\text{g/kg lg}) * 70 \text{ kg (Körpergewicht Mensch)} / 0,115 \text{ kg Fischkonsum} = \mu\text{g/kg Fischnahrung};$$

Das kann anhand folgender Formel in Gehalte im Wasser umgerechnet werden:

$$UQN_{\text{hh,food.water}} (\mu\text{g/l}) = UQN_{\text{hh,food}} / BCF_{\text{Fisch}} * BMF_1$$

Da derzeit kein akzeptierter Wert für die DTA nicht dioxinartiger PCB zur Verfügung steht (EFSA, 2005, s. Auch 7.4) kann die Umweltqualitätsnorm für Fischkonsum nicht berechnet werden.

8.5 Umweltqualitätsnorm zum Schutz der Trinkwasser-versorgung und des Trinkwassers

Die Normen für PCB in Trinkwasser wurden in der Richtlinie 80/778 festgelegt. Diese Richtlinie ist zwischenzeitlich ungültig geworden. Die dort erwähnten Normen betragen 0,1 µg/l für individuelle PCB und 0,5 µg/l für PCB gesamt. Da diese Normen ungültig geworden sind, kann mit nachstehender Formel die Trinkwasserexposition aus der DTA errechnet werden (der TL_{hh} entspricht der DTA).

In Lepper (2005) wird folgende Berechnung beschrieben:

$$QS_{dw} = 0,1 * TL_{hh} * BW (70 \text{ kg}) / \text{uptake}_{dw} (2 \text{ l/day})$$

Auch hier gilt: maximal 10 % des ADI dürfen über das Trinkwasser aufgenommen werden, das durchschnittliche Körpergewicht eines Menschen liegt bei 70 kg und die durchschnittliche Aufnahme von Wasser liegt bei 2 l/Tag.

Da derzeit kein akzeptierter Wert für die DTA nicht dioxinartiger PCB zur Verfügung steht (EFSA, 2005, s. Auch 7.4) kann die Umweltqualitätsnorm für Fischkonsum nicht berechnet werden.

8.6 Schutzgutübergreifende Umweltqualitätsnorm

Für die sieben Indikator-PCB ist das ausschlaggebende Schutzgut für Binnenoberflächengewässer und Küsten- und Übergangsgewässer Secondary Poisoning. Der sich aus Fischkonsum für den Menschen ergebende Wert kann noch nicht festgelegt werden, da derzeit kein zuverlässiger DTA-Wert für nicht dioxinartige PCB abgeleitet werden kann.

Da nicht ausreichend Basisdaten für die Ableitung einer zuverlässigen Norm für Indikator-PCB vorliegen, wird die vorhandene EU-Regelung verwendet. Die Gehalte in Biota werden als Summe der PCB mit dioxinartiger Wirkung und Dioxinen ausgedrückt. Dazu werden die Werte aus der EU-Regelung aus 2006 verwendet.

Da sowohl die Zusammenstellung des Gemisches in Biota, als auch die Stoffeigenschaften der 7 PCB stark unterschiedlich sind, kann dieser Gehalt nicht einfach nach entsprechenden Gehalten in Wasser umgerechnet werden.

Die vorgeschlagenen UQN-Werte für Biota berücksichtigen die Auswirkungen von Secondary Poisoning nicht. Diese Werte können strenger als die Werte für direkte Auswirkungen ausfallen.

Wenn die EU-Regelung neue Normen für entweder die Indikator-PCB oder PCB mit dioxinartiger Wirkung vorschlägt, wird empfohlen, die UQN-Werte für den Rhein daran anzupassen.

9 Quelle

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2000
Toxicological Profile for polychlorinated biphenyls (PCB's). Atlanta, GA: U.S.
Department of Health and Human Services, Public Health Service.

Borgmann, U., Norwood, W.P., Ralph, K.M., 1990
*Chronic Toxicity and bioaccumulation of 2,5,2',5'- and 3,4,3',4'-
tetrachlorobiphenyl and Aroclor® 1242 in the amphipod Hualella azteca.*
Archives of Environmental Contamination and Toxicology 19:558-564

COMMISSION REGULATION (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006).

Dillon, T.M., Benson, W.H., Stackhouse, R.A., Crider, A.M, 1990
*Effects of selected PCB congeners on survival, growth, and reproduction in
Daphnia Magna.*
Environmental Toxicology and Chemistry 9:1317-1326

Dillon, T.M., Burton, W.D.S., 1991
Acute toxicity of PCB congeners to Daphnia magna and Pimephales promelas.
Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 46:208-215

EFSA, 2005.
*Opinion of the scientific panel on contaminants in the food chain on a request
from the commission related to the presence of non dioxin-like polychlorinated
biphenyls (PCB) in feed and food.*
The EFSA Journal (2005) 284, 1-137

Hansen, B.G., Paya-Perez, A.B., Rahman, M, Larsen, B.R. 1999
*QSARs for Kow and Koc of PCB congeners: a critical examination of data,
assumptions and statistical approaches.*
Chemosphere 39:2209-2228

ten Hulscher, Th.E.M., van den Heuvel, H., van Noort, P.C.M., Govers, H.A.J.,
2006
Henry's Law Constants for Eleven Polychlorinated Biphenyls at 20 °C.
Journal of Chemical and Engineering Data 51:347-351

James, D.E., Manley, S.L. Carter, M.C., 1987
*Effects of PCB's and hydrazine on life processes in microscopic stages of selected
brown seaweeds.*
Hydrobiologia 151/152:411-415

Lee, D.-Y., and Rhee, G.-Y., 2001
*The effect of 2,5,2',5'-tetrachlorobiphenyl on growth and death of the
cyanobacterium Anabaena flos-aquae.* *Environmental Toxicology and Chemistry*
20:2189-2192

Li, N, Wania, F., Lei, Y.D., Daly, G.L., 2002. A comprehensive and critical compilation, evaluation and selection of physical chemical property data for selected polychlorinated biphenyls. Journal of Physical and Chemical Reference Data 32:1545-1590

*Lijzen, J.P.A., et al., 2001
Technical evaluation of the intervention values for soil/sediment and groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater. RIVM report 711701 023*

*Mackay, D, Shiu, W.-Y., Ma, K.-C., 2000
Physical chemical properties and environmental fate handbook.
Chapman and Hall/CRCnetBASE, Compact Disc*

*Stortelder, P.B.M., van der Gaag, M.A., van der Kooij, L.A.
„Kansen voor Waterorganismen“. Een ecotoxicologische onderbouwing voor kwaliteitsdoelstelling voor water en waterbodem. Deel 2. Gegevens.
DBW/RIZA nota nr. 89.016b*

*Suedel, B.C., Dillon, T.M., Benson, W.H., 1997
Subchronic effects of five di-ortho PCB congeners on survival, growth and reproduction in the fathead minnow *Pimephales promelas*.
Environmental Toxicology and Chemistry 16:1526-1532*

van Wezel, A.P., Traas, T, Polder, M., Posthumus, R., van Vlaardingen, P. Crommentuijn, T., van de Plassche, E.J., 1999. Maximum permissible concentrations for polychlorinated biphenyls. RIVM report no. 601501 006

Anhang 1: Testergebnisse für Wasserorganismen

Tabelle 1a: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für Wasserorganismen in Binnenoberflächengewässern.
(die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert.)

PCB-28: akut - Binnenoberflächengewässer

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
PCB-28					
Bakterien					
Algen					
Wasserpflanzen					
Krebse					
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	48 h	NOEC	> 1,5	Dillon 1990
Fische					
<i>Pimephalis promelas</i>	Sterblichkeit	96 h	NOEC	> 1,5	Dillon, 1991
Weitere Organismen					

PCB-52: akut - Binnenoberflächengewässer

Für PCB-52 liegen keine akuten Toxizitätsdaten vor.

PCB-101: akut - Binnenoberflächengewässer

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
PCB-101					
Bakterien					
Algen					
Wasserpflanzen					
Krebse					
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	48 h	NOEC	> 1,2	Dillon&Burton, 1991
Fische					
<i>Pimephalis promelas</i>	Sterblichkeit	96 h	NOEC	> 1,2	Dillon, 1991
Weitere Organismen					

PCB-118: akut - Binnenoberflächengewässer

Für PCB-118 liegen keine akuten Toxizitätsdaten vor.

PCB-138: akut - Binnenoberflächengewässer

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
PCB-138					
Bakterien					
Algen					
Wasserpflanzen					
Krebse					
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	48 h	NOEC	> 1,5	Dillon 1990
Fische					
<i>Pimephalis promelas</i>	Sterblichkeit	96 h	NOEC	> 1,5	Dillon, 1991
Weitere Organismen					

PCB-153: akut - Binnenoberflächengewässer

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
PCB-153					
Bakterien					
Algen					
<i>Macrocostis pyrifera</i>	Wachstum	9 d		1,6	James, 1987, saltwater
Wasserpflanzen					
Krebse					
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	48 h	NOEC	> 1,3	Dillon 1990
Fische					
<i>Pimephales promelas</i>	Sterblichkeit	96 h	NOEC	> 1,3	Dillon&Burton, 1991
Weitere Organismen					

PCB-180: akut - Binnenoberflächengewässer

Für PCB-52 liegen keine akuten Toxizitätsdaten vor.

Tabelle 1b: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für Wasserorganismen in Binnenoberflächengewässern.

Es liegen keine Toxizitätsdaten vor. .

Tabelle 2a:

Übersicht der chronischen Wirkungsdaten auf Wasserorganismen in
Binnenoberflächengewässern
(Die ableitungsrelevanten Werte sind fett markiert.)

PCB-28: chronisch - Binnenoberflächengewässer

Für PCB-28 liegen keine chronischen Toxizitätsdaten vor.

PCB-52: chronisch - Binnenoberflächengewässer

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
PCB-52					
Bakterien					
<i>Anaebaena flos-aquae</i>	Sterblichkeit	17 d		0,086	Lee&Rhee, 2001
Algen					
Wasserpflanzen					
Krebse					
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	21 d	NOEC	> 1	Dillon, 1990
<i>Daphnia magna</i>	Wachstum	21 d	NOEC	> 0,1	Dillon, 1990
<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21 d	NOEC	> 1	Dillon, 1990
<i>Hyalella azteca</i>	Wachstum	6-10 w	NOEC	6,5	Borgmann, 1990
<i>Hyalella azteca</i>	Reproduktion	6-10 w	NOEC	6,5	Borgmann, 1990
<i>Hyalella azteca</i>	Sterblichkeit	6-10 w	NOEC	6,5	Borgmann, 1990
Fische					
<i>Pimephales promelas</i>	Sterblichkeit	13 w		> 25	Suedel et al., 1997
<i>Pimephales promelas</i>	Reproduktion	13 w		> 25	Suedel et al., 1997
<i>Pimephales promelas</i>	Wachstum	13 w		> 25	Suedel et al., 1997
Weitere Organismen					

PCB-101: chronisch - Binnenoberflächengewässer

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
PCB-101					
Bakterien					
Algen					
Wasserpflanzen					
Krebse					
<i>Daphnia magna</i>	Wachstum	21 d	NOEC	> 1	Dillon, 1990
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	21 d	NOEC	0,1	Dillon, 1990
<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21 d	NOEC	0,1	Dillon, 1990
Fische					
<i>Pimephales promelas</i>	Sterblichkeit	13 w		> 25	Suedel, 1997
<i>Pimephales promelas</i>	Reproduktion	13 w		> 25	
<i>Pimephales promelas</i>	Wachstum	13 w		2,5	
Weitere Organismen					

PCB-118: chronisch - Binnenoberflächengewässer

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
PCB-118					
Bakterien					
Algen					
Wasserpflanzen					
Krebse					
Fische					
<i>Daphnia magna</i>	Wachstum	21 d	NOEC	> 0,1	Dillon, 1990
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	21 d	NOEC	> 1	Dillon, 1990
<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21 d	NOEC	> 1	Dillon, 1990
Weitere Organismen					

PCB-138: chronisch - Binnenoberflächengewässer

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
PCB-138					
Bakterien					
Algen					
Wasserpflanzen					
Krebse					
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	21 d	NOEC	> 1	Dillon, 1990
<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21 d	NOEC	0,1	Dillon, 1990
<i>Daphnia magna</i>	Wachstum	21 d	NOEC	> 0,1	Dillon, 1990
Fische					
<i>Pimephales promelas</i>	Sterblichkeit	13 w	NOEC	> Löslichkeit	Suedel, 1997
<i>Pimephales promelas</i>	Wachstum	13 w	EC11	2,5	Suedel, 1997
<i>Pimephales promelas</i>	Reproduktion	13 w	NOEC	> Löslichkeit	Suedel, 1997
<i>Oryzias latipes</i>	Sterblichkeit		NOEC	> Löslichkeit	Kim, 1999
Weitere Organismen					

PCB-153: chronisch - Binnenoberflächengewässer

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
PCB-153					
Bakterien					
Algen					
<i>Macrocystis pyrifera</i>	<i>Wachstum</i>	<i>9 d</i>		<i>1,6</i>	<i>James, 1987</i>
Wasserpflanzen					
Krebse					
<i>Daphnia magna</i>	<i>Sterblichkeit</i>	<i>21 d</i>	<i>NOEC</i>	<i>> 1</i>	<i>Dillon, 1990</i>
<i>Daphnia magna</i>	<i>Wachstum</i>	<i>21 d</i>	<i>NOEC</i>	<i>> 0,1</i>	<i>Dillon, 1990</i>
<i>Daphnia magna</i>	<i>Reproduktion</i>	<i>21 d</i>	<i>NOEC</i>	<i>0,1</i>	<i>Dillon, 1990</i>
Fische					
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Sterblichkeit</i>	<i>13 w</i>	<i>NOEC</i>	<i>> Löslichkeit</i>	<i>Suedel, 1997</i>
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Reproduktion</i>	<i>13 w</i>	<i>NOEC</i>	<i>> Löslichkeit</i>	<i>Suedel, 1997</i>
<i>Pimephales promelas</i>	<i>Wachstum</i>	<i>13 w</i>	<i>NOEC</i>	<i>2,5</i>	<i>Suedel, 1997</i>
<i>Oryzias latipes</i>	<i>Sterblichkeit</i>		<i>NOEC</i>	<i>> Löslichkeit</i>	<i>Kim, 1999</i>
Weitere Organismen					

PCB-180: chronisch - Binnenoberflächengewässer

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
PCB-180					
Bakterien					
Algen					
Wasserpflanzen					
Krebse					
<i>Daphnia magna</i>	Wachstum	21 d	NOEC	> 0,1	Dillon, 1990
<i>Daphnia magna</i>	Sterblichkeit	21 d	NOEC	> 1	Dillon, 1990
<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21 d	NOEC	0,1	Dillon, 1990
Fische					
<i>Pimephales promelas</i>	Sterblichkeit	13 w	NOEC	> Löslichkeit	Suedel, 1997
<i>Pimephales promelas</i>	Reproduktion	13 w	NOEC	> Löslichkeit	Suedel, 1997
<i>Pimephales promelas</i>	Wachstum	13 w	NOEC	2,5	Suedel, 1997
Weitere Organismen					

Tabelle 2b: Übersicht der chronischen Wirkungsdaten für Wasserorganismen in Sonstigen Oberflächengewässern (die ableitungsrelevanten Werte sind **fett** markiert.)

Nur für PCB-153 werden Werte für Salzwasserorganismen gefunden:

PCB-153: chronisch – übrige Oberflächengewässer

Spezies	Prüfkriterium	Zeit	Wert	Konzentration [µg/l]	Quelle
PCB-153					
Bakterien					
Algen					
<i>Macrocystis pyrifera</i>	Wachstum		LOEC	1	James et al., 1987
<i>Macrocystis pyrifera</i>	Wachstum		LOEC	2	James et al., 1987
Wasserpflanzen					
Krebse					
Fische					
Weitere Organismen					

Anhang 2: Übersicht über BCF, BAF und BMF-Werte für Wasserorganismen

Nachstehende Tabellen 3a.1-7 und 3b.1-7 geben einen Überblick über alle in der Literatur gefundenen Werte für BCF, BAF und BMF der 7 Indikator-PCB.

Die zur Normableitung verwendeten Werte sind in Fettdruck markiert, die Berechnung der Mittelwerte steht unter der Tabelle. Die Literatur wird beurteilt und mit einem Qualitätskriterium versehen, das in der Tabelle in der ersten Spalte unter der Überschrift 'Qual' aufgeführt ist.

Die Bedeutung dieses Qualitätsurteils ist wie folgt (englisch):

1. *"Valid without restriction. The test is carried out according to internationally recognised protocols (or equivalent protocols) and all or most of the important experimental details are available.*
2. *Use with care. The test is carried out according to internationally recognised protocols (or equivalent protocols) but some important experimental details are missing, or the method used, or endpoint studied, in the test means that interpretation of the results is not straight forward.*
3. *Not valid. There is a clear deficiency in the test that means that the results cannot be considered as valid.*
4. *Not assignable. Insufficient detail is available on the method used to allow a decision to be made on the validity of the study."*

Die Werte, die zur Berechnung eines BCF-, BAF- oder BMF-Mittelwertes ausgewählt werden, müssen mindestens das Qualitätsurteil 1 oder 2 aufweisen. Außerdem müssen die BCF- und BAF-Werte in Nassgewichtsbasis (L/kg ww) ausgedrückt oder umgerechnet werden.

Zur Auswahl der BMF-Werte werden darüber hinaus nur Werte verwendet, die für ganze Organismen ermittelt werden. Studien, in denen Biomagnifikation in Teilen der Organismen (beispielsweise Blut) gemessen werden, werden nicht berücksichtigt.

Tabellen 3a.1-7:

Übersicht über BCF- und BAF-Daten für Wasserorganismen in Oberflächengewässern (englisch) mit PCB in getrennter Tabelle.

(Die für die Ableitung relevanten Werte erscheinen in **Fett**druck, für die Normableitung wird der Mittelwert der fettgedruckten Werte zur Berechnung eines BCF- und BAF-Wertes verwendet).

BCF and BAF data of PCB-28

Qual	Species name (Latin)	Species name (English)	Type	Value Log BCF Log BAF	Unit	Ref
#2-3?	Chamaeostoma	Bivalve mollusk	BAF	3.4	l/kg*dw	1

gemiddelde log BAF = 3,4

gemiddelde log BCF = onbekend

Reference List

1. Hope B, Scatolini S, Titus E. Bioconcentration of chlorinated biphenyls in biota from the North Pacific Ocean. Chemosphere 1998; 36:1247-1261.

BCF and BAF data of PCB-52

Qual	Species name (Latin)	Species name (English)	Type	Value Log BCF Log BAF	Unit	Ref
2	<i>Alosa pseudoharengus</i>	Alewife	BAF	7.0	L/kg lw	1
2	<i>Castostomus commersonii</i>	White sucker	BAF	6.1	L/kg lw	1
#2-3?	<i>Chama iostoma</i>	Bivalve mollusk	BAF	3.59	dw	2
2	<i>Cottus cognatus</i>	Slimy sculpin	BAF	7.0	L/kg lw	1
3	<i>Dreissena Polymorpha</i>	Zebra mussel	BAF	4.7	ww	3
2	<i>Mytilus edulis</i>	Blue mussel	BAF	5.5	L/kg drw	4
2	<i>Mytilus edulis L.</i>	Blue mussel	BAF	4.4	L/kg ww	5
3	<i>Oryzias latipes</i>	Japanese Medaka	BCF	11.9	ww	6
2	<i>Osmerus mordax</i>	Rainbow Smelt	BAF	7.0	L/kg lw	1
2	<i>Pimephales promelas</i>	Fathead Minnow	BCF	4.5	L/kg ww	7
1	<i>Poecilia reticulata</i>	Guppy	BCF	4.8	L/kg ww	8
2	<i>Poecilia reticulata</i>	Guppy	BCF	4.6	L/kg probably ww	9
2	<i>Salmo gairdneri</i>	Rainbow trout	BCF	4.3	L/kg ww	10
2	<i>Salmo gairdneri</i>	Rainbow trout	BCF	5.3	L/kg ww	10
2	<i>Salmo gairdneri</i>	Rainbow trout	BAF	6.3	L/kg ww	10
2	<i>Salvelinus namaycush</i>	Lake trout	BAF	6.8	L/kg lw	1
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	4.8	L/kg lw	11
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	6.7	L/kg lw	11
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	6.6	L/kg lw	11

Gemiddelde log BAF = (4,7; 4,4; 6,3) = 5,3

Gemiddelde log BCF = (4,8; 4,5; 4,6; 4,3; 4,8) = 4,6

Reference List

1. Metcalfe TL, Metcalfe CD. The trophodynamics of PCBs, including mono- and non-ortho congeners, in the food web of North-Central Lake Ontario. *Sci Total Environ* 1997; 201:245-272.
2. Hope B, Scatolini S, Titus E. Bioconcentration of chlorinated biphenyls in biota from the North Pacific Ocean. *Chemosphere* 1998; 36:1247-1261.
3. Morrison HA, Gobas-Frank A-PC, Lazar R, Haffner G. Development and Verification of a Bioaccumulation Model for Organic Contaminants in Benthic Invertebrates. *Environ Sci Technol* 1996; 30:3377-3384.
4. Gilek M, Bjoerk M, Broman D, Kautsky N, Naef- Carina. Enhanced accumulation of PCB congeners by Baltic Sea blue mussels, *Mytilus edulis*, with increased algae enrichment. *Environ Toxicol Chem* 1996; 15:1597-1605.
5. Bergen BJ, Nelson WG, Pruell RJ. Bioaccumulation of PCB congeners by blue mussels (*Mytilus edulis*) deployed in New Bedford Harbor, Massachusetts. *Environ Toxicol Chem* 1993; 12:1671-1681.
6. Feldhaus, J. M., Ace, L. N., and McFarland, V. A. Modeling the distribution of PCB-52 among fish, sediment and water in simultaneous and separate exposure systems.

Pharmaceutical Research 12(9 SUPPL.), S367. 1995.
Ref Type: Abstract

7. Sijm-Dick T-HM, van-der LA. Size-Dependent Bioconcentration Kinetics of Hydrophobic Organic Chemicals in Fish Based on Diffusive Mass Transfer and Allometric Relationships. *Environ Sci Technol* 1995; 29:2769-2777.
8. Gobas-Frank A-PC, Clark KE, Shiu WY, Mackay- Donald. Bioconcentration of polybrominated benzenes and biphenyls and related superhydrophobic chemicals in fish: role of bioavailability and elimination into the feces. *Environ Toxicol Chem* 1989; 8:231-245.
9. Opperhuizen A, Schrap-S-Marca. Relationships between aqueous oxygen concentration and uptake and elimination rates during bioconcentration of hydrophobic chemicals in fish. *Environ Toxicol Chem* 1987;-42.
10. Oliver BG, Niimi AJ. Bioconcentration Factors of Some Halogenated Organics for Rainbow-Trout - Limitations in Their Use for Prediction of Environmental Residues. *Environ Sci Technol* 1985; 19:842-849.
11. Boon JP, Duinker JC. Kinetics of polychlorinated biphenyl components in juvenile sole (*Solea solea*) in relation to concentrations in water and to lipid metabolism under conditions of starvation. *Aquatic Toxicology* 1985; 7:119-134.

BCF and BAF data of PCB-101

Qual	Species name (Latin)	Species name (English)	Type	Value Log BCF Log BAF	Unit	Ref
2	<i>Alosa pseudoharengus</i>	Alewife	BAF	7.5	L/kg lw	1
2	<i>Brachydanio rerio</i>	Zebrafish	BCF	7.0	L/kg lw	2
1	Brachydanio rerio	Zebrafish	BCF	5.5	L/kg ww	2
2	<i>Castostomus commersonii</i>	White sucker	BAF	6.7	L/kg lw	1
#2-3?	<i>Chama iostoma</i>	Bivalve mollusk	BAF	3.96	L/kg dw	3
2	<i>Cottus cognatus</i>	Slimy sculpin	BAF	7.3	L/kg lw	1
2	<i>Dreissena polymorpha</i>	Zebra mussel	BAF	6.9	lw	4
2	Mytilus edulis L.	Blue mussel	BAF	4.8	l L/kg ww	5
2	<i>Osmerus mordax</i>	Rainbow Smelt	BAF	7.5	L/kg lw	1
2	<i>Salmo gairdneri</i>	Rainbow trout	BCF	4.1	L/kg ww	6
2	<i>Salmo gairdneri</i>	Rainbow trout	BCF	>5.4	L/kg ww	6
2	<i>Salmo gairdneri</i>	Rainbow trout	BAF	6.9	L/kg ww	6
2	<i>Salvelinus namaycush</i>	Lake trout	BAF	7.1	L/kg lw	1
2	Solea solea	Sole	BCF	5.2	L/kg ww	7
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	7.0	L/kg lw	7
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	7.0	L/kg lw	7

Gemiddelde log BAF = 4,8

Gemiddelde log BCF = (5,2; 5,5) = 5,4

Reference List

1. Metcalfe TL, Metcalfe CD. The trophodynamics of PCBs, including mono- and non-ortho congeners, in the food web of North-Central Lake Ontario. *Sci Total Environ* 1997; 201:245-272.
2. Fox K, Zauke GP, Butte W. Kinetics of bioconcentration and clearance of 28 polychlorinated biphenyl congeners in zebrafish (*Brachydanio rerio*). *Ecotoxicol Environ Saf* 1994; 28:99-109.
3. Hope B, Scatolini S, Titus E. Bioconcentration of chlorinated biphenyls in biota from the North Pacific Ocean. *Chemosphere* 1998; 36:1247-1261.
4. Endicott D, Kreis RGJ, Mackelburg L, Kandt- Dean. Modeling PCB bioaccumulation by the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Saginaw Bay, Lake Huron. *J Great Lakes Res* 1998; 24:411-426.
5. Bergen BJ, Nelson WG, Pruell RJ. Bioaccumulation of PCB congeners by blue mussels (*Mytilus edulis*) deployed in New Bedford Harbor, Massachusetts. *Environ Toxicol Chem* 1993; 12:1671-1681.
6. Oliver BG, Niimi AJ. Bioconcentration Factors of Some Halogenated Organics for Rainbow-Trout - Limitations in Their Use for Prediction of Environmental Residues. *Environ Sci Technol* 1985; 19:842-849.
7. Boon JP, Duinker JC. Kinetics of polychlorinated biphenyl components in juvenile sole (*Solea solea*) in relation to concentrations in water and to lipid metabolism under conditions of starvation. *Aquatic Toxicology* 1985; 7:119-134.

BCF and BAF data of PCB-118

Qual	Species name (Latin)	Species name (English)	Type	Value Log BCF Log BAF	Unit	Ref
2	<i>Alosa pseudoharengus</i>	Alewife	BAF	7.3	L/kg lw	1
2	<i>Castostomus commersonii</i>	White sucker	BAF	6.3	L/kg lw	1
#2-3?	<i>Chama iostoma</i>	Bivalve mollusk	BAF	4.0	L/kg drw	2
2	<i>Cottus cognatus</i>	Slimy sculpin	BAF	6.9	L/kg lw	1
2	<i>Mytilus edulis L.</i>	Blue mussel	BAF	5.1	L/kg ww	3
2	<i>Osmerus mordax</i>	Rainbow Smelt	BAF	7.3	L/kg lw	1
2	<i>Salvelinus namaycush</i>	Lake trout	BAF	7.1	L/kg lw	1
2/3	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	5.4	L/kg ww	4
2/3	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	7.3	L/kg lw	4
2/3	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	7.2	L/kg lw	4
2	<i>Dreissena polymorpha</i>	Zebra mussel	BAF	6.9	L/kg lw	5

Gemiddelde log BAF = 5,1

Gemiddelde log BCF = 5,4

Reference List

1. Metcalfe TL, Metcalfe CD. The trophodynamics of PCBs, including mono- and non-ortho congeners, in the food web of North-Central Lake Ontario. *Sci Total Environ* 1997; 201:245-272.
2. Hope B, Scatolini S, Titus E. Bioconcentration of chlorinated biphenyls in biota from the North Pacific Ocean. *Chemosphere* 1998; 36:1247-1261.
3. Bergen BJ, Nelson WG, Pruell RJ. Bioaccumulation of PCB congeners by blue mussels (*Mytilus edulis*) deployed in New Bedford Harbor, Massachusetts. *Environ Toxicol Chem* 1993; 12:1671-1681.
4. Boon JP, Duinker JC. Kinetics of polychlorinated biphenyl components in juvenile sole (*Solea solea*) in relation to concentrations in water and to lipid metabolism under conditions of starvation. *Aquatic Toxicology* 1985; 7:119-134.
5. Endicott D, Kreis RGJ, Mackelburg L, Kandt-Dean. Modeling PCB bioaccumulation by the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Saginaw Bay, Lake Huron. *J Great Lakes Res* 1998; 24:411-426.

BCF and BAF data of PCB-138

Qual	Species name (Latin)	Species name (English)	Type	Value Log BCF Log BAF	Unit	Ref
2	<i>Alosa pseudoharengus</i>	Alewife	BAF	7.7	L/kg lw	1
2	<i>Brachydanio rerio</i>	Zebrafish	BCF	7.4	L/kg lw	2
2	Brachydanio rerio	Zebrafish	BCF	5.9	L/kg ww	2
2	<i>Castostomus commersonii</i>	White sucker	BAF	7.1	L/kg lw	1
2	<i>Cottus cognatus</i>	Slimy sculpin	BAF	7.6	L/kg lw	1
2	Mytilus edulis L.	Blue mussel	BAF	5.3	L/kg ww	3
2	<i>Osmerus mordax</i>	Rainbow Smelt	BAF	7.7	L/kg lw	1
2	<i>Salvelinus namaycush</i>	Lake trout	BAF	7.4	L/kg lw	1
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	5,6	L/kg lw	4
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	7.5	L/kg lw	4
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	7.5	L/kg lw	4

Gemiddelde log BAF = 5,3

Gemiddelde log BCF = (5,9; 5,6) = 5,8

Reference List

1. Metcalfe TL, Metcalfe CD. The trophodynamics of PCBs, including mono- and non-ortho congeners, in the food web of North-Central Lake Ontario. *Sci Total Environ* 1997; 201:245-272.
2. Fox K, Zauke GP, Butte W. Kinetics of bioconcentration and clearance of 28 polychlorinated biphenyl congeners in zebrafish (*Brachydanio rerio*). *Ecotoxicol Environ Saf* 1994; 28:99-109.
3. Bergen BJ, Nelson WG, Pruell RJ. Bioaccumulation of PCB congeners by blue mussels (*Mytilus edulis*) deployed in New Bedford Harbor, Massachusetts. *Environ Toxicol Chem* 1993; 12:1671-1681.
4. Boon JP, Duinker JC. Kinetics of polychlorinated biphenyl components in juvenile sole (*Solea solea*) in relation to concentrations in water and to lipid metabolism under conditions of starvation. *Aquatic Toxicology* 1985; 7:119-134.

BCF and BAF data of PCB-153

Qual	Species name (Latin)	Species name (English)	Type	Value Log BCF Log BAF	Unit	Ref
2	<i>Alosa pseudoharengus</i>	Alewife	BAF	7.7	L/kg lipid w	1
2	<i>Brachydanio rerio</i>	Zebrafish	BCF	7.2	L/kg lw	2
1/2	Brachydanio rerio	Zebrafish	BCF	5.7	L/kg ww	2
2	<i>Castostomus commersonii</i>	White sucker	BAF	7.1	L/kg lw	1
#2-3?	<i>Chama iostoma</i>	Bivalve mollusk	BAF	5.09	L/kg dw	3
2	<i>Cottus cognatus</i>	Slimy sculpin	BAF	7.6	L/kg lw	1
2	<i>Cyprinodon Variegatus</i>	Sheepshead minnows	BAF	5.0	n.r	4
2	<i>Cyprinodon Variegatus</i>	Sheepshead minnows	BAF	5.3	n.r	4
#2/3	<i>Dreissena polymorpha</i>	Zebra mussel	BCF	5.2	L/kg ww	5
2	<i>Dreissena polymorpha</i>	Zebra mussel	BCF	5.7	ww	6
3	<i>Mysis relicta</i>	Mysis	BCF	5.6	L/kg ww	7
1	<i>Mytilus edulis L.</i>	Blue mussel	BAF	5.9	L/kg dw	8
2	Mytilus edulis L.	Blue mussel	BAF	5.5	L/kg ww	9
2	<i>Osmerus mordax</i>	Rainbow Smelt	BAF	7.8	L/kg lw	1
1/2	Poecilia reticulata	Guppy	BCF	5.7	L/kg (prob ww)	10
3	<i>Pontoporeia hoyi</i>	Amphipod	BCF	5.0	L/kg ww	7
2	<i>Salvelinus namaycush</i>	Lake trout	BAF	7.4	L/kg lw	1
4	<i>Selenastrum capricornutum</i> Printz	Algae	BCF	4.4-4.6	not stated, probably wet weight	11
2	Solea solea	Sole	BCF	5.5	L/kg ww	12
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	7.4	L/kg lw	12
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	7.3	L/kg lw	12
#2/3	<i>Dreissena polymorpha</i>	Zebra mussel	BCF	7.0	mL/g lw	5
#2/3	<i>Dreissena polymorpha</i>	Zebra mussel	BCF	4.8	mL/g ww	5
#2/3	<i>Dreissena polymorpha</i>	Zebra mussel	BCF	6.9	mL/g lw	5
#2/3	<i>Dreissena polymorpha</i>	Zebra mussel	BCF	5.4	mL/g ww	5
#2/3	<i>Dreissena polymorpha</i>	Zebra mussel	BCF	7.0	mL/g lw	5

Gemiddelde log BAF = 5,5

Gemiddelde log BCF = (5,7; 5,7; 5,5) = 5,6

Reference List

1. Metcalfe TL, Metcalfe CD. The trophodynamics of PCBs, including mono- and non-ortho congeners, in the food web of North-Central Lake Ontario. *Sci Total Environ* 1997; 201:245-272.
2. Fox K, Zauke GP, Butte W. Kinetics of bioconcentration and clearance of 28 polychlorinated biphenyl congeners in zebrafish (*Brachydanio rerio*). *Ecotoxicol Environ Saf* 1994; 28:99-109.
3. Hope B, Scatolini S, Titus E. Bioconcentration of chlorinated biphenyls in biota from the North Pacific Ocean. *Chemosphere* 1998; 36:1247-1261.

4. Lores EM, Patrick JM, Summers JK. Humic acid effects on uptake of hexachlorobenzene and hexachlorobiphenyl by sheepshead minnows in static sediment/ water systems. *Environ Toxicol Chem* 1993; 12:541-550.
5. Bruner KA, Fisher SW, Landrum PF. The role of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in contaminant cycling: I. The effect of body size and lipid content on the bioconcentration of PCBs and PAHs. *J Great Lakes Res* 1994; 20:725-734.
6. Gossiaux DC, Landrum PF, Fisher SW. Effect of temperature on accumulation kinetics of PAHs and PCBs in the Zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *J Great Lakes Res* 1996; 22:379-388.
7. Evans MS, Landrum PF. Toxicokinetics of DDE, benzo[a]pyrene, and 2,4,5,2',4',5'-hexachlorobiphenyl in *Pontoporeia hoyi* and *Mysis relicta*. *J Great Lakes Res* 1989; 15:589-600.
8. Bjork M, Gilek M. Bioaccumulation kinetics of PCB 31, 49 and 153 in the blue mussel, *Mytilus edulis* L. as a function of algal food concentration. *Aquatic Toxicology* 1997; 38:101-123.
9. Bergen BJ, Nelson WG, Pruell RJ. Bioaccumulation of PCB congeners by blue mussels (*Mytilus edulis*) deployed in New Bedford Harbor, Massachusetts. *Environ Toxicol Chem* 1993; 12:1671-1681.
10. Opperhuizen A, Schrap-S-Marca. Relationships between aqueous oxygen concentration and uptake and elimination rates during bioconcentration of hydrophobic chemicals in fish. *Environ Toxicol Chem* 1987;-42.
11. Richer G, Peters RH. Determinants of the short-term dynamics of PCB uptake by plankton. *Environ Toxicol Chem* 1993; 12:207-218.
12. Boon JP, Duinker JC. Kinetics of polychlorinated biphenyl components in juvenile sole (*Solea solea*) in relation to concentrations in water and to lipid metabolism under conditions of starvation. *Aquatic Toxicology* 1985; 7:119-134.

BCF and BAF data of PCB-180

Qual	Species name (Latin)	Species name (English)	Type	Value Log BCF Log BAF	Unit	Ref
2	<i>Alosa pseudoharengus</i>	Alewife	BAF	7.8	L/kg lw	1
2	<i>Castostomus commersonii</i>	White sucker	BAF	7.2	L/kg lw	1
#2-3?	<i>Chama iostoma</i>	Bivalve mollusk	BAF	4.45	Dw	2
2	<i>Cottus cognatus</i>	Slimy sculpin	BAF	7.6	L/kg lw	1
2	<i>Dreissena polymorpha</i>	Zebra mussel	BAF	6.8	lw	3
2	<i>Osmerus mordax</i>	Rainbow Smelt	BAF	7.7	L/kg lw	1
2	<i>Salvelinus namaycush</i>	Lake trout	BAF	7.5	L/kg lw	1
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	5.8	L/kg ww	4
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	7.6	L/kg lw	4
2	<i>Solea solea</i>	Sole	BCF	7.6	L/kg lw	4

Gemiddelde log BAF = onbekend

Gemiddelde log BCF = 5,8

Reference List

1. Metcalfe TL, Metcalfe CD. The trophodynamics of PCBs, including mono- and non-ortho congeners, in the food web of North-Central Lake Ontario. *Sci Total Environ* 1997; 201:245-272.
2. Hope B, Scatolini S, Titus E. Bioconcentration of chlorinated biphenyls in biota from the North Pacific Ocean. *Chemosphere* 1998; 36:1247-1261.
3. Endicott D, Kreis RGJ, Mackelburg L, Kandt-Dean. Modeling PCB bioaccumulation by the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Saginaw Bay, Lake Huron. *J Great Lakes Res* 1998; 24:411-426.
4. Boon JP, Duinker JC. Kinetics of polychlorinated biphenyl components in juvenile sole (*Solea solea*) in relation to concentrations in water and to lipid metabolism under conditions of starvation. *Aquatic Toxicology* 1985; 7:119-134.

Tabellen 3b.1-7:

Übersicht über BMF-Daten für Wasserorganismen in Oberflächengewässern (englisch) mit PCB in getrennter Tabelle.

(Die für die Ableitung relevanten Werte erscheinen in **Fett**druck.)

BMF data of PCB-28

Qual.	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	Ref
2	Brown trout	Cormorants	Salmo trutta fario	Phalacrocorax carbo sinensis	14	[1]
2	Brown trout	Grey heron	Salmo trutta fario	Ardea cinerea	5.5	[1]
2	Mysis	Herring	Mysis sp.	Clupea harengus	3.8	[2]
2	Mysis	Herring	Mysis sp.	Clupea harengus	2.9	[2]
2	Zooplankton	Herring		Clupea harengus	3.5	[2]
2	Zooplankton	Herring		Clupea harengus	6.6	[2]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	<860	[3]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	<1270	[3]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	<470	[3]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	<2923	[3]
2	total diet	Otter		Lutra lutra	0.04	[4]
2	Bream	Pike	Abramis brama	Esox lucius	2.1	[5]
2	Commercial fish food	Rainbow trout	Na	Oncorhynchus mykiss	2.1	[6]
2	Commercial fish food	Rainbow trout	Na	Oncorhynchus mykiss	1.8	[6]

Gemiddelde waarde voor BMF 1 ww = 2,1

Gemiddelde waarde voor BMF 2 ww = niet beschikbaar

Reference List

- [1] G.Zimmermann, D.R.Dietrich, P.Schmid, Schlatter- Christian, Chemosphere 34 (1997) -1388.
- [2] B.Strandberg, C.Bandh, B.B.van, P.A.Bergqvist, D.Broman, C.Naf, H.Pettersen, C.Rappe, Sci Total Environ , 217 (1998) 143.
- [3] A.Weisbrod, V, D.Shea, M.J.Moore, J.J.Stegeman, Environ Toxicol Chem 19 (2000) 667.
- [4] E.G.Leonards-Pim, Y.Zierikzee, A.T.Brinkman-Udo, P.Wim, N.M.Van-Straalen, H.B.Van, Environ Toxicol Chem 16 (1997) 1807.
- [5] W.Scharenberg, P.Gramann, W.H.Pfeiffer, Sci Total Environ 155 (1994) 187.
- [6] A.T.Fisk, R.J.Norstrom, C.D.Cymbalisky, D.C.Muir, Environ Toxicol Chem 17 (1998) 951.

BMF data of PCB-52

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
1	Guppy	artificial food	Poecilia reticulata	PCB spiked tetramin		0.80	[1]
1	Guppy	artificial food	Poecilia reticulata	PCB spiked tetramin		1.37	[1]
1	Guppy	artificial food	Poecilia reticulata	PCB spiked tetramin		1.19	[1]
2	Sculpin	Baikal seal	Comephorus dybowski	Phoca siberica	2.4	31	[2]
2	Brown trout	Cormorants	Salmo trutta fario	Phalacrocorax carbo sinensis	0.3		[3]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	Platanista gangetica	2.2-6.7	27.4-52.6	[4]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	Platanista gangetica	0.3-0.9	5.6-10.8	[4]
2	Brown trout	Grey heron	Salmo trutta fario	Ardea cinerea	0.2		[3]
2	Mysis	Herring	Mysis sp.	Clupea harengus	1.8		[5]
2	Mysis	Herring	Mysis sp.	Clupea harengus	3.7		[5]
2	Zooplankton	Herring		Clupea harengus	1.4		[5]
2	Zooplankton	Herring		Clupea harengus	6.2		[5]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	4-325		[6]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	3.1-256		[6]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	2.3-190		[6]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	7.1-577		[6]
2	total diet	otter		Lutra lutra	0.02		[7]
2	Bream	Pike	Abramis brama	Esox lucius	0.4		[8]
2	Commercial fish food	Rainbow trout	na	Oncorhynchus mykiss	2.9		[9]
2	Commercial fish food	Rainbow trout	na	Oncorhynchus mykiss	1.5		[9]
1	Alewife, Smelt, Sculpin	Trout	Alosa pseudoharengus, Osmerus mordax, Cottus cognatus	Salvelinus namaycush	4.6	11	[10]

Gemiddelde waarde voor BMF1 ww = 11

Gemiddelde waarde voor BMF2 ww = (31; 27,4; 52,6; 5,6; 10,8) = 25,5

Reference List

- [1] T.-H.M.Sijm-Dick, W.Seinen, A.Opperhuizen, Environ Sci Technol 26 (1992) 2162.
- [2] J.R.Kucklick, T.F.Bidleman, L.L.McConnell, M.D.Walla, G.Ivanov, Environ Sci Technol 28 (1994) 31.
- [3] G.Zimmermann, D.R.Dietrich, P.Schmid, Schlatter- Christian, Chemosphere 34 (1997) -1388.
- [4] K.Senthilkumar, K.Kannan, K.Ravindra, S.Tanabe, J.P.Giesy, Environ Toxicol Chem 18 (1999) 1511.
- [5] B.Strandberg, C.Bandh, B.B.van, P.A.Bergqvist, D.Broman, C.Naf, H.Pettersen, C.Rappe, Sci Total Environ , 217 (1998) 143.
- [6] A.Weisbrod, V, D.Shea, M.J.Moore, J.J.Stegeman, Environ Toxicol Chem 19 (2000) 654.
- [7] E.G.Leonards-Pim, Y.Zierikzee, A.T.Brinkman-Udo, P.Wim, N.M.Van-Straalen, H.B.Van, Environ Toxicol Chem 16 (1997) 1807.
- [8] W.Scharenberg, P.Gramann, W.H.Pfeiffer, Sci Total Environ 155 (1994) 187.
- [9] A.T.Fisk, R.J.Norstrom, C.D.Cymbalisty, D.C.Muir, Environ Toxicol Chem 17 (1998) 951.
- [10] A.J.Niimi, Sci Total Environ 192 (1996) 123.

BMF data of PCB 101

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
2	Sculpin	Baikal seal	Comephorus dybowskii	Phoca siberica	12.2	159	[1]
2	Brown trout	Cormorants	Salmo trutta fario	Phalacrocorax carbo sinensis	0.4		[2]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	Platanista gangetica	5.2-13.6	65.5-107.5	[3]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	Platanista gangetica	0.5-1.4	10.0-16.4	[3]
2	Brown trout	Grey heron	Salmo trutta fario	Ardea cinerea	0.5		[2]
2	Mysis	Herring	Mysis sp.	Clupea harengus	1.3		[4]
2	Mysis	Herring	Mysis sp.	Clupea harengus	5.2		[4]
2	Zooplankton	Herring		Clupea harengus	2.5		[4]
2	Zooplankton	Herring		Clupea harengus	9.3		[4]
1	Alewife	Herring gull	Alosa pseudoharengus	Larus argentatus		17	[5]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	5.8-640		[6]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	28-608		[6]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	17-380		[6]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	149-2270		[6]
2	total diet	otter		Lutra lutra	0.07		[7]
2	Bream	Pike	Abramis brama	Esox lucius	2.2		[8]
2	Commercial fish food	Rainbow trout	na	Oncorhynchus mykiss	2		[9]
2	Zebra mussel	Tufted duck	Dreissena polymorpha	Aythya fuligula	0.3		[2]

Gemiddelde waarde voor BMF1 ww = niet beschikbaar

Gemiddelde waarde voor BMF2 ww = (159; 65,5; 107,5; 10,0; 16,4; 17) = 62,6

Reference List

- [1] J.R.Kucklick, T.F.Bidleman, L.L.McConnell, M.D.Walla, G.Ivanov, *Environ Sci Technol* 28 (1994) 31.
- [2] G.Zimmermann, D.R.Dietrich, P.Schmid, Schlatter- Christian, *Chemosphere* 34 (1997) -1388.
- [3] K.Senthilkumar, K.Kannan, K.Ravindra, S.Tanabe, J.P.Giesy, *Environ Toxicol Chem* 18 (1999) 1511.
- [4] B.Strandberg, C.Bandh, B.B.van, P.A.Bergqvist, D.Broman, C.Naf, H.Pettersen, C.Rappe, *Sci Total Environ* , 217 (1998) 143.
- [5] B.M.Braune, R.J.Norstrom, *Environ Toxicol Chem* 8 (1989) 957.
- [6] A.Weisbrod, V, D.Shea, M.J.Moore, J.J.Stegeman, *Environ Toxicol Chem* 19 (2000) 654.
- [7] E.G.Leonards-Pim, Y.Zierikzee, A.T.Brinkman-Udo, P.Wim, N.M.Van-Straalen, H.B.Van, *Environ Toxicol Chem* 16 (1997) 1807.
- [8] W.Scharenberg, P.Gramann, W.H.Pfeiffer, *Sci Total Environ* 155 (1994) 187.
- [9] A.T.Fisk, R.J.Norstrom, C.D.Cymbalisty, D.C.Muir, *Environ Toxicol Chem* 17 (1998) 951.

BMF data of PCB 118

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	3.8	21.7	[1]
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	15.7	93.3	[1]
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	4.3	24.7	[1]
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	5.5	32.0	[1]
2	Ayu, Bleugill and Hass (unknown composition of different species in the fish diet)	Cormorant liver	<i>Plecogluosus altivelis</i> ; <i>Lepomis macrarchus</i> ; <i>Cyprinidae</i> sp.	<i>Phalacrocorax carbo</i>		25	[2]
2	Brown trout	Cormorants	<i>Salmo trutta fario</i>	<i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>	2.7		[3]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	<i>Platanista gangetica</i>	5.8-10.7	73.3-84.6	[4]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	<i>Platanista gangetica</i>	0.6-1.1	10.7-12.3	[4]
2	Brown trout	Grey heron	<i>Salmo trutta fario</i>	<i>Ardea cinerea</i>	5.4		[3]
2	Mysis	Herring	<i>Mysis</i> sp.	<i>Clupea harengus</i>	1.6		[5]
2	Mysis	Herring	<i>Mysis</i> sp.	<i>Clupea harengus</i>	7.3		[5]
2	Zooplankton	Herring		<i>Clupea harengus</i>	4.3		[5]
2	Zooplankton	Herring		<i>Clupea harengus</i>	22.9		[5]
1	Alewife	Herring gull	<i>Alosa pseudoharengus</i>	<i>Larus argentatus</i>		80	[6]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	<i>Eubalaena glacialis</i>	7-11.2		[7]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	<i>Eubalaena glacialis</i>	42644.0		[7]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	<i>Eubalaena glacialis</i>	3.0-4.3		[7]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	<i>Eubalaena glacialis</i>	29-44		[7]
2	Bream 1	otter	<i>Abramis brama</i>	<i>Lutra lutra</i>	1.1		[8]
2	Bream 1	otter	<i>Abramis brama</i>	<i>Lutra lutra</i>	14.2		[8]
2	Bream 1	otter	<i>Abramis brama</i>	<i>Lutra lutra</i>	75.6		[8]
2	Bream 1	otter	<i>Abramis brama</i>	<i>Lutra lutra</i>	12.9		[8]

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
2	Bream 1	otter	Abramis brama	Lutra lutra	3.7		[8]
2	Bream 2	otter	Abramis brama	Lutra lutra	2.7		[8]
2	Bream 2	otter	Abramis brama	Lutra lutra	35.4		[8]
2	Bream 2	otter	Abramis brama	Lutra lutra	188.1		[8]
2	Bream 2	otter	Abramis brama	Lutra lutra	32.0		[8]
2	Bream 2	otter	Abramis brama	Lutra lutra	9.1		[8]
2	Bream 3	otter	Abramis brama	Lutra lutra	0.9		[8]
2	Bream 3	otter	Abramis brama	Lutra lutra	11.8		[8]
2	Bream 3	otter	Abramis brama	Lutra lutra	62.4		[8]
2	Bream 3	otter	Abramis brama	Lutra lutra	10.6		[8]
2	Bream 3	otter	Abramis brama	Lutra lutra	3.0		[8]
2	Bream 4	otter	Abramis brama	Lutra lutra	2.5		[8]
2	Bream 4	otter	Abramis brama	Lutra lutra	32.4		[8]
2	Bream 4	otter	Abramis brama	Lutra lutra	171.8		[8]
2	Bream 4	otter	Abramis brama	Lutra lutra	29.2		[8]
2	Bream 4	otter	Abramis brama	Lutra lutra	8.3		[8]
2	Bream 5	otter	Abramis brama	Lutra lutra	1.3		[8]
2	Bream 5	otter	Abramis brama	Lutra lutra	17.5		[8]
2	Bream 5	otter	Abramis brama	Lutra lutra	93.0		[8]
2	Bream 5	otter	Abramis brama	Lutra lutra	15.8		[8]
2	Bream 5	otter	Abramis brama	Lutra lutra	4.5		[8]
2	Bream 6	otter	Abramis brama	Lutra lutra	2.6		[8]
2	Bream 6	otter	Abramis brama	Lutra lutra	33.7		[8]
2	Bream 6	otter	Abramis brama	Lutra lutra	178.9		[8]
2	Bream 6	otter	Abramis brama	Lutra lutra	30.4		[8]
2	Bream 6	otter	Abramis brama	Lutra lutra	8.7		[8]
2	Eel 1	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	2.6		[8]
2	Eel 1	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	34.4		[8]
2	Eel 1	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	182.8		[8]
2	Eel 1	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	31.1		[8]
2	Eel 1	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	8.9		[8]
2	Eel 2	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	1.3		[8]
2	Eel 2	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	16.6		[8]
2	Eel 2	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	87.9		[8]
2	Eel 2	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	15.0		[8]
2	Eel 2	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	4.3		[8]
2	Pike 1	otter	Esox lucius	Lutra lutra	2.0		[8]
2	Pike 1	otter	Esox lucius	Lutra lutra	26.7		[8]
2	Pike 1	otter	Esox lucius	Lutra lutra	141.6		[8]
2	Pike 1	otter	Esox lucius	Lutra lutra	24.1		[8]
2	Pike 1	otter	Esox lucius	Lutra lutra	6.9		[8]
2	Pike 2	otter	Esox lucius	Lutra lutra	1.6		[8]
2	Pike 2	otter	Esox lucius	Lutra lutra	21.2		[8]
2	Pike 2	otter	Esox lucius	Lutra lutra	112.5		[8]
2	Pike 2	otter	Esox lucius	Lutra lutra	19.1		[8]
2	Pike 2	otter	Esox lucius	Lutra lutra	5.5		[8]

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
2	Pike 3	otter	Esox lucius	Lutra lutra	3.2		[8]
2	Pike 3	otter	Esox lucius	Lutra lutra	41.8		[8]
2	Pike 3	otter	Esox lucius	Lutra lutra	222.1		[8]
2	Pike 3	otter	Esox lucius	Lutra lutra	37.8		[8]
2	Pike 3	otter	Esox lucius	Lutra lutra	10.8		[8]
2	Roach 1	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	4.3		[8]
2	Roach 1	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	56.4		[8]
2	Roach 1	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	299.6		[8]
2	Roach 1	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	51.0		[8]
2	Roach 1	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	14.5		[8]
2	Roach 2	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	2.0		[8]
2	Roach 2	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	26.5		[8]
2	Roach 2	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	140.8		[8]
2	Roach 2	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	23.9		[8]
2	Roach 2	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	6.8		[8]
2	Roach 3	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	1.3		[8]
2	Roach 3	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	17.6		[8]
2	Roach 3	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	93.7		[8]
2	Roach 3	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	15.9		[8]
2	Roach 3	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	4.5		[8]
2	Ruffe 1	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	7.4		[8]
2	Ruffe 1	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	97.1		[8]
2	Ruffe 1	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	515.4		[8]
2	Ruffe 1	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	87.6		[8]
2	Ruffe 1	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	25.0		[8]
2	Ruffe 2	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	5.1		[8]
2	Ruffe 2	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	66.5		[8]
2	Ruffe 2	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	353.0		[8]
2	Ruffe 2	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	60.0		[8]
2	Ruffe 2	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	17.1		[8]
2	Ruffe 3	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	4.5		[8]
2	Ruffe 3	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	58.5		[8]
2	Ruffe 3	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	310.5		[8]
2	Ruffe 3	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	52.8		[8]
2	Ruffe 3	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	15.1		[8]
2	Ruffe 4	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	5.7		[8]
2	Ruffe 4	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	74.7		[8]
2	Ruffe 4	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	396.4		[8]
2	Ruffe 4	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	67.4		[8]
2	Ruffe 4	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	19.2		[8]
2	Ruffe 5	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	4.4		[8]
2	Ruffe 5	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	57.8		[8]
2	Ruffe 5	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	306.8		[8]
2	Ruffe 5	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	52.2		[8]
2	Ruffe 5	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	14.9		[8]
2	total diet	otter		Lutra lutra	15		[8]

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
2	White bream 1	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	1.3		[8]
2	White bream 1	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	17.1		[8]
2	White bream 1	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	90.7		[8]
2	White bream 1	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	15.4		[8]
2	White bream 1	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	4.4		[8]
2	White bream 2	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	1.0		[8]
2	White bream 2	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	13.3		[8]
2	White bream 2	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	70.4		[8]
2	White bream 2	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	12.0		[8]
2	White bream 2	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	3.4		[8]
2	White bream 4	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	2.7		[8]
2	White bream 4	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	35.9		[8]
2	White bream 4	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	190.9		[8]
2	White bream 4	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	32.5		[8]
2	White bream 4	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	9.3		[8]
2	Commercial fish food	Rainbow trout	na	Oncorhynchus mykiss	6		[9]
2	Commercial fish food	Rainbow trout	na	Oncorhynchus mykiss	2.2		[9]
1	Alewife, Smelt, Sculpin	Trout	Alosa pseudoharengus, Osmerus mordax, Cottus cognatus	Salvelinus namaycush	5	12	[10]
2	Zebra mussel	Tufted duck	Dreissena polymorpha	Aythya fuligula	2.4		[3]

Gemiddelde waarde voor BMF1 ww = 12

Gemiddelde waarde voor BMF2 ww = (21,7; 93,3; 24,7; 32,0; 73,3; 84,6; 10,7; 12,3; 80) = 48

Reference List

- [1] H.Nakata, S.Tanabe, R.Tatsukawa, M.Amano, N.Miyazaki, E.A.Petrov, Environ Pollut 95 (1997) 57.
- [2] K.S.Guruge, S.Tanabe, Environ Pollut 96 (1997) 425.
- [3] G.Zimmermann, D.R.Dietrich, P.Schmid, Schlatter- Christian, Chemosphere 34 (1997) -1388.
- [4] K.Senthilkumar, K.Kannan, K.Ravindra, S.Tanabe, J.P.Giesy, Environ Toxicol Chem 18 (1999) 1511.
- [5] B.Strandberg, C.Bandh, B.B.van, P.A.Bergqvist, D.Broman, C.Naf, H.Pettersen, C.Rappe, Sci Total Environ , 217 (1998) 143.
- [6] B.M.Braune, R.J.Norstrom, Environ Toxicol Chem 8 (1989) 957.
- [7] A.Weisbrod, V, D.Shea, M.J.Moore, J.J.Stegeman, Environ Toxicol Chem 19 (2000) 654.
- [8] E.G.Leonards-Pim, Y.Zierikzee, A.T.Brinkman-Udo, P.Wim, N.M.Van-Straalen, H.B.Van, Environ Toxicol Chem 16 (1997) 1807.
- [9] A.T.Fisk, R.J.Norstrom, C.D.Cymbalisky, D.C.Muir, Environ Toxicol Chem 17 (1998) 951.
- [10] A.J.Niimi, Sci Total Environ 192 (1996) 123.

BMF data of PCB 138

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
2	Sculpin	Baikal seal	Comephorus dybowskii	Phoca siberica	13.7	179	[1]
			Comephorus baikalensis, Comephorus dybowskii & Cottocomephorus inermis				[2]
1	Various	Baikal seal	Comephorus baikalensis, Comephorus dybowskii & Cottocomephorus inermis	Phoca siberica	3.5	20.3	
			Comephorus baikalensis, Comephorus dybowskii & Cottocomephorus inermis				[2]
1	Various	Baikal seal	Comephorus baikalensis, Comephorus dybowskii & Cottocomephorus inermis	Phoca siberica	20.0	118.8	
			Comephorus baikalensis, Comephorus dybowskii & Cottocomephorus inermis				[2]
1	Various	Baikal seal	Comephorus baikalensis, Comephorus dybowskii & Cottocomephorus inermis	Phoca siberica	3.5	20.3	
			Comephorus baikalensis, Comephorus dybowskii & Cottocomephorus inermis				[2]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	Clupea harengus/Scomber scomber	Tursiops truncatus		0.53	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	Clupea harengus/Scomber scomber	Tursiops truncatus		0.627907	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	Clupea harengus/Scomber scomber	Tursiops truncatus		0.162791	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	Clupea harengus/Scomber scomber	Tursiops truncatus		0.837209	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	Clupea harengus/Scomber scomber	Tursiops truncatus		0.065116	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	Clupea harengus/Scomber scomber	Tursiops truncatus		0.232558	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	Clupea harengus/Scomber scomber	Tursiops truncatus		0.030233	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	Clupea harengus/Scomber scomber	Tursiops truncatus		0.109302	[3]
2	Ayu, Bleugill and Hass (unknown composition of different species in the fish diet)	Cormorant liver	Plecogluosus altivelis; Lepomis macrochirus; Cyprinidae sp.	Phalacrocorax carbo		30	[4]
2	Brown trout	Cormorants	Salmo trutta fario	Phalacrocorax carbo sinensis	3.7		[5]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	Platanista gangetica	5.4-10.5	68.2-83.3	[6]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	Platanista gangetica	0.7-1.4	12.7-15.6	[6]
2	Brown trout	Grey heron	Salmo trutta fario	Ardea cinerea	4.6		[5]
2	Mysis	Herring	Mysis sp.	Clupea harengus	2.8		[7]
2	Mysis	Herring	Mysis sp.	Clupea harengus	8.8		[7]
2	Zooplankton	Herring		Clupea harengus	2.3		[7]

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
2	Zooplankton	Herring		Clupea harengus	18.3		[7]
1	Alewife	Herring gull	Alosa Pseudoharengus	Larus argentatus		112	[8]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	15-99		[9]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	17-63		[9]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	3.0-9.8		[9]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	77-282		[9]
2	total diet	otter		Lutra lutra	26		[10]
2	Bream	Pike	Abramis brama	Esox lucius	1.6		[11]
2	Commercial fish food	Rainbow trout	na	Oncorhynchus mykiss	7.1		[12]
2	Commercial fish food	Rainbow trout	na	Oncorhynchus mykiss	2.4		[12]
1	Alewife, Smelt, Sculpin	Trout	Alosa pseudoharengus, Osmerus mordax, Cottus cognatus	Salvelinus namaycush	6.1	14	[13]
2	Zebra mussel	Tufted duck	Dreissena polymorpha	Aythya fuligula	2.3		[5]

Gemiddelde waarde voor BMF1 ww = 14

Gemiddelde waarde voor BMF2 ww = (179; 20,3; 118,8; 20,3; 43,8; 68,2; 83,3; 12,7; 15,6; 112) = 62,4

Reference List

- [1] J.R.Kucklick, T.F.Bidleman, L.L.McConnell, M.D.Walla, G.Ivanov, Environ Sci Technol 28 (1994) 31.
- [2] H.Nakata, S.Tanabe, R.Tatsukawa, M.Amano, N.Miyazaki, E.A.Petrov, Environ Pollut 95 (1997) 57.
- [3] L.Marsili, C.Gaggi, A.Bortolotto, L.Stanzani, A.Franchi, A.Renzoni, E.Bacci, Chemosphere 31 (1995) 3919.
- [4] K.S.Guruge, S.Tanabe, Environ Pollut 96 (1997) 425.
- [5] G.Zimmermann, D.R.Dietrich, P.Schmid, Schlatter- Christian, Chemosphere 34 (1997) -1388.
- [6] K.Senthilkumar, K.Kannan, K.Ravindra, S.Tanabe, J.P.Giesy, Environ Toxicol Chem 18 (1999) 1511.
- [7] B.Strandberg, C.Bandh, B.B.van, P.A.Bergqvist, D.Broman, C.Naf, H.Pettersen, C.Rappe, Sci Total Environ , 217 (1998) 143.
- [8] B.M.Braune, R.J.Norstrom, Environ Toxicol Chem 8 (1989) 957.
- [9] A.Weisbrod, V, D.Shea, M.J.Moore, J.J.Stegeman, Environ Toxicol Chem 19 (2000) 654.
- [10] E.G.Leonards-Pim, Y.Zierikzee, A.T.Brinkman-Udo, P.Wim, N.M.Van-Straalen, H.B.Van, Environ Toxicol Chem 16 (1997) 1807.
- [11] W.Scharenberg, P.Gramann, W.H.Pfeiffer, Sci Total Environ 155 (1994) 187.
- [12] A.T.Fisk, R.J.Norstrom, C.D.Cymbalisky, D.C.Muir, Environ Toxicol Chem 17 (1998) 951.
- [13] A.J.Niimi, Sci Total Environ 192 (1996) 123.

Table BMF data of PCB 153

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
1	Various	Baikal seal	Comephorus baikalensis, Comephorus dybowskii & Cottocomephorus inermis	Phoca sibirica	5.1	29.1	[1]
1	Various	Baikal seal	Comephorus baikalensis, Comephorus dybowskii & Cottocomephorus inermis	Phoca sibirica	33.2	197.1	[1]
1	Various	Baikal seal	Comephorus baikalensis, Comephorus dybowskii & Cottocomephorus inermis	Phoca sibirica	5.0	29.1	[1]
1	Various	Baikal seal	Comephorus baikalensis, Comephorus dybowskii & Cottocomephorus inermis	Phoca sibirica	12.2	70.6	[1]
2	Ragworm	Black-headed gull	Nereis diversicolor	Larus ridibundus	3.3		[2]
2	Herring/mackerel	Bottlenose dolphins	Clupea harengus/Scomber scomber	Tursiops truncatus		0.35	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	Clupea harengus/Scomber scomber	Tursiops truncatus		0.596154	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	Clupea harengus/Scomber scomber	Tursiops truncatus		0.192308	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	Clupea harengus/Scomber scomber	Tursiops truncatus		0.788462	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	Clupea harengus/Scomber scomber	Tursiops truncatus		0.080769	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	Clupea harengus/Scomber scomber	Tursiops truncatus		0.288462	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	Clupea harengus/Scomber scomber	Tursiops truncatus		0.036538	[3]
2	Herring/mackerel	bottlenose dolphins	Clupea harengus/Scomber scomber	Tursiops truncatus		0.1	[3]
2	Clupeids	Common tern	e.g. Clupea harengus	Sterna hirundo	6.3		[2]
2	Ayu, Bleugill and Hass (unknown composition of different species in the fish diet)	Cormorant liver	Plecogluosus altivelis; Lepomis macrarchirus; Cyprinidae sp.	Phalacrocorax carbo		45	[4]
2	Brown trout	Cormorants	Salmo trutta fario	Phalacrocorax carbo sinensis	4.7		[5]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	Platanista gangetica	4.8-9.3	61.1-73.3	[6]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	Platanista gangetica	0.8-1.5	13.9-16.7	[6]
2	Brown trout	Grey heron	Salmo trutta fario	Ardea cinerea	5.0		[5]
2	Plaice	Harbour seal	Pleuronectes platessa	Phoca vitulina	3.1-4.4		[7]
2	Plaice	Harbour seal	Pleuronectes platessa	Phoca vitulina	3.3-4.6		[7]
2	Scomber scombrus	Harbour seal	Pleuronectes platessa	Phoca vitulina	350		[7]
2	Scomber scombrus	Harbour seal	Pleuronectes platessa	Phoca vitulina	150		[7]
2	Mysis	Herring	Mysis sp.	Clupea harengus	2.0		[8]
2	Mysis	Herring	Mysis sp.	Clupea harengus	8.1		[8]
2	Zooplankton	Herring		Clupea	3.3		[8]

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
				harengus			
2	Zooplankton	Herring		Clupea harengus	18.3		[8]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	4-405		[9]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	nd-4		[9]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	nd-1		[9]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	Eubalaena glacialis	nd-24		[9]
2	Bream 1	otter	Abramis brama	Lutra lutra	1.0		[10]
2	Bream 1	otter	Abramis brama	Lutra lutra	13.8		[10]
2	Bream 1	otter	Abramis brama	Lutra lutra	42.5		[10]
2	Bream 1	otter	Abramis brama	Lutra lutra	13.2		[10]
2	Bream 1	otter	Abramis brama	Lutra lutra	5.4		[10]
2	Bream 2	otter	Abramis brama	Lutra lutra	2.3		[10]
2	Bream 2	otter	Abramis brama	Lutra lutra	31.5		[10]
2	Bream 2	otter	Abramis brama	Lutra lutra	97.1		[10]
2	Bream 2	otter	Abramis brama	Lutra lutra	30.0		[10]
2	Bream 2	otter	Abramis brama	Lutra lutra	12.2		[10]
2	Bream 3	otter	Abramis brama	Lutra lutra	1.1		[10]
2	Bream 3	otter	Abramis brama	Lutra lutra	15.1		[10]
2	Bream 3	otter	Abramis brama	Lutra lutra	46.5		[10]
2	Bream 3	otter	Abramis brama	Lutra lutra	14.4		[10]
2	Bream 3	otter	Abramis brama	Lutra lutra	5.9		[10]
2	Bream 4	otter	Abramis brama	Lutra lutra	1.0		[10]
2	Bream 4	otter	Abramis brama	Lutra lutra	13.7		[10]
2	Bream 4	otter	Abramis brama	Lutra lutra	42.1		[10]
2	Bream 4	otter	Abramis brama	Lutra lutra	13.0		[10]
2	Bream 4	otter	Abramis brama	Lutra lutra	5.3		[10]
2	Bream 5	otter	Abramis brama	Lutra lutra	2.2		[10]
2	Bream 5	otter	Abramis brama	Lutra lutra	30.0		[10]
2	Bream 5	otter	Abramis brama	Lutra lutra	92.4		[10]
2	Bream 5	otter	Abramis brama	Lutra lutra	28.6		[10]
2	Bream 5	otter	Abramis brama	Lutra lutra	11.6		[10]
2	Bream 6	otter	Abramis brama	Lutra lutra	2.3		[10]
2	Bream 6	otter	Abramis brama	Lutra lutra	31.3		[10]
2	Bream 6	otter	Abramis brama	Lutra lutra	96.3		[10]
2	Bream 6	otter	Abramis brama	Lutra lutra	29.8		[10]
2	Bream 6	otter	Abramis brama	Lutra lutra	12.1		[10]
2	Eel 1	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	2.4		[10]
2	Eel 1	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	32.7		[10]
2	Eel 1	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	100.8		[10]
2	Eel 1	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	31.2		[10]
2	Eel 1	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	12.7		[10]
2	Eel 2	otter	Anguilla anguilla	Lutra lutra	1.3		[10]

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
2	Eel 2	otter	Anguila anguila	Lutra lutra	17.0		[10]
2	Eel 2	otter	Anguila anguila	Lutra lutra	52.5		[10]
2	Eel 2	otter	Anguila anguila	Lutra lutra	16.2		[10]
2	Eel 2	otter	Anguila anguila	Lutra lutra	6.6		[10]
2	Pike 1	otter	Esox lucius	Lutra lutra	2.6		[10]
2	Pike 1	otter	Esox lucius	Lutra lutra	35.4		[10]
2	Pike 1	otter	Esox lucius	Lutra lutra	109.0		[10]
2	Pike 1	otter	Esox lucius	Lutra lutra	33.7		[10]
2	Pike 1	otter	Esox lucius	Lutra lutra	13.7		[10]
2	Pike 2	otter	Esox lucius	Lutra lutra	2.0		[10]
2	Pike 2	otter	Esox lucius	Lutra lutra	26.5		[10]
2	Pike 2	otter	Esox lucius	Lutra lutra	81.5		[10]
2	Pike 2	otter	Esox lucius	Lutra lutra	25.2		[10]
2	Pike 2	otter	Esox lucius	Lutra lutra	10.3		[10]
2	Pike 3	otter	Esox lucius	Lutra lutra	4.5		[10]
2	Pike 3	otter	Esox lucius	Lutra lutra	61.3		[10]
2	Pike 3	otter	Esox lucius	Lutra lutra	188.6		[10]
2	Pike 3	otter	Esox lucius	Lutra lutra	58.4		[10]
2	Pike 3	otter	Esox lucius	Lutra lutra	23.8		[10]
2	Roach 1	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	2.8		[10]
2	Roach 1	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	38.2		[10]
2	Roach 1	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	117.8		[10]
2	Roach 1	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	36.4		[10]
2	Roach 1	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	14.8		[10]
2	Roach 2	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	1.2		[10]
2	Roach 2	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	16.0		[10]
2	Roach 2	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	49.3		[10]
2	Roach 2	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	15.3		[10]
2	Roach 2	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	6.2		[10]
2	Roach 3	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	1.3		[10]
2	Roach 3	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	18.0		[10]
2	Roach 3	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	55.5		[10]
2	Roach 3	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	17.2		[10]
2	Roach 3	otter	Rutilus rutilus	Lutra lutra	7.0		[10]
2	Ruffe 1	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	7.1		[10]
2	Ruffe 1	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	95.2		[10]
2	Ruffe 1	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	293.3		[10]
2	Ruffe 1	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	90.7		[10]
2	Ruffe 1	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	37.0		[10]
2	Ruffe 2	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	4.2		[10]
2	Ruffe 2	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	57.0		[10]
2	Ruffe 2	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	175.5		[10]
2	Ruffe 2	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	54.3		[10]
2	Ruffe 2	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	22.1		[10]
2	Ruffe 3	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	4.4		[10]
2	Ruffe 3	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	59.1		[10]
2	Ruffe 3	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	181.8		[10]

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
2	Ruffe 3	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	56.3		[10]
2	Ruffe 3	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	22.9		[10]
2	Ruffe 4	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	4.8		[10]
2	Ruffe 4	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	64.2		[10]
2	Ruffe 4	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	197.7		[10]
2	Ruffe 4	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	61.1		[10]
2	Ruffe 4	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	24.9		[10]
2	Ruffe 5	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	4.3		[10]
2	Ruffe 5	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	57.7		[10]
2	Ruffe 5	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	177.6		[10]
2	Ruffe 5	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	54.9		[10]
2	Ruffe 5	otter	Acerina cernua	Lutra lutra	22.4		[10]
2	total diet	otter		Lutra lutra	15		[10]
2	White bream 1	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	1.2		[10]
2	White bream 1	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	16.3		[10]
2	White bream 1	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	50.3		[10]
2	White bream 1	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	15.6		[10]
2	White bream 1	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	6.3		[10]
2	White bream 2	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	0.9		[10]
2	White bream 2	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	12.0		[10]
2	White bream 2	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	37.0		[10]
2	White bream 2	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	11.4		[10]
2	White bream 2	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	4.7		[10]
2	White bream 4	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	2.4		[10]
2	White bream 4	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	32.2		[10]
2	White bream 4	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	99.0		[10]
2	White bream 4	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	30.6		[10]
2	White bream 4	otter	Abramis blicea	Lutra lutra	12.5		[10]
2	Cockle	Oystercatcher	Cerastoderma edule	Haematopus ostralegus	18.8		[2]
2	Bream	Pike	Abramis brama	Esox lucius	2.2		[11]
2	artificial food	rainbow trout	Salmo gairdneri			1.6	[12]
2	artificial food	rainbow trout	Salmo gairdneri			2.0	[12]
2	artificial food	rainbow trout	Salmo gairdneri			2.8	[12]
2	artificial food	rainbow trout	Salmo gairdneri			4.3	[12]
2	artificial food	rainbow trout	Salmo gairdneri			1.9	[12]
2	artificial food	rainbow trout	Salmo gairdneri			1.5	[12]
2	Commercial fish food	Rainbow trout	na	Oncorhynchus mykiss	16		[13]
2	Commercial fish food	Rainbow trout	na	Oncorhynchus mykiss	3.3		[13]
2	Clupeids	Sandwich tern	e.g. Clupea harengus	Sterna sandvicensis	4.6		[2]
	Alewife, Smelt, 1 Sculpin	Trout	Alosa pseudoharengus, Osmerus mordax, Cottus cognatus	Salvelinus namaycush	5.6	12	[14]
2	Zebra mussel	Tufted duck	Dreissena polymorpha	Aythya fuligula	3.1		[5]
2	artificial food	Yellow perch	Perca flavescens			1.62	[12]
2	artificial food	Yellow perch	Perca flavescens			1.11	[12]
2	artificial food	Yellow perch	Perca flavescens			1.29	[12]

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
2	artificial food	Yellow perch	Perca flavescens			2.49	[12]
2	artificial food	Yellow perch	Perca flavescens			1.15	[12]

Gemiddelde waarde voor BMF1 ww = 12

Gemiddelde waarde voor BMF2 ww = (29,1; 197,1; 29,1; 70,6; 61,1; 73,3; 13,9; 16,7)
= 61,4

Reference List

- [1] H.Nakata, S.Tanabe, R.Tatsukawa, M.Amano, N.Miyazaki, E.A.Petrov, Environ Pollut 95 (1997) 57.
- [2] J.Stronkhorst, T.J.Ysebaert, F.Smedes, P.L.Meininger, S.Dirksen, T.J.Boudewijn, Mar Pollut Bull 26 (1993) 572.
- [3] L.Marsili, C.Gaggi, A.Bortolotto, L.Stanzani, A.Franchi, A.Renzoni, E.Bacci, Chemosphere 31 (1995) 3919.
- [4] K.S.Guruge, S.Tanabe, Environ Pollut 96 (1997) 425.
- [5] G.Zimmermann, D.R.Dietrich, P.Schmid, Schlatter- Christian, Chemosphere 34 (1997) -1388.
- [6] K.Senthilkumar, K.Kannan, K.Ravindra, S.Tanabe, J.P.Giesy, Environ Toxicol Chem 18 (1999) 1511.
- [7] J.P.Boon, J.H.Reijnders-Peter, J.Dols, P.Wensvoort, M.T.Hillebrand, Aquatic Toxicology 10 (1987) 307.
- [8] B.Strandberg, C.Bandh, B.B.van, P.A.Bergqvist, D.Broman, C.Naf, H.Pettersen, C.Rappe, Sci Total Environ , 217 (1998) 143.
- [9] A.Weisbrod, V, D.Shea, M.J.Moore, J.J.Stegeman, Environ Toxicol Chem 19 (2000) 654.
- [10] E.G.Leonards-Pim, Y.Zierikzee, A.T.Brinkman-Udo, P.Wim, N.M.Van-Straalen, H.B.Van, Environ Toxicol Chem 16 (1997) 1807.
- [11] W.Scharenberg, P.Gramann, W.H.Pfeiffer, Sci Total Environ 155 (1994) 187.
- [12] H.Dabrowska, S.W.Fisher, K.Dabrowski, A.E.Staubus, Environmental-Toxicology-and-Chemistry May, 1999 18 (1999) 938.
- [13] A.T.Fisk, R.J.Norstrom, C.D.Cymbalisty, D.C.Muir, Environ Toxicol Chem 17 (1998) 951.
- [14] A.J.Niimi, Sci Total Environ 192 (1996) 123.

BMF data of PCB 180

Qual	Prey name (English)	Predator name (English)	Prey name (Latin)	Predator name (Latin)	BMF lw (kg/kg)	BMF ww (kg/kg)	Ref
2	Sculpin	Baikal seal	<i>Comephorus dybowskii</i>	<i>Phoca siberica</i>	9.5	124	[1]
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	4.0	22.7	[2]
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	26.0	154.5	[2]
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	3.0	17.3	[2]
1	Various	Baikal seal	<i>Comephorus baikalensis</i> , <i>Comephorus dybowskii</i> & <i>Cottocomephorus inermis</i>	<i>Phoca sibirica</i>	11.1	64.5	[2]
2	Herring/mac kerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.18	[3]
2	Herring/mac kerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.210526	[3]
2	Herring/mac kerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.078947	[3]
2	Herring/mac kerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.368421	[3]
2	Herring/mac kerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.034211	[3]
2	Herring/mac kerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.086842	[3]
2	Herring/mac kerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.015789	[3]
2	Herring/mac kerel	bottlenose dolphins	<i>Clupea harengus</i> / <i>Scomber scomber</i>	<i>Tursiops truncatus</i>		0.028947	[3]
2	Ayu, Bleugill and Hass	Cormorant liver	<i>Plecogluosus altivelis</i> ; <i>Lepomis macrhirus</i> ; <i>Cyprinidae</i> sp.	<i>Phalacrocorax carbo</i>		56	[4]
2	Brown trout	Cormorants	<i>Salmo trutta fario</i>	<i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>	6.6		[5]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	<i>Platanista gangetica</i>	3.1-3.6	28.2-38.6	[6]
2	Pool of various fish	Ganges river dolphins	many species	<i>Platanista gangetica</i>	0.8-1.0	11.0-15.1	[6]
2	Brown trout	Grey heron	<i>Salmo trutta fario</i>	<i>Ardea cinerea</i>	6.5		[5]
2	Mysis	Herring	<i>Mysis</i> sp.	<i>Clupea harengus</i>	3.2		[7]
2	Mysis	Herring	<i>Mysis</i> sp.	<i>Clupea harengus</i>	11.9		[7]
2	Zooplankton	Herring		<i>Clupea harengus</i>	3.1		[7]
2	Zooplankton	Herring		<i>Clupea harengus</i>	15.5		[7]
1	Alewife	Herring gull	<i>Alosa pseudoharengus</i>	<i>Larus argentatus</i>		193	
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	<i>Eubalaena glacialis</i>	nd		[9]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	<i>Eubalaena glacialis</i>	nd-0.4		[9]
2	zooplankton	Northwest Atlantic right whale	mixture of Calanoid copepods	<i>Eubalaena glacialis</i>	nd-0.1		[9]
2	total diet	otter		<i>Lutra lutra</i>	123		[10]
2	Bream	Pike	<i>Abramis brama</i>	<i>Esox lucius</i>	2.7		[11]
1	Alewife, Smelt, Sculpin	Trout	<i>Alosa pseudoharengus</i> , <i>Osmerus mordax</i> , <i>Cottus cognatus</i>	<i>Salvelinus namaycush</i>	6.3	11	[12]
2	Zebra mussel	Tufted duck	<i>Dreissena polymorpha</i>	<i>Aythya fuligula</i>	3.6		[5]

Gemiddelde waarde voor BMF1 ww = 11

Gemiddelde waarde voor BMF2 ww = (124; 22,7; 154,5; 17,3; 64,5; 28,2; 38,6; 11; 15,1; 193) = 66,9

Reference List

- [1] J.R.Kucklick, T.F.Bidleman, L.L.McConnell, M.D.Walla, G.Ivanov, Environ Sci Technol 28 (1994) 31.
- [2] H.Nakata, S.Tanabe, R.Tatsukawa, M.Amano, N.Miyazaki, E.A.Petrov, Environ Pollut 95 (1997) 57.
- [3] L.Marsili, C.Gaggi, A.Bortolotto, L.Stanzani, A.Franchi, A.Renzoni, E.Bacci, Chemosphere 31 (1995) 3919.
- [4] K.S.Guruge, S.Tanabe, Environ Pollut 96 (1997) 425.
- [5] G.Zimmermann, D.R.Dietrich, P.Schmid, Schlatter- Christian, Chemosphere 34 (1997) -1388.
- [6] K.Senthilkumar, K.Kannan, K.Ravindra, S.Tanabe, J.P.Giesy, Environ Toxicol Chem 18 (1999) 1511.
- [7] B.Strandberg, C.Bandh, B.B.van, P.A.Bergqvist, D.Broman, C.Naf, H.Pettersen, C.Rappe, Sci Total Environ , 217 (1998) 143.
- [8] B.M.Braune, R.J.Norstrom, Environ Toxicol Chem 8 (1989) 957.
- [9] A.Weisbrod, V, D.Shea, M.J.Moore, J.J.Stegeman, Environ Toxicol Chem 19 (2000) 654.
- [10] E.G.Leonards-Pim, Y.Zierikzee, A.T.Brinkman-Udo, P.Wim, N.M.Van-Straalen, H.B.Van, Environ Toxicol Chem 16 (1997) 1807.
- [11] W.Scharenberg, P.Gramann, W.H.Pfeiffer, Sci Total Environ 155 (1994) 187.
- [12] A.J.Niimi, Sci Total Environ 192 (1996) 123.

