

2018

EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für:
Fenoxycarb

1. Qualitätskriterien-Vorschläge

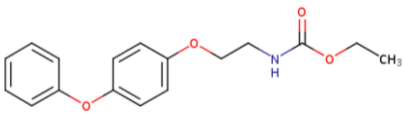
CQK (AA-EQS): 0.00023 µg/L

AQK (MAC-EQS): 0.0087 µg/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 Fenoxycarb. Die angegebenen Werte wurden soweit möglich zwischen experimentellen Werten (exp) und abgeschätzten, modellierten Werten (est) unterschieden.

Eigenschaften	Wert	Referenz
IUPAC Name	Ethyl 2- (4-phenoxyphenoxy) ethylcarbamate	DAR 2007 Vol. 1 S.108
Chemische Gruppe	Carbamat	DAR 2007 Vol. 1 S.108
Strukturformel		Chemistry Dashboard US EPA
CAS-Nummer	72490-01-8 (alt) 79127-80-3 (neu)	DAR 2007 Vol. 1 S.108
EINECS-Nummer	276-696-7	DAR 2007 Vol. 1 S.108
Summenformel	C ₁₇ H ₁₉ NO ₄	DAR 2007 Vol. 1 S.108
SMILES-code	CCOC(=O)NCCOC1=CC=C(OC2=CC=CC=C2)C=C1	Chemistry Dashboard US EPA
INCHI KEY	HJUFTIJOISQSKQ-UHFFFAOYSA-N	Chemistry Dashboard US EPA
Molare Masse (g·mol ⁻¹)	301.4	DAR 2007 Vol. 1 S.108
Schmelzpunkt (°C)	53.6 (exp)	Rodler 1992 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B1 S.3
Siedepunkt (°C)	100.4 (65 mPa) Thermische Zersetzung der Testsubstanz vor dem Erreichen des Siedepunktes (exp)	Das 1997 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B1 S.3
Dampfdruck (Pa)	8.67 x 10 ⁻⁷ (25°C) (exp) Wert für 25°C extrapoliert von Messungen zwischen 75.5 und 155.6 °C	Rordorf 1992 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B1 S.4
Henry's-Konstante (Pa·m ³ ·mol ⁻¹)	3.3 x 10 ⁻⁵ (25°C) (est)	Burkhard 1998 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B1 S.4
Wasserlöslichkeit (mg·L ⁻¹)	7.9 (25°C; pH:7.36-7.84) (exp)	Kettner 2000 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B1 S.5
pK _a	Keine Dissoziation im pH-Bereich von 1 bis 10	Jäkel 1992 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B1 S.7

Eigenschaften	Wert	Referenz
<i>n</i> -Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient (log K_{ow})	4.07 (exp)	Rodler 1992 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B1 S.5
Verteilungskoeffizient zw. dem org. Kohlenstoff im Boden/Sediment und Wasser (log K_{oc})	3.26 (exp, $K_{oc}=1816$)	EFSA conclusion 2010
Verteilungskoeffizient zwischen suspendierter Materie und Wasser ($K_{p, \text{ susp-water}}$)	181.6 (est, basierend auf einem K_{oc} (Mittelwert) von 1816)	Berechnung nach TGD for EQS (EC 2011 S.131)
Photolytische Abbaubarkeit (Halbwertszeit in Tagen)	0.17 (exp; pH 7; kontinuierlich, Xenon Lampe, UV-Filter mit cut-off 290 nm; 25°C) (a) 16.1 (exp; pH 7; 12 h hell-dunkel Zyklen, Xenon Lampe, UV-Filter mit cut-off 290 nm, Lichtintensität 410 W/m ² ; 25°C) (b) 29.4 (pH 7; 12 h hell-dunkel Zyklen, Xenon Lampe, UV-Filter mit cut-off 290 nm, Lichtintensität 410 W/m ² ; 25°C) (c)	a) Sack 1991 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B8 S.453 f. b) Clark 1994 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B8 S.455 f. c) Clark 1995 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B8 S.458 f.
Hydrolytische Abbaubarkeit (Halbwertszeit in Tagen)	'hydrolytisch stabil unter umweltrelevanten pH-Bedingungen' (pH 3, 5, 7 und 9)	Dieterle & Kaufmann 1982 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B8 S.451 Britt 1994 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B8 S.452
Biologische Abbaubarkeit	Flusswasser/Flusssediment-Studie: Dissipation aus der Wasserphase: DisT ₅₀ =2.7 Tage Dissipation von dem Sediment: DisT ₅₀ =11.3 Tage Abbau im gesamten System: DegT ₅₀ = 5.99 Tage Teichwasser/Teichsediment-Studie: Dissipation aus der Wasserphase: DisT ₅₀ =1.35 Tage Dissipation von dem Sediment: DisT ₅₀ =6.90 Tage Abbau im gesamten System: DegT ₅₀ = 4.40 Tage	Nicollier 2000 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B8 S.465 f.

3. Allgemeines

3.1. Anwendung

Fenoxycarb ist ein Insektizid aus der Klasse der Entwicklungshemmer und wird vor allem gegen Lepidopteren und Tortricidae in Äpfeln und Birnen eingesetzt. Das Insektizid wird mittels Blattbehandlung appliziert. Im Schweizer Pflanzenschutzmittelverzeichnis sind zwei Formulierungen mit dem Wirkstoff Fenoxycarb aufgeführt: Hagar WG und Insegar DG (BLW 2018).

3.2. Wirkungsweise

Fenoxycarb enthält eine Carbamatgruppe in ihrer molekularen Form, wirkt aber nicht als (Acetyl-) Cholinesterase-Inhibitor, sondern als Insektenwachstumsregulator, indem es als Analogon des Juvenilhormons von Insekten agiert. Dadurch wird die Metamorphose der Insekten gehemmt. Das Insektizid zeigt ausserdem eine strukturelle Ähnlichkeit mit Methylfarnesoat, einem wichtigen Terpenoidhormon in Krebstiere, welches an der Regulation der embryonalen Entwicklung, des Wachstums, und der Reproduktion beteiligt ist, und damit ähnliche Funktionen übernimmt, wie das Juvenilhormon bei Insekten (LeBlanc 2007).

3.3. Analytik

In Oberflächengewässer und Trinkwasser kann Fenoxycarb bis zu einer Quantifizierungsgrenze (LOQ) von 0.1 µg/L mittels LC-MS/MS gemessen werden (Hargreaves, 2003 a und b zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B5 S. 76 f). Mittels HPLC/UV konnte für Fenoxycarb ein LOQ für Fenoxycarb von 0.001 µg/L erreicht werden (Kennedy 1995 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 551 ff.). Die analytische Nachweisgrenze von Fenoxycarb liegt somit oberhalb der vorgeschlagenen EQS-Werte. Die Überprüfung der UQK mittels chemisch-analytischen Methoden ist daher zurzeit noch limitiert.

3.4. Stabilität und Abbauprodukte

Aus den Angaben in Tabelle 1 ist ersichtlich, dass Fenoxycarb unter umweltrelevanten Bedingungen hydrolytisch stabil ist. Im DAR 2007 wurde der Test zur biologischen Abbaubarkeit nicht akzeptiert (Vol. 3, Annex B, S. 460). Die Daten deuten aber nicht auf eine leichte Abbaubarkeit hin. Fenoxycarb wurde jedoch als anfällig für aquatische Photolyse beschrieben (DAR 2007 Vol. 1 S.47). In Tabelle 1 wurden 3 Studien mit unterschiedlichen Halbwertszeiten von 0.17 bis 29.4 Tagen aufgeführt. Es konnte keine Erklärung für die grossen Unterschiede gefunden werden (DAR 2007 Vol. 1 S.17). Die Hauptphototransformationsprodukte sind Phenol (max. 17.9 der applizierten Radioaktivität (AR) nach 22 Tagen (Clark 1994 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B8 S. 455 f.)) und CGA-294847 (max. 16.9% AR nach 30 Tagen (Clark 1995 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B8 S. 458 f.)). Die geringe Stabilität spiegelt sich auch in den

geringen Wiederfindungen in Biotests wieder, z. B. in einem Biotest mit *Lepomis macrochirus* von Bathe (1982a) (61-99% nach 48 Stunden und 54-75% nach 96 Stunden mit statischer Exposition) oder in der Studie von Simon (1985) mit *Menidia menidia* und *Palaemonetes pugio* (52-75% bzw. 76-81% nach 48 Stunden). Die geringe Wiederfindung könnte zum Teil auch durch Sorption von Fenoxycarb an Gefässwände zustande kommen. In Wasser-Sediment-Systemen wurde ebenfalls eine geringe Verweildauer von Fenoxycarb in der Wasserphase festgestellt. So verringerte sich die Wasserphasenkonzentration bis unter der Bestimmungsgrenze (<0.2 µg/L) nach 48 Stunden in einer Wasser-Sediment Studie mit *Chironomus riparius* (Pfeifle 1992a zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 550f.). In anderen Wasser-Sediment-Studien wurden Halbwertszeiten für die Dissipation von Fenoxycarb aus der Wasserphase von 1.35 - 2.7 Tagen (Nicollier 2000, zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B8 S.465 f.) und 0.19-1.5 Tage (Kennedy 1995, zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 551ff.) berichtet. Dies erklärt sich zum einen durch eine hohe Tendenz von Fenoxycarb an Sedimente zu binden. In Tabelle 1 wurde ein log K_{oc} für Fenoxycarb von 3.26 aufgeführt, was gemäss TGD for EQS (S. 16 f.) in dem Bereich liegt, in dem Substanzen wahrscheinlich an Sedimente sorbiert werden (log K_{oc}≥3). Zum anderen könnte Photolyse ebenfalls zum Verlust aus der Wasserphase beitragen. Im der genannten Wasser-Sediment-Studien von Nicollier (2000) betrug nämlich der DegT50 für den Abbau im gesamten System 4.40-5.99 Tage. Welcher Anteil am Abbau auf abiotische Abbauprozesse (v.a. Photolyse) oder biotischen Abbau zurückgeht ist unklar. Aufgrund der oben aufgeführten Ergebnisse wird im vorliegenden Dossier eine analytische Validierung der Testkonzentrationen als zwingendes Kriterium für die Validität von Kurz- und Langzeitstudien angesehen.

Die Stabilität der Testsubstanz ist nur ein Einflussfaktor auf die tatsächliche Testkonzentration, wenn auch ein sehr wichtiger. Andere Einflussfaktoren sind die Löslichkeit der Testsubstanz im Testmedium und das korrekte Einwiegen der Testsubstanz. Während sich die Löslichkeit anhand der Wasserlöslichkeit und den eingesetzten Testkonzentrationen plausibilisieren lässt, kann es beim Einwiegen zu nicht-systematischen Unterschieden kommen, die anhand der Angaben im jeweiligen Testbericht nicht ersichtlich sind. Effektwerte basierend auf nominalen Konzentrationen werden als invalide angesehen, können aber als unterstützende Informationen verwendet werden.

3.5. Bestehende EQS

Tab 2: Übersicht über bestehende Qualitätskriterien

Land/Entität	Chronisches Qualitätskriterium ¹ [µg/L]	Akutes Qualitätskriterium [µg/L]	Referenzen
Niederlande	0.0003 (MPC)	0.026 MAC eco	RIVM (2008)

¹ Die spezifischen Bezeichnungen sind in Klammern angegeben

3.6. Datenquellen, Bewertung und Verwendung

Neben Daten aus der öffentlichen Literatur (Suchzeitraum von 2007 bis 2018), wurden Toxizitätsdaten aus *Draft Assessment Report* (DAR (EC 2007)), dem Niederländischen EQS-Dossier (RIVM 2008) und aus der OPP-Datenbank (*Office of Pesticide Programs*) der US-Umweltbehörde (US-EPA; letzter Zugriff: 26.02.2018) verwendet.

Generell sollen nur verlässliche und relevante Daten zur EQS-Herleitung verwendet werden (EC 2011). Diese Daten werden oftmals auch als „valide“ bezeichnet. Es existieren verschiedene Ansätze zur Bewertung und Klassifizierung (öko)toxikologischer Daten (z.B. 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-Methode² bietet zusätzlich eine vergleichbare Klassifizierung für die Relevanz von Testergebnissen für die Herleitung von Umweltqualitätskriterien.

Studienbewertungen aus dem DAR (EC 2007) und dem RIVM (2008) wurden ohne eigene Bewertung („face-value“) übernommen (e.g. akzeptierte Studien als Klimisch 1). In der OPP Datenbank (OPP 2018) sind geprüfte experimentelle Effektdaten enthalten³, 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)⁴. Im vorliegenden Dossier wurden die Klassifizierung „core“ (C) und „supporting“ (S) übernommen (Tabelle 3). C-Studien werden wie Klimisch 1 Studien verwendet. S-Studien sollen nicht als kritisch Studie bei der AF-Methode verwendet werden, können aber unter Umständen verwendet werden, wenn Datenlücken bestehen, zur Plausibilisierung anderer Testergebnisse, und zur Anpassung der AF. Im probabilistischen Ansatz können die S-Studien hingegen verwendet werden, da dieser robuster ist und der EQS_{SSD} nicht so stark von einzelnen Datenpunkten verändert wird. Studien, welche im DAR (EC 2007) oder in RIVM (2008) als „supportive“ klassifiziert wurden, wurden in Tab. 3 ebenfalls als „S“-Studien aufgeführt.

Studien welche mit Formulierungen durchgeführt wurden, werden wegen einer möglichen Wirkung der Formulierungshilfsstoffe als nicht relevant angesehen und daher nicht für die Risikobewertung berücksichtigt. In Tabelle 3 wurden aber dennoch einige Effektdaten aus Tests mit Formulierungen zu Vergleichszwecken aufgeführt, welche aus dem DAR (EC 2007) oder der OPP-Datenbank (2018) ungeprüft übernommen wurden. 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 (EC

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 „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>

⁴ [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 [...].

2011). In der OPP Datenbank wird für Algen Biotests oft der Endpunkt „*Population- Abundance*“ (hier als „Populationsabundanz“ übersetzt) verwendet, mit dem mehrere Messungen assoziiert sein könnten, z.B. Biomasse, Yield, Wachstumsrate. Dieser Endpunkt soll nicht bevorzugt werden, wenn andere definierte Endpunkte (Wachstumsrate, Yield, Biomasse) vorliegen, kann aber verwendet werden, wenn kritische Daten fehlen.

Wie in der Kapitel 3.4 besprochen, werden zur EQS-Herleitung nur die Effektwerte verwendet, die analytisch bestimmt wurden.

4. Ökotoxikologische Parameter

Tab. 3: Effektdatensammlung aller Effektdaten für Fenoxycarb. Eine Bewertung der Validität⁵ wurde nach den CRED-Kriterien (Moermond et al. (2016)) durchgeführt. Studienbewertungen aus dem DAR (EC 2007), RIVM (2008) und der OPP Database⁶ wurden gemäss TGD for EQS als „face value“ übernommen. Der derzeitiger anerkannter Speziesname wurde angegeben und der in der Originalstudie verwendete Name steht in Klammern dahinter. Studien mit Formulierung sind in einem separaten Abschnitt der Tabelle enthalten. Grau= „Supporting data“ (Validität S), „nicht belastbar“ (Validität 3 oder 4) oder valide Studie mit Effektwerten > Wasserlöslichkeitsgrenze (7900 µg/L) und ohne analytische Bestimmung; fettgedruckte Studie in Schwarz = relevanteste Studie für die Art; unterstrichene Werte = kritische Toxizitätswerte. Exp = Expositionsregime; kA = keine Angaben.

Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
akute Effektdaten - limnisch											
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i> (<i>Scenedesmus subspicatus</i>)	Biomasse	96h	EbC50	= 1100	nom	S	96.6	A	3	Ellgehausen 1983h zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 533f.
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i> (<i>Scenedesmus subspicatus</i>)	Biomasse	96h	EC50	= 1100	kA	S	tg	F	4	PSD 1997 zitiert in RIVM 2008
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate (Biomasse)	72h	EC50	= 740	mm-i	S	99.6	kA	R2C1	Coors et al. (2014)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50	= 400	nom-m	S	95	A	3	Ellgehausen 1982 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 529f.
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	LC50	= 600	m	T	kA	F	4	PSD 1997 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50	= 400	kA	S	kA	F	3	PSD 1997 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48h	EC50	= 428	nom	S	kA	kA	R4C1	Manakul et al. (2017)

⁵Nach 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.

⁶In der OPP Datenbank (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 *Vorgehen* zu finden.

Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50	= 1550	nom	S	98	kA	R3C1	Abe et al. (2015)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50	= 1050	mm-i	S	99.6	kA	R2C1	Coors et al. 2014
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50	= 500	mm	T	97.8	F	1	Ward & Boeri 1993f zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 530f.
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (Stamm EPA)	Immobilisierung	48h	EC50	= 210	m	S	99.6	F	2	Oda et al. 2007 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (Stamm Bayer)	Immobilisierung	48h	EC50	= 520	m	S	99.6	F	2	Oda et al. 2007 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (Stamm Denmark)	Immobilisierung	48h	EC50	= 480	m	S	99.6	F	2	Oda et al. 2007 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (Stamm EAUK)	Immobilisierung	48h	EC50	= 650	m	S	99.6	F	2	Oda et al. 2007 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (Stamm AstraZeneca)	Immobilisierung	48h	EC50	= 490	m	S	99.6	F	2	Oda et al. 2007 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (Stamm Finland)	Immobilisierung	48h	EC50	= 860	m	S	99.6	F	2	Oda et al. 2007 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (Stamm NIES)	Immobilisierung	48h	EC50	= 260	m	S	99.6	F	2	Oda et al. 2007 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50	= 500						Geom. Mittelwert
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität	72h	LC50	= 1730	nom	S	ag	kA	R3C1	Beketov & Liess (2008)
Insekten	<i>Simulium latigonium</i>	Larven Mortalität	72h	LC50	= 550	nom	S	ag	kA	R3C1	Beketov & Liess (2008)
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Mortalität	96h	LC50	= 1100	mm	T	kA	F	4	PSD 1997 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Mortalität	96h	LC50	= 1100	mm	T	97.8	F	1	Ward & Boeri 1993e zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 526f.

Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96h	LC50	= 5900	m-i	S	kA	C	3	Bathe 1982b zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 521f.
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96h	LC50	= 10300	nom	S	tg	F	3	PSD 1997 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96h	LC50	= 1500	m	T	tg	F	4	PSD 1997 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96h	LC50	= 2700	kA	S	kA	F	S	RCC ⁷ 1982 zitiert in OPP 2018 Record ID. 9213
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96h	LC50	= 1500	mm	T	97.8	F	1	Ward & Boeri 1993c zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 524f.
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität und Schupferfolg	5d	AC50 ⁸	= 3550	nom	R	>90	kA	R3C4	Padilla et al. (2012)
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	72h	LC50	< 5000	nom	R	kA	kA	R3C3	Raldúa & Babin (2009)
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	48h	LC50	= 3970	mm-i	S	99.6	kA	R2C3	Coors et al. (2012)
Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	48h	LC50	= 2310	mm-i	S	99.6	kA	R2C3	Coors et al. (2012)
Fische	<i>Fundulus heterociclus</i>	Mortalität	96h	LC50	= 2320	nom	R	tg	F	4	Lee & Scott 1989 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Ictalurus punctatus</i>	Mortalität	96h	LC50	= 880	m	T	kA	F	4	PSD 1997 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Ictalurus punctatus</i>	Mortalität	96h	LC50	= 880	mm	T	97.8	F	1	Ward & Boeri 1993d zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 525f.
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96h	LC50	= 2900	nom-m	S	kA	C	3	Bathe 1982a zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 520f.

⁷ RCC: Research & Consulting Co., the Netherlands

⁸ AC50 = halb-maximale Aktivitätskonzentration. In diesem Endpunkt sind Larven Mortalität und Schlupferfolg zusammengefasst worden, welcher nicht direkt mit einem EC50-Wert verglichen werden kann.

Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96h	LC50	= 2900	mm	S	tg	F	4	PSD 1997 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96h	LC50	= 740	mm	T	tg	F	4	PSD 1997 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96h	LC50	= 420	mm	T	tg	F	4	PSD 1997 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96h	LC50	= 740	mm	T	97.8	F	1	Ward & Boeri 1993b zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 523f.
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96h	LC50	= 1600	mm	S	tg	F	4	PSD 1997 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96h	LC50	= 660	mm	S	tg	F	4	PSD 1997 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96h	LC50	= <u>660</u>	mm	T	97.8	F	1	Ward & Boeri 1993a zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 522f.
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss (Salmo gairdneri)</i>	Mortalität	96h	LC50	= 1600	nom	S	97	A	3	Buchanan & Pell 1980 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 519
akute Effektdaten - marin											
Weichtiere	<i>Crassostrea virginica</i>	Mortalität	48h	LC50	= 150	nom	S	96.3	F	3	Simon 1985 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 527ff.
Weichtiere	<i>Crassostrea virginica</i>	kA	96h	EC50	= 520	mm	T	97.8	K	2	Ward & Boeri 1993h zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 532f.
Krebstiere	<i>Americamysis bahia (Mysidopsis bahia)</i>	Mortalität	96h	LC50	= <u>350</u>	mm	T	97.8	F	1	Ward & Boeri 1993g zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 531f.
Krebstiere	<i>Lepeophtheirus salmonis</i>	Immobilisierung	24h	EC50	= 408	nom	S	ag	kA	R3C1	Aaen & Horsberg (2016)
Krebstiere	<i>Neomysis integer</i>	Mortalität	96h	LC50	= 530	nom	R	ag	kA	R3C2	Verslycke et al. (2004)

Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Krebstiere	<i>Palaemonetes pugio</i>	Mortalität	96h	LC50	= 1900	mm	R	96.3	B,I	3	Simon 1985 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 527ff.
Krebstiere	<i>Palaemonetes pugio</i>	Mortalität	96h	LC50	= 920	m	R	tg	F	3	Key & Scott 1994 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Menidia menidia</i>	Mortalität	96h	LC50	= 860	mm	R	96.3	I	3	Simon 1985 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 527ff.
subchronische und chronische Effektdaten - limnisch											
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i> (<i>Scenedesmus subspicatus</i>)	Biomasse	96h	NOEC	< 800	nom	S	96.6	A	3	Ellgehausen 1983h zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 533f.
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i> (<i>Scenedesmus subspicatus</i>)	kA	96h	NOEC	= 570	nom	S	tg	F	3	PSD 1997 zitiert in RIVM 2008
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate (Biomasse)	72h	EC10	= 330	mm-i	S	99.6	kA	R2C1	Coors et al. (2014)
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Population Wachstumsrate	10d	EC10	= 0.14	nom-m	R	99.6	kA	R3C1	Barata et al. (2012)
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduktionsrate	9d	NOEC	< 0.01	nom	R	96.6	kA	R3C1	Oda et al. (2005)
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Population Wachstumsrate	35d	NOEC	≥ 0.003	nom	R	>98	L	3	Rose et al. 2002 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Population Wachstumsrate	35d	NOEC	= 0.003	nom	R	>98	F	4	Rose et al. 2001 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Population Wachstumsrate	35d	NOEC	= 0.003	nom	R	>98	L	3	Rose et al. 2002 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	Reproduktionsrate	14d	NOEC	< 0.01	nom	R	96.6	kA	R3C1	Oda et al. (2005)
Krebstiere	<i>Daphnia galeata</i>	Morphologie	6d	NOEC	= 0.013	nom	R	99.6	kA	R2C4	Oda et al. (2011)
Krebstiere	<i>Daphnia galeata</i>	Wachstum (Körperlänge)	6d	NOEC	< 0.013	nom	R	99.6	kA	R2C4	Oda et al. (2011)

Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	7-15d	NOEC	< 2.9	nom	T	93	E	S	Forbis 1987a zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 546
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktionsrate	21d	NOEC	= 3.2	m-i	T	97.7	H	3	Ward et al. 1995 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 548 f.
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	21d	NOEC	≥ 50	m-i	T	97.7	H	3	Ward et al. 1995 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 548 f.
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Schlupfrate	10d	NOEC	= 1000	nom	S	99.6	kA	R3C1	Navis et al. (2013)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Fehlbildungen der Embryonen	10d	NOEC	= 500	nom	S	99.6	kA	R3C1	Navis et al. (2013)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Geschlechterverhältnis	7-10d	NOEC	< 1	nom	R	kA	kA	R4C2	Wang et al. (2005)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	21d	NOEC	≥ 45	m	T	97.7	F	3	Hosmer et al. 1998 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	F0 wachstum	21d	NOEC	≥ 45	m	T	97.7	F	3	Hosmer et al. 1998 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	F0 wachstum	21d	NOEC	< 0.17	m	T	97.7	F	3	Hosmer et al. 1998 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	F1 wachstum	21d	NOEC	≥ 45	m	T	97.7	F	3	Hosmer et al. 1998 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktionsrate	21d	NOEC	= 9.9	m	T	97.7	F	3	Hosmer et al. 1998 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktionsrate	21d	NOEC	≥ 45	m	T	97.7	F	3	Hosmer et al. 1998 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktionsrate (asexuell)	14d	NOEC	= 0.06	mm	R	99.6	kA	R4C1	Navis et al. (2018)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktionsrate (sexuell)	14d	NOEC	≥ 65.5	mm	R	99.6	kA	R4C1	Navis et al. (2018)

Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	mehrere Endpunkte (Schlüpfen, Embryo Fehlbildung)	48h	NOEC	< 1000	nom	R	99.6	kA	R3C2	Navis et al. (2015)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	mehrere Endpunkte (Reproduktionsdauer und -rate, Wachstum)	21d	NOEC	< 0.01	nom	R	ag	kA	R3C1	Kim et al. (2011)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21d	NOEC	< 0.13	nom	R	96.6	L	3	Oda et al. 2005a zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Populationswachstumsrate	21d	EC10	= 0.0208	mm-i	S	99.6	kA	R2C1	Coors et al. (2014)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (Stamm EPA)	Reproduktion	21d	NOEC	< 0.49	m	R	99.6	F	2	Oda et al. 2007 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (Stamm Bayer)	Reproduktion	21d	NOEC	< 0.34	m	R	99.6	F	2	Oda et al. 2007 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (Stamm Denmark)	Reproduktion	21d	NOEC	< 0.33	m	R	99.6	F	2	Oda et al. 2007 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (Stamm EAUK)	Reproduktion	21d	NOEC	< 0.34	m	R	99.6	F	2	Oda et al. 2007 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (Stamm AstraZeneca)	Reproduktion	21d	NOEC	< 0.45	m	R	99.6	F	2	Oda et al. 2007 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (Stamm Finland)	Reproduktion	21d	NOEC	< 0.28	m	R	99.6	F	2	Oda et al. 2007 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (Stamm NIES)	Reproduktion	21d	NOEC	< 0.22	m	R	99.6	F	2	Oda et al. 2007 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	21d	NOEC	> 0.017	mm	T	99	F,G	1	Forbis 1987b zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 547
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Wachstumsrate (Körperlänge)	21d	NOEC	= 0.0016	mm	T	99	F,G	1	Forbis 1987b zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 547
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktionsrate	21d	NOEC	= 0.0032	mm-i	S	99.6	kA	R2C1	Coors et al. (2014)

Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktionsrate	21d	NOEC	= 0.0016	mm	T	99	F,G	1	Forbis 1987b zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 547
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktionsrate	21d	NOEC	= 0.0023						Geom. Mittelwert
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (Stamm Belgium A)	Reproduktionsrate	21d	NOEC	< 0.13	nom	R	99.6	kA	R3C1	Oda et al. (2006)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (Stamm Clone A)	Reproduktionsrate	21d	NOEC	< 0.13	nom	R	99.6	kA	R3C1	Oda et al. (2006)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (Stamm NIES)	Reproduktionsrate	21d	NOEC	< 0.13	nom	R	99.6	kA	R3C1	Oda et al. (2006)
Krebstiere	<i>Gammarus fossarum</i>	mehrere Endpunkte (Mortalität, Wachstum, Reproduktionsrate) ⁹	21d	NOEC	≥ 50	mm	R	ag	kA	R2C2	Arambourou et al. (2018)
Krebstiere	<i>Gammarus fossarum</i>	Embryo Mortalität ⁹	23d	NOEC	≥ 50	nom-m ¹⁰	R	ag	kA	R2C1	Arambourou et al. (2017)
Krebstiere	<i>Gammarus fossarum</i>	Embryo Fehlbildung (Antennenlänge) ⁹	23d	NOEC	= 5	nom-m	R	ag	kA	R2C4	Arambourou et al. (2017)
Krebstiere	<i>Gammarus fossarum</i>	Schlüpfen (Dauer)⁹	23d	NOEC	= 0.5	nom-m	R	ag	kA	R2C1	Arambourou et al. (2017)
Krebstiere	<i>Moina macrocopa</i>	Reproduktionsrate	6d	NOEC	< 0.1	nom	R	96.6	kA	R3C1	Oda et al. (2005)
Krebstiere	<i>Moina micrura</i>	Reproduktionsrate	6d	NOEC	< 0.01	nom	R	96.6	kA	R3C1	Oda et al. (2005)
Insekten	<i>Chironomus riparius</i>	Emergenzrate	28d	NOEC	= 0.75	nom-i	S	97.4	WS	3	Pfeifle 2002a zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 550 f.

⁹ Embryonale Exposition

¹⁰ 50% des Mediums wurde jede 3 Tage gewechselt. Widerfindungen wurden nach 3 Tagen gemessen und lagen zwischen 98 und 114%

Gruppe	Organismus	Endpoint	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Wachstum (Gewicht und Länge)	96d	NOEC	= 48	mm	T	94.75	F	1	Thompson & Cohle 1990 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 545
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (<i>Salmo gairdneri</i>)	Wachstum (Gewicht und Länge)	74d	NOEC	< 62	mm	T	93	F	1	McAllister 1987 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 544
subchronische und chronische Effektdaten - marin											
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Mortalität	kA	NOEC	= 6	kA	kA	kA	F	4	Mc Kenney 2005 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	mehrere Endpunkte (Mortalität, Reproduktion und Geschlechterverhältnis)	kA	NOEC	≥ 43	kA	kA	kA	F	4	Mc Kenney 2005 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Reproduktion	kA	NOEC	= 1	kA	kA	kA	F	4	Mc Kenney 2005 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Geschlechterverhältnis	kA	NOEC	< 1	kA	kA	kA	F	4	Mc Kenney 2005 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Palaemonetes pugio</i>	mehrere Endpunkte (Larven Mortalität, Wachstum und Entwicklung)	kA	NOEC	< 50	nom	R	kA	kA	R3C2	Tuberty & McKenney (2005)
Krebstiere	<i>Palaemonetes pugio</i>	mehrere Endpunkte (Schlupfrate, Embryo Entwicklung) ⁹	EE	NOEC	= 80	mm	S	ag	kA	R2C1	McKenney et al. (2004)
Krebstiere	<i>Palaemonetes pugio</i>	mehrere Endpunkte (Schlupfrate, Embryo Entwicklung) ⁹	EE	NOEC	≥ 502	mm	S	ag	kA	R2C1	McKenney et al. (2004)
Krebstiere	<i>Palaemonetes pugio</i>	Larvenentwicklung (Metamorphoseerfolg) ¹¹	LE	NOEC	< 45	mm	R	ag	kA	R2C1	McKenney et al. (2004)
Krebstiere	<i>Palaemonetes pugio</i>	Larvenentwicklung (Entwicklungsdauer) ¹¹	LE	NOEC	≥ 8	mm	T	ag	kA	R2C1	McKenney et al. (2004)

¹¹ Larvenexposition

Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Krebstiere	<i>Palaemonetes pugio</i>	Larvenentwicklung (Metamorphoseerfolg) ¹¹	LE	NOEC	< 2	mm	T	ag	kA	R2C1	McKenney et al. (2004)
Krebstiere	<i>Palaemonetes pugio</i>	Mortalität	24d	NOEC	= 180	m	R	tg	kA	3	Key & Scott 1994 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Palaemonetes pugio</i>	Emergenz	24d	NOEC	< 18	m	R	tg	kA	3	Key & Scott 1994 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Palaemonetes pugio</i>	Larvenentwicklung	kA	NOEC	< 10	kA	kA	kA	kA	3	McKenney et al.1999 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	mehrere Endpunkte (Larvenwachstum und -entwicklung)	kA	NOEC	< 100	nom	R	kA	kA	R3C2	Tuberty & McKenney (2005)
Krebstiere	<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	Larvenmortalität	kA	NOEC	≥ 100	nom	R	kA	kA	R3C2	Tuberty & McKenney (2005)
Krebstiere	<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	Larvenmortalität	LE	NOEC	= 90.6	mm	R	kA	kA	3	Cripe et al. 2003 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	Larvenentwicklung	LE	NOEC	= 12.1	mm	R	kA	kA	3	Cripe et al. 2003 zitiert in RIVM 2008
Krebstiere	<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	Larvenentwicklung	Led	NOEC	= 100	nom	R	kA	kA	3	Nates & McKenney 2000 zitiert in RIVM 2008
Formulierung											
akute Effektdaten											
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate	72h	ErC50	= 1400	mm	S	25.6 (A-8995 B)	J	C3	Maetzler 1999 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 541
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Wachstumsrate	72h	ErC50	= 840	mm	S	25.6 (A-8995 B)	J	C3	Desjardins et al. 2001 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 542
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50	= 1500	nom	S	25.6 (A-8995 B)	J	C3	Maetzler 2000 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 540

Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Fische	<i>Gambusia affinis</i>	Mortalität	48h	LC50	= 1050	nom	S	kA	F	C3	Tietze et al. 1991 zitiert in RIVM 2008
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96h	LC50	= 3400	m-i	S	25.6 (A-8995 B)	J	C3	Pfeifle 1999 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 539
subchronische und chronische Effektdaten											
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate	72h	NOErC	= 380	mm	S	25.6 (A-8995 B)	J	C3	Maetzler 1999 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 541
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Wachstumsrate	72h	NOErC	= 120	mm	S	25.6 (A-8995 B)	J	C3	Desjardins et al. 2001 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 542
Insekten	<i>Culex pipiens molestus</i>	Fertilität	LE	NOEC	= 0.01	nom	kA	12.5 (EC Product)	F	4	Mohsen & Zayia 1995 zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex pipiens molestus</i>	Schlüpfen	LE	NOEC	= 0.005	nom	kA	12.5 (EC Product)	F	4	Mohsen & Zayia 1995 zitiert in RIVM 2008
Insekten	<i>Culex quinquefasciatus</i>	mehrere Endpunkte (Fertilität und Schlüpfen)	LE	NOEC	= 0.01	nom	kA	12.5 (EC Product)	F	4	Mohsen & Zayia 1995 zitiert in RIVM 2008
Mesokosmen											
Krebstiere	<i>Bosmina longirostris</i>	Populationsabundanz	115d	NOEC	= 0.026	mmm-i	S	97.8	F	1	Kennedy 1995 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 551 f.
Krebstiere	<i>Chydoris sphaericus</i> <i>Diaphanosoma brachyurum</i>	Populationsabundanz	115d	NOEC	= 0.032	mmm-i	S	97.8	F	1	Kennedy 1995 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 551 f.
Rotifera	<i>Trichocerca pusilla</i>	Populationsabundanz	115d	NOEC	= 0.032	mmm-i	S	97.8	F	1	Kennedy 1995 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 551 f.
Insekten	Ceratoponidae Larven Leptoceridae Larven Chironominae	Populationsabundanz	115d	NOEC	= 0.032	mmm-i	S	97.8	F	1	Kennedy 1995 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 551 f.

Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit	Notiz	Validität	Literaturquelle
Emergent insects											
Insekten	Chironominae Puppen Hydroptilidae Larven	Populationsabundanz	115d	NOEC	= 0.011	mmm-i	S	97.8	F	1	Kennedy 1995 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S. 551 f.
Insekten	<i>Rhithrogena semicolorata</i>	Mortalität	98d	NOEC	= 0.5	nom	S	98	F	3	Licht et al. 2004 zitiert in RIVM 2008

Legende

Angaben zur chemischen Analytik

- m: Basierend auf der gemessenen Konzentration
- mm: Basierend auf der mittleren gemessenen Konzentration
- m-i: Basierend auf der 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»).

Reinheit

- ag: Analysereinheit
- tg: Technischereinheit

Angaben zum Expositionsregime

- S: statische Exposition
- R: semi-statische Exposition
- T: Durchfluss (flow-through) Exposition

Dauer

- EE: Gesamte Embryonenentwicklung
- LE: Gesamte Larvenentwicklung

Notizen

- A: Invalide Studie für Risikobewertung mangels analytischer Messungen (Rapporteurs Kommentar in DAR 2007)
- C: Reinheit der Testsubstanz wurde nicht berichtet
- D: Die gemessene Konzentration weicht mehr als 20% von der nominalen Konzentration ab.
- E: Der Test wurde nicht analytisch unterstützt aber nach ASTM-, EPA- und OECD-Verfahren durchgeführt. Aus diesem Grund wurde die Studie als «Supplementary» akzeptiert.
- F: Die Validität wurde als face-value übernommen
- G: Chronische Toxizitätstest mit markierten Fenoxycarb (14C-Fenoxycarb)
- H: Die Expositionskonzentrationen des Tests wurden so manipuliert, dass nach jedem Zehn-Stunden-Zeitraum während der gesamten Studiendauer allmählich eine Reduzierung der Konzentration um 50% erreicht wurde. Die studie wurde dennoch als 'nicht relevant' bewertet

- I: Konzentrationen wurden in ppm berichtet und RMS wurde jedoch die Studie als 'invalide' bewertet
- J: Test mit Formulierung; Daten werden nicht direkt zur EQS-Herleitung verwendet.
- K: Ungelöster Wirkstoff wurde beobachtet und die Testlösungen wurden vor der Analyse von Fenoxycarb zentrifugiert. Aus diesem Grund wurde die Studie in diesem Dossier als 'Zuverlässig mit Einschränkung' bewertet.
- L: Studie wurde nach RIVM als 'valide' bewertet. Mangels analytischer Bestimmung wurde die Studie in diesem Dossier jedoch als 'invalide' bewertet.
- WS: Wasser-Sediment Testsystem, in dem die Substanz in der Wasserphase appliziert wurde. Nach DAR (EC 2007) wurde für den Test ein NOEC von 0.75 µg/L aus nominalen Konzentrationen vorgeschlagen. Wegen der schnellen Abnahme der Fenoxycarb-Konzentration in der Wasserphase bis an die Nachweisgrenze (LOD < 0.2 µg/L) nach 2 Tagen, wurde die Studie hier invalidiert, da ein zeitgewichteter NOEC war nicht möglich zu berechnen.

5. Graphische Darstellung der Toxizitätsdaten

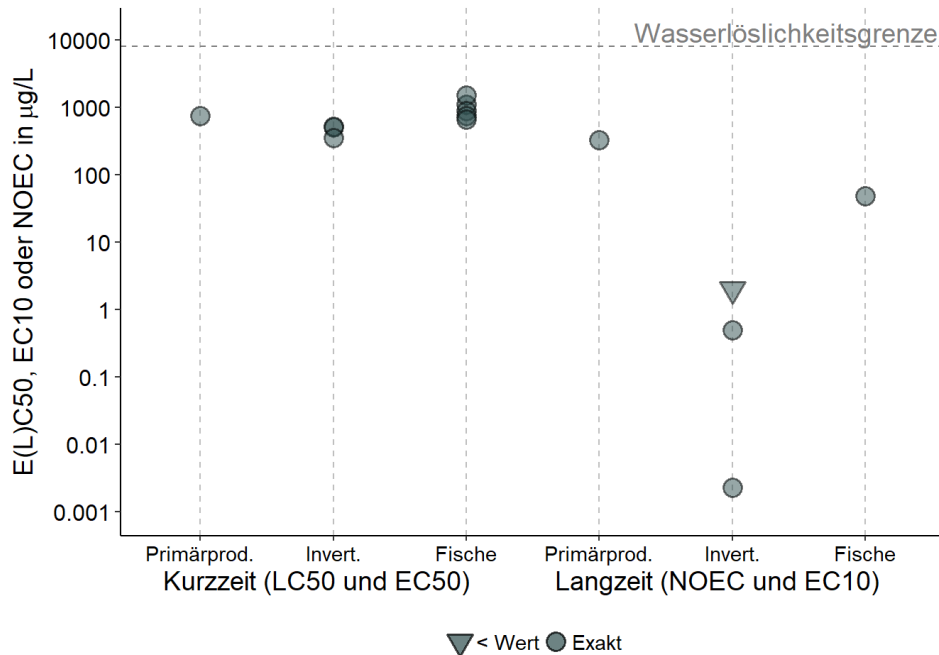


Abb.1: Grafische Darstellung aller validen Kurzzeit- und Langzeit-Effektdata für limnische und marine Invertebraten und Fische aus Tabelle 3 für Fenoxycarb. Mangels exakter Effektdata für einige Spezies werden auch «kleiner als» Werte von zuverlässigen Studien gezeigt. Die horizontale Linie gibt die Wasserlöslichkeitsgrenze für Fenoxycarb (7900 µg/L, pH 7) an.

Aus der Abbildung 1 ist zu entnehmen, dass der Unterschied zwischen akuten und chronischen Effektwerte sehr gross ist (ca. Faktor 200 zwischen der empfindlichsten akuten und chronischen Effektwerte). In Kurzeittests zeigen sich Invertebraten in etwa so empfindlich wie Algen und Fische. Es ist kein spezifischer Wirkungsmechanismus für die akute Toxizität bekannt (Standardabweichung der log EC50 < 0.5). Dem Wirkmechanismus entsprechend, der v.a. auf längerfristige, und verzögerte Effekte in hemi- und holometabolen Insekten und auch in Krebstieren ausgerichtet ist, zeigen sich die Invertebraten als die empfindlichste Gruppe.

Die in Tabelle 3 gesammelten Daten aus Test mit Formulierungen wurden in Abb. 1 nicht dargestellt. Die Ergebnisse aus diesen Tests stehen im Einklang mit den Ergebnissen für die Aktivsubstanz und werden im Folgenden nicht weiter behandelt.

5.1 Vergleich der Empfindlichkeit mariner und limnischer Organismen

Für marine Organismen liegen nur zwei exakte Testergebnisse für *Crassostrea virginica* und *Americamysis bahia* vor. Daher ist eine statistische Analyse der Unterschiede in der Empfindlichkeit von marinen und limnischen Organismen nicht möglich. Die Werte für marine Organismen geben aber keine Hinweise auf einen Unterschied in der Empfindlichkeit zwischen Süss- und Salzwasserorganismen. Für die EQS-Herleitung gemäss TGD for EQS (EC 2011) 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 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. 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 Fenoxycarb mit AF-Methode

Tab.4: Übersicht der kritischen chronischen Toxizitätswerten von Fenoxycarb auf Wasserorganismen.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
Basisdatensatz				
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	EC10	330	Coors et al. 2014
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	NOEC	0.0023	Geom. Mittelwert (Forbis 1987b zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S.547 und Coors et al. 2014)
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC	48	Thompson & Cohle 1990 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S.545

Der Basisdatensatz für chronische Effekte ist komplett, da exakte NOEC-Werte für die Organismengruppen der Algen, Krebstiere und Fische vorliegen. Fenoxycarb wird im Feld gegen Insekten eingesetzt. In Tabelle 3 liegt für Insekten nur eine Studie mit *Chironomus riparius* vor. Das Testergebnis, ein NOEC von 0.75 µg/L, wird allerdings als nicht belastbar angesehen, da die Wasserkonzentrationen nach 2 Tagen unter der Nachweisgrenze lag. Wie in der Kapitel 3.2 besprochen, wirkt Fenoxycarb auch auf Krebstiere. Das tiefste chronische Effektdatum ist einen NOEC (geometrischen Mittelwert) von 0.0023 µg/L für *D. magna*.

Um nach dem TGD for EQS (EC 2011) ein Sicherheitsfaktor von 10 anwenden zu können, sollten Daten zu einem Vertreter einer der vermutlich sensitivsten taxonomischen Gruppe vorliegen. Krebstiere zeigen eine ähnliche Sensitivität gegenüber Fenoxycarb wie Insekten und können als eine der sensitivsten Gruppen angesehen werden (siehe Mesokosmen-Studie von Kennedy 1995 in Tabelle 3). Daher wird ein Sicherheitsfaktor von 10 vorgeschlagen, wodurch sich folgendes Langzeit-Qualitätskriterium ergibt:

$$\text{AA-EQS} = 0.0023 \text{ µg/L} / 10 = \mathbf{0.00023 \text{ µg/L} = 0.23 \text{ ng/L}}$$

7.2. AA-EQS mit SSD-Methode

Aufgrund des spezifischen Wirkmechanismus wäre eine SSD für Invertebraten von besonderer Relevanz für die Herleitung der EQS. Es liegen exakte, verlässliche und relevante Effektdaten für zwei Vertreter der Invertebraten vor. Da nach dem TGD for EQS jedoch mindestens 10-15 Datenpunkte vorliegen sollten kann keine spezifische SSD mit Vertretern der Primärproduzenten erstellt werden.

7.3. AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Es liegt eine Mesokosmosstudie (115 Tage) vor, in der Fenoxycarb als Wirkstoff (97.8% Reinheit) untersucht wurde (Kennedy 1995 zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9, S. 551 ff.). In der Studie wurden Algen, Wasserpflanzen, Zooplankton, Makroinvertebraten und Fische untersucht. In dem Versuch wurden sieben

nominale Konzentrationen von 0.014, 0.041, 0.123, 0.370, 1.11, 3.33, und 10.0 µg/L getestet. Die Mesokosmen mit den 3 niedrigsten Konzentrationen erhielten eine einzelne Applikation und für die 4 höchsten Konzentrationen wurde eine zweite Dosis 28 Tagen nach der ersten Dosis appliziert. Insgesamt wurden 24 Süßwassertanks getestet, jeweils drei 10 m³-Tanks pro Behandlung und als Kontrolle. Die nominale Anfangskonzentration wurde analytisch bestätigt. Im Verlauf des Experimentes verringerte sich die Wasserphasenkonzentration von Fenoxycarb rapide, mit einer Halbwertszeit zwischen 0.19 und 1.5 Tagen. Es zeigten sich keine Effekte auf Primärproduzenten (Algen und Makrophyten) und Fische. Die Ergebnisse bestätigen die niedrige Empfindlichkeit dieser Organismengruppen, wie bereits in Kapitel 7.1 beschrieben. Krebstiere und Insekten stellten hingegen die empfindlichsten Organismengruppen dar (siehe Tabelle 3). Kennedy bestimmte einen NOEC von 0.026 µg/L (mittlere maximal gemessenen Anfangskonzentration) basierend auf einer Abnahme der Populationsabundanz 3 Woche nach der Applikation bei dem empfindlichsten Organismus *Bosmina longirostris* (Krebstier). Nach dem RMS wurde die Studie als valide bewertet. Die Mesokosmosstudie wurde aber für die AA-EQS Herleitung nicht berücksichtigt, da aufgrund des schnellen Verschwindens von Fenoxycarb aus dem Wasserphase eine kontinuierliche Exposition nicht garantiert werden konnte. Der Effektwert kann jedoch für die MAC-EQS Herleitung verwendet werden (siehe Kapitel 8.3).

In RIVM (2008) wurde ein 98 Tage-Fließrinnenexperiment von Licht et al. (2004) beschrieben, die einen NOEC von 0.5 µg/L für die Eintagsfliege *Rhithrogena semicolorata* berichtete. Wegen der schlechten Beschreibung des Experiments und der begrenzten Anzahl von Organismen, wurde die Studie nach RIVM invalidiert.

7.4. AA-EQS Schlussfolgerung

Wie im TGD for EQS (EC 2011) vorgesehen, sollen nach Möglichkeit alle Methoden zur EQS-Herleitung angewendet werden. In diesem Fall ist lediglich die Bestimmung eines AA-EQS_{AF} möglich. Dieser steht aber nicht im Widerspruch zu Ergebnissen aus Formulierungsstudien (siehe Tabelle 3). Demnach wird eine AA-EQS von 0.00023 µg/L vorgeschlagen.

8. Akute Toxizität

8.1. MAC-EQS Herleitung für Fenoxycarb mit AF-Methode

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

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
<u>Basisdatensatz</u>				
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	EC50	740	Coors et al. 2014
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	LC50	350	Ward & Boeri 1993g zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S.531f.

Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC50	660	Ward & Boeri 1993a zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S.522f.
Weitere				
Weichtiere	<i>Crassostrea virginica</i>	EC50	520	Ward & Boeri 1993h zitiert in DAR 2007 Vol. 3 B9 S.532f.

Es liegen valide EC50-Werte für die Organismengruppen der Algen, Krebstiere, Fische und Weichtiere vor. Nach dem TGD for EQS könnte nun eine AF von 100 auf den tiefsten EC50 angewendet werden, ein LC50 von 350 µg/L für das Krebstier *Americamysis bahia*. Daraus ergäbe sich ein MAC-EQS_{AF} von 3.5 µg/L. Allerdings ist nach dem TGD for EQS (EC 2011, S.51) gegeben, dass akute Werte keine Auskunft über verzögerte Effekte von Pestiziden aus der Gruppe der Insektenwachstumsregulatoren geben können. Solche Kurzzeittestergebnisse können somit nicht zur MAC-EQS Herleitung verwendet werden. Im Allgemeinen sollte bei Substanzen mit einem (sehr) hohen Verhältnis akuter zu chronischen Effektdaten die Möglichkeit verzögerter Effekte berücksichtigt werden, die sich z.B. aus einer einzigen Expositionsspitze ergeben können. Fenoxycarb gehört zu dieser Pestizidgruppe. Der MAC-EQS_{AF} wird daher als nicht relevant angesehen und eine Kurzzeit-Qualitätskriterium wird in Kapitel 8.3 hergeleitet.

8.2. MAC-EQS mit SSD-Methode

Wie im vorangegangenen Kapitel erläutert sind EC50-Werte aus Kurzzeituntersuchungen für Insektenwachstumsregulatoren nicht relevant. Es wird daher keine SSD aus diesen Daten erstellt.

8.3. MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

In der Kapitel 7.3 wurde eine Mesokosmosstudie beschrieben, die einen NOEC von 0.026 µg/L für das Krebstier *Bosmina longirostris* ergab. Die Konzentration von Fenoxycarb in der Wasserphase nahm dabei rasch ab (DT₅₀<1.5 Tage). Die Wirkung auf *B. longirostris* wurde ab nach 3 Wochen der Applikation von Fenoxycarb beobachtet, was verzögerte Effekte nach kurzfristiger Exposition widerspiegelt. Der NOEC wird daher als geeigneter für die MAC-EQS Herstellung angesehen. Im TGD for EQS (EC 2011, S. 44) wird empfohlen, dass der MAC-EQS Wert aus Mesokosmosstudien auf den gemessenen zeitgewichteten Mittelwert (Time Weighted Average, TWA) basiert sein sollte. In der Mesokosmosstudie von Kennedy sanken die Konzentrationen von Fenoxycarb in den Mesokosmen mit den drei niedrigsten Konzentrationen (0.084, 0.026 und 0.096 µg/L (nominal)) innerhalb von 2 Tagen unter der Quantifizierungsgrenze von 0.001 µg/L. Es wurden DT50 zwischen 0.19 und 0.30 abgeschätzt. Für Substanzen, die derart rasch aus der Wasserphase dissipieren (DT50 < 2 Tage), würde die Verwendung von TWA zu unrealistischen niedrigeren Effektwerten führen. Daher wurde hier wie in RIVM (2008) die analytisch verifizierte Anfangskonzentration für die MAC-EQS Herleitung bevorzugt.

Wie im TGD for EQS (EC 2011) vorgesehen, soll ein Sicherheitsfaktor zwischen 1 und 5 bei der tiefsten «threshold concentration» angewendet werden. In Brock et al. (2006) wurden 3 Methoden für die MAC-

EQS-Herleitung für Mesokosmosstudien beschrieben, womit verschiedene «threshold concentrations» verwendet werden können. In diesem Dossier wären für die MAC-EQS Herleitung jedoch nur zwei Ansätze möglich, da nur eine valide Mesokosmosstudie angegeben ist. Einerseits kann der EQS mit dem NOEC des sensitivsten relevantesten Endpunktes mit einem Sicherheitsfaktor zwischen 1 und 3 hergeleitet werden. Alternativ auch mit dem LOEC des sensitivsten relevantesten Endpunktes mit einem Sicherheitsfaktor von 3. Wie in RIVM (2008) wird die erste vorgeschlagene Methode, mit dem NOEC für den empfindlichsten Organismus, verwendet. Anders als RIVM (2008), wird in diesem Fall ein Sicherheitsfaktor von 3 verwendet, da dieser nach der TGD for EQS (S. 52) für Substanzen mit einem spezifischen Wirkungsmechanismus vorgeschlagen wird, wodurch sich folgendes Kurzzeit-Qualitätskriterium ergibt:

$$\text{MAC-EQS}_{\text{mesokosmos}} = 0.026 \mu\text{g/L} / 3 = 0.0087 \mu\text{g/L} = 8.7 \text{ ng/L}$$

8.4. MAC-EQS Schlussfolgerung

Wie im TGD for EQS (EC 2011) vorgesehen, sollen nach Möglichkeit alle Methoden zur EQS-Herleitung angewendet werden. Es ist die Bestimmung zweiter MAC-EQS möglich: mittels AF-Methode und Mesokosmos. Die MAC-EQS_{AF} wurde aber zur Kurzzeit-Qualitätskriterium Herleitung nicht verwendet (siehe Kapitel 8.1). Demnach wird es ein MAC-EQS von 0.0087 µg/L aus der Mesokosmosstudie 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.

In Tabelle 1 wird ein log K_{OW} von 4.07 angegeben. In DAR (EC 2007) ist auch eine akzeptierte Studie von Volz (2001) (Volume 3 – Annex B.9, S. 568 ff.) aufgeführt, in der ein BCF von 215 L/kg für den ganzen Fisch angegeben wird. In der Studie wurde *Lepomis macrochirus* während 28 Tagen in einem Durchflusssystem mit zwei Konzentrationen (1.5 und 15 µg/L) von radioaktiv markiertem ¹⁴C-Fenoxycarb exponiert, mit einer anschließenden 14-tägigen Ausscheidungs-Phase. Ein Konzentrationsgleichgewicht im Fisch wurde nach ca. 17 Tagen erreicht. Die Halbwertszeit für die Ausscheidung für den ganzen Fisch betrug 1.1 Tage für die niedrigste (1.5 µg/L) und 0.62 für die höchste (15 µg/L) getestete Konzentration. Da die Auslösewerte

sowohl für den BCF als auch für den $\log K_{OW}$ überschritten werden, soll im Folgenden das Risiko einer sekundären Intoxikation untersucht werden.

Für die Berechnung des $QS_{biota,secpois}$ wird ein Wert aus einer Mausstudie (Bachmann 1995, zitiert im DAR 2007 Volume 3, Annex B.6, S.162 ff.) verwendet. Die Studie reichte über 4 Monate und als Endpunkt wurde die Anzahl der Inzidenzen von pulmonalen und hepatozellulären Tumoren (onkogenes Potenzial) verwendet. Es ergab sich ein $NOEC_{oral}$ von $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Nahrung und ein gerundeter Mittelwert von $NOAEL_{oral}$ (Dosis) von $5.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ bw} \cdot \text{d}^{-1}$ (Mittelwert aus 5.8 und $5.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ bw} \cdot \text{d}^{-1}$ für Männchen bzw. Weibchen). Mit einem $AF=30$ (basierend auf dem TGD for EQS (EC 2011, Tabelle 4.2 auf S. 80)) erhält man ein $QS_{biota,secpois}$ von:

$$QS_{biota,secpois} = \frac{TOX_{oral}}{AF_{oral}} = \frac{50 \text{ mg/kg Nahrung}}{30} = 1.67 \text{ mg/kg Nahrung}$$

Umgerechnet auf die Konzentration von Fenoxycarb in Wasser ergibt sich ein EQS für sekundäre Intoxikation von:

$$QS_{water,secpois} = \frac{QS_{biota,secpois}}{BCF \cdot BMF} = \frac{1.67 \text{ mg/kg Nahrung}}{215 \text{ L/kg}} = 0.00775 \text{ mg/L} = 7.75 \text{ } \mu\text{g/L}$$

Nach Tabelle 4-5 im TGD for EQS (EC 2011, S. 87) wurde ein BMF von 1 verwendet, da der BCF kleiner als 2000 ist.

Der $QS_{water,secpois}$ von $7.75 \text{ } \mu\text{g/L}$ ist weitaus höher als der vorgeschlagenen AA-EQS von $0.00016 \text{ } \mu\text{g/L}$. Ausserdem wird Fenoxycarb relativ schnell ausgeschieden bzw. metabolisiert. Der AA-EQS bietet demnach einen ausreichenden Schutz vor sekundärer Intoxikation.

10. Schutz der aquatischen Organismen

Der Effektdatensatz für Fenoxycarb umfasst 2 trophischen Ebenen (Invertebraten und Fische) bei den Kurzzeit- und den Langzeittoxizitäten. Die niedrigere Toxizität von Fenoxycarb bei Primärproduzenten wurde durch Biotesten mit Formulierung und Ergebnissen aus Mesokosmen hinreichend belegt. Krebstiere stellen die empfindlichste Organismengruppen dar. Ein **AA-EQS von $0.00023 \text{ } \mu\text{g/L}$** wurde mittels der AF-Methode hergeleitet. Wegen des spezifischen Wirkungsmechanismus von Fenoxycarb wurde die AF-Methode nicht zur MAC-EQS Herleitung verwendet. Basierend auf einer Mesokosmosstudie, in den verzögerten Effekten nach einer initialen Spitzenkonzentration in Krebstieren beobachtet wurden, konnte eine **MAC-EQS von $0.0087 \text{ } \mu\text{g/L}$** hergeleitet werden. Die vorgeschlagenen MAC- und AA-EQS sollten einen ausreichenden Schutz für aquatische Organismen unterschiedlicher trophischer Ebenen bieten, sowohl für direkte Toxizität (akut und chronisch), als auch für verzögerte Effekte nach Kurzzeitbelastungen. Die EQS sollten ebenfalls einen ausreichenden Schutz für Organismen höherer trophischer Ebenen vor sekundärer Intoxikation bieten. Aufgrund der Quantifizierungsgrenzen üblicher chemisch-analytischer Methoden ist die Überprüfung der UQK zurzeit allerdings noch limitiert.

11. Literatur

Wissenschaftliche Literatur und Berichte

- Aaen, S.M. and Horsberg, T.E. (2016) A screening of multiple classes of pharmaceutical compounds for effect on preadult salmon lice *Lepeophtheirus salmonis*. *Journal of fish diseases* 39, 1213-1223.
- Abe, R., Watanabe, H., Yamamuro, M., Iguchi, T. and Tatarazako, N. (2015) Establishment of a short-term, in vivo screening method for detecting chemicals with juvenile hormone activity using adult *Daphnia magna*. *Journal of Applied Toxicology* 35, 75-82.
- Arambourou, H., Chaumot, A., Vulliet, E., Daniele, G., Delorme, N., Abbaci, K. and Debat, V. (2017) Phenotypic defects in newborn *Gammarus fossarum* (Amphipoda) following embryonic exposure to fenoxycarb. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 144, 193-199.
- Arambourou, H., Fuertes, I., Vulliet, E., Daniele, G., Noury, P., Delorme, N., Abbaci, K. and Barata, C. (2018) Fenoxycarb exposure disrupted the reproductive success of the amphipod *Gammarus fossarum* with limited effects on the lipid profile. *PloS one* 13, 1-12.
- Barata, C., Fernández-San Juan, M., Feo, M.L., Eljarrat, E., Soares, A.M.V.M., Barceló, D. and 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 and Technology* 46, 9663-9672.
- Beketov, M.A. and Liess, M. (2008) Potential of 11 pesticides to initiate downstream drift of stream macroinvertebrates. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 55, 247-253.
- Brock, T.C., Arts, G.H.P., Maltby, L. and Van den Brink, P.J. (2006) Aquatic risks of pesticides, ecological protection goals, and common aims in European Union legislation. *Integrated Environmental Assessment and Management* 2(4), e20-e46.
- Coors, A., Dobrick, J., Möder, M. and Kehrer, A. (2012) Mixture toxicity of wood preservative products in the fish embryo toxicity test. *Environmental Toxicology and Chemistry* 31, 1239-1248.
- Coors, A., Weisbrod, B., Schoknecht, U., Sacher, F. and Kehrer, A. (2014) Predicting acute and chronic effects of wood preservative products in *daphnia magna* and *pseudokirchneriella subcapitata* based on the concept of concentration addition. *Environmental Toxicology and Chemistry* 33, 382-393.
- EC (2007) Draft Assessment Report (DAR). Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State The Netherlands for the existing active substance Fenoxycarb.
- EC (2011) Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No. 27, Europäische Kommission (EC).
- EFSA (2010) Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance fenoxycarb.

- Kim, J., Kim, Y., Lee, S., Kwak, K., Chung, W.J. and Choi, K. (2011) Determination of mRNA expression of DMRT93B, vitellogenin, and cuticle 12 in *Daphnia magna* and their biomarker potential for endocrine disruption. *Ecotoxicology* 20, 1741-1748.
- Klimisch, H.J., Andreae, M. and Tillmann, U. (1997) A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 25, 1-5.
- LeBlanc, G.A. (2007) Crustacean endocrine toxicology: A review. *Ecotoxicology* 16, 61-81.
- Licht, O., Jungmann, D., Ludwischowski, K.U. and Nagel, R. (2004) Long-term effects of fenoxycarb on two mayfly species in artificial indoor streams. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 58, 246-255.
- Manakul, P., Peerakietkhajorn, S., Matsuura, T., Kato, Y. and Watanabe, H. (2017) Effects of symbiotic bacteria on chemical sensitivity of *Daphnia magna*. *Marine Environmental Research* 128, 70-75.
- McKenney, C.L., Cripe, G.M., Foss, S.S., Tuberty, S.R. and Høglund, M. (2004) Comparative embryonic and larval developmental responses of estuarine shrimp (*Palaemonetes pugio*) to the juvenile hormone agonist fenoxycarb. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 47, 463-470.
- Moermond, C.T.A., Kase, R., Korkaric, M. and Ågerstrand, M. (2016) CRED: Criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data. *Environmental Toxicology and Chemistry* 35(5), 1297-1309.
- Navis, S., Waterkeyn, A., De Meester, L. and Brendonck, L. (2018) Acute and chronic effects of exposure to the juvenile hormone analog fenoxycarb during sexual reproduction in *Daphnia magna*. *Ecotoxicology* 27, 627-634.
- Navis, S., Waterkeyn, A., Putman, A., De Meester, L., Vanermen, G. and Brendonck, L. (2015) Timing matters: Sensitivity of *Daphnia magna* dormant eggs to fenoxycarb exposure depends on embryonic developmental stage. *Aquatic Toxicology* 159, 176-183.
- Navis, S., Waterkeyn, A., Voet, T., De Meester, L. and Brendonck, L. (2013) Pesticide exposure impacts not only hatching of dormant eggs, but also hatchling survival and performance in the water flea *Daphnia magna*. *Ecotoxicology* 22, 803-814.
- Oda, S., Kato, Y., Watanabe, H., Tatarazako, N. and Iguchi, T. (2011) Morphological changes in *Daphnia galeata* induced by a crustacean terpenoid hormone and its analog. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30, 232-238.
- Oda, S., Tatarazako, N., Watanabe, H., Morita, M. and Iguchi, T. (2005) Production of male neonates in four cladoceran species exposed to a juvenile hormone analog, fenoxycarb. *Chemosphere* 60, 74-78.
- Oda, S., Tatarazako, N., Watanabe, H., Morita, M. and Iguchi, T. (2006) Genetic differences in the production of male neonates in *Daphnia magna* exposed to juvenile hormone analogs. *Chemosphere* 63, 1477-1484.
- Padilla, S., Corum, D., Padnos, B., Hunter, D.L., Beam, A., Houck, K.A., Sipes, N., Kleinstreuer, N., Knudsen, T., Dix, D.J. and Reif, D.M. (2012) Zebrafish developmental screening of the ToxCast™ Phase I chemical library. *Reproductive Toxicology* 33, 174-187.

- Raldúa, D. and Babin, P.J. (2009) Simple, rapid zebrafish larva bioassay for assessing the potential of chemical pollutants and drugs to disrupt thyroid gland function. *Environmental Science and Technology* 43, 6844-6850.
- RIVM (2008) Environmental risk limits for fenoxycarb. RIVM Letter report 601716008/2008. Authors: Smit, C.E. and Vonck, J.W.
- Tuberty, S.R. and McKenney, C.L. (2005) Ecdysteroid responses of estuarine crustaceans exposed through complete larval development to juvenile hormone agonist insecticides. *Integrative and Comparative Biology* 45, 106-117.
- US_EPA (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,.
- Verslycke, T., Poelmans, S., De Wasch, K., De Brabander, H.F. and Janssen, C.R. (2004) Testosterone and energy metabolism in the estuarine mysid *Neomysis integer* (Crustacea: Mysidacea) following exposure to endocrine disruptors. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23, 1289-1296.
- Wang, H.Y., Olmstead, A.W., Li, H. and LeBlanc, G.A. (2005) The screening of chemicals for juvenoid-related endocrine activity using the water flea *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology* 74, 193-204.

Websites und Datenbanken

Chemistry Dashboard (US-EPA) <https://comptox.epa.gov/dashboard>.

Schweizer Pflanzenschutzmittel-Verzeichnis des Bundesamtes für Landwirtschaft (BLW) <https://www.psm.admin.ch/de/wirkstoffe>.

Datenbank (Office of Pesticide Programs) (US EPA) <http://www.ipmcenters.org/ECotox/index.cfm> (2018).