

2018

EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für:
Lambda-Cyhalothrin

Ersterstellung: 03.03.2018 (Stand der Datensuche)
30.10.2018 (Einarbeitung des Gutachtens)
Layout Anpassung: 29.09.2021



Imprint

Publisher

Swiss Centre for Applied Ecotoxicology, 8600 Duebendorf/1015 Lausanne

Commissioned by

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

Authors

Muris Korkaric, Laura Cossu, 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

Citation Proposal

Korkaric M., Cossu L., Marti M., Junghans M. 2018. EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für: Lambda-Cyhalothrin. Dübendorf (CH): Swiss Centre for Applied Ecotoxicology; 38 pp.



Executive summary

CQC (AA-EQS): 0.000022 µg/L

AQC (MAC-EQS): 0.00019 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): 0.000022 µg/L

AQC (MAC-EQS): 0.00019 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): 0.000022 µg/L

AQC (MAC-EQS): 0.00019 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): 0.000022 µg/L

AQC (MAC-EQS): 0.00019 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

Executive summary.....	3
Zusammenfassung.....	3
Résumé.....	4
Sommario.....	4
1. Qualitätskriterien-Vorschläge.....	7
2. Physikochemische Parameter.....	7
3. Allgemeines.....	9
3.1. Identität:.....	9
3.2. Anwendung:.....	9
3.3. Wirkungsweise:.....	9
3.4. Analytik:.....	10
3.5. Stabilität:.....	10
3.6. Transformationsprodukte:.....	11
3.7. Bestehende EQS:.....	11
3.8. Allgemeines Vorgehen und Datensuche.....	12
4. Ökotoxikologische Parameter.....	14
5. Graphische Darstellung der Toxizitätsdaten.....	16
4.1 Vergleich der Empfindlichkeit mariner und limnischer Organismen.....	17
6. Herleitung der EQS.....	17
7. Chronische Toxizität.....	18
7.1. AA-EQS Herleitung für Lambda-Cyhalothrin mit AF-Methode.....	18
7.2. AA-EQS mit SSD-Methode.....	18
7.3. AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien.....	18
7.4. AA-EQS Schlussfolgerung.....	19
8. Akute Toxizität.....	20



8.1.	MAC-EQS Herleitung für Lambda-Cyhalothrin mit AF-Methode	20
8.2.	MAC-EQS mit SSD-Methode	22
8.3.	MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien.....	23
8.4.	MAC-EQS Schlussfolgerung.....	24
9.	Bewertung des Bioakkumulationspotentials und der sekundären Intoxikation	25
10.	Schutz der aquatischen Organismen.....	27
11.	Appendix.....	28
11.1.	Effektdatentabelle	28
11.2.	Details zur SSD.....	35
Literatur	37



1. Qualitätskriterien-Vorschläge

CQK (AA-EQS): 0.000022 µg/L \triangleq 0.022 ng/L

AQK (MAC-EQS): 0.00019 µg/L \triangleq 0.19 ng/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 Lambda-Cyhalothrin. Die angegebenen Werte wurden soweit möglich zwischen experimentellen Werten (exp) und abgeschätzten, modellierten Werten (est) unterschieden.

Eigenschaften	Wert	Referenz
IUPAC Name	Lambda-Cyhalothrin ist ein racemisches 1:1-Gemisch aus: (S)- α -cyano-3-phenoxybenzyl (Z)-(1R,3R)-3-(2-chloro-3,3,3-trifluoropropenyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylate und (R)- α -cyano-3-phenoxybenzyl (Z)-(1S,3S)-3-(2-chloro-3,3,3-trifluoropropenyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylate	EC DRAR (2013), Vol. 1, S. 6
Chemische Gruppe	Pyrethroid	EC DRAR (2013), Vol. 1, S. 5
Strukturformel	<p>1R-cis αR</p> <p>+</p> <p>1R-cis αS</p>	Giddings et al. (2009) Abbildung: RIVM (2008)
CAS-Nummer	91465-08-6	EC DRAR (2013), Vol. 1, S. 7
EC-Nummer	415-130-7	EC DRAR (2013), Vol. 1, S. 7
Summenformel	C ₂₃ H ₁₉ ClF ₃ NO ₃	EC DRAR (2013), Vol. 1, S. 7
SMILES-code	CC1([C@@H]([C@H]1C(=O)OC(C#N)c2ccc(c2)Oc3ccccc3)/C=C(\C(F)(F)F)/Cl)C	www.chemspider.com (Zugriff: Februar 2018)
INCHI KEY	ZXQYGBMAQZUVMII-QQDHXZELSA-N	www.chemspider.com (Zugriff: Februar 2018)
Molare Masse (g·mol ⁻¹)	449.9 (exp)	EC DRAR (2013), Vol. 1, S. 7
Schmelzpunkt (°C)	49.2 (exp)	EC DRAR (2013), Vol. 1, S. 24



Eigenschaften	Wert	Referenz
Siedepunkt (°C)	Kein Siedepunkt erreicht vor Abbau bei 275°C (exp) 498.9°C (est)	EC DRAR (2013), Vol. 1, S. 24 www.chemspider.com (Zugriff: Februar 2018)
Dampfdruck (Pa)	2×10^{-7} (20°C, est)	EC DRAR (2013), Vol. 1, S. 143
Henry's-Konstante (Pa·m ³ ·mol ⁻¹)	0.02 (20°C, est)	EC DRAR (2013), Vol. 1, S. 143
Wasserlöslichkeit (mg·L ⁻¹)	0.004 (pH 5, 20°C, exp) 0.005 (pH 6.5, 20°C, exp) 0.004 (pH 9.2, 20°C, exp)	EC DRAR (2013), Vol. 3 Annex B2, S. 13
pK _a	>9, keine Dissoziierung im umweltrelevanten pH-Bereich	EC DRAR (2013), Vol. 3 Annex B2, S. 18
n-Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient (log K _{ow})	5.5 (20 – 21.4°C, exp) 6.8 / 7.0 (exp) 6.85 (est)	EC DRAR (2013), Vol. 3 Annex B2, S. 15 EPI Suite 4.1 (US EPA, 2012) EPI Suite 4.1 (US EPA, 2012)
Verteilungskoeffizient zw. dem org. Kohlenstoff im Boden/Sediment und Wasser (log K _{oc})	5.27 (dark, 4°C, exp (Durchschnittswert aus vier Böden)) 5.52 (20°C, exp (Durchschnittswert aus fünf Böden und 5 Sedimenten)) 5.67 5.2	EC DRAR (2013), Vol. 3 Annex B8, S. 158 EC DRAR (2013), Vol. 3 Annex B8, S. 165 www.chemspider.com (Zugriff: Februar 2018) RIVM (2008)
Verteilungskoeffizient zwischen suspendierter Materie und Wasser (log K _{susp-water})	4.2 ¹ (est)	RIVM (2008)
Photolytische Abbaubarkeit (Halbwertszeit in Tagen)	8.5 (pH 5, direkte Photolyse, Sommer Sonnenlicht 30-50°N) 11.4 (pH 6, natürliches Wasser, daher indirekte Photolyse, Sommer Sonnenlicht 30-50°N)	EC DRAR (2013), Vol. 3 Annex B8, S. 226
Hydrolytische Abbaubarkeit (Halbwertszeit in Tagen)	stabil (pH 4, est) 87.4 (pH 7, 25°C, est) 42.9 (pH 7, 35°C, est) 1.3 (pH 9, 25°C, est) 0.2 (pH 9, 35°C, est)	EC DRAR (2013), Vol. 1, S. 134
Biologische Abbaubarkeit (Halbwertszeit in Tagen)	21 (Gesamtsystem (Wasser und Sediment), pH 7.2 – 7.8, est) 10.9 (Gesamtsystem (Wasser und Sediment), pH 6.8 – 7.1, est)	EC DRAR (2013), Vol. 1, S. 138

¹ $\log K_{p,susp-water} = K_{oc} \times f_{oc,susp}$ ($f_{oc,susp} = 0.1 \text{ Kg}_{oc}/\text{Kg}_{solid}$)
($\log K_{oc} = 5.2$)



3. Allgemeines

3.1. Identität:

Cyhalothrin (CAS 68085-85-8) besteht aus einem Gemisch von Enantiomeren. Die beiden 1R-cis α R und 1R-cis α S Enantiomere bilden Lambda-Cyhalothrin (CAS 91465-08-6). Gamma-Cyhalothrin (CAS 76703-623) besteht lediglich aus dem 1R-cis α S Enantiomer, welchem die stärkere insektizide Wirkung zugesprochen wird (European Food Safety Authority (EFSA) (2015); Giddings et al. (2009)).

3.2. Anwendung:

Lambda-Cyhalothrin ist ein Insektizid und gehört zur Gruppe der Pyrethroide. Der Wirkstoff kommt auf dem Feld zum Einsatz und schützt Weizen, Kartoffeln, Pflaumen, Pfirsiche und Tomaten vor schädlichen Insekten. Zu den bekämpften Schädlingen gehören Blattläuse (Frass Schäden und Virusvektor), Singzirpen (Virusvektor), Gallmücken, Blumenfliegen, Mottenschildläuse, Baumwoll-Kapseläulen, Pflaumenwickler, Kartoffelkäfer und Fransenflügler. Lambda-Cyhalothrin wurde erstmals von Zeneca Agrochemicals (heute Syngenta Limited) als Karate 5 EC auf den Markt gebracht (EC DRAR (2013) Vol. 1 & Vol. 3 B1). Heute sind in der Schweiz 30 solcher chemischen Präparate mit dem Wirkstoff Lambda-Cyhalothrin zugelassen (BLW (2017)).

3.3. Wirkungsweise:

Lambda-Cyhalothrin wird im *Insecticide Resistance Action Committee* (IRAC) zur Wirkklasse 3A gezählt und wirkt als Kontaktgift, welches das zentrale Nervensystem von Insekten beeinträchtigt. Dabei verlängert es die Öffnungszeiten der spannungsabhängigen Natriumkanäle und bewirkt so eine kontinuierliche Stimulation der Nerven (Hyperexzitation) im Zielorganismus. Dies führt zu Lähmungserscheinungen und anschliessend zum Tod. Lambda-Cyhalothrin kann zusätzlich Chlorid- und Calcium-Kanäle des Nervensystems beeinträchtigen (EC DRAR (2013) Vol. 1; He et al. (2008)). Es liegen keine Hinweise darauf vor, dass Lambda-Cyhalothrin metabolisiert wird, bevor es biochemisch aktiv ist. Daher wird angenommen, dass Lambda-Cyhalothrin direkt an das aktive Zentrum der Natriumkanäle bindet. Experimentelle Studien ergaben, dass Lambda-Cyhalothrin auch in Nicht-Zielorganismen (darunter auch höhere Säugetiere) neurotoxische Effekte hervorruft, da diese ebenfalls spannungsabhängige Natriumkanäle besitzen (EC DRAR (2013) Vol. 3 B3). Für das 1R-cis α S-Enantiomer wurde eine 162-fach toxischere Wirkung auf Zebrafische (*Danio rerio*) festgestellt als für das 1R-cis α R-Enantiomer (Xu et al. (2008)). Generell sind die Natriumkanäle der Säugetiere im Vergleich zu Insekten weniger sensitiv gegenüber Pyrethroiden und somit auch gegenüber Lambda-Cyhalothrin (Wang et al. (2001)). Zusätzlich kann Lambda-Cyhalothrin von den Schädlingen bereits über den Geruchssinn wahrgenommen werden und übt so eine Frass-hemmende und abstossende Wirkung aus. Diese stellt einen zusätzlichen Schutz der Pflanzen dar, auch gegenüber übertragbaren Viren (EC DRAR (2013) Vol. 1; Schaefer (2012)).



3.4. Analytik:

Im EC DRAR (2013) Vol. 3 B5 werden zwei Studien (Robinson et al. 2010 und Robinson 2011) zur Ermittlung der Nachweisgrenze für Lambda-Cyhalothrin im Wasser zitiert. In einer Studie konnte Lambda-Cyhalothrin bis zu einer Konzentration von 0.002 µg/L mittels GC-MSD (*gas chromatography with mass selective detection*) in Grund-, Oberflächen- und Trinkwasserproben nachgewiesen werden. In einer anderen Studie lag die Nachweisgrenze mittels LC-MS/MS deutlich höher, bei 0.1 µg/L (EC DRAR (2013) Vol. 3 B5). Wiberg-Larsen et al. (2016) rechnen mit einer Lambda-Cyhalothrin Nachweisgrenze von 0.005 µg/L. Die analytische Nachweisgrenze von Lambda-Cyhalothrin liegt somit oberhalb der vorgeschlagenen EQS-Werte.

Die Überprüfung der UQK mittels chemisch-analytischen Methoden ist daher zurzeit noch limitiert. Eine Alternative könnten Passivsammler darstellen. Moschet et al. (2014) gaben eine Bestimmungsgrenze für Lambda-Cyhalothrin von 0.3 ng/L an, in Einzelfällen bis zu 0.1 ng/L. Diese Analysemethode ist jedoch zurzeit noch mit Unsicherheiten behaftet.

3.5. Stabilität:

Lambda-Cyhalothrin kann im Wasser abiotisch durch Hydrolyse und/oder Photodegradation abgebaut werden. Hydrolyse findet jedoch hauptsächlich bei pH-Werten ≥ 8 statt. Solche Werte können während Toxizitätstests mit Primärproduzenten, z.B. Algen, beobachtet werden. Die Halbwertszeit für den photolytischen Abbau in natürlichem Wasser liegt bei 11.4 Tagen. Allerdings werden in Biotests für gewöhnlich weitaus niedrigere Lichtintensitäten eingesetzt, weshalb die Photolyse vermutlich keinen relevanten Abbauweg in Biotests darstellt.

Zur Beurteilung der biologischen Abbaubarkeit wurden im EC DRAR (2013) Vol. 3 B8, S. 228 Ergebnisse aus Wasser-Sediment Studien aufgeführt. Darin zeigte sich Lambda-Cyhalothrin mit einer mittleren Halbwertszeit von 15.1 Tagen im Gesamtsystem als vergleichsweise stabil. Die Halbwertszeit in der Wasserphase war allerdings ungleich kürzer, mit Halbwertszeiten zwischen 0.19 und 0.6 Tagen (EC DRAR (2013) Vol. 1). Dies erklärt sich durch die physiochemischen Eigenschaften von Lambda-Cyhalothrin (besonders die geringe Wasserlöslichkeit und der hohe $\log K_{ow}$). In Biotests ist daher mit raschen Verlusten durch Adsorption zu rechnen (z.B. an Partikel, Sediment, Pflanzen oder Gefäßwände). Es ist zu erwarten, dass die Wasserphasen-Konzentration von Lambda-Cyhalothrin nach einer einmaligen Zugabe rasch abnimmt. In Biotests kann eine solche Abnahme der Expositionskonzentration beobachtet werden. Barata et al. (2006) ermittelten in Tests mit Wasserflöhen (*Daphnia magna*) eine Reduktion von Lambda-Cyhalothrin in der Wasserphase von 30% nach 24h und 50% nach 48h. Andere Messungen ergaben Restkonzentrationen zwischen 32 und 82% der Anfangskonzentration nach 48h (EC DRAR (2013) Vol. 3 B9). Aufgrund der bekannten Verluste ist eine analytische Verifizierung der Expositionskonzentration in Biotests zwingend erforderlich für die Validität eines Testergebnisses. Damit werden auch mögliche Verluste durch Hydrolyse bei höheren pH-Werten berücksichtigt. Dieses Vorgehen wurde auch im EC DRAR (2013) bei der Bewertung von Effektdaten angewendet. Für manche der übernommenen Werte gab es keine Angaben zur chemischen Analytik. Diese Werte wurden nicht invalidiert, da sie als geprüft gelten und als „face value“ Werte übernommen wurden (siehe auch Kapitel 3.8).



3.6. Transformationsprodukte:

Lambda-Cyhalothrin kann durch verschiedene Prozesse abgebaut werden. Dabei können die Transformationsprodukte Ia, III, V, VI, XIII und XV entstehen. Da Lambda-Cyhalothrin stark an organisches Material adsorbiert, ist zu erwarten, dass es sich in natürlichen Systemen nur für kurze Zeit frei in der wässrigen Phase befindet. Für die Herleitung von EQS ist es daher auch relevant, dass die Transformationsprodukte in wenigen Tagen entstehen.

In der bereits erwähnten Wasser-Sediment-Studie (EC DRAR (2013) Vol. 3 B8, S. 228) wurde nicht nur die Biodegradation von Lambda-Cyhalothrin beobachtet, sondern auch die entstehenden Transformationsprodukte gemessen. Dabei erreichten Ia und XV Konzentrationen von mehr als 10% AR (Ia max. 29.4% AR, XV max. 10.5% AR). Zusätzlich konnten V, VI und mehrere undefinierte Produkte beobachtet werden, keines von denen erreichte 10% AR (EC DRAR (2013) Vol. 3 B8). Das Verhältnis der Enantiomere wird durch den hydrolytischen Abbau nicht verändert. Durch Photodegradation von Lambda-Cyhalothrin entstehen V (max. 28.5% AR nach 15 d) und XV, letzteres durch direkte Hydroxylierung des Ausgangsstoffes. In Experimenten mit einer Dunkelkontrolle wurden geringe Mengen Ia und V gemessen, was darauf hindeutet, dass neben Photodegradation noch andere Mechanismen eine Rolle beim Abbau von Lambda-Cyhalothrin spielen (EC DRAR (2013) Vol. 1; EFSA (2015)). Bei circumneutralen pH-Werten finden weder Hydrolyse noch Photodegradation in hohen Raten statt. Der abiotische Abbau von Lambda-Cyhalothrin führt somit nicht zu hohen Konzentrationen an Transformationsprodukten in der Umwelt. Basierend auf den gemessenen AR-Werten ist ersichtlich, dass die Transformationsprodukte Ia (Cyclopropansäure), V (3-Phenoxy Benzoessäure) und XV (hydroxyliertes Lambda-Cyhalothrin) am meisten entstehen.

Ökotoxikologische Tests ergaben, dass die Transformationsprodukte Ia und V erst bei Konzentrationen im mg/L-Bereich Effekte auf die Testorganismen ausüben. Im Vergleich dazu ist die Toxizität von XV in etwa vergleichbar mit der Toxizität von Lambda-Cyhalothrin. So beträgt für Lambda-Cyhalothrin der *D. magna* EC50 (48h) 0.23 µg/L, für XV liegt er bei 0.16 µg/L. Für den Fisch *Oncorhynchus mykiss* ergeben sich LC50 (96h) von 0.22 µg/L und 0.84 µg/L für Lambda-Cyhalothrin und XV, respektive. In der EFSA-Conclusion wird das Risiko für aquatische Organismen, welches von Ia, V, und XV ausgeht, als niedrig eingestuft werden. European Food Safety Authority (EFSA) (2015)).

3.7. Bestehende EQS:

Die Niederlande und Frankreich haben 2008 beziehungsweise 2011 EQS-Dossiers für Lambda-Cyhalothrin verfasst (Tab. 2). Um den MAC-EQS zu bestimmen haben beide Studien den sensitivsten Organismus (Niederlande: *Hyalella azteca*; LC50 = 0.0023 µg/L / Frankreich: *Americamysis bahia*; EC50 = 0.0041 µg/L) berücksichtigt. Bei der Bewertung haben die Niederlande einen Sicherheitsfaktor von 100, Frankreich einen Sicherheitsfaktor von 10 angewendet. Der tiefere Faktor wird in der französischen Studie damit begründet, dass sowohl der Toxizitätsmechanismus als auch der sensitivste Organismus bekannt ist.



Tab. 2: Bestehende akute und chronische EQS-Werte aus den Niederlanden und Frankreich.

Land/Entität	Chronisches Qualitätskriterium [µg/L]	Akutes Qualitätskriterium [µg/L]	Referenz
Niederlande	0.00002 (MPC _{eco,water})	0.000023 (MAC _{eco,water})	RIVM Letter Report 601716001, 2008
Frankreich	0.00019 (AA-QS _{water_eco})	0.00041 (MAC)	INERIS DRC-11-118981-12041A, 2011

3.8. Allgemeines Vorgehen und Datensuche

Generell sollen nur verlässliche und relevante Daten zur EQS-Herleitung verwendet werden (EC, 2011). Es existieren verschiedene Ansätze zur Bewertung und Klassifizierung (öko)toxikologischer Daten (e.g. Klimisch et al. 1997, Moermond et al. 2016). Basierend auf Klimisch et al. werden vier Validitätsklassen vergeben: (1) verlässlich, (2) verlässlich mit Einschränkung, (3) nicht verlässlich, (4) nicht bewertbar. Die CRED-Methode² bietet zusätzlich eine vergleichbare Klassifizierung für die Relevanz. Studie, welche von einer kompetenten Stelle (e.g. einer Behörde im Zulassungsverfahren) bewertet wurden, können laut TGD for EQS ohne eigenen Prüfung („face value“) übernommen werden (EC, 2011).

Toxizitätsdaten aus folgenden EQS-Dossiers, Datenbanken und Zulassungsdossiers wurden verwendet: EC DRAR (2013), OPP-Datenbank (2018) (Office of Pesticide Programs) der US-EPA (U.S. EPA 1992), RIVM (2008) und INERIS (2011). Zudem wurde Literaturrecherche in der öffentlichen Literatur betrieben. Valide Werte aus dem EC DRAR (2013), US-EPA Database, RIVM (2008) und INERIS (2011) gelten als geprüft und wurden als „face-value“ übernommen, auch dann, wenn keine Informationen zur chemischen Analytik gegeben waren. In wenigen Fällen war die Herkunft der Werte unklar, diese wurden als R4-Werte klassifiziert, da keine Originalstudie gefunden werden konnte um die Werte zu verifizieren. Daten aus der OPP Datenbank der US-EPA, welche dem Oekotoxzentrum vorliegt (Stand 2018), werden als „C“ (*core*) oder „S“ (*supplemental*) kategorisiert. 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)³. Laut US EPA (2004, S. 24 und 33) stammen *supplemental* Daten aus Studien, die als wissenschaftlich valide befunden wurden, aber nicht allen Anforderungen der Prüfrichtlinien der Agentur entsprechen, da die Daten z.B. nicht anhand der Prüfrichtlinien der EPA erhoben wurden. So werden beispielsweise (zuverlässige) Daten aus der offenen Literatur nach US EPA (2004) in den meisten Fällen als "supplemental" eingestuft (US EPA 2004, S. 24). 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

²Nach Moermond *et al.* (2016) wird Validität unterteilt in Verlässlichkeit (R) und Relevanz (C), wobei die zu vergebenen Klassen (1-4) mit den Klimisch Klassen übereinstimmen. Im vorliegenden Dossier wurde eine Evaluierung der Verlässlichkeit nicht vorgenommen, wenn eine Studie als nicht relevant (C3) bewertet wurde. Die nach Klimisch bewerteten Studien sind nicht mit einem Buchstaben gekennzeichnet.

³ [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 fulfillment 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 [...].



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_{SSD} nicht so stark von einzelnen Datenpunkten verändert wird.

Wenige als valid eingestufte Studien führen Effektkonzentrationen auf, die über der Löslichkeitsgrenze von Lambda-Cyhalothrin liegen. Dies ist bei der Grünalge *Raphidocelis subcapitata* und der Muschel *Crassostrea gigas* der Fall. Im EC DRAR (2013) wird empfohlen, für die Risikobewertung diese Effektkonzentrationen mit $\geq 5 \mu\text{g/L}$ anzugeben. Dieses Vorgehen wird übernommen und die betroffenen Studien werden im Appendix entsprechend gekennzeichnet.

Ein Salzwasser-Qualitätsstandard wurde nicht abgeleitet, da dieser für die Schweiz nicht relevant ist.



4. Ökotoxikologische Parameter

Tab. 3: Effektdatensammlung aller validen und relevanten Effektdaten für Lambda-Cyhalothrin (ein Wert pro Spezies), welche nach dem TGD for EQS direkt zur EQS-Herleitung verwendet werden können. Ebenfalls sind die in der OPP-Datenbank als „S“ (*supplemental*) kategorisierten Studien aufgeführt (in kursiv), da sie im SSD-Ansatz verwendet werden können. Bei den Effektdaten aus Hamer et al., 1998, mit der Ausnahme der Daten für *H. azteca* und *Chaoborus* sp., handelt es sich um umgerechnete Daten, die eine hohe Restunsicherheit besitzen (siehe 8.2), und daher nicht im AF-Ansatz verwendet werden sollen (ebenfalls in kursiv). Daten, die in Formulierungen und Abbauprodukte von Lambda-Cyhalothrin wurden nicht berücksichtigt. Eine vollständige Auflistung aller Literaturdaten, die als zusätzliche Information genannt werden, befindet sich im Appendix, genau wie die Effektdaten welche zur Berechnung der geometrischen Mittelwerte verwendet wurden (Tab. 8). Der derzeitiger anerkannte Speziesname wurde angegeben und der in der Originalstudie verwendete Name steht in Klammern dahinter. Liegt für einen Endpunkt aus einer Studie sowohl ein EC10 als auch ein NOEC vor, wird der tiefere Wert bevorzugt, vorausgesetzt er ist gleichermassen verlässlich. Die niedrigsten Effektwerte pro Organismengruppe (Primärproduzenten, Invertebraten, Fische) wurden fett gedruckt.

Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Literaturquelle
akute Effektdaten - limnisch							
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Wachstumsrate	96h	ErC50	> 5	m-gm	Thompson & Williams, 1985, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 79 f.
Krebstiere	<i>Asellus aquaticus</i>	Immobilisierung	48h	EC50	= 0.01404	nom-m	Hamer et al., 1998, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 36 f.
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50	= 0.226		Geom. Mittelwert
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Immobilisierung	48h	EC50	= 0.0068	kA	OPP-Datenbank (2018). Studienjahr 1985
Krebstiere	<i>Hyalella azteca</i>	Mortalität	96h	LC50	= 0.0019	m-gm	Hamer et al., 1998, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 36 f.
Krebstiere	<i>Ostracoda</i>	Immobilisierung	48h	EC50	= 1.782	nom-m	Hamer et al., 1998, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 36 f.
Insekten	<i>Chaoborus</i> sp.	Immobilisierung	48h	EC50	= 0.0022	m-gm	Hamer et al., 1998, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 36 f.
Insekten	<i>Chironomus riparius</i>	Immobilisierung	48h	EC50	= 1.5	mm	Memmert & Bader, 2007, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 82 f.
Insekten	<i>Cloeon dipterum</i>	Immobilisierung	48h	EC50	= 0.02052	nom-m	Hamer et al., 1998, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 36 f.
Insekten	<i>Ischnura elegans</i>	Immobilisierung	48h	EC50	= 0.0702	nom-m	Hamer et al., 1998, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 36 f.
Insekten	<i>Ischnura graellsii</i>	Mortalität	3d	LC50	= 0.22	nom-m	Finotello et al., 2017
Spinnentiere	<i>Hydracarina</i>	Immobilisierung	48h	EC50	= 0.02538	nom-m	Hamer et al., 1998, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 36 f.
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	96h	LC50	= 0.78	mm	Maund et al., 1998, Kent & Shillabeer, 1997, zitiert im RIVM 2008
Fische	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Mortalität	96h	LC50	= 0.49	mm	Maund et al., 1998, Long & Shillabeer, 1997, zitiert im RIVM 2008
Fische	<i>Ictalurus punctatus</i>	Mortalität	96h	LC50	= 0.16	mm	Maund et al., 1998, Long & Shillabeer, 1997, zitiert im RIVM 2008
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96h	LC50	= 0.21	mm	Anonym 1984b, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 9 f., U.S. Environmental protection agency, 1992
Fische	<i>Leuciscus idus</i>	Mortalität	96h	LC50	= 0.078	mm	Anonym 1997, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 10 f.
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96h	LC50	= 0.24	mm	Anonym 1984, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 8 f.
Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Mortalität	96h	LC50	= 1.6	mm	Maund et al., 1998, Kent & Shillabeer, 1997, zitiert im RIVM 2008
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	96h	LC50	= 0.7	mm	OPP-Datenbank (2018). Studienjahr 1997
akute Effektdaten - marin							
Muscheln	<i>Crassostrea gigas</i>	Immobilisierung	48h	EC50	>= 5	kA	OPP-Datenbank (2018). Studienjahr 1985
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i> (<i>Mysidopsis bahia</i>)	Mortalität	96h	LC50	= 0.0049	kA	OPP-Datenbank (2018). Studienjahr 1985



Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Literaturquelle
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Mortalität	96h	LC50	= 0.807	kA	OPP-Datenbank (2018). Studienjahr 1987. In INERIS 2011 ist für diesen Organismus ein Wert von 0.81 µg/L angegeben (vermutlich aus derselben Studie), zitiert als AGRITOX, 2011.
subchronische und chronische Effektdaten - limnisch							
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Biomasse	96h	NOEC	> 5	kA	OPP-Datenbank (2018). Studienjahr 1985
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	kA	7d	NOEC	= 5.4	kA	OPP-Datenbank (2018). Studienjahr 1985
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	21d	NOEC	= 0.00198	mm	Farrelly & Hamer, 1989, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 49 f.
Insekten	<i>Chironomus riparius</i>	kA	28d	NOEC	= 0.16	kA	DG Sanco, 2001, zitiert im INERIS 2011
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	300d	NOEC	= 0.031	mm	Anonym 1990, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 26 f.
subchronische und chronische Effektdaten - marin							
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i> (<i>Mysidopsis bahia</i>)	Reproduktionsrate	28d	NOEC	= 0.00022	mm	Thompson, 1987, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 51 f.
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Gewicht	28d	NOEC	= 0.25	mm	Anonym 1985, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 25 f.

Legende

kA Keine Angabe

Angaben zur chemischen Analytik

est Basierend auf der geschätzten Konzentration.

mm Basierend auf der gemittelten gemessenen Konzentration.

m-gm Basierend auf der geometrisch gemittelten gemessenen Konzentration

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

nom-m Basierend auf der nominalen Konzentration, Wiederfindung wurde gemessen.



5. Graphische Darstellung der Toxizitätsdaten

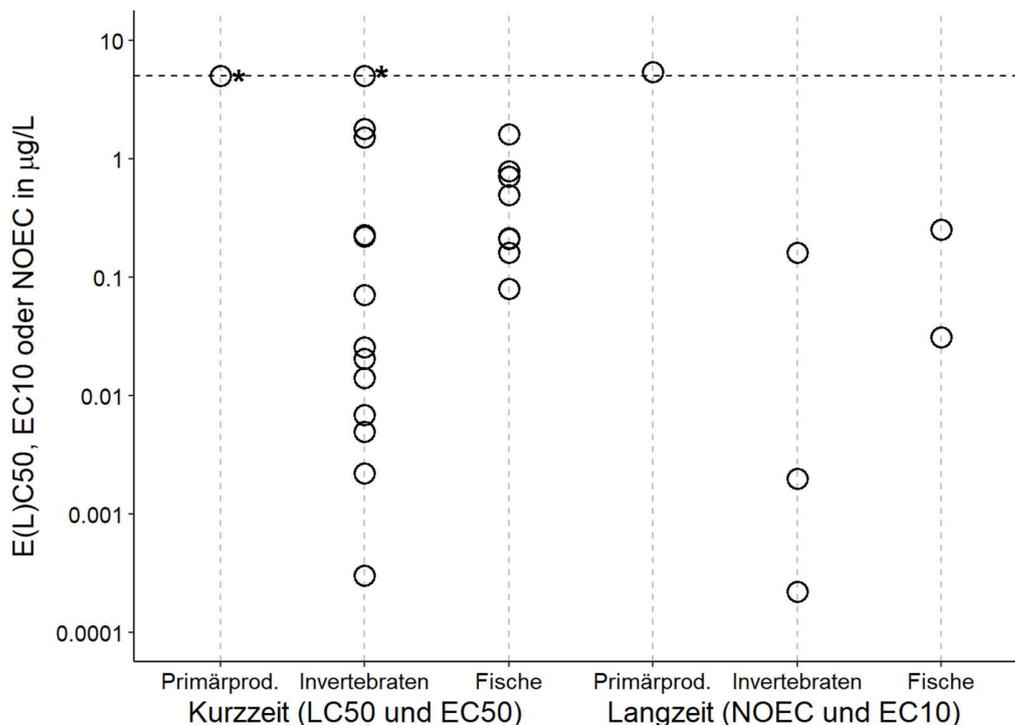


Abb. 1: Grafische Darstellung aller validen Kurzzeit- und Langzeit-Effektdata für limnische und marine Primärproduzenten (Algen und Wasserpflanzen), Invertebraten und Fische aus Tab. 3 für Lambda-Cyhalothrin. Die horizontale Linie gibt die Wasserlöslichkeitsgrenze für Lambda-Cyhalothrin (5 µg/L) an. Das Asterisk gekennzeichnet „grösser als“-Werte.

Aus Abb. 1 ist deutlich zu entnehmen, dass die empfindlichsten Organismen aus Kurzzeit- und Langzeittest aus der Gruppe der Invertebraten stammen. Auffällig ist die grosse Streuung der Empfindlichkeit innerhalb der Gruppen. Diese kann darauf zurückgeführt werden, dass nicht jede Spezies gleich sensitiv auf den Wirkmechanismus von Lambda-Cyhalothrin reagiert. Auch das Test-Setup oder das Entwicklungsstadium der Organismen können die Toxizität beeinflussen. Im Bericht von Schäfers et al 2001 wird ausserdem auf einen Sensitivitätsunterschied zwischen höheren Krebstieren (e.g. Hyalella) und niederen Krebstieren (e.g. Daphnia) eingegangen. Sensitivitätsunterschiede in Kurzzeittest reduzieren sich demnach auch, wenn Expositionen verlängert werden.

Die getesteten Fischspezies reagieren ebenfalls sensitiv auf Lambda-Cyhalothrin, jedoch sind sie weniger sensitiv als die sensitivsten Invertebraten. Wie bereits unter «Wirkungsweise» erwähnt, liegt dies daran, dass die Natriumkanäle von höher entwickelten Organismen (Fische, Säugetiere) im Vergleich mit jenen von Insekten, weniger stark beeinträchtigt werden. Aufgrund des Fehlens spannungsabhängiger Natriumkanäle zeigen sich bei Wasserpflanzen und Algen keine Effekte bevor die Löslichkeitsgrenze von Lambda-Cyhalothrin erreicht wird. Wenige Amphibienstudien sind verfügbar, jedoch wurden darin lediglich Formulierungen mit Lambda-Cyhalothrin getestet. Diese Studien sind daher nicht relevant für die Herleitung der EQS.



4.1 Vergleich der Empfindlichkeit mariner und limnischer Organismen

Valide und exakte Toxizitätswerte liegen lediglich für zwei marine Organismen vor, die Myside *Americamysis bahia* und den Edelsteinkärpfling (*Cyprinodon variegatus*). Daher ist eine statistische Analyse der Unterschiede in der Empfindlichkeit von marinen und limnischen Organismen nicht möglich. Im akuten Datensatz stellen diese beiden Arten nicht die empfindlichsten Organismen dar, die LC50-Werte liegen aber in einem Bereich, der vergleichbar ist mit den LC50-Werten für limnische Krebstiere und Fische. Im chronischen Datensatz stellt *Americamysis bahia* allerdings die sensitivste Art dar. Für Fische liegt ein Vergleichswert für eine limnische Art vor, welcher in einer ähnlichen Grössenordnung liegt. Für das in akuten Tests sensitivste limnische Krebstier (*Hyallela azteca*) liegt kein chronischer Wert vor. Der NOEC für *Americamysis bahia* liegt 9-fach niedriger als der NOEC für den Wasserfloh (*D. magna*). Der Wasserfloh zeigt sich aber auch im akuten Datensatz 100-fach weniger empfindlich im Vergleich zu *Hyallela azteca*. Die Effektdaten für die beiden marinen Spezies scheinen daher insgesamt vergleichbar mit den Effektdaten für limnische Spezies zu sein. Für die EQS Herleitung wird daher, gemäss TGD for EQS (European Commission (EC) (2011)), 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 Langzeiteffektdaten 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. Bisher wurde dazu das Programm ETX 2.1 (Van Vlaardingen et al. (2005)) verwendet. Für dieses Dossier wurden jedoch alle Analysen und Visualisierungen inklusive der SSD⁴ mittels R (R Core Team (2017)) erstellt. 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.

⁴Die mit R generierten Resultate sind vergleichbar mit jenen die mit ETX 2.1. produziert werden. Die Modellierungen und graphischen Visualisierungen basieren auf: <https://edild.github.io/ssd/>.



7. Chronische Toxizität

7.1. AA-EQS Herleitung für Lambda-Cyhalothrin mit AF-Methode

Tab. 4: Übersicht über die kritischen Toxizitätswerte von Lambda-Cyhalothrin auf Wasserorganismen aus längerfristigen Untersuchungen. Um Effekte auf Vertreter der drei trophischen Ebenen des Basisdatensatzes zu belegen, wurden hier auch Effektwerte aufgeführt, die oberhalb der Wasserslöslichkeitsgrenze (5 µg/L) liegen.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
Basisdatensatz				
Primärproduzenten	<i>Lemna gibba</i>	NOEC	5.4	OPP-Datenbank (2018). Studienjahr 1985
Invertebraten	<i>Americamysis bahia</i>	NOEC	0.00022	Thompson, 1987, zitiert im EC DRAR 2013 RAR 11 Volume 3 - Annex B.9, S. 51 f.
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	NOEC	0.031	Anonym 1990, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 26 f.

Es liegen NOEC-Werte für die Organismengruppen der Primärproduzenten, Invertebraten (Krebstiere und Insekten) und Fische vor. Der NOEC für die Wasserlinse *L. gibba* liegt geringfügig oberhalb der Löslichkeitsgrenze. Ob es sich hierbei um einen exakt bestimmten NOEC handelt, konnte nicht nachvollzogen werden, da die Originalstudie nicht vorlag. Das Ergebnis ist allerdings hinreichend um eine geringe Empfindlichkeit von Primärproduzenten zu belegen. Für Algen ergaben sich ebenfalls keine Effekte bis zur Löslichkeitsgrenze. Die Invertebraten beinhalten die wahrscheinlich sensitivsten Spezies.

Da ein vollständiger Datensatz mit einem Vertreter der sensitivsten taxonomischen Gruppe vorhanden ist, wird ein Sicherheitsfaktor von 10 vorgeschlagen. Für den in akuten Tests sensitivsten Organismus *Hyalalella azteca* liegt kein chronischer Wert vor. Die akuten Werte von *Hyalalella azteca* und *Americamysis bahia* liegen allerdings nahe zusammen. Es wird daher davon abgesehen, den AF auf 50 zu erhöhen. Es ergibt sich folgendes Langzeit-Qualitätskriterium:

$$\text{AA-EQS} = 0.00022 \mu\text{g/L} / 10 = 0.000022 \mu\text{g/L} \approx 0.022 \text{ ng/L}$$

7.2. AA-EQS mit SSD-Methode

Aufgrund des spezifischen Wirkmechanismus wäre eine SSD für Invertebraten am relevantesten. Es liegen exakte, verlässliche und relevante Effektdaten für drei verschiedene Vertreter der Invertebraten vor. Da nach dem TGD for EQS mindestens 10-15 Datenpunkte vorliegen sollten, kann keine spezifische SSD mit Vertretern der Invertebraten erstellt werden.

7.3. AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Es liegen keine verlässlichen und relevanten Effektdaten aus Langzeituntersuchungen in Mikro- oder Mesokosmosstudien vor, von denen sich ein AA-EQS ableiten liesse.



7.4. AA-EQS Schlussfolgerung

Wie im TGD for EQS (EC, 2011) vorgesehen, sollen nach Möglichkeit alle Methoden zur EQS-Herleitung angewendet werden. Für die chronische Toxizität konnte jedoch bloss ein EQS-Wert mittels AF-Methode hergeleitet werden. Dieser beträgt 0.022 ng/L und ist fast 5-mal tiefer als der MAC-EQS_{SSD}.



8. Akute Toxizität

8.1. MAC-EQS Herleitung für Lambda-Cyhalothrin mit AF-Methode

Tab. 5: Übersicht der kritischen akuten Toxizitätswerte von Lambda-Cyhalothrin auf Wasserorganismen. Um Effekte auf Vertreter der drei trophischen Ebenen des Basisdatensatzes zu belegen, wurden hier auch Effektwerte aufgeführt, die oberhalb der Wasserslöslichkeitsgrenze (5 µg/L) liegen.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
Basisdatensatz				
Primärproduzenten	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	ErC50	>5	Thompson & Williams, 1985, zitiert im EC DRAR 2013 RAR 11 Volume 3 - Annex B.9, S. 79 f.
Invertebraten	<i>Hyalella azteca</i>	EC50	0.0019	Hamer et al., 1998, zitiert im EC DRAR 2013 RAR 11 Volume 3 - Annex B.9, S. 36 f.
Fische	<i>Leuciscus idus</i>	LC50	0.078	Anonym 1997, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 10

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 EC50-Werte für die Organismengruppen der Primärproduzenten (Algen und Wasserpflanzen), Invertebraten (Krebstiere, Insekten, Spinnentiere und Weichtiere) und Fische vor. Für Algen konnte kein exakter EC50 ermittelt werden. In einer validen Algenstudie ergaben sich aber keine Effekte bis zur Löslichkeitsgrenze von 5 µg/L. Für Fische liegt ein LC50 vor, welcher deutlich höher liegt als der niedrigste valide und relevante Wert für Invertebraten.

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. Lambda-Cyhalothrin erfüllt dieses Kriterium. Für Substanzen mit einem spezifischen Wirkmechanismus kann der AF weiter reduziert werden, wenn ein Vertreter einer der vermutlich sensitivsten Gruppen im Effektdatensatz vorhanden ist. Der Wirkmechanismus von Lambda-Cyhalothrin ist bekannt und auf Invertebraten ausgerichtet. Der tiefste Effektdatenpunkt ist ein **LC50 (48h) von 0.0019 µg/L für *H. azteca*** aus der Studie von Hamer *et al.* 1998 (zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 10). In dieser Studie wurden 8 aquatische Arthropoden (10 Organismen per Replik in 200 ml) getestet. Es wurde keine Testrichtlinie verfolgt, die Studie ist laut RMS aber vergleichbar mit der OECD TG 202 und wurde im DRAR akzeptiert. Die Lösungsmittelkonzentration betrug 0.05%, was 5-fach oberhalb der Grenze nach TGD for EQS liegt.



Andererseits wurde keine erhöhte Kontrollmortalität beobachtet und es existieren Testrichtlinien in den USA⁵, welche in Kurzzeittests eine Lösungsmittelkonzentration von bis zu 0.05% akzeptieren. Die Expositionskonzentration wurde durch radiochemische Analytik bestimmt. Als subletaler Effekt wurde die fehlende Fähigkeit zum freien Schwimmen/Bewegung bestimmt. Mortalität wurde festgestellt, wenn jegliche Bewegung eingestellt wurde. Die Expositionskonzentrationen korrelierten am besten mit dem sub-letalen Effekten. Ihre Verwendung stellt laut RMS ein „worst-case“ Szenario dar. Hamer *et al.* berichteten nominale Effektkonzentrationen und die Wiederfindung in einigen der Expositionen mit höheren Konzentrationen. Mithilfe der Angaben berechnete der RMS, basierend auf einer mittleren Wiederfindung von 80%, korrigierte EC50-Werte⁶. Allerdings sind die niedrigen Expositionskonzentrationen nicht bestimmt worden, da sie unterhalb der Detektionsgrenze lagen. Für die korrigierten EC50 von 1.9 ng/l für *H. azteca* und 2.2 ng/L für *Chaoborus sp.* bleibt daher eine Restunsicherheit bestehen. Die Werte würden aber vermutlich noch tiefer liegen. Dies wird nicht als kritisch erachtet, da hier die tendenziell niedrigeren EC50 und nicht die LC50 verwendet werden. Wie im Folgenden ausgeführt, stützen sich die EC50 Werte auch durch weitere Studien. So liegt für *H. azteca* ein noch tieferer LC50-Wert von 0.0003 µg/L vor, welcher allerdings über 96 h bestimmt wurde und in der OPP-Datenbank aber als „S“ (*supplemental*) klassifiziert wird. Daher wird er nicht als kritische Studie für die AF-Methode verwendet (siehe Kap. 3.8). In einer weiteren Studie mit *H. azteca* wurde eine Formulierung von λ-Cyhalothrin in verschiedenen natürlichen Oberflächenwässern getestet (Smith and Lizotte 2007). Es ergaben sich 48h-LC50 Werte zwischen 0.0014 µg/L und 0.0157 µg/L, welche den EC50 der Schlüsselstudie ebenfalls unterstützen.

Weitere Studien, welche nicht direkt für die EQS Herleitung nicht verwendet wurden, aber den MAC-EQS unterstützen sind diejenigen von Wiberg-Larsen et al. (2016) und DeLorenzo et al. (2012).

Wiberg-Larsen et al. (2016) sammelten 34 Makroinvertebraten-Spezies in natürlichen Gewässern und setzte sie für 90 min Lambda-Cyhalothrin aus. Die Studie wird insgesamt als nicht valide und relevant betrachtet, da die Akklimatisations- und Expositionszeit zu kurz waren und die Lösungsmittelkonzentration zu hoch. LC50, welche 6 Tage nach der Exposition bestimmt wurden, reichten von 0.01 bis 10 µg/L, und liegen damit aber in einem vergleichbaren Bereich zu den validen LC50 in der Effektdatensammlung. Die Spannweite der LC50 (Faktor 1000) zeigt die natürliche Variabilität, die sich Interessanterweise weniger durch die taxonomische Verwandtschaft, als vielmehr durch die Körpergrösse und Lebensweise der Tiere erklärte. Besonders kleinere Individuen mit starker Präferenz für grobe Substrate zeigten eine höhere Sensitivität. Die zwei sensitivsten Spezies in der Studie waren *Agapetus fuscipes* und *Chironomus lugubris agg.* Da sich im validen Datensatz bereits ein Effektwert einer *Chironomus* Art befindet, scheint der hier vorliegende Datensatz keine kritische Datenlücke aufzuweisen.

DeLorenzo et al. (2012) ermittelten einen LC50 für *Palaemonetes pugio* von 0.00624 µg/L, welcher im Bereich der tiefsten Werte des validen Datensatzes liegt. Die Studie kann daher als unterstützend betrachtet werden, auch wenn sie aufgrund zu hoher Lösungsmittelkonzentration invalidiert wurde.

⁵ Siehe OPPTS 850.1075 Fish Acute Toxicity Test, Freshwater and Marine. Erhältlich unter <https://nepis.epa.gov>

⁶ Die EC50 Werte für die 6 verbleibenden Spezies wurden vom RMS nicht korrigiert, da Angaben zu der Wiederfindung in diesen Tests fehlen. Um diese Daten zumindest im SSD-Ansatz zu verwenden (siehe Kapitel 8.2) wurde aus der Spannweite der gemessenen Wiederfindungsraten (35 bis 82%) ein geom. Mittelwert von 54% berechnet und mit diesem die weiteren EC50 umgerechnet.



Bei der gegebenen Datenlage scheint die Verwendung eines AF von 10 als angemessen, woraus sich folgendes Kurzzeit-Qualitätskriterium ergibt:

$$\text{MAC-EQS}_{\text{AF}} = 0.0019 \mu\text{g/L} / 10 = 0.00019 \mu\text{g/L} = 0.19 \text{ ng/L}$$

8.2. MAC-EQS mit SSD-Methode

Da Lambda-Cyhalothrin einen spezifischen, auf Arthropoden ausgerichteten Wirkmechanismus aufweist, und ausreichend Daten zur Verfügung stehen, kann eine spezifische SSD mit allen validen Daten zu aquatischen Insekten, Spinnen- und Krebstieren erstellt werden. Da die Primärproduzenten und Fische klar als sensitivste Spezies ausgeschlossen werden können, wird darauf verzichtet, eine zusätzliche SSD mit allen Spezies zu erstellen. Für die SSD werden ebenfalls „supplemental“ Data aus der OPP-Datenbank verwendet (sofern für die Spezies kein eindeutig valider Wert vorliegt). Ebenfalls werden Werte aus der Studie von Hamer et al. (1998) verwendet. Wie in Kapitel 8.1 erwähnt, werden lediglich die korrigierten EC50 für *H. azteca* und *Chaoborus sp.* als ausreichend verlässlich für den deterministischen Ansatz angesehen. Für die 6 weiteren getesteten Spezies (*Asellus aquaticus*, *Gammarus pulex*, *Ostracoda*, *Cloeon dipterum*, *Ischnura elegans* und *Hydracarina*) liegen keine konkreten Wiederfindungen aus der radiochemischen Analytik vor. Daher wurde aus der Spannweite aller gemessenen Wiederfindungsraten (35 bis 82%) ein geom. Mittelwert von 54% berechnet und mit diesem die weiteren EC50 umgerechnet. Die so erhaltenen Werte müssen aber als unsicher angesehen werden. Daher soll der SSD-Ansatz lediglich zu Vergleichszwecken erstellt werden. Ohne die Daten aus Hamer et al. wären nicht genügend Datenpunkte für die Erstellung einer SSD verfügbar. Insgesamt konnte somit eine SSD mit Datenpunkten für 12 Spezies erstellt werden (Abb. 2). Die SSD erfüllt die Anforderungen nach log-Normalverteilung, welche in der verwendeten Software ETX 2.1 mittels dreier Tests bestimmt wird: Anderson-Darling, Kolmogorov-Smirnov, und dem Cramer von Mises Test. Der ermittelte HC05 beträgt 0.00072 µg/L (weitere Details im Appendix). Bei der Wahl des AF sollten folgende Aspekte berücksichtigt werden. Erstens besteht die SSD lediglich aus 12 Datenpunkte. Nach dem TGD for EQS sollten vorzugsweise ≥ 15 , mindestens aber 10 Datenpunkte vorliegen. Zweitens stammt ein Grossteil der Daten (n=8) aus einer Studie (Hamer et al 1998). Dabei besteht für 6 der Datenpunkte aus dieser Studie eine erhöhte Unsicherheit, aufgrund der unsicheren Abschätzung der Expositionskonzentrationen. Unter Verwendung des höchsten AF von 10 würde sich aus dem HC05 ein **MAC-EQS_{SSD} = 0.00072 µg/L / 10 = 0.072 ng/L** ergeben, was um den Faktor 2.6 tiefer liegt als der vorgeschlagene MAC-EQS_{AF}.

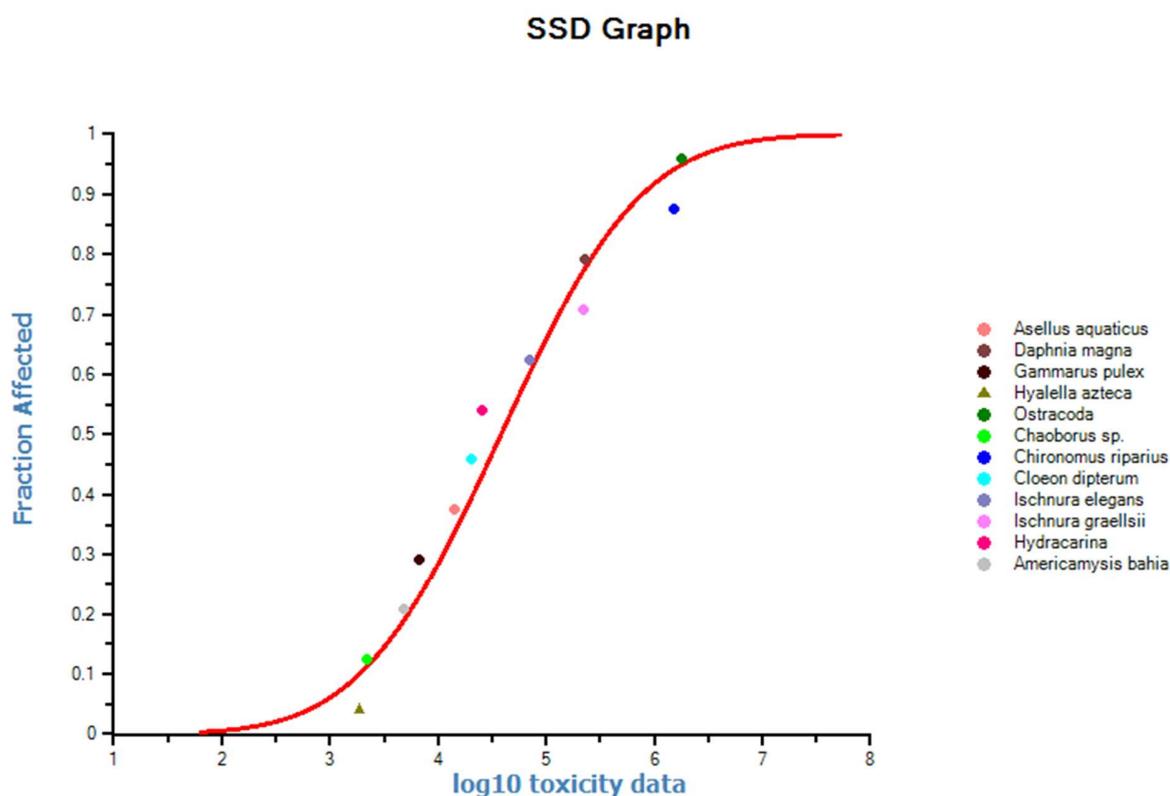


Abb. 2: SSD mit allen validen (inkl. „supplemental“) akuten Effektdaten (n=12) der Insekten, Krebstiere und Spinnentiere in µg/L. Es ergibt sich ein HC05 von 0.72 ng/L und ein HC05/LL-HC05 von 11.6, welches als Mass für die Sicherheit bei der Bestimmung des HC05 dienen kann.

8.3. MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Im EC DRAR (2013) liegen lediglich Ergebnisse aus Mesokosmen-Versuchen mit Formulierten Produkten vor, die allerdings als nicht verlässlich eingestuft wurden (EC DRAR (2013) Vol3 B9, S. 62 ff.). In der Zusammenfassung zum «Peer Review of the pesticide risk assessment of the active substance Lambda-Cyhalothrin» wird ein RAC basierend auf Ergebnissen einer Mesokosmenstudie angegeben. Diese Studie verwendete jedoch eine Kapselsuspension (CS) und die Ergebnisse können daher nicht für die Herleitung von EQS verwendet werden (European Food Safety Authority (EFSA) (2015)).

Eine Studie wird im EC DRAR (2013) jedoch als begleitende Information deklariert und nachfolgend zusammengefasst (EC DRAR (2013) Vol. 3 B9, S. 57 ff.). In einer Durchfluss-Mikrokosmosstudie wurde der Effekt von Lambda-Cyhalothrin auf das Überleben und das Driftverhalten von 3 Invertebraten (*Gammarus pulex*, *Heptagenia sulphurea* und *Leuctra nigra*) evaluiert. Am Ende der Fließrinnen floss das Wasser durch ein Driftsieb in dem die abgetriebenen Organismen gesammelt wurden. Während der 90-minütigen



Exposition wurden die Siebe alle 30 Minuten geleert und die abgetriebenen Organismen als lebendig oder tot klassifiziert. Es folgte eine 60-minütige post-Exposition Periode. Die nominalen Lambda-Cyhalothrin Konzentrationen betragen 1, 10, 100 und 1000 ng/L, die gemessenen Konzentrationen (Nachweisgrenze 10 ng/L) lagen zwischen 60 und 80% der nominalen. Eine deutliche Zunahme des Drifts wurde für alle Konzentrationen beobachtet, die Mortalität hingegen war gering. Nach 150 Minuten befanden sich nur noch wenige, oder keine Organismen mehr im Mikrokosmos. *L. nigra* war die sensitivste Spezies, gefolgt von *G. pulex* und *H. sulphurea*. Die NOEC und LOEC Werte sind in Tab. 7 zusammengefasst.

Tab. 7: Übersicht über die NOEC und LOEC Werte für das Driftverhalten von *L. nigra*, *G. pulex* und *H. sulphurea*.

Organismus	NOEC (µg/L)	LOEC (µg/L)
<i>L. nigra</i>	<0.001	0.001
<i>G. pulex</i>	0.001	0.01
<i>H. sulphurea</i>	0.01	0.1

Das Driftverhalten von Invertebraten gilt als wichtiger Prozess bei der Erholung von Populationen in Fließgewässern. Die Studie konnte zeigen, dass dieses Verhalten schon ab einer Lambda-Cyhalothrin Konzentration von 1 ng/L beeinträchtigt wird (EC DRAR (2013) Vol. 3 B9). Der NOEC aus dieser Studie liegt daher bei <1 ng/L. Da die verwendete chemische Analytik eine Bestimmungsgrenze von 10 ng/L aufwies und die Verluste bei höheren Konzentrationen zwischen 60 und 80% lagen, liegt die tatsächliche Effektkonzentration vermutlich noch tiefer. Die Relevanz der Ergebnisse für die Bestimmung eines akuten Qualitätskriteriums ist nicht eindeutig. Ein verstärktes Migrations- und Driftverhalten kann kurzfristig als Fluchtverhalten eingeordnet werden, ohne dass dies zu einer akuten Gefährdung der Organismen führt, abgesehen von einem verringerten Schutz vor Räubern. Eine chronische Belastung könnte hingegen die Wiederbesiedlung eines Flussabschnittes erschweren oder verhindern, mit gegebenen Konsequenzen für die Organismen höherer trophischer Ebenen wie Fischen. Aufgrund der vergleichsweise geringeren Relevanz für den MAC-EQS, soll von den Ergebnissen zum Driftverhalten kein MAC-EQS hergeleitet werden. Die Ergebnisse stützen aber die Wahl des höchsten AF bei der SSD-Methode. Ein höherer AF bei deterministischen Methode würde zu einem MAC-EQS_{AF} führen, welchen unterhalb des AA-EQS_{AF} liegen würde, und diesem daher gleichgestellt würde. Da die Abstände der beiden EQS relativ gering ist, wird davon ebenfalls abgesehen.

8.4. MAC-EQS Schlussfolgerung

Wie im TGD for EQS (EC (2011)) vorgesehen, sollen nach Möglichkeit alle Methoden zur EQS-Herleitung angewendet werden. Die SSD-Methode und von Mikro- und Mesokosmen abgeleiteten EQS-Werte weisen prinzipiell eine höhere Robustheit gegenüber Effekten in Ökosystemen auf.

Im vorliegenden Dossier Es kann kein MAC-EQS aus Mikrokosmenstudien für die Reinsubstanz abgeleitet werden. Der MAC-EQS wurde aufgrund der Unsicherheiten der verwendeten Daten ebenfalls nicht von einer SSD abgeleitet. Der MAC-EQS_{SSD} liegt aber in einem ähnlichen Bereich wie der deterministisch



hergeleitete MAC-EQS_{AF} von 0.00019 µg/L = 0.19 ng/L. Dieser Wert wird zusätzlich durch Ergebnisse aus Multispezies-tests in Fließrinnen unterstützt.

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.

Lambda-Cyhalothrin weist einen $\log K_{ow}$ zwischen 5.5 und 7 auf. Im EC DRAR (2013) sind zudem BCF Werte >100 angegeben, und daher werden das Bioakkumulationspotential und das Risiko einer sekundären Intoxikation in diesem EQS-Dossier berücksichtigt.

Im EC DRAR (2013) ist eine Studie zur Bioakkumulation von Lambda-Cyhalothrin beschrieben. Die Studie aus dem Jahr 1984 (Vol. 3, B9, S. 30) wurde mit einer Konzentration von ¹⁴C-Cyclopropan markiertem Cyhalothrin (Gemisch aller Enantiomere) durchgeführt. Die Testorganismen waren Karpfen (*Cyprinus carpio*), welche in einem Durchflusssystem für 28 Tage dem Wirkstoff ausgesetzt wurden, gefolgt von einer 28 tägigen Ausscheidungsphase in sauberem Wasser. Die Konzentrationen von Cyhalothrin im Fisch erreichten nach 1-2 Wochen ein Plateau. Während der Ausscheidungsphase verringerte sich die Radioaktivität im Fisch um 80%. Basierend auf der totalen Radioaktivität wurde ein BCF von 2240 für den ganzen Fisch ermittelt. Der RMS berechnete nach der alten OECD TG 305E (1981) einen BCF von 33400, der allerdings nur auf Lipid bezogen ist. Dieser Wert ist sehr viel höher als der *whole body* BCF und kann nicht für den Vergleich mit Trigger-Werten oder *sec pois*-Abschätzungen herangezogen werden. Unklar bleibt aber, welcher Anteil der totalen Radioaktivität im Fischgewebe von Cyhalothrin herrührte. Es kann also kein BCF für Cyhalothrin allein ermittelt werden, weshalb die Validität der Studie vom RMS in Frage gestellt wird. Chemische Analysen ergaben, dass Cyhalothrin im Wasser 23-45% der totalen Radioaktivität ausmachte. In dieser Studie wurde nur eine einzelne Konzentration getestet und somit kann keine Aussage über die Konzentrationsabhängigkeit des Bioakkumulationspotentials getroffen werden. Die Studie von 1984 wurde nicht zur Risikoabschätzung im EC DRAR (2013) verwendet, da die Validität nicht einwandfrei gegeben ist.

In einer Fisch-Lebenszyklus Studie aus dem Jahr 1990 (EC DRAR (2013) Vol. 3 B9, S. 26) wurde ebenfalls ein BCF ermittelt. Dabei wurde die Amerikanische Dickkopflritze (*Pimephales promelas*) in einem Durchflusssystem während 300 Tagen ¹⁴C-methine markiertem Lambda-Cyhalothrin ausgesetzt. Anschliessend wurden die durchschnittlichen Lambda-Cyhalothrin Konzentrationen im Gewebe (ganzer Fisch) gemessen und BCF Werte zwischen 3952 und 6691 ermittelt. Der BCF wurde für verschiedene Lambda-Cyhalothrin Konzentrationen bestimmt, darunter auch solche, die toxische Effekte auf die Fische ausübten. Wenn die Testsubstanz einen adversen Effekt auf den Fisch hat, können die Akkumulierung und Eliminierung der Substanz beeinträchtigt werden und die BCF Werte sind nicht verlässlich. Deshalb wird in



der OECD *test guideline* 305 (OECD (2012)) empfohlen, die Biokonzentration nur für Substanzkonzentrationen zu bestimmen, die keine chronische Toxizität verursachen. In dieser Studie war dies der Fall für 0.031 µg/L (BCF = 4226) und 0.015 µg/L (BCF = 5060) Lambda-Cyhalothrin in der F0-Generation. Gemittelt ergibt das einen BCF von 4643. Im DRAR finden sich keine Angaben zum Lipidgehalt des Fisches, daher wird von einer Korrektur abgesehen. Im Vergleich zur Karpfen-Studie liefert diese Studie Lambda-Cyhalothrin Konzentrationen welche chemisch analysiert und korrigiert wurden. Es sind aber keine Details zur Aufnahme- und Eliminierungskinetik vorhanden. Trotz der sich ergebenden Unsicherheit scheint der BCF von 4643 geeignet für die wird in der folgenden QS_{sec_pois} -Abschätzung herangezogen.

Zur Bestimmung des QS_{water} wird ein Wert aus einer chronischen Hunde-Studie (EC DRAR (2013), Vol. 3, B6, S. 58) verwendet. Die Studie dauerte 1 Jahr und als Endpunkt dienten klinische Anzeichen für Neurotoxizität. Der resultierende $NOAEL_{oral}$ beträgt 0.5 mg/kg bw/d. Zur Bestimmung des $NOEC_{oral}$ wird ein Umrechnungsfaktor von 40 verwendet (TGD for EQS, S. 79, Tabelle 4.1):

$$NOEC_{oral} = NOAEL_{oral} * 40 = 20 \text{ mg/kg Nahrung}$$

Um Daten für Säugetiertoxizität in den $QS_{biota, secpois}$ umzurechnen wird ein zweiter Umrechnungsfaktor von 30 aus dem TGD for EQS (S. 80, Tabelle 4.2) angewendet.

$$QS_{biota, secpois} = TOX_{oral} / AF_{oral} = 20 \text{ mg/kg Nahrung} / 30 = 0.67 \text{ mg/kg Nahrung}$$

Umgerechnet auf die Konzentration von Lambda-Cyhalothrin im Wasser ergibt sich, unter Berücksichtigung des BMFs abgeleitet aus dem TGD for EQS (S. 87, Tabelle 4.5), ein EQS für sekundäre Intoxikation von:

$$QS_{water} = QS_{biota, secpois} / BCF * BMF_1 = 670 \text{ µg/kg Nahrung} / (4643 \text{ L/kg} * 2) = 0.072 \text{ µg/L}$$

Der QS_{water} von 0.072 µg/L ist weitaus höher als der vorgeschlagenen AA-EQS von 0.000022 µg/L. Der AA-EQS bietet demnach einen ausreichenden Schutz vor sekundärer Intoxikation.



10. Schutz der aquatischen Organismen

Der Effektdatensatz für Lambda-Cyhalothrin umfasst alle 3 trophischen Ebenen bei den Kurzzeit- und den Langzeittoxizitäten. Die Invertebraten, insbesondere die Krebstiere, stellen die empfindlichste Organismengruppe dar. Der mittels der AF-Methode hergeleitete **AA-EQS von 0.022 ng/L**, und der **MAC-EQS von 0.19 ng/L** sollten einen ausreichenden Schutz für aquatische Organismen unterschiedlicher trophischer Ebenen bieten. Das Risiko einer sekundären Intoxikation wird als gering eingestuft.

Der hergeleitete AA-EQS ist fast identisch mit dem chronischen Qualitätskriterium (MPC_{ecowater}) der Niederlande von 0.02 ng/L (Tab: 2), der basierend auf einer chronischen Daphnien-Studie mit einem NOEC von 0.002 µg/L und einem Sicherheitsfaktor von 100 hergeleitet wurde (RIVM 2008). Im Gegensatz dazu liegt das von INERIS hergeleitete chronische Qualitätskriterium ($AA-QS_{\text{water_eco}}$) mit 0.2 ng/L deutlich über dem hier vorgeschlagenen AA-EQS. Der Wert (gerundet) basiert auf einem NOEC von 0.0019 µg/L für *Americamysis bahia* und einem AF von 10.

Bei der Herleitung der maximal zulässigen Akutkonzentration wurden im INERIS, RIVM und im vorliegenden Dossier LC50- und EC50-Werte der sensitivsten Arten zwischen 0.0019 µg/L und 0.0041 µg/L verwendet. Im INERIS und in diesem Dossier wurde ein Sicherheitsfaktor von 10 verwendet, wohingegen der Sicherheitsfaktor im RIVM bei 100 belassen wurde. Die Herleitung des EQS mittels SSD unterstützt die Wahl eines Sicherheitsfaktors von 10.



11. Appendix

11.1. Effektdatentabelle

Tab. A1: Effektdatensammlung aller Effektdaten für Lambda-Cyhalothrin. Eine Bewertung der Validität⁷ wurde nach den CRED-Kriterien (Moermond et al. (2016)) durchgeführt. Studienbewertungen aus dem EC DRAR 2013, RIVM, INERIS und der US-EPA Database⁸ wurden gemäss TGD for EQS als „face value“ übernommen. Formulierungen und Abbauprodukte von Lambda-Cyhalothrin wurden nicht berücksichtigt. Der derzeit anerkannte Speziesname wurde angegeben und der in der Originalstudie verwendete Name steht in Klammern dahinter. Die für geometrische Mittelwerte verwendeten Effektdaten sind umrandet. Als „S“ klassifizierte Werte aus der OPP Datenbank (2018) werden nicht zur Berechnung eines geom. Mittelwertes herangezogen. Liegt für einen Endpunkt aus einer Studie sowohl ein EC10 als auch ein NOEC vor, wird der tiefere Wert bevorzugt, vorausgesetzt er ist gleichermassen verlässlich. Die niedrigsten Effektwerte pro Organismengruppe (Primärproduzenten, Invertebraten, Fische) wurden fett gedruckt.

Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exposition	Reinheit (%)	Notiz	Validität	Literaturquelle
akute Effektdaten - limnisch											
Algen	Raphidocelis subcapitata (Senastrum capricornutum)	Biomasse	96h	EbC50	>= 5	m-gm	S	96.5	M, WL, UI, F	1	Thompson & Williams, 1985, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 79 f.
Algen	Raphidocelis subcapitata (Senastrum capricornutum)	Wachstumsrate	96h	ErC50	>= 5	m-gm	S	96.5	M, WL, UI, F	1	Thompson & Williams, 1985, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 79 f.
Muscheln	Sphaerium corneum	Mortalität	90min	LC50	> 1000	nom-m	kA	99.8	A, B, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Schnecken	Radix balthica	Mortalität	90min	LC50	> 1000	nom-m	kA	99.8	A, B, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Gürtelwürmer	Erpobdella octoculata	Mortalität	90min	LC50	> 1000	nom-m	kA	99.8	A, B, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Gürtelwürmer	Helobdella stagnalis	Mortalität	90min	LC50	> 1000	nom-m	kA	99.8	A, B, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Gürtelwürmer	Tubificidae	Mortalität	90min	LC50	> 1000	nom-m	kA	99.8	A, B, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Strudelwürmer	Dugesia Gonocephala	Mortalität	90min	LC50	> 1000	nom-m	kA	99.8	A, B, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Krebstiere	Antrobathynella stammeri	Mortalität	96h	LC50	= 0.3	nom-m	S	kA	Q	R4, C1	Schäfers et al., 2001
Krebstiere	Asellus aquaticus	Mortalität	90min	LC50	= 68.87	nom-m	kA	99.8	A, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Krebstiere	Asellus aquaticus	Immobilisierung	48h	EC50	= 0.01404	nom-m	S	>=88	I2, F	1	Hamer et al., 1998, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 36 f.
Krebstiere	Ceriodaphnia dubia	kA	10d	EC50	= 0.09	nom-m	S	99	O, I	R3, C1	Barata et al., 2012
Krebstiere	Chappuisius inopinus	Mortalität	96h	LC50	= 0.622	mm	S	kA	Q, Q1	R4, C1	Schäfers et al., 2001

⁷Nach Moermond et al. (2016) wird Validität unterteilt in Verlässlichkeit (R) und Relevanz (C), wobei die zu vergebenen Klassen (1-4) mit den Klimisch Klassen (Klimisch et al. 1997) übereinstimmen. Eine Evaluierung der Verlässlichkeit wurde nicht vorgenommen, wenn eine Studie als nicht relevant (C3) bewertet wurde. Die nach Klimisch bewerteten Studien sind nicht mit einem Buchstaben gekennzeichnet.

⁸In der OPP Database (2018) werden die Effektwerte unterschieden in „supplemental information“ (S) und „core information“ (C). Die C-Werte wurden als valid übernommen, die S-Werte hingegen wurden zur EQS-Herleitung nicht verwendet. Genauere Informationen sind im Kapitel 3.8 zu finden.



Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exposition	Reinheit (%)	Notiz	Validität	Literaturquelle
Krebstiere	Cyclops sp.	Mortalität	48h	EC50	= 0.24	nom-m	S	>=88	F, K, V	3	Maund et al., 1998, Hamer et al., 1998, zitiert im RIVM 2008
Krebstiere	Daphnia magna	Immobilisierung	48h	EC50	= 0.66	kA	kA	kA	F	R4, C1	AGRITOX, 2011, zitiert im INERIS 2011
Krebstiere	Daphnia magna	Fressen	48h	EC50	= 0.1	mm	S	99	L4, F	3	Barata et al., 2006, zitiert im RIVM 2008
Krebstiere	Daphnia magna	Immobilisierung	48h	EC50	= 0.19	nom-m	S	96.5	DOC1, O, K	R3, C1	Day, 1991
Krebstiere	Daphnia magna	Immobilisierung	48h	EC50	= 0.18	nom-m	S	96.5	DOC2, O, K	R3, C1	Day, 1991
Krebstiere	Daphnia magna	Immobilisierung	48h	EC50	= 0.33	nom-m	S	96.5	DOC3, O, K	R3, C1	Day, 1991
Krebstiere	Daphnia magna	Immobilisierung	48h	EC50	= 0.39	mm	S	99	L4, F	2	Barata et al., 2006, zitiert im RIVM 2008
Krebstiere	Daphnia magna	Immobilisierung	48h	EC50	= 0.051	kA	R	99	F	C	OPP-Datenbank (2018). Studienjahr 2001
Krebstiere	Daphnia magna	Immobilisierung	48h	EC50	= 0.57	mm	S	96.5	F	1	Farrelly et al., 1984, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 31 f.
Krebstiere	Daphnia magna	Immobilisierung	48h	EC50	= 0.23	mm	S	96.5	F	1	Farrelly et al., 1984, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 31 f.; ebenfalls zitiert in der OPP Datenbank (2018)
Krebstiere	Daphnia magna	Geom. Mittelwert Immobilisierung	48h	EC50	= 0.226						Geom. Mittelwert
Krebstiere	Gammarus pulex	Immobilisierung	48h	EC50	= 0.00756	nom-m	S	>=88	I2, F	1	Hamer et al., 1998, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 36 f.
Krebstiere	Gammarus pulex	Immobilisierung (neugeboren)	96h	EC50	= 0.016	nom-m	S	>95	F, I	3	Hamer & Goggin, 1998, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 32 f.
Krebstiere	Gammarus pulex	Immobilisierung (juvenil)	96h	EC50	= 0.029	nom-m	S	>95	F, I	3	Hamer & Goggin, 1998, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 32 f.
Krebstiere	Gammarus pulex	Immobilisierung (ausgewachsen)	96h	EC50	= 0.054	nom-m	S	>95	F, I	3	Hamer & Goggin, 1998, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 32 f.
Krebstiere	Gammarus pulex	Mortalität	90min	LC50	= 0.46	nom-m	kA	99.8	A, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Krebstiere	Gammarus pulex	Immobilisierung	48h	EC50	= 0.0068	kA	T	94	F	S	OPP-Datenbank (2018). Studienjahr 1985
Krebstiere	Hyalella azteca	Immobilisierung	48h	EC50	= 0.0019	m-gm	S	>=88	F	1	Hamer et al., 1998, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 36 f.
Krebstiere	Hyalella azteca	Mortalität	96h	LC50	= 0.00253	est	R	kA	O	R3, C1	Hoffmann et al., 2016
Krebstiere	Hyalella azteca	Mortalität	96h	LC50	= 0.001	est	R	kA	O	R3, C1	Hoffmann et al., 2016
Krebstiere	Hyalella azteca	Mortalität	96h	LC50	= 0.00203	est	R	kA	O	R3, C1	Hoffmann et al., 2016
Krebstiere	Hyalella azteca	Mortalität	96h	LC50	= 0.0003	kA	T	93.2	F	S	OPP-Datenbank (2018). Studienjahr 2013 (U.S. EPA 1992)
Krebstiere	Niphargus fontanus	Mortalität	96h	LC50	= 0.595	nom-m	S	kA	Q	R4, C1	Schäfers et al., 2001
Krebstiere	Ostracoda	Mortalität	48h	LC50	= 1.811	mm	S	kA	Q	R4, C1	Schäfers et al., 2001
Krebstiere	Ostracoda	Immobilisierung	48h	EC50	= 1.782	nom-m	S	>=88	I2, F	1	Hamer et al., 1998, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 36 f.
Krebstiere	Phyllognathopus vigueri	Mortalität	96h	LC50	= 1.23	mm	S	kA	Q	R4, C1	Schäfers et al., 2001
Insekten	Agapetus fuscipes	Mortalität	90min	LC50	= 0.028	nom	kA	99.8	A, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Beraeodes minutus	Mortalität	90min	LC50	= 3.75	nom	kA	99.8	A, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Caenis horaria	Mortalität	90min	LC50	= 0.14	nom	kA	99.8	A, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016



Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exposition	Reinheit (%)	Notiz	Validität	Literaturquelle
Insekten	Chaetopteryx villosa	Mortalität	90min	LC50	= 0.79	nom	kA	99.8	A, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Chaoborus sp.	Immobilisierung	48h	EC50	= 0.0022	m-gm	S	>=88	F	1	Hamer et al., 1998, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 36 f.
Insekten	Chironomus lugubris agg.	Mortalität	90min	LC50	= 0.011	nom	kA	99.8	A, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Chironomus riparius	Immobilisierung	48h	EC50	= 1.5	mm	S	92.1	L3, F	1	Memmert & Bader, 2007, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 82 f.
Insekten	Cloeon dipterum	Immobilisierung	48h	EC50	= 0.02052	nom-m	S	>=88	I2, F	1	Hamer et al., 1998, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 36 f.
Insekten	Cloeon inscriptum	Mortalität	90min	LC50	= 1.56	nom	kA	99.8	A, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Conchapelopia melanops	Mortalität	90min	LC50	= 14.39	nom	kA	99.8	A, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Corixa sp.	Mortalität	48h	EC50	= 0.024	nom-m	S	>=88	F, K, V	3	Maund et al., 1998, Hamer et al., 1998, zitiert im RIVM 2008
Insekten	Dicranotas p.	Mortalität	90min	LC50	> 1000	nom	kA	99.8	A, B, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Elmis aenea	Mortalität	90min	LC50	= 0.41	nom	kA	99.8	A, O	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Elodes minuta	Mortalität	90min	LC50	= 1.26	nom	kA	99.8	A, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Ephemera danica	Mortalität	90min	LC50	= 9.35	nom	kA	99.8	A, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Eristalis	Mortalität	90min	LC50	> 1000	nom	kA	99.8	A, B, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Heptagenia sulphurea	Mortalität	90min	LC50	= 0.88	nom	kA	99.8	A, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Hydropsyche angustipennis	Mortalität	90min	LC50	> 1000	nom	kA	99.8	A, B, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Ischnura elegans	Immobilisierung	48h	EC50	= 0.0702	nom-m	S	>=88	I2, F	1	Hamer et al., 1998, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 36 f.
Insekten	Ischnura graellsii	Mortalität	10d	LC50	= 0.178	nom-m	S	>=98	K, O	R1, C3	Finotello et al., 2017
Insekten	Ischnura graellsii	Mortalität	17d	LC50	= 0.14	nom-m	S	>=98	K, O	R1, C3	Finotello et al., 2017
Insekten	Ischnura graellsii	Mortalität	24d	LC50	= 0.134	nom-m	S	>=98	K, O	R1, C3	Finotello et al., 2017
Insekten	Ischnura graellsii	Mortalität	3d	LC50	= 0.22	nom-m	S	>=98	K, O	R1, C1	Finotello et al., 2017
Insekten	Isoperla grammatica	Mortalität	90min	LC50	= 14.49	nom	kA	99.8	A, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Leuctra fusca	Mortalität	90min	LC50	= 1.43	nom	kA	99.8	A, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Limnius vlockmari	Mortalität	90min	LC50	= 3.24	nom	kA	99.8	A, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Micropsectra	Mortalität	90min	LC50	= 0.75	nom	kA	99.8	A, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Nemoura cinerea	Mortalität	90min	LC50	= 0.48	nom	kA	99.8	A, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Odagnmia ornata	Mortalität	90min	LC50	= 0.14	nom	kA	99.8	A, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Oreodytes sanmarkii	Mortalität	90min	LC50	= 8.79	nom	kA	99.8	A, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Prodiamesa olivacea	Mortalität	90min	LC50	> 1000	nom	kA	99.8	A, B, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Protonemura meyeri	Mortalität	90min	LC50	= 95.92	nom	kA	99.8	A, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Ptychoptera paludosa	Mortalität	90min	LC50	= 1.4	nom	kA	99.8	A, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Sialis lutaria	Mortalität	90min	LC50	> 1000	nom	kA	99.8	A, B, O, I	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Silo pallipes	Mortalität	90min	LC50	= 1.25	nom	kA	99.8	A, O	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016
Insekten	Tvetenia	Mortalität	90min	LC50	= 0.63	nom	kA	99.8	A, O	R3, C1	Wiberg-Larsen et al., 2016



Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exposition	Reinheit (%)	Notiz	Validität	Literaturquelle
Spinnentiere	Hydracarina	Immobilisierung	48h	EC50	= 0.02538	nom-m	S	>=88	I2, F	1	Hamer et al., 1998, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 36 f.
Spinnentiere	Lobohalacarus weberi	Mortalität	96h	LC50	= 0.277	mm	S	kA	Q	R4, C1	Schäfers et al., 2001
Fische	Danio rerio	Mortalität (- Enantiomer)	96h	LC50	= 0.74	nom	R	98	F	3	Xu et al., 2008, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 12 f.
Fische	Danio rerio	Mortalität (+ Enantiomer)	96h	LC50	> 120	nom	R	98	WL, F	3	Xu et al., 2008, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 12 f.
Fische	Danio rerio	Mortalität	48h	LC50	= 6770	nom	R	97	WL, E, NW, O	R3, C1	Wang et al., 2016
Fische	Danio rerio	Mortalität	96h	LC50	= 66	nom	R	97	WL, E, NW, O	R3, C1	Wang et al., 2016
Fische	Danio rerio	Mortalität	48h	LC50	= 660	nom	R	97	L, WL, NW, O	R3, C1	Wang et al., 2016
Fische	Danio rerio	Mortalität	96h	LC50	= 380	nom	R	97	L, WL, NW, O	R3, C1	Wang et al., 2016
Fische	Danio rerio	Mortalität	48h	LC50	= 5	nom	R	97	WL, J, NW, O	R3, C1	Wang et al., 2016
Fische	Danio rerio	Mortalität	96h	LC50	= 3.1	nom	R	97	J, NW, O	R3, C1	Wang et al., 2016
Fische	Danio rerio	Mortalität	96h	LC50	= 0.78	mm	R	87.7	F, P	1	Maund et al., 1998, Kent & Shillabeer, 1997, zitiert im RIVM 2008
Fische	Gasterosteus aculeatus	Mortalität	96h	LC50	= 0.49	mm	R	87.7	F, P	1	Maund et al., 1998, Long & Shillabeer, 1997, zitiert im RIVM 2008
Fische	Ictalurus punctatus	Mortalität	96h	LC50	= 0.16	mm	R	87.7	F, P	1	Maund et al., 1998, Long & Shillabeer, 1997, zitiert im RIVM 2008
Fische	Labeo rohita	Mortalität	96h	LC50	= 2.72	nom	R	Analytical grade	NW, O	R3, C1	Gadhawe et al., 2014
Fische	Lepomis macrochirus	Mortalität	96h	LC50	= 0.21	mm	T	98	F	C	Anonym 1984b, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 9 f.
Fische	Leuciscus idus	Mortalität	96h	LC50	= 0.078	mm	T	87.7	F	1	Anonym 1997, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 10 f. Ein auf 0.08 µg/L gerundeter Wert (vermutlich aus der gleiche Studie) wird in RIVM zitiert als Maund et al., 1998, Kent & Shillabeer, 1997
Fische	Oncorhynchus mykiss	Mortalität	96h	LC50	= 0.19	kA	T	99	F	S	OPP-Datenbank (2018). Studienjahr 2001
Fische	Oncorhynchus mykiss	Mortalität	96h	LC50	= 0.21	kA	T	kA	F	R4, C1	Stavola, 1986, zitiert im INERIS 2011
Fische	Oncorhynchus mykiss	Mortalität	96h	LC50	= 0.24	mm	T	98	F	C	Anonym 1984, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 8 f.
Fische	Oryzias latipes	Mortalität	96h	LC50	= 1.6	mm	R	87.7	F, P	2	Maund et al., 1998, Kent & Shillabeer, 1997, zitiert im RIVM 2008
Fische	Pimephales promelas	Mortalität	96h	LC50	= 0.7	mm	R	87.7	F	S	OPP-Datenbank (2018). Studienjahr 1997
akute Effektdaten - marin											
Muscheln	Crassostrea gigas	Immobilisierung	48h	EC50	>= 5	kA	S	96.5	M, WL, U2, F	S	OPP-Datenbank (2018). Studienjahr 1985
Krebstiere	Americamysis bahia (Mysidopsis bahia)	Mortalität	96h	LC50	= 0.1125	nom-m	R	>=97.7	K, J, LM, O	R3, C1	DeLorenzo et al., 2012



Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exposition	Reinheit (%)	Notiz	Validität	Literaturquelle
Krebstiere	Americamysis bahia (Mysidopsis bahia)	Mortalität	96h	LC50	= 0.0049	kA	T	97	F	C	OPP-Datenbank (2018). Studienjahr 1985
Krebstiere	Palaemonetes pugio	Mortalität	96h	LC50	= 0.00624	nom-m	R	>=97.7	K, L, LM, O	R3, C1	DeLorenzo et al., 2012
Krebstiere	Palaemonetes pugio	Mortalität	96h	LC50	= 0.01144	nom-m	R	>=97.7	K, LM, O	R3, C1	DeLorenzo et al., 2012
Fische	Cyprinodon variegatus	Mortalität	96h	LC50	= 0.807	kA	T	96	F	C	OPP-Datenbank (2018). Studienjahr 1987. In INERIS 2011 ist für diesen Organismus ein Wert von 0.81 µg/L angegeben (vermutlich aus derselben Studie), zitiert als AGRITOX, 2011.
subchronische und chronische Effektdaten - limnisch											
Algen	Raphidocelis subcapitata (Pseudokirchneriella subcapitata)	Biomasse	96h	NOEC	= 310	kA	S	96.5	WL, F, H	S	OPP-Datenbank (2018). Studienjahr 1985
Wasserpflanzen	Lemna gibba	kA	7d	NOEC	= 5.4	kA	R	98.1	WL, F	C	OPP Database (2018). Studiendatum 1985; Record ID: 30676
Krebstiere	Daphnia magna	Reproduktionsrate	12d	EC10	= 0.025	mm	R	98.6	N, GK, O	2, C3	Barata et al., 2002, zitiert im RIVM 2008
Krebstiere	Daphnia magna	Reproduktionsrate	21d	NOEC	= 0.002	mm	kA	>96	F	2	Maund et al., 1998, zitiert im RIVM 2008
Krebstiere	Daphnia magna	kA	21d	NOEC	= 0.008	kA	S	92.8	F	S	OPP-Datenbank (2018). Studienjahr 1985
Krebstiere	Daphnia magna	Mortalität	21d	NOEC	= 0.0019	kA	T	96.6	F	S	OPP-Datenbank (2018). Studienjahr 1985
Krebstiere	Daphnia magna	Mortalität	21d	NOEC	= 0.00198	mm	S	96.6 - 98.4	EK, F	1	Farrelly & Hamer, 1989, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 49 f.
Insekten	Aedes aegypti	Larven Mortalität	14d	NOEC	= 0.04	nom	kA	90.99	L4, F	3	Shaan et al., 2005, zitiert im RIVM 2008
Insekten	Aedes aegypti	Puppen Mortalität	14d	NOEC	< 0.04	nom	kA	90.99	L4, F	3	Shaan et al., 2005, zitiert im RIVM 2008
Insekten	Aedes aegypti	Larven Wachstumsrate	14d	NOEC	< 0.04	nom	kA	90.99	L4, F	3	Shaan et al., 2005, zitiert im RIVM 2008
Insekten	Aedes aegypti	Puppen Wachstumsrate	14d	NOEC	< 0.04	nom	kA	90.99	L4, F	3	Shaan et al., 2005, zitiert im RIVM 2008
Insekten	Aedes aegypti	Wachstumsrate	14d	NOEC	< 0.04	nom	kA	90.99	L4, F	3	Shaan et al., 2005, zitiert im RIVM 2008
Insekten	Aedes aegypti	Adultmortalität	14d	NOEC	= 0.04	nom	kA	90.99	L4, F	3	Shaan et al., 2005, zitiert im RIVM 2008
Insekten	Aedes aegypti	Adultemergenzrate	14d	NOEC	< 0.04	nom	kA	90.99	L4, F	3	Shaan et al., 2005, zitiert im RIVM 2008
Insekten	Aedes aegypti	Fehlbildungen	14d	NOEC	= 0.15	nom	kA	90.99	L4, F	3	Shaan et al., 2005, zitiert im RIVM 2008
Insekten	Chironomus dilutus	Mortalität	10d	NOEC	= 0.0219	mm	S	>98	L2, LM, O	R3, C1	Hasenbein et al., 2015
Insekten	Chironomus dilutus	Biomasse	10d	NOEC	= 0.0043	mm	S	>98	L2, LM, O	R3, C1	Hasenbein et al., 2015
Insekten	Chironomus dilutus	Immobilisierung	10d	NOEC	< 0.0043	mm	S	>98	L2, LM, O	R3, C1	Hasenbein et al., 2015
Insekten	Chironomus riparius	Wachstumsrate (vollständige Emergenz)	28d	EC50	= 2.4	nom-m	S	>96.6	WS, F, I	3	Hamer & Rapley, 1997, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 83 f.
Insekten	Chironomus riparius	Wachstumsrate (vollständige Emergenz)	28d	NOEC	= 0.62	nom-m	S	>96.6	WS, F, I	3	Hamer & Rapley, 1997, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 83 f.
Insekten	Chironomus riparius	Wachstumsrate (Zeit bis zur vollständigen Emergenz)	28d	NOEC	= 0.16	nom-m	S	>96.6	WS, F, I	3	Hamer & Rapley, 1997, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 83 f.
Insekten	Chironomus riparius	kA	28d	NOEC	= 0.16	kA	kA	kA	F	1	DG Sanco, 2001, zitiert im INERIS 2011



Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exposition	Reinheit (%)	Notiz	Validität	Literaturquelle
Fische	Pimephales promelas	Mortalität	300d	NOEC	= 0.031	mm	T	96.7	RP, F	1	Anonym 1990, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 26 f.
subchronische und chronische Effektdaten - marin											
Krebstiere	Americamysis bahia (Mysidopsis bahia)	Reproduktionsrate	28d	NOEC	= 0.00022	mm	T	98.5	F	1	Thompson, 1987, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 51 f.
Fische	Cyprinodon variegatus	Gewicht	28d	NOEC	= 0.25	mm	T	96.6	RP, F	2	Anonym 1985, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 25 f.
Mikro-Mesokosmen-Studien											
Krebstiere	Gammarus pulex	Abwandern	90min	NOEC	= 0.001	nom-m	T	Analytical grade	C, SI, F, I	3	Norum et al., 2010, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 57 f.
Krebstiere	Heptagenia sulphurea	Abwandern	90min	NOEC	= 0.01	nom-m	T	Analytical grade	C, SI, F, I	3	Norum et al., 2010, zitiert im EC DRAR 2013 Volume 3 - Annex B.9, S. 57 f.

Legende

Angaben zur chemischen Analytik

- est Basierend auf der geschätzten Konzentration.
 mm Basierend auf der gemittelten gemessenen Konzentration.
 m-gm Basierend auf der geometrisch gemittelten gemessenen Konzentration
 nom Basierend auf der nominalen Konzentration (ohne begleitende chemische Analytik).
 nom-m Basierend auf der nominalen Konzentration, Wiederfindung wurde gemessen.

Angaben zum Expositionsregime

- S Statische Exposition
 R Semi-statische Exposition
 T Durchfluss (*flow-through*) Exposition

Notizen

- A Nach 90-minütiger Lambda-Cyhalothrin Exposition wurden die Organismen drei Mal abgespült und anschliessend für 6 Tage in sauberem Wasser gehalten. Nach 6 Tagen wurde die Mortalität erfasst.
 B Wenn bis zur höchsten getesteten Konzentration keine Effekte eintraten, wurde der LC50 mit > 1000 µg/L angegeben.
 C Die Testsubstanz wurde mit einer Flussrate von 10 ml/min in die verschiedenen Mikrokosmen gepumpt.
 D Immer abwechselnd 3 Tage Exposition und 4 Tage Erholung.
 DOC1 Gelöstes organisches Material wurde in einer Konzentration von 1.3 mg/L zum Testmedium gegeben.
 DOC2 Gelöstes organisches Material wurde in einer Konzentration von 6.7 mg/L zum Testmedium gegeben.
 DOC3 Gelöstes organisches Material wurde in einer Konzentration von 9.7 mg/L zum Testmedium gegeben.
 EK Nicht korrigiert für Enantiomer-Konzentrationen.
 F Die Validität wurde als face-value übernommen
 GK Der geometrische Mittelwert wurde vom Graphen abgeleitet.
 H Es handelt sich hierbei um dieselbe Studie wie die von Thompson et al., 1985. Im EC DRAR 2013 wird erwähnt, dass im ersten EC DRAR 1996 ein Wert von 0.3 mg/L angegeben wurde.
 I Die gemessene Konzentration zeigte eine Abweichung von mehr als 20% von der nominalen Konzentration. Die nominalen Konzentrationen können nicht zur Berechnung der Effektwerte verwendet werden.
 I2 Die gemessene Konzentration zeigte eine Abweichung von mehr als 20% von der nominalen Konzentration. Die EC50-Werte wurden manuell auf 80% der nominalen Konzentration umgerechnet.
 K Die gemessene Konzentration betrug zwischen 80 und 120% der nominalen Konzentration. Laut EC DRAR 2013 können die nominalen Konzentrationen zur Berechnung der Effektwerte verwendet werden.
 LM Lösungsmittelkonzentration im Testansatz überschreitet die nach OECD vorgesehene Höchstmenge von 0.01%.
 M Keine signifikanten Effekte bis zur höchsten getesteten Konzentration.
 NW Das Wasser wurde alle 24 Stunden erneuert.
 O Die Validität wurde mittels CRED-Beurteilung bestimmt.
 P Die maximale Lösungsmittelkonzentration ist nicht bekannt.
 Q Die Testorganismen wurden nicht im Labor gezüchtet, sondern in natürlichen Gewässern (Oberflächengewässer und Grundwasser) gesammelt.
 Q1 Der LC50 ist mit 0.622 – 1.05 µg/L angegeben mit der Begründung, dass es verschiedene Bezugskonzentrationen gibt.
 RP Nur zwei Replikate pro Treatment.
 SI Im EC DRAR 2013 als unterstützende Information aufgeführt.
 U1 Der Effektwert wurde der Wasserlöslichkeitsgrenze von Lambda-Cyhalothrin (5 µg/L) angepasst (Ursprünglich > 130 µg/L)

EQS - Vorschlag des Oekotoxenzentrums für: Lambda-Cyhalothrin



U2	Der Effektwert wurde der Wasserlöslichkeitsgrenze von Lambda-Cyhalothrin (5 µg/L) angepasst (Ursprünglich > 590 µg/L)
U3	Der Effektwert wurde der Wasserlöslichkeitsgrenze von Lambda-Cyhalothrin (5 µg/L) angepasst (Ursprünglich > 310 µg/L)
V	Sauerstoffgehalt zu niedrig und Mortalität in der Kontrollgruppe zu hoch.
WL	Testkonzentration höher als Wasserlöslichkeit der Testsubstanz (5 µg/L).
WS	Wasser-Sediment Testsystem (<i>spiked water</i>).
E	Embryos
L	Larven
L2	Zweites Larvenstadium
L3	Drittes Larvenstadium
L4	Viertes Larvenstadium
N	Neugeborene
J	Juvenile
kA	keine Angabe



11.2. Details zur SSD

Tab. A2: Effektdaten, welche für die SSD verwendet wurden

Data no	E(L)C50 in ng/L	Label
1	1.9	<i>Hyalella azteca</i>
2	2.2	<i>Chaoborus sp.</i>
3	4.9	<i>Americamysis bahia</i>
4	6.8	<i>Gammarus pulex</i>
5	14.04	<i>Asellus aquaticus</i>
6	20.52	<i>Cloeon dipterum</i>
7	25.38	<i>Hydracarina</i>
8	70.2	<i>Ischnura elegans</i>
9	220	<i>Ischnura graellsii</i>
10	226	<i>Daphnia magna</i>
11	1500	<i>Chironomus riparius</i>
12	1782	<i>Ostracoda</i>

Tab. A2: Details aus den Tests zur Normalverteilung, berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen et al. 2004).

Anderson-Darling test for normality

Sign. level	Critical	Normal?	AD Statistic:	n:
0.1	0.631	Accepted	0.320575	12
0.05	0.752	Accepted		
0.025	0.873	Accepted		
0.01	1.035	Accepted		

Kolmogorov-Smirnov test for normality

Sign. level	Critical	Normal?	KS Statistic:	n:
0.1	0.819	Accepted	0.562977	12
0.05	0.895	Accepted		
0.025	0.995	Accepted		
0.01	1.035	Accepted		

Cramer von Mises test for normality

Sign. level	Critical	Normal?	CM Statistic:	n:
0.1	0.104	Accepted	0.035968	12
0.05	0.126	Accepted		
0.025	0.148	Accepted		
0.01	0.179	Accepted		

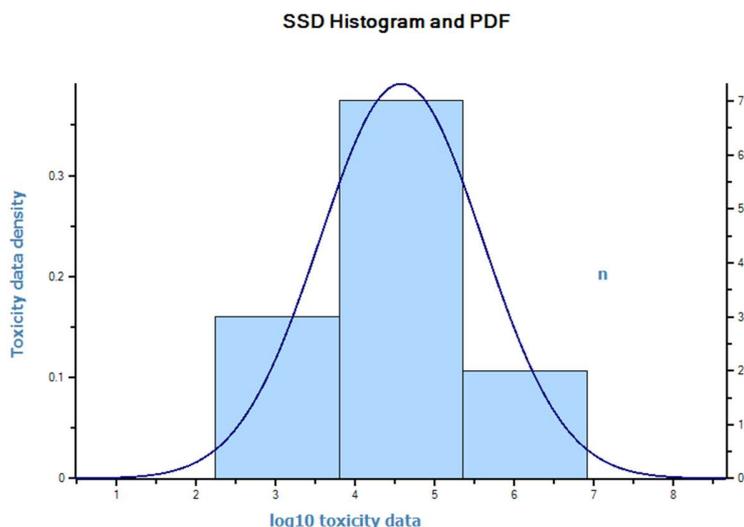


Abb. A1: Histogramm für die SSD der akuten Effektdaten (E(L)C50) für Arthropoden - berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Tabelle A3: Von der SSD der akuten Effektdaten (E(L)C50) für Arthropoden abgeleitete Parameter (in fg/L)- berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Parameters of the normal distribution		
Name	Value	Description
mean	4.581482	mean of the log toxicity values
s.d.	1.020513	sample standard deviation
n	12	sample size
HC5 results		
Name	Value	log10(Value)
LL HC5	61.51887	1.789008
HC5	717.5233	2.855836
UL HC5	3142.097	3.49722
sprHC5	51.07534	1.708211
FA At HC5 results		
Name	Value	Description
FA lower	0.774	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
FA median	5	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
FA upper	18.064	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
HC50 results		
Name	Value	log10(Value)
LL HC50	11282.89	4.05242
HC50	38148.9	4.581482
UL HC50	128986.4	5.110544
sprHC50	11.43204	1.058124
FA At HC50 results		
Name	Value	Description
FA lower	31.74547	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC50
FA median	50	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC50
FA upper	68.25453	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50



Literatur

- Barata C, Baird DJ, Nogueira A, Soares A, Riva M. 2006. Toxicity of binary mixtures of metals and pyrethroid insecticides to *Daphnia magna* Straus. Implications for multi-substance risks assessment. *Aquatic Toxicology*. 78(1):1-14.
- European Commission (EC). 2011. Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Prepared by EU, Member States and stakeholders. Technical Report-2011-055. <http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library>.
- European Food Safety Authority (EFSA). 2015. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance Lambda-Cyhalothrin. Parma, Italy: European Food Safety Authority.
- Finotello S, Feckler A, Bundschuh M, Johansson F. 2017. Repeated pulse exposures to lambda-cyhalothrin affect the behavior, physiology, and survival of the damselfly larvae *Ischnura graellsii* (Insecta; Odonata) [Article]. *Ecotoxicol Environ Saf*. 144:107-114. English.
- Giddings JM, Barber I, Warren-Hicks W. 2009. Comparative aquatic toxicity of the pyrethroid insecticide lambda-cyhalothrin and its resolved isomer gamma-cyhalothrin [Review]. *Ecotoxicology*. 18(2):239-249. English.
- He LM, Troiano J, Wang A, Goh K. 2008. Environmental chemistry, ecotoxicity, and fate of lambda-cyhalothrin [Review]. *Rev Environ Contam Toxicol*. 195:71-91. English.
- Moermond CT, Kase R, Korkaric M, Ågerstrand M. 2016. CRED: Criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data. *Environ Toxicol Chem*. 35(5):1297-1309.
- Moschet C, Vermeirssen EL, Seiz R, Pfefferli H, Hollender J. 2014. Picogram per liter detections of pyrethroids and organophosphates in surface waters using passive sampling. *Water research*. 66:411-422.
- mR Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Royal Society of Chemistry. 2015. Chemspider. http://www.chemspider.com/Chemical-Structure.4944812.html?rid=8d3ce1fd-c8cd-4452-822c-d9fa634e383b&page_num=0. [accessed 2018].
- Schaefer M. 2012. Wörterbuch der Ökologie. Vol. 5. Auflage. Heidelberg: Springer.
- Smith S, Lizotte RE. 2007. Influence of selected water quality characteristics on the toxicity of λ -cyhalothrin and γ -cyhalothrin to *Hyalella azteca* [Article]. *Bull Environ Contam Toxicol*. 79(5):548-551. English.
- mU.S. EPA. 2018. Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows, v 4.11. Washington, DC, USA.: United States Environmental Protection Agency.
- United Nations Economic Commission for Europe. 2015. Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (GHS), 6th revised edition ed. United Nations, New York. United Nations Publications.
- United States. Environmental Protection Agency. Office of Pesticide Programs. 2004. Overview of the ecological risk assessment process in the Office of Pesticide Programs, US Environmental Protection Agency endangered and threatened species effects determinations; Jones, R., Leahy, J., Mahoney, M., Murray, L., Odenkrichen, E., & Petrie, R. , DIANE Publishing.
- Van Vlaardingen PLA, Traas TP, Wintersen AM, Aldenberg T. 2005. ETX 2.0. A program to calculate hazardous concentrations and fraction affected, based on normally distributed toxicity Data.
- Wang Y, Barile M, Wang GK. 2001. A phenylalanine residue at segment D3-S6 in Nav1. 4 voltage-gated Na⁺ channels is critical for pyrethroid action. *Molecular pharmacology*. 60(3):620-628.



Wiberg-Larsen P, Graeber D, Kristensen EA, Baattrup-Pedersen A, Friberg N, Rasmussen JJ. 2016. Trait Characteristics Determine Pyrethroid Sensitivity in Nonstandard Test Species of Freshwater Macroinvertebrates: A Reality Check [Article]. *Environ Sci Technol.* 50(10):4971-4978. English.

Xu C, Wang J, Liu W, Sheng GD, Tu Y, Ma Y. 2008. Separation and aquatic toxicity of enantiomers of the pyrethroid insecticide lambda-cyhalothrin. *Environ Toxicol Chem.* 27(1):174-181.