

2016

oekotoxzentrum
centre ecotox



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

EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für: Metamitron

Ersterstellung: 17.07.2012 (Stand der Datenrecherche)
21.11.2012 (Einarbeitung des Gutachtens)
1. Aktualisierung: 29.04.2016 (Stand der Datenrecherche)

1 Qualitätskriterien-Vorschläge

CQK (AA-EQS): = 4 µg/L (unverändert)

AQK (MAC-EQS): = 39 µg/L (unverändert)

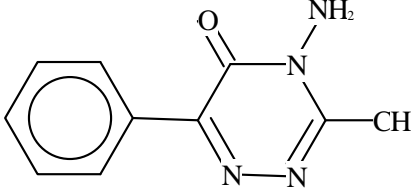
Das chronische Qualitätskriterium (CQK \triangleq AA-EQS) und das akute Qualitätskriterium (AQK \triangleq MAC-EQS) wurden nach dem TGD for EQS der Europäischen Kommission (EC, 2011) hergeleitet. Damit die Dossiers international vergleichbar sind, wird im Weiteren die Terminologie des TGD verwendet.

2 Physikochemische Parameter

In

Tabelle 1 werden Identität, chemische und physikalische Parameter für Metamitron angegeben. Wo bekannt ist 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 Metamitron nach dem TGD for EQS (EC, 2011).

Eigenschaften	Name/Wert	Literaturquelle
IUPAC Name	4-amino-4,5-dihydro-3-methyl-6-phenyl-1,2,4-triazin-5-one	EC, 2009
Chemische Gruppe	Triazinon	EC, 2009
Strukturformel		EPI, 2011
Summenformel	C ₁₀ H ₁₀ N ₄ O	EC, 2009
CAS-Nummer	41394-05-2	EC, 2009
EINECS-Nummer	255-349-3	EPI, 2011
SMILES-code	CC1=NN=C(C(=O)N1N)c2ccccc2	EPI, 2011
Molekulargewicht (g·mol ⁻¹)	202.22	EPI, 2011
Schmelzpunkt (°C)	166 157.9 (est)	Schneider, 1991, zitiert im Band 3 des EC DAR, 2007 EPI; 2011
Siedepunkt (°C)	Beginn des Siedepunkts bei 165, Zersetzung bei 250 382.87 (est)	Franke, 2005, zitiert im Band 3 des EC DAR, 2007 EPI, 2011
Dampfdruck (Pa)	3.01 x 10 ⁻⁷ (20°C) 7.44 x 10 ⁻⁷ (25°C) 9.92 x 10 ⁻⁷ (est) 2.18 x 10 ⁻⁵ (20°C) (exp)	Schneider, 1991, zitiert im Band 3 des EC DAR, 2007 EPI, 2011
Henry-Konstante (Pa·m ³ ·mol ⁻¹)	3.62 x 10 ⁻⁸ 5.85 x 10 ⁻¹² (est) 9.53 x 10 ⁻¹³ (exp)	Schnell, 1994, zitiert im Band 3 des EC DAR, 2007 EPI, 2011
Wasserlöslichkeit (g·L ⁻¹)	Bei 25°C: pH 5: 1.77 pH 7: 1.68 pH 9: Lösung nicht stabil	Schneider, 1991, zitiert im Band 3 des EC DAR, 2007

	8.334 (est) 1.8 (20°C) (exp)	EPI, 2011
Dissoziationskonstante (pK _a)	Die molekulare Struktur zeigt klar, dass die Verbindung in Wasser nicht dissoziiert und eine ionische Form ausbildet und es handelt sich auch nicht um ein Salz. Deshalb ist die Ermittlung einer Dissoziationskonstante nicht notwendig.	Band 3 des EC DAR, 2007
<i>n</i> -Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient (log K _{ow})	0.96 (bei Raumtemperatur) 0.85 bei 21°C 0.83 (exp) 1.44 (est)	Schneider, 1991 und Heintze, 1995, zitiert im Band 3 des EC DAR, 2007 EPI, 2011
Sediment/Wasser Verteilungskoeffizient (log K _{oc})	2.154 (est) (MCI Methode) 1.699 (est) (Kow Methode) 2.17 (exp)	EPI, 2011
Hydrolysestabilität (Halbwertszeit)	DT50 = pH 4 = 353.2 Tage pH 7 = 479.6 Tage pH 9 = 8.5 Tage	Müller, 2002, zitiert im Band 3 des EC DAR, 2007
Photostabilität (Halbwertszeit)	DT50 = 1.45 h DT90 = 4.52 h (Licht aus Xenonlampe, Wellenlängen <290nm und > 800nm wurden weggefiltert)	Mackie, & Philips, 1998, zitiert im Band 3 des EC DAR, 2007. (Seite 433)

3 Allgemeines

Anwendung: Metamitron wird zur Bekämpfung von Gräsern und breitblättrigen Unkräutern in Zucker- und Futterrüben eingesetzt (Tomlin, 2006).

Wirkungsweise: Metamitron hemmt die Photosynthese. Es blockiert den Elektronentransport an den Rezeptoren des Photosystem-II-Komplexes. Das selektive systemische Herbizid wird hauptsächlich über die Wurzeln aufgenommen, aber auch über die Blätter, wo dann eine Translokation zu den Wurzeln stattfindet (Tomlin, 2006).

Analytik: Montoro und Mitarbeiter (2007) erreichten in Wasser eine Nachweisgrenze von 0.002 µg /L und eine Bestimmungsgrenze von 0.005 µg /L.

Stabilität: Laut dem Band 3 des EC DAR (2007) ist Metamitron bei pH 4 und 7 relativ stabil (Hydrolyse Halbwertszeit DT50 von 353.2 - 479.6 Tage, siehe Tabelle 1). Bei pH 9 jedoch sinkt die Halbwertszeit auf 8.5 Tage. Also ist die Hydrolyse nur in alkalischen Gewässern von Bedeutung. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass die Testkonzentrationen in Labortests, die bei pH 4-7 durchgeführt wurden, stabil waren. Dies zeigt unter anderem auch die akute Fischstudie von Thun (1991, Ref: 8.2.1/01, zitiert im Band 3 des EC DAR, 2007) mit einer Wiederfindungsrate von 97-101 % nach 96 Stunden oder die chronische Fischstudie von Gries (2002, Ref: 8.2.2.2701, zitiert im Band 3 des EC DAR, 2007) mit einer Wiederfindungsrate von 98.1-103 % nach 33

Tagen. Auch alle weiteren Wiederfindungsraten aus dem Band drei des EC DAR, 2007 liegen über 80%. Die analytische Validierung der Testkonzentrationen ist somit nicht als zwingendes Kriterium für die Validität einer Studie anzusehen. Die Stabilität der Testsubstanz ist nur ein Einflussfaktor auf die tatsächliche Testkonzentration, andere Faktoren 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:

Die Niederlande haben einen MPC (*Maximum Permissible Concentration*, entspricht AA-EQS) von 10 µg/L für Oberflächengewässer festgesetzt (Crommentuijn et al., 1997) (Nach der modifizierten EPA-Methode (Van de Meent et al., 1990), also nicht nach TGD for EQS, abgeleitet).

Frankreich hat einen MAC-EQS von 22 µg/L und einen AA-EQS von 4 µg/L festgesetzt (INERIS, 2011a). In diesem Dokument wird auch der LAWA-Wert (Quality Criteria QC) von 4 µg/L aus 2006 zitiert, der in der ETOX (2011) Datenbank zu finden ist. Dieser wurde auch nach TGD for EQS abgeleitet ist aber nicht rechtlich bindend.

4 Effektdatensammlung

Für Metamitron (ohne dessen Formulierungen) sind Effektdaten zu Cyanobakterien, Algen, Wasserpflanzen, Krebstieren und Fischen vorhanden (Tabelle 2). Da Metamitron ein Herbizid ist, liegen für Cyanobakterien, Algen und höhere Wasserpflanzen im akuten wie auch im chronischen Datensatz am meisten Daten vor. Der Hauptteil der Daten stammt aus dem EC DAR (2007), von wo die Daten ohne weiter Evaluation übernommen und mit der Validität 1 bewertet wurden („Face-Value“ gemäss TGD for EQS), es sei denn sie wurden vom Gutachter als nicht verlässlich eingestuft. Wenn für eine Cyanobakterien- oder Algenart Effektdaten zu Wachstumsrate und Biomasse vorlagen, wurde Wachstumsrate bevorzugt und der Eintrag zur Biomasse grau gesetzt. Dasselbe gilt bei den Wasserlinsen, Wachstumsrate wird der Biomasse und der Frondzahl vorgezogen. Biomasse oder Frondzahl wurden grau gesetzt, wenn von derselben Art Daten zur Wachstumsrate vorhanden waren.

Tabelle 2: Effektdatensammlung für Metamitron. Der Effektwert bezieht sich immer auf den aktiven Stoff und ist in µg/L angegeben. Eine Bewertung der Validität wurde nach den Klimisch- Kriterien (Klimisch *et al.*, 1997) durchgeführt. Literaturdaten, die in grau dargestellt wurden, erfüllen nicht die Datenanforderungen nach dem TGD for EQS, sollen aber als zusätzliche Information genannt werden. Alle Daten beziehen sich auf limnische Bedingungen, wenn es nicht anders gekennzeichnet ist.

EFFEKTDATENSAMMLUNG										
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpoint	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert in µg/L	Notiz	Validität	Literaturquelle
akute Effektdaten										
Bakterien	<i>Aliivibrio fischeri (Vibrio fischeri)</i>	Biolumineszenz	15	min	EC50	=	336		4	Villa <i>et al.</i> 2012
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstum (Biomasse)	96	h	EC50	=	660	B	1	Dengler, 1998b, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/02)
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstum (Biomasse)	96	h	EC50	=	650	B	1	Scheerbaum, 1998b, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/04)
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	96	h	EC50	=	6260	B	1	Dengler, 1998b, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/02)
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	96	h	EC50	=	1240	B	1	Scheerbaum, 1998b, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/04)
		Geometrisches Mittel	96	h	EC50		2786			
Algen	<i>Dunaliella primolecta (marin)</i>	Wachstumsrate	96	h	EC50	=	2870	C	2	Santín-Montanyá <i>et al.</i> , 2007
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstum (Biomasse)	72	h	EC50	=	160	C	1	Thun, 1991c, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/03)
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	k.A. ^a	72	h	EC50	=	1000	D,H	4	Zitiert in Brock <i>et al.</i> , 2004
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstumshemmung (Zellichte)	72	h	EC50	=	2900	D	2	Nitschke <i>et al.</i> , 1999
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	390	C	1	Thun, 1991c, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/03)
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Photosystem II Hemmung	1	h	EC50		4890	D	3	Nendza & Wenzel, 2006
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstum (Biomasse)	96	h	EC50		220	D	4	Agritox, 2012, zitiert in INERIS, 2011b

^a k.A. steht für "keine Angabe"

EFFEKTDATENSAMMLUNG										
Sammel- bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert in µg/L	Notiz	Validität	Literaturquelle
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstum (Biomasse)	72	h	EC50	=	460	A	1	Bell, 1995c, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/05)
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstum (Biomasse)	72	h	EC50	=	400	A	1	Anderson, 1993, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/01)
Algen	<i>Scenedesmus obliquus</i>	Wachstums	96	h	EC50	=	1460	k.A.	4	Ge et al. 2014
Algen	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Wachstumshemmung (Zellzahl)	24	h	EC50	=	431	L, K	2	Junghans et al., 2006
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	820	A	1	Bell, 1995c, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/05)
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	1800	A	1	Anderson, 1993, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/01)
		Geometrisches Mittel	72	h	EC50	=	1214			
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	k.A.	72	h	EC50		852	D,H	4	Zitiert in Brock et al., 2004
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate	7	d	EC50	=	800	A	1	Dengler, 1998a, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.8/01)
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	k.A.	14	d	EC50	=	1500	D	4	Zitiert in Van Wijngaarden et al., 2004
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum (Biomasse)	7	d	EC50	=	400	A	1	Dengler, 1998a, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.8/01)
Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Frondzahl	7	d	EC50	=	790	B	1	Scheerbaum, 1998a, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.8/02)
Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Frondzahl	7	d	EC50	=	1700	D	2	Nitschke et al., 1999
		Geometrisches Mittel	7	d	EC50	=	1158			
Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Frondzahl	14	d	EC50	=	450	B	1	Scheerbaum, 1998a, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.8/02)
Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	380	B	1	Scheerbaum, 1998a, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.8/02)
Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	k.A.	7	d	EC50	=	1700	D,H	4	Zitiert in Brock et al., 2004
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	NOEC	=	3200	B	1	Sewell, 1994a, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.4/01)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	97000	D	2	Nitschke et al., 1999
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	6700	B	1	Sewell, 1994a, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.4/01)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	5700	B	1	Bell, 1995b, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.4/02)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	111900	B	1	Thun, 1992, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.4/03)
		Geometrisches Mittel	48	h	EC50	=	25373			
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	NOEC	=	910	B	1	Bell, 1995b, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.4/02)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	NOEC	=	67000	B	1	Thun, 1992, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.4/03)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	k.A.	48	h	L(E)C50	=	129161	D,H	4	Zitiert in Brock et al., 2004
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	101700	D	4	zitiert in Villa et al., 2003)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	k.A.	48	h	EC0	=	102-206	D	4	Agritox, 2012, zitiert in INERIS, 2011b
Fisch	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	>	92000	A	1	Bell, 1995a, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.1/06)
Fisch	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	443000	D	4	Agritox, 2012, zitiert in INERIS, 2011b
Fisch	<i>Leuciscus idus</i>	Mortalität	96	h	NOEC	=	100000	B	1	Sewell, 1994b, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.1/05)
Fisch	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	NOEC	=	92000	A	1	Bell, 1995a, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.1/06))

EFFEKTDATENSAMMLUNG										
Sammel- bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert in µg/L	Notiz	Validität	Literaturquelle
Fisch	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	>	190000	B	1	Thun, 1991b, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.1/01)
Fisch	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	326000	C,G	3	Hermann, 1992, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.1/02)
Fisch	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	k.A.	96	h	L(E)C50	=	249286	D,H	4	Zitiert in Brock et al., 2004
Fisch	k.A.	Mortalität	96	h	LC50	=	326000	D	4	zitiert in Villa et al., 2003
Fisch	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	194000	B	1	Gagliano & Fuss, 1993, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.1/04)
Fisch	<i>Leuciscus idus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	300000	B	1	Sewell, 1994b, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.1/05)
Fisch	<i>Cyprinus carpio caprio</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	20800	D	4	ETOX, 2011
chronische und subchronische Daten										
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstum (Biomasse)	96	h	NOEC	=	200	B	1	Dengler, 1998b, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/02)
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	96	h	NOEC	=	200	B	1	Dengler, 1998b, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/02)
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	96	h	NOEC	=	100	B	1	Scheerbaum, 1998b, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/04)
		Geometrisches Mittel	96	h	NOEC	=	141			
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstum (Biomasse)	96	h	NOEC	>	100	B	1	Scheerbaum, 1998b, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/04)
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstum (Biomasse)	72	h	NOEC	=	100	C	1	Thun, 1991c, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/03)
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstum (Biomasse)	72	h	LOEC	=	610	C	1	Thun, 1991c, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/03)
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate	72	h	LOEC	=	2480	C	1	Thun, 1991c, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/03)
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate	72	h	NOEC	=	320	C	1	Thun, 1991c, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/03)
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	k.A.	72	h	NOEC	=	100	D,H	4	Zitiert in Brock et al., 2004
Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstumshemmung (Zelldichte)	72	h	EC10	=	1000	D	2	Nitschke et al., 1999
Algen	<i>Dunaliella primolecta (marin)</i>	Wachstumsrate	96	h	EC10	=	760	C	2	Santín-Montanyá et al., 2007
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstum (Biomasse)	72	h	NOEC	=	88	A	1	Bell, 1995c, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/05)
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstumsrate	72	h	LOEC	=	220	A	1	Anderson, 1993, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/01)
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstumsrate	72	h	NOEC	=	88	A	1	Bell, 1995c, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/05)
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstumsrate	72	h	NOEC	=	120	A	1	Anderson, 1993, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/01)
		Geometrisches Mittel	72	h	NOEC	=	102.7			
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstum (Biomasse)	72	h	LOEC	>	120	A	1	Anderson, 1993, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/01)
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Wachstum (Biomasse)	72	h	NOEC	>	120	A	1	Anderson, 1993, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.6/01)
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	k.A.	72	h	NOEC		84	D,H	4	Zitiert in Brock et al., 2004
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	k.A.	ka		NOEC		100	D, I	4	De Zwart, 2002, zitiert in Wendt-Rasch et al., 2004
Algen	<i>Scenedesmus obliquus</i>	Wachstums	96	h	EC10	=	146	k.A.	4	Ge et al. 2014
Algen	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Wachstumshemmung (Zellzahl)	24	h	NOEC	=	18.8	B,K	2	Junghans et al, 2006
Algen	<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Wachstumshemmung (Zellzahl)	24	h	EC10	=	44.6	B,K	2	Junghans et al, 2006

EFFEKTDATENSAMMLUNG										
Sammel- bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert in µg/L	Notiz	Validität	Literaturquelle
Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	NOEC	=	100	B	1	Scheerbaum, 1998a, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.8/02)
Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Fronzahl	14	d	NOEC	<	100	B	1	Scheerbaum, 1998a, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.8/02)
Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Fronzahl	7	d	EC10	=	460	D	2	Nitschke et al., 1999
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum (Biomasse)	7	d	NOEC	=	40	A	1	Dengler, 1998a, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.8/01).
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate	7	d	NOEC	=	40	A	1	Dengler, 1998a, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.8/01)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21	d	NOEC	=	10000	B	1	Peither, 1998, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.5/01)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21	d	NOEC	=	32000	B	2	Thun, 1991a, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.5/02)
		Geometrisches Mittel	21	d	NOEC	=	17889			
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Wachstum (Länge)	21	d	NOEC	=	10000	B	1	Peither, 1998, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.5/01)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	21	d	EC50	>	100000	B	2	Thun, 1991a, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.5/02)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	21	d	NOEC	=	19000		3	
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	21	d	NOEC	=	10000	B	2	Thun, 1991a, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.5/02)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	k.A.	21	d	NOEC	=	21760	D,H	4	Zitiert in Brock et al., 2004
Fisch	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Juvenil)	Wachstum (Gewicht)	21	d	NOEC	=	7000	B	1	Thun, 1991d, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.2.1/01)
Fisch	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Adult)	Wachstum (Gewicht)	21	d	NOEC	=	9900	B	1	Grau, 1989, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.2.1/02)
		Geometrisches Mittel	21	d	NOEC	=	8324			
Fisch	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Juvenil)	Mortalität	21	d	LC50	=	40000	B	1	Thun, 1991d, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.2.1/01)
Fisch	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Adult)	Wachstum (Länge)	21	d	NOEC	=	9900	B	1	Grau, 1989, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.2.1/02)
Fisch	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Adult)	Mortalität	21	d	LC50	=	24500	B	1	Grau, 1989, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.2.1/02)
Fisch	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	k.A.	21	d	NOEC	=	5628	D,H	4	Zitiert in Brock et al., 2004
Fisch	<i>Pimephales promelas</i> (Embryo)	Mortalität und Wachstum (Trockengewicht)	33	d	NOAEC	≥	10000	B	1	Gries, 2002, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.2.2/01)

Notizen

- A Gemessene Testkonzentrationen für Effektbestimmung verwendet
- B Nominale Testkonzentrationen für Effektbestimmung verwendet, gemessene Wiederfindung $\pm 20\%$ der Nominalen
(Für die Studie von Junghans et al. (2006) für *Scenedesmus vacuolatus* ergab sich eine Wiederfindung von $\geq 75\%$ in einer Stabilitätskontrolle ohne Algen. Da die Stabilität von Metamitron aufgrund des beschriebenen Photoabbaus hauptsächlich von der Lichtintensität abhängt, sollte die Zugabe von Algen den Abbau eher verringern als vergrößern)
- C Nominale Testkonzentrationen für Effektbestimmung verwendet, keine chemische Analyse
- D Keine Angabe darüber ob nominale oder gemessene Konzentration verwendet wurde
- G Vom Gutachter im DAR als nicht zuverlässig eingestuft
- H Information zu diesem Wert aus dem Paper: Geometrisches Mittel aus Daten aus Nitschke et al., 1999, Daten, die RIVM für diese Studie zur Verfügung stellte (De Zwart, 2002) und Daten von der Industrie (Bayer CropScience)
- I Wert konnte nicht bestätigt werden
- K Synchronisierte Algenkultur. 24h reichen aus, um den Endpunkt „Reproduktionshemmung“ zu messen, da alle Zellen der Kontrolle in diesem Zeitraum einen kompletten Zellzyklus durchlaufen. Der Test integriert Effekte auf das Zellwachstum und auf die Zellteilung (Neuwoehner et al., 2008). Siehe Resultate in Faust et al. (1992), für die Vergleichbarkeit der EC50-Werte aus Standard 72h und diesem 24h Test.
- L Es fand eine chemische Analyse in einer separaten Stabilitätsstudie statt. Gemessene Konzentrationen in dieser Studie lagen bei $\geq 75\%$ der nominalen Konzentration.

5 Graphische Darstellung der Effektdaten

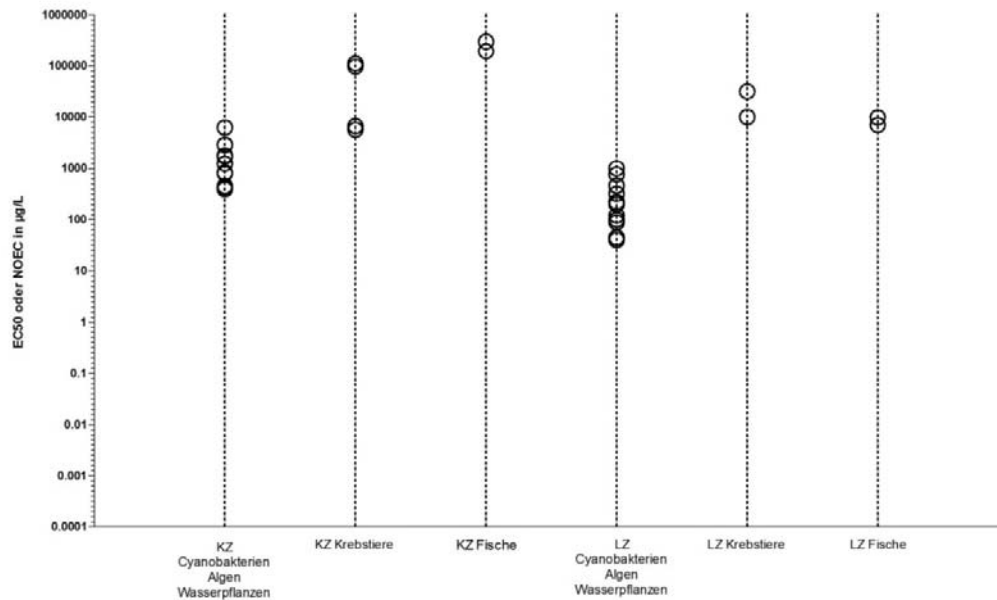


Abbildung 1: Valide Kurzzeit (KZ)- und Langzeit (LZ)-Effektdaten von Metamitron für aquatische Organismen. Die Standardabweichung der logarithmierten EC50-Werte beträgt 0.95.

Eine aufgrund des Wirkmechanismus des Herbizids Metamitron (Inhibition der Photosynthese) erwartete höhere Sensitivität der Primärproduzenten lässt sich anhand des obigen Toxizitätsvergleich (Abbildung 1) bestätigen. Die Primärproduzenten sind sowohl im akuten wie auch im chronischen Datensatz die empfindlichste Organismengruppe.

5.1 Vergleich marine/limnische Organismen

Da nur für eine marine Art Daten vorliegen, kann nicht statistisch ermittelt werden, ob sich marine und limnische Daten signifikant unterscheiden. Aus diesem Grund wurden die Daten gemäss TGD for EQS gepoolt und zusammen bewertet.

6 Herleitung der EQS

Um chronische und akute Qualitätsziele herzuleiten, kann die AF^b-Methode auf der Datenbasis von akuten und chronischen Toxizitätsdaten 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 *Species Sensivity Distribution* (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

Es liegen belastbare chronische Effektdaten für die Gruppen der Cyanobakterien, Algen/Wasserpflanzen, Krebstiere und Fische vor (Tabelle 3).

Tabelle 3: Übersicht zu den kritischen Toxizitätswerten für Wasserorganismen aus längerfristigen Untersuchungen für Metamitron

Gruppe	Art	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
Algen/ Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	NOEC	40	Dengler, 1998a, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.8/01).
Kleinkrebse	<i>Daphnia magna</i>	NOEC	10000 ^c	Peither, 1998, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.5/01)
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC ^d	8324 ^e	Thun, 1991d (Ref: 8.2.5/01) und Grau, 1989, (Ref: 8.2.2.1/02) aus Band 3 des EC DAR (2007)
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	NOEC	141 ^f	Dengler, 1998b (Ref: 8.2.6/02) und Scheerbaum, 1998b (Ref: 8.2.6/04), aus Band 3 des EC DAR (2007)

^b AF steht für Assessment Factor, zu Deutsch: Sicherheitsfaktor.

^c Dieser Wert bezieht sich auch den Endpunkt "Wachstum". Der selbe Wert wurde auch für den Endpunkt "Reproduktion" ermittelt (Peither, 1998, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.5/01)) aber mit einem weiteren Wert zur Reproduktion zu einem geometrischen Mittel verrechnet (Siehe Tabelle 2).

^d Ein chronischer Standardtest mit Fischen dauert eigentlich 27 Tage. Dieser Wert stammt aus einem 21-Tage-Test (subchronisch). Eigentlich sind 21 Tage zu kurz für einen echten chronischen Test. In der AF Methode kann dieser Wert aber trotzdem verwendet werden, da es unwahrscheinlich ist, dass sich in der 4. Woche der NOEC um 2 Zehnerpotenzen noch verringert und so die Fische mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit weiterhin weniger empfindlich als Algen und höhere Wasserpflanzen blieben. Der 33-Tage-NOAEC (Gries, 2002, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.2.2/01)) deutet auch darauf hin. In dieser Studie traten bei der höchsten Konzentration von 10.3 mg/L keine negativen Effekte während der embryonalen Phase auf, was die obige Annahme unterstützt, dass die ermittelte Toxizität in einem chronischen 27-Tage-Fischtest nicht viel tiefer liegen würde und Wasserpflanzen somit immer noch die empfindlichste taxonomische Gruppe sein werden.

^e Geometrisches Mittel: $\sqrt{(7000 * 9900)}$

^f Geometrisches Mittel: $\sqrt{(200 * 100)}$

Da valide chronische Effektdaten für Vertreter aus drei trophischen Ebenen vorhanden sind kann laut TGD for EQS ein AF von 10 mit dem tiefsten Wert verrechnet werden. Der tiefste Wert liegt bei 40 µg/L und wurde bei der Wasserlinse *Lemna gibba* (Junghans et al., 2006) gemessen.

$$\text{AA-EQS (AF)} = 40 \mu\text{g/L} / 10 = 4.0 \mu\text{g/L}$$

Die Studie von Junghans et al. (2006) liefert einen tieferen NOEC von 18.8 µg/L für die Alge *Scenedesmus vacuolatus*. Durch Autorenkommunikation konnten die Rohdaten eingesehen werden. Mit den Daten zu Metamitron wurde eine Dosis-Wirkungskurve erstellt. Es ist bereits nach 24 Stunden eine klare Konzentrations-Wirkungsbeziehung zu erkennen (siehe Abbildung 2) und wie in der Arbeit von Junghans et al erwähnt, lassen sich die EC50-Werte dieser 24h Wachstumshemmungstest mit dem Standard-72-h-Algentest (ISO, 1989) vergleichen. Der NOEC stammt aus dem Experiment 1, indem die Kontrolle die niedrigste Variation aufweist. Da das "Spacing" zwischen dem LOEC und NOEC jedoch zu gross ist (Faktor 4) wurde der EC10-Wert berechnet und als Endpunkt für diesen Test gewählt und der NOEC in Tabelle 2 grau gesetzt. Der EC10-Wert liegt bei 44.6µg/L.

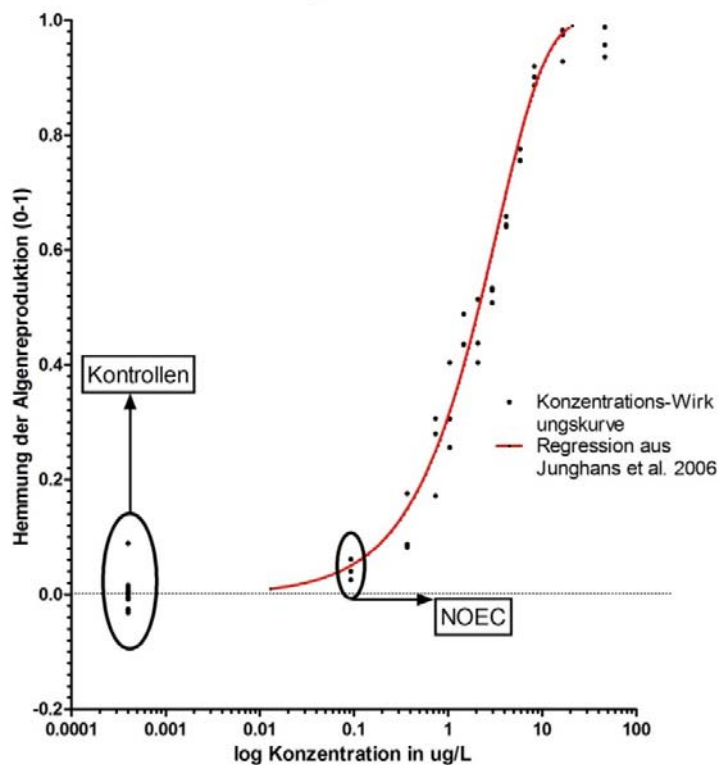


Abbildung 2: Konzentrations-Wirkungskurve von Metamitron getestet an der Alge *Scenedesmus vacuolatus*. (Zeigt nur Experiment 1 von 3 Experimenten, da dort die Kontrolle die niedrigste Variation aufweist), Rohdaten aus Junghans et al., 2006 wurden von der Autorin zur Verfügung gestellt.

7.2 AA-EQS mit SSD-Methode

Die Ableitung eines AA-EQS mittels SSD ist aufgrund mangelnder chronischer Daten nicht möglich.

7.3 AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmenstudien

Im Band 3 des EU DAR (2007) wurde eine Outdoor-Mikrokosmosstudie durchgeführt (Heimbach et al., 1999).

Metamitron SC700 (690.2 g Metamitron/L) wurde in den Konzentrationen 14, 70, 280, 1120 und 4480 µg Metamitron/L in einem Outdoor-Mikrokosmos getestet. Dabei traten bis hin zur höchsten Konzentration keine Effekte auf die Gemeinschaftsstrukturen auf (kein NOEC dafür). Abbildung 14 A im DAR zeigt allerdings eine deutliche Abnahme der Testkonzentrationen über die Zeit. Daher eignet sich diese Studie nicht zur Herleitung eines AA-EQS. In der *Pesticide Properties DataBase* (PPDB 2009) ist für eine nicht näher definierte „aquatische Gemeinschaft“ ein *no observed ecological adverse effect concentration* (NOEAEC) von 1.12 ml/L angegeben, welcher zum einen nicht überprüfbar ist, zum anderen aber auch nicht direkt zur EQS-Herleitung verwendet werden kann.

8 Akute Toxizität

8.1 MAC-EQS Herleitung mit AF-Methode

Es liegen valide EC50-Werte für die Organismengruppen der Cyanobakterien, Algen/Wasserpflanzen, Krebstiere und Fische vor (Tabelle 4).

Tabelle 4: Übersicht der kritischen akuten Toxizitätswerte für Wasserorganismen für Metamitron.

Gruppe	Art	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
Algen/ Wasserpflanzen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	EC50	390	Scheerbaum, 1998a, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.8/02)
Kleinkrebse	<i>Daphnia magna</i>	EC50	25373 ^g	Nitschke et al., 1999 Sewell, 1994a (Ref: 8.2.4/01), Bell, 1995a, (Ref: 8.2.4/02) und Thun, 1992, (Ref: 8.2.4/02), aus dem Band 3 des EC DAR (2007)
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	LC50	194000	Gagliano & Fuss, 1993, aus Band 3 des EC DAR (2007) (Ref: 8.2.1/04)
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	EC50	2786 ^h	Scheerbaum, 1998b (Ref: 8.2.6/04) und Dengler, 1998b (Ref: 8.2.6/02), aus Band 3 des EC DAR (2007)

Tabelle 5: Risikoklassierung der akuten aquatischen Toxizität anhand der niedrigsten gemessenen EC50-Werte (UN 2015).

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

Wenn valide akute Effektdaten für Vertreter aus drei trophischen Ebenen vorliegen, kann laut TGD for EQS ein AF von 100 verwendet werden. Der AF kann auf 10 erniedrigt werden, wenn entweder die Standardabweichung der logarithmierten EC50-Werte <0.5 ist (hier 0.83), oder der Wirkmechanismus bekannt ist und ein repräsentativer Vertreter der empfindlichsten Art im Effektdatensatz mit dem tiefsten Wert vertreten ist. Dies ist hier der Fall, die Alge *Desmodesmus subspicatus*, welche zur empfindlichsten Organismusgruppe gehört, ist mit dem tiefsten Wert vertreten, der EC50-Wert ist 390 µg/L.

Mit diesem Wert wird Metamitron gemäss TGD for EQS als sehr giftig eingestuft (Tabelle 5) und es ergibt sich ein MAC-EQS von:

$$\text{MAC-EQS (AF)} = 390 \mu\text{g/L} / 10 = 39 \mu\text{g/L}$$

^g Geometrisches Mittel: $\sqrt{(97000 * 6700 * 5700 * 111900)}$

^h Geometrisches Mittel: $\sqrt{(6260 * 1240)}$

8.2 MAC-EQS mit SSD Methode

Die Ableitung eines AA-EQS mittels SSD ist aufgrund mangelnder akuter Daten nicht möglich.

8.3 AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmenstudien

Siehe Kapitel 7.3.

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.

Die gefundenen BCF reichen von 1.38 (EPI, 2011) bis 75 (PPDB, 2009). Der $\log K_{ow}$ aus dem DAR der EU (2007) liegt zwischen 0.85-0.96 der aus EPI, 2011 reicht von 0.83 - 1.44 (

Tabelle 1) und ist somit kleiner als die kritische Grenze von 3. Daher ist das Potential zur Bioakkumulation von Metamitron und dadurch die Gefahr von einer sekundären Intoxikation gering. Deshalb wird das Bioakkumulationspotential nicht weiter untersucht.

10 Schutz der aquatischen Organismen

Es liegen valide chronische und akute Effektdaten für Vertreter aus drei taxonomischen Gruppen vor. Da es sich bei Metamitron um ein selektives Herbizid handelt, liegen für Wasserpflanzen am meisten Effektdaten vor. In beiden Datensätzen ist der tiefste belastbare Wert bei Primärproduzenten (akut: *Desmodesmus subspicatus*, chronisch: *Lemna gibba*) beobachtet worden. Der daraus abgeleitete MAC-EQS ist 39 µg/L und der AA-EQS 4.0 µg/L. Im internationalen Vergleich erkennt man, dass die Werte in einem ähnlichen Bereich liegen. INERIS (Frankreich) ermittelten einen AA-EQS von 4 µg/L und einen MAC-EQS von 22 µg/L (INERIS, 2011a). RIVM geben einen AA-EQS von 10 µg/L an (keinen MAC-EQS), der höher liegt als der AA-EQS-Vorschlag des Oekotoxenzentrums, jedoch standen den Niederlanden nur drei Datenpunkte zur Verfügung.

Der hier hergeleitete MAC-EQS von 39 µg/L und der AA-EQS von 4.0 µg/L basieren auf einem relativ breiten Datensatz und sollten daher einen ausreichenden Schutz für alle aquatischen Organismen bieten. Die Gefahr der Bioakkumulation und damit einer sekundären Intoxikation erscheint gering.

11 Änderungen gegenüber der Version vom 21.11.2012

Es konnten keine neuen bewertbaren Studien mit verlässlichen und relevanten Effektdaten für Metamitron recherchiert werden. Das vorliegende Dossier und die darin abgeleiteten EQS-Vorschläge bleiben daher unverändert.

12 Referenzen

- Agritox (2012) Base de données sur les substances actives phytopharmaceutiques: <http://www.dive.afssa.fr/agritox/php/sa.php?sa=67>. L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses), Frankreich.
- Anderson J.P.E. (1993) Influence of Metamitron (technical) on the growth of the green alga, *Selenastrum capricornutum*. Aus dem Draft Assessment Report der European Commission (EC DAR) (public version). Band 3, Annex B, part 5, B.9. über Metamitron. (Ref: 8.2.6/01).
- Bell G. (1995a) AGH 210 - Acute toxicity for blugill sunfish. Aus dem Draft Assessment Report der European Commission (EC DAR) (public version). Band 3, Annex B, part 5, B.9. über Metamitron. (Ref: 8.2.1/06) Seite 523.
- Bell G. (1995b) AGH 210 - Acute toxicity to *Daphnia magna*. Aus dem Draft Assessment Report der European Commission (EC DAR) (public version). Band 3, Annex B, part 5, B.9. über Metamitron. (Ref: 8.2.4/02).
- Bell G. (1995c) AGH 210 - Algal growth inhibition. Aus dem Draft Assessment Report der European Commission (EC DAR) (public version). Band 3, Annex B, part 5, B.9. über Metamitron. (Ref: 8.2.6/05).
- Brock T.C.M., Crum S.J.H., Deneer J.W., Heimbach F., Roijackers R.M.M. and Sinkeldam J.A. (2004) Comparing aquatic risk assessment methods for the photosynthesis-inhibiting herbicides metribuzin and metamitron. *Environmental Pollution* 130(3): 403-426
- Crommentuijn T., Kalf D.F., Polder M.D., Posthumus R., van de Plasche E.J. (1997) Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for pesticides. RIVM Report number 601501002, National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands
- de Zwart D. (2002) Observed Regularities in the book: Species Sensitivity Distributions for Aquatic Species, Posthuma L, Suter G, W, Traas T, P (eds): CRC Press 2001
- Dengler D. (1998a) Assessment of the toxic effects of metamitron technical on aquatic plants using a duckweed *Lemna gibba*. Aus dem Draft Assessment Report der European Commission (EC DAR) (public version). Band 3, Annex B, part 5, B.9. über Metamitron. (Ref: 8.2.8/01).
- Dengler D. (1998b) Testing of toxic effects of metamitron technical on the blue-green algae *Anabaena flos-aquae*. Aus dem Draft Assessment Report der European Commission (EC DAR) (public version). Band 3, Annex B, part 5, B.9. über Metamitron. (Ref: 8.2.6/01).
- EC (2009) Review report for the active substance metamitron. Finalised in the Standing Committee on the Food Chain and Animal Health at its meeting on 28 October 2008 in view of the inclusion of metamitron in Annex I of Directive 91/414/EEC. SANCO/208/08-Final. Brussels: European Commission Health and consumer directorate-general.
- EC (2011) Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No. 27.
- EC DAR (2007) Draft Assessment Report (DAR), (public version). Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State United Kingdom for existing active substance: Metamitron of the third stage (part B) of review programme referred to in Article 8(2) of Council Directive 91/414/EEC.
- EPI (2011) Version 4.10 .The EPI (Estimation Programs Interface) Suite™ . A Windows®-based suite of physical/chemical property and environmental fate estimation programs developed by the EPA's Office of Pollution Prevention Toxics and Syracuse Research Corporation (SRC).
- ETOX (2011) Information System Ecotoxicology and Environmental Quality Targets. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- Faust M., Altenburger R., Bödeker W., Grimme L.H. (1992) Algentoxizitätstests mit synchronisierten Kulturen. Schr.-Reihe Verein WaBoLu 89, Gustav-Fischer Verlag, Stuttgart, Seiten 311-321
- Franke J. (2005) Metamitron FC2219 Boiling point A.2. Siemens AG. Frankfurt. Deutschland. Report no.: 20050130.01. GLP/unpublished. Zitiert im Band 3 des EC DAR, 2007 EPI, 2011.

- Gagliano G.G. and Fuss M.K. (1993) Acute toxicity of Metamitron technical to the common carp (*Cyprinus carpio*) under static conditions. Aus dem Draft Assessment Report der European Commission (EC DAR) (public version). Band 3, Annex B, part 5, B.9. über Metamitron. (Ref: 8.2.1/04).
- Ge H L, Liu S S, Su B X (2014): Predicting joint toxicity of organophosphorus and triazine pesticides on green algae using the generalized concentration addition model. *Zhongguo Huanjing Kexue/China Environmental Science* 34, 2413-2419.
- Grau R. (1989) Toxicity of Metamitron techn. to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) with prolonged exposure (21 days). Aus dem Draft Assessment Report der European Commission (EC DAR) (public version). Band 3, Annex B, part 5, B.9. über Metamitron. (Ref: 8.2.2.1/02).
- Gries T. (2002) Metamitron (DRW 1139) Early life-stage toxicity test with fathead minnow (*Pimephales promelas*). Aus dem Draft Assessment Report der European Commission (EC DAR) (public version). Band 3, Annex B, part 5, B.9. über Metamitron. (Ref: 8.2.2.2/01).
- Heimbach F., Brock T.C.M., Deneer J.W. (1999) Biological effects and fate of Metamitron SC 700 in outdoor microcosm enclosures. Zitiert in Kapitel B.9.2.6 von EC DAR 2007
- Heintze A. (1995) Partition coefficient of Metamitron. GAB&IFU, Niefern-Öschelbronn, Deutschland. Report No.: 95001/01- PCPC. GLP/unpublished. Zitiert im Band 3 des EC DAR, 2007 EPI, 2011.
- Hermann G. (1992) Acute Toxicity to *Oncorhynchus mykiss* under static conditions. Aus dem Draft Assessment Report der European Commission (EC DAR) (public version). Band 3, Annex B, part 5, B.9. über Metamitron. (Ref: 8.2.1/02).
- INERIS (2011a) L'Institut National de l'Environnement Industriel et des RisqueS (INERIS), Frankreich. (<http://www.ineris.fr/substances/fr/>).
- INERIS (2011b) L'Institut National de l'Environnement Industriel et des RisqueS (INERIS). NORMES DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE: METAMITRONE - N° CAS 41394-05-2, DRC-11-118981-13405A. Frankreich.
- ISO (1989) ISO 8692, Water quality—Fresh Water Algal Growth Inhibition Test with *Scenedesmus subspicatus* and *Selenastrum capricornutum*. Interna.
- Junghans M., Backhaus T., Faust M., Scholze M. and Grimme L.H. (2006) Application and validation of approaches for the predictive hazard assessment of realistic pesticide mixtures. *Aquatic Toxicology* 76(2): 93-110
- Klimisch H.J., Andreae M. and Tillmann U. (1997) A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 25(1): 1-5
- Mackie J.A. and Philips L. (1998) Photodegradation of Metamitron in natural water Inveresk Research, Tranent, Scotland. Report no.: HM900, GLP/unpublished. Zitiert im Band 3 des EC DAR, 2007.
- Montoro E.P., González R.R., Frenich A.G., Torres M. and Vidal J.L.M. (2007) Fast determination of herbicides in waters by ultra-performance liquid chromatography/tandem mass spectrometry. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 21(22): 3585-3592
- Müller J. (2002) Hydrolysis of Metamitron as function of pH according to EEC method C.7. Fraunhofer Institut, Schmallenberg, Deutschland. Report no.: FEI-006/7-28. GLP/unpublished. Zitiert im Band 3 des EC DAR, 2007.
- Nendza M. and Wenzel A. (2006) Discriminating toxicant classes by mode of action 1. (Eco)toxicity profiles. *Environmental Science and Pollution Research* 13(3): 192-203
- Neuwoehner J., Junghans M., Koller M. and Escher B.I. (2008) QSAR Analysis and specific endpoints for classifying the physiological modes of action of biocides in synchronous green algae. *Aquatic Toxicology* 90(1): 8-18.
- Nitschke L., Wilk A., Schüssler W., Metzner G. and Lind G. (1999) Biodegradation in laboratory activated sludge plants and aquatic toxicity of herbicides. *Chemosphere* 39(13): 2313-2323

- Peither A. (1998) Influence of metamitron tech. on survival and reproduction of *Daphnia magna* in a semi-static test. Aus dem Draft Assessment Report der European Commission (EC DAR) (public version). Band 3, Annex B, part 5, B.9. über Metamitron. (Ref: 8.2.5/01).
- PPDB (2009) Pesticide Properties Database: <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/Reports/448.htm>. Agriculture & Environment Research Unit (AERU), University of Hertfordshire, Grossbritannien. [Letzte Abfrage 17.07.2012].
- Santín-Montanyá I., Sandín-España P., García Baudín J.M. and Coll-Morales J. (2007) Optimal growth of *Dunaliella primolecata* in axenic conditions to assay herbicides. *Chemosphere* 66(7): 1315-1322
- Scheerbaum D. (1998a) Metamitron tec.-*Lemna minor* semi-static phytotoxicity test. Aus dem Draft Assessment Report der European Commission (EC DAR) (public version). Band 3, Annex B, part 5, B.9. über Metamitron. (Ref: 8.2.8/02).
- Scheerbaum D. (1998b) Metamitron tec. alga growth inhibition test (*Anabaena flos-aquae*). Aus dem Draft Assessment Report der European Commission (EC DAR) (public version). Band 3, Annex B, part 5, B.9. über Metamitron. (Ref: 8.2.6/04).
- Schneider E. (1991) Melting point and boiling point of Metamitron. Dr Krebs Analytik GmbH, Köln, Deutschland. Report no.:PR91/025, LP/unpublished. Zitiert im Band 3 des EC DAR, 2007.
- Schnell R. (1994) Metamitron determination of vapour pressure. Dr Krebs Analytik GmbH, Köln, Germany. Report No.: PR92/005. GLP/unpublished. Zitiert im Band 3 des EC DAR, 2007 EPI, 2011.
- Sewell L.G. (1994a) The acute toxicity of Metamitron to *Daphnia magna*. Aus dem Draft Assessment Report der European Commission (EC DAR) (public version). Band 3, Annex B, part 5, B.9. über Metamitron. (Ref: 8.2.4/01).
- Sewell L.G. (1994b) The acute Toxicity of Metamitron to Golden orfe. Aus dem Draft Assessment Report der European Commission (EC DAR) (public version). Band 3, Annex B, part 5, B.9. über Metamitron. (Ref: 8.2.1/05). Seite 523.
- Thun S. (1991a) 21d reproduction test in *Daphnia* test article Metamitron tec. Aus dem Draft Assessment Report der European Commission (EC DAR) (public version). Band 3, Annex B, part 5, B.9. über Metamitron. (Ref: 8.2.5/02).
- Thun S. (1991b) Acute toxicity in Rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Aus dem Draft Assessment Report der European Commission (EC DAR) (public version). Band 3, Annex B, part 5, B.9. über Metamitron. (Ref: 8.2.1/01).
- Thun S. (1991c) Final report on the algae growth inhibition test. Aus dem Draft Assessment Report der European Commission (EC DAR) (public version). Band 3, Annex B, part 5, B.9. über Metamitron. (Ref: 8.2.6/03).
- Thun S. (1991d) Prolonged toxicity test in Rainbow trout (juveniles). Aus dem Draft Assessment Report der European Commission (EC DAR) (public version). Band 3, Annex B, part 5, B.9. über Metamitron. (Ref: 8.2.2.1/01).
- Thun S. (1992) Acute toxicity in *Daphnia magna* test article " Metamitron technical". Aus dem Draft Assessment Report der European Commission (EC DAR) (public version). Band 3, Annex B, part 5, B.9. über Metamitron. (Ref: 8.2.4/03).
- Tomlin C.D.S. (ed) (2006) The Pesticide Manual: British Crop Production Council (BCPC)
- UN (2015): Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (GHS), 6th revised edition ed. United Nations, New York.
- Van Wijngaarden R.P.A., Cuppen J.G.M., Arts G.H.P., Crum S.J.H., Van Den Hoorn M.W., Van Den Brink P.J. and Brock T.C.M. (2004) Aquatic risk assessment of a realistic exposure to pesticides used in bulb crops: A microcosm study. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23(6): 1479-1498
- Villa S., Vighi M., Casini S. and Focardi S. (2003) Pesticide risk assessment in a lagoon ecosystem. Part II: Effect assessment and risk characterization. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22(4): 936-942

- Villa S, Migliorati S, Monti G S, Vighi M (2012): Toxicity on the luminescent bacterium *Vibrio fischeri* (Beijerinck). II: Response to complex mixtures of heterogeneous chemicals at low levels of individual components. *Ecotoxicology and environmental safety* 86, 93-100.
- Wendt-Rasch L., Van Den Brink P.J., Crum S.J.H. and Woin P. (2004) The effects of a pesticide mixture on aquatic ecosystems differing in trophic status: Responses of the macrophyte *Myriophyllum spicatum* and the periphytic algal community. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 57(3): 383-398