

2018

**oekotoxzentrum**  
**centre ecotox**



Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie  
Centre Suisse d'écotoxicologie appliquée  
Eawag-EPFL

## **EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für:** *Deltamethrin*

Ersterstellung: 12.09.2018 (Stand der Datensuche)  
13.03.2019 (Einarbeitung des Gutachtens)  
Layout Anpassung: 13.12.2023



## **Imprint**

### **Publisher**

Swiss Centre for Applied Ecotoxicology, 8600 Dübendorf/1015 Lausanne

### **Commissioned by**

FOEN, Federal Office of the Environment, Water Quality Section, 3003 Bern

### **Authors**

Muris Korkaric, Mireia Marti, Marion Junghans, Swiss Centre for Applied Ecotoxicology

### **Scientific Support**

Karen Duis, ECT Oekotoxikologie GmbH, Böttgerstraße 2–14, 65439 Flörsheim/Main, Germany

Please note that the suggested EQS and contents of this dossier do not necessarily reflect the opinion of the external reviewer.

### **Contact**

Marion Junghans: [marion.junghans@oekotoxzentrum.ch](mailto:marion.junghans@oekotoxzentrum.ch)

### **Citation Proposal**

Korkaric M., Marti M., Junghans M. 2021. EQS - Vorschlag des Oekotoxenzentrums für: Deltamethrin. Dübendorf (CH): Swiss Centre for Applied Ecotoxicology; 55 pp.

## Executive summary

CQC (AA-EQS): 0.0000017 µg/L

AQC (MAC-EQS): 0.000017 µg/L

The chronic quality criterion (CQC) and the acute quality criterion (AQC) were derived according to the TGD for EQS of the European Commission (EC 2011). In order to ensure that the dossiers are internationally comparable, the English terminology of the TGD will be used in the remainder of the dossier. The AQC corresponds to the MAC-EQS ("maximum allowable concentration environmental quality standard") and the CQC corresponds to the AA-EQS ("annual average environmental quality standard"). According to the Swiss Water Protection Ordinance (The Swiss Federal Council 2020), the CQC should not be compared with an annual average value but with the averaged concentration over two weeks.

## Zusammenfassung

CQC (AA-EQS): 0.0000017 µg/L

AQC (MAC-EQS): 0.000017 µg/L

Das chronische Qualitätskriterium (CQK) und das akute Qualitätskriterium (AQK) wurden nach dem TGD for EQS der Europäischen Kommission (EC 2011) hergeleitet. Damit die Dossiers international vergleichbar sind, wird im Weiteren die englische Terminologie des TGD verwendet. Der AQK entspricht dabei dem MAC-EQS ("maximum allowable concentration environmental quality standard") und der CQK entspricht in der Herleitung dem AA-EQS ("annual average environmental quality standard") soll aber gemäss Schweizer Gewässerschutzverordnung (Der Schweizerische Bundesrat 2020) nicht mit einem Jahresmittelwert sondern mit der gemittelten Konzentration über 2 Wochen verglichen werden.

## Résumé

CQC (AA-EQS): 0.0000017 µg/L

AQC (MAC-EQS): 0.000017 µg/L

Le critère de qualité chronique (CQC) et le critère de qualité aiguë (AQC) ont été dérivés selon le TGD for EQS de la Commission européenne (EC 2011). Afin que les dossiers soient comparables au niveau international, la terminologie anglaise du TGD est utilisée ci-dessous. La CQA correspond à la MAC-EQS ("maximum allowable concentration environmental quality standard") ou NQE-CMA ("norme de qualité environnementale de la concentration maximale admissible") et la CQC correspond à la AA-EQS ("annual average environmental quality standard") ou NQE-MA ("norme de qualité environnementale de la moyenne annuelle"). Selon l'ordonnance suisse sur la protection des eaux (Le Conseil fédéral suisse 2020), la CQC ne doit cependant pas être comparée à une valeur moyenne annuelle, mais à la concentration moyenne sur deux semaines.

## Sommario

CQC (AA-EQS): 0.0000017 µg/L

AQC (MAC-EQS): 0.000017 µg/L

Il criterio di qualità cronica (CQC) e il criterio di qualità acuta (CQA) sono stati derivati secondo il TGD for TGD della Commissione Europea (EC 2011). Per garantire che i dossier siano comparabili a livello internazionale, viene utilizzata la terminologia inglese del TGD. Il CQA corrisponde al MAC-EQS ("maximum allowable concentration environmental quality standard") oppure SQA-CMA ("standard di qualità ambientale a concentrazione massima ammissibile") e il CQC corrisponde al AA-EQS ("annual average environmental quality standard") oppure SQA-MA ("standard di qualità ambientale medio annuo"). Secondo l'ordinanza svizzera sulla protezione delle acque (Il Consiglio federale svizzero 2020), tuttavia, il CQC non deve essere confrontato con un valore medio annuo, ma con la concentrazione media su due settimane.



## Inhaltsverzeichnis

1. Qualitätskriterien-Vorschläge .....	5
2. Physikochemische Parameter.....	5
3. Allgemeines.....	8
3.1. Substanzidentität .....	8
3.2. Anwendung .....	8
3.3. Wirkungsweise:.....	8
3.4. Analytik .....	8
3.5. Stabilität und Verbleib in der Wasserphase.....	9
3.6. Transformationsprodukte .....	10
3.7. Bestehende Qualitätskriterien (QK) .....	10
3.8. Sammlung, Bewertung und Auswahl der ökotoxikologischen Daten.....	10
4. Ökotoxikologische Parameter .....	14
5. Graphische Darstellung der Toxizitätsdaten .....	16
5.1 Vergleich der Empfindlichkeit mariner und limnischer Organismen.....	16
6. Herleitung der EQS .....	17
7. Chronische Toxizität.....	17
7.1. AA-EQS Herleitung für Deltamethrin mit AF-Methode.....	17
7.2. AA-EQS mit SSD-Methode .....	18
7.3. AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien.....	18
7.4. AA-EQS Schlussfolgerung.....	18
8. Akute Toxizität.....	19
8.1. MAC-EQS Herleitung für Deltamethrin mit AF-Methode.....	19
8.2. MAC-EQS mit SSD-Methode.....	20
8.3. MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien.....	20
8.4. MAC-EQS Schlussfolgerung.....	22
9. Bewertung des Bioakkumulationspotentials und der sekundären Intoxikation .....	23
10. Schutz der aquatischen Organismen .....	24
11. Annex .....	25
12. Literatur .....	53

## 1. Qualitätskriterien-Vorschläge

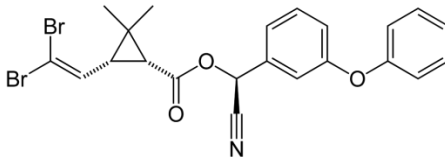
**CQK (AA-EQS):** 0.0000017 µg/L = 1.7 pg/L

**AQK (MAC-EQS):** 0.000017 µg/L = 17 pg/L

Das chronische Qualitätskriterium (CQK  $\triangleq$  AA-EQS) und das akute Qualitätskriterium (AQK  $\triangleq$  MAC-EQS) wurden nach dem TGD for EQS der Europäischen Kommission (EC, 2011) hergeleitet. Damit die Dossiers international vergleichbar sind, wird im Weiteren die Terminologie des TGD verwendet. Dies soll aber keine Empfehlung für eine bestimmte Überwachungsstrategie der QK beinhalten.

## 2. Physikochemische Parameter

**Tab. 1:** Geforderte und zusätzliche Identitäts- und physikochemische Parameter nach dem TGD for EQS (EC 2011) für Deltamethrin. Sofern nicht anders angegeben beziehen sich alle Angaben auf das cis-Deltamethrin Isomer (siehe Abschnitt 3.1). Die angegebenen Werte wurden soweit möglich zwischen experimentellen Werten (exp) und abgeschätzten, modellierten Werten (est) unterschieden.

Eigenschaften	Wert	Referenz
IUPAC Name (Engl.)	(S)- $\alpha$ -cyano-3-phenoxybenzyl (1R,3R)-3-(2,2-dibromovinyl)-2,2-dimethylcyclopropane carboxylate	RIVM 2008
Weitere Namen	Deltamethrin Decamethrin (abgelehnter Trivialname)	DRAR 2017, Vol. 3 – B.1 (AS)
Herstellercodes	<b>Bayer AG:</b> AE F032640; RU 22974; BCS-AU56293; HOE032640; NRDC161; FMC4598 Specification No.: 102000001388-03 Supply Chain/UVP No.: 05937361 <b>AIDDAD:</b> RC1060, LX-165-08, EA F032640	DRAR 2017, Vol. 3 – B.1 (AS), S. 4
Chemische Gruppe	Pyrethroid Insektizid (Typ II)	DRAR 2017, Vol. 1
Strukturformel		www.wikipedia.com
CAS-Nummer	52918-63-5	EC 2002
EC-/EINECS-Nummer	258-256-6	European Chemicals Agency (ECHA)
Summenformel	C <sub>22</sub> H <sub>19</sub> Br <sub>2</sub> NO <sub>3</sub>	RIVM 2008
SMILES-code	CC1(C)C(C=C(Br)Br)C1C(=O)OC(C#N)c3ccc(Oc2ccccc2)c3	EPI-suite (US EPA 2012)
INCHI KEY	OWZREIFADZCYQD-DXCJPMOASA-N	PubChem ( <a href="https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov">https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov</a> )
Molare Masse (g·mol <sup>-1</sup> )	505.2	EC 2002
Schmelzpunkt (°C)	98.0 (exp (OECD 102); Reinheit 99.9%) 100-102 (exp (OECD 102); Reinheit >98%) 101.7-102.5 (exp (OECD 102); Reinheit 99.12%)	-Smeykal 2012a -Sweetapple 1990 -Chary 2014a alle zitiert in DRAR 2017, Volume 3 – B.2 (AS), S. 4
Siedepunkt (°C)	Kein Siedepunkt bestimmbar, da sich die Substanz zuvor zersetzt	DRAR 2017, Volume 3 – B.2 (AS), S. 4 f.
Dampfdruck (Pa)	1.1 x 10 <sup>-6</sup> bei 20°C 2.3 x 10 <sup>-6</sup> bei 25°C	Smeykal 2012, zitiert in DRAR 2017, Volume 3 – B.2 (AS), B.2.2.



Eigenschaften	Wert	Referenz
	6.71 x 10 <sup>-4</sup> bei 20°C 3.04 x 10 <sup>-4</sup> bei 25°C	Waghade 2014, zitiert in DRAR 2017, Volume 3 – B.2 (AS), B.2.2.
	1.24 x 10 <sup>-8</sup> bei 25°C	Yoder 1991, zitiert in DAR 1998
Henry's-Konstante (Pa·m <sup>3</sup> ·mol <sup>-1</sup> )	2.1 (neu eingereicht – ersetzt einen Wert von 3.1 x 10 <sup>-2</sup> der im DAR 1998 zitiert wurde) 2.97 x 10 <sup>3</sup> 2.52 x 10 <sup>3</sup> Alle Werte berechnet basierend auf Dampfdruck, Wasserlöslichkeit und der Molaren Masse.	DRAR 2017, Volume 3 – B.2 (AS), B.2.2.
Wasserlöslichkeit (mg·L <sup>-1</sup> )	0.00027 bei 20°C, pH 6.8  0.0002 bei 25°C; pH 7.49-7.85 (nicht Ph-abhängig)  <0.005 bei 20°C; pH 6.2, Säulen-Elution <0.0002 bei 25°C <0.002 bei 20°C	Bogdoll & Strunk 2012a, zitiert in DRAR 2017, Volume 3 – B.2 (AS), S. 17 f. DAR 1998, zitiert in RIVM 2008  Tomlin 1994 Hartley & Kidd 1987, beide ebenfalls zitiert in RIVM 2008
pK <sub>a</sub>	Deltamethrin dissoziiert nicht, da das Molekül keine basischen oder sauren Gruppen besitzt.	DAR 1998, zitiert in RIVM 2008
n-Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient (log K <sub>ow</sub> )	<b>6.4<sup>(1)</sup></b> (HPLC-Methode bei 25°C, pH = 6.8 (Reinheit 99.6 %))  4.6 (nach „US-EPA D,63-11“; vermutlich mittels Flüssigchromatographie)  4.57 (nach OPPTS 830.7550 Schüttelmethode ( <i>Shake Flask Method</i> ))  5.20 (HPLC-RT Korrelation) 5.74 (HPLC-RT Korrelation) 6.20 (Schüttelmethode) 6.21 (HPLC-RT Korrelation) 6.20 („empfohlen“, aber kA zu Methode) 6.20 („empfohlen“, aber kA zu Methode)  6.20 (est: Mlog P)	Wiche & Bogdoll 2012a, zitiert in DRAR 2017, Volume 3 – B.2 (AS), S. 20 f.  Yoder 1991b, zitiert in DRAR 2017, Volume 3 – B.2 (AS), S. 21 (bereits im DAR 1998)  Rao 2014d, zitiert in DRAR 2017, Volume 3 – B.2 (AS), S. 21  Werte zitiert (Mackay <i>et al.</i> 2006) - Muir <i>et al.</i> , 1985b - Donovan & Pescatore 2002 - Hansch & Leo 1987 - Hu & Leng, 1992 - Hansch <i>et al.</i> , 1995 - Sangster, 1993  BioLoom, zitiert in RIVM 2008
Verteilungskoeffizient zw. dem org. Kohlenstoff im Boden/Sediment und Wasser (log K <sub>oc</sub> )	7.01 (Mittelwert aus Werten zw. 5.66 – 7.11)	DAR 1998 (Smith 1990), zitiert in RIVM 2008

<sup>1</sup> Nach dem TGD for EQS (S. 168) ist die Schüttelmethode (OECD 107) nur für Substanzen mit log Kow im Bereich von -2 bis 4 verlässlich. Für Substanzen mit log Kow bis 6 wird die HPLC-Methode (OECD 117) empfohlen, die aber nicht für starke Säuren oder Basen empfohlen wird (bei Deltamethrin nicht der Fall). Zu der HPLC-Methode wird aber im TGD ferner angemerkt, dass sie nur indirekt abgeschätzte log Kow liefert und daher nicht als relevantester log Kow verwendet werden soll, sofern verlässlichere Werte vorliegen. Dies kann nicht bestimmt werden, da teilweise wenig Details zu den Werten vorliegen. Eine Begründung des Antragstellers für eine erneute Bestimmung des logKow ist im DRAR 2017 (Volume 3 – B.2 (AS), S. 21) enthalten: *It was decided to repeat the determination due to the fact that – in view of the very low solubility of deltamethrin – the log Pow was expected to be higher than 6.0 (original value determined by shake flask method 4.6 at 25 oC (Evaluation: Original DAR (1998) Yoder, 1991b)) and the partition coefficients of structurally similar pyrethroid insecticides (e.g. cyfluthrin and permethrin) are higher. The HPLC-method was chosen as recommended in EEC A8 and the new value was determined, which appears more plausible in view of the low water solubility and the partition coefficients of other analog pyrethroid insecticides. The value reported in the results column is the one to be retained.*

Dieser Begründung folgend wird der log Kow von 6.4 im vorliegenden Dossier als der relevanteste Wert angesehen.



Eigenschaften	Wert	Referenz
Verteilungskoeffizient zwischen suspendierter Materie & Wasser ( $K_{\text{susp-water}}$ )	6.01 (est)	RIVM 2008
Photolytische Abbaubarkeit (Halbwertszeit in Tagen)	>48 (direkt) 4 (indirekt)	DAR 1998, zitiert in RIVM 2008 (Tab. 3)
Hydrolytische Abbaubarkeit (Halbwertszeit in Tagen)	Stabil zw. pH 5 und 7 bei 25°C 31 bei pH 8 und 23°C 2.5 bei pH 9 und 25°C	DAR 1998, zitiert in RIVM 2008
Biologische Abbaubarkeit (Halbwertszeit in Tagen)	Nicht leicht biologisch abbaubar (nach OECD 301F, 1992)	DAR 1998, zitiert in RIVM 2008
Halbwertszeit in natürlichen Teichwasser (ohne Sediment) (in Tagen)	5.2 ([Phenoxy- <sup>14</sup> C]Deltamethrin) 7.5 ([1- <sup>14</sup> C-Cyclopropyl]Deltamethrin) im Dunkeln bei 23.3 ± 0.4 °C  15 und 144 für niedrige und hohe Testkonzentration (Neuberechnung der Daten für das C-markierte Deltamethrin durch RMS). <sup>2</sup>	Curtiss-Jackson 2014a, zitiert in DRAR 2017, Volume 3 – B.8 (AS), S. 144 ff.  DRAR 2017, Volume 3 – B.8 (AS), S. 156
Halbwertszeiten in Wasser/Sediment-Systemen (in Tagen)	65 (im Gesamtsystem) 0.37 (geom. Mittelwert DT50 (Dissipation) für Wasserphase) 21.7 (geom. Mittelwert DT50 (Abbau) im Gesamtsystem).	DAR 1998, zitiert in RIVM 2008 DRAR 2017, Volume 3 – B.8 (AS), S. 244 f. und S. 273.

<sup>2</sup> Der Bericht erstattenden Mitgliedstaat (RMS), Grossbritannien, akzeptierte die Ergebnisse für das P-markierte Deltamethrin nicht. Die Daten für das C-markierte Deltamethrin wurden neu berechnet. Der RMS schliesst ebenfalls, dass Deltamethrin in natürlichen Gewässern in das Sediment übergeht, bevor es in der Wasserphase abgebaut wird (aufgrund der schnellen Dissipation).



### 3. Allgemeines

#### 3.1. Substanzidentität

Deltamethrin ist der gebräuchliche Name für das (1R,3R,α-S) *cis*-Deltamethrin. Es ist eines von insgesamt 8 möglichen Isomeren. Das technische Produkt enthält lediglich *cis*-Deltamethrin und die anderen Isomere sind nur als Verunreinigung enthalten. Die *alpha*-R- und *trans*-Isomere zeigen im Vergleich zum *cis*-Deltamethrin eine ähnliche Toxizität gegenüber Krebstieren und Fischen (DRAR 2017, Vol. 1, Level 2, S. 155). Für das vorliegende EQS-Dossier wurden nur Daten zu *cis*-Deltamethrin verwendet.

#### 3.2. Anwendung

In der Schweiz ist Deltamethrin als Wirkstoff in Pflanzenschutzmitteln (PSM), als Biozid (EU 2011), und als Tierarzneimittel<sup>3</sup> für Hunde, Schafe und Rinder zugelassen. Zur Zeit sind im Pflanzenschutzmittelverzeichnis (Stand: 05.07.2018) 11 Produkte enthalten, die alle Deltamethrin als alleinigen Wirkstoff enthalten. Zwei Produkte enthalten Piperonylbutoxid als Synergisten. Die PSM werden gegen Insektenlarven und adulte Insekten eingesetzt. Die Anwendung ist für eine Vielzahl von Kulturen im Feld und Gewächshaus zugelassen, sowie in Lagerhallen, Mühlen, Silogebäude gegen fliegende und kriechende Vorratsschädlinge ([www.psm.admin.ch](http://www.psm.admin.ch)). Bei einer Gewässerüberwachung sollte die breite Anwendung und damit einhergehender Eintragsmuster in Gewässer berücksichtigt werden.

#### 3.3. Wirkungsweise:

Deltamethrin ist ein Typ II-Pyrethroid. Die Wirkung beruht auf einer Interaktion mit den spannungsabhängigen Natrium-Kanälen der Nervenzellen. Wenn Deltamethrin an die Natrium-Kanäle bindet können diese nicht mehr schliessen und Natrium-Ionen strömen in das Zellinnere, was zu einer permanenten Depolarisation der Zellmembran führt. Dadurch kommt es zu unkontrollierten Nervenimpulsen, Lähmung und schliesslich dem Tod des Insektes (Field *et al.* 2017). Deltamethrin kann von Insekten aber auch enzymatisch entgiftet werden. Produkte mit Deltamethrin können Synergisten zugegeben werden, e.g. Piperonylbutoxid, die den enzymatischen Abbau verhindert.

Die Toxizität für Säugetiere, die ebenfalls spannungsabhängigen Natrium-Kanäle besitzen, ist weitaus geringer als für Insekten und Krebstiere. Dies beruht hauptsächlich auf einem Unterschied in der Aminosäuresequenz des Natrium-Kanals. Die Position 918 zeigt sich als essentiell für die Toxizität. Gliederfüsser (Arthropoda) besitzen an dieser Position ein Methionin, nicht aber Säugetiere und Fische. Die sensitivste taxonomische Gruppe sind daher die Gliederfüsser (Arthropoda), welche u.a. Tausendfüsser, Insekten, Krebs- und Spinnentiere umfasst.

Laut DRAR (2018, Vol. 1, 2.6.8.) ist Deltamethrin weder immunotoxisch, reproduktionstoxisch, karzinogen, noch endokrin wirksam. Einige Studie deuten aber auf endokrine Effekte hin (Du *et al.* 2010; Hass *et al.* 2018). Im Report von Hass *et al.* (2018) wird für den Menschen eine potentielle endokrine Aktivität vermutet, basierend auf Androgenrezeptor-Antagonismus.

#### 3.4. Analytik

Im DRAR Volume 3 – B.5 (AS) sind eine Vielzahl analytischer Methoden beschrieben, die u.a. eingesetzt wurden, um Konzentrationen in Biotests zu überprüfen. Die erreichten Quantifizierungsgrenzen variieren dabei. In Freiland Mesokosmen wurde mittels HPLC-MS/MS eine Bestimmungsgrenze von 2 ng/L erreicht

---

<sup>3</sup> Siehe <http://www.vetpharm.uzh.ch/tak/>





(Heimbach et al. 2005, zitiert im DRAR 2017, Volume 3 – B.5 (AS), S. 12 f.). Bradley erreichte eine Quantifizierungsgrenze von 0.1 ng/L (2013, zitiert im DRAR 2017, Volume 3 – B.5 (AS), S. 65 f.). In beiden Fällen wurde die Summe der Deltamethrin-Isomere quantifiziert. Heimbach et al. berichteten, dass cis-Deltamethrin im Wasser rasch zu *alpha*-R-Deltamethrin isomerisiert. Wird in Ökotoxizitätsstudien mit cis-Deltamethrin die Summe aller Deltamethrin-Isomere quantifiziert entspricht dies dem „worst-case“ und die Verwendung solcher Daten für eine ökotoxikologische Bewertung kann daher generell als hinreichend protektiv angesehen werden (Vergleiche Abschnitt 3.6). In einer neuen, noch unveröffentlichten Arbeit wird mittels GC-APC-MS/MS ein LOQ von 0.025 ng/L erreicht (Rösche *et al.* in prep.).

### **3.5. Stabilität und Verbleib in der Wasserphase**

Aufgrund des geringen Dampfdrucks von Deltamethrin ( $1,1 \times 10^{-6}$  Pa bei 20°C) scheint die Verflüchtigung von Deltamethrin vernachlässigbar gering zu sein. In Labor- und Freilandversuchen zeigte sich aber eine gewisse Verflüchtigung, vor allem, wenn Deltamethrin auf die Wasseroberfläche appliziert wurde (DRAR Vol. 1, S. 100). In diesem Fall kann sich ein Mikroschichtfilm auf der Wasseroberfläche bilden und die Verflüchtigung erklärt sich aufgrund der Henry-Konstante von  $2.1 \text{ Pa} \times \text{m}^3/\text{mol}$  bei 20°C. Wenn Deltamethrin in der Wasserphase gelöst ist, ist auch wegen der hohen Tendenz an Partikel zu binden nicht mit einer Verflüchtigung zu rechnen ( $\log K_{oc} \sim 7$ ).

Bei circumneutralem pH-Wert ist Deltamethrin stabil gegenüber Hydrolyse (vgl. Tab. 1). Mit steigendem pH-Wert verringert sich die Halbwertszeit (DT50) allerdings zunehmend. Bei pH 8 (bei 23°C) beträgt sie 31 Tage, bei pH 9 (bei 25°C) nur noch 2.5 Tage.

Bezüglich biologischer Abbaubarkeit zeigte Deltamethrin im Test auf leichte biologische Abbaubarkeit nach 28 Tagen einen Abbau von weniger als 2% und wird daher als "nicht leicht biologisch abbaubar" eingestuft (DRAR 2017, Vol. 3, B8, S. 143).

Der Um-/und Abbau von Deltamethrin durch direkte photochemische Reaktionen ist in reinem Wasser vernachlässigbar, da aus Laborversuchen Halbwertszeiten von ca. 48 Tagen bestimmt wurden. In Anwesenheit eines Photosensibilisators erhöht sich der Abbau allerdings durch indirekte photochemische Reaktionen und DT50 von 4 Tagen wurden in einem Test unter Zugabe von 1% Aceton als Photosensibilisator bestimmt (Bowman & Carpenter 1987, zitiert im DRAR 2017, Vol. 3, B8, S. 127). Im DRAR wird aber vermerkt, dass dieser Abbauweg in natürlichen Gewässern dennoch eine untergeordnete Rolle spielt, da Deltamethrin rasch durch Bindung an Partikel aus der Wasserphase entfernt wird.

Aufgrund der hohen  $K_{ow}$  und  $K_{oc}$ -Werte kann in Biotests mit einem raschen und hohen Verlust von Deltamethrin aus der Wasserphase gerechnet werden, vor allem in Tests mit Sediment. In mehreren Wasser/Sediment-Systemen ergab sich eine gemittelte DT50 (Dissipation) für Deltamethrin und seine Isomere von 0.37 Tagen. Für das Gesamtsystem beträgt die DT50 21.7 Tage. In einer Mesoksenstudie von Hanson et al. 2007 (DRAR 2017, Vol. 3, B.9, S. 207) ergaben sich DT50 für die Wasserphase von 1.5 und 2.4 Tage.

Aber auch ohne Sediment ist ein Verlust durch Adsorption an Gefäßwände, Organismen (v.a. bei Algen), aber auch durch Aufnahme zu rechnen. Dies bestätigt sich durch analytische Untersuchungen die im DRAR beschrieben werden. In einem Fischtest mit Durchflusssystem wurde eine Wiederfindung im Expositionsmedium von ca. 50% bestimmt (DRAR 2017, Vol. 3, B9, S. 69). In Kurzzeit Biotests (semi-statisch) mit *D. magna* betrug die Wiederfindung nach 24h im Mittel lediglich 34% (DRAR 2017, Vol. 3, B9, S. 81). In einem Algentest mit *Navicula pelliculosa* lagen die gemessenen Deltamethrin-Konzentrationen zwischen 54% und 83% der Nominalkonzentrationen am Tag 0 und sanken am Ende des Tests (Tag 4) unter den LOQ bzw. 1.8% der nominalen Konzentration (Banman et al. 2013a in DRAR 2017, Vol. 3, B9, S. 179).



**Fazit:** im vorliegenden Dossier wird die analytische Bestimmung der Expositionskonzentration als zwingend für die Validität eines Testergebnisses angesehen.

### 3.6. Transformationsprodukte

Im EQS-Dossier der Niederlande werden 3-Phenoxybenzoesäure (CAS: 3739-38-6), welches durch Photolyse entsteht, und (1R,3R)-3-(2,2-Dibromvinyl)-2,2-dimethylcyclopropancarbonsäure, welche durch aeroben Abbau entsteht, als relevante Transformationsprodukte angegeben (DAR 1998, zitiert in RIVM 2008, Tab. 3). Wie unter 3.4 erwähnt, entstehen in Gewässern rasch Isomere, e.g. *alpha*-R und das *trans*-Isomer. Im DRAR 2017 wurden Daten zu Ökotoxizität von Deltamethrin-Isomeren und folgender Metabolite aufgeführt: Becisthemic acid (Br2CA), mono-bromo-cyclopropyl carboxylic acid (BrCA), 3-phenoxy benzoic acid (mPBacid), 3-phenoxy benzaldehyde, Serinyl-BrCA (siehe Tab. 2.9.2-2 im DRAR 2017, Vol. 1). Die Metaboliten zeigen gegenüber Invertebraten eine weitaus niedrigere akute Toxizität. Im Vergleich dazu zeigen die Alpha- und Trans-Isomere von Deltamethrin eine ähnliche Toxizität wie cis-Deltamethrin. Die 48h-EC50-Werte von *alpha*-R Deltamethrin und *trans*-Deltamethrin für *D. magna* liegen mit 0.0266 µg/L respektive 0.069 µg/L in etwa im Bereich des kritischen 48h-EC50 (*D. magna*) für cis-Deltamethrin von 0.0429 µg/L. Im DRAR ist allerdings vermerkt, dass es in den Tests mit den Isomeren zu einer Reisomerisierung zu cis-Deltamethrin kommt, die analytisch nicht eindeutig erfasst werden kann. Dies beeinträchtigt zwar die Aussagekraft der Ergebnisse, diese werden aber dennoch als hinreichend erachtet, um zu zeigen, dass die *alpha*- und *trans*-Isomere von Deltamethrin keine generell höhere Toxizität aufweisen als Deltamethrin (Fussnote b zur erwähnten Tab. 2.9.2-2). Für die Gewässerüberwachung empfiehlt es sich daher, Deltamethrin als Summe aller Isomere zu bestimmen.

### 3.7. Bestehende Qualitätskriterien (QK)

**Tab 2:** Übersicht über bestehende Qualitätskriterien (QK) (in ng/L).

Land/Entität	Chronische QK (ng/L)	Akute QK (ng/L)	Referenz
EU	7 <sup>(4)</sup>		(Sweden 2011)
Finnland	0.2	0.3	(Kontiohari and Mattsoff 2011)
Frankreich	0.1		INERIS Internetseite
Niederlande	0.0031 <sup>(5)</sup>	0.3 <sup>(6)</sup>	RIVM 2008
Kanada	0.4		(CCME 1999)

Neben den in Tab. 2 aufgeführten QK existiert ausserdem eine Regulatorisch akzeptable Konzentration (RAK) aus der Zulassung von 0.64 ng/L (siehe ETOX Datenbank [www.webetox.uba.de](http://www.webetox.uba.de)).

### 3.8. Sammlung, Bewertung und Auswahl der ökotoxikologischen Daten

Für Deltamethrin liegen mehrere Quellen für ökotoxikologische Daten vor. Generell sollen nur verlässliche, relevante und exakte Daten zur EQS-Herleitung verwendet werden (EC 2011). Diese Daten werden oftmals auch als „valide“ bezeichnet. Es existieren verschiedene Ansätze zur Bewertung und Klassifizierung

<sup>4</sup> PNEC aus Biozid-Zulassung, basierend auf 28-d NOEC = 0.0035 µg/l (gemessen) für *Chironomus riparius* und AF 5.

<sup>5</sup> Wert gilt sowohl für die gelöste als auch die totale Konzentration. Der Wert beruht auf dem LC50 für *Gammarus fasciatus* (0.00031 µg/L), welcher niedriger ist als der niedrigste NOEC (0.0041 µg/L für *Daphnia magna*). Daher wurde ein AF von 100 auf den LC50 von 0.00031 µg/L für *G. fasciatus* angewendet. Der MPC<sub>eco, water</sub> ist somit 3.1 x 10<sup>-6</sup> µg/L (3.1 pg/L)

<sup>6</sup> MACeco, water (basierend auf Mesokosmos)



(öko)toxikologischer Daten (Klimisch *et al.* 1997; Moermond *et al.* 2016). Basierend auf der etablierten Methodik von Klimisch *et al.* (1997) werden vier Validitätsklassen vergeben: (1) verlässlich, (2) verlässlich mit Einschränkung, (3) nicht verlässlich, (4) nicht bewertbar. Die CRED-Methode bietet zusätzlich eine vergleichbare Klassifizierung für die Relevanz von Testergebnissen. Studien, welche von einer kompetenten Stelle (e.g. einer Behörde im Zulassungsverfahren) bewertet wurden, können laut TGD for EQS ohne eigene Prüfung („*face value*“) übernommen werden (EC, 2011). Die Bewertungen in den nachfolgend genannten Quellen sind allerdings nicht immer einheitlich. Daher wird im Folgenden definiert, welche Bewertungen übernommen werden.

Der ursprüngliche *Draft Assessment Report* (DAR) aus dem Jahr 1998 (**DAR 1998**) ist nicht öffentlich verfügbar und lag nicht vor. Es liegt lediglich ein wenig detaillierter Review Report der Europäischen Kommission vor (EC 2002).

Die Niederlande leiteten 2008 Umweltqualitätskriterien für Deltamethrin her (**RIVM 2008**). Hierfür wurde neben der öffentlichen Literatur (bis 2008) u.a. der DAR 1998 inkl. Addendum 2002 verwendet. Für die Bewertung der Daten-Validität wurden die vier Klimisch-Klassen vergeben. Für das vorliegende Dossier wurden die Daten und Bewertungen aus dem RIVM-Dossier ohne eigene Prüfung („*face value*“) übernommen. Jedoch wurden einige nicht relevante Effektdaten (e.g. LC100, MATC, LOEC beim Vorliegen eines NOECs etc.) nicht übernommen. Ferner sind in Table A2.2 (RIVM 2008, S. 39 f) Daten als „mg/L“ angegeben, bei denen es sich aber tatsächlich um „µg/L“ handelt. Einige der in RIVM 2008 zitierten Daten stammen aus dem Bericht von **Pawlisz *et al.* (1998)**, in dem Qualitätskriterien für Kanada hergeleitet wurden. Darin wurden ökotoxikologische Daten klassifiziert als 1 (primär), 2 (sekundär), und U (unakzeptabel nach Definition in (CCME 1991)). In RIVM scheinen die meisten Studien neu bewertet worden zu sein, bzw. als Klimisch 4 klassifiziert, wenn die Originalliteratur nicht verfügbar war. Einige Studien wurden mit 4\* klassifiziert, allerdings war der Grund dafür nicht ersichtlich. Die Bewertungen des RIVM wurden übernommen, sofern eine eigene, oder die Bewertung durch eine andere Behörde nicht zu einem anderen Ergebnis führte<sup>7</sup>. Im RIVM-Dossier wurden zusätzlich zu den Daten für den reinen Wirkstoff auch ökotoxikologische Daten für Formulierungen verwendet. Das Oekotoxizentrum verwendet jedoch, wegen einem möglichen Einfluss unbekannter Formulierungshilfsstoffe auf die Toxizität, keine Studien welche mit Formulierungen durchgeführt wurden. Dennoch wurden Daten für Formulierungen gesammelt (allerdings nicht systematisch recherchiert) und als nicht relevant aufgeführt. Diese Daten werden nicht direkt für die Toxizitätsbewertung berücksichtigt, können aber zur Plausibilisierung von Daten und zur Festlegung von Sicherheitsfaktoren herangezogen werden.

In 2017 wurde der *Draft Renewal Assessment Report* (**DRAR 2017**) für die Aktivsubstanz (AS) erstellt und 2018 und für drei Produkte zur öffentlichen Anhörung publiziert. Dieser enthält z.T. ausführlichere Details zu ökotoxikologischen Studien und Bewertungen durch den berichterstattenden Mitgliedstaat (RMS). Im DRAR werden Studienergebnisse eingeteilt in „acceptable“, „reliable with reservations“ und „not acceptable“, welche als Klimisch 1, Klimisch 2\*, respektive Klimisch 3 eingetragen wurden. Das Sternchen wurde verwendet, da diese Daten nicht unbedingt den Anforderungen nach dem TGD for EQS entsprechen, z.B. wenn nur nominale Konzentrationen verwendet wurden. Solche Daten sollen daher auch nicht direkt zur EQS Herleitung verwendet werden.

---

<sup>7</sup> . In der OPP Datenbank (2018) war zu sehen, dass einige der unter Pawlisz *et al.* 1998 als „Deltamethrin“ aufgeführten Studien tatsächlich mit Formulierungen oder einer Mischung aus Deltamethrin/Tralomethrin durchgeführt wurden. Aus diesem Grunde wurden Studien aus Pawlisz *et al.* 1998 nicht als valide übernommen, auch wenn sie als 1 oder 2 bewertet wurden.



Im DRAR 2017 konnten einige Daten identifiziert und ergänzt werden, welche in RIVM als nicht überprüfbar angegeben waren (e.g. mit der Referenz HSE 2004). Wurde im RIVM 2008 eine Studie geprüft, die ebenfalls im DRAR 2017 enthalten war und gleichermassen als belastbar bewertet wurde, dann wurde lediglich der Zusatz „ebenfalls zitiert in DRAR 2017“ hinzugefügt. Unterschieden sich die Bewertungen, dann wurde die jeweilige Begründung überprüft und eine Einzelfallentscheidung getroffen und in der Effektdatentabelle mit einer Notiz erläutert.

Insgesamt können die Werte, welche aus dem DRAR übernommen wurden, noch nicht als final angesehen werden, da der DRAR erst noch das „peer-review“ durchlaufen muss. Anschliessend sollten die jetzt als „face value“ übernommenen Daten noch einmal mit der finalen Endpunkliste in der «EFSA Conclusion» abgeglichen werden. Eine Restunsicherheit bei der Verwendung der Zusammenstellung der Effektdaten bleibt also zunächst noch bestehen.

Eine weitere Datenquelle ist die **OPP-Datenbank** (*Office of Pesticide Programs*) der US-Umweltbehörde (OPP 2018). Diese enthält geprüfte experimentelle Effektdaten<sup>8</sup>, die als „C“ (*core*) oder „S“ (*supportive*) kategorisiert werden. Für die Risikobewertung der U.S. EPA werden im Normalfall die C-Studien verwendet. Fehlt für eine bestimmte Bewertung eine C-Studie, können nach sorgfältiger Prüfung auch S-Studien bei der Risikobewertung verwendet werden (US EPA 2004)<sup>9</sup>. S-Studien gelten als wissenschaftlich valide<sup>10</sup>, folgen aber nicht unbedingt den Richtlinien der US-EPA. So werden dort valide Daten aus der öffentlichen Literatur in den meisten Fällen als „S“ eingeordnet. Im vorliegenden Dossier wurden die Klassifizierung „C“ und „S“ übernommen. C-Studien werden wie Klimisch 1 Studien verwendet. S-Studien, die nicht selber recherchiert und überprüft werden konnten, sollen nicht als kritische Studien bei der AF-Methode verwendet werden. Sie können aber unter Umständen verwendet werden um Datenlücken zu schliessen, zur Plausibilisierung anderer Testergebnisse, und zur Anpassung der AF. Im probabilistischen Ansatz können plausible S-Studien hingegen verwendet werden, da dieser robuster ist und der EQS<sub>SSD</sub> nicht so stark von einzelnen Datenpunkten verändert wird. Einige in RIVM 2008 als nicht bewertbar (Klimisch 4) aufgeführte Studien waren in der OPP-Datenbank zu finden. In den Fällen wurde lediglich die Bewertung der OPP-Datenbank aufgeführt.

Da in RIVM 2008 und im DRAR eine ausführliche Recherche der **öffentlichen Literatur** von ≤2008 respektive 2008-2018 betrieben wurde, war eine eigene Datenrecherche nicht notwendig. Es wurde lediglich punktuell nach Daten für besonders sensitive taxonomische Gruppen gesucht. Zusätzlich wurden alle Effektdaten zu Deltamethrin aus der «ETOX Knowledgebase» Datenbank der US-EPA (<https://cfpub.epa.gov/ecotox/>; Zugriff 07.08.2018) evaluiert, um auszuschliessen, dass keine kritischen Werte übersehen wurden.

Gemäss TGD for EQS werden bei den Biotests mit Algen die Werte zur Wachstumsrate gegenüber denen zum Biomassezuwachs oder „Yield“ bevorzugt für die EQS Herleitung verwendet (EC 2011). Literaturdaten die in grau dargestellt wurden können nach dem TGD for EQS (EC 2011) nicht direkt zur EQS-Herleitung verwendet werden, sollen aber als zusätzliche Information genannt werden.

---

<sup>8</sup> „The toxicity data inputted into the database is compiled from actual studies reviewed by EPA in conjunction with pesticide registration or reregistration and studies performed by USEPA, USDA and USFWS laboratories which have been reviewed by Agency biologists and judged acceptable for use in the ecological risk assessment process.“ <http://www.ipmcenters.org/ECotox/index.cfm>

<sup>9</sup> [Seite 33]: [...] In some instances, a core study may not be available for a particular data requirement listed in 40 CFR 158. In this case, the risk assessment team may consider other sources of information to address the data gap (e.g., submitted studies considered to be supplemental and data from other sources not submitted as part of fulfilment of 40 CFR 158). If supplemental or non-guideline study data are available to address the type of information described by the associated guideline, then it may be used in the risk assessment after its use is carefully considered. Professional judgment is used by the risk assessment team to determine the utility of the available supplemental data for the proposed risk assessment [...].

<sup>10</sup> 'supplemental data are from studies found to be scientifically valid but do not follow all requirements set forth in Agency testing guidelines', since data were 'e.g. not collected using the EPA's test guidelines'. For instance, (reliable) data from the open literature are according to US EPA (2004) in most cases classified as 'supplemental'



Für Deltamethrin wird eine Löslichkeitsgrenze zwischen 0.2 und 0.3 µg/L angegeben (Tab. 1). Testergebnisse welche oberhalb dieser Grenze liegen, bzw. für deren Abschätzung vermutlich zum Grossteil Konzentrationen oberhalb dieser Grenze verwendet wurden, wurden in Tab. 2 markiert und können als NOEC bzw.  $ECx \geq 0.3 \mu\text{g/L}$  angesehen werden. Um die Vergleichbarkeit mit anderen Datensätzen zu gewährleisten wurde aber das ursprüngliche Testergebnis angegeben. Diese Werte sind aber nicht *per se* als invalide anzusehen.



## 4. Ökotoxikologische Parameter

In Tabelle 3 sind alle verlässlichen und relevanten Effektdaten für Deltamethrin aufgeführt. Für Studien mit mehreren relevanten Endpunkten ist in Tabelle 3 nur der empfindlichste und/oder relevanteste Endpunkt angegeben. Der derzeit anerkannte Speziesname wurde angegeben und der in der Studie verwendete Name wurde in Klammern angegeben. Gemäss TGD for EQS (EC 2011) werden bei den Biotests mit Algen die Werte zur Wachstumsrate gegenüber denen zum Biomassezuwachs bevorzugt für die EQS Herleitung verwendet. Daher sind hier nur die Effektdaten für die Wachstumsrate angegeben. Der jeweils tiefste verlässliche Wert für akute und chronische Toxizität ist fett gedruckt. Im Annex sind in Tabelle A1 alle Effektdaten aufgeführt, inklusive der nicht-validen und nicht-relevanten Literaturdaten. Daten aus Tests mit Formulierungen wurden als nicht-relevant erachtet und sind daher ebenfalls in Tab. A1 zu finden. kA = keine Angabe

**Tab. 3:** Übersichtstabelle über die verlässlichen und relevanten Effektdaten für Deltamethrin

Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert ( $\mu\text{g/L}$ )	Literaturquelle
<b>akute Effektdaten - limnisch</b>					
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	96h	ErC50 > 1.06 (m-gm)	Banman 2013b zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 183
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Wachstumsrate	96h	ErC50 > 0.47 (m-gm)	Banman 2013a zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 179
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba G3</i>	Wachstumsrate (Frondzahl, Trockengew.)	7d	EC50 > 0.405 (m-twa)	Banman 2012 zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 197
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50 = 0.0429	Geom. Mittelwert
	<i>Hyalella azteca</i>	<b>Mortalität</b>	<b>96h</b>	<b>LC50 = 0.00017 (mm)</b>	<b>Bradley 2013, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 84</b>
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96h	LC50 = 0.15 (mm)	Sousa 1990a, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 17
<b>akute Effektdaten - marin</b>					
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstumsrate	96h	ErC50 > 1.19 (m-gm)	Banman 2013c zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 187
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i> ( <i>Mysidopsis bahia</i> )	Mortalität	96h	LC50 = 0.0025	Geom. Mittelwert
	<i>Tisbe battagliai</i>	Mortalität	96h	LC50 = 0.0151 (mm)	Barata et al., 2002, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Mortalität	96h	LC50 = 0.527	Geom. Mittelwert
<b>subchronische und chronische Effektdaten - limnisch</b>					
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	96h	ErC10 > 1.06 (m-gm)	Banman 2013b zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 183
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Wachstumsrate	96h	ErC10 > 0.47 (m-gm)	Banman 2013a zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 179
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Populationswachstumsrate	10d	EC10 $\approx$ 0.012 (m-gm)	Barata et al. 2012
	<i>Daphnia magna</i>	<b>Wachstum</b>	<b>21d</b>	<b>NOEC = 0.0041 (mm)</b>	<b>McNamara 1991a, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 143</b>
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	35d	NOEC = 0.17 (mm)	Gorge & Nagel 1990, zitiert in RIVM 2008
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	kA	28d	NOEC < 0.032 (mm)	Anonym 1990c, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 65
	<i>Pimephales promelas</i>	Nassgewicht der F0 Weibchen bei Testende	260d	NOEC = 0.017 (mm)	Anonym 1993, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 65
<b>subchronische und chronische Effektdaten - marin</b>					



<b>Algen</b>	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstumsrate	96h	ErC10	>	1.19 (m-gm)	Banman 2013c zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 187
<b>Krebstiere</b>	<i>Tisbe battagliai</i>	Grösse des Geleges	6d	EC10	=	0.0087 (mm)	Barata et al., 2002, zitiert in RIVM 2008
<b>Fische</b>	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Trockengewicht	35d	NOEC	=	0.024 (mm)	Anonym 2012, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 67

#### Angaben zur chemischen Analytik

mm: Basierend auf der mittleren gemessenen Konzentration

m-twa: Basierend auf der zeitgewichteten gemessenen Anfangskonzentration

mm-i: Basierend auf der mittleren gemessenen Anfangskonzentration

mmm-i: Basierend auf der mittleren gemessenen maximalen Anfangskonzentration

nom: Basierend auf der nominalen Konzentration (ohne begleitende chemische Analytik)

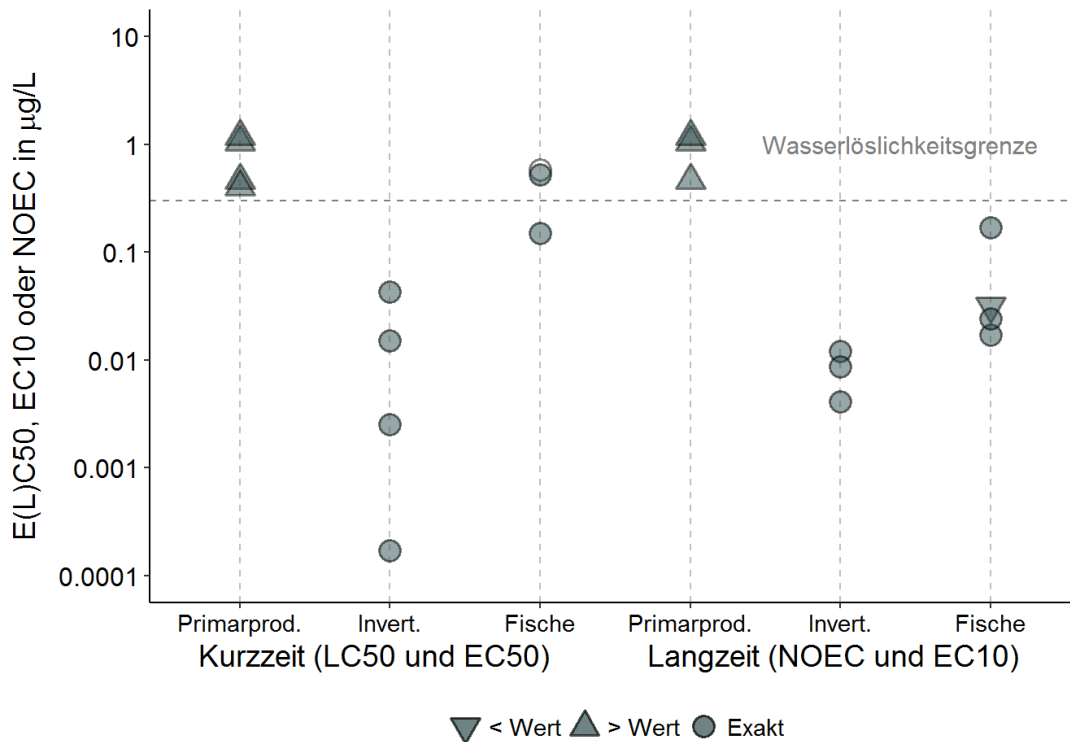
nom-i: Basierend auf der nominalen Konzentration. Wiederfindung wurde gemessen und lag zwischen 80-120 %. Wenn die gemessene Konzentration <80% der nominalen Konzentration beträgt, wird der Effektwerte invalidiert, oder, wenn möglich, neu berechnet (e.g. «Time-Weighted Average»)

nom-m: Basierend auf der nominalen Konzentration aber Wiederfindung wurde gemessen. Wiederfindung lag zwischen 80-120 %, dann können die nominalen Effektwerte verwendet werden. Wenn die gemessene Konzentration <80% der nominalen Konzentration beträgt, wird der Effektwerte invalidiert, oder, wenn möglich, neu berechnet (e.g. «Time-Weighted Average»).





## 5. Graphische Darstellung der Toxizitätsdaten



**Abb.1:** Grafische Darstellung aller validen Kurzzeit- und Langzeit-Effekt-daten für Primärproduzenten, Invertebraten und Vertebraten (Fische) aus Tabelle 3 für Deltamethrin. Bei dem nicht ausgefüllten Symbol handelt es sich um eine als „S“ klassifizierte Studie. Für die ungefähre Wasserlöslichkeitsgrenze wurde bei 0.3 µg/L eine horizontale Linie eingefügt.

Aus der Abbildung 1 ist deutlich zu entnehmen, dass die empfindlichsten Organismen aus Kurzzeit- und Langzeittest aus der Gruppe der Invertebraten stammen. Für die Invertebraten liegen zwei der akuten LC50 unterhalb des niedrigsten chronischen NOECs. Die Standardabweichung der logarithmierten E(L)C50-Werte konnte nicht berechnet werden, da für Primärproduzenten keine exakten Werte vorliegen.

### 5.1 Vergleich der Empfindlichkeit mariner und limnischer Organismen

Für marine Arten liegen im akuten Datensatz valide Toxizitätswerte vor für eine Alge (*Skeletonema costatum*), zwei Krebstiere (*Americamysis bahia* und *Tisbe battagliai*), sowie eine Fischart (*Cyprinodon variegatus*). Für diese Arten, ausser *A. bahia*, liegen auch chronischen Effektdaten vor. Für marine und limnische Algen liegen sowohl akuten als auch im chronischen Datensatz nur unpräzise „grösser als“-Werte vor. Aufgrund der wenigen vergleichbaren Werte ist eine statistische Analyse der relativen Empfindlichkeit von marinen und limnischen Organismen nicht sinnvoll. Marine Organismen erscheinen nicht generell sensitiver als limnische. Die sensitivste Spezies im vorliegenden Datensatz ist eine limnische. In einer Studie zeigte sich ausserdem kein Einfluss der Salinität auf die Toxizität von Deltamethrin auf den Wasserfloh *C. dubia*, die Garnele *Paratya australiensis*, und den Karmin-Regenbogenfisch (*Melanotaenia*





*duboulayi*) (Thomas et al. 2008, zitiert im DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 201). Für die EQS Herleitung wird daher nicht zwischen marinen und limnischen Organismen unterschieden.

## 6. Herleitung der EQS

Um chronische und akute Qualitätsziele herzuleiten, kann die Sicherheitsfaktormethode (AF-Methode) auf Basis von Kurzzeit- und Langzeiteffektdateen angewendet werden. Dabei wird mit dem tiefsten chronischen Datenpunkt ein AA-EQS (Annual-Average-Environmental-Quality-Standard) und mit dem tiefsten akuten Datenpunkt ein MAC-EQS (Maximum-Acceptable-Concentration-Environmental-Quality-Standard) abgeleitet. Wenn der Datensatz umfassend genug ist, können diese EQS zusätzlich mittels einer Speziessensitivitätsverteilung (SSD) bestimmt werden. Valide Mikro-/Mesokosmosstudien dienen einerseits zur Verfeinerung des AF, der durch eine SSD hergeleitet wurde. Andererseits können sie auch direkt zur Bestimmung eines EQS verwendet werden.

## 7. Chronische Toxizität

### 7.1. AA-EQS Herleitung für Deltamethrin mit AF-Methode

**Tab.4:** Übersicht der kritischen Toxizitätswerte von Deltamethrin auf Wasserorganismen aus längerfristigen Untersuchungen.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
<b>Basisdatensatz</b>				
Primärproduzenten	<i>Navicula pelliculosa</i>	ErC10	>0.47	Banman 2013a zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 179
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	NOEC	0.0041	McNamara 1991a, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 143
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	NOEC	0.017	Anonym 1993, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 65

Es liegen exakte und valide NOEC-Werte für die Organismengruppen Krebstiere und Fische vor. Für Primärproduzenten liegen verlässliche „größer als“-Werte vor, welche die geringe Sensitivität dieser Gruppe gegenüber Deltamethrin belegen. Somit kann der Basisdatensatz als vollständig erachtet werden. Der niedrigste NOEC liegt mit 0.0041 µg/L für *D. magna* vor. Allerdings ist *D. magna* im akuten Datensatz nicht ebenfalls der empfindlichste Organismus. Das niedrigste akute Effektdatum (siehe Tab. 5) ist ein **LC50 = 0.00017 µg/L** für *Hyalella azteca*. Nach dem TGD for EQS (EC 2011, Kap. 3.3.1.1 S. 39) kann daher ein AF von 100 auf den LC50 angewendet. Dieses Vorgehen wurde auch in dem EQS-Dossier der Niederländer gewählt, wobei aber ein etwas höherer LC50 von 0.00031 µg/L für *G. fasciatus* vorlag (RIVM 2008, Kap. 3.3.1.3, S. 15). Es ergibt sich somit folgendes chronisches Qualitätskriterium:

$$\text{AA-EQS} = 0.00017 \mu\text{g/L} / 100 = 0.0000017 \mu\text{g/L} = 0.0017 \text{ ng/L} = \mathbf{1.7 \text{ pg/L}}$$



### **7.2. AA-EQS mit SSD-Methode**

Aufgrund des spezifischen Wirkmechanismus wäre eine SSD für Invertebraten am relevantesten. Nach dem TGD for EQS sollten dafür mindestens 10-15 Datenpunkte vorliegen. Trotz der Vielzahl an Effektdaten, liegen aber insgesamt nur für zwei Invertebraten-Spezies (*D. magna*, *T. battagliai*) valide und exakte Daten vor, da der Grossteil der Daten invalide oder nicht bewertbar ist. Unter Umständen liesse sich noch ein Wert für *C. riparius* verwenden (siehe Tab. A1 und Notiz C8). Insgesamt liegen aber nicht genügend Daten vor und es kann keine spezifische SSD mit Vertretern der Invertebraten erstellt werden.

### **7.3. AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien**

Es liegen keine Mikro- oder Mesokosmosstudien vor, von denen sich ein AA-EQS ableiten liesse, da in vorliegenden Studien die Konzentration von Deltamethrin meist rasch abnahm und nicht aufrechterhalten wurde. Eine Beschreibung dieser Studien findet sich in Kapitel 8.3.

### **7.4. AA-EQS Schlussfolgerung**

Ein AA-EQS konnte lediglich mit der AF-Methode hergeleitet werden, wofür allerdings ein Ergebnis aus einer Kurzzeituntersuchung herangezogen wurde. Es wird ein AA-EQS von **1.7 pg/L** (picogramm) vorgeschlagen.



## 8. Akute Toxizität

### 8.1. MAC-EQS Herleitung für Deltamethrin mit AF-Methode

Tab. 5: Übersicht der kritischen akuten Toxizitätswerte von Deltamethrin auf Wasserorganismen.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in $\mu\text{g/L}$	Literatur
<b>Basisdatensatz</b>				
Primärproduzenten (Wasserpflanze)	<i>Lemna gibba</i>	EC50	> 0.405	Banman 2012 zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 197
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i>	LC50	0.00017	Bradley 2013, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 84
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC50	0.15	Sousa 1990a, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 17
<b>Weitere</b>				
Primärproduzenten (Algen)	<i>Navicula pelliculosa</i>	ErC50	>0.47	Banman 2013a zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 179

Tab. 6: Risikoklassierung der akuten aquatischen Toxizität anhand der niedrigsten gemessenen EC50-Werte (UN 2015).

Risikoklasse	niedrigster EC50-Wert	Erreichter Wert
nicht eingestuft	>100 mg/L	
3 (schädlich)	>10 mg/L; <100mg/L	
2 (giftig)	<10 mg/L; >1mg/L	
1 (sehr giftig)	< 1mg/L	X

Es liegen exakte und valide E(L)C50-Werte für die Organismengruppen Krebstiere und Fische vor (Tab. 5). Nach dem global harmonisierten System zur Einstufung und Kennzeichnung von Chemikalien (GHS) gilt Deltamethrin als akut sehr giftig für aquatische Organismen (Tab. 6). Für Primärproduzenten liegen verlässliche „größer als“-Werte vor, die die geringe Sensitivität dieser Gruppe gegenüber Deltamethrin belegen. Um Kurzzeit-Qualitätskriterien (MAC-EQS) herzuleiten, kann die AF-Methode auf der Datenbasis von akuten Toxizitätsdaten verwendet werden. Allerdings müssen mindestens 3 valide EC50-Kurzzeittestergebnisse von Vertretern der 3 trophischen Ebenen (Fische, Krebstiere, Algen) vorhanden sein um einen Assessmentfaktor von 100 mit den EC50 der sensitivsten Studie verwenden zu können. Für Substanzen mit einem spezifischen Wirkmechanismus, kann der AF weiter reduziert werden, wenn ein Vertreter der vermutlich sensitivsten Gruppe im Effektdatensatz vorhanden ist. Neben der taxonomischen Gruppenzugehörigkeit scheint auch das Alter der Testorganismen entscheidend für die Empfindlichkeit zu sein. So zeigte sich in einer Studie mit Krebstieren, dass juvenile *Gammariden* deutlich empfindlicher waren als adulte (Adam et al. 2010, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 91). Der empfindlichste Organismus im akuten Datensatz ist der Flohkrebs *H. azteca* mit einem 96h-LC50 von 0.00017  $\mu\text{g/L}$  (0.17 ng/L) (Bradley 2013, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 84). Der Test startete mit juvenilen, 9 Tage alten Tieren. Insgesamt erscheint die Verwendung eines AF von 10 gerechtfertigt. Es ergibt sich somit folgendes akutes Qualitätskriterium:

$$\text{MAC-EQS} = 0.00017 \mu\text{g/L} / 10 = 0.000017 \mu\text{g/L} = \mathbf{0.017 \text{ ng/L}}$$



## 8.2. MAC-EQS mit SSD-Methode

Aufgrund des spezifischen Wirkmechanismus wäre eine SSD für Invertebraten am relevantesten. Nach dem TGD for EQS sollten dafür mindestens 10-15 Datenpunkte vorliegen. Trotz der Vielzahl an akuten Effektdaten, liegen aber insgesamt nur für vier Invertebraten-Spezies valide und exakte Daten vor. Daher kann keine spezifische SSD mit Vertretern der Invertebraten erstellt werden.

## 8.3. MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

### Aus RIVM 2008

Im Dossier der Niederlande sind mehrere Mesokosmos- und Feldstudien beschrieben (RIVM 2008, Appendix 3). In den ersten sechs beschriebenen Studien (**Caquet et al. 1992; Everts et al. 1983; Lahr 1998; Morrill and Neal 1990; Rettich 1980; Tidou et al. 1992**) wurden hohe Wasserphasenkonzentrationen eingesetzt, höher als die LC50 für die sensitivsten Krebstiere. Entsprechend wurden hohe Mortalitätsraten und lange Wiederbesiedlungszeiten gefunden. Diese Studien werden daher als ungeeignet für eine Umweltrisikobewertung angesehen (RIVM 2008, S. 44). Daten aus einer weiteren Mesokosmosstudie, die in **Schanné (2001ab)** und **Schanné & Van der Kolk (2001)** beschrieben wurde, sind hingegen relevanter. Diese Studie ist in RIVM (2008) als „Studie 7“ in Appendix 3 zusammengefasst und ist ebenfalls im DRAR beschrieben (Volume 3 – B.9 (PPP) – Decis EW 15, S. 178). Es wurde die Formulierung DECIS 25g/L EC verwendet. Wie erwähnt werden im vorliegenden Dossier Effektdaten aus Test mit Formulierungen nicht zur EQS-Herleitung verwendet, können aber als zusätzliche Information herangezogen werden. Die nominalen Zielkonzentrationen pro Anwendung lagen bei 1.0, 3.2, 10, 18, 32, 56, 100 und 180 ng a.s./L Wasser. Die Anwendung wurde 3-mal im Abstand von 7 Tagen durchgeführt. Es fand eine begleitende chemische Analytik statt. Die mittleren gemessenen Konzentrationen nach der Applikation waren in guter Übereinstimmung mit den berechneten Nominalkonzentrationen und es ergaben sich keine Hinweise auf eine Akkumulation von Deltamethrin in der Wassersäule zwischen den Anwendungen. Table 8.2.2.d. in RIVM (2008) fasst die biologischen Ergebnisse zusammen. In Büschelmückenlarven (*Chaoborus spec.*) wurden bei der niedrigsten Konzentration von 1 ng/L kurzfristige Effekte mit voller Erholung beobachtet. Bei dieser Konzentration zeigten sich auch sehr späte (und damit nicht unbedingt expositionsbezogene) Effekte auf *Asellus aquaticus*, allerdings ohne Erholung. Bei höheren Konzentrationen traten bei *A. aquaticus* aber auch unmittelbar Effekte auf. Daher sind die Effekte bei niedrigen Konzentrationen plausibel. Bei der zweitniedrigsten Konzentration von 3.2 ng/L wurden zusätzlich auch Effekte auf Ephemeroptera-Larven beobachtet. Bei nominalen Konzentrationen von  $\geq 10$  ng/L ergaben sich Effekte auf *Daphnia* spp. (frei in der Wasserphase). Effekte Bei 18 ng/L waren insgesamt 10 Gruppen betroffen. Für 7 von ihnen wurden reversible Effekte innerhalb von 21 bis 71 Tagen nach der ersten Behandlung festgestellt. Für Isopoden und Calanoida wurde bei dieser Konzentration keine Erholung beobachtet. Da die Deltamethrinkonzentrationen mit der Zeit relativ schnell abnehmen (DT50 in der Wasserphase  $\leq 17$  Stunden), lässt die Studie keine Abschätzung der Effekte einer chronischen Exposition zu, kann aber als unterstützende Information für die Ableitung des MAC-EQS<sub>AF</sub> herangezogen werden. Aufgrund der Effekte in *Chaoborus spec.* ergibt sich für diese Studie ein NOEC  $< 1$  ng/L (wiederholte, kurzfristige Exposition), was im Bereich der niedrigsten Effektkonzentrationen aus akuten Labortests mit Einzelspezies liegt.

Zuletzt ist im RIVM Dossier eine Studie von Süss et al. 2000 als „Studie 8“ in Appendix 3 zusammengefasst. Darin wurden Auswirkungen auf die Sedimentmakrofauna in einem kleinen Bach untersucht. Die Formulierung Decis Flüssig wurde im Mai im Gewässer appliziert und eine initiale gemessene Maximalkonzentration von 38 µg Deltamethrin/l unmittelbar unterhalb des Applikationsorts bestimmt. Von 4 bis zu 24 Stunden nach der Anwendung schwankten die Konzentrationen zwischen 0.36 µg/l und  $< 0.005$



$\mu\text{g/l}$  am Applikationsort und 240 m stromabwärts. Die Adsorption an das Sediment war rasch;  $0.5 \mu\text{g/kg}$  wurden bereits 1 h nach der Anwendung gemessen, und die maximale Konzentration ( $3.5 \mu\text{g/kg}$ ) wurde nach 72 Stunden erreicht. Es fehlt allerdings die Angaben, ob sich die Konzentration auf das Nass- oder Trockengewicht des Sediments bezieht. Die Konzentrationsangaben sind daher nur indikativ. Unter den 41 bestimmten Arten oder Taxa (u.a. Chironomiden, Mücken, Kadaverfliegen, Oligochaeten) wurden signifikante Effekte auf die Populationsdichte lediglich bei der vorherrschenden Süßwassergarnele *Gammarus fossarum* beobachtet; 3 Tage nach der Behandlung betrug die Populationsdichte nur noch 2% der Dichte am Referenzstandort stromaufwärts. Die Erholung der Population am kontaminierten Standort dauerte 4 Monate. Schließlich wurde eine Modellstudie zu *G. fossarum* mit 14 Tagen Exposition durchgeführt. Die Ergebnisse zeigten, dass  $20 \mu\text{g/l}$  nach nur 1 Minute der Exposition zu einer Sterblichkeit von 70% führten. Die initialen Expositionskonzentrationen sind auch in dieser Studie sehr hoch. Zudem bewertet RIVM diese Studie lediglich als unterstützend.

### **Aus dem DRAR 2017**

Im DRAR (Vol. 3, B.9. (AS), S. 207 & S. 213) ist eine Mesokosmenstudie aufgeführt, welche in zwei Publikationen beschrieben ist (**Caquet et al. 2007**; **Hanson et al. 2007**). In dieser Studie wurden Mesokosmen entweder mit einem Maschengitter (1 mm Maschenweite) abgedeckt oder offen gelassen. Dies sollte einzelne Mesokosmen isolieren und dadurch eine Neubesiedlung von aussen minimieren. Acht Mesokosmen dienten als Kontrolle. Jeweils vier offene und geschlossene Mesokosmen wurden mit Deltamethrin a.i. (99% Reinheit in Aceton-Stock) kontaminiert. Eine Nominalkonzentration von  $5 \mu\text{g a.i./L}$  wurde angestrebt, um eine endgültige Wasserkonzentration nahe der Löslichkeitsgrenze zu erreichen ( $\sim 0,2 \mu\text{g/L}$ ). Chemische Analytik zeigte, dass die maximalen mittleren Deltamethrinkonzentrationen für die offenen und abgedeckten Teiche bei  $0.102$  bzw.  $0.125 \mu\text{g a.i./L}$  lagen. Wie erwartet, sanken die Konzentrationen mit der Zeit rapide und lagen nach 168 h unter der analytischen Nachweisgrenze ( $0.025 \mu\text{g/L}$ ). Dies ergab eine Halbwertszeit von Deltamethrin in Wasser von 35.7 bzw. 57.3 h für offene und abgedeckte Teiche. Die Gesamtversuchsdauer lag bei über einem Jahr. Aufgrund der sehr hohen initialen Expositionskonzentration ist die Studie vom RMS nur eingeschränkt für die EQS-Herleitung brauchbar. Zudem wurde lediglich eine (nominale) Konzentration getestet. Daher kann von dieser Studie kein MAC-EQS abgeleitet werden. Dennoch werden einige Ergebnisse und Schlussfolgerungen im Folgenden beschrieben. Phyto- und Zooplanktongemeinschaften wurden bis zu über ein Jahr bestimmt. Die Analyse in Hanson et al. (2007) zeigte, dass die akuten Effekte auf das Zooplankton in offenen und abgedeckten Teichen funktionell identisch war. Darüber hinaus stimmen die allgemeinen Überlebensmuster der Gruppen mit früheren Feldstudien über Pyrethroide in Süßwassersystemen überein, die zeigten, dass Cladocera als sehr empfindlich sind, und Copepoden weniger empfindlich. Längerfristige Beobachtungen und Vergleich der Testsysteme zeigten, dass bei einigen Taxa in den bedeckten Teichen eine schnellere Erholung beobachtet wurde. Dies legt nahe, dass die Erholung der von Hanson et al. untersuchten Taxa bei einigen Arten in erster Linie von internen und nicht von externen Faktoren abhängen kann. Die Dynamik der Erholung wird jedoch von vielen Faktoren beeinflusst, darunter die Verfügbarkeit von Ruheformen (z.B. Ruheeier von Daphniidae) und/oder die Aktivität von Räubern. Im Gegensatz dazu zeigte die Untersuchungen von Caquet et al. 2007, in der u.a. emergente Insekten und weitere Krebstierarten beprobt wurden, dass die Erholung für einige der untersuchten Taxa hauptsächlich von der äußeren und nicht von inneren Faktoren abhängt. Caquet et al. schlagen daher vor, dass sich die Beurteilung der Erholung in erster Linie auf benthische und nicht auf fliegende Insektenformen konzentrieren sollte. Für die EQS-Herleitung nach dem TGD ist die Erholung allerdings nicht relevant.



#### **8.4. MAC-EQS Schlussfolgerung**

Ein MAC-EQS konnte lediglich mit der AF-Methode hergeleitet werden. Es wird ein MAC-EQS von 17 pg/L (picogramm) vorgeschlagen.



## 9. Bewertung des Bioakkumulationspotentials und der sekundären Intoxikation

Nach dem TGD for EQS (EC, 2011) soll zur Abschätzung des Risikos einer sekundären Intoxikation zunächst das Bioakkumulationspotential einer Substanz bestimmt werden. Dabei liefert ein gemessener Biomagnifikationsfaktor (BMF) von >1 oder ein Biokonzentrationsfaktor (BCF) >100 einen Hinweis auf ein Bioakkumulationspotential. Liegen keine verlässlichen BMF oder BCF Daten vor, kann stattdessen der  $\log K_{ow}$  zur Abschätzung verwendet werden, welcher ab einem Wert von >3 auf ein Bioakkumulationspotential hinweist.

Mit  $\log K_{ow}$ -Werten im Bereich von 4-6 kann ein erhöhtes Bioakkumulationspotential vermutet werden. Im DRAR 2019 sind zwei Bioakkumulationsstudien aufgeführt. In einer Studie mit Chironomiden wurde Deltamethrin zunächst ins Sediment appliziert bevor die Tiere für bis zu 24 h exponiert wurden **Muir et al, 1985a**, zitiert im DRAR 2017, Vol. 3, B.9, S. 222). Ein quasi stationärer Zustand wurde innerhalb von 12 und 24 Stunden nach der Exposition erreicht. Es ergaben sich BCF Werte zw. 213-305 und zwischen 145-303, je nachdem ob die Tiere mit dem Deltamethrin-kontaminierten Sediment direkt in Kontakt treten konnten oder nicht. BCF wurden bei einer nominalen Konzentration von 50 ng/g Sediment (Nassgewicht) bestimmt, bei negative Effekte auf die Chironomide beobachtet wurden (Immobilisierung der Larven). Die Ergebnisse dieser Studie eignen sich daher nur eingeschränkt für die Bewertung des Bioakkumulationspotentials. Aus mechanistischer Sicht ist aber Interessant, dass in allen untersuchten Sedimenten der BCF grösser war, wenn die Tiere mit dem Sediment in Kontakt kamen. Die mittlere Halbwertszeit für die Ausscheidung von Deltamethrin (gesamt  $^{14}C$ ) betrug 37 Stunden. Der RMS notierte, dass die Studie belegt, dass Deltamethrin trotz seiner starken Adsorptionsneigung zu einem gewissen Grad für die Aufnahme in Biota zur Verfügung steht.

Für die Wasserphase sind aber vor allem Bioakkumulationsstudien mit Fischen relevant. In **Fackler 1990** (DRAR 2017, Vol. 3, B.9, S. 220) wurde die Bioakkumulation bei einer Konzentration von  $^{14}C$ -markiertem Deltamethrin (Reinheit 98,1%) in Stahlblauen Sonnenbarschen (*Lepomis macrochirus*) in einem Durchflusswassersystem untersucht. Die Testkonzentration lag im Mittel bei 16 ng/L (Nominal 42 ng/L) über 28 Tage. Nach der Exposition folgte eine 14-tägige Ausscheidungsphase. Das Gewicht der Fische betrug  $1.9 \pm 1.0$  g und die Länge  $53 \pm 9$  mm. Die Temperatur betrug  $17 \pm 1$  °C, die Sauerstoff-Sättigung bei 77-78%, und der pH-Wert lag im Bereich von 6.2-6.9. Im Muskelgewebe erreichten die Konzentrationen von Deltamethrin nach 3 Tagen ein Plateau. Im ganzen Fisch nach 10 Tagen. Anhand der mittleren gemessenen Wasserkonzentration berechneten sich daraus BCF von 310, 2800 und 1400 für essbare Teile, nicht essbare Teile und den ganzen Fisch respektive. BCFs, berechnet aus den Verhältnissen von  $K_u$  (Aufnahmekonstante) und  $K_d$  (Ausscheidungskonstante), waren entsprechend 390, 3500 und 1800. Auch wenn diese Studie einige Unsicherheiten aufweist, ist sie im DRAR 2017 und in RIVM 2008 akzeptiert. Der **BCF von 1800** wird in der folgenden  $QS_{sec\_pois}$ -Abschätzung herangezogen.

Die im DRAR 2017 aufgeführten Toxizitätsstudien für Säugern (Vol. 3, B6, Table B.6.3-5) sind ebenfalls in RIVM 2008 aufgeführt und bewertet worden. Das niedrigste verlässliche Effektdatum stammt aus einer 13-wöchigen Rattenstudie mit einem NOAEL von 1 mg/kg Körpergewicht/Tag für Männliche Ratten (2.5 für weibliche Ratten) (Anonym 1977). Mit einem AF von 20 auf den NOAEL von 1 mg/kg Körpergewicht/Tag ergibt sich ein NOEL von 20 mg/kg Nahrung. Allerdings liegt auch eine 2-Generationen-Rattenstudie mit einem NOEL von 80 mg/kg Nahrung vor, welche vom RIVM als relevanter angesehen wird. Im TGD for EQS (2011, S. 80) ist aber vermerkt, dass in einem solchen Fall der AF für die längere Exposition auf den sensitivsten Endpunkt angewendet werden kann. Zur Berechnung des  $QS_{biota, secpois, fw}$  wird hier daher ein AF von 30 ausgewählt (entsprechend Tab. 4.2 im TGD):

$$QS_{biota, secpois} = TOX_{oral} / AF_{oral} = 20 \text{ mg/kg Nahrung} / 30 = 0.666 \text{ mg/kg Nahrung}$$





Zur Berechnung des  $QS_{\text{water}}$  wird anschliessend ein BMF verwendet, abgeleitet aus dem TGD for EQS (S. 87, Tabelle 4.5). Die Auswahl des BMF<sub>1</sub> richtet sich primär nach dem BCF in Fisch, sofern eine verlässliche Studie vorliegt, und nicht nach dem log KOW, da dieser keinen Metabolismus berücksichtigt. Entsprechend wird hier ein BMF<sub>1</sub> von 1 verwendet, für BCF < 2000. Daraus ergibt sich:

$$QS_{\text{water}} = QS_{\text{biota, secpois}} / BCF * BMF_1 = 666 \mu\text{g/kg Nahrung} / (1800 \text{ L/kg} * 1) = \mathbf{0.37 \mu\text{g/L}}$$

Der  $QS_{\text{water}}$  von 0.37  $\mu\text{g/L}$  ist weitaus höher als der vorgeschlagenen AA-EQS von 0.0000017  $\mu\text{g/L}$ . Auch die Verwendung des höchsten BMF läge der  $QS_{\text{water}}$  noch mehrere Grössenordnungen über dem vorgeschlagenen AA-EQS.

## 10. Schutz der aquatischen Organismen

Der Effektdatensatz für Deltamethrin umfasst alle 3 trophischen Ebenen bei den Kurzzeit- und den Langzeittoxizitäten. Dabei stellen die Invertebraten die empfindlichste Organismengruppen dar. Die Unterschiede in der Empfindlichkeit innerhalb dieser Gruppe sind allerdings gross. Das niedrigste akute Effektdatum für *Hyalella azteca* liegt tiefer als das niedrigste chronische Effektdatum für *D. magna*. Da für *H. azteca* kein chronischer Wert vorliegt sind sowohl der AA-EQS als auch der MAC-EQS von der Kurzzeitstudie mit *H. azteca* abgeleitet. Die UQK betragen:

CQK (AA-EQS):	0.0000017 $\mu\text{g/L}$ = 1.7 pg/L
AQK (MAC-EQS):	0.000017 $\mu\text{g/L}$ = 17 pg/L

Beide UQK sollten einen ausreichenden Schutz für aquatische Organismen unterschiedlicher trophischer Ebenen bieten. Das Risiko einer sekundären Intoxikation wird als gering eingeschätzt. Es kann davon ausgegangen werden, dass sich Deltamethrin nur kurz in der Wasserphase befinden wird und primär partikulär gebunden vorliegt und somit letztlich ins Sediment übergeht. Es würde sich daher empfehlen, künftig UQK für Sedimente herzuleiten.

Eine Gewässerüberwachung dürfte aufgrund der niedrigen UQK im Vergleich zu den Bestimmungsgrenzen herkömmlicher Analytik eine Herausforderung darstellen. Neuere Methoden dürften dies aber in Zukunft ermöglichen (Siehe Kapitel 3.4). Für die Analytik empfiehlt es sich ausserdem, Deltamethrin als Summe aller Isomere zu bestimmen.





## 11. Annex

In Tabelle A1 sind alle recherchierten Effektdaten für Deltamethrin aufgeführt, welche zum Grossteil aus RIVM 2008 entnommen wurde (mit Zustimmung der Autoren). Hinzugefügt wurden Daten aus dem DRAR 2017 und der öffentlichen Literatur. Kritische verlässliche und relevante Daten sind in fett gedruckt und in Tab. 3 dargestellt. Daten die in grau dargestellt wurden können nach dem TGD for EQS (EC, 2011) nicht direkt zur EQS-Herleitung verwendet werden, sollen aber als zusätzliche Information genannt werden. Zur Validitätsbewertung siehe Kapitel 3.8 im Haupttext. Studien welche mit Formulierungen durchgeführt wurden, werden wegen eines möglichen Einflusses der oft unbekanntenen Formulierungshilfsstoffe auf die Toxizität der Wirksubstanz, als nicht relevant angesehenen und daher nicht für die EQS-Herleitung berücksichtigt. Diese Daten sind separat am Ende der Tabelle aufgeführt. Der derzeitig anerkannte Speziesname wurde angegeben und der in der Studie verwendete Name wurde in Klammern angegeben. Gemäss TGD for EQS werden bei den Biotests mit Algen die Werte zur Wachstumsrate gegenüber denen zum Biomassezuwachs bevorzugt für die EQS Herleitung verwendet (EC 2011). Beim Vorliegen mehrerer nicht relevanter Endpunkte (e.g., Biomarker-Antworten), wurde häufig nur der niedrigste Wert angegeben ohne Angabe von Details. Weiter werden, falls vorhanden, Angaben zum Testsystem, zur chemischen Analytik und Reinheit, sowie zur Salinität bei marinen Organismen gemacht. **ag** = analytische Reinheit; **Exp** = Expositionsregime; **kA** = keine Angaben; **tg** = techn. Reinheit

Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
<b>akute Effektdaten - limnisch</b>												
<b>Cyanobakterien</b>	<b><i>Anabaena flos-aquae</i></b>	<b>Wachstumsrate</b>	<b>96h</b>	<b>ErC50</b>	<b>&gt;</b>	<b>1.06</b>	<b>m-gm</b>	<b>S</b>	<b>99.6</b>	<b>kA</b>	<b>1</b>	<b>Banman 2013b zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 183</b>
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i> (Strain: 86.81 SAG)	Wachstumsrate	72h	ErC50	>	320	m-gm	S	98.5	C7	1	Juckeland 2014 zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 191
<b>Algen</b>	<b><i>Navicula pelliculosa</i></b>	<b>Wachstumsrate</b>	<b>96h</b>	<b>ErC50</b>	<b>&gt;</b>	<b>0.47</b>	<b>m-gm</b>	<b>S</b>	<b>99.6</b>		<b>1</b>	<b>Banman 2013a zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 179</b>
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	Wachstumsrate	72h	ErC50	>	100	nom-m	S	99.08	C7	1	Vyas 2009c, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 194
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Selenastrum capricornutum</i> )	Biomasse	96h	EbC50	>	9100	nom-m	S	99.2	C7	3	Giddings 1990a, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 179
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate	72h	EC50	=	9850	N	S	ag	kA	3	Burkiewicz et al., 2005, zitiert in RIVM 2008
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	growth curve area	72h	EC50	=	2560	N	S	ag	kA	3	Burkiewicz et al., 2005, zitiert in RIVM 2008
Algen	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Wachstumsrate	kA	NOEC	=	9100	kA	kA	tg	kA	3	HSE 2004, zitiert in RIVM 2008
<b>Wasserpflanze</b>	<b><i>Lemna gibba</i> G3</b>	<b>Wachstumsrate (Fronzzahl, Trockengewicht)</b>	<b>7d</b>	<b>EC50</b>	<b>&gt;</b>	<b>0.405</b>	<b>m-twa</b>	<b>R</b>	<b>99.52</b>		<b>1</b>	<b>Banman 2012 zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 197</b>
Weichtiere	<i>Anodonta anatina</i>	Mortalität	96h	LC50	=	23.4	kA	S	kA	G, P2	3	Varanka 1987, zitiert in Pawlisz et al. 1998
Weichtiere	<i>Anodonta cygnea</i>	kA	96h	LC50	=	12	kA	S	kA	G	3	Varanka, 1987, in Pawlisz et al. 1998; ebenfalls in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Lymnaea acuminata</i>	Mortalität	96h	EC10	=	300	N	S	tg	kA	3	Sahay, Agarwal, 1997, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Lymnaea acuminata</i>	Mortalität	96h	EC50	=	440	N	S	tg	kA	3	Sahay, Agarwal, 1997, zitiert in RIVM 2008



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Weichtiere	<i>Lymnaea acuminata</i>	Mortalität	96h	LC90	=	650	N	S	tg	kA	3	Sahay, Agarwal, 1997, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Lymnaea acuminata</i>	Mortalität	48h	EC10	=	350	N	S	tg	kA	3	Sahay, Agarwal, 1997, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Lymnaea acuminata</i>	Mortalität	48h	EC50	=	500	N	S	tg	kA	3	Sahay, Agarwal, 1997, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Lymnaea acuminata</i>	Mortalität	48h	LC90	=	720	N	S	tg	kA	3	Sahay, Agarwal, 1997, zitiert in RIVM 2008
Rädertierchen	<i>Brachionus calyciflorus</i>	Mortalität	48h	LC50	=	8.425	nom	S	99.99	B4, G	R3C1	Lutnicka et al. 2014
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia cf. dubia</i> (nfw (Namoï River water (RW)) @ 750 µS/cm)	Mortalität	48h	LC50	=	0.084	mm	S	98	B4, E2, R48h	3	Thomas et al. 2008, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 201
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia cf. dubia</i> (sfw (cladoceran culture water (CW)) @ 200 µS/cm)	Mortalität	48h	LC50	=	0.027	mm	S	98	B4, E2, R48h	3	Thomas et al. 2008, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 201
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia cf. dubia</i> (sfw (cladoceran culture water (CW)) @ 750 µS/cm)	Mortalität	48h	LC50	=	0.02	mm	S	98	B4, E2, R48h	3	Thomas et al. 2008, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 201
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Immobilisierung	48h	LC50	=	0.08	nom	R	>99.8	B2, R24h	2*	Shen et al. 2012, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 100
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Immobilisierung	24h	LC50	=	0.84	nom	R	>99.8	B2, R24h	2*	Shen et al. 2012, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 100
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	48h	EC50	=	0.07	kA	S	ag	kA	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	48h	EC50	=	0.05	kA	S	ag	kA	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48h	LC50	=	5	kA	kA	tg	kA	4	L'Hotellier, Vincent, 1986, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	24h	EC50	=	0.64	N	S	99.9	kA	3	Day, 1991, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	24h	EC50	=	3.42	N	S	99.9	kA	3	Day, 1991, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	24h	EC50	=	4.65	N	S	99.9	kA	3	Day, 1991, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50	=	0.05	N	S	99.9	kA	3	Day, 1991, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50	=	1.01	N	S	99.9	kA	3	Day, 1991, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50	=	0.85	N	S	99.9	kA	3	Day, 1991, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	48h	EC50	=	0.05	N	S	99.9	kA	4*	Crommentuijn et al. 2001, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Frassrate	24h	EC50	=	0.05	Y	S	99.8	4	2	Barata et al., 2006, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50	=	0.07	N	S	>95	kA	3	Day and Maguire, 1990, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50	=	0.05	N	S	>95	kA	3	Day and Maguire, 1990, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	LC50	=	0.56	mm	S	kA	M	S	Putt 1999, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 77. Wert ebenfalls in OPP 2018
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48h	LC50	=	3.28	nom	S	kA	kA	3	Vyas 2009b, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 83
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48h	LC50	=	3.5	nom	S	99.3	kA	3	Forbis and Frazier 1986, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 77



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50	=	0.16	Y	S	99.8	kA	2	Barata et al., 2006, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	LC50	=	0.01149	mm	R	99.6	kA	1	Riebschlaeger 2014, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 79
		<b>Geom. Mittelwert</b>	<b>48h</b>	<b>LC50</b>	<b>=</b>	<b>0.0429</b>						
Krebstiere	<i>Daphnia spinulata</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.99	N	Rc	99	kA	3	Alberdi et al. 1990, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia spinulata</i>	kA	48h	LC50	=	0.99	N	R	99	kA	4*	Crommentuijn et al. 2001, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Gammarus fossarum (adulte)</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.0332	m	S	98	C6	2*	Adam et al. 2010, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 91
Krebstiere	<i>Gammarus fossarum (adulte)</i>	Mortalität	48h	LC50	=	NA	m	S	98	C6	2*	Adam et al. 2010, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 91
Krebstiere	<i>Gammarus fossarum (juvenile)</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.004	m	S	98	C6	2*	Adam et al. 2010, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 91
Krebstiere	<i>Gammarus pulex (adulte)</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.068	m	S	98	C6	2*	Adam et al. 2010, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 91
Krebstiere	<i>Gammarus pulex (adulte)</i>	Mortalität	48h	LC50	=	NA	m	S	98	C6	2*	Adam et al. 2010, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 91
Krebstiere	<i>Gammarus pulex (juvenile)</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.0057	m	S	98	C6	2*	Adam et al. 2010, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 91
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.077	mm	R	kA	S	2*	Amweg et al. 2005, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 175
<b>Krebstiere</b>	<b><i>Hyalella azteca</i></b>	<b>Mortalität</b>	<b>96h</b>	<b>LC50</b>	<b>=</b>	<b>0.00017</b>	<b>mm</b>	<b>T</b>	<b>99.52</b>	<b>A</b>	<b>1</b>	<b>Bradley 2013, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 84</b>
Krebstiere	<i>Paratya australiensis (nfw (Namoi River water (RW)) @ 750 µS/cm)</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.065	mm	R	98	B4, E1, R48h	3	Thomas et al. 2008, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 201
Krebstiere	<i>Paratya australiensis (sfw (FW = fish culture water) @ 200 µS/cm)</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.032	mm	R	98	B4, E1, R48h	3	Thomas et al. 2008, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 201
Krebstiere	<i>Paratya australiensis (sfw (FW = fish culture water) @ 750 µS/cm)</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.037	mm	R	98	B4, E1, R48h	3	Thomas et al. 2008, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 201
Krebstiere	<i>Procambarus clarkii</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.056	nom	R	98	B4, R24h	3	Wu et al. 2012, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 105
Krebstiere	<i>Procambarus clarkii</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.099	nom	R	98	B4, R24h	3	Wu et al. 2012, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 105
Krebstiere	<i>Procambarus clarkii</i>	Mortalität	24h	LC50	=	0.156	nom	R	98	B4, R24h	3	Wu et al. 2012, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 105
Krebstiere	<i>Thamnocephalus platyurus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	1.51	nom	S	99.99	B4, G	R3C1	Lutnicka et al. 2014
Insekten	<i>Aedes aegypti</i>	Mortalität	24h	LC50	=	0.118	N	S	98.8	kA	3	Kumar et al., 2002, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes aegypti</i>	Mortalität	24h	LC50	=	0.31	nom	S	99	kA	R3C2	Ahmed & Matsumura 2012



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Insekten	<i>Aedes aegypti</i> (strain: Limon)	Mortalität	24h	LC50	=	6.6	nom	S	96.8	G, B1	R3C2	(Bisset <i>et al.</i> 2013)
Insekten	<i>Aedes aegypti</i> (strain: Puntarenas)	Mortalität	24h	LC50	=	4.8	nom	S	96.8	G, B1	R3C2	Bisset <i>et al.</i> 2013
Insekten	<i>Aedes aegypti</i> (strain: Rockefeller)	Mortalität	24h	LC50	=	0.081	nom	S	96.8	B1	R3C2	Bisset <i>et al.</i> 2013
Insekten	<i>Aedes albopictus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	100	N	S	99.9	kA	3	Liu <i>et al.</i> , 2004, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes albopictus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	1100	N	S	99.9	kA	3	Liu <i>et al.</i> , 2004, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes albopictus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	300	N	S	99.9	kA	3	Liu <i>et al.</i> , 2004, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes albopictus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	30	N	S	99.9	kA	3	Liu <i>et al.</i> , 2004, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes albopictus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	50	N	S	99.9	kA	3	Liu <i>et al.</i> , 2004, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes albopictus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	9.1	N	S	tg	kA	3	Gill, 1977, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes albopictus</i>	Mortalität	24h	LC10	=	2.02	N	S	tg	kA	3	Gill, 1977, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes nigromaculis</i>	Mortalität	24h	EC50	=	0.4	N	S	tg	kA	3	Mulla <i>et al.</i> , 1978a, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes nigromaculis</i>	Mortalität	24h	EC10	=	0.1778	N	S	tg	kA	3	Mulla <i>et al.</i> , 1978a, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes nigromaculis</i>	Mortalität	24h	EC10	=	0.08	N	S	tg	kA	3	Mulla <i>et al.</i> , 1978a, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes nigromaculis</i>	Mortalität	24h	EC50	=	0.2	N	S	tg	kA	3	Mulla <i>et al.</i> , 1978a, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Anopheles sinensis</i>	Mortalität	24h	LC50	=	300	nom	S	96.8	B4, G	R3C2	(Chang <i>et al.</i> 2009)
Insekten	<i>Chironomus decorus</i>	Mortalität der Larven	24h	LC50	=	1.1	kA	kA	kA	kA	3	Ali and Mulla, 1978, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Chironomus salinarius</i>	Mortalität der Larven	24h	LC50	=	0.71	N	kA	tg	kA	4	Ali <i>et al.</i> , 1985, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Chironomus salinarius</i>	Mortalität der Larven	24h	LC10	=	0.1172	N	kA	tg	kA	4	Ali <i>et al.</i> , 1985, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Chironomus utahensis</i>	Mortalität der Larven	24h	LC50	=	0.77	kA	kA	kA	kA	3	Ali and Mulla, 1978, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	24h	LC50	=	24660	N	S	95	kA	3	Li <i>et al.</i> , 2002, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	24h	LC50	=	40	N	S	95	kA	3	Li <i>et al.</i> , 2002, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	20min	LC50	=	9.2	N	S	98	kA	3	Wang, 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	20min	LC50	=	1754.4	N	S	98	kA	3	Wang, 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	20min	LC50	=	54.9	N	S	98	kA	3	Wang, 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	20min	LC50	=	8.4	N	S	98	kA	3	Wang, 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	20min	LC50	=	1792.2	N	S	98	kA	3	Wang, 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	20min	LC50	=	74.4	N	S	98	kA	3	Wang, 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	20min	LC50	=	13.7	N	S	98	kA	3	Wang, 1999, zitiert in RIVM 2008



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	20min	LC50	=	1415.6	N	S	98	kA	3	Wang, 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	20min	LC50	=	82.4	N	S	98	kA	3	Wang, 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	20min	LC50	=	7.4	N	S	98	kA	3	Wang, 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	20min	LC50	=	2474.7	N	S	98	kA	3	Wang, 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	20min	LC50	=	134.3	N	S	98	kA	3	Wang, 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	20min	LC50	=	8.6	N	S	98	kA	3	Wang, 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	20min	LC50	=	2165.6	N	S	98	kA	3	Wang, 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	20min	LC50	=	164.3	N	S	98	kA	3	Wang, 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	20min	LC50	=	10.9	N	S	98	kA	3	Wang, 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	20min	LC50	=	2597.7	N	S	98	kA	3	Wang, 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	20min	LC50	=	189.4	N	S	98	kA	3	Wang, 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	20min	LC50	=	8.1	N	S	98	kA	3	Wang, 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	20min	LC50	=	2774.3	N	S	98	kA	3	Wang, 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	20min	LC50	=	200.3	N	S	98	kA	3	Wang, 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens quinquefasciatus</i>	Mortalität	24h	EC10	=	0.01	N	S	tg	kA	3	Mulla et al., 1978b, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens quinquefasciatus</i>	Mortalität	24h	EC50	=	0.02	N	S	tg	kA	3	Mulla et al., 1978b, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	100	N	S	99.9	kA	3	Liu et al., 2004, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	200	N	S	99.9	kA	3	Liu et al., 2004, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	600	N	S	99.9	kA	3	Liu et al., 2004, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	2	N	S	99.9	kA	3	Liu et al., 2004, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	1.5	N	S	tg	Ri	3	Mainkar et al., 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	1.7	N	S	tg	Ri	3	Mainkar et al., 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	1.5	N	S	tg	Ri	3	Mainkar et al., 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	1.8	N	S	tg	Ri	3	Mainkar et al., 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	1.9	N	S	tg	Ri	3	Mainkar et al., 1999, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	1.6	N	S	tg	Ri	3	Mainkar et al., 1999, zitiert in RIVM 2008



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	0.34	N	S	tg/ag	kA	3	Magnin et al., 1988, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	1.5	N	S	tg/ag	kA	3	Magnin et al., 1988, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	4.3	N	S	tg/ag	kA	3	Magnin et al., 1988, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus</i>	Mortalität	24h	EC10	=	0.00889	N	S	tg	kA	3	Mulla et al., 1978a, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus</i>	Mortalität	24h	EC50	=	0.02	N	S	tg	kA	3	Mulla et al., 1978a, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	0.024	N	S	tg/ag	kA	3	Magnin et al., 1988, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Procladius spp.</i>	Mortalität der Larven	24h	LC50	=	0.067	kA	kA	kA	kA	4	Ali and Mulla, 1978, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Alburnus alburnus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.69	kA	S	tg	P3, Ri, S	3	Gulyas & Csanyi (undatiert), zitiert Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Astyanax (Astyanax) fasciatus fasciatus</i>	Mortalität	0.5h	NOEC	=	125	N	S	ag	Ri	3	Salibian, Fichera, 1981, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Astyanax (Astyanax) fasciatus fasciatus</i>	Mortalität	1.5h	EC50	=	250	N	S	ag	Ri	3	Salibian, Fichera, 1981, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinodon macularius</i>	kA	48h	LC50	=	0.6	kA	kA	kA	P3, Ri	4*	Bocquet and L'Hotellier, 1984, Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Überleben der Larven	24h	NOEC	=	2	Y	S	99.6	D, Ri	3	Ghillebaert et al., 1996a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Überleben der Larven	24h	NOEC	=	8	Y	S	99.6	G, Ri	3	Ghillebaert et al., 1996a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Überleben der Larven	24h	NOEC	=	8	Y	S	99.6	G, Ri	3	Ghillebaert et al., 1996a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Überleben der Larven	24h	NOEC	=	4	Y	S	99.6	G, Ri	3	Ghillebaert et al., 1996a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Überleben der Larven	24h	NOEC	=	4	Y	S	99.6	G, Ri	3	Ghillebaert et al., 1996a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Überleben der Larven	24h	NOEC	=	4	Y	S	99.6	G, Ri	3	Ghillebaert et al., 1996a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Überleben der Larven	24h	NOEC	=	8	Y	S	99.6	G, Ri	3	Ghillebaert et al., 1996a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Überleben der Larven	24h	NOEC	=	8	Y	S	99.6	G, Ri	3	Ghillebaert et al., 1996a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Überleben der Larven	24h	NOEC	=	4	Y	S	99.6	G, Ri	3	Ghillebaert et al., 1996a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Überleben der Larven	24h	NOEC	=	16	Y	S	99.6	G, Ri	3	Ghillebaert et al., 1996a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Überleben der Larven	24h	NOEC	=	8	Y	S	99.6	G, Ri	3	Ghillebaert et al., 1996a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Überleben der Larven	24h	NOEC	=	16	Y	S	99.6	G, Ri	3	Ghillebaert et al., 1996a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Überleben der Larven	24h	NOEC	=	8	Y	S	99.6	G, Ri	3	Ghillebaert et al., 1996a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Überleben der Larven	24h	NOEC	=	16	Y	S	99.6	G, Ri	3	Ghillebaert et al., 1996a, zitiert in RIVM 2008



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Überleben der Larven	24h	NOEC	=	4	Y	S	99.6	G, Ri	3	Ghillebaert et al., 1996a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Überleben der Larven	24h	NOEC	=	16	Y	S	99.6	G, Ri	3	Ghillebaert et al., 1996a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96h	LC50	=	1.84	kA	T	tg	D, P3, Ri	4*	Gulyas & Csanyi (undatiert), zitiert Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	kA	96h	LC50	=	0.86	N	S	98.5	Ri	4	Crommentuijn et al. 2001, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	kA	96h	LC50	=	0.86	kA	F	kA	P3, Q, Ri	4*	Knauf & Schulze 1977a, in Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	kA	48h	LC50	=	0.86	kA	kA	kA	P3, Q, Ri	4	Bocquet and L'Hotellier, 1984, in Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	96h	LC50	=	2	kA	kA	tg	D, P3, Ri	4*	Lepailleur & Chambon 1984, in Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	6d	LC50	=	40	nom	R	99	kA	3	DeMico 2009, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 33
Fische	<i>Gambusia affinis</i>	Mortalität	96h	LC50	=	7.5	N	S	99.7	Ri	3	Mittal et al., 1991, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Gambusia affinis</i>	Mortalität	96h	LC50	=	7.5	N	S	99.7	Ri	4*	Crommentuijn et al. 2001, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Ictalurus nebulosus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	1.2	kA	T	tg	D, P3, Ri	4	Knauf & Schulze 1977b, in Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Ictalurus punctatus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.63	kA	T	tg	D, P3, Ri	4	Buccafusco et al. 1977, zitiert Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Lepomis gibbosus</i>	kA	96h	LC50	=	0.58	kA	S	98.5	F1, P2, Ri	S/4	Waltersdorfer & Schulze 1976d, zitiert in Pawlisz et al. 1998. Ebenfalls zitiert in RIVM 2008.
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	1.2	kA	T	tg	D, P3, Ri	4	Buccafusco et al. 1977, zitiert Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	1.4	nom	S	99.3	H	2*	Anonym 1986a, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 16. Wert ebenfalls in OPP 2018 (Studiendum 1991)
Fische	<i>Melanotaenia duboulayi</i> (nfw (Namoi River water (RW)) @ 750 µS/cm)	Mortalität	96h	LC50	=	0.187	mm	R	98	B4, E2, R48h	3	Thomas et al. 2008, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 201
Fische	<i>Melanotaenia duboulayi</i> (sfw (cladoceran culture water (CW)) @ 200 µS/cm)	Mortalität	96h	LC50	=	0.222	mm	R	98	B4, E1, R48h	3	Thomas et al. 2008, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 201
Fische	<i>Melanotaenia duboulayi</i> (sfw (cladoceran culture water (CW)) @ 750 µS/cm)	Mortalität	96h	LC50	=	0.185	mm	R	98	B4, E1, R48h	3	Thomas et al. 2008, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 201
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Schwimmaktivität (kritisch)	96h	NOEC	=	0.1	nom	T	98	kA	3	Goulding et al. 2010, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 31
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.39	kA	T	tg	P1, Ri	4	Knauf & Horlein 1979, Pawlisz et al. 1998, zitiert in zitiert RIVM 2008
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96h	LC50	=	12.85	mm	R	kA	G	3	Anonym 2009a, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 24.





Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
<b>Fische</b>	<b><i>Oncorhynchus mykiss</i></b>	<b>Mortalität</b>	<b>96h</b>	<b>LC50</b>	<b>=</b>	<b>0.15</b>	<b>mm</b>	<b>T</b>	<b>99.2</b>	<b>kA</b>	<b>1</b>	<b>Sousa 1990a, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 17</b>
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> ( <i>Salmo gairdneri</i> )	Mortalität	96h	LC50	=	0.91	nom	S	99.3	H, O1	2*	Anonym 1986b, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 16. Ebenfalls in OPP 2018
Fische	<i>Oreochromis niloticus</i>	Mortalität	48h	LC50	=	4.85	N	S	98	Ri	3	Yildirim et al., 2006, ebenfalls zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 26, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Mortalität	24h	LC50	=	16	N	S	tg	Ri	3	Mittal et al., 1994, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Mortalität	48h	LC50	=	5.1251	N	S	98	Ri	3	Viran et al., 2003, ebenfalls zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 25, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Rhodeus sericeus amarus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	1.12	kA	kA	tg	D, P3, Ri	3	Gulyas & Csanyi (undatiert), zitiert Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Salmo salar</i>	Mortalität	96h	LC50	=	1.97	Y	R	kA	D, P1, Ri	3	Zitko et al., 1979, zitiert Pawlisz et al. 1998 und in RIVM 2008
Fische	<i>Tilapia mossambica</i>	Mortalität	96h	LC50	=	3.5	kA	kA	tg	Ri	4	L'Hotellier, Vincent 1986, zitiert in RIVM 2008
Amphibien	<i>Anisops bouvieri</i>	Mortalität	24h	LC50	=	2.86	N	S	98.8	Ri	3	Jebanesan and Angelo, 1991, zitiert in RIVM 2008
Amphibien	<i>Anisops bouvieri</i>	Mortalität	96h	LC50	=	2.25	N	S	98.8	Ri	3	Jebanesan and Angelo, 1991, zitiert in RIVM 2008
Amphibien	<i>Bufo arenarum</i>	kA	96h	LC50	=	4.4	N	R	99.7	Ri	4	Crommentuijn et al. 2001, zitiert in RIVM 2008
Amphibien	<i>Diplonchus indicus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	4.5	N	S	98.8	Ri	3	Jebanesan and Angelo, 1991, zitiert in RIVM 2008
Amphibien	<i>Diplonchus indicus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	26.5	N	S	98.8	Ri	3	Jebanesan and Angelo, 1991, zitiert in RIVM 2008
Amphibien	<i>Ranatra elongata</i>	Mortalität	24h	LC50	=	2.8	N	S	98.8	G, Ri	3	Jebanesan & Angelo, 1991, zitiert in RIVM 2008
Amphibien	<i>Ranatra elongata</i>	Mortalität	96h	LC50	=	2.3	N	S	98.8	G, Ri	3	Jebanesan & Angelo, 1991, zitiert in RIVM 2008
Amphibien	<i>Ranatra filiformis</i>	Mortalität	24h	LC50	=	3	N	S	98.8	G, Ri	3	Jebanesan & Angelo, 1991, zitiert in RIVM 2008
Amphibien	<i>Ranatra filiformis</i>	Mortalität	96h	LC50	=	2.3	N	S	98.8	G, Ri	3	Jebanesan & Angelo, 1991, zitiert in RIVM 2008
<b>akute Effektdaten - marin</b>												
<b>Algen</b>	<b><i>Skeletonema costatum</i></b>	<b>Wachstumsrate</b>	<b>96h</b>	<b>ErC50</b>	<b>&gt;</b>	<b>1.19</b>	<b>m-gm</b>	<b>S</b>	<b>99.6</b>	<b>kA</b>	<b>1</b>	<b>Banman 2013c zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 187</b>
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	kA	96h	LC50	=	3700	Y	R	tg	G	4*	HSE 2004, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i> (juvenil)	Mortalität	96h	LC50	=	0.02677	nom	S	>=97.7	1	3	Key et al. 2013, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 97
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i> (juvenil)	Mortalität	24h	LC50	=	0.1133	nom	S	>=97.7	1	3	Key et al. 2013, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 97
<b>Krebstiere</b>	<b><i>Americamysis bahia</i> (<i>Mysidopsis bahia</i>)</b>	<b>Mortalität</b>	<b>96h</b>	<b>LC50</b>	<b>=</b>	<b>0.0017</b>	<b>kA</b>	<b>S</b>	<b>kA</b>	<b>L</b>	<b>C</b>	<b>Anonym (Studiendum 1991), zitiert in OPP 2018</b>





Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i> ( <i>Mysidopsis bahia</i> )	Mortalität	96h	LC50	=	0.0037	mm	R	>95	kA	1	LeLievre 1991, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 87
		<b>Geom. Mittelwert</b>	<b>96h</b>	<b>LC50</b>	<b>=</b>	<b>0.0025</b>						
Krebstiere	<i>Palaemon serratus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.0484	nom	S	>=98	C5	R3, C1	(Oliveira et al. 2012)
Krebstiere	<i>Palaemon serratus</i>	Schwimmgeschwindigkeit	96h	NOEC	<	0.0006	nom	S	>=98	C5	R3, C3	Oliveira et al. 2012
Krebstiere	<i>Palaemonetes pugio</i> (adult)	Mortalität	96h	LC50	=	0.0058	nom	S	>=97.7	1	3	Key et al. 2013, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 97
Krebstiere	<i>Palaemonetes pugio</i> (adult)	Mortalität	24h	LC50	=	0.0232	nom	S	>=97.7	1	3	Key et al. 2013, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 97
Krebstiere	<i>Palaemonetes pugio</i> (juvenil)	Mortalität	96h	LC50	=	0.00504	nom	S	>=97.7	1	3	Key et al. 2013, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 97
Krebstiere	<i>Palaemonetes pugio</i> (juvenil)	Mortalität	24h	LC50	=	0.0208	nom	S	>=97.7	1	3	Key et al. 2013, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 97
Krebstiere	<i>Tisbe battagliai</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.0151	mm	R	99.8	kA	2	Barata et al., 2002, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.9	kA	F	kA	Q, P2	4*	Heitmuller et al. 1978a, zitiert in Pawlisz et al. 1998 & in RIVM 2008.
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.48	mm	T	99.2	kA	1	Anonym 1990, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 21
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.58	kA	F	99.2	kA	C	OPP 2018 (Studiendum 1990)
		<b>Geom. Mittelwert</b>	<b>96h</b>	<b>LC50</b>	<b>=</b>	<b>0.527</b>						
<b>subchronische und chronische Effektdaten - limnisch</b>												
Cyanobakterie n	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	96h	ErC10	>	1.06	m-gm	S	99.6	kA	1	Banman 2013b zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 183
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i> (Strain: 86.81 SAG)	Wachstumsrate	72h	NOEC	>=	320	m-gm	S	98.5	C7	1	Juckeland 2014 zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 191
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Wachstumsrate	96h	ErC10	>	0.47	m-gm	S	99.6	kA	1	Banman 2013a zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 179
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	Wachstumsrate	72h	NOEC	>=	100	nom-m	S	99.08	C7	1	Vyas 2009c, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 194
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate	72h	NOEC	=	1250	N	S	ag	kA	3	Présing, 1993, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Länge der Adulten	8d	NOEC	=	0.0025	nom	R	>99.8	B2, R24h	2*	Shen et al. 2012, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 100
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Zeit bis zur ersten Brut & Anzahl Nachkommen/Weibchen	8d	NOEC	=	0.01	nom	R	>99.8	B2, R24h	2*	Shen et al. 2012, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 100
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Mortalität	8d	NOEC	=	0.05	nom	R	>99.8	B2, R24h	2*	Shen et al. 2012, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 100



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Populationswachstumsrate (PGR)	10d	EC50	=	0.04	m-gm	R	95.8	B2	R2C3	(Barata <i>et al.</i> 2012)
<b>Krebstiere</b>	<b><i>Ceriodaphnia dubia</i></b>	<b>Populationswachstumsrate (PGR)</b>	<b>10d</b>	<b>EC10</b>	<b>=</b>	<b>0.012</b>	<b>m-gm</b>	<b>R</b>	<b>95.8</b>	<b>est EC10</b>	<b>R2C2</b>	<b>Barata et al. 2012</b>
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21d	NOEC	=	0.0089	mm	F	>95	kA	1	McNamara 1991a, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 143
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Wachstum	21d	NOEC	=	0.0041	mm	F	>95	N	1	McNamara 1991a, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 143
Insekten	<i>Chironomus riparius</i>	Emergenz	28d	NOEC	=	0.01	mm-i	kA	kA	C3/C8, N	3	Heusel <i>et al.</i> 1998, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 153
Insekten	<i>Chironomus riparius</i>	Entwicklungsrate	28d	NOEC	=	0.046	mm-i	kA	kA	C3/C8, N	3	Heusel <i>et al.</i> 1998, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 153
Insekten	<i>Chironomus riparius</i>	Mortalität	28d	LC50	=	0.000016	nom	kA	98	C4	3	Akerblom <i>et al.</i> 2008, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 171
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	35d	LC50	=	0.52	Y	CF	>98	P1, Ri, T	3	Görge & Nagel 1990, in Pawlisz <i>et al.</i> 1998
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	35d	NOEC	<	0.5	Y	CF	>98	P1, Ri, T	3	Görge & Nagel 1990, in Pawlisz <i>et al.</i> 1998
Fische	<i>Danio rerio</i>	hatching	4d	NOEC	=	0.5	Y	CF	>98	kA	3	Calta and Ural, 2004, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Danio rerio</i>	hatching	6d	NOEC	=	0.5	Y	CF	>98	kA	3	Crommentuijn <i>et al.</i> 2001, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	35d	NOEC	=	0.17	Y	CF	>98	Ri	2	Crommentuijn <i>et al.</i> 2001, zitiert in RIVM 2008
<b>Fische</b>	<b><i>Oncorhynchus mykiss</i></b>	<b>kA</b>	<b>28d</b>	<b>NOEC</b>	<b>&lt;</b>	<b>0.032</b>	<b>mm</b>	<b>T</b>	<b>99.2</b>	<b>U</b>	<b>1</b>	<b>Anonym 1990c, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 65; ebenfalls zitiert als "List of end points, 2002" in RIVM 2008</b>
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	36d	NOEC	=	0.022	mm	T	>95	N	1	Anonym 1991, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 65
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Länge (total) der F0 Weibchen bei Testende	260d	NOEC	=	0.035	mm	T	>95	kA	1	Anonym 1993, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 65
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	30d Überleben der F1	260d	NOEC	=	0.035	mm	T	>95	kA	1	Anonym 1993, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 65
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Länge der F1 nach 30d	260d	NOEC	=	0.035	mm	T	>95	kA	1	Anonym 1993, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 65
<b>Fische</b>	<b><i>Pimephales promelas</i></b>	<b>Nassgewicht der F0 Weibchen bei Testende</b>	<b>260d</b>	<b>NOEC</b>	<b>=</b>	<b>0.017</b>	<b>mm</b>	<b>T</b>	<b>&gt;95</b>	<b>N</b>	<b>1</b>	<b>Anonym 1993, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 65</b>
<b>subchronische und chronische Effektdaten - marin</b>												
<b>Algen</b>	<b><i>Skeletonema costatum</i></b>	<b>Wachstumsrate</b>	<b>96h</b>	<b>ErC10</b>	<b>&gt;</b>	<b>1.19</b>	<b>m-gm</b>	<b>S</b>	<b>99.6</b>	<b>kA</b>	<b>1</b>	<b>Banman 2013c zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 187</b>
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Anzahl Nachkommen per Weibchen	35d	NOEC	=	0.00073	mm	F	>99	kA	3	Claude <i>et al.</i> 2012, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 143



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Mortalität	14d	NOEC	=	0.0012	mm	F	>99	kA	3	Claude et al. 2012, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 143
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Mortalität	35d	NOEC	=	0.0012	mm	F	>99	kA	3	Claude et al. 2012, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 143
Krebstiere	<i>Tisbe battagliai</i>	Mortalität	6d	LC10	=	0.0047	mm	R	99.8	kA	2	Barata et al., 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Tisbe battagliai</i>	Mortalität	6d	LC50	=	0.0106	mm	R	99.8	kA	2	Barata et al., 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Tisbe battagliai</i>	Frassrate	6d	EC10	=	0.0281	mm	R	99.8	kA	2	Barata et al., 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Tisbe battagliai</i>	Frassrate	6d	EC50	=	0.0581	mm	R	99.8	kA	2	Barata et al., 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Tisbe battagliai</i>	Grösse des Geleges	6d	EC50	=	0.0138	mm	R	99.8	kA	2	Barata et al., 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Tisbe battagliai</i>	Reproduktionserfolg	6d	EC10	=	0.0161	mm	R	99.8	kA	2	Barata et al., 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Tisbe battagliai</i>	Reproduktionserfolg	6d	EC50	=	0.0378	mm	R	99.8	kA	2	Barata et al., 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Tisbe battagliai</i>	Überleben der Eier	6d	LC10	=	0.0641	mm	R	99.8	kA	2	Barata et al., 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Tisbe battagliai</i>	Überleben der Eier	6d	LC50	=	0.0887	mm	R	99.8	kA	2	Barata et al., 2002, zitiert in RIVM 2008
<b>Krebstiere</b>	<b><i>Tisbe battagliai</i></b>	<b>Grösse des Geleges</b>	<b>6d</b>	<b>EC10</b>	<b>=</b>	<b>0.0087</b>	<b>mm</b>	<b>R</b>	<b>99.8</b>	<b>kA</b>	<b>2</b>	<b>Barata et al., 2002, zitiert in RIVM 2008</b>
<b>Fische</b>	<b><i>Cyprinodon variegatus</i></b>	<b>Trockengewicht</b>	<b>35d</b>	<b>NOEC</b>	<b>=</b>	<b>0.024</b>	<b>mm</b>	<b>T</b>	<b>99.52</b>	<b>kA</b>	<b>1</b>	<b>Anonym 2012, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 67</b>
Fische	<i>Melanotaenia duboulayi</i> (nfw (Namoi River water (RW)) @ 750 µS/cm)	Mortalität	96h	LC50	=	0.187	mm	R	98	B4, E2, R48h	3	Thomas et al. 2008, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 201
<b>Formulierung (akute und chronische Daten für limnische und marine Organismen zusammen)</b>												
Protozoa	<i>Paramecium aurelia</i>	Mortalität	1.5h	NOEC	=	1000	N	Sc	kA	Ri	3	Joshi and Misra, 1986, zitiert in RIVM 2008
Protozoa	<i>Paramecium aurelia</i>	Mortalität	1.5h	NOEC	=	1000	N	Sc	kA	Ri	3	Joshi and Misra, 1986, zitiert in RIVM 2008
Protozoa	<i>Paramecium aurelia</i>	Mortalität	15min	NOEC	>=	5000	N	Sc	kA	Ri	3	Joshi and Misra, 1986, zitiert in RIVM 2008
Protozoa	<i>Paramecium aurelia</i>	Mortalität	30min	NOEC	=	1000	N	Sc	kA	Ri	3	Joshi and Misra, 1986, zitiert in RIVM 2008
Protozoa	<i>Paramecium aurelia</i>	Mortalität	45min	NOEC	=	1000	N	Sc	kA	Ri	3	Joshi and Misra, 1986, zitiert in RIVM 2008
Protozoa	<i>Paramecium aurelia</i>	Mortalität	60min	NOEC	=	1000	N	Sc	kA	Ri	3	Joshi and Misra, 1986, zitiert in RIVM 2008
Protozoa	<i>Spirostomuambiguum</i>	deformation	24h	EC50	=	78000	N	Sc	kA	Ri	3	Nalecz-Jawecki et al., 2002, zitiert in RIVM 2008
Algen	<i>Chlorella vulgaris</i>	cell density	kA	NOEC	>=	620	kA	kA	kA	G	3/S	HSE 2004, zitiert in RIVM 2008. Ebenfalls in OPP 2018 (Studiendum 1994)



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Weichtiere	<i>Anodonta anatina</i>	Mortalität	96h	LC50	=	264	N	S	0.12 (NA)	G, Ri	3	Varanka, 1986, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Anodonta anatina</i>	Mortalität	48h	LC50	=	2760	N	S	0.12 (NA)	G, Ri	3	Varanka, 1986, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Anodonta anatina</i>	Mortalität	96h	LC50	=	23400	N	S	0.12 (NA)	G, Ri	3	Varanka, 1987, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Anodonta cygnea</i>	Mortalität	96h	LC50	=	12000	N	S	0.12 (K-Othrin ULV)	G, Ri	3	Varanka, 1987, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Anodonta cygnea</i>	Mortalität	96h	LC50	=	492	N	S	0.12 (K-Othrin ULV)	G, Ri	3	Varanka, 1986, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Anodonta cygnea</i>	Mortalität	48h	LC50	=	11040	N	S	0.12 (K-Othrin ULV)	G, Ri	3	Varanka, 1986, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Anodonta cygnea</i>	filtering activity	30min	NOEC	=	5	N	S	2.5 (Decis 2.5 EC)	G, Ri	3	Kontreczky et al., 1997, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Unio pictorum</i>	Mortalität	96h	LC50	=	7000	N	S	0.12 (NA)	Ri	3	Varanka, 1987, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Anisops sardeus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	0.013	nom	S	75 (DECIS)	kA	R3C3	Lahr et al. 2001
Krebstiere	<i>Anisops sardeus</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.012	nom	S	75 (DECIS)	kA	R3C3	Lahr et al. 2001
Krebstiere	<i>Asellus aquaticus</i>	kA	96h	LC50	=	0.01	kA	R	kA	Ri	4	List of end points, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Asellus aquaticus</i>	kA	96h	NOEC	=	0.00025	Y	R	kA	Ri	3	Addendum, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Asellus aquaticus</i>	partial loss of equilibrium	96h	EC50	=	0.00035	Y	R	kA	Ri	3	Addendum, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Asellus aquaticus</i>	complete loss of equilibrium	96h	EC50	=	0.00051	Y	R	kA	Ri	3	Addendum, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Asellus aquaticus</i>	Mortalität	48h	LC50	>	0.016	Y	R	kA	Ri	3	Gries & van der Kolk 2001, zitiert im DRAR 2017 Volume 3 – B.9 (PPP) – Decis EW 15, S. 280. Ebenfalls in RIVM 2008 als Addendum 2002
Krebstiere	<i>Asellus aquaticus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.0051	Y	R	kA	Ri	3	Gries & van der Kolk 2001, zitiert im DRAR 2017 Volume 3 – B.9 (PPP) – Decis EW 15, S. 280. Ebenfalls in RIVM 2008 als Addendum 2002
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	Mortalität	1h	EC 20	=	0.00013	N	S	2.5 (NA)	Ri	4	Mansour, Hassan, 1993, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia hyalina</i>	kA	48h	LC50	=	0.03	kA	kA	kA	Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Krebstiere	<i>Daphnia hyalina</i>	kA	48h	LC50	=	0.03	kA	S	kA	Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia hyalina</i>	kA	24h	LC50	=	0.35	kA	kA	kA	Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia hyalina</i>	kA	24h	LC50	=	0.35	kA	S	kA	Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia hyalina</i>	Mortalität	24h	LC50	=	0.35	N	S	0.12 (NA)	Ri	3	Presing 1989, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia hyalina</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.03	kA	S	0.12 (NA)	Ri	3	Addendum, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia hyalina</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.03	N	S	0.12 (NA)	Ri	3	Presing 1989, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia hyalina</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.01	N	S	0.12 (NA)	Ri	3	Presing 1989, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	48h	EC50	=	0.56	kA	F	kA	Ri	4	List of end points, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	48h	EC50	=	0.11	kA	R	kA	Ri	4	List of end points 2002, zitiert in RIVM 2008. Wert ebenfalls in OPP 2018 (für Formulierung)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	24h	LC50	=	26	kA	S	0.12 (NA)	Ri	3	Presing 1989, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48h	LC50	=	2.5	kA	S	0.12 (NA)	Ri	3	Presing 1989, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	96h	LC50	=	1	kA	S	0.12 (NA)	Ri	3	Presing 1989, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48h	LC50	=	2.5	kA	S	0.12 (NA)	Ri	3	Addendum, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.0293	N	S	2.5 (Decis 2.5 EC)	Ri	3	Beketov, 2004, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia similis</i>	kA	24h	LC50	=	0.87	kA	S	2.5 (NA)	Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Eudiaptomus gracilis</i>	kA	24h	LC50	=	0.08	kA	kA	kA	Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Eudiaptomus gracilis</i>	kA	48h	LC50	=	0.05	kA	kA	kA	Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Eudiaptomus gracilis</i>	kA	96h	LC50	=	0.02	kA	kA	kA	Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Eudiaptomus gracilis</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.05	kA	S	0.12 (NA)	Ri	3	Addendum, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Eudiaptomus gracilis</i>	Mortalität	24h	LC50	=	0.08	N	S	0.125 (NA)	Ri	3	Presing 1989, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Eudiaptomus gracilis</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.05	N	S	0.125 (NA)	Ri	3	Presing 1989, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Eudiaptomus gracilis</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.02	N	S	0.125 (NA)	Ri	3	Presing 1989, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Gammarus fasciatus</i>	kA	96h	LC50	=	0.0003	kA	F	kA	Ri	4	List of end points, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Gammarus fasciatus</i>	kA	96h	LC50	=	0.0032	kA	F	kA	Ri	4	List of end points, 2002, zitiert in RIVM 2008



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Krebstiere	<i>Gammarus fasciatus</i>	kA	96h	LC50	>	0.043	kA	kA	kA	Ri	4	List of end points, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Gammarus fasciatus</i>	kA	48h	LC50	=	0.00049	Y	F	2.7 (NA)	Ri	4	Addendum, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Gammarus fasciatus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.00031	Y	F	2.7 (NA)	Ri	2	Addendum, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Gammarus fasciatus</i>	adverse effects	96h	NOEC	<	0.00028	Y	F	2.7 (NA)	Ri	4	Addendum, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Gammarus fasciatus</i>	kA	96h	LC50	=	0.0032	N	F	2.7 (NA)	Ri	3	Addendum, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Gammarus fasciatus</i>	adverse effects	96h	NOEC	<	0.0027	N	F	2.7 (NA)	Ri	3	Addendum, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Gammarus fasciatus</i>	Mortalität	96h	LC50	>	0.043	Y	kA	2.7 (NA)	Ri	3	Addendum, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Gammarus fasciatus</i>	Mortalität	96h	NOEC	=	0.0054	Y	kA	2.7 (NA)	Ri	3	Addendum, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Gammarus fasciatus</i>	Mortalität	96h	NOEC	=	0.00034	Y	kA	2.7 (NA)	Ri	3	Addendum, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.03	kA	kA	2.5 (NA)	Ri	3	L'Hotellier, Vincent, 1986, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Gammarus roeseli</i>	kA	24h	LC50	=	0.2	kA	S	kA	Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Gammarus roeseli</i>	kA	48h	LC50	=	0.09	kA	S	kA	Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Gammarus roeseli</i>	kA	96h	LC50	=	0.03	kA	S	kA	Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Gammarus roeseli</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.09	kA	S	0.12 (NA)	Ri	3	Addendum, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Gammarus roeseli</i>	Mortalität	24h	LC50	=	0.2	N	S	0.12 (NA)	Ri	3	Presing 1989, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Gammarus roeseli</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.09	N	S	0.12 (NA)	Ri	3	Presing 1989, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Gammarus roeseli</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.03	N	S	0.12 (NA)	Ri	3	Presing 1989, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Macrobrachium lar</i>	Mortalität	24h	LC50	=	0.26	nom	R	25 (25 EC)	C5, R24h	C3	(Bajet et al. 2012)
Krebstiere	<i>Macrobrachium lar</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.05	nom	R	25 (25 EC)	C5, R24h	C3	Bajet, et al. (2012)
Krebstiere	<i>Scapholeberis kingi</i>	kA	3h	LC50	=	4	kA	kA	2.8 (NA)	Ri	3	Sun 1987, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Streptocephalus sudanicus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	0.035	nom	S	75 (DECI S)	kA	R3C3	Lahr et al. 2001
Krebstiere	<i>Streptocephalus sudanicus</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.018	nom	S	75 (DECI S)	kA	R3C3	Lahr et al. 2001
Insekten	<i>Aedes aegypti</i>	Mortalität	24h	LC50	=	2.9	N	S	2.5 (NA)	G, Ri	3	Failloux et al., 1994, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes aegypti</i>	Mortalität	24h	LC50	=	2.2	N	S	2.5 (NA)	G, Ri	3	Failloux et al., 1994, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes polynesiensis</i>	Mortalität	24h	LC50	=	2.4	N	S	2.5 (NA)	G, Ri	3	Failloux et al., 1994, zitiert in RIVM 2008



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Insekten	<i>Aedes polynesiensis</i>	Mortalität	24h	LC50	=	5.5	N	S	2.5 (NA)	G, Ri	3	Failloux et al., 1994, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes polynesiensis</i>	Mortalität	24h	LC50	=	6.1	N	S	2.5 (NA)	G, Ri	3	Failloux et al., 1994, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes polynesiensis</i>	Mortalität	24h	LC50	=	6.3	N	S	2.5 (NA)	G, Ri	3	Failloux et al., 1994, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes polynesiensis</i>	Mortalität	24h	LC50	=	7.8	N	S	2.5 (NA)	G, Ri	3	Failloux et al., 1994, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes polynesiensis</i>	Mortalität	24h	LC50	=	2.9	N	S	2.5 (NA)	G, Ri	3	Failloux et al., 1994, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes polynesiensis</i>	Mortalität	24h	LC50	=	4.5	N	S	2.5 (NA)	G, Ri	3	Failloux et al., 1994, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes polynesiensis</i>	Mortalität	24h	LC50	=	5.6	N	S	2.5 (NA)	G, Ri	3	Failloux et al., 1994, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes polynesiensis</i>	Mortalität	24h	LC50	=	4.2	N	S	2.5 (NA)	G, Ri	3	Failloux et al., 1994, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes polynesiensis</i>	Mortalität	24h	LC50	=	4.6	N	S	2.5 (NA)	G, Ri	3	Failloux et al., 1994, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes polynesiensis</i>	Mortalität	24h	LC50	=	4.8	N	S	2.5 (NA)	G, Ri	3	Failloux et al., 1994, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes polynesiensis</i>	Mortalität	24h	LC50	=	5.8	N	S	2.5 (NA)	G, Ri	3	Failloux et al., 1994, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes polynesiensis</i>	Mortalität	24h	LC50	=	5.8	N	S	2.5 (NA)	G, Ri	3	Failloux et al., 1994, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes polynesiensis</i>	Mortalität	24h	LC50	=	6.3	N	S	2.5 (NA)	G, Ri	3	Failloux et al., 1994, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes polynesiensis</i>	Mortalität	24h	LC50	=	2.5	N	S	2.5 (NA)	G, Ri	3	Failloux et al., 1994, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes polynesiensis</i>	Mortalität	24h	LC50	=	3.9	N	S	2.5 (NA)	G, Ri	3	Failloux et al., 1994, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Anisops bouvieri</i>	kA	24h	LC50	=	0.15	kA	S	2.5 (NA)	Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Anopheles gambiae</i>	kA	kA	LC50	=	0.44	kA	kA	kA	Ri	3	Corbel et al., 2004, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Baetis parvus</i>	kA	24h	LC50	=	0.4	kA	F	kA	Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Baetis parvus</i>	Mortalität	1h	EC10	=	0.005	N	S	2.5 (NA)	Ri	3	Mohsen, Mulla, 1981, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Baetis parvus</i>	Mortalität	1h	EC50	=	0.01	N	S	2.5 (NA)	Ri	3	Mohsen, Mulla, 1981, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Caenis millaria</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.0091	N	S	kA	Ri	3	Beketov, 2004, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Cloeon dipterum</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.005	N	S	kA	Ri	3	Beketov, 2004, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Cordulia aenea</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.76	N	S	kA	Ri	3	Beketov, 2004, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	kA	LC50	=	0.5	kA	kA	kA	Ri	3	Chen, 1990, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens pallens</i>	Mortalität	kA	LC50	=	68	kA	kA	kA	Ri	3	Chen, 1990, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens quinquefasciatus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	1.2	N	S	2.5 (NA)	Ri	3	Failloux et al., 1994, zitiert in RIVM 2008



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus pipiens</i>	Mortalität	24h	LC50	=	1.5	N	S	2.5 (NA)	Ri	3	Failloux et al., 1994, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus (Mandya population)</i>	Mortalität	24h	LC50	=	0.066	nom	S	2.5 (2.5% wp)	kA	R3C3	(Vijayan and Ningegowda 1993)
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus (Mysore population)</i>	Mortalität	24h	LC50	=	0.0189	nom	S	2.5 (2.5% wp)	kA	R3C3	Vijayan & Ningegowda 1993
Insekten	<i>Hydropsyche californica</i>	kA	24h	LC50	=	0.4	kA	F	2.5 (NA)	Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Hydropsyche californica</i>	Mortalität	1h	EC10	=	0.0044	N	S	2.5 (NA)	Ri	3	Mohsen, Mulla, 1981, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Hydropsyche californica</i>	Mortalität	1h	EC50	=	0.01	N	S	2.5 (NA)	Ri	3	Mohsen, Mulla, 1981, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Hydropsyche pellucidula</i>	Mortalität	1h	kA	=	0.01	nom	T	2.5 (kA)	kA	R4C4	Muirhead-Thomson 1981, zitiert in ECOTOX-KB
Insekten	<i>Lestes sponsa</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.0145	N	S	kA	Ri	3	Beketov, 2004, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Simulium virgatum</i>	Mortalität	1h	EC10	=	0.0045	N	F	2.5 (NA)	Ri	3	Mohsen, Mulla, 1981, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Simulium virgatum</i>	Mortalität	1h	EC50	=	0.0225	N	F	2.5 (NA)	Ri	3	Mohsen, Mulla, 1981, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Simulium virgatum</i>	kA	24h	EC50	=	0.02	kA	F	2.5 (NA)	Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Alburnus alburnus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	82	kA	kA	0.1 (NA)	Ri	3	L'Hotellier, Vincent, 1986, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Astyanax (Astyanax) fasciatus fasciatus</i>	Mortalität	1h	NOEC	=	250	N	S	kA	Ri	3	Salibian, Fichera, 1981, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Astyanax (Astyanax) fasciatus fasciatus</i>	Mortalität	2.5h	EC50	=	250	N	S	kA	Ri	3	Salibian, Fichera, 1981, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Channa punctatus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	440	N	S	2.8 (NA)	Ri	3	Kumar et al., 1999b, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Clarias batrachus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	480	kA	kA	2.8 (NA)	Ri	3	Ravinder, et al., 1989, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Clarias gariepinus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	40010	N	S	2.5 (NA)	Ri	3	Datta and Kaviraj, 2003a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Clarias gariepinus</i>	Mortalität	96h	NOEC	=	30000	N	S	2.5 (NA)	Ri	3	Datta and Kaviraj, 2003a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Clarias gariepinus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	4	N	S	2.5 (NA)	Ri	3	Datta and Kaviraj, 2003a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Clarias gariepinus</i>	Mortalität	96h	NOEC	<	3	N	S	2.5 (NA)	Ri	3	Datta and Kaviraj, 2003a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Mortalität	96h	LC50	=	91	kA	kA	25 (Decis, 25 EC)	G, Ri	3	Calta and Ural, 2004, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinodon macularius</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.6	N	S	kA	Ri	3	Mulla et al., 1978b, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinodon macularius</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.6	kA	kA	2.5 (NA)	Ri	4*	L'Hotellier, Vincent, 1986, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	kA	96h	LC50	=	1.45	kA	R	2.5 (Decis)	D, Ri	3	Svobodova et al. 2003, zitiert in RIVM 2008





Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96h	LC50	=	1.65	N	S	2.5 (NA)	Ri	3	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96h	LC50	=	210	kA	F	0.1 (ULV)	D, G, P3, Ri	4*	Gulyas & Csanyi (undatiert), zitiert Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.65	kA	T	2.5 (EC)	D, P3, Ri	4*	Gulyas & Csanyi (undatiert), zitiert Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	kA	48h	LC50	=	4	kA	kA	2.8 (NA)	Ri	3	Ghillebaert et al., 1996a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	kA	96h	LC50	=	2.3	kA	kA	2.8 (NA)	Ri	3	Calta and Ural, 2004, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität, viable hatching	48h	LC50	=	1120	N	kA	kA	Ri	3	Azmi et al., 1997, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96h	LC50	=	3.5	kA	S	2.5 (NA)	Ri	3	Ghillebaert et al., 1996a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96h	LC50	=	2.3	kA	kA	2.8 (NA)	Ri	3	Sun 1987, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96h	LC50	=	78	kA	kA	25 (NA)	Ri	3	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.213	N	R	2.5 (NA)	Ri	3	Köprücü and Aydın, 2004, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.074	N	R	2.5 (NA)	Ri	3	Köprücü and Aydın, 2004, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio (Embryo)</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.213	nom	T	2.5 (NA)	kA	3	Rahmi & Koprucu 2004, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 35
Fische	<i>Cyprinus carpio (Larven)</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.793	nom	T	2.5 (NA)	kA	3	Rahmi & Koprucu 2004, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 35
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.121	nom	R	2.8 (EC)	kA	R3C3	(Ansari and Sharma 2009)
Fische	<i>Esox lucius</i>	Mortalität	96h	LC50	=	23	kA	kA	25 (NA)	Ri	3	Tóth et al., 1995, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Gambusia affinis</i>	Mortalität	48h	LC50	=	1	N	S	kA	Ri	3	Mulla et al., 1978b, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Gambusia affinis</i>	Mortalität	96h	LC50	=	5000	N	S	2.5 (NA)	Ri	3	Mittal et al., 1991, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Gambusia affinis</i>	Mortalität	96h	LC50	=	6.6	N	S	2.5/2.8 (NA)	Ri	3	Mittal et al., 1991, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Gambusia affinis</i>	Mortalität	48h	LC50	=	10	kA	kA	2.5 (NA)	Ri	3	L'Hotellier, Vincent, 1986, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Gambusia affinis</i>	Mortalität	48h	LC50	=	1.8	kA	kA	2.8 (NA)	Ri	3	Sun 1987, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Heteropneustes fossilis</i>	Mortalität	96h	LC50	=	1.86	N	S	kA	Ri	4*	Srivastav et al. 2002
Fische	<i>Heteropneustes fossilis</i>	Mortalität	96h	LC50	=	520	N	S	2.8 (kA)	Ri	3	Kumar et al., 1999b, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Heteropneustes fossilis</i>	Mortalität	96h	LC50	=	520	N	S	2.8 (Decis)	G, Ri	3*	Kumar et al., 1999a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Ictalurus nebulosus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	2.3	kA	kA	2.5 (EC)	Ri	4	Knauf & Schulze 1977b, in Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Idus idus melanotus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	1.2	kA	kA	2.5 (EC)	P3, Ri	4	Waltersdorfer & Schulze 1976b, zitiert in Pawlisz et al. 1998



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Fische	<i>Lepomis gibbosus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.87	kA	kA	2.5 (EC35)	D, Ri	4	Waltersdorfer & Schulze 1976d, zitiert in Pawlisz et al. 1998.
Fische	<i>Leuciscus cephalus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	5.338	N	S	25 (NA)	Ri	3	Bocquet and L'Hotellier, 1984, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Leuciscus cephalus</i>	Mortalität	96h	LC10	=	2.088	N	S	25 (NA)	Ri	3	List of end points, 2002, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.5	N	S	kA	Ri	3	Mulla et al., 1978b, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.6961	N	S	kA	Ri	3	Ural and Saglam, 2005 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.96	N	R	4.8 (NA)	Ri	3	Velišek et al. 2007, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96h	LC50	=	2.3	kA	S	kA	Ri	3	Calta and Ural, 2004, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Oreochromis niloticus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	14.5	N	R	2.5 (2.5% w/v)	Ri	3	Golow and Godzi, 1994, zitiert in RIVM 2008 und in Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Osteochilus hasselti</i>	Mortalität	96h	LC50	=	1.2	kA	S	kA	P3, Ri	4*	Santosa 1983, zitiert in Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.87	kA	F	kA	P3, Ri	3	Waltersdorfer & Schulze 1977d, in Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Mortalität	24h	LC50	=	18000	N	S	2.5 (NA)	Ri	3	Mittal et al., 1994, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Mortalität	96h	LC50	=	1.8	kA	T	2.5 (EC)	D, P3, Ri	3	Waltersdorfer & Schulze 1977a, in Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Puntius gonionotus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.87	kA	T	2.5 (EC)	D, P3, Ri	3	Santosa & Hadi 1980, in Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Rhodeus sericeus amarus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	140	kA	kA	0.01 (ULV)	D, P3, Ri	3	Gulyas & Csanyi (undatiert), zitiert Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Salmo salar</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.59	kA	kA	2.5 (NA)	Ri	3	Zitko et al., 1979, zitiert Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Salmo trutta</i>	kA	96h	LC50	=	3.2	kA	F	kA	D, P3, Q, Ri	4	Zitko et al. 1979, zitiert in Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Salmo trutta</i>	kA	96h	LC50	=	4.7	kA	F	kA	D, P2, Q, Ri	4	L'Hoste et al. 1979, zitiert in Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Silurus glanis</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.686	N	S	kA	Ri	3	Köprüçü et al., 2006a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Silurus glanis</i>	Mortalität	96h	LC10	=	0.392	N	S	kA	Ri	3	Köprüçü et al., 2006a, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Tilapia mossambica</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.8	N	S	kA	Ri	3	Mulla et al., 1978b, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Tilapia mossambica</i>	Mortalität	96h	LC50	=	2	kA	kA	2.5 (NA)	Ri	4	L'Hotellier, Vincent 1986, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Tilapia sp.</i>	Mortalität	48h	LC50	=	232	nom	R	25 (25 EC)	C5, R24h	C3	(Bajet <i>et al.</i> 2012)
Fische	<i>Tilapia sp.</i>	Mortalität	7d	LC50	=	29.6	nom	R	25 (25 EC)	C5, R24h	C3	Bajet et al. (2012)
Fische	<i>Tilapia sp.</i>	Mortalität	96h	LC50	=	3.66	nom	R	25 (25 EC)	C5, R24h	C3	Bajet et al. (2012)
Amphibien	<i>Bufo bufo</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.93	kA	S	2.5 (EC 25)	P2, Ri	4	L'Hotellier & Vincent, 1986, zitiert in Pawlisz et al. 1998



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
									g (a.i.) /L)			
Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Mortalität	168h	LC50	=	6.26	nom	R	2.8 (DECI S EW 2.5)	kA	R3C3	(Aydin-Sinan <i>et al.</i> 2012)
Weichtiere	<i>Crassostrea virginica</i>	Mortalität	96h	LC50	=	12	kA	kA	2.5 (NA)	Ri	4*	Pawlisz <i>et al.</i> 1998, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Crassostrea virginica</i>	kA	96h	EC50	=	15	kA	F	kA	Ri	4*	Pawlisz <i>et al.</i> 1998, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Crassostrea virginica</i>	kA	96h	NOEC	=	4	kA	F	kA	Ri	4*	HSE 2004, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Crangon septemspinosa</i>	Mortalität	24h	LC50	=	0.027	mm	S	1 (Alpha Max®)	kA	C3	Burridge <i>et al.</i> (2014)
Krebstiere	<i>Crangon septemspinosa</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.0453	m-i	S	1 (Alpha Max)	kA	R3C3	Fairchild <i>et al.</i> 2010
Krebstiere	<i>Crangon septemspinosa</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.0274	m-i	S	5 (DECI S)	kA	R3C3	Fairchild <i>et al.</i> 2010
Krebstiere	<i>Eohaustorius estuarius</i>	Mortalität	96h	LC50	<	0.0032	m-i	S	5 (DECI S)	kA	R3C3	Fairchild <i>et al.</i> 2010
Krebstiere	<i>Eohaustorius estuarius</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.00799	m-i	S	5 (DECI S)	kA	R3C3	Fairchild <i>et al.</i> 2010
Krebstiere	<i>Eohaustorius estuarius</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.00166	m-i	S	1 (Alpha Max)	kA	R3C3	Fairchild <i>et al.</i> 2010
Krebstiere	<i>Homarus americanus (adult)</i>	Mortalität	24h	LC50	=	0.015	mm	S	1 (Alpha Max®)	kA	C3	(Burridge <i>et al.</i> 2014)
Krebstiere	<i>Homarus americanus (Stage I)</i>	Mortalität	24h	LC50	=	0.0008	mm	S	1 (Alpha Max®)	kA	C3	Burridge <i>et al.</i> (2014)
Krebstiere	<i>Homarus americanus (Stage II)</i>	Mortalität	24h	LC50	=	0.0006	mm	S	1 (Alpha Max®)	kA	C3	Burridge <i>et al.</i> (2014)
Krebstiere	<i>Homarus americanus (stage III)</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.00492	m-i	S	5 (DECI S)	kA	R3C3	(Fairchild <i>et al.</i> 2010)
Krebstiere	<i>Homarus americanus (stage III)</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.00474	m-i	S	1 (Alpha Max)	kA	R3C3	Fairchild <i>et al.</i> 2010
Krebstiere	<i>Homarus americanus (stage III)</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.00374	m-i	S	1 (Alpha Max)	kA	R3C3	Fairchild <i>et al.</i> 2010
Krebstiere	<i>Homarus americanus (stage IV)</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.0282	m-i	S	1 (Alpha Max)	kA	R3C3	Fairchild <i>et al.</i> 2010



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Krebstiere	<i>Homarus americanus</i> (Stage IV)	Mortalität	24h	LC50	=	0.0017	mm	S	1 (Alpha Max®)	kA	C3	Burridge et al. (2014)
Krebstiere	<i>Lepeophtheirus salmonis</i>	imobilisation	0.5h	EC50	=	0.254	Y	F	1 (NA)	Ri	3	Sevatdal, Hrosberg, 2003, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Lepeophtheirus salmonis</i>	imobilisation	0.5h	EC50	=	1.85	Y	F	1 (NA)	Ri	3	Sevatdal, Hrosberg, 2003, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Lepeophtheirus salmonis</i>	imobilisation	0.5h	EC50	=	1.149	Y	F	1 (NA)	Ri	3	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Lepeophtheirus salmonis</i>	imobilisation	0.5h	EC50	=	0.926	Y	F	1 (NA)	Ri	3	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Lepeophtheirus salmonis</i>	imobilisation	0.5h	EC50	=	4.455	Y	F	1 (NA)	Ri	3	Barata et al., 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Lepeophtheirus salmonis</i>	imobilisation	0.5h	EC50	=	0.356	Y	F	1 (NA)	Ri	3	Sevatdal, Hrosberg, 2003, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Lepeophtheirus salmonis</i>	imobilisation	0.5h	EC50	=	5	Y	F	1 (NA)	Ri	3	Sevatdal, Hrosberg, 2003, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Lepeophtheirus salmonis</i>	imobilisation	0.5h	EC50	=	0.517	Y	F	1 (NA)	Ri	3	Sevatdal, Hrosberg, 2003, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Lepeophtheirus salmonis</i>	imobilisation	0.5h	EC50	=	0.819	Y	F	1 (NA)	Ri	3	Sevatdal, Hrosberg, 2003, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Lepeophtheirus salmonis</i>	imobilisation	0.5h	EC50	=	0.516	Y	F	1 (NA)	Ri	3	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Lepeophtheirus salmonis</i>	imobilisation	0.5h	EC50	=	0.04	Y	F	1 (NA)	Ri	3	Sevatdal, Hrosberg, 2003, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Lepeophtheirus salmonis</i>	imobilisation	0.5h	EC50	=	0.062	Y	F	1 (NA)	Ri	3	Sevatdal, Hrosberg, 2003, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Lepeophtheirus salmonis</i>	imobilisation	0.5h	EC50	=	0.104	Y	F	1 (NA)	Ri	3	Sevatdal, Hrosberg, 2003, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Lepeophtheirus salmonis</i>	imobilisation	0.5h	EC50	=	0.198	Y	F	1 (NA)	Ri	3	L'Hotellier, Vincent, 1986, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Lepeophtheirus salmonis</i> (resistenter LS B-Stamm)	Mortalität	30min	EC50	=	3.26	nom	S	1 (Alpha Max)	2	R3C3	(Helgesen and Horsberg 2013)
Krebstiere	<i>Lepeophtheirus salmonis</i> (resistenter LS B-Stamm)	Mortalität	24h	EC50	=	0.38	nom	S	kA	2	R3C3	Helgesen & Horsberg 2013
Krebstiere	<i>Lepeophtheirus salmonis</i> (resistenter LS R-Stamm)	Mortalität	30min	EC50	=	1.73	nom	S	1 (Alpha Max)	2	R3C3	Helgesen & Horsberg 2013
Krebstiere	<i>Lepeophtheirus salmonis</i> (resistenter LS R-Stamm)	Mortalität	24h	EC50	=	0.49	nom	S	kA	2	R3C3	Helgesen & Horsberg 2013
Krebstiere	<i>Lepeophtheirus salmonis</i> (sensitiver LS A-Stamm)	Mortalität	30min	EC50	=	0.38	nom	S	1 (Alpha Max)	2	R3C3	Helgesen & Horsberg 2013
Krebstiere	<i>Lepeophtheirus salmonis</i> (sensitiver LS A-Stamm)	Mortalität	24h	EC50	=	0.02	nom	S	kA	2	R3C3	Helgesen & Horsberg 2013
Krebstiere	<i>Mysid sp.</i>	Mortalität	24h	LC50	=	0.0014	mm	S	1 (Alpha Max®)	kA	C3	Burridge et al. (2014)
Krebstiere	<i>Penaeus duorarum</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.35	kA	kA	2.5 (NA)	Ri	3	Barata et al., 2002, zitiert in RIVM 2008



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Krebstiere	<i>Penaeus duorarum</i>	kA	24h	LC50	=	0.56	kA	S	kA	Ri	3	L'Hotellier, Vincent, 1986, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Penaeus duorarum</i>	kA	96h	LC50	=	0.35	kA	S	kA	Ri	3	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Uca pugilator</i>	Mortalität	96h	LC50	=	1.1	kA	kA	2.5 (NA)	Ri	4*	L'Hotellier, Vincent, 1986, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Uca pugilator</i>	kA	96h	LC50	=	1.1	kA	kA	kA	Ri	4*	Tóth et al., 1995, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Uca pugilator</i>	kA	24h	LC50	=	1.9	kA	kA	kA	Ri	4*	Tóth et al., 1995, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.36	kA	S	25.4 (kA)	J, P1	C	OPP 2018 (Studiendatum 1991) und in Pawlisz et al. 1998
Weichtiere	<i>Anodonta cygnea</i>	filtering activity	7d	NOEC	=	1	N	S	2.5 (Decis)	Ri	3	Kontreczky et al., 1997, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Lymnaea stagnalis</i>	Mortalität	7w	NOEC	>=	100	N	kA	0.12 (NA)	Ri	3	Présing, 1993, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Lymnaea stagnalis</i>	reproduction	7w	LOEC	<=	1	N	kA	0.12 (NA)	Ri	3	Présing, 1993, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Lymnaea stagnalis</i>	embryonic dev.	7w	NOEC	>=	100	N	kA	0.12 (NA)	Ri	3	Présing, 1993, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Lymnaea stagnalis</i>	Mortalität	17w	LOEC	<=	1	N	kA	0.12 (NA)	Ri	3	Présing, 1993, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Lymnaea stagnalis</i>	Mortalität	17w	LOEC	<=	1	N	kA	0.12 (NA)	Ri	3	Ratushnyak et al., 2005, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Lymnaea stagnalis</i>	reproduction	17w	LOEC	<=	1	N	kA	0.12 (NA)	Ri	3	Ratushnyak et al., 2005, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Lymnaea stagnalis</i>	reproduction	17w	LOEC	<=	1	N	kA	0.12 (NA)	Ri	3	Ratushnyak et al., 2005, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Lymnaea stagnalis</i>	embryonic dev.	17w	NOEC	>=	100	N	kA	0.12 (NA)	Ri	3	Ratushnyak et al., 2005, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Lymnaea stagnalis</i>	embryonic dev.	17w	NOEC	>=	100	N	kA	0.12 (NA)	Ri	3	Addendum, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia hyalina</i>	reproduction	kA	LOEC	=	0.005	kA	S	0.12 (NA)	Ri	3	Addendum, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna (strain 1)</i>	Anzahl Neonaten pro überlebendem Weibchen	21d	EC10	=	0.011	m-twa	R	25 (DECIS EC25)	R48h	2*	Toumi et al 2013, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 148
Krebstiere	<i>Daphnia magna (strain 1)</i>	Anzahl Häutungen (cummulativ)	21d	EC10	=	0.0074	m-twa	R	25 (DECIS EC25)	R48h	2*	Toumi et al 2013, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 148
Krebstiere	<i>Daphnia magna (strain 2)</i>	Anzahl Häutungen (cummulativ)	21d	EC10	=	0.016	m-twa	R	25 (DECIS EC25)	R48h	2*	Toumi et al 2013, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 148
Krebstiere	<i>Daphnia magna (strain 2)</i>	Anzahl Neonaten pro überlebendem Weibchen	21d	EC10	=	0.046	m-twa	R	25 (DECIS EC25)	R48h	2*	Toumi et al 2013, zitiert in DRAR 2017, Vol. 3, B.9(AS), S. 148



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Fische	<i>Abramis brama</i>	Mortalität	24h	NOEC	=	250	kA	R	2.5 (NA)	Ri	3	Tóth et al., 1995, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Abramis brama</i>	hatching time	288h	NOEC	=	0.03	kA	R	2.5 (NA)	Ri	3	Tóth et al., 1995, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Barbus barbus</i>	Mortalität	24h	NOEC	=	250	kA	R	2.5 (NA)	Ri	3	Tóth et al., 1995, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i> var, <i>communis</i>	food uptake	30d	LOEC	<=	0.5	N	R	2.8 (2.8 EC)	P2, Ri	4	Ramakrishnan et al., 1991, in Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Esox lucius</i>	Mortalität	24h	NOEC	=	250	kA	R	2.5 (NA)	Ri	3	Tóth et al., 1995, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Rutilus rutilus</i>	Mortalität	24h	NOEC	=	250	kA	R	2.5 (NA)	Ri	3	Présing, 1993, zitiert in RIVM 2008
Stachelhaeuter	<i>Lytechinus variegatus</i>	development	24h	LOEC	<=	0.01041	N	S	2.5 (NA)	Ri	3	L'Hotellier, Vincent, 1986, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Crangon septemspinosa</i>	Mortalität	14d	LC50	=	0.0151	m-i	R	5 (DECI S)	kA	R3C3	Fairchild et al. 2010
Krebstiere	<i>Crangon septemspinosa</i>	Mortalität	14d	EC50	=	0.0238	m-i	R	1 (Alpha Max)	kA	R3C3	Fairchild et al. 2010
Krebstiere	<i>Homarus americanus</i> (stage III)	Mortalität	16d	LC50	=	0.00445	m-i	R	1 (Alpha Max)	kA	R3C3	Fairchild et al. 2010
Weichtiere	<i>Lymnaea acuminata</i>	Mortalität	24h	LC50	=	0.56	N	S	kA	Q, Ri	3	Sahay et al., 1991, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Lymnaea acuminata</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.5	N	S	kA	Q, Ri	3	Sahay et al., 1991, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Lymnaea acuminata</i>	Mortalität	72h	LC50	=	0.47	N	S	kA	Q, Ri	3	Sahay et al., 1991, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Lymnaea acuminata</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.45	N	S	kA	Q, Ri	3	Sahay et al., 1991, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Lymnaea acuminata</i>	kA	48h	LC50	=	0.5	kA	kA	kA	Q, Ri	3	Singh and Agarwal, 1996, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Lymnaea acuminata</i>	phospholipid levels	24h	LOEC	=	0.2	kA	kA	kA	Q, Ri	4	Singh and Agarwal, 1996, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Planorbella duryi</i> ( <i>Helisoma duryi</i> )	Mortalität	24h	LC50	=	4820	nom	S	kA	G	R3C4	(Bakry et al. 2011)
Weichtiere	<i>Unio pictorum</i>	kA	48h	LC50	=	31.8	kA	S	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Unio pictorum</i>	kA	72h	LC50	=	9.7	kA	S	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Unio pictorum</i>	kA	96h	LC50	=	7	kA	S	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Unio pictorum</i>	kA	7d	LC50	=	6	kA	S	kA	Q, Ri	3	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Amphipoda</i>	kA	kA	EC50	=	0.0014	kA	kA	kA	Q, Ri	4	Day, 1989, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Asellus aquaticus</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.002	N	kA	kA	Q, Ri	4	Addendum, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Asellus aquaticus</i>	kA	24h	LC50	=	1.8	N	S	kA	Q, Ri	3	Crommentuijn et al. 2001, zitiert in RIVM 2008



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Krebstiere	<i>Asellus aquaticus</i>	kA	48h	LC50	=	0.002	N	S	kA	Q, Ri	3	Thybaud et al., 1987, zitiert in RIVM 2008; ebenfalls zitiert in DRAR Vol3, B9, S.78
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	48h	LC50	=	0.04	kA	S	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	48h	EC50	=	0.03	kA	S	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48h	EC50	=	0.04	kA	kA	kA	Q, Ri	4	Robinson, 1999, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	48h	LC50	=	0.04	kA	S	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	48h	EC50	=	0.03	kA	S	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48h	NOEC	=	0.01008	kA	kA	kA	Q, Ri	3	Ratushnyak et al., 2005, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	48h	NOEC	<	0.082	kA	R	kA	Q, Ri	4	Addendum, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	48h	EC50	=	0.56	Y	F	kA	Q, Ri	3	Addendum, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	adverse effects	kA	NOEC	<	0.11	Y	F	kA	Q, Ri	4	Addendum, 2002, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	24h	EC50	=	18	kA	kA	kA	Q, Ri	4	HSE 2004, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	48h	EC50	=	3.5	kA	kA	kA	Q, Ri	4	HSE 2004, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	kA	NOEC	=	1.8	kA	kA	kA	Q, Ri	4	HSE 2004, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.037	N	Rc	kA	Q, Ri	3	Xiu et al. 1989, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50	=	0.029	N	Rc	kA	Q, Ri	3	Xiu et al. 1989, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48h	LC50	=	0.038	N	Rc	kA	Q, Ri	3	Xiu et al. 1989, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50	=	0.031	N	Rc	kA	Q, Ri	3	Xiu et al. 1989, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	24h	LC50	=	520	kA	S	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	24h	EC50	=	0.29	kA	S	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	24h	LC50	=	26	kA	S	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	48h	LC50	=	2.5	kA	S	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	96h	LC50	=	1	kA	S	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	24h	EC50	=	8	kA	kA	kA	Q, Ri	4	HSE 2004, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	48h	EC50	=	5	kA	kA	kA	Q, Ri	4	HSE 2004, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	48h	EC50	=	0.03	N	R	kA	Q, Ri	4*	Crommentuijn et al. 2001, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	48h	EC50	=	0.03	N	R	kA	Q, Ri	4*	Crommentuijn et al. 2001, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes aegypti</i>	kA	kA	LC50	=	0.12	kA	kA	kA	Q, Ri	4	Corbel et al., 2004, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Aedes aegypti</i>	Mortalität	24h	LC50	=	0.04	nom	S	kA	kA	R3C4	(Bansal and Singh 2007)



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Insekten	<i>Aedes sp.</i>	Mortalität	24h	LC50	<	0.2	kA	S	kA	Q, Ri	4	Anderson, 1989, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Anopheles stephensi</i>	Mortalität	24h	LC50	=	9.2	nom	S	kA	G	R3C4	Bansal & Singh 2007
Insekten	<i>Anopheles taeniorhynchus</i>	kA	24h	LC50	=	NA	kA	S	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Baetis parvus</i>	kA	kA	LC50	=	0.01	kA	kA	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Baetis rhodani</i>	kA	kA	LC50	=	0.005	kA	kA	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Canopheles nigromaculis</i>	kA	24h	LC50	=	0.2	kA	S	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Chironomus decorus</i>	Mortalität der Larven	24h	LC50	=	0.27	N	kA	kA	Q, Ri	3	Ali and Mulla, 1980, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Chironomus decorus</i>	Mortalität der Larven	24h	LC10	=	0.083	N	kA	kA	Q, Ri	4	Ali and Mulla, 1980, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Cricotopus sp.</i>	kA	24h	LC50	=	0.15	kA	kA	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Cricotopus spp.</i>	Mortalität der Larven	24h	LC10	=	0.024	N	kA	kA	Q, Ri	4	Ali and Mulla, 1980, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Cricotopus spp.</i>	Mortalität der Larven	24h	LC10	=	0.05	N	kA	kA	Q, Ri	4	Ali and Mulla, 1980, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Cricotopus spp.</i>	Mortalität der Larven	24h	LC50	=	0.11	N	kA	kA	Q, Ri	4	Ali and Mulla, 1980, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Cricotopus spp.</i>	Mortalität der Larven	24h	LC50	=	0.15	N	kA	kA	Q, Ri	4	Ali and Mulla, 1980, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus</i>	kA	24h	LC50	=	0.02	kA	S	kA	Q, Ri	4	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	233	N	S	kA	Q, Ri	3	Amin and Hemingway, 1989, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	3	N	S	kA	Q, Ri	3	Amin and Hemingway, 1989, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	14	N	S	kA	Q, Ri	3	Amin and Hemingway, 1989, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus</i>	Mortalität	24h	LC50	=	0.73	nom	S	kA	kA	R3C4	Bansal & Singh 2007
Insekten	<i>Culex sp.</i>	Mortalität	24h	LC50	<	0.2	kA	S	kA	Q, Ri	4	Anderson, 1989, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex tarsalis</i>	kA	24h	LC50	=	0.06	kA	S	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culiseta incidens</i>	kA	24h	LC50	=	0.07	kA	S	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culiseta incidens</i>	kA	24h	LC50	=	0.3	kA	S	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culiseta sp.</i>	Mortalität	24h	LC50	<	0.2	kA	S	kA	Q, Ri	3	Anderson, 1989, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Dicrotendipes californicus</i>	Mortalität der Larven	24h	LC10	=	0.601	N	kA	kA	Q, Ri	3	Ali and Mulla, 1980, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Dicrotendipes californicus</i>	Mortalität der Larven	24h	LC10	=	0.527	N	kA	kA	Q, Ri	4	Ali and Mulla, 1980, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Dicrotendipes californicus</i>	Mortalität der Larven	24h	LC50	=	1.4	N	kA	kA	Q, Ri	3	Ali and Mulla, 1980, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Dicrotendipes californicus</i>	Mortalität der Larven	24h	LC50	=	2.1	N	kA	kA	Q, Ri	3	Ali and Mulla, 1980, zitiert in RIVM 2008





Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Insekten	<i>Ephemera ignita</i>	kA	kA	LC50	=	0.05	kA	kA	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Hydropsyche californica</i>	kA	kA	LC50	=	0.01	kA	kA	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Hydropsyche pellucidula</i>	kA	kA	LC50	=	0.01	kA	kA	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Phorophora columbiae</i>	kA	24h	LC50	=	0.1	kA	S	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Phorophora columbiae</i>	kA	24h	LC50	=	0.1	kA	S	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Simulium ornatum</i>	kA	kA	LC50	=	0.1	kA	kA	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Simulium sp.</i>	Mortalität	24h	LC50	<	0.1	kA	kA	kA	Q, Ri	4	Anderson, 1989, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Simulium sp.</i>	kA	24h	LC50	=	0.1	kA	F	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Simulium virgatum</i>	kA	kA	LC50	=	0.02	kA	kA	kA	Q, Ri	4*	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Tanytus grodhausi</i>	Mortalität der Larven	24h	LC50	=	0.11	N	kA	kA	Q, Ri	4	Ali and Mulla, 1980, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Tanytus grodhausi</i>	Mortalität der Larven	24h	LC10	=	0.0504	N	kA	kA	Q, Ri	4	Ali and Mulla, 1980, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i>	kA	96h	NOEC	=	0.35	Y	F	kA	Q, Ri	4	HSE 2004, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	24h	LC50	=	21000	N	S	kA	G, Q, Ri	3	Dhawan and Kaur, 1996, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Gambusia affinis</i>	Mortalität	96h	LC50	=	1	kA	kA	kA	Q, Ri	3	Bocquet and L'Hotellier, 1984, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Heteropneustes fossilis</i>	Mortalität	96h	LC50	=	1.86	N	R	kA	Q, Ri	3	Srivastava et al., 1997, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Idus melanotus</i>	kA	96h	LC50	=	1.2	kA	S	kA	Q, Ri	4	L'Hotellier, Vincent, 1986, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	kA	96h	LC50	=	0.36	kA	kA	kA	Q, Ri	4	Sousa 1990, in Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.26	kA	F	kA	Q, Ri	3	List of end points, 2002, zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	kA	48h	LC50	=	0.5	kA	kA	kA	D, Q, Ri	4*	Bocquet and L'Hotellier, 1984, in Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96h	LC50	=	2.2	kA	F	kA	Q, Ri	4	Waltersdorfer & Schulze 1996c, in Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Sarotherodon mossambicus</i>	kA	96h	LC50	=	3.5	kA	F	kA	P3, Q, Ri	4	Adeney et al. 1980, in Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Sarotherodon mossambicus</i>	kA	96h	LC50	=	2	kA	F	kA	P3, Q, Ri	4	Adeney et al. 1980, in Pawlisz et al. 1998
Fische	<i>Tilapia mossambica</i>	Mortalität	96h	LC50	=	0.8	kA	F	kA	Q, Ri	4*	Mulla et al., 1978b, zitiert in Pawlisz et al. 1998
Amphibien	<i>Bufo bufo</i>	kA	72h	LC50	=	1	N	S	kA	Q, Ri	3	Crommentuijn et al. 2001, zitiert in RIVM 2008
Amphibien	<i>Rana temporaria</i>	kA	48h	LC50	=	20	N	S	kA	G, Q, Ri	4	Crommentuijn et al. 2001, zitiert in RIVM 2008
Bakterien	<i>Vibrio fischeri</i>	Inhibition der Biolumineszenz	0.5h	EC50	=	101000	N	S	kA	G, Q, Ri	3	Farré et al., 2002, zitiert in RIVM 2008



Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter		Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Bakterien	<i>Vibrio fischeri</i>	kA	kA	EC50	=	212000	kA	kA	kA	G, Q, Ri	3	HSE 2004, zitiert in RIVM 2008
Weichtiere	<i>Crassostrea virginica</i>	kA	96h	EC50	=	8.2	kA	kA	kA	G, Q, Ri	4*/C	HSE 2004, zitiert in RIVM 2008. Ebenfalls in OPP 2018 (Studiendatum 1990)
Weichtiere	<i>Crassostrea virginica</i>	kA	96h	NOEC	=	3.4	kA	kA	kA	G, Q, Ri	4*/C	Sievers et al., 1995, zitiert in RIVM 2008. Wert ebenfalls in OPP 2018 (Studiendatum 1990)
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	kA	96h	LC50	=	0.0017	kA	S	kA	Q, Ri	4*	Sievers et al., 1995, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Decapoda</i>	kA	kA	EC50	=	0.0014	kA	kA	kA	Q, Ri	4*	Sevatdal, Hrosberg, 2003, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Homarus americanus</i>	kA	96h	LT50	=	0.4	kA	S	kA	Q, Ri	3	Sevatdal, Hrosberg, 2003, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Homarus americanus</i>	Mortalität	96h	MATC	=	0.0014	Y	R	kA	Q, Ri	4	Sevatdal, Hrosberg, 2003, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Penaeus duorarum</i>	kA	96h	LC50	=	1.5	kA	F	kA	Q, Ri	3	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Uca pugilator</i>	kA	96h	LC50	=	0.56	kA	kA	kA	Q, Ri	4*	Burkiewicz et al., 2005, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	7d	LOEC	<=	1.008 x 10 <sup>-20</sup>	N	kA	kA	Q, Ri	4	Ratushnyak et al., 2005, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	11d	LOEC	<=	0.00001008	N	kA	kA	Q, Ri	4	Ratushnyak et al., 2005, zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	reproduction	11d	LOEC	<=	0.00001008	N	kA	kA	Q, Ri	4	Ratushnyak et al., 2005, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Chironomus riparius</i>	emergence rate	28d	LOEC	=	0.02	Y	kA	kA	Q, Ri	4	Pawlisz et al. 1998, zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Chironomus riparius</i>	development rate	28d	NOEC	=	0.05	Y	kA	kA	Q, Ri	4	L'Hotellier, Vincent, 1986, zitiert in RIVM 2008



### Angaben zur chemischen Analytik

mm:	Basierend auf der mittleren gemessenen Konzentration
m-twa:	Basierend auf der zeitgewichteten gemessenen Anfangskonzentration
mm-i:	Basierend auf der mittleren gemessenen Anfangskonzentration
mmm-i:	Basierend auf der mittleren gemessenen maximalen Anfangskonzentration
nom:	Basierend auf der nominalen Konzentration (ohne begleitende chemische Analytik)
nom-i:	Basierend auf der nominalen Konzentration. Wiederfindung wurde gemessen und lag zwischen 80-120 %. Wenn die gemessene Konzentration <80% der nominalen Konzentration beträgt, wird der Effektwerte invalidiert, oder, wenn möglich, neu berechnet (e.g. «Time-Weighted Average»)
nom-m:	Basierend auf der nominalen Konzentration aber Wiederfindung wurde gemessen. Wiederfindung lag zwischen 80-120 %, dann können die nominalen Effektwerte verwendet werden. Wenn die gemessene Konzentration <80% der nominalen Konzentration beträgt, wird der Effektwerte invalidiert, oder, wenn möglich, neu berechnet (e.g. «Time-Weighted Average»).
N	Keine chem. Analytik – übernommen aus RIVM 2008
Y	Chem. Analytik fand statt (ohne Angabe von Details) – übernommen aus RIVM 2008

### Angaben zum Expositionsregime

R	Semi-statische Exposition
S	Statische Exposition
T	Durchfluss-System

### Notizen

- A der RMS merkte an, dass es kein Guideline Test war, sich aber stark an der OPPTS 850.1020 guideline orientierte. Abweichungen dazu waren nicht kritisch, da Kontrollen ok waren. Die Zugabe von Nahrung hat aber vermutlich die Wasserphasenkonzentration beeinflusst, auf dem die LC50 basieren. Da der Expositions- und Wirkpfad so wohl die Wasserphase, als auch die Nahrung umfasst, wurde dies als nicht kritisch gesehen und die Resultate hätten dadurch Vorsorgecharakter.
- B1 Lösungsmittelkonzentration >0.01%
- B2 Lösungsmittelkonzentration >0.01% aber ≤0.05%. Sofern keine Effekte in der Lösungsmittelkontrolle auftreten kann Studie akzeptiert werden.
- B3 Lösungsmittelkonzentration >0.01% aber <0.01% bei der NOEC.
- B4 Lösungsmittel wurde verwendet, aber keine Angabe zur Konzentration
- B5 keine Angabe zur Verwendung von Lösungsmitteln
- C1 gemessen und ok
- C2 gemessen und Wiederfindung <80% der nominalen Konzentration. Effektkonzentration aber auf (mittlere) gemessene Konzentration bezogen
- C3 gemessen und Wiederfindung <80% der nominalen Konzentration. Effektkonzentration nicht korrigiert. Effektkonzentration daher nicht valide.
- C4 nur initiale Konzentration bestimmt.
- C5 keine chemische Analytik
- C6 Expositionskonzentrationen wurden gemessen, aber unklar, ob gemessene oder nominale (Anfangs-)Konzentrationen angegeben wurden.
- C7 Chem. Analytik fand statt. Effektkonzentration liegen aber weit oberhalb der höchsten angegebenen Wasserlöslichkeitsgrenze von 0.2-0.3 µg/L. Effektdatum daher nicht verwendet.
- C8 Dieser 21d-NOEC wurde im DRAR für die Risikobewertung akzeptiert. In der Studie mit künstlichem Sediment wurde die Konzentration von Deltamethrin radiochemisch in der Wasserphase, im Sediment und an der Gefäßwand bestimmt. Die Wiederfindung nach 21 Tagen in allen drei Kompartimenten lag für die niedrigeren Konzentrationen (0.1 und 0.22 µg/L) bei 86 und 99%. Die Konzentrationen in der Wasserphase nahmen aber besonders während der ersten 7 Tage ab, von t=0 Werten zwischen 66-92% auf Werte zwischen 32 und 38%. Der Grossteil des Deltamethrin ging in das Sediment über. Larven der Zuckmücke werden in dem Test sowohl in der Wasserphase, im Sediment (v.a. im Porenwasser) und über die Nahrung exponiert. Der NOEC bezieht sich auf die nominale Anfangskonzentration. Da der Verlust im Gesamtsystem gering ist und die Expositionspfade vielfältig, kann diese Studie als valide akzeptiert werden. Allerdings ist die nominale Anfangskonzentration in der Wasserphase vermutlich nicht geeignet um einen relevanten NOEC zu beschreiben. Die NOEC aus der Studie werden daher vorerst nicht für die EQS-Herleitung verwendet. Dies ist unkritisch, da noch niedrigere Effektdaten vorliegen.
- D Dieser Wert lag mehrfach vor (Dublikat) und es wurde lediglich ein Wert übertragen, nach Möglichkeit mit der Originalquelle
- E1 Daten wurden nach dem "full model" bestimmt. Beim vorliegen mehrerer Ergebnisse wurde ein geometrischer Mittelwert gebildet.
- E2 Daten wurden nach dem "full model" und dem "reduced model" (gepoolt) bestimmt. Abweichungen zwischen den Ergebnissen sind minimal und hier ist lediglich das Ergebnis aus letzterem Modell angezeigt
- F Für diese Spezies lagen mehrere Einträge mit dem selben LC50 vor. In der OPP Datenbank ist die Studie als "S" klassifiziert. In RIVM als 4. Die Originalstudie war nicht verfügbar. Anhand des Titels wurde vermutlich Decis 2.5 getestet, welches eine Formulierung darstellt, auch wenn in anderen Quellen eine Reinheit von 98.5% angegeben wurde. Aufgrund der Unsicherheiten und des Testergebnis im Bereich der Löslichkeitsgrenze wurde diese Studie als Klimisch 4 bewertet und alle Mehrfach-Einträge wurden gelöscht.
- F1 Für diese Spezies lagen mehrere Einträge mit dem selben LC50 vor. In der OPP Datenbank ist die Studie als "S" klassifiziert. In Pawlisz et al. 1998 als "secondary" klassifiziert. Studie wird hier als "S" (nach OPP) aufgelistet, aber in grau dargestellt, da unklar ist, ob eine chem. Analytik stattgefunden hat.
- G Effektkonzentration und/oder mehrere Testkonzentrationen liegen oberhalb der höchsten angegebenen Löslichkeitsgrenze von 5 µg/L.
- H Studie im DRAR 2017 als "uncertain" beschrieben. In OPP als "core" Studie aufgeführt. Wird hier als 2\* gelistet.
- J es wurde vermutlich eine Formulierung getestet. Ergebnis daher als nicht relevant angesehen.
- K laut OPP 2018 wurde eine Mixtur Deltamethrin/Tralomethrin getestet. Daher als nicht relevant eingestuft.



- L es ist nicht klar, ob es bei den beiden 96h *A. bahia* Studien einen Unterschied gibt, oder ob nur unterschiedliche LC50 Berechnung mit den selber Daten (selbe Studie) Grund für die Unterschiede ist. Es werden daher beide Werte aufgeführt und ein geomean berechnet
- M Studie wurde vom RMS nicht eindeutig invalidiert. Aufgrund der Beschreibung sollte die Studie nicht als Schlüsselstudie verwendet werden. Klassifizierung nach OPP 2018 ebenfalls "S".
- N Studie ebenfalls in RIVM 2009 und/oder OPP 2018 aufgeführt
- P1 in Pawlisz 1998 als "primary" klassifiziert
- P2 in Pawlisz 1998 als "secondary" klassifiziert
- P3 in Pawlisz 1998 als "unacceptable" klassifiziert
- O1 in OPP 2018 als "core"
- O2 in OPP 2018 als "supplement"
- Q unklar ob Formulierung. Reinheit...oder keine Angabe,
- Ri Studie zitiert in RIVM 2008; Daten "face value" von übernommen sofern nicht anders angegeben.
- S Substanz im Sediment appliziert und analytisch quantifiziert. Die hier angegebene Effektkonzentration bezieht sich auf eine durch den RMS errechnete Konzentration im Porenwasser, basierend auf einem Koc von 10'240'000.
- T Studie wurde in RIVM 2008 invalidiert. U.a. wurde erwähnt, dass die Kontrollmortalität hoch gewesen sei, und dass Aceton eingesetzt wurde. Beide liegen aber eigentlich in einem akzeptablen Bereich. Da aber für *D. rerio* noch ein niedriger und exakter NOEC vorliegt, wurde die RIVM Bewertung übernommen.
- U Studie wurde vom RMS im DRAR 2017 nicht eindeutig als "accepted" gekennzeichnet, aber ebenfalls nicht invalidiert. Aufgrund der Beschreibung kann aber davon ausgegangen werden, dass die Studie akzeptiert wurde. Dies auch, da derselbe Wert in RIVM 2008 als aus der "List of end points, 2002" zitiert wurde (hier nicht erneut aufgeführt).
- 1 Studie im DRAR als Key et al. aufgeführt. Die korrekte Zitation wäre aber DeLorenzo et al.
- 2 das angegebene Effektdatum ist der geometrische Mittelwert aus verschiedenen Effektdaten (Replikaten). Expositionszeit betrug 20 min. Effekte wurden nach 24 h beobachtet.
- 3 Aus Rohdaten wurde Dosis-Wirkungskurve erstellt und EC10 abgeschätzt. Der EC50 der Kurve lag allerdings bei 0.07 nmol/L, und nicht bei 0.08 nmol/l wie in der Publikation beschrieben.
- 4 Studie ist zwar als verlässlich eingestuft, aufgrund der kürzeren Expositionszeit aber weniger relevant als die vorhandenen verlässlichen 48h Tests mit *D. magna*. Daher wird die Studie nicht in Tabelle 3 aufgeführt.



## 12. Literatur

- Ahmed M, Matsumura F (2012): Synergistic actions of formamidine insecticides on the activity of pyrethroids and neonicotinoids against *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae). *Journal of medical entomology* 49, 1405-1410.
- Ansari B A, Sharma D K (2009): Toxic effect of synthetic pyrethroid deltamethrin and neem based formulation Achook on zebrafish, *Danio rerio*. *Trends in Biosciences* 2, 18-20.
- Aydin-Sinan H, Güngördü A, Ozmen M (2012): Toxic effects of deltamethrin and  $\lambda$ -cyhalothrin on *Xenopus laevis* tadpoles. *Journal of Environmental Science and Health, Part B* 47, 397-402.
- Bajet C, Kumar A, Calingacion M, Narvacan T (2012): Toxicological assessment of pesticides used in the Pagsanjan-Lumban catchment to selected non-target aquatic organisms in Laguna Lake, Philippines. *Agricultural water management* 106, 42-49.
- Bakry F A, Hasheesh W S, Hamdi S A (2011): Biological, biochemical, and molecular parameters of *Helisoma duryi* snails exposed to the pesticides Malathion and Deltamethrin. *Pesticide biochemistry and physiology* 101, 86-92.
- Bansal S, Singh K V (2007): Relative susceptibility of some common mosquito vector larvae to synthetic insecticidal compounds in north-western Rajasthan. *Journal of environmental biology* 28, 829.
- Barata C, Fernandez-San Juan M, Feo M L, Eljarrat E, Soares A M, Barceló D, Baird D J (2012): Population growth rate responses of *Ceriodaphnia dubia* to ternary mixtures of specific acting chemicals: pharmacological versus ecotoxicological modes of action. *Environmental science & technology* 46, 9663-9672.
- Bisset J, Marín R, Rodríguez M, Severson D, Ricardo Y, French L, Díaz M, Perez O (2013): Insecticide resistance in two *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) strains from Costa Rica. *Journal of medical entomology* 50, 352-361.
- Burridge L, Lyons M, Wong D, MacKeigan K, VanGeest J (2014): The acute lethality of three anti-sea lice formulations: AlphaMax®, Salmosan®, and Interlox® Paramove™ 50 to lobster and shrimp. *Aquaculture* 420, 180-186.
- Caquet T, Hanson M L, Roucaute M, Graham D W, Lagadic L (2007): Influence of isolation on the recovery of pond mesocosms from the application of an insecticide. II. Benthic macroinvertebrate responses. *Environmental Toxicology and Chemistry* 26, 1280-1290.
- Caquet T, Thybaud E, Le Bras S, Jonot O, Ramade F (1992): Fate and biological effects of lindane and deltamethrin in freshwater mesocosms. *Aquatic Toxicology* 23, 261-277.
- CCME (1991): A protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life. *Canadian Water Quality Guidelines, Appendix IX*. Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), Ottawa.
- CCME (1999): *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life - Deltamethrin*; © Canadian Council of Ministers of the Environment 1999; Excerpt from Publication No. 1299; ISBN 1-896997-34-1.
- Chang K S, Jung J S, Park C, Lee D K, Shin E H (2009): Insecticide susceptibility and resistance of larvae of the *Anopheles sinensis* Group (Diptera: Culicidae) from Paju, Republic of Korea. *Entomological research* 39, 196-200.
- DAR (1998): Draft Assessment Report deltamethrin. Rapporteur Member State Sweden. European Commission (EC); With Addenda. – Bericht lag nicht vor.
- DRAR (2017): Draft Renewal Assessment Report (DRAR) prepared according to the Commission Regulation (EU) N° 1107/2009 - DELTAMETHRIN; Rapporteur Member State : United Kingdom; Co-Rapporteur Member State : Austria; European Commission (EC); Erstellt 2017; veröffentlicht 2018.
- Du G, Shen O, Sun H, Fei J, Lu C, Song L, Xia Y, Wang S, Wang X (2010): Assessing hormone receptor activities of pyrethroid insecticides and their metabolites in reporter gene assays. *Toxicological Sciences* 116, 58-66.



- EC (2002): Review report for the active substance deltamethrin; EUROPEAN COMMISSION; HEALTH & CONSUMER PROTECTION DIRECTORATE-GENERAL; Directorate E – Food Safety: plant health, animal health and welfare, international questions; E1 - Plant health; 6504/VI/99-final; 17 October 2002.
- EU (2011): Richtlinie 2011/81/EG vom 20. September 2011 zur Änderung der Richtlinie 98/8/EG zwecks Aufnahme von Deltamethrin in Anhang I; Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 243/16 vom 21. September 2011.
- Everts J, Van Frankenhuyzen K, Roman B, Koeman J (1983): Side-effects of experimental pyrethroid applications for the control of tsetseflies in a riverine forest habitat (Africa). Archives of Environmental Contamination and Toxicology 12, 91-97.
- Fairchild W, Doe K, Jackman P, Arsenault J, Aubé J, Losier M, Cook A (2010): Acute and chronic toxicity of two formulations of the pyrethroid pesticide deltamethrin to an amphipod, sand shrimp and lobster larvae. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2876.
- Field L M, Davies T E, O'Reilly A O, Williamson M S, Wallace B A (2017): Voltage-gated sodium channels as targets for pyrethroid insecticides. European Biophysics Journal 46, 675-679.
- Hanson M L, Graham D W, Babin E, Azam D, Coutellec M-A, Knapp C W, Lagadic L, Caquet T (2007): Influence of isolation on the recovery of pond mesocosms from the application of an insecticide. I. Study design and planktonic community responses. Environmental Toxicology and Chemistry 26, 1265-1279.
- Hass U, Christiansen C, Andersen M, Rosenberg S, Mandrup Egebjerg K, Brandt S, Nikolov N, Holbech H, Ebsen Morthorst J (2018): List of endocrine disrupting chemicals. Final report. Danish Centre on Endocrine Disrupters. (Available at [http://cend.dk/files/DK\\_ED-list-final\\_2018.pdf](http://cend.dk/files/DK_ED-list-final_2018.pdf)).
- Helgesen K, Horsberg T (2013): Single-dose field bioassay for sensitivity testing in sea lice, *L. epeophtheirus salmonis*: development of a rapid diagnostic tool. Journal of Fish Diseases 36, 261-272.
- Klimisch H J, Andreae M, Tillmann U (1997): A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. Regulatory Toxicology and Pharmacology 25, 1-5.
- Kontiokari V, Mattsoff L (2011): Proposal of environmental quality standards for plant protection products.
- Lahr J (1998): An ecological assessment of the hazard of eight insecticides used in desert locust control, to invertebrates in temporary ponds in the Sahel. Aquatic Ecology 32, 153-162.
- Lutnicka H, Fochtman P, Bojarski B, Ludwikowska A, Formicki G (2014): The influence of low concentration of cypermethrin and deltamethrin on phyto- and zooplankton of surface waters. Folia biologica 62, 251-257.
- Mackay D, Shiu W-Y, Ma K-C, Lee S C (2006): Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. CRC press.
- Moermond C T A, Kase R, Korkaric M, Ågerstrand M (2016): CRED: Criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data. Environmental Toxicology and Chemistry 35, 1297-1309.
- Morrill P, Neal B (1990): Impact of deltamethrin insecticide on Chironomidae (Diptera) of prairie ponds. Canadian journal of zoology 68, 289-296.
- Oliveira C, Almeida J, Guilhermino L, Soares A M, Gravato C (2012): Acute effects of deltamethrin on swimming velocity and biomarkers of the common prawn *Palaemon serratus*. Aquatic toxicology 124, 209-216.
- OPP (2018): Office of Pesticide Programs (OPP) PESTICIDE ECOTOXICITY DATABASE; verfügbar unter: <http://www.ipmcenters.org/ecotox/> (letzter Zugriff 03.10.2018).
- Pawlisz A, Busnarda J, McLaughlin A, Caux P Y, Kent R (1998): Canadian water quality guidelines for deltamethrin. Environmental Toxicology and Water Quality: An International Journal 13, 175-210.
- Rettich F (1980): Field evaluation of permethrin and decamethrin against mosquito larvae and pupae (Diptera, Culicidae). Acta entomologica bohemoslovaca 77, 89-96.
- RIVM (2008): de Knecht, J., and R. Van Herwijnen. "Environmental risk limits for deltamethrin." RIVM Letter report 601716015.



Sweden (2011): Deltamethrin (PT18) Assessment report; Finalised in the Standing Committee on Biocidal Products at its meeting on 6 May 2011 in view of its inclusion in Annex I to Directive 98/8/EC.

Tidou A S, Moreteau J-C, Ramade F (1992): Effects of lindane and deltamethrin on zooplankton communities of experimental ponds. *Hydrobiologia* 232, 157-168.

UN (2015): Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (GHS), 6th revised edition ed. United Nations, New York.

US EPA (2012): Estimation Program Interface v4.11.

Vijayan V, Ningegowda N (1993): Susceptibility difference in two populations of *Culex quinquefasciatus* Say (Diptera: Culicidae) to three synthetic pyrethroids. *Southeast Asian journal of tropical medicine and public health* 24, 540-540.