

2016

EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für: *Pyrimethanil*

Ersterstellung:	21.05.2013 (Stand der Datensuche) 26.08.2014 (Einarbeitung des Gutachtens)
1. Aktualisierung:	10.06.2016 (Stand der Datensuche) 01.03.2017 (Einarbeitung des Gutachtens)

1. Qualitätskriterien-Vorschläge

CQK (AA-EQS): 1.5 µg/L (vor Aktualisierung 6 µg/L)

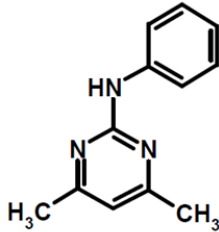
AQK (MAC-EQS): 32 µg/L (unverändert)

Das chronische Qualitätskriterium (CQK $\hat{=}$ AA-EQS) und das akute Qualitätskriterium (AQK $\hat{=}$ 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.

2. Physikochemische Parameter

In Tabelle 1 werden Identität sowie chemische und physikalische Parameter für Pyrimethanil 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 nichts hinter den Werten steht, fand sich in der zitierten Literatur keine Angabe.

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

Eigenschaften	Name/Wert	Referenz
IUPAC Name	<i>N</i> -(4,6-dimethylpyrimidin-2-yl)anilin	EC 2005a
Chemische Gruppe	Anilinopyrimidin	Couderchet 2003
Strukturformel		EC 2005a
Summenformel	C ₁₂ H ₁₃ N ₃	EC 2005a
CAS-Nummer	53112-28-0	EC 2005a
EINECS-Nummer	414-220-3	EC 2005a
SMILES-code	CC1=NC(NC2=CC=CC=C2)=NC(C)=C1 c1cccc1Nc2nc(C)cc(C)n2	INERIS 2011 RIVM 2008
Molekulargewicht (g·mol ⁻¹)	199.28	EC 2005a
Schmelzpunkt (°C)	96.3 (exp)	EC 2005b
Siedepunkt (°C)	Nicht messbar (zersetzt sich zwischen 189 und 345°C)	EC 2005b
Dampfdruck (Pa)	1.1 · 10 ⁻³ (extrapoliert; 20°C) 2.2 · 10 ⁻³ (extrapoliert; 25°C) 3.6 · 10 ⁻³ (extrapoliert; 30°C)	EC 2005b
Henry-Konstante (Pa·m ³ ·Mol ⁻¹)	3.6 · 10 ⁻³ (25°C)	BVL 2009
Wasserlöslichkeit (mg·L ⁻¹)	pH 4.2 (exp; 20°C): 160 pH 6.1 (exp; 25°C): 121 pH 9.9 (exp; 20°C): 99	EC 2005b

Dissoziationskonstante (pK _a)	3.52 (exp; Titration; 20°C)	EC 2005b
n-Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient (log K _{ow})	2.84 (exp; shaking flask method; 25°C; pH 6.1) 2.92 (exp; HPLC method; 21°C; pH- unabhängig (pH 4.6 - 8))	BVL 2009
Boden- bzw. Sediment/Wasser Verteilungskoeffizient (log K _{oc} oder log K _p)	1.88 – 2.7 (exp; ¹⁴ C-markiert am Phenylring) 2.48 – 2.88 (exp; ¹⁴ C-markiert am Pyrimidinyl) beides log K _{oc} (für Boden)	EC 2005a
Verteilungskoeffizient zwischen suspendierter Materie und Wasser (K _{susp-water})	7.6 – 75.9 (Berechnet nach TGD for EQS mit einem Standard Faktor (F _{oc,susp,TGD}) von 0.1)	TGD for EQS (EC, 2011, S. 131)
Biodegradation	Nicht leicht biologisch Abbaubar	EC 2005 (Vol 3, Annex B, B8.4.2, S. 400 ff.)
Hydrolysestabilität (Halbwertszeit)	pH 5 (exp; 22°C): stabil pH 7 (extrapoliert; 22°C): 2.74 Jahre pH 9 (extrapoliert; 22°C): 1.86 Jahre > 1 Jahr (exp; pH 5 – 9; 22 – 50°C)	BVL 2009; EC 2005b BVL 2009
Photostabilität (DT50 = Halbwertszeit)	Stabil über 15 Tage (exp; steriles Wasser; simuliertes Sonnenlicht (λ > 290 nm; 51 Wm ⁻²); pH 5, 7, und 9; ca. 0.3 mg/L) DT50 = 6 - 7 d (exp; steriles Wasser; simuliertes Sonnenlicht (λ > 290 nm; 51 Wm ⁻²); pH 4; ca. 0.3 mg/L; gemäss Autor indirekte Photolyse ausgelöst durch Citratpuffer) Stabil über 4 Tage (exp; destilliertes Wasser; pH 7; 10 mg/L) DT50 = 2 d (exp; synthetisches Naturwasser; pH 7; 10 mg/L) DT50 = 76.8 d (exp; Lösung mit 1 % Acetonitril; simuliertes Sonnenlicht (λ > 290 nm); pH 7; ≈ 10 mg/L; ≈ 30°C) DT50 = 1.2 d (exp; Lösung mit 1 % Acetonitril; simuliertes Sonnenlicht (λ > 290 nm); pH 4; ≈ 10 mg/L; ≈ 30°C)	EC 2005b BVL 2009; FAO (undatiert) BVL 2009; FAO (undatiert)

3. Allgemeines

Anwendung: Pyrimethanil ist ein Breitspektrum-Fungizid (Fritz et al. 1997). In der Schweiz werden Produkte mit Pyrimethanil zur Bekämpfung von Graufäule (*Botrytis cinerea*) beim Anbau von verschiedenen Obst-, Gemüse- und Getreidesorten verwendet.^a Besondere Bedeutung hat Pyrimethanil im Weinanbau (Seeland et al. 2012).

Wirkungsweise: Für den Ascomyceten *Botrytis cinera* wurde beschrieben, dass Pyrimethanil die Synthese der Aminosäure Methionin hemmt und die Sekretion von Enzymen unterbindet, die die Zellwand der Pflanze abbauen (Couderchet 2003). Dies blockiert die Nährstoffversorgung, und Keimfaden sowie Mycelwachstum werden inhibiert (EC 2005b). In Wirbeltieren scheint Pyrimethanil auf das Hormonsystem zu wirken, vor allem auf den sogenannten thyreotropen Regelkreis (auch: Hypophysen-Schilddrüsen-Regelkreis) (Elskus and Hackley 2012). Der Wirkmechanismus involviert möglicherweise eine erhöhte hepatische UDPGT Aktivität (welches T4 metabolisiert) und Serum Clearance von T4, was zu erhöhtem Metabolismus und Exkretion von Thyroidhormonen in der Leber führt, und dadurch zur zellulärer Hypertrophie, Hyperplasie, und/oder erhöhtem Gewicht der Schilddrüse (Elskus 2014). In Ratten verursachte Pyrimethanil die Bildung von Schilddrüsenkrebs und es zeigte sich eine Schilddrüsenfunktionshemmende Wirkung. Elskus and Hackley (2012) folgern, dass auf Grund der Wirkung von Pyrimethanil in Säugern die Effekte auf den thyreotropen Regelkreis und daraus resultierende Veränderungen in Entwicklung und Wachstum aquatischer Organismen untersucht werden sollten. Dies sei vor allem für die Amphibien wichtig, da dort die Schilddrüsenhormone eine kritische Rolle bei der Metamorphose spielen.

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

Chemische Analytik:

Tabelle 2 Nachweis- und Bestimmungsgrenzen von Pyrimethanil in Oberflächengewässern.

Nachweisgrenze (µg/L)	Bestimmungsgrenze (µg/L)	Methode	Referenz
0.015	-	DLLME-HPLC-UV	Cheng <i>et al.</i> 2010
0.01	-	USAEME-HPLC-DAD/MS	Cheng <i>et al.</i> 2011
-	5	Extraktion mit Toluene, dann GC-MS	EC 2005a
0.05	0.1	SPME-GC-MS	Filho <i>et al.</i> 2011
0.5	1	USAEME-HPLC-DAD	Gao <i>et al.</i> 2012
0.014	0.038	SPE-LC-MS	Herrero-Hernández <i>et al.</i> 2013
1.8	-	IL-USAEME- HPLC-UV	Liang <i>et al.</i> 2013
84.7	282	SPE-REPSM-MEKC-UV	Ravelo-Pérez <i>et al.</i> 2007
0.5	4.1	SPE-GC/IT-MS	Reilly <i>et al.</i> 2012
0.04	-	ISD-DLLME-HPLC-DAD/MS	Xia <i>et al.</i> 2012

Stabilität und

Abbauprodukte:

Pyrimethanil ist stabil gegenüber Hydrolyse und wird bei umweltrelevanten pH-Werten (5 – 9) in Wasser nur langsam durch direkte Photolyse abgebaut (siehe Tabelle 1). Gemäss BVL (2009) kann der Photoabbau in einer natürlichen Wassermatrix durch Photosensibilisatoren („photosensitisers“) beschleunigt werden, so dass Halbwertszeiten von weniger als 2 Tagen möglich sind. Die zitierte Studie (Tschampel 1994) fand sich aber nicht in EC2005b. In FAO (undatiert) fand sich eine Kurzbeschreibung des Tests, in der steht, dass der Versuch in Anwesenheit von Huminsäuren stattfand. Beim selben pH (7) in gepuffertem Wasser wurde von Tschampel 1992 (zitiert in FAO undatiert) hingegen eine deutlich höhere Halbwertszeit von 76.8 Tagen bestimmt. In den „EFSA conclusions“ (EFSA 2006) ist für die indirekte Photolyse durch Photosensibilisatoren eine Halbwertszeit von 29 h angegeben, jedoch bei pH 4, welcher nicht umweltrelevant wäre. Seeland *et al.* (2013) führten Experimente mit Schnecken unterschiedlicher Entwicklungsstadien bei drei verschiedenen Temperaturen (15°C, 20°C, 25°C) durch. Je nach Größe und Alter der Schnecke variierte das Wasservolumen von 2 (juvenile Schnecken) bis 250 mL (adulte Schnecken). Das Wasser wurde in jedem Experiment einmal wöchentlich gewechselt. Die Autoren testeten die Stabilität von Pyrimethanil über 6 Tage exemplarisch bei den drei oben genannten Temperaturen. In der Publikation ist ein Abbau von 22.1% (bei 15°C), 14.8% (bei 20°C) und 20.1% (bei 25°C) angegeben. Aus den Angaben in Tabelle 4 der Publikation ergibt sich jedoch eine Wiederfindung zwischen 99.3% und 110% der nominalen Konzentration. Bernabò *et al.* (2016) fanden nach 7 Tagen in ihren Versuchsansätzen

(natürlicher hell-dunkel-Zyklus) eine Abweichung der gemessenen von der nominalen Konzentration von weniger als 20%. Jenkins (1992, zitiert in EC 2005c, S. 433) führte Biotests mit der Grünalge *Pseudokirchneriella subcapitata* (jetzt: *Raphidocelis subcapitata*) durch und fand nach 96 Stunden 94-125% der initial gemessenen Konzentration wieder. Insgesamt sprechen die Ergebnisse für eine hohe Stabilität von Pyrimethanil in Biotests. Für statische Biotests bis 7 Tage (ohne Sediment oder Huminsäuren) bei moderaten Lichtbedingungen ist daher eine analytische Verifizierung der Expositionskonzentration kein zwingendes Kriterium für die Validität einer Studie. Dasselbe gilt für Langzeittests ohne Sediment im semi-statischen Ansatz (Medium-Wechsel mind. alle 7 Tage) und für Tests im Durchflusssystem.

In Wasser-Sediment-Systemen verteilt sich Pyrimethanil aufgrund der physikochemischen Eigenschaften von der Wasserphase zum Sediment hin. Für Wasser-Sediment-Systeme wurden Halbwertszeiten für die Wasserphase von 9-24 Tagen angegeben, was vor allem durch Sorption an Sediment zu erklären sei (EFSA 2006). Basierend auf diesen Angaben und unter Berücksichtigung der Halbwertszeit für die Wasserphase kann angenommen werden, dass die Wasserphasen-Konzentration nach 3 Tagen noch bei 80 % der Ausgangskonzentration liegt. Müller *et al.* (2011) führten Multi-Generations-Versuche mit *Chironomus riparius* bei drei Temperaturszenarien durch. Dazu wurden Quartzglass-Behälter mit künstlichem Sediment (Quartz-Sand; QuickMix®) und 0.4% *Fagus sylvatica* Blättern (<500µm) gefüllt und rekonstituiertes Wasser hinzugegeben. Pyrimethanil wurde in die Wasserphase appliziert. Konzentrationen wurden 1 h nach Applikation und am Ende einer Generationszeit (Mittlere Emergenz Zeit (EmT₅₀) zwischen ca. 14 und 34 Tagen) in der Wasserphase und im Sediment gemessen und die sogenannte AAC (*average actual concentration*; nach OECD 211) bestimmt. In den drei Temperaturszenarien und über alle Generationen gemittelt lag die Konzentration in der Wasserphase immer bei >80% der Gesamtkonzentration. Für ein valides Ergebnis aus Biotests mit Sediment, ohne chemische Analytik, sollte eine Expositionsdauer 72 h nicht überschritten werden, oder das Testmedium sollte mindestens alle 72 h erneuert werden.

Als Hauptmetabolit wird AE F 1325931 angegeben (EC 2005a). Der Hauptmetabolit aus Bodenstudien (AE F132593) spielte in den Wasser-Sediment-Systemen nur eine geringe Rolle.

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 Werte, 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 EQS-Vorschläge:

Tabelle 3 EQS-Vorschläge für Pyrimethanil aus anderen Ländern.

Land	AA-EQS [µg/L]	MAC-EQS [µg/L]	Referenz
Finnland	7	290	Kontiohari und Matsuoff 2011
Frankreich	2	180	INERIS 2011
Niederlande	7 („MPC“ in NL)	33.2	RIVM 2008

4. Effektdatensammlung

Für Pyrimethanil sowie für die Formulierung Scala mit Pyrimethanil als einzigem Wirkstoff sind Effektdaten aus Einzelspeziesstudien zu Cyanobakterien, Algen, höheren Wasserpflanzen, Krebstieren, Insekten, Ringelwürmern, Mollusken, Amphibien und Fischen vorhanden (Tabelle 4). Effektdaten aus als valide eingestuft Studien im DAR (EC 2005c) wurden „face value“ übernommen und mit Klimisch 1 bewertet (auch wenn die Studienzusammenfassung sehr knapp ist). Daten aus der kanadischen Registrierung von Schädlingsbekämpfungsmitteln (PMRA 2006) sowie aus der US EPA Datenbank (OPP 2013) wurden als Klimisch 4 eingestuft, da sie zu wenig Informationen enthielten. Wenn Daten im DAR und PMAR 2006 oder OPP 213 zitiert wurden, bezieht sich die Notiz „face value“ auf die Validitätseinschätzung aus dem DAR.

Tabelle 4 Effektdatensammlung für Pyrimethanil und dessen Formulierungen. Tests mit Formulierungen wurde nicht für die EQS Herleitung verwendet, da es sich dabei um Substanzgemische handelt. Eine Bewertung der Validität wurde nach den Klimisch-Kriterien (Klimisch *et al.*, 1997) durchgeführt, bzw. nach den CRED-Kriterien^b für Studien, die im Zuge der Aktualisierung herangezogen wurden (Moermond *et al.* 2016). Eine Neubewertung der vor der Aktualisierung aufgeführten Studien fand nur in Ausnahmefällen statt (EQS-relevante Studien). Literaturdaten, die in grau dargestellt sind, erfüllen nicht die Datenanforderungen nach dem TGD for EQS bezüglich Relevanz oder Verlässlichkeit, werden aber als zusätzliche Information aufgelistet. „≥, >, ≤ und <“-Werte, auch wenn sie valide sind, können nicht direkt zur EQS-Ableitung verwendet werden und sind ebenfalls in grau dargestellt. Bei Algen/Cyanobakterien wurde der Endpunkt Wachstumsrate gemäss TGD for EQS dem Endpunkt Biomasse vorgezogen und Letztere grau dargestellt, falls für eine Art beide Endpunkte vorhanden waren. Unterstrichen wurde jeweils das niedrigste valide und das relevanteste Effektdatum pro Spezies und Studie. Diese Werte sind in Abb. 1 dargestellt. Weiter werden, falls vorhanden, Angaben zum Testsystem, zur chemischer Analytik, Reinheit und Salinität bei marinen Organismen gemacht. **kA** = keine Angaben; **Form.** = Formulierung; **analyt.** = analytische Reinheit; **TK** = Testkonzentration. Weitere Notizen am Ende der Tabelle.

EFFEKTDATENSAMMLUNG													
Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse ^a	Testsystem	Reinheit (%) / Salinität (‰)	Notiz	Validität	Referenz
akute Daten limnisch													
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	kA	96	h	EC50	>	3'900	kA	S	99.4		4	Wildlife International Inc 2001, zitiert in OPP
Cyanobakterien	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	kA	96	h	EC50	>	3'800	kA	kA	99.4		4	PMRA 2006
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstum (Zellzahl) nach OECD 201	72	h	EC50	=	<u>13'700</u>	C1	S	99.9		2	Seeland <i>et al.</i> 2012
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	kA	96	h	EC50	>	3'800	kA	S	99.4		4	Wildlife International Inc. 2001, zitiert in OPP 2013
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	kA	96	h	EC50	>	3'900	kA	kA	99.4		4	PMRA 2006
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella</i>)	Wachstumsrate (Zellzahl)	96	h	EC50	=	<u>5'840</u>	B	S	95.5	„face value“, G, K	1	Jenkins 1992, zitiert in EC 2005c, S. 433; PMRA 2006

^b Nach Moermond *et al.* (2016) wird Validität unterteilt in Verlässlichkeit (R) und Relevanz (C), wobei die zu vergebenen Klassen (R1-4 bzw. C1-4) mit denen nach Klimisch (1-4) übereinstimmen. Bei R3 oder R4 Studien, wurde im allgemeinen auf eine Relevanzbewertung verzichtet.

EFFEKTDATENSAMMLUNG													
Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse ^a	Testsystem	Reinheit (%) / Salinität (‰)	Notiz	Validität	Referenz
	<i>subcapitata</i>)												
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (Pseudokirchneriella subcapitata)	Biomasse (Zellzahl)	96	h	EC50	=	1'200	B	S	95.5	„face value“ , G, K	1	Jenkins 1992, zitiert in EC 2005c, S. 433; PMRA 2006
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (Pseudokirchneriella subcapitata)	kA	96	h	EC50	=	1'800	kA	S	95.5		4	Life Science Research Ltd 1991, zitiert in OPP 2013
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Trockengewicht	7	d	EC50	=	8'700	kA	kA	99.4		4	PMRA 2006
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Biomasse	7	d	EC50	=	15'300	kA	kA	99.4		4	PMRA 2006
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate	7	d	EC50	>	30'000	kA	kA	99.4		4	PMRA 2006
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	kA	96	h	EC50	=	7'800	kA	R	99.4		4	Aventis CropScience 2002, zitiert in OPP 2013
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Frondzahl nach OECD 221	7	d	EC50	=	<u>23'400</u>	C1	S	99.9		2	Seeland et al. 2012
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Frondzahl	96	h	EC54	=	30'000	C1	kA	99.6	Keine komplette Dosis-Wirkungskurve. Effekt bei der höchsten Konz. Von 30 m/L = 54% Inhibition	3	Araña et al. 2008
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Frondzahl	96	h	siehe Bem.	=	1'000	C1	kA	99.6	Inhibition liegt zwischen 12% und 20%	3	Araña et al. 2008
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Immobilisierung	48	h	EC50	=	<u>2'900</u>	B	S	98.9	„face value“	1	Barber 1992, zitiert in EC 2005c
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Immobilisierung nach OECD 202	48	h	EC50	=	<u>3'610</u>	C1	S	99.9		2	Seeland et al. 2012
		geometrisches Mittel	48	h	EC50	=	<u>3236</u>						
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Immobilisierung nach OECD 202	48	h	EC10	=	1'020	C1	S	99.9		2	Seeland et al. 2012
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Immobilisierung	48	h	NOEC	=	1'500	B	S	98.9	„face value“	1	Barber 1992, zitiert in EC 2005c
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Immobilisierung nach OECD 202	48	h	NOEC	=	2'000	C1	S	99.9		2	Seeland et al. 2012
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Immobilisierung nach OECD 235 (modifiziert)	48	h	EC50	=	2'920	C1	S	99.9	keine Angabe zur Lösungsmittel-Konzentration	3	Seeland et al. 2012
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Immobilisierung nach OECD 235 (modifiziert)	48	h	EC10	=	9'109	C1	S	99.9	keine Angabe zur Lösungsmittel-Konzentration	3	Seeland et al. 2012
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Immobilisierung nach OECD 235 (modifiziert)	48	h	NOEC	=	500	C1	S	99.9	keine Angabe zur Lösungsmittel-Konzentration	3	Seeland et al. 2012
Fische	<i>Cyprinus carpio</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>35'360</u>	B	R	99.4	„face value“	1	Barrett 1992a, zitiert in EC 2005c; PMRA 2006
Fische	<i>Cyprinus carpio</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	=	36'580	kA	R	96	Effektwert wahrscheinlich aus der Studie von Barrett 1992a, zitiert in EC 2005c	4	Schering Agrochemical Ltd. 1992, zitiert in OPP 2013
Fische	<i>Cyprinus carpio</i> (juvenil)	Schwimmverhalten, Verfärbung	96	h	NOEC	=	6'500	B	R	99.4	„face value“	1	Barrett 1992a, zitiert in EC 2005c; PMRA 2006
Fische	<i>Cyprinus carpio</i> (juvenil)	kA	96	h	NOEC	=	6'640	kA	R	96	Effektwert wahrscheinlich aus der Studie von Barrett 1992a, zitiert in EC 2005c	4	Schering Agrochemical Ltd. 1992, zitiert in OPP 2013

EFFEKTDATENSAMMLUNG													
Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse ^a	Testsystem	Reinheit (%) / Salinität (‰)	Notiz	Validität	Referenz
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	29'000	kA	S	99.4		4	PMRA 2006
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	=	26'200	kA	S	99.4	Effektwert wahrscheinlich aus der gleichen Studie wie in PMRA (2006)	4	Aventis CropScience 2001, zitiert in OPP 2013
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	kA	96	h	NOEC	=	12'500	kA	kA	99.4		4	PMRA 2006
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i> (juvenil)	kA	96	h	NOEC	=	10'000	kA	S	99.4	Effektwert wahrscheinlich aus der gleichen Studie wie in PMRA (2006)	4	Aventis CropScience 2001, zitiert in OPP 2013
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	=	10'560	B	R	99.5	„face value“, G	1	Barrett 1992b, zitiert in EC 2005c
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Schwimmverhalten, Diskolorierung	96	h	NOEC	=	4'000	B	R	99.5	„face value“	1	Barrett 1992b, zitiert in EC 2005c
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	=	10'140	kA	R	99.5	Effektwert wahrscheinlich aus der Studie von Barrett 1992b, zitiert in EC 2005c	4	Schering Agrochemical Ltd. 1992, zitiert in OPP 2013
akute Daten marin													
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstumsrate	96	h	EC50	>	6'600	kA	kA	99.4/ k.A.		4	Aventis CropScience 2001, zitiert in OPP 2013; PMRA 2006
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Biomasse	96	h	EC50	>	6'600	kA	kA	99.4/ k.A.		4	Aventis CropScience 2001, zitiert in OPP 2013; PMRA 2006
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	=	3'400	kA	F	99.4/ k.A.		4	PMRA 2006; Wildlife International Inc. 2001, zitiert in OPP 2013
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i> (juvenil)	kA	96	h	NOEC	=	370	kA	F	99.4/ k.A.		4	PMRA 2006; Wildlife International Inc. 2001, zitiert in OPP 2013
Mollusken	<i>Crassostrea virginica</i>	Schalenwachstum	96	h	EC50	=	3'900	kA	F	99.4/ k.A.		4	PMRA 2006; Wildlife International Inc. 2001, zitiert in OPP 2013
Mollusken	<i>Crassostrea virginica</i>	Schalenwachstum	96	h	NOEC	=	1'300	kA	F	99.4/ k.A.		4	PMRA 2006; Wildlife International Inc. 2001, zitiert in OPP 2013
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	=	2'800	kA	F	99.4/ k.A.		4	PMRA 2006; Wildlife International Inc. 2001, zitiert in OPP 2013
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i> (juvenil)	kA	96	h	NOEC	=	1'200	kA	F	99.4/ k.A.	„	4	PMRA 2006; Wildlife International Inc. 2001, zitiert in OPP 2013
chronische und subchronische Daten limnisch													
Cyanobakterien	<i>Aphanizamenon flos-aqua</i>	kA	96	h	NOEC	≥	3'800	kA	kA	99.4		4	PMRA 2006
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstum (Zellzahl) nach OECD 201	72	h	EC10	=	6'830	C1	S	99.9		2	Seeland et al. 2012
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstum (Zellzahl) nach OECD 201	72	h	NOEC	=	5'000	C1	S	99.9		2	Seeland et al. 2012
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	kA	96	h	NOEC	≥	3'900	kA	kA	99.4		4	PMRA 2006
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	kA	96	h	NOEC	=	3'800	kA	S	99.4	Effektwert wahrscheinlich aus der gleichen Studie wie in PMRA (2006)	4	Wildlife International Inc. 2001, zitiert in OPP 2013

EFFEKTDATENSAMMLUNG													
Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse ^a	Testsystem	Reinheit (%) / Salinität (‰)	Notiz	Validität	Referenz
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate (Zellzahl)	96	h	NOEC	=	<u>1'000</u>	B	S	95.5	„face value“, G, K	1	Jenkins 1992, zitiert in EC 2005c; PMRA 2006
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Biomasse (Zellzahl)	96	h	NOEC	<	320	B	S	95.5	„face value“, G, K	1	Jenkins 1992, zitiert in EC 2005c; PMRA 2006
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	kA	96	h	NOEC	<	330	kA	S	95.5	Effektwert wahrscheinlich aus der Studie von Jenkins 1992, zitiert in EC 2005c	4	Life Science Research Ltd 1991, zitiert in OPP (2013)
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Gewicht	7	d	NOEC	<	1'900	kA	kA	99.4		4	PMRA 2006; Aventis CropScience, Ecotoxicology Department, Pikeville, NC. zitiert in OPP (2013)
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Fronzahl nach OECD 221	7	d	EC10	=	<u>3'070</u>	C1	S	99.9		2	Seeland <i>et al.</i> 2012
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Fronzahl nach OECD 221	7	d	NOEC	=	<u>2'500</u>	C1	S	99.9		2	Seeland <i>et al.</i> 2012
Hefepilze	<i>Hanseniaspora uvarum</i>	CO ₂ -Produktion	27	d	NOEC	=	1'000;	B	S	kA	Hefepilze von Weintrauben; anaerobes Milieu; 0.1/1 vol% DMSO als Lösungsmittel	3	Čuš und Raspor 2008
Hefepilze	<i>Hanseniaspora uvarum</i>	CO ₂ -Produktion	27	d	LOEC	=	10'000	B	S	kA	Hefepilze von Weintrauben; anaerobes Milieu; 0.1/1 vol% DMSO als Lösungsmittel	3	Čuš und Raspor 2008
Hefepilze	<i>Kloeckera apiculata</i>	Zellzahl	10	d	NOEC	≥	5'000	C3	S	kA	Hefepilze von Weintrauben; anaerobes Milieu; 0.5 vol% Ethanol als Lösungsmittel	3	Cabras <i>et al.</i> 1999
Hefepilze	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	CO ₂ -Produktion	21	d	NOEC	=	1'000	B	S	kA	Hefepilze von Weintrauben; anaerobes Milieu; 0.1/1 vol% DMSO als Lösungsmittel	3	Čuš und Raspor 2008
Hefepilze	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	CO ₂ -Produktion	21	d	LOEC		10'000	B	S	kA	Hefepilze von Weintrauben; anaerobes Milieu; 0.1/1 vol% DMSO als Lösungsmittel	3	Čuš und Raspor 2008
Hefepilze	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	Zellzahl	10	d	NOEC	>	5'000	C3	S	kA	Hefepilze von Weintrauben; anaerobes Milieu; 0.5 vol% Ethanol als Lösungsmittel	3	Cabras <i>et al.</i> 1999
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Reproduktion	140	d	NOEC	<	500	C1	R	99.9	J	2	Seeland <i>et al.</i> 2012
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Reproduktion	21	d	NOEC	=	970	k.A.	k.A.	98.9		4	PMRA 2006
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Reproduktion nach OECD 211	21	d	EC10	=	950	C1	R	99.9	J	2	Seeland <i>et al.</i> 2012
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Reproduktion	21	d	NOEC	=	940	B	R	98.9	„face value“; von den zwei aufgeführten Werten in EC2005c (940 und 970 µg/L) wird hier der Konservativere angegeben	1	Barber und Lattimore 1992, zitiert in EC 2005c
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Reproduktion nach OECD 211	21	d	NOEC	=	500	C1	R	99.9		2	Seeland <i>et al.</i> 2012
		geometrisches Mittel	21	d	NOEC	=	<u>685.6</u>						
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität	21	d	NOEC	=	940	B	R	98.9	„face value“; von den zwei aufgeführten Werten in EC2005c (940 und 970 µg/L) wird hier der Konservativere	1	Barber und Lattimore 1992, zitiert in EC 2005c; PMRA 2006

EFFEKTDATENSAMMLUNG													
Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse ^a	Testsystem	Reinheit (%) / Salinität (‰)	Notiz	Validität	Referenz
											angegeben		
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Reproduktion nach OECD 211	21	d	EC50	=	1'180	C1	R	99.9	J	2	Seeland <i>et al.</i> 2012
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität	21	d	LC50	=	1'870	B	R	98.9	„face value“	1	Barber 1992, zitiert in EC 2005c; PMRA 2006
Ringelwürmer	<i>Lumbriculus variegatus</i>	Reproduktion nach OECD 225	28	d	EC10	=	<u>1'520</u>	C1	S	99.9	Die Applikation erfolgte über die Wasserphase statt über das Sediment. Siehe aber Notiz L	2	Seeland <i>et al.</i> 2012
Ringelwürmer	<i>Lumbriculus variegatus</i>	Reproduktion nach OECD 225	28	d	NOEC	=	4'000	C1	S	99.9	Die Applikation erfolgte über die Wasserphase statt über das Sediment. Siehe aber Notiz L	2	Seeland <i>et al.</i> 2012
Ringelwürmer	<i>Lumbriculus variegatus</i>	Reproduktion nach OECD 225	28	d	EC50	=	12'700	C1	S	99.9	Die Applikation erfolgte über die Wasserphase statt über das Sediment. Siehe aber Notiz L	2	Seeland <i>et al.</i> 2012
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (3-Generationen-Test)	Reproduktion	kA	-	EC10	=	78	B	R	99.9	Wassertemp.: 15°C (nicht relevant) ^c . Siehe auch Notiz M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (3-Generationen-Test)	Reproduktion	kA	-	EC10	=	<u>102</u>	B	R	99.9	Wassertemp.: 20°C, Siehe auch Notiz M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (3-Generationen-Test)	Reproduktion	kA	-	EC10	=	90	B	R	99.9	Wassertemp.: 25°C; nicht-monoton steigende Dosis-Wirkungskurve, M	3	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (3-Generationen-Test)	Reproduktion	kA	-	NOEC	=	60	B	R	99.9	Wassertemp.: 15°C (nicht relevant) ^c	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (3-Generationen-Test)	Reproduktion	kA	-	NOEC	=	120	B	R	99.9	Wassertemp.: 20°C, Siehe auch Notiz M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (3-Generationen-Test)	Reproduktion	kA	-	NOEC	<	60	B	R	99.9	Wassertemp.: 25°C; nicht-monoton steigende Dosis-Wirkungskurve, M	3	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (3-Generationen-Test)	Reproduktion	kA	-	EC50	=	112	B	R	99.9	Wassertemp.: 15°C (nicht relevant) ^c ; Siehe auch Notiz M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (3-Generationen-Test)	Reproduktion	kA	-	EC50	=	204	B	R	99.9	Wassertemp.: 20°C, M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (3-Generationen-Test)	Reproduktion	kA	-	EC50	=	2'371	B	R	99.9	Wassertemp.: 25°C; nicht-monoton steigende Dosis-Wirkungskurve, M	3	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (juvenil)	Schalenwachstum	42	d	EC10	=	33	B	R	99.9	Wassertemp.: 15°C (nicht relevant) ^c ; NOEC>EC50; M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (juvenil)	Schalenwachstum	42	d	EC10	=	185	B	R	99.9	Wassertemp.: 25°C; nicht-monoton steigende Dosis-Wirkungskurve; M	3	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (juvenil)	Schalenwachstum	42	d	NOEC	=	250	B	R	99.9	Wassertemp.: 15°C (nicht relevant) ^c ; M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (juvenil)	Schalenwachstum	42	d	NOEC	=	250	B	R	99.9	Wassertemp.: 20°C; M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013

^c 15°C wurde als „sub-optimale“ Temperatur getestet, da das Temperatur-Optimum von *Physella acuta* in der Literatur zwischen 20°C und 30°C angegeben wird (Thomas und McClintock, 1990; Brackenbury und Appleton, 1991; Albrecht et al., 2009; alle zitiert in Seeland *et al.* 2013). Effektwerte, welche bei 15°C bestimmt wurden, sind damit als nicht relevant eingestuft.

EFFEKTDATENSAMMLUNG													
Sammel- bezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse ^a	Testsystem	Reinheit (%)/ Salinität (‰)	Notiz	Validität	Referenz
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (juvenil)	Schalenwachstum	42	d	NOEC	<	60	B	R	99.9	Wassertemp: 25°C; nicht-monoton steigende Dosis-Wirkungskurve; M	3	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (juvenil)	Schalenwachstum	42	d	EC50	=	213	B	R	99.9	Wassertemp: 15°C, (nicht relevant) ^c ; M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (juvenil)	Schalenwachstum	42	d	EC50	=	224	B	R	99.9	Wassertemp: 25°C; nicht-monoton steigende Dosis-Wirkungskurve; M	3	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (adult)	Reproduktion	28	d	EC10	=	115	B	R	99.9	Wassertemp: 15°C (nicht relevant) ^c ; M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (adult)	Reproduktion	28	d	EC10	=	102	B	R	99.9	Wassertemp: 20°C; M; zusätzlicher Test in SI	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (adult)	Reproduktion	28	d	EC10	=	200	B	R	99.9	Wassertemp: 20°C; M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (adult)	Reproduktion	28	d	EC10	=	292	B	R	99.9	Wassertemp: 25°C, M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (adult)	Fertilität der Eimassen	28	d	EC10	=	102	B	R	99.9	Wassertemp: 20°C; M; zusätzlicher Test in SI	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (adult)	Reproduktion	28	d	NOEC	=	250	B	R	99.9	Wassertemp: 15, 20 und 25°C; M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (adult)	Reproduktion	28	d	NOEC	=	125	B	R	99.9	Wassertemp: 20°C; M; zusätzlicher Test in SI	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (adult)	Fertilität der Eimassen	28	d	NOEC	=	125	B	R	99.9	Wassertemp: 20°C; M; zusätzlicher Test in SI	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (adult)	Reproduktion	28	d	EC50	=	403	B	R	99.9	Wassertemp: 15°C (nicht relevant) ^c ; M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (adult)	Reproduktion	28	d	EC50	=	284	B	R	99.9	Wassertemp: 20°C; M; zusätzlicher Test in SI	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (adult)	Reproduktion	28	d	EC50	=	395	B	R	99.9	Wassertemp: 20°C, M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (adult)	Fertilität der Eimassen	28	d	EC50	=	262	B	R	99.9	Wassertemp: 20°C; M, zusätzlicher Test in SI	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (Embryo)	Mortalität	14-28	d	LC10	=	218	B	R	99.9	Wassertemp: 15°C (nicht relevant) ^c ; M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (Embryo)	Mortalität	14-28	d	LC10	=	244	B	R	99.9	Wassertemp: 20°C, M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (Embryo)	Mortalität	14-28	d	LC10	=	346	B	R	99.9	Wassertemp: 25°C, M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (Embryo)	Mortalität	28	d	NOEC	=	250	B	R	99.9	Wassertemp: 15, 20 und 25°C, M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (Embryo)	Mortalität	28	d	LC50	=	355	B	R	99.9	Wassertemp: 15°C (nicht relevant) ^c ; M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (Embryo)	Mortalität	28	d	LC50	=	402	B	R	99.9	Wassertemp: 20°C, M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (Embryo)	Mortalität	28	d	LC50	=	529	B	R	99.9	Wassertemp: 25°C, M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (Embryo)	Missbildungen, Entwicklungsstillstand, Schalenverlust	28	d	NOEC	=	60	B	R	99.9	Wassertemp: 15°C (nicht relevant) ^c ; M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (Embryo)	Missbildungen, Entwicklungsstillstand, Schalenverlust	28	d	NOEC	=	250	B	R	99.9	Wassertemp: 20°C, M	2	Seeland <i>et al.</i> 2013
Mollusken	<i>Physella acuta</i> (Embryo)	Missbildungen, Entwicklungsstillstand,	28	d	NOEC	=	250	B	R	99.9	Wassertemp: 25°C; M; nicht-monoton steigende	3	Seeland <i>et al.</i> 2013

EFFEKTDATENSAMMLUNG													
Sammel- bezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse ^a	Testsystem	Reinheit (%)/ Salinität (‰)	Notiz	Validität	Referenz
		Schalenverlust									Dosis-Wirkungskurve		
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Mortalität	28	d	NOEC	=	2'830	A	S	analyt.	nach OECD 219, H	2	Müller <i>et al.</i> 2012
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Emergenz	28	d	NOEC	=	4'000	C2	S	99	TK nicht stabil im Wasser	3	Mattock 1998, zitiert in EC 2005c
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Reproduktion	28	d	NOEC	=	5'320	A	S	analyt.	nach OECD 219, H	2	Müller <i>et al.</i> 2012
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Mortalität	28	d	LC50	=	5'950	A	S	analyt.	nach OECD 219, H	2	Müller <i>et al.</i> 2012
Insekten	<i>Chironomus riparius</i> (Larve)	Emergenz	28	d	EC50	=	6'130	C2	S	99	TK nicht stabil im Wasser	3	Mattock 1998, zitiert in EC 2005c
Amphibien	<i>Hyla intermedia</i>	Überleben bis Gosner- Stadium 47, Deformation, Zeit bis vollständiger Metamorphose	78	d	NOEC	<	5	B	R	99.9	Bildung LOEC/2 nicht möglich	R2,C1	Bernabò <i>et al.</i> 2016
Amphibien	<i>Hyla intermedia</i>	Überleben bis Gosner- Stadium 42	50	d	NOEC	<	5	B	R	99.9	Bildung LOEC/2 nicht möglich	R2,C1	Bernabò <i>et al.</i> 2016
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Early life stage Test)	Trockengewicht	91	d	EC10	=	70	A	F	kA	Wurde in der EFSA conclusion durch das EPCO experts' meeting invalidiert (EFSA 2006, S. 7 und 27)	3	Stachura und Ruff 1998, zitiert in EC 2005c
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Early life stage Test)	Länge	91	d	EC10	=	160	A	F	kA	Wurde in der EFSA conclusion durch das EPCO experts' meeting invalidiert (EFSA 2006, S. 7 und 27)	3	Stachura und Ruff 1998, zitiert in EC 2005c
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Early life stage Test)	Trockengewicht	91	d	NOEC	<	170	A	F	kA	Wurde in der EFSA conclusion durch das EPCO experts' meeting invalidiert (EFSA 2006, S. 7 und 27)	3	Stachura und Ruff 1998, zitiert in EC 2005c
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Early life stage Test)	Mortalität	91	d	NOEC	=	783	A	F	kA	Wurde in der EFSA conclusion durch das EPCO experts' meeting invalidiert (EFSA 2006, S. 7 und 27)	3	Stachura und Ruff 1998, zitiert in EC 2005c
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Early life stage Test)	Schlupfrate	91	d	NOEC	≥	3'070	A	F	kA	Wurde in der EFSA conclusion durch das EPCO experts' meeting invalidiert (EFSA 2006, S. 7 und 27)	3	Stachura und Ruff 1998, zitiert in EC 2005c
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Early life stage Test)	Wachstum	89	d	NOEC	=	20	kA	F	99.4	In der US-EPA Datenbank als „core value“ eingetragen. Bezieht sich wahrscheinlich auf „Drottler <i>et al.</i> 2001“, jedoch unterschiedliche NOEC Bestimmung	4	Wildlife International Inc. 2001, zitiert in OPP 2013
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Early life stage Test)	Wachstum (Trockengewicht)	89	d	NOEC	=	77	A	F	99.4	Nicht öffentliche Studie	R1,C1	Drottler <i>et al.</i> 2001
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Gewicht	21	d	NOEC	=	1'600	A	F	98.3	subchronischer Endpunkt; „face value“	1	PMRA 2006; Schupner und Christ 1993, zitiert in EC 2005c
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Mortalität	21	d	NOEC	=	2'700	A	F	98.3	subchronischer Endpunkt; „face value“	1	PMRA 2006; Schupner und Christ 1993, zitiert in EC 2005c
chronische und subchronische Daten marin													
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstum	96	h	NOEC	=	3'900	kA	kA	99.4/ k.A.		4	Aventis CropScience 2001, zitiert

EFFEKTDATENSAMMLUNG													
Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse ^a	Testsystem	Reinheit (%) / Salinität (‰)	Notiz	Validität	Referenz
													in OPP 2013; PMRA 2006
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	kA	28	d	NOEC	=	250	kA	F	99.4/ k.A.	„face value“	4	Wildlife International Inc. 2001, zitiert in OPP 2013;
Tests mit Formulierungen (in µg a.i./L)													
akute Daten limnisch													
Algen	<i>Scenedesmus obliquus</i>	Chlorophyllfluoreszenz (Quantum Yield)	96	h	EC50	>	800	C3	S	Form.	Scala; Abnahme der Testkonzentration um 25%	2	Dosnon-Olette <i>et al.</i> 2010
Algen	<i>Scenedesmus obliquus</i>	Wachstum (Optische Dichte)	96	h	EC50	>	800	C3	S	Form.	Scala; Abnahme der Testkonzentration um 25%	2	Dosnon-Olette <i>et al.</i> 2010
Algen	<i>Scenedesmus obliquus (acutus)</i>	Wachstum (Chlorophyllgehalt)	48	h	EC50	=	17'360	B	S	Form.	Scala, Expositionsdauer zu kurz;	2	Verdisson <i>et al.</i> 2001
Algen	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Chlorophyllfluoreszenz (Quantum Yield)	96	h	EC50	>	800	C3	S	Form.	Scala; Abnahme der Testkonzentration um 25%	2	Dosnon-Olette <i>et al.</i> 2010
Algen	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Wachstum (Optische Dichte)	96	h	EC50	>	800	C3	S	Form.	Scala; Abnahme der Testkonzentration um 25%	2	Dosnon-Olette <i>et al.</i> 2010
Höhere Wasserpflanzen	<i>Cabomba aquatica</i>	Chlorophyllfluoreszenz (Quantum Yield)	96	h	EC50	>	800	B	S	Form.	Scala, kurze Expositionsdauer	2	Dosnon-Olette <i>et al.</i> 2009
Höhere Wasserpflanzen	<i>Cabomba aquatica</i>	Chlorophyllfluoreszenz (Quantum Yield)	96	h	NOEC	<	200	B	S	Form.	Scala, kurze Expositionsdauer	2	Dosnon-Olette <i>et al.</i> 2009
Höhere Wasserpflanzen	<i>Callitriche palustris</i>	Chlorophyllfluoreszenz (Quantum Yield)	96	h	EC50	>	800	B	S	Form.	Scala, kurze Expositionsdauer	2	Dosnon-Olette <i>et al.</i> 2009
Höhere Wasserpflanzen	<i>Callitriche palustris</i>	Chlorophyllfluoreszenz (Quantum Yield)	96	h	NOEC	<	200	B	S	Form.	Scala, kurze Expositionsdauer	2	Dosnon-Olette <i>et al.</i> 2009
Höhere Wasserpflanzen	<i>Elodea canadensis</i>	Chlorophyllfluoreszenz (Quantum Yield)	96	h	EC50	>	800	B	S	Form.	Scala, kurze Expositionsdauer	2	Dosnon-Olette <i>et al.</i> 2009
Höhere Wasserpflanzen	<i>Elodea canadensis</i>	Chlorophyllfluoreszenz (Quantum Yield)	96	h	NOEC	=	400	B	S	Form.	Scala, kurze Expositionsdauer	2	Dosnon-Olette <i>et al.</i> 2009
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Chlorophyllfluoreszenz (Quantum Yield)	96	h	EC50	>	800	B	S	Form.	Scala, kurze Expositionsdauer	2	Dosnon-Olette <i>et al.</i> 2009
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Chlorophyllgehalt	6	d	EC50	=	41'260	B	S	Form.	Scala, kurze Expositionsdauer	2	Verdisson <i>et al.</i> 2001
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Frondzahl	6	d	EC50	=	46'140	B	S	Form.	Scala, kurze Expositionsdauer	2	Verdisson <i>et al.</i> 2001
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Chlorophyllfluoreszenz (Quantum Yield)	96	h	NOEC	=	400	B	S	Form.	Scala, kurze Expositionsdauer	2	Dosnon-Olette <i>et al.</i> 2009
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Chlorophyllfluoreszenz (Quantum Yield)	72	h	EC50	>	100	C1	S	Form.	Scala, kurze Expositionsdauer	2	Frankart <i>et al.</i> 2002
Höhere Wasserpflanzen	<i>Spirodela polyrhiza</i>	Chlorophyllfluoreszenz (Quantum Yield)	96	h	EC50	>	800	B	S	Form.	Scala, kurze Expositionsdauer	2	Dosnon-Olette <i>et al.</i> 2009
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Chlorophyllfluoreszenz (Quantum Yield)	72	h	NOEC	≥	100	C1	S	Form.	Scala, kurze Expositionsdauer	2	Frankart <i>et al.</i> 2002
Höhere Wasserpflanzen	<i>Spirodela polyrhiza</i>	Chlorophyllfluoreszenz (Quantum Yield)	96	h	NOEC	=	200	B	S	Form.	Scala, kurze Expositionsdauer	2	Dosnon-Olette <i>et al.</i> 2009
Fische	<i>Danio rerio</i>	Vermeidung	4	h	EC50	=	1100	A	S	Form.	Mythos; Endpunkt nicht mit direkter Relevanz für Populationen	C3	Araújo <i>et al.</i> 2014
chronische und subchronische Daten limnisch													
Algen	<i>Scenedesmus obliquus</i>	Chlorophyllfluoreszenz (Quantum Yield)	96	h	NOEC	<	200	B	S	Form.	Scala	2	Dosnon-Olette <i>et al.</i> 2010

EFFEKTDATENSAMMLUNG													
Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse ^a	Testsystem	Reinheit (%) / Salinität (‰)	Notiz	Validität	Referenz
Algen	<i>Scenedesmus obliquus</i>	Wachstum (Optische Dichte)	96	h	NOEC	<	200	B	S	Form.	Scala	2	Dosnon-Olette <i>et al.</i> 2010
Algen	<i>Scenedesmus obliquus (acutus)</i>	Wachstum (Chlorophyllgehalt)	48	h	EC10	=	2'100	B	S	Form.	Scala, kurze Expositionsdauer	2	Verdisson <i>et al.</i> 2001
Algen	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Chlorophyllfluoreszenz (Quantum Yield)	96	h	NOEC	<	200	B	S	Form.	Scala	2	Dosnon-Olette <i>et al.</i> 2010
Algen	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Wachstum (Optische Dichte)	96	h	NOEC	=	600	B	S	Form.	Scala	2	Dosnon-Olette <i>et al.</i> 2010
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Chlorophyllgehalt	6	d	EC10	=	10'520	B	S	Form.	Scala, kurze Expositionsdauer	2	Verdisson <i>et al.</i> 2001
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Fronzzahl	6	d	EC10	=	3'600	B	S	Form.	Scala, kurze Expositionsdauer	2	Verdisson <i>et al.</i> 2001

Notizen:

- A Testkonzentrationen gemessen und für Effektbestimmung verwendet;
- B Nominale Testkonzentrationen für Effektbestimmung verwendet, gemessene Wiederfindung ± 20 % der nominalen Konzentration;
- C1 Testkonzentrationen nicht gemessen (nominale Konzentrationen sind angegeben)
- C2 Testkonzentrationen in der Wasserphase nur zu Testbeginn gemessen. Bei Testende nur Konzentrationen im Sediment und im Porenwasser angegeben. Es lässt sich nicht überprüfen, ob ein Substanzverlust, e.g. durch Abbau, stattgefunden hat.
- C3 Testkonzentration gemessen und mehr als ± 20 % Abweichung von der nominalen Konzentration (siehe Spalte Bemerkungen)
- D Unbekannt, ob gemessene oder nominale Konzentration angegeben wurde.
- E Bei Studien, in denen für einen Endpunkt sowohl einen NOEC als auch einen EC10 bestimmt wurden, markiert diese Notiz (E), dass der EC10 oder NOEC zur EQS-Herleitung verwendet, da er aufgrund der Daten verlässlicher erscheint als der alternative NOEC oder EC10 aus derselben Studie.
- F Durchfluss
- G Konzentration des eingesetzten Lösungsmittels unbekannt.
- H Multi-Generationen Test mit Wasser-Sediment System. Konzentrationen analytisch bestimmt. Am Ende eines Generationenzyklus (ca. 20-40 Tage) lag die Konzentration im Sediment bei ca. 20%. Eine hauptsächlichliche Exposition über die Wasserphase kann daher angenommen werden und die Wasserphasenkonzentration wird als belastbares Testergebnis angesehen.
- J: Testkonzentrationen nicht bestimmt, da in Müller *et al.* 2012 gezeigt, dass über 19 Tage nur eine leichte Abnahme der Pyrimethanil Konzentration erfolgte. Das Testmedium wurde alle 3 Tage erneuert.
- K: Im DAR ist angegeben, dass nominale Konzentrationen angegeben wurden, da die gemessenen Konzentrationen bei Testende zwischen 80-120% der initial gemessenen Konzentrationen lagen. Allerdings wurde auch angegeben, dass Testkonzentrationen >3.2 mg/L (i.e. im Bereich des EC50) signifikant niedriger waren als die nominalen Konzentrationen. Der tatsächliche EC50 könnte also durchaus noch niedriger liegen. Da aber weder die Ergebnisse aus einer anderen Algenstudie (Seeland *et al.* 2012), noch die Ergebnisse für *Lemna minor* aus derselben Publikation (jeweils ohne begleitende chemische Analytik) darauf hinweisen, dass die Primärproduzenten evtl. noch sensitiver sein könnten als die sensitivsten Vertreter der Krebstiere, wird von einer Invalidation der Testergebnisse abgesehen und die Bewertung aus dem EC DAR (2005c) (Klimisch 1) wird weiterhin als „face value“ übernommen.
- L: Auszug aus der persönlichen Autoren-Kommunikation: „wir haben die Lumbriculiden nur über die Wasserphase exponiert, obwohl sie die meiste Zeit im Sediment verbringen. Da sie aber das Sediment durchwühlen und das Futter auf der Sedimentoberfläche liegt, kommen sie immer wieder in Kontakt mit der Wasserphase und somit auch mit Pyrimethanil. Da die Würmer im gleichen Sediment wie die Chironomiden exponiert werden, gingen wir davon aus, dass sich die Stabilität und Verfügbarkeit von Pyrimethanil nicht ändert.“ (A. Seeland, 28.12.2016)
- M: Auszug aus der persönlichen Autoren-Kommunikation: „Hier wurden drei verschiedene Experimente mit unterschiedlichen Entwicklungsstadien durchgeführt. Je nach Größe und Alter der Schnecke variiert das Wasservolumen von 2 (juvenile Schnecken) - 250 mL (adulte Schnecken). Das Wasser wurde in jedem Experiment einmal wöchentlich gewechselt. Da Pyrimethanil relativ stabil ist, konnten so die Schnecken nur wenig gestört werden. Die Analytik wurde einmal für den jeweiligen Zeitraum gezeigt. Genauere Angaben hierzu sind bitte bei Ruth Müller zu erfragen“ (A. Seeland, 28.12.2016). Zur Stabilität der Testsubstanz siehe Notiz J.
- R semi-statisch;
- S statisch

5. Grafische Darstellung der Effektdaten

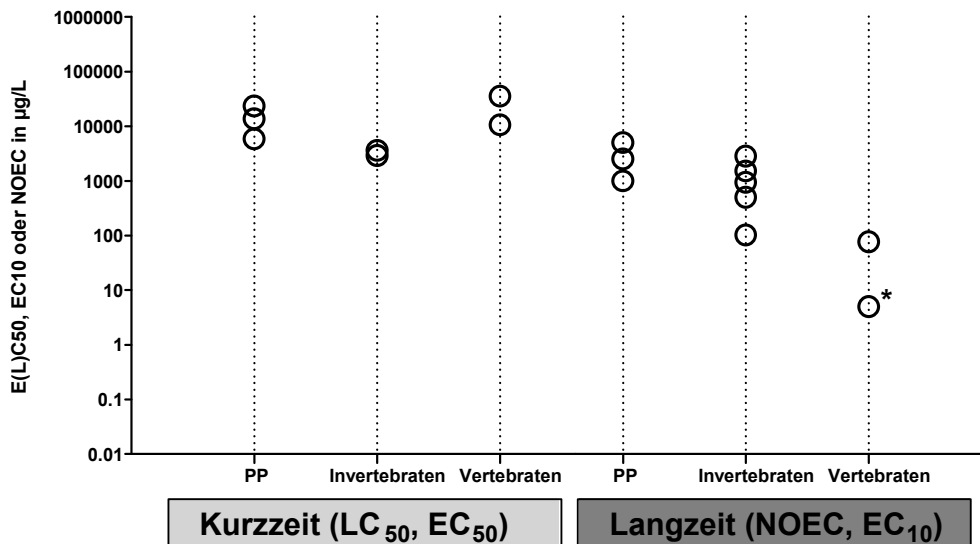


Abbildung 1: Grafische Darstellung aller validen Kurzzeit- und Langzeit-Effektdaten aus Tabelle 4 für Pyrimethanil^d. Unter Primärproduzenten (PP) sind alle validen Effektdaten zu Algen und Wasserpflanzen aufgeführt. Der mit Asterisk versehene Wert ist ein < NOEC. Die Standardabweichung der logarithmierten EC₅₀-Werte beträgt 0.41.

In Abbildung 1 sind alle validen Kurzzeit- und Langzeiteffektwerte aus Tabelle 4 grafisch dargestellt^d, aufgeschlüsselt in die Organismengruppen Primärproduzenten (Algen und höhere Wasserpflanzen), Invertebraten (Krebstiere, Mollusken, Würmer und Insekten), sowie Vertebraten (Amphibien und Fische). Vertreter der Invertebraten und Vertebraten scheinen langzeittoxisch tendenziell empfindlicher zu sein als Algen und höhere Wasserpflanzen. Kurzzeittoxisch sind keine Unterschiede in der Empfindlichkeit von Vertretern der einzelnen Organismengruppen auszumachen. Zu der möglicherweise sensitivsten Gruppe der aquatischen Pilze wurden keine Effektdaten gefunden. Effektdaten zu terrestrischen Hefen scheinen nicht auf eine sehr viel höhere Sensitivität der Pilze hinzuweisen. Jedoch ist der Endpunkt Myzelwachstum für den Wirkmechanismus von Pyrimethanil von geringer Aussagekraft. Die Empfindlichkeit aquatischer Pilze lässt sich daher insgesamt nicht einschätzen.

4.1 Vergleich marine/limnische Organismen

Aufgrund der begrenzten Anzahl valider Effektdaten für marine Organismen ist ein statistischer Vergleich der Empfindlichkeiten von limnischen und marinen Organismen nicht möglich. Beide Datensätze werden für die folgende EQS-Ableitung zusammengelegt.

^d Aus der Langzeitstudie mit der Molluske *Physella acuta* von Seeland *et al.* (2013) wird nur der Effektwert des sensitivsten Endpunktes (Reproduktion) dargestellt.

6. Herleitung der EQS

Um chronische und akute Qualitätsziele herzuleiten, kann die Sicherheitsfaktormethode (AF-Methode) auf der Datenbasis von Kurzzeit- und Langzeiteffektdata verwendet 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 mit AF-Methode

Tabelle 5 zeigt die kritischen Langzeiteffektwerte der Organismengruppen Primärproduzenten, Krebstiere, Fische, Insekten, Mollusken und Amphibien.

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

Gruppe	Art	Wert	Konz. in µg/L	Referenz
Basisdatensatz				
Primärproduzenten	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	NOEC	1'000	Jenkins 1992, zitiert in EC 2005c; PMRA 2006
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	NOEC	685.6	geom. Mittel aus Barber 1992, zitiert in EC 2005c und Seeland et al. 2012
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC	77	Drottler et al. 2001
weitere				
Insekten	<i>Chironomus riparius</i>	NOEC	2'830	Müller et al. 2012
Mollusken	<i>Physella acuta</i>	EC10	102	Seeland et al. 2013
Amphibien	<i>Hyla intermedia</i>	NOEC	<5	Bernabò et al. 2016

Es sind valide Langzeiteffektdata für alle drei trophischen Ebenen (Primärproduzenten, Invertebraten und Vertebraten) vorhanden. Im Test mit *Physella acuta* (Seeland et al. 2013) wurden Expositionskonzentrationen nur exemplarisch während eines 6-Tägigen Experiments gemessen, zu dem kaum Informationen vorliegen.

Der tiefste Wert ist ein NOEC von <5 µg/L aus einer Studie mit dem Italienischen Laubfrosch (*Hyla intermedia*). Dieser Frosch ist u.a. in der südlichen Schweiz heimisch und vollzieht seine Reproduktion in Gewässern. Fische scheinen weniger empfindlich zu sein. Der niedrigste belastbare NOEC von 77 µg/L stammt aus einer Studie mit der Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*). Ein Grund für eine höhere Empfindlichkeit des Frosches kann die bekannte Wirkung von Pyrimethanil auf den thyreotropen Regelkreis sein, da bei Amphibien die Schilddrüsenhormone eine kritische Rolle bei der Metamorphose spielen (Elskus and Hackley 2012). Aufgrund dieser Befunde wird vorsorglich ein AF von 50 statt 10 gewählt.

Bei Pyrimethanil handelt es sich um ein Fungizid. Leider liegen keine Toxizitätsdaten zu aquatischen Pilzen vor. Effektdaten zu Hefepilzen zeigen, dass Pyrimethanil relativ untoxisch für terrestrische Hefen ist, die im Fermentationsprozess der Weinproduktion wichtig sind. Allerdings ist unklar, ob Hefen für die beschriebene Hemmung des Mycelwachstums (siehe Kapitel 3) aussagekräftige Testorganismen sind. Schlussendlich ergibt sich folgendes chronisches Qualitätskriterium:

$$\text{AA-EQS (AF)} = 77 \mu\text{g/L} / 50 = 1.5 \mu\text{g/L}$$

7.2. AA-EQS mit SSD-Methode

Es sind zu wenige valide Effektdaten vorhanden um ein AA-EQS mittels SSD gemäss TGD for EQS abzuleiten. Es sind nur 8 Datenpunkte vorhanden statt der geforderten 10 Datenpunkte, und es fehlen Effektdaten zu einem Vertreter aus einem weiteren Phylum.

7.3. AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Es sind keine Mikro- oder Mesokosmosstudien mit Pyrimethanil vorhanden.

7.4. AA-EQS Schlussfolgerung

Es ist lediglich eine AA-EQS-Herleitung mittels AF-Methode möglich. Daher wird der **AA-EQS_{AF}** von **1.5 µg/L** vorgeschlagen.

8. Akute Toxizität

8.1. MAC-EQS Herleitung mit AF-Methode

Tabelle 6 zeigt die kritischen akuten Effektwerte der Organismengruppen Primärproduzenten, Krebstiere, Fische, und Mollusken. Pyrimethanil wird gemäss UN (2015) als giftig eingestuft (Tabelle 7).

Tabelle 6 Übersicht der kritischen akuten Toxizitätswerte für Wasserorganismen für Pyrimethanil.

Gruppe	Art	Wert	Konz. in µg/L	Referenz
Basisdatensatz				
Primärproduzenten	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	EC50	5'840	Jenkins 1992, zitiert in EC 2005c; PMRA 2006
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	EC50	3'236	geom. Mittel aus Barber 1992, zitiert in EC 2005c und Seeland <i>et al.</i> 2012
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC50	10'560	Barrett 1992b, zitiert in EC 2005c

Tabelle 7 Risikoklassierung der akuten aquatischen Toxizität von Pyrimethanil anhand der niedrigsten gemessenen EC50-Werte (UN 2015).

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

Der tiefste Kurzzeiteffektwert (3'236 µg/L) wurde für den Wasserfloh *Daphnia magna* bestimmt. Gemäss TGD for EQS kann der AF von 100 auf 10 erniedrigt werden, wenn der Wirkmechanismus der Substanz bekannt und ein repräsentativer Vertreter der empfindlichsten taxonomischen Gruppe im Effektdatensatz vorhanden ist, oder die Standardabweichung der logarithmierten EC50-Werte unter 0.5 liegt. Mit einer Standardabweichung von 0.41 wäre AF von 10 nach TGD for EQS zulässig. Für die vermutlich sensitivste taxonomische Gruppe liegen aber keine aussagekräftigen Daten vor. Die unter Kapitel 7.1 erwähnte geringe Sensitivität terrestrischer Hefen für den Endpunkt Mycelwachstum ist für den Wirkmechanismus von Pyrimethanil von geringer Aussagekraft. Pyrimethanil hemmt die Synthese der Aminosäure Methionin und damit die Sekretion von Enzymen, die die Zellwand der Pflanze abbauen (Couderechet 2003). Eine Inhibition der Enzym-Sekretion bei Destruenten im aquatischen Ökosystem würde sich vermutlich nicht nur auf die Pilze selber auswirken, sondern auch auf Organismen höherliegende trophische Ebenen. Aus diesen Gründen wird vorgeschlagen den AF vorsorglich nicht auf 10 zu reduzieren, bis der Einfluss von Pyrimethanil auf Pilze im aquatischen Ökosystemen geklärt ist. Die Niederlande verwendeten zur MAC-

EQS Herleitung ebenfalls einen AF von 100 (RIVM 2008), auch wenn nicht dieselbe Argumentationslinie verfolgt wurde. Es ergibt sich daraus folgender Qualitätskriterien-Vorschlag:

$$\text{MAC-EQS (AF)} = 3'236 \mu\text{g/L} / 100 = \mathbf{32 \mu\text{g/L}}$$

8.2. MAC-EQS mit SSD Methode

Es sind zu wenige valide Effektdaten vorhanden um ein MAC-EQS mittels SSD gemäss TGD for EQS abzuleiten.

8.3. MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Es sind keine Mikro- oder Mesokosmosstudien mit Pyrimethanil vorhanden.

8.4. MAC-EQS Schlussfolgerung

Es ist lediglich eine MAC-EQS-Herleitung mittels AF-Methode möglich. Daher wird der **MAC-EQS_{AF} = 32 µg/L** 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.

Für Pyrimethanil konnte weder ein BMF noch ein BCF recherchiert werden. Experimentell bestimmte $\log K_{OW}$ von Pyrimethanil liegen bei 2.84 und 2.92 (EC 2005a). Sekundäre Intoxikation von Pyrimethanil und seinen Abbauprodukten kann daher als unwahrscheinlich eingestuft werden (auch wenn die Werte nur knapp unter dem Triggerwert liegen). Diese Einschätzung wird im *Draft Assessment Report* (DAR) der EU (EC 2005a) und der EFSA *Conclusion on the peer review of pyrimethanil* (EFSA 2006) bestätigt.

10. Schutz der aquatischen Organismen

Es sind Effektwerte von Repräsentanten aller drei trophischen Ebenen vorhanden. Da jedoch keine Biotests mit der vermutlich empfindlichsten Gruppe der aquatischen Pilzen gefunden wurden, konnte der Sicherheitsfaktor für die Herleitung des MAC-EQS nicht von 100 auf 10 erniedrigt werden. Valide Studien mit aquatischen Pilzen würden die Unsicherheiten bezüglich der Auswirkung von Pyrimethanil auf die ökologisch relevante Gruppe der Pilze in aquatischen Systemen reduzieren und einen niedrigeren Sicherheitsfaktor rechtfertigen. Des Weiteren liegt zur Zeit kein exakter NOEC für die Gruppe der Amphibien vor (nur ein ungebundener NOEC $< 5 \mu\text{g/L}$). Ein klärender Langzeit-Amphibien-Test wäre daher wünschenswert, um den Schutz aller aquatischen Organismengruppen besser bewerten zu können.

Im vorliegenden Dossier werden folgende EQS vorgeschlagen:

AA-EQS = $1.5 \mu\text{g/L}$

MAC-EQS = $32 \mu\text{g/L}$

Verglichen mit bereits existierenden EQS-Vorschlägen aus anderen Ländern liegt der hier vorgeschlagenen AA-EQS leicht niedriger als z.B. die Werte aus Frankreich oder den Niederlanden (INERIS 2011 und RIVM 2008) (Tabelle 3). Der vorgeschlagene MAC-EQS entspricht etwa dem Wert von RIVM (2008), ist jedoch tiefer als diejenigen von Kontiokari und Mattsoff (2011) und INERIS (2011).

11. Änderungen gegenüber der Version vom 26.08.2014

Basierend auf den Kommentaren von BASF (07.03.2016), wurde eine Fisch-ELS-Studie (Drottar et al. 2001) in den Datensatz aufgenommen und Effektdaten zu *Physella acuta*, welche bei 15°C bestimmt wurden, als nicht relevant eingestuft. Der EFSA *Conclusion on the peer review of pyrimethanil* (EFSA 2006) entsprechend, wurde ebenfalls die Fisch-ELS-Studie von Stachura und Ruff (1998, zitiert in EC2005c) invalidiert. Da aber im Zuge der Aktualisierung eine neuere Amphibienstudie mit dem niedrigsten NOEC im Effektdatensatz recherchiert werden konnte (allerdings ein ungebundener Wert von <5 µg/L), wurde der AF von 10 auf 50 erhöht und der AA-EQS Vorschlag von 6 µg/L verringerte sich auf nunmehr 1.5 µg/L. Der MAC-EQS-Vorschlag blieb unverändert.

12. Referenzen

- Araña J, Rodríguez C F, Melián J A H, Díaz O G, Peña J P (2008): Comparative study of photocatalytic degradation mechanisms of pyrimethanil, triadimenol, and resorcinol. *Journal of Solar Energy Engineering, Transactions of the ASME* 130(4): 0410021-0410028
- Araújo C V M, Shinn C, Mendes L B, Delello-Schneider D, Sanchez A L, Espíndola E L G (2014): Avoidance response of *Danio rerio* to a fungicide in a linear contamination gradient. *Science of The Total Environment* 484, 36-42.
- Bernabò I, Guardia A, Macirella R, Sesti S, Crescente A, Brunelli E (2016): Effects of long-term exposure to two fungicides, pyrimethanil and tebuconazole, on survival and life history traits of Italian tree frog (*Hyla intermedia*). *Aquatic Toxicology* 172, 56-66.
- BVL (2009): PSM-Zulassungsbericht (Registration Report) - Scala. 024225-00/00. Wirkstoff(e): Pyrimethanil. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, Braunschweig, Deutschland
- Cabras P, Angioni A, Garau V L, Pirisi F M, Farris G A, Madau G, Emonti G (1999): Pesticides in fermentative processes of wine. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 47(9): 3854-3857
- Cheng J, Xia Y, Zhou Y, Guo F, Chen G (2011): Application of an ultrasound-assisted surfactant-enhanced emulsification microextraction method for the analysis of diethofencarb and pyrimethanil fungicides in water and fruit juice samples. *Analytica Chimica Acta* 701(1): 86-91
- Cheng J, Zhou Y, Zuo M, Dai L, Guo X (2010): Application of dispersive liquid-liquid microextraction and reversed phase-high performance liquid chromatography for the determination of two fungicides in environmental water samples. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 90(11): 845-855
- Couderchet M (2003): Benefits and problems of fungicide control of *Botrytis cinerea* in vineyards of Champagne. *Vitis* 42(4): 165-171
- Čuš F, Raspor P (2008): The effect of pyrimethanil on the growth of wine yeasts. *Letters in Applied Microbiology* 47(1): 54-59
- Dosnon-Olette R, Couderchet M, Eullaffroy P (2009): Phytoremediation of fungicides by aquatic macrophytes: Toxicity and removal rate. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72(8): 2096-2101
- Dosnon-Olette R, Trotel-Aziz P, Couderchet M, Eullaffroy P (2010): Fungicides and herbicide removal in *Scenedesmus* cell suspensions. *Chemosphere* 79(2): 117-123
- Drottar K, Kendall T, Krueger H (2001): Pyrimethanil: an early life-stage Toxicity test with the rainbow trout (*Oncorhynchus Mykiss*); Final report; BASF DocID: 2001/1025880.
- EC (2005a): Draft Assessment Report (DAR). Public Version. Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State Austria for the existing active substance Pyrimethanil of the second stage of the review programme referred to in Article 8(2) of Council Directive 91/414/EEC. Volume 1. European Commission
- EC (2005b): Draft Assessment Report (DAR). Public Version. Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State Austria for the existing active substance Pyrimethanil of the second stage of the review programme referred to in Article 8(2) of Council Directive 91/414/EEC. Volume 3, Annex B, B.1 - B.6. European Commission
- EC (2005c): Draft Assessment Report (DAR). Public Version. Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State Austria for the existing active substance Pyrimethanil of the second stage of the review programme referred to in Article 8(2) of Council Directive 91/414/EEC. Volume 3, Annex B, B.7 - B.9. 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
- EFSA (2006): Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance pyrimethanil. European Food Safety Authority (EFSA); 70 pp. doi:10.2903/j.efsa.2006.61r.
- Elskus A A, Hackley P C (2012): Toxicity, sublethal effects, and potential modes of action of select fungicides on freshwater fish and invertebrates. US Department of the Interior, US Geological Survey.
- Elskus A (2014) Toxicity, sublethal effects, and potential modes of action of select fungicides on freshwater fish and invertebrates. Open-File Report 2012–1213. US Department of the Interior, US Geological Survey.
- FAO (undatiert): PYRIMETHANIL (226) - First draft was prepared by Mr Stephen Funk, Health Effects Division, US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)
- Filho C F S, Emídio E S, Dórea H S (2011): Solid-phase microextraction for determination of anilino-pyrimidine, dimethylcarbamate and thiadiazine pesticides in irrigation project surface water. Journal of the Brazilian Chemical Society 22(7): 1371-1378
- Frankart C, Eullaffroy P, Vernet G (2002): Photosynthetic responses of *Lemna minor* exposed to xenobiotics, copper, and their combinations. Ecotoxicology and Environmental Safety 53(3): 439-445
- Fritz, R., C. Lanen, et al. (1997). "Inhibition of methionine biosynthesis in *Botrytis cinerea* by the anilino-pyrimidine fungicide pyrimethanil." Pesticide Science 49(1): 40-46
- Gao Z, Wu Y, Zhao H, Ji F, He Q, Li S (2012): Concentration determination of new fungicide in river water by ultrasound-assisted emulsification micro-extraction and reversed-phase high performance liquid chromatography. Analytical Methods 4(8): 2365-2368
- Herrero-Hernández E, Andrades M S, Álvarez-Martín A, Pose-Juan E, Rodríguez-Cruz M S, Sánchez-Martín M J (2013): Occurrence of pesticides and some of their degradation products in waters in a Spanish wine region. Journal of Hydrology 486: 234-245
- INERIS (2011): Pyrimethanil - N° CAS 53112-28-0. DRC-11-118981-13452A. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS), Frankreich
- Klimisch H J, Andreae M, Tillmann U (1997): A Systematic Approach for Evaluating the Quality of Experimental Toxicological and Ecotoxicological Data. Regulatory Toxicology and Pharmacology 25:1-5.
- Kontokari V, Mattsoff L (2011): Proposal of Environmental Quality Standards for Plant Protection Products. Finnish Environment Institute (SYKE)
- Liang P, Wang F, Wan Q (2013): Ionic liquid-based ultrasound-assisted emulsification microextraction coupled with high performance liquid chromatography for the determination of four fungicides in environmental water samples. Talanta 105: 57-62
- Moermond C T A, Kase R, Korkaric M, Ågerstrand M (2016): CRED: Criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data. Environmental Toxicology and Chemistry 35, 1297-1309.

- Müller R, Seeland A, Jagodzinski L S, Diogo J B, Nowak C, Oehlmann J (2012): Simulated climate change conditions unveil the toxic potential of the fungicide pyrimethanil on the midge *Chironomus riparius*: a multigeneration experiment. *Ecology and Evolution* 2(1): 196-210
- OPP (2013): OPP Pesticide Ecotoxicity Database. US EPA, USA. <http://www.ipmcenters.org/ECotox/> (zuletzt abgerufen am 21.05.2013)
- PMRA (2006): Pyrimethanil. Regulatory Note - REG2006-04. Pest Management Regulatory Agency (PMRA), Ontario, Kanada
- Ravelo-Pérez L M, Hernández-Borges J, Cifuentes A, Rodríguez-Delgado M A (2007): MEKC combined with SPE and sample stacking for multiple analysis of pesticides in water samples at the ng/L level. *Electrophoresis* 28(11): 1805-1814
- Reilly T J, Smalling K L, Orlando J L, Kuivila K M (2012): Occurrence of boscalid and other selected fungicides in surface water and groundwater in three targeted use areas in the United States. *Chemosphere* 89(3): 228-234
- RIVM (2008): Environmental risk limits for pyrimethanil. Letter report 601716010. National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Niederlande
- Seeland A, Oehlmann J, Müller R (2012): Aquatic ecotoxicity of the fungicide pyrimethanil: Effect profile under optimal and thermal stress conditions. *Environmental Pollution* 168: 161-169
- Seeland A, Albrand J, Oehlmann J, Müller R (2013): Life stage-specific effects of the fungicide pyrimethanil and temperature on the snail *Physella acuta* (Draparnaud, 1805) disclose the pitfalls for the aquatic risk assessment under global climate change. *Environmental Pollution* 174: 1-9
- UN (2015): Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (GHS), 6th revised edition ed. United Nations, New York.
- Verdisson S, Couderchet M, Vernet G (2001): Effects of procymidone, fludioxonil and pyrimethanil on two non-target aquatic plants. *Chemosphere* 44(3): 467-474
- Xia Y, Cheng M, Guo F, Wang X, Cheng J (2012): In-syringe demulsified dispersive liquid-liquid microextraction and high performance liquid chromatography-mass spectrometry for the determination of trace fungicides in environmental water samples. *Analytica Chimica Acta* 724: 47-53