

2016

EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für: *Thiacloprid*

Ersterstellung: 07.07.2013 (Stand der Datensuche)
15.10.2014 (Einarbeitung des Gutachtens)
1. Aktualisierung: 09.08.2016 (Stand der Datensuche)

Qualitätskriterien-Vorschläge

CQK (AA-EQS): 0.01 µg/L (unverändert)

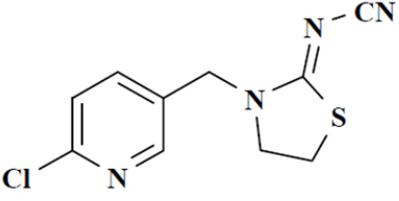
AQK (MAC-EQS): 0.08 µg/L (unverändert)

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.

1. Physikochemische Parameter

In Tabelle 1 werden Identität sowie chemische und physikalische Parameter für Thiocloprid angegeben. Wo bekannt, wird mit (exp) spezifiziert, dass es sich um experimentell erhobene Daten handelt, während es sich bei mit (est) gekennzeichneten Daten um abgeschätzte Werte handelt. Wenn keine dieser beiden Angaben hinter den Werten steht, fand sich in der zitierten Literatur keine Angabe.

Tabelle 1 Geforderte Angaben zu Thiocloprid nach dem TGD for EQS (EC 2011). Zusätzliche Angaben in kursiv. **exp** = experimentell erhobene Werte; **est** = geschätzte Werte

Eigenschaften	Name/Wert	Referenz
IUPAC Name	(Z)-N-{3-[(6-Chloro-3-pyridinyl)methyl]-1,3-thiazolan-2-yliden}cyanamide (Z)-3-(6-chloro-3-pyridylmethyl)-1,3-thiazolidin-2-ylidenecyanamide	EC 2004 Tomlin 2009
Stoffgruppe	Neonicotinoid	
Strukturformel		EC 2004
Summenformel	C ₁₀ H ₉ ClN ₄ S	EC 2004
CAS-Nummer	111988-49-9	EC 2004
EINECS-Nummer	Keine	EC 2004
SMILES-code	C1CS/C(=N/C#N)/N1CC2=CN=C(C=C2)Cl	http://www.chemspider.com
Molekulargewicht	252.73 g·mol ⁻¹	EC 2004
Schmelzpunkt	136°C (exp)	EC 2004
Siedepunkt	Nicht messbar (zerfällt ab 270°C)	EC 2004
Dampfdruck	3 · 10 ⁻¹⁰ Pa (bei 20°C)	EC 2004
Henry-Konstante	5 · 10 ⁻¹⁰ Pa·m ³ ·mol ⁻¹ (bei 20°C)	EC 2004
	4.1 · 10 ⁻¹⁰ Pa·m ³ ·mol ⁻¹	Tomlin 2009
Wasserlöslichkeit	186, 184, 185 mg/L (bei pH 4, 7, 9 und 20°C)	EC 2004
Dissoziations-konstante (pK _a)	Keine, Substanz ionisiert nicht	EC 2008
n-Octanol/Wasser	1.26 (bei 20°C)	EC 2004

Verteilungs-koeffizient (log K_{ow})	0.73 - 0.74 (pH 4, 7 und 9)	Tomlin 2009
Sediment/Wasser Verteilungs-koeffizient (log K_{oc})	2.59 – 2.94	EC 2008
Hydrolysestabilität	Stabil bei pH 5 – 9 und 25°C (exp), berechnete Halbwertszeit > 1 Jahr	EC 2008
Photostabilität	Absorbiert sehr wenig Licht über 290 nm , Photolyse wird daher als vernachlässigbar angesehen. In einem Experiment mit der Lichtstärke eines Sommertages in Phoenix, Arizona (USA, 40° nördlicher Breite), wurde eine indirekte Photolyse-Halbwertszeit von 324 Sommertagen ermittelt.	EC 2008

2. Allgemeines

Anwendung: Thiacloprid wird in der Schweiz als Insektizid beim Anbau von verschiedenen Obst- und Gemüsesorten, Kartoffeln, Getreide, Raps, sowie für Zierpflanzen angewendet.^a Zusätzlich ist es als biozider Wirkstoff zugelassen.

Wirkungsweise: Thiacloprid ist ein systemisches Insektizid, welches auf das zentrale Nervensystem wirkt, in dem es an die nikotinischen Acetylcholinrezeptoren (nAChR) der Synapsen bindet (Osterauer und Kohler 2008). Die Bindung ist irreversibel und führt zu Hyperaktivität und Tod (Sánchez-Bayo 2011 and Sánchez-Bayo et al. 2013).

Chemische Analytik:

Tabelle 2 Nachweis- und Bestimmungsgrenzen von Thiacloprid in Oberflächengewässern.

Nachweisgrenze (µg/L)	Bestimmungsgrenze (µg/L)	Methode	Referenz
-	0.03	SPE-HPLC-UV	Beketov et al. 2008
-	0.05	HPLC-UV	EC 2008
7.5	25	HPLC-TLS	Guzsvany <i>et al.</i> 2007
23	76	HPLC-DAD	Guzsvany <i>et al.</i> 2007
-	0.02	SPE-HPLC-UV	Liess et al. 2013
0.006	-	SPE-HPLC-UV ^a	Wang <i>et al.</i> 2012
0.25	0.5	SPE-HPLC-DAD ^b	Ying und Kookana 2004

^a SPE besteht aus speziell hergestellten Graphit-Nanopartikeln

^b Thiacloprid in Leitungswasser zugegeben

^a Schweizerisches Pflanzenschutzmittelverzeichnis: <http://www.blw.admin.ch/psm/wirkstoffe/index.html?lang=de>

Stabilität und

Abbauprodukte:

Thiacloprid ist stabil gegenüber Photo- und Hydrolyse mit Halbwertszeiten von 324 Tagen, bzw. > 1 Jahr (siehe Tabelle 1). Eine begleitende chemische Analyse der Testkonzentrationen wird deshalb als nicht zwingend für die Validität einer Studie angesehen.

In Mikrokosmos-Untersuchungen hat man beobachtet, dass Thiachloprid schnell an das Sediment bindet und dort durch mikrobiellen Abbau transformiert wird. Ein DT50 von 31 Tagen wurde berichtet (EC 2008). Die Hauptabbauprodukte sind (Z)-[3-[(6-chloro-3-pyridinyl)methyl]-2-thiazolidinylidene]urea (M02, bis zu 39.25% der Muttersubstanz) und 2[1-(6-chloropyridine-3-ylmethyl)-3-carbamoyl-ureido]-ethane Sulfonsäure Natrium Salz (M30, bis zu 9.5% der Muttersubstanz nach 100 Tagen in der Wasserphase gefunden), in einer Laborstudie wurde aber auch eine CO₂ Bildung beobachtet, was darauf hinweisen könnte, dass auch eine Mineralisierung von Thiacloprid stattgefunden hat (EC 2008).

Für M02 wurde die Ökotoxizität für sedimentlebende Organismen für die Biozidzulassung untersucht. Basierend auf dem empfindlichsten Testergebnis (28 Tage NOEC für *Chironomus riparius*. Von 82.6 µg/l) und einem AF von 10 wurde ein PNEC für die aquatische Phase von 0.826 µg/l festgelegt (EC 2008).

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. Daher werden alle Effektwerte, die auf nominalen Konzentrationen beruhen, gekennzeichnet. Bei deutlichen Unterschieden (Unterschied grösser als Faktor 10) zwischen Toxizitätswerten, die auf nominalen Konzentrationen beruhen, und analytisch validierten Werten, sollen daher die analytisch validierten bevorzugt werden.

Existierende

Grenzwerte:

In Tabelle 3 sind bereits veröffentlichte EQS zusammengefasst. In der Biozidzulassung wurde basierend auf Daten zur chronischen Toxizität gegenüber dem Insekt *Chironomus riparius* ein PNEC von 0.05 µg/l festgelegt (EC 2008). Die Gemeinsame Forschungsstelle (GFS)/Joint Research Centre (JRC) der Europäischen Kommission hat PNECs für sogenannte Watchlist-Substanzen erarbeitet, darunter auch für Thiacloprid. Der PNEC von 0.05 µg/l basierte aber ebenfalls auf dem Effektwert für *Chironomus riparius*.

Tabelle 3 Grenzwerte aus anderen Ländern für Oberflächengewässer.

Land	AA-EQS [µg/L]	MAC-EQS [µg/L]	Referenz
Finnland	0.064	0.77	Konttiokari und Mattsoff 2011
Niederlande	0.01	0.11	RIVM 2014

3. Effektdatensammlung

Für Thiaclopid wurden Einzelspeziesstudien mit Bakterien, Algen, höheren Wasserpflanzen, Krebstieren, Insekten und Fischen gefunden (Tabelle 4). Weiter sind Einzelspeziesstudien und Mikro- und Mesokosmosstudien mit Formulierungen von Thiaclopid vorhanden. Diese werden nicht direkt für die EQS-Ableitung verwendet, da die Zusatzstoffe die Toxizität beeinflussen könnten. Als zusätzliche Information werden sie aber trotzdem aufgelistet.

Tabelle 4 Effektdatensammlung für Thiaclopid. Eine Bewertung der Validität wurde nach den Klimisch-Kriterien (Klimisch *et al.* 1997) durchgeführt. Literaturdaten, die in grau dargestellt werden, erfüllen nicht die Datenanforderungen nach dem TGD for EQS (EC 2011) hinsichtlich Verlässlichkeit und Relevanz, sollen aber als zusätzliche Information genannt werden. „> und <“-Werte, auch wenn sie valide sind, können nicht direkt zur EQS-Ableitung verwendet werden (in grau dargestellt), dienen aber als zusätzliche Information für die Wahl des Sicherheitsfaktors. Werte aus EC (2008) wurden als „face values“ übernommen und mit Klimisch 1 bewertet (allerdings sind dort nur wenig Einzelheiten über die Studien erwähnt). Falls bekannt, werden die Lebensstadien der Testorganismen hinter dem Namen angegeben. Weiter werden, falls vorhanden, Angaben zum Testsystem, zur chemischen Analytik und Reinheit, sowie zur Salinität bei Tests mit marinen Organismen gemacht. **analyt.** = analytische Reinheit; **Form.** = Formulierung; **kA** = keine Angaben; **TWMA** = zeitgewichteter Mittelwert; **><** = Effektwert liegt zwischen den angegebenen Werten

EFFEKTDATENSAMMLUNG													
Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse ^a	Testsystem ^b	Reinheit (%)/ Salinität (‰)	Bemerkungen	Validität	Referenz
akute Daten limnisch													
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstum	120	h	EC50	=	60'600	kA	S	96.8	von US EPA als „supplemental“ eingestuft	4	US EPA 2013
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	96'700	C	kA	kA	„face value“	1	EC 2008
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstum (Biomasse)	72	h	EC50	=	44'700	C	kA	kA	„face value“	1	EC 2008
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstum	72	h	EC50	=	45'000	kA	S	96.8	von US EPA als „supplemental“ eingestuft	4	US EPA 2013
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Fronzzahl	15	d	EC50	>	95'400	A	R	96.8	„face value“	1	EC 2008; US EPA 2013
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	kA	15	d	EC50	=	141'800	kA	kA	kA		4	Kontiokari und Mattsoff 2011
Krebstiere	<i>Asellus aquaticus</i>	Mortalität/Immobilisierung	48	h	EC50	=	75.8	C	kA	kA	„face value“	1	EC 2008
Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i> (< 24 h)	Mortalität/Immobilisierung	96	h	EC50	=	3'390	B	S	99.5		2	Qin <i>et al.</i> 2011
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (4 – 5 d)	Nahrungsaufnahme (Optische Dichte)	48	h	EC50	=	11'000	C	S	kA		2	Loureiro <i>et al.</i> 2010
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität/Immobilisierung	48	h	EC50	=	88'000	C	S	kA		2	Loureiro <i>et al.</i> 2010
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität/Immobilisierung	48	h	EC50	>	85'100	A	kA	kA	„face value“	1	EC 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (1. Instar)	kA	48	h	EC50	=	22'520	kA	S	97.2	von US EPA als „core“ eingestuft	4	US EPA 2013
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (1. Instar)	kA	48	h	NOEC	=	9'100	kA	S	97.2	von US EPA als „core“ eingestuft	4	US EPA 2013

EFFEKTDATENSAMMLUNG

Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse ^a	Testsystem ^b	Reinheit (%)/ Salinität (‰)	Bemerkungen	Validität	Referenz
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Immobilisierung	96	h	EC50	=	350	C	S	analyt.	Bis zu 1 vol% Lösungsmittel	3	Beketov und Liess 2008a
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität/Immobilisierung	48	h	EC50	=	27	C	kA	kA	„face value“	1	EC 2008
Krebstiere	<i>Hyaella azteca</i>	Immobilisierung	96	h	EC50	=	40.7	A	S	kA	„face value“	1	EC 2008
Krebstiere	<i>Hyaella azteca</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	37	kA	S	97.2	von US EPA als „supplemental“ eingestuft	4	US EPA 2013
Krebstiere	<i>Hyaella azteca</i>	Immobilisierung	96	h	EC50	>	47000	kA	S	kA	Nicht „face value“ da unplausibel	3	EC 2008
Insekten	<i>Baetis rhodani</i> (Larve)	Immobilisierung	96	h	EC50	=	4.6	C	S	analyt.	Bis zu 1 vol% Lösungsmittel	3	Beketov und Liess 2008a
Insekten	<i>Cheumatopsyche brevilineata</i> (1. Instar)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	5.3	C	S	99.5	> 0.01 vol% Carrier	3	Yokoyama et al. 2009
Insekten	<i>Ecdyonurus</i> sp. (Larve)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	7.7	A	kA	kA	„face value“	1	EC 2008
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	25'200	A	S	97.3	„face value“	1	EC 2008; US EPA 2013
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	NOEC	=	16'700	A	S	97.3	von US EPA als „core“ eingestuft	4	US EPA 2013
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	=	30'200	kA	S	97.2	von US EPA als „core“ eingestuft	4	US EPA 2013
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	NOEC	<	4'990	kA	S	97.2	von US EPA als „core“ eingestuft	4	US EPA 2013
Fische	<i>Pimephales promelas</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	>	104'000	kA	S	98	von US EPA als „core“ eingestuft	4	US EPA 2013
Fische	<i>Pimephales promelas</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	NOEC	=	13'100	kA	S	98	von US EPA als „core“ eingestuft	4	US EPA 2013
akute Daten marin													
Bakterien	<i>Allivibrio fischerii</i>	Lumineszenz	15	min	EC50	=	79'000	C	S	analyt./20		2	Dell'Arciprete et al. 2009
Mollusken	<i>Crassostrea virginica</i>	kA	96	h	EC50	=	4'000	kA	F	99.3/kA	von US EPA als „core“ eingestuft	4	US EPA 2013
Mollusken	<i>Crassostrea virginica</i>	kA	96	h	NOEC	=	1'700	kA	F	99.3/kA	von US EPA als „core“ eingestuft	4	US EPA 2013
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	=	19'700	kA	S	98/kA	von US EPA als „supplemental“ eingestuft	4	US EPA 2013
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	NOEC	=	3'500	kA	S	98/kA	von US EPA als „supplemental“ eingestuft	4	US EPA 2013
chronische und subchronische Daten limnisch													
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstum	120	h	NOEC	=	18'000	kA	S	96.8	von US EPA als „supplemental“ eingestuft	4	US EPA 2013
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate	72	h	NOEC	=	32'000	C	kA	kA	„face value“	1	EC 2008
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstum	72	h	NOEC	=	16'800	kA	S	96.8	von US EPA als „supplemental“ eingestuft	4	US EPA 2013
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum	15	d	NOEC	=	46'800	kA	R	96.8		4	US EPA 2013
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität, Reproduktion und Wachstum	21	d	NOEC	=	580	A	kA	kA	„face value“	1	EC 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	21	d	NOEC	=	560	C	R	97.4	von US EPA als „supplemental“ eingestuft	4	US EPA 2013

EFFEKTDATENSAMMLUNG

Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse ^a	Testsystem ^b	Reinheit (%)/ Salinität (‰)	Bemerkungen	Validität	Referenz
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larven)	Emergenz (Anzahl)	28	d	NOEC	=	0.1	C	R	analyt.	Sediment mit jeweiligen TK in Wasser vorequilibriumiert	2	Langer-Jaesrich <i>et al.</i> 2010
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larven)	Emergenz (Anzahl, Zeit)	28	d	NOEC	=	0.5	A	kA	kA	„face value“	1	EC 2008
					NOEC	=	0.22				Geometrischer Mittelwert		
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larven)	Missbildung des Mundteils	28	d	NOEC	≥	0.1	C	R	analyt.	Sediment mit jeweiligen TK in Wasser vorequilibriumiert	2	Langer-Jaesrich <i>et al.</i> 2010
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larven)	Emergenzrate	28	d	EC50	=	0.5	C	R	analyt.	Sediment mit jeweiligen TK in Wasser vorequilibriumiert	2	Langer-Jaesrich <i>et al.</i> 2010
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larven)	Emergenzrate	28	d	EC50	=	2.18	C	kA	kA	„face value“	1	EC 2008
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larven)	Entwicklung	28	d	EC50	>	1.8	C	kA	kA	„face value“	1	EC 2008
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larven)	Bewegungsaktivität	17	d	NOEC	=	0.5	C	R	analyt.	Sediment mit jeweiligen TK in Wasser vorequilibriumiert	2	Langer-Jaesrich <i>et al.</i> 2010
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larven)	Hsp70-Stressprotein-Gehalt	17	d	NOEC	=	0.5	C	R	analyt.	Sediment mit jeweiligen TK in Wasser vorequilibriumiert	2	Langer-Jaesrich <i>et al.</i> 2010
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larven)	Ventilation	17	d	NOEC	≥	1	C	R	analyt.	Sediment mit jeweiligen TK in Wasser vorequilibriumiert	2	Langer-Jaesrich <i>et al.</i> 2010
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larven)	Mortalität	17	d	LC50	=	1.5	C	R	analyt.	Sediment mit jeweiligen TK in Wasser vorequilibriumiert	2	Langer-Jaesrich <i>et al.</i> 2010
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larven)	Mortalität	10	d	NOEC	=	0.1	C	R	analyt.	Sediment mit jeweiligen TK in Wasser vorequilibriumiert	2	Langer-Jaesrich <i>et al.</i> 2010
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larven)	Trockengewicht	10	d	NOEC	=	1	C	R	analyt.	Sediment mit jeweiligen TK in Wasser vorequilibriumiert	2	Langer-Jaesrich <i>et al.</i> 2010
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larven)	Bewegungsaktivität	10	d	NOEC	=	1	C	R	analyt.	Sediment mit jeweiligen TK in Wasser vorequilibriumiert	2	Langer-Jaesrich <i>et al.</i> 2010
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larven)	Ventilation	10	d	NOEC	=	1	C	R	analyt.	Sediment mit jeweiligen TK in Wasser vorequilibriumiert	2	Langer-Jaesrich <i>et al.</i> 2010
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larven)	Mortalität	10	d	LC50	=	5.2	C	R	analyt.	Sediment mit jeweiligen TK in Wasser vorequilibriumiert	2	Langer-Jaesrich <i>et al.</i> 2010
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larven)	Mortalität	1	h	NOEC	<	3.2	C	S	kA	Nur eine Konzentration getestet – unklar ob Reinsubstanz oder Formulierung. Exposition für 1 h, Testdauer 30 Tage. Thiacloprid Stock wurde direkt in den Testansatz zu den Larven pipettiert. Wasser/Sediment nicht vor-equilibriumiert.	4	Kunze <i>et al.</i> 2015
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larven)	Entwicklungszeit	1	h	NOEC	<	3.2	C	S	kA	Nur eine Konzentration getestet – unklar ob Reinsubstanz oder Formulierung. Exposition für 1 h, Testdauer 30 Tage. Thiacloprid Stock wurde direkt in den Testansatz zu den Larven pipettiert. Wasser/Sediment nicht vor-equilibriumiert.	4	Kunze <i>et al.</i> 2015
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larven)	Reproduktion	1	h	NOEC	<	3.2	C	S	kA	Nur eine Konzentration getestet – unklar ob Reinsubstanz oder Formulierung. Exposition für 1 h, Testdauer 30 Tage. Thiacloprid Stock wurde direkt in den Testansatz zu den Larven pipettiert. Wasser/Sediment nicht vor-equilibriumiert.	4	Kunze <i>et al.</i> 2015
Insekten	<i>Hyalella azteca</i> (Larve)	Mortalität	96	h	NOEC	=	11	kA	S	97.2	von US EPA als „supplemental“ eingestuft	4	US EPA 2013
Fische	<i>Danio rerio</i> (Eier)	Mortalität	4	d	NOEC	≥	20'000	C	R	kA		3	Osterauer und Kohler 2008
Fische	<i>Danio rerio</i> (Eier)	Missbildungen	4	d	NOEC	≥	20'000	C	R	kA		3	Osterauer und Kohler 2008

EFFEKTDATENSAMMLUNG													
Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse ^a	Testsystem ^b	Reinheit (%)/Salinität (‰)	Bemerkungen	Validität	Referenz
Fische	<i>Danio rerio</i> (Eier)	Schlupfrate	4	d	NOEC	≥	20'000	C	R	kA		3	Osterauer und Kohler 2008
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Early life stage test)	Mortalität, Schlupfrate, u. a.	97	d	NOEC	=	240	A	kA	kA	„face value“	1	EC 2008
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Early life stage test)	kA	97	d	NOEC	=	920	kA	F	97.3	von US EPA als „core“ eingestuft	4	US EPA 2013
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Early life stage test)	Mortalität	97	d	LC50	>	3'910	A	kA	kA	„face value“	1	EC 2008
Fische	<i>Pimephales promelas</i> (Full life cycle test)	kA	260	d	NOEC	=	780	kA	F	97	von US EPA als „supplemental“ eingestuft	4	US EPA 2013
Fische	<i>Pimephales promelas</i> (Half life cycle test)	kA	106	d	NOEC	=	710	kA	F	97.4	von US EPA als „supplemental“ eingestuft	4	US EPA 2013
Fische	<i>Pimephales promelas</i> (Early life stage test)	kA	33	d	NOEC	=	170	kA	F	97	von US EPA als „supplemental“ eingestuft	4	US EPA 2013
chronische und subchronische Daten marin													
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	kA	32	d	NOEC	=	1.1	kA	F	99.3/kA	von US EPA als „core“ eingestuft	4	US EPA 2013
Mikrokosmosstudien													
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Abdrift	48	h	NOEC	≥	50	C	S	analyt.	Bis zu 1 vol% Lösungsmittel	3	Beketov und Liess 2008a
Insekten	<i>Baetis rhodani</i> (Larven)	Abdrift	48	h	NOEC	>	0.31	C	S	analyt.	Bis zu 1 vol% Lösungsmittel	3	Beketov und Liess 2008a
Insekten	<i>Simulium latigonium</i> (Larven)	Abdrift	48	h	NOEC	<	0.3	C	S	analyt.	Bis zu 1 vol% Lösungsmittel	3	Beketov und Liess 2008a
Tests mit Formulierungen (in µg/L aktiver Substanz)													
akute Daten limnisch													
Krebstiere	<i>Asellus aquaticus</i> (adult)	Immobilisierung – 19 Tage nach Exposition	24	h	EC50	=	153	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 19 Tagen beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
Krebstiere	<i>Asellus aquaticus</i> (adult)	Immobilisierung – 4 Tage nach Exposition	24	h	EC50	=	299	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 4 Tagen beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
Krebstiere	<i>Asellus aquaticus</i> (adult)	Immobilisierung	24	h	EC50	>	699	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 1 Tag beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität/Immobilisierung – 30 Tage nach Exposition	24	h	EC50	=	4'100	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 30 Tagen beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität/Immobilisierung – 4 Tage nach Exposition	24	h	EC50	=	4'400	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 4 Tagen beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität/Immobilisierung	24	h	EC50	=	7'200	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 1 Tag beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Reproduktionsrate	24	h	NOEC	=	4'740	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 30 Tagen beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
Krebstiere	<i>Gammarus fossarum</i> (1.7 – 2.0 mm)	Fressrate (Blätter)	7	d	NOEC	<	0.45	A	S	Form.	Biscaya (240 g ai/L); Gammarusstamm A	2	Feckler et al. 2012
Krebstiere	<i>Gammarus fossarum</i> (1.7 – 2.0 mm)	Fressrate (Blätter)	7	d	NOEC	=	0.45	A	S	Form.	Biscaya (240 g ai/L); Gammarusstamm B	2	Feckler et al. 2012
Krebstiere	<i>Gammarus fossarum</i> (1.3 – 1.6 mm)	Fressrate (Blätter)	7	d	NOEC	=	0.45	A	S	Form.	Biscaya (240 g ai/L); Gammarusstamm A und B	2	Feckler et al. 2012
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i> (adult)	Immobilisierung – 17 Tage nach Exposition	24	h	EC50	=	190	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 17 Tagen beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i> (adult)	Immobilisierung – 4 Tage nach Exposition	24	h	EC50	=	580	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 4 Tagen beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i> (adult)	Immobilisierung	24	h	EC50	>	9'520	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 1 Tag beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b

EFFEKTDATENSAMMLUNG													
Sammel- bezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse ^a	Testsystem ^b	Reinheit (%)/ Salinität (‰)	Bemerkungen	Validität	Referenz
Insekten	<i>Chironomus tepperi</i> (4. Instar)	Immobilisierung	24	h	EC50	=	1.6	C	S	Form.	YRC 2894 (480 mg ai/L)	2	Stevens <i>et al.</i> 2005
Insekten	<i>Cloeon dipterum</i>	Immobilisierung	96	h	EC50	=	10	A	S	Form.	Formulierung (480 g ai/L);	2	Van den Brink <i>et al.</i> 2016
Insekten	<i>Cloeon dipterum</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	30	A	S	Form.	Formulierung (480 g ai/L);	2	Van den Brink <i>et al.</i> 2016
Insekten	<i>Culex pipiens</i> (< 24 h)	Immobilisierung— 14 Tage nach Exposition	24	h	EC50	=	6.04	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 14 Tagen beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
Insekten	<i>Culex pipiens</i> (< 24 h)	Immobilisierung— 7 Tage nach Exposition	24	h	EC50	=	5.76	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 7 Tagen beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
Insekten	<i>Culex pipiens</i> (< 24 h)	Immobilisierung— 4 Tage nach Exposition	24	h	EC50	=	7.10	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 4 Tagen beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
Insekten	<i>Culex pipiens</i> (< 24 h)	Immobilisierung	24	h	EC50	=	7.35	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 1 Tag beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
Insekten	<i>Culex pipiens</i> (< 24 h)	Zeit bis Emergenz	24	h	NOEC	≥	5'400	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 7 Tagen beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
Insekten	<i>Culex pipiens</i> (< 24 h)	Flügelänge	24	h	NOEC	≥	5'400	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 7 Tagen beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
Insekten	<i>Notidobia ciliaris</i> (Larve)	Immobilisierung— 15 Tage nach Exposition	24	h	EC50	=	6.78	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 15 Tagen beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
Insekten	<i>Notidobia ciliaris</i> (Larve)	Immobilisierung— 4 Tage nach Exposition	24	h	EC50	=	7.04	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 4 Tagen beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
Insekten	<i>Notidobia ciliaris</i> (Larve)	Immobilisierung	24	h	EC50	=	7.74	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 1 Tag beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
Insekten	<i>Simulium latigonium</i> (Larve)	Mortalität/Immobilisierung— 11 Tage nach Exposition	24	h	EC50	=	5.47	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 11 Tagen beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
Insekten	<i>Simulium latigonium</i> (Larve)	Mortalität/Immobilisierung— 4 Tage nach Exposition	24	h	EC50	=	7.79	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 4 Tagen beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
Insekten	<i>Simulium latigonium</i> (Larve)	Mortalität/Immobilisierung	24	h	EC50	=	10.06	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 1 Tag beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
Insekten	<i>Sympetrum striolatum</i> (< 48 h)	Mortalität— 11 Tage nach Exposition	24	h	LC50	=	31.19	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 11 Tagen beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
Insekten	<i>Sympetrum striolatum</i> (< 48 h)	Mortalität— 4 Tage nach Exposition	24	h	LC50	=	47.57	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 4 Tagen beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
Insekten	<i>Sympetrum striolatum</i> (< 48 h)	Mortalität	24	h	LC50	>	133.3	A	S	Form.	Calypso (480 g ai/L); 24 h Exposition, Effekt nach 1 Tag beobachtet	2	Beketov und Liess 2008b
chronische Daten limnisch													
Insekten	<i>Cloeon dipterum</i>	Immobilisierung	28	d	EC10	=	0.23	A	R	Form.	Formulierung (480 g ai/L);	2	Van den Brink <i>et al.</i> 2016
Insekten	<i>Cloeon dipterum</i>	Mortalität	28	d	IC10	=	0.27	A	R	Form.	Formulierung (480 g ai/L);	2	Van den Brink <i>et al.</i> 2016
Mikrokosmosstudien													
akute Daten limnisch – Räuber-Beute System													
Krebstiere, Insekten	<i>Gammarus fossarum</i> (adult); <i>Baetis rhodani</i> (Larven)	Predation auf <i>B. rhodani</i>	96	h	NOEC	<	0.5	B	S	Form.	Biscaya (240 g ai/L); bei höheren Konzentrationen wurden mehr <i>Baetis rhodani</i> von <i>Gammarus fossarum</i> gefressen – vermutlich wegen einer geringeren Räubermeidung von <i>Baetis</i>	2	Englert <i>et al.</i> 2012
Krebstiere, Insekten	<i>Gammarus fossarum</i> (adult); <i>Baetis rhodani</i> (Larven)	Trockengewicht von <i>Gammarus fossarum</i> - Verringerung	96	h	NOEC	<	1	B	S	Form.	Biscaya (240 g ai/L);	2	Englert <i>et al.</i> 2012
Krebstiere, Insekten	<i>Gammarus fossarum</i> (adult); <i>Baetis rhodani</i> (Larven)	Trockengewicht von <i>Gammarus fossarum</i> -	96	h	NOEC	<	0.75	B	S	Form.	Biscaya (240 g ai/L);	2	Englert <i>et al.</i> 2012

EFFEKTDATENSAMMLUNG													
Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse ^a	Testsystem ^b	Reinheit (%)/Salinität (‰)	Bemerkungen	Validität	Referenz
		Erhöhung											
akute Daten limnisch													
Outdoor microcosm study: insects, sediment dwellers, zooplankton, phytoplankton. Most sensitive group: Ceratopogonidae (Insects)	kA	"Treatment related effects, e.g. increase of number of species"	98	d	EAC*	=	1.6	A	kA	Form.	YRC 2894 SC 480; **EAC = Ecologically Acceptable Concentration. Based on the EAC, appropriate risk mitigation measures should be considered at Member State level."	1	EC 2008
Mesokosmosstudien													
akute Daten limnisch													
Krebstiere, Mollusken, Würmer	div.	Abundanz (d 7)	27	w	NOEC	=	3.2	C	S	Form.	Ein Puls mit Calypso (480 g ai/L); TK fallen sehr schnell (Halbwertszeit ≤ 48 h) –Daten aus Tab 3	2	Beketov et al. 2008 (Abb. 1 B)
Krebstiere, Mollusken, Würmer	div.	Anzahl Taxa (d 7)	27	w	NOEC	=	3.2	C	S	Form.	Ein Puls mit Calypso (480 g ai/L); TK fallen sehr schnell (Halbwertszeit ≤ 48 h) –Daten aus Tab 3	2	Beketov et al. 2008 (Abb. 1 D)
Insekten	div.	Anzahl Taxa (d 7)	27	w	NOEC	=	0.1	C	S	Form.	Ein Puls mit Calypso (480 g ai/L); TK fallen sehr schnell (Halbwertszeit ≤ 48 h) –Daten aus Tab 3	2	Beketov et al. 2008 (Abb. 1 C)
Insekten	div.	Abundanz emergierter Insekten (d 7)	27	w	NOEC	=	0.1	C	S	Form.	Ein Puls mit Calypso (480 g ai/L); TK fallen sehr schnell (Halbwertszeit ≤ 48 h) –Daten aus Tab 3	2	Beketov et al. 2008 (Abb. 2 A)
Insekten	div.	Abundanz (d 7)	27	w	NOEC	=	3.2	C	S	Form.	Ein Puls mit Calypso (480 g ai/L); TK fallen sehr schnell (Halbwertszeit ≤ 48 h) –Daten aus Tab 3	2	Beketov et al. 2008 (Abb. 1 A)
Insekten	div.	Anzahl emergierter Insekten (d 7)	27	w	NOEC	=	0.1	C	S	Form.	Ein Puls mit Calypso (480 g ai/L); TK fallen sehr schnell (Halbwertszeit ≤ 48 h) –Daten aus Tab 3	2	Beketov et al. 2008 (Abb. 2 B)
Insekten, Krebstiere, Mollusken, Würmer	div.	Artenzusammensetzung (d 7)	27	w	NOEC	=	0.1	C	S	Form.	Ein Puls mit Calypso (480 g ai/L); TK fallen sehr schnell (Halbwertszeit ≤ 48 h) –Daten aus Tab 3	2	Beketov et al. 2008 (Tab 4)
Insekten	<i>Nemoura cinera</i>	Wiederbesiedlung	27	w	NOEC	<	0.1	C	S	Form.	Ein Puls mit Calypso (480 g ai/L); TK fallen sehr schnell (Halbwertszeit ≤ 48 h) –Daten aus Tab 3 – Populationen brachne vor dem Thiocloprid-Puls bereits zusammen	3	Beketov et al. 2008 (Tab 4)
Transformationsprodukte													
M02													
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstumshemmung	72	h	NOEC	=	100000	kA	S	kA	„face value“ – vermutlich keine Effekte bis zur Löslichkeitsgrenze	1	EC 2008
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	>	79400	kA	S	kA	„face value“	1	EC 2008
Insekten	<i>Chironomus riparius</i>	Anzahl und Zeit bis zur Emergenz	28	d	NOEC	=	82.6	kA	kA	kA	„face value“	1	EC 2008
M30													

EFFEKTDATENSAMMLUNG

Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse ^a	Testsystem ^b	Reinheit (%)/ Salinität (%)	Bemerkungen	Validität	Referenz
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstumshemmung	72	h	NOEC	=	100000	kA	S	kA	„face value“ – vermutlich keine Effekte bis zur Löslichkeitsgrenze	1	EC 2008
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	>	90100	kA	S	kA	„face value“	1	EC 2008
Insekten	<i>Chironomus riparius</i>	Anzahl und Zeit bis zur Emergenz	28	d	NOEC	>	74800	kA	kA	kA	„face value“	1	EC 2008

^a A = Testkonzentrationen wurden gemessen und für Effektbestimmung verwendet; B = nominale Testkonzentrationen für Effektbestimmung verwendet, gemessene Wiederfindung ± 20 % der Nominalen; C = Testkonzentrationen basiert auf nominalen Werten; D = zeitgewichteter Mittelwert berechnet nach OECD 211 (siehe „Bemerkungen“)

^b F = Durchfluss; R = semi-statisch; S = statisch

Kategorien C und S: Die USEPA schreibt dazu: "The three study categories used by the Agency to classify studies are core, supplemental, and invalid are represented by a letter code as C, S, or IN. Invalid studies are not entered into the database unless they are considered to be repairable at a later date by provision of additional data. Unrepairable studies will not be entered. The explanations for core, supplemental, and invalid studies are included in the SEP guidance documents. They are explained in attachments at the end of these guidelines" (<http://www.ipmcenters.org/ECotox/DatabaseGuidance.pdf>)

4. Grafische Darstellung der Effektdaten

Abbildung 1 zeigt alle validen, expliziten Kurzzeit- und Langzeiteffektwerte aus Tabelle 4 aufgeschlüsselt in die trophischen Ebenen Bakterien, Primärproduzenten, Invertebraten und Vertebraten. Die empfindlichste taxonomische Gruppe für Thiocloprid sind die Insekten.

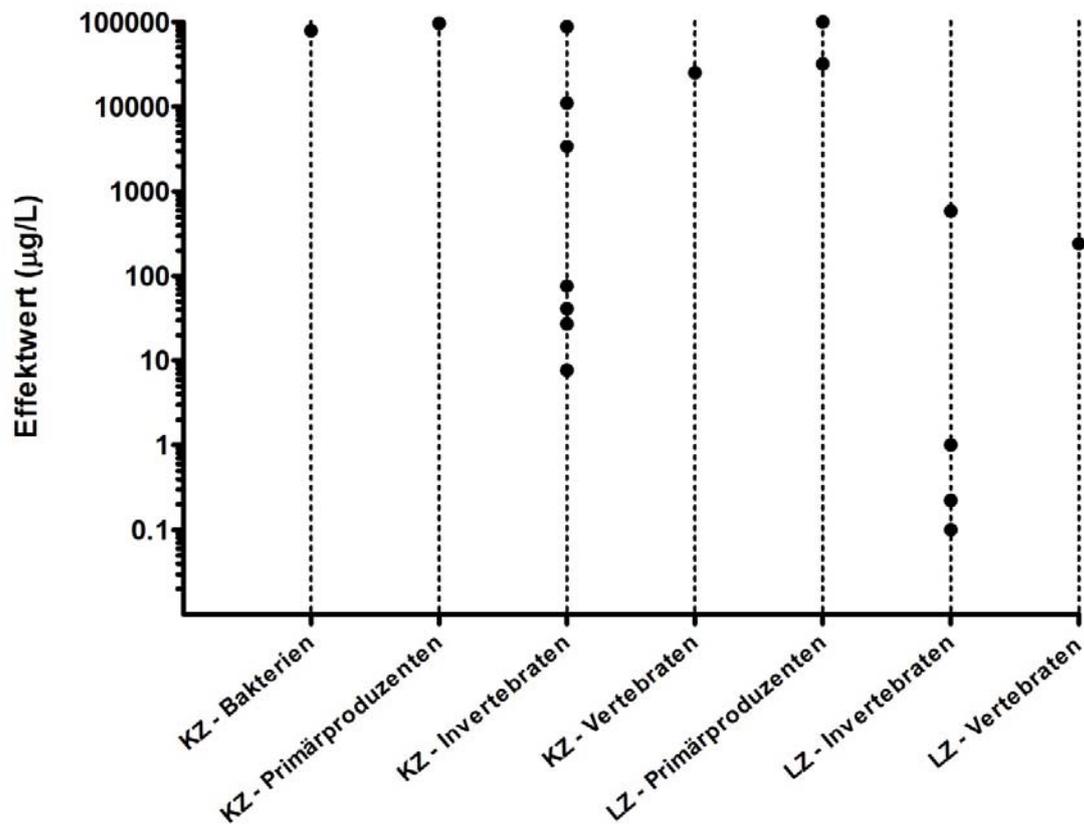


Abbildung 1 Grafische Darstellung aller validen (geschwärzten) Kurzzeit (KZ)- und Langzeit (LZ)-Effektdaten aus Tabelle 4 für Thiocloprid.

4.1 Vergleich marine/limnische Organismen

Aufgrund der begrenzten Anzahl valider Effektwerte für marine Organismen ist ein statistischer Vergleich der Empfindlichkeiten von limnischen und marinen Organismen nicht möglich. Da es keine Hinweise auf einen Unterschied in der Sensitivität gibt, werden beide Datensätze für die folgende EQS-Ableitung kombiniert.

5. Herleitung der EQS

Um chronische und akute Qualitätsziele herzuleiten, kann die Sicherheitsfaktormethode (AF-Methode) auf Basis von Kurzzeit- und Langzeiteffektdata 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.

6. Chronische Toxizität

6.1 AA-EQS Herleitung mit AF-Methode

Tabelle 5 zeigt die kritischen Langzeiteffektwerte für Thiacloprid.

Tabelle 5 Übersicht zu den kritischen Toxizitätswerten für Wasserorganismen aus längerfristigen Untersuchungen mit Thiacloprid.

Gruppe	Art	Wert	Konz. in µg/L	Referenz
Primärproduzenten	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	NOEC	32'000	EC 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	NOEC	580	EC 2008
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC	240	EC 2008
Insekten	<i>Chironomus riparius</i>	NOEC	0.1	Langer-Jaesrich <i>et al.</i> 2010

Es sind Langzeiteffektdata für alle trophischen Ebenen (Primärproduzenten, Invertebraten und Vertebraten), sowie für die empfindlichste Gruppe (Insekten) vorhanden. Gemäss TGD for EQS (EC 2011) kann ein AF von 10 auf den tiefsten NOEC angewendet werden:

$$\text{AA-EQS (AF)} = 0.1 \mu\text{g/L} / 10 = \mathbf{0.01 \mu\text{g/L}}$$

6.2 AA-EQS mit SSD-Methode

Es sind nicht genügend valide Daten vorhanden, um ein AA-EQS mittels SSD abzuleiten.

6.3 AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Es sind keine Langzeiteffektwerte aus Mikro- oder Mesokosmosstudien für den Wirkstoff oder das technische Produkt vorhanden.

7. Akute Toxizität

7.1 MAC-EQS Herleitung mit AF-Methode

Tabelle 6 zeigt die kritischen akuten Effektwerte für Thiocloprid. Thiocloprid wird gemäss EC (2001) als sehr giftig eingestuft (Tabelle 7).

Tabelle 6 Übersicht der kritischen akuten Toxizitätswerte für Wasserorganismen aus kurzfristigen Untersuchungen mit Thiocloprid.

Gruppe	Art	Wert	Konz. in µg/L	Referenz
Primärproduzenten	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	EC50	96'700	EC 2008
Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	EC50	27	EC 2008
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC50	25'200	EC 2008
Insekten	<i>Ecdyonurus</i> sp.	EC50	7.7	EC 2008

Tabelle 7 Risikoklassierung der akuten aquatischen Toxizität von Thiacloprid anhand der niedrigsten gemessenen L/EC50-Werte nach der Europäischen Kommission (EC 2001).

Risikoklasse	Niedrigster EC50-Wert	Erreichter Wert
Nicht eingestuft	>100 mg/L	
schädlich	<100 mg/L; >10 mg/L	
Giftig	<10 mg/L; >1 mg/L	
Sehr giftig	<1 mg/L	X

Es sind Kurzzeiteffektdata für alle trophischen Ebenen (Primärproduzenten, Invertebraten und Vertebraten), sowie für die empfindlichste Gruppe (Insekten) vorhanden. Gemäss TGD for EQS (EC 2011) kann ein AF von 10 auf den tiefsten E/LC50 angewendet werden:

$$\text{MAC-EQS} = 7.7 / 10 = 0.77 \mu\text{g/L} \approx 0.8 \mu\text{g/L}$$

In Beketov und Liess (2008b) wurden mit der Formulierung Calypso jedoch verzögerte Effekte beobachtet, vor allem für Krebstiere. Wie in Tabelle 4 zu sehen, ist der EC50 für *Gammarus pulex* 17 Tage nach der Applikation (16 Tage nach Ende der Exposition) mehr als 50-fach tiefer als direkt nach der Exposition (24h nach Applikation). Der EC50 von 27 $\mu\text{g/L}$ in Tabelle 6 für *Gammarus pulex* könnte also unter Berücksichtigung verzögerter Effekte auch bei 0.54 $\mu\text{g/L}$ liegen. Dies wäre durch einen MAC-EQS von 0.8 $\mu\text{g/L}$ nicht abgedeckt. Im TGD for EQS heisst es dazu auf Seite 51 im Kapitel 3.4.1.1 *“For the specific group of insect growth regulators, acute data do not give information on delayed effects and cannot be used for derivation of the MAC-QS because the test duration is too short to detect long-term effects of a single peak of exposure. In general, for compounds with a (very) high acute to chronic ratio, the possibility of delayed effects resulting from a single peak should be considered and the chronic data should be consulted.”* Es wird daher der Standard-AF von 100 gewählt. Dies wird auch durch eine neuerliche Studie unterstützt, in der sich zeigt, dass schon eine anfängliche Exposition an 2.3 $\mu\text{g/L}$ für nur eine Stunde das Überleben von *Chironomus riparius* Larven nach 30 Tagen signifikant reduzierte (Kunce *et al.* 2015). Die Studie selber kann nicht zur EQS-Herleitung verwendet werden, da nur eine Konzentration getestet wurde und zudem unklar ist, ob Thiacloprid allein oder als Bestandteil einer Formulierung getestet wurde. Es wird folgendes Kurzzeit-Qualitätskriterium vorgeschlagen:

$$\text{MAC-EQS} = 7.7 / 100 = 0.077 \mu\text{g/L} \approx \mathbf{0.08 \mu\text{g/L}}$$

7.2 MAC-EQS mit SSD Methode

Es sind nicht genügend valide Daten vorhanden, um ein MAC-EQS mittels SSD abzuleiten.

7.3 MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Die vorhandenen Mikro- und Mesokosmosstudien wurden mit Formulierungen von Thiacloprid durchgeführt. Ein MAC-EQS kann deshalb nicht direkt von den Resultaten dieser Studien abgeleitet werden. Sie können jedoch herangezogen werden, um zu prüfen, ob der EQS-Vorschlag aus der AF-Methode auch für Organismengemeinschaften genügend Schutz bietet.

Es sind zwei Multispeziesstudien vorhanden. Englert et al. (2012) beobachteten einen Effekt auf die Räuber-Beute-Beziehung zwischen *Gammarus fossarum* und der Larve des Insektes *Baetis rhodani* bei 0.5 µg/L. Der Effekt ist nur knapp signifikant und die Toxizität möglicherweise beeinflusst von den Zusatzstoffen in der Formulierung. Beketov et al. (2008) fanden keine signifikanten Effekte auf die Artenzusammensetzung und Abundanz einer Lebensgemeinschaft mit Krebstieren, Mollusken, Würmern und Insekten bei 0.1 µg/L. Allerdings fiel auf, dass *N. cinera* in diesem Test nur in der Kontrolle wieder beobachtet werden konnte, nachdem die Population in allen Mesokosmen bereits vor dem Thiacloprid-Puls zusammengebrochen war. Aufgrund der Resultate aus den Mikro-/Mesokosmosstudien wird der EQS-Vorschlag für die Kurzzeitexposition als genügend protektiv eingestuft.

8. 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.

Es konnten keine experimentell bestimmten BCF und BMF Werte recherchiert werden. Im JRC Bericht ist ein BCF von 3.15 (EPI Suite, BCFBAF vers. 3.01) und ein BMF von 1 (*Default value*, TG n. 27 - CIS WFD2) erwähnt (Carvalho *et al.* 2015). Das Bioakkumulationspotential und das Risiko einer sekundären Intoxikation können aufgrund des niedrigen $\log K_{OW}$ Wertes (0.73 - 1.26) als gering eingestuft werden.

9. Schutz der aquatischen Organismen

Die vorgeschlagenen EQS basieren beide auf Effektdaten für Insekten, welche deutlich sensitiver sind als Repräsentanten anderer Organismengruppen. Sie können deshalb, auch unter Berücksichtigung verzögerter akuter Toxizität bei *Gammarus pulex*, als genügend protektiv für alle aquatischen Organismen angesehen werden.

$$\text{AA-EQS} = 0.01 \mu\text{g/L}$$

$$\text{MAC-EQS} = 0.08 \mu\text{g/L}$$

Damit sind die EQS vergleichbar mit denen von RIVM (2014), die einen AA-EQS von 0.01 $\mu\text{g/L}$ und einen MAC-EQS von 0.11 $\mu\text{g/L}$ abgeleitet haben.

Da für das Transformationsprodukt M02 ein PNEC von 0.826 $\mu\text{g/L}$ festgelegt wurde (EC 2008), sind die EQS für Thiacloprid auch protektiv für das toxischere der beiden Transformationsprodukte.

10. Änderungen gegenüber der Version vom 15.10.2014

Im Zuge der Aktualisierung konnten keine belastbaren neuen Effektdaten recherchiert werden. Das vorliegende Dossier und die darin abgeleiteten EQS-Vorschläge bleiben daher im Wesentlichen unverändert.

11. Referenzen

- Beketov M A, Liess M (2008a): Potential of 11 pesticides to initiate downstream drift of stream macroinvertebrates. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 55(2): 247-253
- Beketov M A, Liess M (2008b): Acute and delayed effects of the neonicotinoid insecticide thiacloprid on seven freshwater arthropods. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27(2): 461-470
- Beketov M A, Schäfer R B, Marwitz A, Paschke A, Liess M (2008): Long-term stream invertebrate community alterations induced by the insecticide thiacloprid: Effect concentrations and recovery dynamics. *Science of the Total Environment* 405(1-3): 96-108
- Carvalho R, Ceriani L, Ippolito A (2015): Development of the first Watch List under the Environmental Quality Standards Directive water policy.
- Dell'Arciprete M L, Santos-Juanes L, Sanz A A, Vicente R, Amat A M, Furlong J P, Mártire D O, Gonzalez M C (2009): Reactivity of hydroxyl radicals with neonicotinoid insecticides: Mechanism and changes in toxicity. *Photochemical and Photobiological Sciences* 8(7): 1016-1023
- EC (2001): Richtlinie 2001/59/EG der Kommission vom 6. August 2001 zur 28. Anpassung der Richtlinie 67/548/EWG des Rates zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedstaaten für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe an den technischen Fortschritt. Annex 6. Amtsblatt der europäischen Gemeinschaften L225/263. Europäische Kommission
- EC (2004): SANCO/4347/2000 – Final. Review report for the active substance thiacloprid. Finalised in the Standing Committee on the Food Chain and Animal Health at its meeting on 29 June 2004 in view of the inclusion of thiacloprid in Annex I of Directive 91/414/EEC. European Commission
- EC (2008): Directive 98/8/EC concerning the placing of biocidal products on the market. Inclusion of active substances in Annex I or IA to Directive 98/8/EC. Assessment Report. THIACTOPRID. Product-type 8 (Wood Preservative). European Commission
- EC (2011): Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No. 27. Technical guidance for deriving environmental quality standards. Technical report 2011-055. European Communities
- Englert D, Bundschuh M, Schulz R (2012): Thiacloprid affects trophic interaction between gammarids and mayflies. *Environmental Pollution* 167: 41-46
- Feckler A, Thielsch A, Schwenk K, Schulz R, Bundschuh M (2012): Differences in the sensitivity among cryptic lineages of the *Gammarus fossarum* complex. *Science of the Total Environment* 439: 158-164
- Guzsvány V, Madžgalj A, Trebše P, Gaál F, Franko M (2007): Determination of selected neonicotinoid insecticides by liquid chromatography with thermal lens spectrometric detection. *Environmental Chemistry Letters* 5(4): 203-208
- Klimisch H J, Andreae M, Tillmann U (1997): A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 25(1): 1-5
- Kontikari V, Mattsoff L (2011): Proposal of Environmental Quality Standards for Plant Protection Products. Finnish Environment Institute (SYKE)
- Kunce W, Josefsson S, Örborg J, Johansson F (2015): Combination effects of pyrethroids and neonicotinoids on development and survival of *Chironomus riparius*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 122, 426-431.

- Langer-Jaesrich M, Köhler H R, Gerhardt A (2010): Assessing toxicity of the insecticide thiacloprid on *chironomus riparius* (Insecta: Diptera) using multiple end points. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 58(4): 963-972
- Liess M, Foit K, Becker A, Hassold E, Dolciotti I, Kattwinkel M, Duquesne S (2013): Culmination of low-dose pesticide effects. Environ. Sci. Technol. 47: 8862-8868
- Loureiro S, Svendsen C, Ferreira A L G, Pinheiro C, Ribeiro F, Soares A M V M (2010): Toxicity of three binary mixtures to *daphnia magna*: Comparing chemical modes of action and deviations from conceptual models. Environmental Toxicology and Chemistry 29(8): 1716-1726
- Osterauer R, Köhler H R (2008): Temperature-dependent effects of the pesticides thiacloprid and diazinon on the embryonic development of zebrafish (*Danio rerio*). Aquatic Toxicology 86(4): 485-494
- Qin G, Presley S M, Anderson T A, Gao W, Maul J D (2011): Effects of predator cues on pesticide toxicity: Toward an understanding of the mechanism of the interaction. Environmental Toxicology and Chemistry 30(8): 1926-1934
- RIVM (2014): Internetportal "Risico's van Stoffen". Letzter Zugriff: 3.2.2014.
http://www.rivm.nl/rvs/Normen/Eindresultaat?groep=normen&waarde=thiacloprid&lijst=milieukwaliteit&veld=substance_name_tagged
- Sánchez-Bayo F (2011): Insecticides mode of action in relation to their toxicity to non-target organisms. J. Environ. Analyt. Toxicol. 2011, S:4 (<http://dx.doi.org/10.4172/2161-0525.S4-002>).
- Sánchez-Bayo F, Tennekes HA, Goka K (2013): Impact of systemic insecticides on organisms and ecosystems. In: Insecticides - development of safer and more effective technologies (ed. Trdan S). (DOI: 10.5772/52831, <http://www.intechopen.com/books/insecticides-development-of-safer-and-more-effective-technologies/impact-of-systemic-insecticides-on-organisms-and-ecosystems>).
- Stevens M M, Helliwell S, Hughes P A (2005): Toxicity of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* formulations, spinosad, and selected synthetic insecticides to *Chironomus tepperi* larvae. Journal of the American Mosquito Control Association 21(4): 446-450
- Tomlin C D S (2009) The Pesticide Manual. British Crop Production Council (BCPC), Alton, UK. 15th Edition. ISBN: 978 1 901396 18 8
- US EPA (2013): OPP Pesticide Ecotoxicity Database. Office of Pesticides Programs (OPP), United States Environmental Protection Agency (US EPA), USA. <http://www.ipmcenters.org/Ecotox/> (zuletzt abgerufen am 10.07.2013)
- Van den Brink P J, Van Smeden J M, Bekele R S, Dierick W, De Gelder D M, Noteboom M, Roessink I (2016): Acute and chronic toxicity of neonicotinoids to nymphs of a mayfly species and some notes on seasonal differences. Environmental Toxicology and Chemistry 35, 128-133.
- Wang W, Li Y, Wu Q, Wang C, Zang X, Wang Z (2012): Extraction of neonicotinoid insecticides from environmental water samples with magnetic graphene nanoparticles as adsorbent followed by determination with HPLC. Analytical Methods 4(3): 766-772
- Ying G G, Kookana R S (2004): Simultaneous determination of imidacloprid, thiacloprid, and thiamethoxam in soil and water by high-performance liquid chromatography with diode-array detection. Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes 39(5-6): 737-746
- Yokoyama A, Ohtsu K, Iwafune T, Nagai T, Ishihara S, Kobara Y, Horio T, Endo S (2009): A useful new insecticide bioassay using first-instar larvae of a net-spinning caddisfly, *Cheumatopsyche brevilineata* (Trichoptera: Hydropsychidae). Journal of Pesticide Science 34(1): 13-20