

2018

EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für:
Mesosulfuron-Methyl

1. Qualitätskriterien-Vorschläge

AA-EQS: 0.027 µg/L

MAC-EQS: 0.13 µg/L

Das chronische Qualitätskriterium (CQK \triangleq AA-EQS) und das akute Qualitätskriterium (AQK \triangleq MAC-EQS) wurden nach dem TGD for EQS der Europäischen Kommission (EC, 2011) hergeleitet. Damit die Dossiers international vergleichbar sind, wird im Weiteren die Terminologie des TGD verwendet. Dies soll aber keine Empfehlung für eine bestimmte Überwachungsstrategie der QK beinhalten.

2. Physikochemische Parameter

Tab. 1: Geforderte und zusätzliche Identitäts- und physikochemische Parameter nach dem TGD for EQS (EC 2011) für Mesosulfuron-Methyl. Die angegebenen Werte wurden soweit möglich zwischen experimentellen Werten (exp) und abgeschätzten, modellierten Werten (est) unterschieden.

Eigenschaften	Wert	Referenz
IUPAC Name (Engl.)	methyl-2-[(4,6-dimethoxy-pyrimidin-2-ylcarbamoyl)sulfamoyl]- α -(methanesulfonamido)-p-toluat	(EFSA 2016a)
Chemische Gruppe	Sulfonylharnstoff Herbizide	(EFSA 2016a)
Strukturformel		(EFSA 2016a)
CAS-Nummer	208465-21-8	(EFSA 2016a)
Herstellercode	AE F 130060	EC DRAR (2015) Vol. 3 B8, S. 209
EC-Nummer	606-653-3	https://echa.europa.eu/de/home (Zugriff: April 2018)
Summenformel	C ₁₇ H ₂₁ N ₅ O ₉ S ₂	(EFSA 2016a)
SMILES-code	<chem>c1(ccc(cc1S(=O)(=O)NC(=O)Nc1nc(cc(OC)n1)OC)CNS(=O)(=O)C)C(=O)OC</chem>	EPI Suite 4.1 (US EPA, 2018)
INCHI KEY	NIFKBBMCXCMCAO-UHFFFAOYSA-N	https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/ (Zugriff: April 2018)
Molare Masse (g·mol ⁻¹)	503.5	(EFSA 2016a)
Schmelzpunkt (°C)	195.4 (98.7% w/w)	(EFSA 2016a)
Siedepunkt (°C)	Mesosulfuron-Methyl zersetzt sich bei 190°C, bevor der Siedepunkt erreicht wird. Daher hat Mesosulfuron keinen Siedepunkt bei Atmosphärendruck.	(EFSA 2016a)
Dampfdruck (Pa)	3.5 * 10 ⁻¹² (20 °C, 98.1% w/w) 1.1 * 10 ⁻¹¹ (25 °C, 98.1% w/w) 3.3 * 10 ⁻¹¹ (30 °C, 98.1% w/w)	(EFSA 2016a)
Henry's-Konstante (Pa·m ³ ·mol ⁻¹)	2.434 * 10 ⁻¹⁰ (pH 5, 20°C) 3.649 * 10 ⁻¹² (pH 7, 20°C)	(EFSA 2016a)

Eigenschaften	Wert	Referenz
	1.145 * 10 ⁻¹³ (pH 9, 20°C)	
Wasserlöslichkeit (mg·L ⁻¹)	2.15 (pH 4, 20°C, 98.1% w/w) 7.24 (pH 5, 20°C, 98.1% w/w) 483 (pH 7, 20°C, 98.1% w/w) 15390 (pH 9, 20°C, 98.1% w/w) 13800 (pH 10, 20°C, 98.1% w/w)	(EFSA 2016a)
pK _a	4.35 +/- 0.04 (20°C, 98.1% w/w nach OECD 112) 3.54 (stärkster Säure-pKa) (est) 2.6 (stärkster Base-pKa) (est)	Schneider & Miklantz 1996 (Amended: 1997), zitiert im DRAR 2015, Volume 3 – B.2 (AS), S. 8 www.chemicalize.com zu ChemAxon Ltd
n-Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient (log K _{ow})	1.9 (pH 4, 98.1% w/w) 1.39 (pH 5, 98.1% w/w) -0.48 (pH 7, 98.1% w/w) -2.06 (pH 9, 98.1% w/w) -2.10 (pH 10, 98.1% w/w) 0.8 (est)	DRAR (2015) Vol. 3 B2, S. 8 EPI Suite 4.1 (US EPA, 2018)
Verteilungskoeffizient zw. dem org. Kohlenstoff im Boden/Sediment und Wasser (K _{oc})	64 (geom. Mittelwert für 9 Böden) 10.7 (est)	Allan & Pate, zitiert im DRAR 2015, Volume 3 – B.8 (AS), S. 163 f. EPI Suite 4.1 (US EPA, 2018)
Verteilungskoeffizient zwischen suspendierter Materie und Wasser (K _{susp-water})	1.1 (est)	Berechnet nach TGD for EQS, basierend auf K _{oc} = 11
Photolytische Abbaubarkeit (Halbwertszeit in Tagen)	45.9 (exp; 25°C, Xenon Lampe über 168 h) >1000 (est; für umweltrelevante Bedingungen, basierend auf dem berechneten Quantumyield)	DRAR (2015) Vol. 3 B8, S. 209 ff.
Hydrolytische Abbaubarkeit (Halbwertszeit in Tagen)	3.5 (pH 5, 25°C) 253 (pH 7, 25°C) 318 (pH 9, 25°C)	DRAR (2015) Vol. 3 B8, S. 208
Biologische Abbaubarkeit (Halbwertszeit in Tagen)	<u>Aerobe Mineralisierung nach OECD 309:</u> 569 (20.4°C, 1.1 µg/L Mesosulfuron-Methyl) 672 (20.4°C, 10.93 µg/L Mesosulfuron-Methyl) <u>Abbau in Wasser-Sediment-Studie:</u> 20.3 – 67.7 (in der Wasserphase) 27.3 – 70.4 (im Gesamtsystem)	DRAR(2015) Vol. 3 B8, S. 215 Steinführer & Zumdick 2000, zitiert im DRAR(2015) Vol. 3 B8, S. 221 ff.

3. Allgemeines

3.1. Identität:

Mesosulfuron-Methyl (CAS 208465-21-8) ist ein Sulfonylharnstoff Herbizid, welches seit dem Jahr 2001 von Bayer CropScience vermarktet wird. Mesosulfuron-Methyl ist eine Variante des Mesosulfuron (CAS 400852-66-6). Mesosulfuron ist in der EU-Regulation No 686/2012 als aktive Substanz aufgeführt. Als eigentlicher Wirkstoff gilt aber das Mesosulfuron-Methyl (siehe EFSA 2016, S. 3 und 6). Mesosulfuron kann nach Spaltung der Methyl-Ester-Bindung am Phenyl-Ring als Transformationsprodukt aus Mesosulfuron-methyl entstehen (DRAR (2015) Vol. 1, S. 209). Daher ist auch die für die Zulassung und Risikobewertung evaluierte Variante das Mesosulfuron-methyl (EFSA 2016b). Im vorliegenden Dossier wurden daher auch nur Daten für Mesosulfuron-Methyl verwendet.

3.2. Anwendung:

Mesosulfuron-Methyl ist ein Herbizid das in der Schweiz in über 10 zugelassenen Formulierungen enthalten ist (BLW 2018). Es wird dazu verwendet Gräser und Unkräuter in Getreidefeldern (Sommer- und Winterweizen, Hartweizen und Winterroggen), Karotten- und Spinatfeldern zu bekämpfen. Mesosulfuron-Methyl wird dabei erst nach dem Keimen des Unkrauts auf den Feldern versprüht (EFSA 2016b; Lewis 2016).

3.3. Wirkungsweise:

Das *Herbicide Resistance Action Committee* (HRAC) weist Mesosulfuron-Methyl den Code B und die Wirkstoffgruppe Sulfonylharnstoffe zu. Die Stoffe in dieser Wirkklasse gehören zu den Acetolactat-Synthase-Hemmern (ALS-Hemmer). Wird das Enzym Acetolactat-Synthase der Pflanze gehemmt, können die Aminosäuren Leucin, Isoleucin und Valin nicht mehr gebildet werden. Nach der ersten Applikation entwickelt sich sensitives Unkraut nicht mehr weiter und erste gelbe Verfärbungen werden sichtbar. Die Pflanze entwickelt eine Nekrose und stirbt vier bis sechs Wochen nach Kontakt mit dem Herbizid (DRAR 2015 Vol. 3 B3). Beobachtungen zeigen, dass Zielorganismen besonders schnell Resistenzen gegenüber ALS-Hemmer entwickeln können, da das ALS Gen diverse Nukleotid Polymorphismen aufweist. ALS-Hemmer Resistenz ist heute die häufigste Herbizid Resistenz weltweit (Corbett et al. 2006) .

In diversen Studien mit höheren Organismen wurden keine Anzeichen dafür gefunden, dass Mesosulfuron-Methyl endokrin aktiv ist (DRAR 2015 Vol. 3 B9).

3.4. Analytik:

Die Nachweisgrenze von Mesosulfuron-Methyl in Oberflächengewässern mittels HPLC-MS/MS liegt bei 0.05 µg/L (Kreber & Braune 2013, zitiert im DRAR (2015) Vol. 3, B.5, S. 47 ff.). Dies liegt in etwa im Bereich der vorgeschlagenen EQS.

3.5. Verhalten in der Umwelt und Stabilität:

Mesosulfuron-Methyl ist gut wasserlöslich und nur geringfügig volatil. Das Molekül ist im umweltrelevanten pH-Bereich einfach negativ geladen (siehe Appendix 11.1). Die Koc-Werte sind niedrig und der log Kow nimmt mit steigendem pH ab. Es kann also vermutet werden, dass Mesosulfuron-Methyl in der Umwelt eine hohe Mobilität ausweist, da es hauptsächlich gelöst (in anionischer Form) vorliegt und nur geringfügig

am Sediment adsorbiert. In der wässrigen Phase findet, abhängig vom pH eine Hydrolyse von Mesosulfuron-Methyl statt. Liegt der pH im sauren Bereich (pH 4) findet eine rasche Hydrolyse statt und die Abbauprodukte AE F092944 und AE F140584 entstehen durch die Auflösung der Sulfonylharnstoff-Brücke im Ausgangsstoff. Mit steigendem pH sinkt die Geschwindigkeit der Hydrolyse. Bei pH 7 ist die Hydrolyse bereits sehr langsam mit einer Halbwertszeit von 253 Tagen und neben der Auflösung der Sulfonylharnstoff-Brücke wird zusätzlich die Esterbindung hydrolysiert und es entsteht zusätzlich AE F147447 (Benzisothiazol). Bei einem pH-Wert von 9 entsteht zusätzlich in kleinen Mengen das Abbauprodukt AE F154851 (Mesosulfuronsäure).

Das Abbauprodukt AE F092944 ist unabhängig vom pH stabil, wohingegen das Transformationsprodukt AE F140854 nur bei einem tiefen pH stabil bleibt und bei pH 7 und 9 rasch in AE F147447 umgewandelt wird (DRAR 2015 Vol. 3 B8).

Der photolytische Abbau von Mesosulfuron-methyl wurde durch Bestrahlung mit künstlichem Licht (Xenon Lampe) über 168 h bei 25°C untersucht. In dieser Zeit lag der Abbau zwischen 6.6 und 12.7% (DT_{50} = von 45.9 d). Basierend auf dem daraus abgeleiteten Quantumyield wurden $DT_{50} > 1000$ d für umweltrelevante Bedingungen (12-stündige Photoperiode, Juni, 50° N) abgeschätzt. Aus diesem Grund wird der photolytische Abbau von Mesosulfuron-Methyl in der Umwelt als nicht relevant für aquatische Systeme betrachtet (DRAR 2015 Vol. 3 B8).

Untersuchungen zur aeroben Mineralisation in Oberflächengewässern ergaben einen geringen Abbau von Mesosulfuron-Methyl nach 62 d bei 20.4 °C. Das Haupttransformationsprodukt ist AE F092944 und der experimentell ermittelte DT_{50} beträgt 569 d bei einer Ausgangskonzentration von 11 µg/L (DRAR 2015 Vol. 3 B8).

Aufgrund der physikochemischen Eigenschaften ist Mesosulfuron-Methyl in Biotests stabil und die Wiederfindungsraten sind hoch. Zum Beispiel lag die mittlere gemessene Konzentration in einem 4-tägigen Fischtest bei statischer Exposition zwischen 98.3% und 105.3% des Nominalwertes (Anonym (1999), zitiert im DRAR 2015, Vol. 3 B9 S. 22). In einer 8-wöchigen *Lemna*-Studie, in der die Pflanzen für jeweils eine Woche unter statischen Bedingungen exponiert wurden (wobei die Expositionskonzentration jede Woche verringert wurde), lagen die Wiederfindungen am Ende der 7-tägigen Exposition im Mittel zwischen 93% und 105% (Bruns (2013), zitiert im DRAR 2015 Vol. 3 B9, S. 72).

Aufgrund der oben aufgeführten Ergebnisse wird im vorliegenden Dossier eine analytische Validierung der Testkonzentrationen nicht als zwingendes Kriterium für die Validität einer Studie angesehen.

Die Stabilität der Testsubstanz ist nur ein Einflussfaktor auf die tatsächliche Testkonzentration, wenn auch ein sehr wichtiger. Andere Einflussfaktoren sind die Löslichkeit der Testsubstanz im Testmedium und das korrekte Einwiegen der Testsubstanz. Während sich die Löslichkeit anhand der Wasserlöslichkeit und den eingesetzten Testkonzentrationen plausibilisieren lässt, kann es beim Einwiegen zu nicht-systematischen Unterschieden kommen, die anhand der Angaben im jeweiligen Testbericht nicht ersichtlich sind. Bei deutlichen Unterschieden (Unterschied grösser als Faktor 10) zwischen nominalen und analytisch validierten Werten, sollen letztere bevorzugt werden.

3.6. Toxizität der Transformationsprodukte:

Die Toxizität der Transformationsprodukte AE F160459, AE F154851 (Mesosulfuron), AE F099095, AE F092944 und AE F147447 wurde für die sensitivste Gruppe der Primärproduzenten mit Grünalgen und Wasserlinsen untersucht. EC_{50} Werte liegen mehrere Größenordnungen höher als für Mesosulfuron-Methyl. Für Grünalgen lagen alle EC_{50} oberhalb von 10 mg/L (DRAR 2015, List of Endpoints, S. 82 ff.). Das Risiko für aquatische Organismen wird für alle Oberflächengewässer Transformationsprodukte von Mesosulfuron-Methyl als gering eingestuft (EFSA 2016b).

3.7. Bestehende EQS

Es konnten keine bestehenden Umweltqualitätskriterien recherchiert werden. Aus Deutschland liegt lediglich eine Regulatorisch akzeptable Konzentration (RAK) von 0.062 µg/L vor (siehe UBA-ETOX Datenbank <https://webetox.uba.de>). Dieser Wert basiert auf einem 7d-EbC50 (*Lemna gibba*) von 0.62 µg/L und einem Assessmentfaktor (AF) von 10.

3.8. Allgemeines Vorgehen

Generell sollen nur verlässliche und relevante Daten zur EQS-Herleitung verwendet werden (EC, 2011). Es existieren verschiedene Ansätze zur Bewertung und Klassifizierung (öko)toxikologischer Daten (e.g. Klimisch *et al.* 1997, Moermond *et al.* 2016). Basierend auf Klimisch *et al.* werden vier Validitätsklassen vergeben: (1) verlässlich, (2) verlässlich mit Einschränkung, (3) nicht verlässlich, (4) nicht bewertbar. Die CRED-Methode¹ bietet zusätzlich eine vergleichbare Klassifizierung für die Relevanz.

Studien, welche von einer kompetenten Stelle (e.g. einer Behörde im Zulassungsverfahren) bewertet wurden, können laut TGD for EQS ohne eigene Prüfung („face value“) übernommen werden (EC, 2011).

Der ursprüngliche *Draft Assessment Report* (DAR) aus dem Jahr 2003 ist nicht öffentlich verfügbar und lag nicht vor. In 2015 wurde der *Draft Renewal Assessment Report* (**DRAR 2015**) publiziert. Dieser enthält z.T. ausführlichere Details zu ökotoxikologischen Studien und Bewertungen durch den berichterstattenden Mitgliedstaat (RMS). Studien, welche im DRAR 2015 akzeptiert wurden, wurden hier als Klimisch 1 übernommen.

Eine weitere Datenquelle ist die **OPP-Datenbank** (*Office of Pesticide Programs*) der US-Umweltbehörde (OPP 2018). Diese enthält geprüfte experimentelle Effektdaten², die als „C“ (*core*) oder „S“ (*supportive*) kategorisiert werden. Für die Risikobewertung der U.S. EPA werden im Normalfall die C-Studien verwendet. Fehlt für eine bestimmte Bewertung eine C-Studie, können nach sorgfältiger Prüfung auch S-Studien bei der Risikobewertung verwendet werden (US EPA 2004)³. S-Studien gelten als wissenschaftlich valide⁴, folgen aber nicht unbedingt den Richtlinien der US-EPA. So werden dort valide Daten aus der öffentlichen Literatur in den meisten Fällen als „S“ eingeordnet. Im vorliegenden Dossier wurden die Klassifizierung „C“ und „S“ übernommen. C-Studien werden wie Klimisch 1 Studien verwendet. S-Studien, die nicht selber recherchiert und überprüft werden konnten, sollen nicht als kritische Studien bei der AF-Methode verwendet werden. Sie können aber unter Umständen verwendet werden um Datenlücken zu schliessen, zur Plausibilisierung anderer Testergebnisse, und zur Anpassung der AF. Im probabilistischen Ansatz können plausible S-Studien hingegen verwendet werden, da dieser robuster ist und der EQS_{SSD} nicht so stark von einzelnen Datenpunkten verändert wird.

Zu den Daten in der OPP-Datenbank ist ein Studiendatum, aber keine Autoren-Namen angegeben. Anhand der Angaben zu den Testbedingungen und Testspezies, den Effektkonzentrationen und des Studiendatums konnten einige Studien identifiziert werden, welche ebenfalls im DRAR enthalten sind. In solchen Fällen wurde nur der DRAR als Quelle angegeben. In einigen Fällen unterschieden sich Effektkonzentrationen aus scheinbar identischen Studien marginal, e.g. wenn Werte gerundet wurden.

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

² „The toxicity data inputted into the database is compiled from actual studies reviewed by EPA in conjunction with pesticide registration or reregistration and studies performed by USEPA, USDA and USFWS laboratories which have been reviewed by Agency biologists and judged acceptable for use in the ecological risk assessment process.“ <http://www.ipmcenters.org/Ecotox/index.cfm>

³ [Seite 33]: [...] In some instances, a core study may not be available for a particular data requirement listed in 40 CFR 158. In this case, the risk assessment team may consider other sources of information to address the data gap (e.g., submitted studies considered to be supplemental and data from other sources not submitted as part of fulfilment of 40 CFR 158). If supplemental or non-guideline study data are available to address the type of information described by the associated guideline, then it may be used in the risk assessment after its use is carefully considered. Professional judgment is used by the risk assessment team to determine the utility of the available supplemental data for the proposed risk assessment [...].

⁴ 'supplemental data are from studies found to be scientifically valid but do not follow all requirements set forth in Agency testing guidelines', since data were 'e.g. not collected using the EPA's test guidelines'. For instance, (reliable) data from the open literature are according to US EPA (2004) in most cases classified as 'supplemental'

Auch hier wurde lediglich der DAR Wert übernommen, aber zusätzlich eine Notiz vermerkt. In anderen Fällen waren Unterschiede grösser und es wurde ein separater Dateneintrag gemacht.

4. Ökotoxikologische Parameter

Tab. 2: Effektdatensammlung für Mesosulfuron-Methyl. Formulierungen und Abbauprodukte von Mesosulfuron-Methyl wurden nicht berücksichtigt. Werte die in grau dargestellt sind werden gemäss TGD for EQS nicht direkt zur EQS-Herleitung verwendet. Dazu gehören u.a. invalide Studien und valide Studien mit nicht-exakten Effektkonzentrationen (z.B. „grösser als“ Werten). Bei den Biotests mit Algen werden die Werte zur Wachstumsrate gegenüber denen zum Biomassezuwachs bevorzugt (EC 2011, S. 136)). Auch wenn es im TGD for EQS nicht explizit auch für Test mit höheren Pflanzen (z.B. Lemna) erwähnt wird, trifft die Argumentation gleichfalls auf diese Tests zu. Daher wird auch hier die Wachstumsrate vor anderen Wachstumsparametern bevorzugt (letztere werden ebenfalls in grau dargestellt). Liegt für einen Endpunkt aus einer Studie sowohl ein EC10 als auch ein NOEC vor, wird der verlässlichere Wert bevorzugt. Sind beide gleichermaßen verlässlich, oder können nicht bewertet werden, so wird der niedrigere Wert verwendet. Die niedrigsten Effektwerte pro Organismengruppe (Primärproduzenten, Invertebraten, Fische) wurden unterstrichen und ist in Abb. 1 repräsentiert. Verwendete Abkürzungen: **Exp**=Expositionsregime; **Val** = Validität

Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit (%)	Notiz	Val	Literaturquelle
akute Effektdaten - limnisch											
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	96h	ErC50	= <u>4100</u>	nom-m	S	95.7	5	1	Abedi, J.; Christ, M.; Young, B. (2001) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 55
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Biomasse	96h	EbC50	= 2400	nom-m	S	95.7	1, 5	1	Abedi, J.; Christ, M.; Young, B. (2001) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 55
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Abundanz	96h	EC50	> 70800	kA	S	94.6	2	C	OPP 2017, Studiendatum 2000, RecordID 16429
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Wachstumsrate	96h	ErC50	> <u>74900</u>	mm	S	94.6	2	1	Sowig, P.; Weller, O.; Gosch, H. (2000) zitiert im DRAR 2015, Vol. 3 B9 S. 53
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>P. subcapitata</i>)	Wachstumsrate	72h	ErC50	> 290	mm	S	94.6	-	1	Heusel, R.; Weller, O.; Gosch, H. (1998) zitiert im DRAR 2015, Vol. 3 B9 S. 38
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>P. subcapitata</i>)	Biomasse	72h	EbC50	= 180	mm	S	94.6	-	1	Heusel, R.; Weller, O.; Gosch, H. (1998) zitiert im DRAR 2015, Vol. 3 B9 S. 38
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>P. subcapitata</i>)	Biomasse	96h	EbC50	= 210	mm	S	94.6	1	1	Heusel, R.; Weller, O.; Gosch, H. (1998) zitiert im DRAR 2015, Vol. 3 B9 S. 38
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>P. subcapitata</i>)	Wachstumsrate	72h	ErC50	= <u>3990</u>	nom-m	S	97.4		1	Kuhl, K. (2015) zitiert im DRAR 2015, Vol. 3 B9 S. 41
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>P. subcapitata</i>)	Wachstumsrate	96h	ErC50	= 4430	nom-m	S	97.4		1	Kuhl, K. (2015) zitiert im DRAR 2015, Vol. 3 B9 S. 41
Höhere Pflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate	4d	ErC50	= 1.51	nom-m	R	98.1	1, 13	1	Sowig, P. (2001) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 62
Höhere Pflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Biomasse	7d	EbC50	= 0.62	nom-m	R	95.3	1	1	Sowig, P.; Weller, O. (2000) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 60
Höhere Pflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Biomasse	7d	EbC50	= 1.863	twa	R	98.1	1	1	Sowig, P.; Gosch, H. (2002) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 64
		Geom. Mittelwert	7d	EbC50	= 1.075						
Höhere Pflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Frondfläche)	7d	ErC50	= <u>1.29</u>	nom-m	S	97.4	1, 16	1	Bruns, E. (2013) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 71
Höhere Pflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Frondzahl)	7d	ErC50	= 1.717	twa	R	98.1	1	1	Sowig, P.; Gosch, H. (2002) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 64
Höhere Pflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Frondzahl)	7d	ErC50	= 1.61	nom-m	S	97.4	1, 16	1	Bruns, E. (2013) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 71
		Geom. Mittelwert	7d	ErC50	= 1.663						
Höhere Pflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate	7d	ErC50	> 1	nom-m	R	95.3	1	1	Sowig, P.; Weller, O. (2000) zitiert im

Pflanzen		(Fronzähl)										DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 60
Höhere Pflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Wachstumsrate	14d	EC50	=	4.41	nom-m	S	99	6, N1	R3 C2	(Nuttens <i>et al.</i> 2016)
Höhere Pflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Wachstumsrate	14d	EC50	=	21.96	nom-m	S	99	6, N2	R3 C2	Nuttens <i>et al.</i> 2016
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50	>	90200	kA	S	95.6	2	C	OPP 2017, Studiendatum 1999, RecordID 16423
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48h	EC50	>	<u>100000</u>	nom-m	S	94.6	2	1	Sowig <i>et al.</i> (1999) zitiert im DRAR 2015, Vol. 3 B9 S. 30
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96h	LC50	>	96400	kA	S	95	2	S	OPP 2017, Studiendatum 1999, RecordID 16420
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96h	LC50	>	<u>100000</u>	nom-m	S	94.6	2	1	Anonym (1999), zitiert im DRAR 2015, Vol. 3 B9 S. 22
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96h	LC50	>	91500	kA	S	95		S	OPP 2017, Studiendatum 1999, RecordID 16421
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96h	LC50	>	<u>100000</u>	nom-m	S	94.6	2	1	Anonym (1999), zitiert im DRAR 2015, Vol. 3 B9 S. 21
akute Effektdaten - marin												
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Biomasse	96h	EbC50	=	<u>93000</u>	nom-m	S	95.7	1, 5	1	Young, B. M.; Abedi, J. (2001) zitiert im DRAR 2015 Vol. 3 B9 S. 57
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstumsrate	96h	ErC50	>	<u>100000</u>	nom-m	S	95.7	5	1	Young, B. M.; Abedi, J. (2001) zitiert im DRAR 2015 Vol. 3 B9 S. 57
Muscheln	<i>Crassostrea virginica</i>	Schalenwachstum	96h	EC50	>	<u>100000</u>	nom-m	T	95.1	1	1	Dionne, E. (2000) zitiert im DRAR 2015 Vol. 3 B9 S. 95ff.
Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i> (<i>Myxidopsis bahia</i>)	Mortalität	96h	LC50	>	<u>100000</u>	nom-m	S	95.7	1	1	Abedi, J.; Stachura, B.J.; Young, B.M. (2001) zitiert im DRAR 2015, Vol. 3 B9 S. 33
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Mortalität	96h	LC50	>	<u>100000</u>	nom-m	S	95.7	1	1	Anonym (2001), zitiert im DRAR 2015, Vol. 3 B9 S. 23
subchronische und chronische Effektdaten - limnisch												
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	96h	NOErC	=	<u>1000</u>	nom-m	S	95.7	1, 5	1	Abedi, J.; Christ, M.; Young, B. (2001) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 55
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Abundanz	96h	NOEL	≥	71000	kA	S	94.6	2, 10	C	OPP 2017, Studiendatum 2000, RecordID 16429
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	kA	96h	NOErC	=	<u>75000</u>	mm	S	94.6	2	1	Sowig, P.; Weller, O.; Gosch, H. (2000) zitiert im DRAR 2015, Vol. 3 B9 S. 53
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>P.subcapitata</i>)	Abundanz	96h	NOEC	=	29	kA	S	94.6	2	1	OPP 2017, Studiendatum 1998, RecordID 16428
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate	72h	NOErC	=	18	mm	S	94.6	-	1	Heusel, R.; Weller, O.; Gosch, H. (1998) zitiert im DRAR 2015, Vol. 3 B9 S. 38
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate	72h	NOErC	=	143	nom-m	S	97.4		1	Kuhl, K. (2015) zitiert im DRAR 2015, Vol. 3 B9 S. 41
		Geom. Mittelwert	7d	NOErC	=	<u>50.7</u>						
Höhere Pflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Fronzähl), Biomasse & „Intoxikations-symptome“	7d	NOEC	<	0.77	twa	R	98.1	14	1	Sowig, P.; Gosch, H. (2002) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 64
Höhere Pflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Fronzähl)	7d	ErC10	=	0.28	twa	R	98.1	15	1	Sowig, P.; Gosch, H. (2002) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 64 Neu berechnet (siehe Appendix)
Höhere	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate	7d	NOEC	=	0.18	nom-m	R	95.3	-	1	Sowig, P.; Weller, O. (2000) zitiert im

Pflanzen		(Fronzahl)										DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 60
Höhere Pflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Fronzahl)	7d	ErC10	=	0.376	nom-m	S	97.4	1, 3, 16, 17	1	Bruns, E. (2013) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 71
		Geom. Mittelwert	7d	NOEC	=	0.267						
Höhere Pflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Fronfläche)	7d	ErC10	=	0.402	nom-m	S	97.4	1, 3, 16	1	Bruns, E. (2013) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 71
Höhere Pflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Fronzahl)	7d	NOEC	=	0.388	nom-m	S	97.4	1, 3, 16	1	Bruns, E. (2013) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 71
Höhere Pflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Wachstumsrate (Länge)	14d	NOEC	≈	0.5	nom-m	S	99	6, N1	R3 C4	Nuttens et al. 2016
Höhere Pflanzen	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Wachstumsrate (Länge)	14d	NOEC	<	0.05	nom-m	S	99	6, N2	R3 C4	Nuttens et al. 2016
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	21d	NOEC	<	9.3	kA	R	94.6	-	S	OPP 2017, Studiendatum 2000, RecordID 16426
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Wachstums (Gewicht und Länge der Weibchen)	21d	NOEC	=	1800	nom-m	R	94.6	1	1	Sowig, P.; Gosch, H.; Weller, O. (2000) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 35
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion (Anzahl Nachkommen)	21d	NOEC	=	18000	nom-m	R	94.6		1	Sowig, P.; Gosch, H.; Weller, O. (2000) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 35
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	28d	NOEC	≥	29600	kA	R	95	10	S	OPP 2017, Studiendatum 2000, RecordID 16422
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	kA	28d	NOEC	≥	32000	nom-m	kA	94.6	8, 10	1	Anonym (2000), zitiert im DRAR 2015, Vol. 3 B9 S. 26
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Reproduktion und Wachstum	32d	NOEC	≥	95000	mm	T	96.7	4	1	Anonym (2003), zitiert im DRAR 2015, Vol. 3 B9 S. 28
subchronische und chronische Effektdaten - marin												
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Abundanz	96h	NOEL	=	38000	kA	S	96	-	1	US-EPA (1992) Pesticide Ecotoxicity Database
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Biomasse	96h	NOErC	=	60000	nom-m	S	95.7	5	1	Young, B. M.; Abedi, J. (2001) zitiert im DRAR 2015 Vol. 3 B9 S. 57
Multispezies-, Mikro-, und Mesokosmen-Studien												
Höhere Pflanzen	<i>Cabomba caroliniana</i>	Wachstumsrate (Sprosslänge und Trockengewicht)	8w	NOErC	≥	15.33	twa	S	98.1	7, 9	1	Hoberg, J. (2009) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 67
Höhere Pflanzen	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Wachstumsrate (Sprosslänge)	8w	NOErC	=	3.93	twa	S	98.1	7, 9	1	Hoberg, J. (2009) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 67
Höhere Pflanzen	<i>Elodea canadensis</i>	Wachstumsrate (Trockengewicht)	8w	NOErC	=	1.11	twa	S	98.1	7, 9	1	Hoberg, J. (2009) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 67
Höhere Pflanzen	<i>Glyceria maxima</i>	Wachstumsrate (Sprosslänge und Trockengewicht)	8w	NOErC	≥	15.33	twa	S	98.1	7, 9	1	Hoberg, J. (2009) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 67
Höhere Pflanzen	<i>Mentha aquatica</i>	Wachstumsrate (Sprosslänge)	8w	NOErC	=	8.41	twa	S	98.1	7, 9	1	Hoberg, J. (2009) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 67
Höhere Pflanzen	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	Wachstumsrate (Sprosslänge und Trockengewicht)	8w	NOErC	≥	15.33	twa	S	98.1	7, 9	1	Hoberg, J. (2009) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 67
Höhere Pflanzen	<i>Nymphaea odorata</i>	Wachstumsrate (Trockengewicht)	8w	NOErC	≥	15.33	twa	S	98.1	7, 9	1	Hoberg, J. (2009) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 67
Höhere Pflanzen	<i>Pontederia cordata</i>	Wachstumsrate (Sprosslänge und Trockengewicht)	8w	NOErC	=	1.11	twa	S	98.1	7, 9	1	Hoberg, J. (2009) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 67
Höhere Pflanzen	<i>Stuckenia pectinata (Potamogeton pectinatus)</i>	Wachstumsrate (Trockengewicht)	8w	NOErC	=	0.529	twa	S	98.1	7, 9	1	Hoberg, J. (2009) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 67

Legende

Angaben zur chemischen Analytik

mm	Basierend auf der gemittelten gemessenen Konzentration.
m-gm	Basierend auf der geometrisch gemittelten gemessenen Konzentration
nom	Basierend auf der nominalen Konzentration (ohne begleitende chemische Analytik).
nom-m	Basierend auf der nominalen Konzentration, Wiederfindung wurde gemessen und lag im Bereich 80-120% der Nominalkonzentration.
twa	Basierend auf dem zeitgewichteten Mittelwert (Engl. <i>Time-weighted average</i>)

Angaben zum Expositionsregime

S	statische Exposition
R:	semi-statische Exposition
T:	Durchfluss (<i>flow-through</i>) Exposition

Notizen

- 1 Aufgrund des Studiendatums und weiterer Angaben (z.B. zur Reinheit) kann vermutet werden, dass es sich um dieselbe Studie handelt, die auch in der OPP-Datenbank enthalten ist, mit dem gleichen, oder gerundeten Effektdatum. Der Wert aus der OPP-Datenbank wird hier daher nicht separat aufgeführt
 - 2 Die Original-Studie scheint im DRAR enthalten zu sein. Anders als unter Notiz „1“ weicht das Effektdatum aber mehr ab, als es durch Rundung des Ergebnisses erwartet werden kann. Aufgrund dieser Unsicherheit ist der nachvollziehbarere Wert aufgeführt und der andere Wert (aus der OPP Datenbank) ist in grau dargestellt und wird nicht zur EQS-Herleitung verwendet.
 - 3 Die gemessene Konzentration betrug initial 68% - 95% (im Mittel 79%) und nach 7 Tagen 79% - 116% (im Mittel 93%). Die Abweichung zur Nominalkonzentration ist also nur minimal grösser als 20%. Im Mitteln über beide Zeitpunkte liegt sie im akzeptablen Bereich. Daher wurden die Ergebnisse, basierend auf Nominalkonzentrationen, akzeptiert.
 - 4 *Early life stage* (ELS) test
 - 5 Festgelegt mittels nichtlinearer Regression.
 - 6 Die gemessene Konzentration weicht mehr als 20% von der nominalen Konzentration ab.
 - 7 Es handelt sich um ein Feldexperiment. Die Pflanzen wurden draussen in Frischwasserbecken zuerst 4 Wochen akklimatisiert und dann verschiedenen Konzentrationen von Mesosulfuron-Methyl ausgesetzt. Der Boden der Becken war mit einer 5 cm tiefen Schicht sandigem Lehm bedeckt und die Pflanzen waren direkter Sonneneinstrahlung ausgesetzt.
 - 8 Juvenile wurden getestet
 - 9 Die gemessene Konzentration betrug weniger als 80% der nominalen, daher wurde der *Time-weighted average* berechnet (Berechnungen im Appendix 11.3). Aufgeführt ist für jede Spezies jeweils nur der sensitivste Endpunkt.
 - 10 Bei dem NOEC handelt es sich (vermutlich) um die höchste getestete Konzentration. Daher wurde der Wert hier als „≥“ eingetragen.
 - 11 Aufgrund des Studiendatums und weiterer Angaben (z.B. zur Reinheit) kann vermutet werden, dass es sich um dieselbe Studie handelt, die auch in der OPP-Datenbank enthalten ist, mit dem gleichen, oder gerundeten Effektdatum. Der Wert aus der OPP-Datenbank wird hier daher nicht separat aufgeführt
 - 12 Die Original-Studie scheint im DRAR enthalten zu sein. Anders als unter Notiz „P“ weicht das Effektdatum aber mehr ab, als es durch Rundung des Ergebnisses erwartet werden kann. Aufgrund dieser Unsicherheit ist der nachvollziehbarere Wert aufgeführt und der andere Wert (aus der OPP Datenbank) ist in grau dargestellt und wird nicht zur EQS-Herleitung verwendet.
 - 13 Der zur Zeit akzeptierte Standardtest dauert 7 Tage. Hier wurden Effekte nach 4 Tagen bestimmt. Testergebnis daher nur „unterstützend“ und soll nicht zur EQS-Herleitung verwendet werden (daher in grau dargestellt).
 - 14 Neben dem klassischen Endpunkt Frondzahl wurden auch vergilbte und gewölbte Fronds als Symptome einer starken Intoxikation beschrieben.
 - 15 Für diese Studie wurde im DRAR 2015 nur ein nicht exakter NOEC von <0.77 µg/L angegeben. Die Daten aus dem DRAR wurden daher neu ausgewertet und es konnte ein ErC10 von 0.28 µg/L berechnet werden (Details im Appendix Abb. A.1, Tab. A.2 und Tab. A.3). Eine Unsicherheit bei dem EC10 besteht dadurch, dass er unterhalb der niedrigsten getesteten Konzentration liegt. Der Wert liegt aber im selben Bereich wie die beiden anderen Werte die für *Lemna* und diesen Endpunkt vorliegen.
 - 16 Ergebnisse für die erste Woche (7d) aus einem Test über 8 Wochen, in dem die Expositionskonzentrationen wöchentlich reduziert wurden. Der Standard-Test mit *Lemna* geht über 7 Tage. Das niedrigste Effektdatum wurde nach 7 Tagen bestimmt. Daher werden hier nur die Effektkonzentrationen nach 7 Tagen angegeben.
 - 17 Liegen NOEC und EC10 von einem Endpunkt vor, sollte der verlässlichste Parameter ausgewählt werden. Im Rahmen der Arbeiten war es nicht möglich die Verlässlichkeit der NOEC und EC10 zu vergleichen. Daher wurde der niedrigste Wert gewählt. Die Unterschiede zwischen den Werten sind allerdings sehr gering, und der Wert geht am Ende in einen geometrischen Mittelwert ein, so dass der mögliche Fehler hierbei sehr klein sein dürfte.
- C1 Beim Testorganismus handelt es sich um eine einkeimblättrige Pflanze
- C2 Beim Testorganismus handelt es sich um eine zweikeimblättrige Pflanze.
- N1 219.63 mg N-NO₃ wurden hinzugefügt, woraus ein N:P Verhältnis von 25:1 entstand.
- N2 878.52 mg N-NO₃ NO₃ wurden hinzugefügt, woraus ein N:P Verhältnis von 100:1 entstand.

5. Graphische Darstellung der Toxizitätsdaten

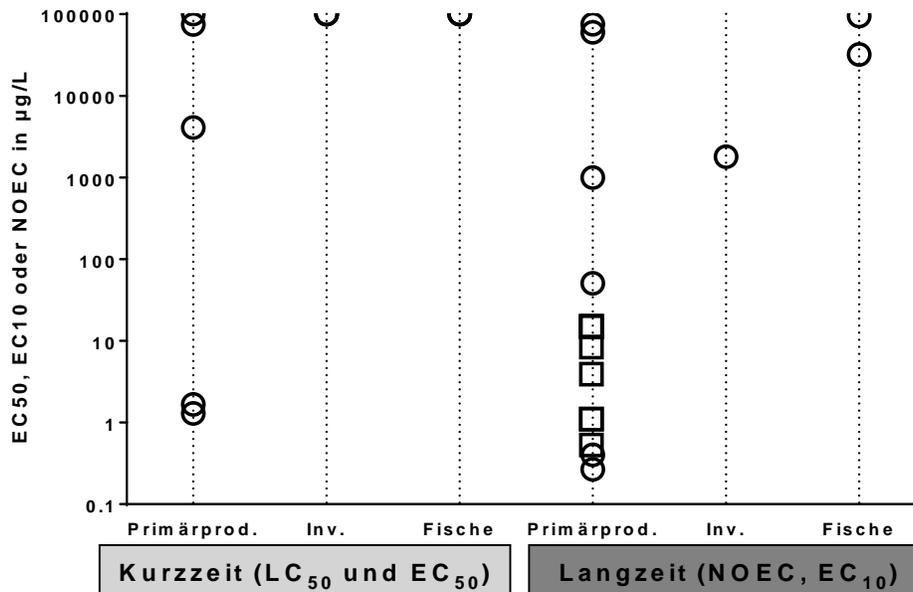


Abb. 1: Grafische Darstellung aller validen Kurzzeit- und Langzeit-Effektdata für limnische und marine Primärproduzenten (Cyanobakterien, Algen und höhere Wasserpflanzen), Invertebraten und Fische aus Tab. 2 für Mesosulfuron-Methyl. Bei den chronischen Daten für Primärproduzenten sind mit den Rechtecken die Effektdata aus einem 8-wöchigen Multispeziesstest mit höheren Pflanzen zu vergleichszwecken dargestellt. Für Fische (akut und chronisch) und Invertebraten (akut) liegen nur nicht exakte „grösser als“ Werte vor, die meisten im Bereich von 100000 µg/L.

Aus Abb. 1 ist deutlich zu entnehmen, dass die empfindlichsten Organismen aus Kurzzeit- und Langzeittest aus der Gruppe der Primärproduzenten stammen. Auffällig ist die grosse Streuung der Empfindlichkeit innerhalb der Primärproduzenten. Diese kann darauf zurückgeführt werden, dass nicht jede Spezies gleich sensitiv auf den Wirkmechanismus von Mesosulfuron-Methyl reagiert. Generell sind Algen deutlich weniger sensitiv als aquatische Gefässpflanzen und innerhalb der aquatischen Gefässpflanzen reagieren Zweikeimblättrige tendenziell weniger sensitiv als Einkeimblättrige (Vgl. Kapitel 7.3). Bei vielen Studien mit Invertebraten und Fischen wurde bis zur höchsten getesteten Konzentration keine Effekte beobachtet.

5.1 Vergleich der Empfindlichkeit mariner und limnischer Organismen

Es liegen verlässliche Daten zur akuten Toxizität für vier marine Organismen vor; für die Kieselalge *Skeletonema costatum*, die Myside *Americamysis bahia*, die Auster *Crassostrea virginica* und den Edelsteinkärppling *Cyprinodon variegatus*. Mit Ausnahme von *S. costatum* handelt es sich aber um nicht-exakte „grösser als“ Werte. Im Falle der chronischen Toxizität liegen lediglich Daten für *S. costatum* vor. Eine statistische Analyse der Unterschiede in der Empfindlichkeit von marinen und limnischen Organismen ist aufgrund der wenigen exakten Daten nicht möglich. Allerdings gehört keine der vier Arten zu den sensitivsten Organismen des Datensatzes. Alle Effektwerte liegen in einem Bereich, der vergleichbar ist mit den Werten für limnische Algen, Invertebraten und Fische. Für die EQS Herleitung wird daher, gemäss TGD for EQS (EC 2011), nicht zwischen marinen und limnischen Organismen unterschieden.

6. Herleitung der EQS

Um chronische und akute Qualitätsziele herzuleiten, kann die Sicherheitsfaktormethode (AF-Methode) auf Basis von Kurzzeit- und Langzeiteffektdaten angewendet werden. Dabei wird mit dem tiefsten chronischen Datenpunkt ein AA-EQS (Annual-Average-Environmental-Quality-Standard) und mit dem tiefsten akuten Datenpunkt ein MAC-EQS (Maximum-Acceptable-Concentration-Environmental-Quality-Standard) abgeleitet. Wenn der Datensatz umfassend genug ist, können diese EQS zusätzlich mittels einer Speziessensitivitätsverteilung (SSD) bestimmt werden. Valide Mikro-/Mesokosmosstudien dienen einerseits zur Verfeinerung des AF, der durch eine SSD hergeleitet wurde. Andererseits können sie auch direkt zur Bestimmung eines EQS verwendet werden.

7. Chronische Toxizität

7.1. AA-EQS Herleitung für Mesosulfuron-Methyl mit AF-Methode

Tab. 3: Übersicht über die kritischen Toxizitätswerte von Mesosulfuron-Methyl auf Wasserorganismen aus längerfristigen Untersuchungen.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
Basisdatensatz				
Primärproduzenten	<i>Lemna gibba</i>	NOEC	0.267	Geometrischer Mittelwert aus: 1) Sowig, P.; Gosch, H. (2002) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 64 Model Comparison Weibull 2) Sowig, P.; Weller, O. (2000) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 60 3) Bruns, E. (2013) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 71
Invertebraten	<i>Daphnia magna</i>	NOEC	1800	Sowig et al. (2000) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 35
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	NOEC	>95'000	Anonym (2003), zitiert im DRAR 2015, Vol. 3 B9 S. 28

Es liegen NOEC-Werte für die Organismengruppen der Primärproduzenten (Cyanobakterien, Algen, höhere Pflanzen), Invertebraten (Krebstiere) und Fische vor. Die NOEC Werte für die Invertebraten und Fische liegen im mehrstelligen mg/L-Bereich und es kann von einer geringen Empfindlichkeit gegenüber Mesosulfuron-Methyl ausgegangen werden. Primärproduzenten stellen die sensitivste Organismengruppe dar. Innerhalb dieser Gruppe liegt der tiefste NOEC für *Lemna gibba* vor. Diese Wasserlinse ist um mehrere Größenordnungen empfindlicher als Invertebraten und Fische. Der NOEC ist ein geometrischer Mittelwert aus drei 7d-NOEC (Wachstumsrate) für den Endpunkt Frondzahl. Einer der NOEC lag im DRAR 2015 nur als nicht exakter Wert von <0.77 µg/L vor. Die Daten aus dem DRAR wurden daher neu ausgewertet und es konnte ein ErC10 von 0.28 µg/L berechnet werden (Details im Appendix Abb. A.1, Tab. A.2 und Tab. A.3). Weitere verlässliche chronische Effektwerte für andere Gefässpflanzen liegen nicht vor. Da jedoch *Lemna gibba* auch im akuten Datensatz die sensitivste Spezies darstellt, kann davon ausgegangen werden, dass hier keine Datenlücke vorliegt. Daher liegt ein vollständiger Datensatz mit einem Vertreter der vermutlich sensitivsten taxonomischen Gruppe vor. Es kann ein Sicherheitsfaktor von 10 angewendet werden woraus sich folgendes Langzeit-Qualitätskriterium ergibt:

$$\text{AA-EQS} = 0.267 \mu\text{g/L} / 10 \approx 0.027 \mu\text{g/L}$$

7.2. AA-EQS aus Multispezietests, Mikro-/Mesokosmosstudien

Im DRAR (2015 Vol. 1 B9 S. 67 ff.) ist die Studie von Hoberg (2009) aufgeführt. Dieser untersuchte in 8-wöchigen Freiluft-Multispezietests den Einfluss von Mesosulfuron-Methyl auf die Wachstumsrate von neun Wasserpflanzen (Einkeimblättrige: *Elodea canadensis*, *Stuckenia pectinata* (ehemals *Potamogeton pectinatus*), *Glyceria maxima*, und *Pontederia cordata*; Zweikeimblättrige: *Nymphaea odorata*, *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum heterophyllum*, *Mentha aquatica* und *Cabomba caroliniana*). Dazu wurden die Pflanzen in 31 Aussenbecken (3000 L) für zwei Wochen in Süßwasser akklimatisiert und anschließend verschiedenen Konzentrationen von Mesosulfuron-Methyl exponiert. Die nominalen Konzentrationen der Testsubstanz wurden analytisch überprüft und zeigten eine Abnahme über die Zeit. Der Boden der Becken war mit einer 5 cm hohen Schicht sandigem Lehm bedeckt und jedes Becken war direkter Sonneneinstrahlung ausgesetzt. Nach acht Wochen wurden die Pflanzen geerntet und für jede Spezies wurde die durchschnittliche Trieblänge und das Trockengewicht der Triebe ermittelt und mit den Kontrollpflanzen verglichen. Im DRAR werden NOEC, EC10 und EC50 basierend auf nominalen Anfangskonzentrationen angegeben. Da diese Konzentration nicht die über die Versuchsdauer abnehmenden Konzentrationen widerspiegelt, wurden im vorliegenden Dossier zeitgewichtete NOEC-Werte (TWA) berechnet, welche den Substanzverlust über die Expositionsdauer berücksichtigen. Diese NOECs für jede Spezies sind in Tab. 2 angegeben. Details zur Berechnung der TWA-Konzentrationen sind im Appendix zu finden (Kapitel 11.2). Zusätzlich exponierte Hoberg (2009) *Lemna gibba* in einer Klimakammer, unter Verwendung des behandelten Wassers aus den verschiedenen Aussenbecken, da *Lemna gibba* aus biologischen Gründen nicht direkt in den Aussenbecken kultiviert werden konnte. Im DRAR sind aber keine Effektdaten aus diesem Test mit *Lemna* aufgeführt. Stattdessen wird auf die 8-wöchige Expositionsstudie mit *Lemna gibba* verwiesen (Bruns 2013, zitiert im DRAR 2015, Vol. 3 B9, S. 70), da sie eine direktere Vergleichbarkeit aufweist.

Die neun Spezies der Aussenbecken reagierten auffallend unterschiedlich gegenüber Mesosulfuron-Methyl. *Glyceria maxima*, *Cabomba caroliniana*, *Myriophyllum heterophyllum* und *Nymphaea odorata* zeigten keine Effekte bis zur höchsten getesteten Konzentration von 15.33 µg/L (entspricht nominaler Anfangskonzentration von 25 µg/L; siehe Kap. 11.2), wohingegen *Stuckenia pectinata* (ehemals *Potamogeton pectinatus*) den tiefsten 8w-NOEC von 0.529 µg/L (TWA) aufwies. Tendenziell waren einkeimblättrige Wasserpflanzen sensibler Mesosulfuron-Methyl als zweikeimblättrige. *Glyceria maxima* als einkeimblättrige Pflanze die bis zur höchsten getesteten Konzentration keine Effekte zeigte, stellt dabei die Ausnahme dar. Eine mögliche Erklärung könnte sein, dass *Glyceria maxima* eine emergente Pflanze ist und ein Teil der Pflanze oberhalb der Wasseroberfläche liegt, wodurch sie weniger exponiert ist. Der niedrigste NOEC aus dieser Studie liegt in einem ähnlichen Bereich wie der kritische NOEC für den AA-EQS_{AF} von 0.267 µg/L für *Lemna gibba*.

Die Daten aus Hoberg (2009) werden hier aber nicht direkt für die AA-EQS-Herleitung verwendet. Zum einen nahm die Expositionskonzentration über den Zeitraum von 8 Wochen um mehr als 50% ab. Dies konnte zum Teil durch die Berechnung zeitgewichteter NOEC-Werte kompensiert werden. Des Weiteren liegen für die untersuchten Spezies nur 8w-NOEC, aber keine NOEC nach 7 Tagen vor. Ein direkter Vergleich mit den 7d-NOEC Werten für *L. gibba* ist nicht möglich. Vergleicht man nur die 8w-NOECs (nominale Anfangskonzentrationen, da keine TWA für die *Lemna*-Studie berechnet wurden), so liegt der niedrigste NOEC für *L. gibba* mit 0.388 µg/L (Brund 2013) noch unterhalb des niedrigsten NOEC von 0.78 µg/L (Trockengewicht; *Potamogeton pectinatus*). Es kann also davon ausgegangen werden, dass *L. gibba* tatsächlich mit zu den sensitivsten Spezies gehört und somit keine erhöhten Sicherheitsfaktoren bei der EQS-Herleitung verwendet werden müssen.

Gegen die Verwendung der Daten aus Hoberg (2009) in einem probabilistischen Ansatz spricht die im Vergleich zum Standardtest lange Expositionsdauer mit starker (>50%) Abnahme der Expositionskonzentrationen. Zu Vergleichszwecken wurde aber eine SSD mit alle präzisen Daten (ohne die \geq NOECs) aus der Studie von Hoberg (2009) und dem 7d-NOEC von 0.267 $\mu\text{g/L}$ für *L. gibba* angefertigt (Appendix 11.4). Diese enthält ebenfalls keine Daten für Algen und Cyanobakterien, da diese im Vergleich zu den höheren Pflanzen sehr unempfindlich waren, mit NOECs im Bereich der NOEC für Invertebraten. Die so konstruierte SSD erfüllt die Anforderungen nach dem TGD for EQS nicht, da nur 6 Datenpunkte vorliegen. Der HC05 liegt bei 0.145 $\mu\text{g/L}$. Unter Verwendung des Standard AF von 5 (EC, 2011, S. 43) ergäbe sich daraus ein AA-EQS_{SSD} von 0.029 $\mu\text{g/L}$, welcher praktisch identisch ist mit dem AA-EQS_{AF} von 0.027 $\mu\text{g/L}$ liegt.

7.3. AA-EQS mit SSD-Methode

Aufgrund des spezifischen Wirkmechanismus wäre eine SSD für Primärproduzenten am relevantesten. Wie im Kapitel 7.2 dargelegt, sind Cyanobakterien, Algen, und dicotyle Pflanzen allerdings weitaus weniger empfindlich als monokotyle Pflanzen. Des Weiteren liegen nicht genügend Daten für sensitive Vertreter der Primärproduzenten vor.

7.4. AA-EQS Schlussfolgerung

Wie im TGD for EQS (EC, 2011) vorgesehen, sollen nach Möglichkeit alle Methoden zur EQS-Herleitung angewendet werden. Mittels AF-Methode wurde ein AA-EQS von 0.027 $\mu\text{g/L}$ bestimmt. Die Daten aus einem Multispeziesstest stützen den Wert und die Wahl des sensitivsten Organismus und des AF. Eine nach dem TGD for EQS zulässige SSD konnte aufgrund fehlender Daten nicht angefertigt werden. Somit wird ein **AA-EQS** von **0.027 $\mu\text{g/L}$** vorgeschlagen.

8. Akute Toxizität

8.1. MAC-EQS Herleitung für Mesosulfuron-Methyl mit AF-Methode

Tab. 4: Übersicht der kritischen akuten Toxizitätswerte von Mesosulfuron-Methyl auf Wasserorganismen.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
Basisdatensatz				
Primärproduzenten	<i>Lemna gibba</i>	ErC50	1.29	Bruns, E. (2013) zitiert im DRAR 2015 Vol. 1 B9 S. 71
Invertebraten	<i>Daphnia magna</i>	LC50	> 100'000	Sowig et al. (1999) zitiert im DRAR 2015, Vol. 3 B9 S. 30
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i> <i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC50	> 100'000	Anonym (1999), zitiert im DRAR 2015, Vol. 3 B9 S. 22 Anonym (1999), zitiert im DRAR 2015, Vol. 3 B9 S. 21
Daten zu weiteren Organismengruppen				
Muscheln	<i>Crassostrea virginica</i>	NOEC	>100'000	Dionne, E. (2000) zitiert im DRAR 2015 Vol. 3 B9 S. 95ff.

Tab. 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)	>10 mg/L; <100mg/L	
2 (giftig)	<10 mg/L; >1mg/L	
1 (sehr giftig)	< 1mg/L	X

Es liegen EC50-Werte für die Organismengruppen der Primärproduzenten (Algen, Cyanobakterien und höhere Pflanzen), Invertebraten (Krebstiere und Muscheln) und Fische vor. Für Invertebraten, Fische und Mollusken konnte allerdings kein exakter EC50 ermittelt werden und EC50 sind als „grösser als“ höchste getestete Konzentration angegeben. Aquatische Gefässpflanzen sind innerhalb der Primärproduzenten die sensitivste Gruppe. Der niedrigste EC50 von 1.29 µg/L liegt für *Lemna gibba* vor.

Um Kurzzeit-Qualitätskriterien (MAC-EQS) herzuleiten, kann die AF-Methode auf der Datenbasis von akuten Toxizitätsdaten verwendet werden. Allerdings müssen mindestens 3 valide EC50-Kurzzeittestergebnisse von Vertretern der 3 trophischen Ebenen (Fische, Invertebraten, Primärproduzenten) vorhanden sein um einen Assessmentfaktor von 100 mit den EC50 der sensitivsten Studie verwenden zu können. Mesosulfuron-Methyl erfüllt dieses Kriterium. Für Substanzen mit einem spezifischen Wirkmechanismus kann der AF weiter reduziert werden, wenn ein Vertreter einer der vermutlich sensitivsten Gruppe im Effektdatensatz vorhanden ist. Der Wirkmechanismus von Mesosulfuron-Methyl ist bekannt und auf Primärproduzenten, v.a. höhere Pflanzen ausgerichtet. Der tiefste Effektdatenpunkt ist ein ErC50 aus einer 7d-Studien für *Lemna gibba* für den Endpunkt Frondfläche. *Lemna* ist ebenfalls im chronischen Datensatz die sensitivste Spezies, was ebenfalls durch Ergebnisse eines Multispezies-Test unterstützt wird (Vgl. Kapitel 7.3). Die Verwendung eines reduzierten AF von 10 scheint somit gerechtfertigt. Es ergibt sich folgendes Kurzzeit-Qualitätskriterium:

$$\text{MAC-EQS}_{\text{AF}} = 1.29 \mu\text{g/L} / 10 \approx 0.13 \mu\text{g/L}$$

8.2. MAC-EQS mit SSD-Methode

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

8.3. MAC-EQS aus Multispezietests, Mikro-/Mesokosmosstudien

Es liegen keine Multispezietests, Mikro- oder Mesokosmosstudien vor, von denen sich ein MAC-EQS ableiten liesse. Die in Kapitel 7.2 beschriebene Studie enthält zwar EC50-Werte, diese wurden aber in 8-wöchigen Expositionen bestimmt und bilden somit keine Kurzzeitbelastungssituation ab.

8.4. MAC-EQS Schlussfolgerung

Wie im TGD for EQS (EC, 2011) vorgesehen, sollen nach Möglichkeit alle Methoden zur EQS-Herleitung angewendet werden. Für die akute Toxizität konnte jedoch bloss ein EQS-Wert mittels AF-Methode hergeleitet werden, dieser beträgt 0.13 µg/L.

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.

Es liegen keine experimentellen Daten zur Biokonzentration oder Biomagnifikation vor. Der Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizient von Mesosulfuron-Methyl ist abhängig vom pH und schwankt zwischen ca. -2 (pH 10) und 2 (pH 4). Bei pH 7 liegt der $\log K_{OW}$ bei -0.48. Unter umweltrelevanten Bedingungen (ca. pH 7) ist eine verminderte Aufnahme von Mesosulfuron-Methyl durch aquatische Organismen zu erwarten, der kritische $\log K_{OW}$ von 3 nicht überschritten wird. In diesem Zusammenhang ist zu erwähnen, dass bei Substanzen, die bei umweltrelevanten-pH geladen vorliegen, die Verwendung von K_{OW} -basierten Ansätzen zur Vorhersage der Bioakkumulation eingeschränkt ist. Geeigneter wäre eine D_{OW} , der allerdings nicht vorliegt.

Basierend auf den Gesamtergebnissen, einschließlich Informationen über fehlende Bioakkumulation in einem einer pharmakokinetischen Studie mit Nagetieren (siehe US EPA 2004, S. 5), kann der Schluss gezogen werden, dass Mesosulfuron-Methyl wahrscheinlich nicht signifikant bioakkumulieren wird. Daher erscheint das Risiko einer sekundären Vergiftung gering.

10. Schutz der aquatischen Organismen

Der Effektdatensatz für Mesosulfuron-Methyl umfasst alle 3 trophischen Ebenen bei den Kurzzeit- und den Langzeittoxizitäten. Für Fische und Arthropoden als Nicht-Zielorganismen stellt Mesosulfuron-Methyl ein tiefes Risiko dar (EFSA 2016b). In Fischstudien wurden keine Anzeichen dafür gefunden, dass Mesosulfuron-Methyl in höheren Organismen endokrin aktiv ist (DRAR 2015 Vol. 3 B9). Primärproduzenten stellen die empfindlichste Organismengruppe dar. Monokotyle Gefäßpflanzen zeigen sich innerhalb dieser Gruppe als weitaus sensibler im Vergleich zu Algen, Cyanobakterien und dikotylen Gefäßpflanzen. Die Wasserlinse *Lemna gibba* gehört dieser Gruppe an und stellt sowohl im akuten, als auch im chronischen Datensatz den sensitivsten Organismus dar. Die von diesen Daten mittels AF-Methode hergeleitete AA-EQS von $0.027 \mu\text{g/L}$, und MAC-EQS von $0.13 \mu\text{g/L}$ sollten daher einen ausreichenden Schutz für aquatische Organismen unterschiedlicher trophischer Ebenen bieten. Das Risiko einer sekundären Intoxikation wird als gering eingestuft.

11. Appendix

11.1 Informationen aus Chemicalize/ChemAxon

Basierend auf der Molekülstruktur und abhängig vom pH-Wert, werden 6 Mikrospezies erwartet, die sich in der Ladung und Position der Ladung unterscheiden (Abb. A1). Der Isoelektrische Punkt, an dem die Zahl der positiven und negativen Ladungen im statistischen Mittel genau gleich ist, liegt bei 3.03 (Abb. A2). Im umweltrelevanten pH Bereich von 5-9 liegt Mesosulfuron-Methyl mehrheitlich einfach negativ geladen vor (Abb. A1, gelbe Linie). Entsprechend ist der log D überwiegend im negativen Bereich. Das heisst, dass Mesosulfuron-Methyl eine geringe Tendenz aufzeigt in die organische/Lipidphase zu dissoziieren.

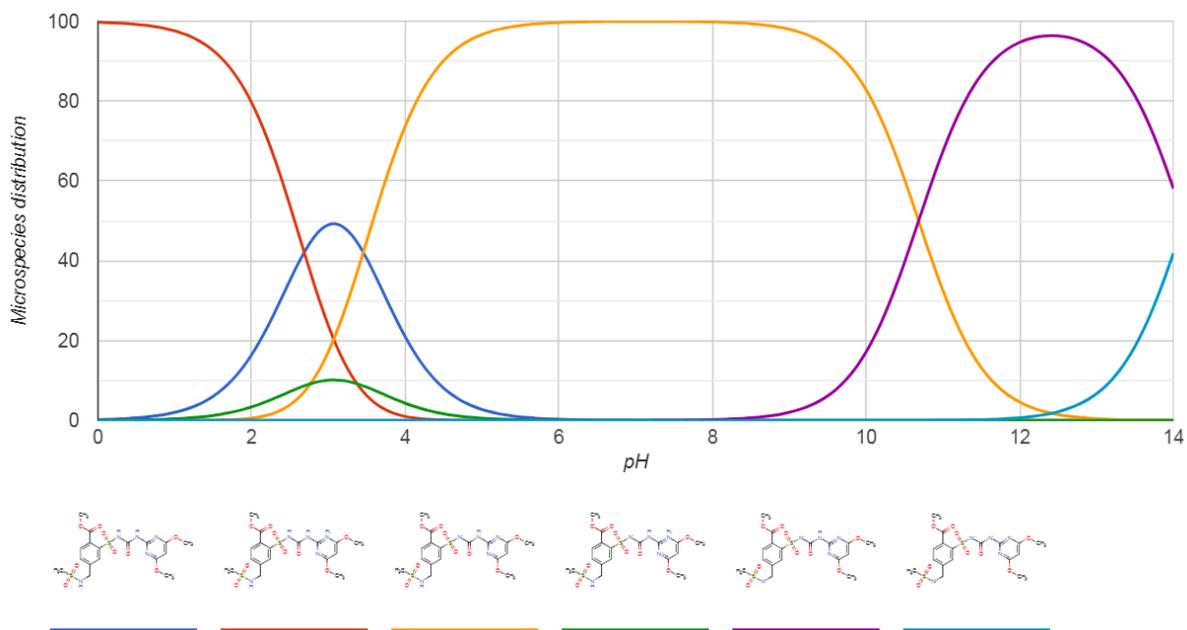


Abb. A1: Berechnete Verteilung der Mesosulfuron-Methyl-Mikrospezies in Abhängigkeit des pH-Wertes.

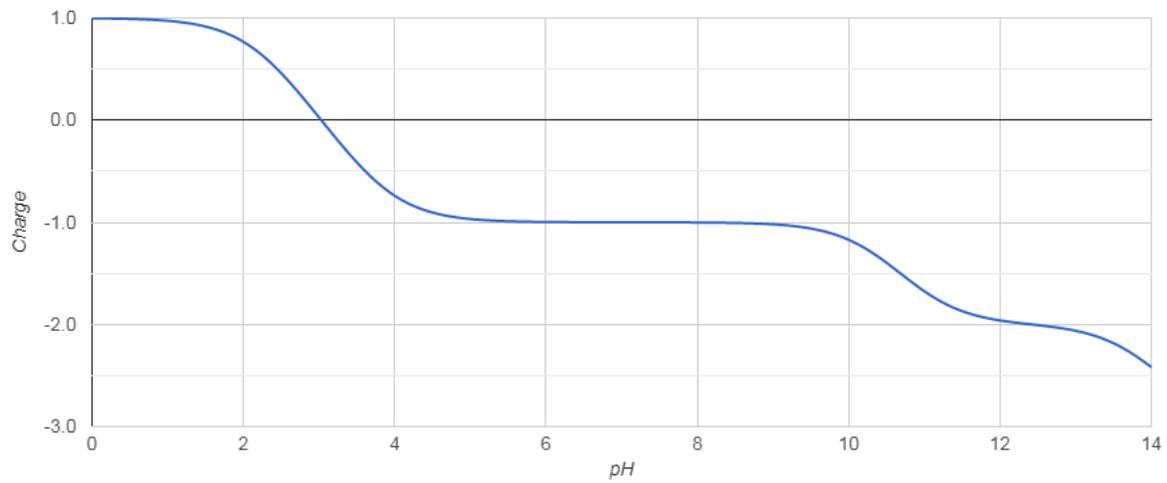


Abb. A2: Berechnete Molekülladung in Abhängigkeit des pH-Wertes. Der Isoelektrische Punkt liegt bei 3.03

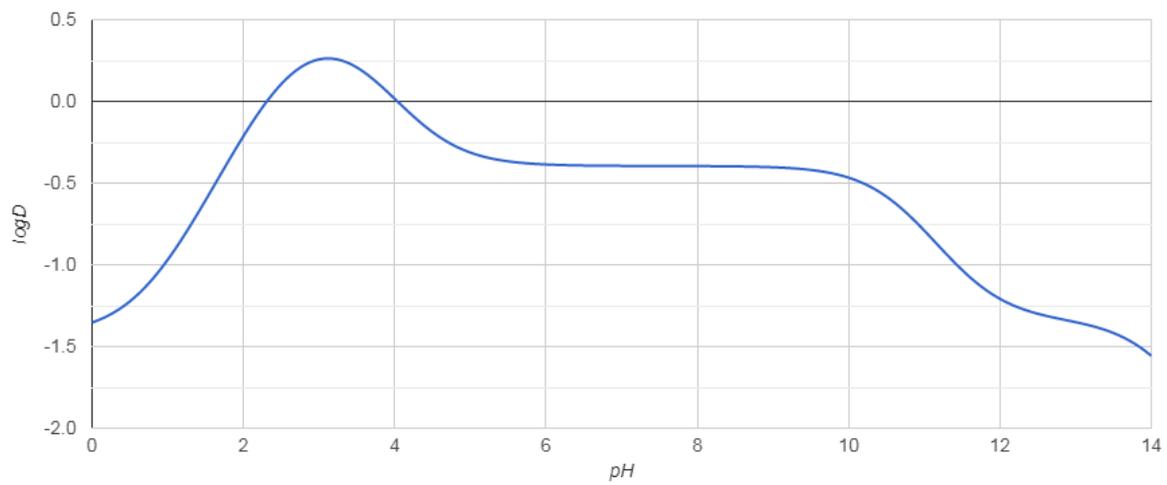


Abb. A3: Berechneter log D in Abhängigkeit des pH-Wertes.

11.2 Neuauswertung Lemna gibba Studie von Sowig, P. und Gosch, H. (2002)

Es handelt sich hierbei um einen 7d-Biotest mit einer anschliessenden Erholungsphase von ebenfalls 7d unter semi-statischen Bedingungen (Sowig und Gosch (2002), zitiert im DRAR (2015), Vol. 3, B9, S. 64 ff.). Nach 7d Exposition wurden die Wachstumsrate ermittelt und abnormal aussehende Fronds erfasst. Daraus ergaben sich ein 7d ErC50 von 1.717 µg/L, ein 7d EbC50 von 1.863 µg/L sowie ein NOEC von <0.77 µg/L für die Wachstumsrate (Fronzzahl und Biomasse) und für abnormales Aussehen.

Da im DRAR (2015) aggregierte Effektdaten aufgeführt wurden, konnte ein ErC10 berechnet werden, der bevorzugter Weise anstelle des nicht-exakten NOECs zur Herleitung des AA-EQS verwendet werden kann. Anderenfalls wäre die Anwendung erhöhter Sicherheitsfaktoren nötig. Die Herleitung des ErC10 ist im Folgenden dargestellt.

Zunächst wurden Dosis-Wirkungskurven für die experimentellen Effektdaten mittels zweier Regressionsmodelle erstellt, von denen sich dann ErC10 und ErC50 bestimmen liessen. Verwendet wurden eine Log-logistische Funktion (Sigmoidal) und eine Weibull Funktion (Abb. A4). Anschliessend wurden die neu berechneten Effektkonzentrationen mit jener von Sowig und Gosch (2002) verglichen (Tab. A.1). Das erste Ziel war es, zu überprüfen, mit welchem Modell sich der EC50 von Sowig und Gosch (2002) bestätigen lässt. Zweitens, welches Modell die Daten besser beschreibt. Zu diesem Zweck wurden Konfidenzintervalle und zwei statistische Parameter der Modellgüte, AIC (Akaike-Information-Criterion) und BIC (Bayesian-Information-Criterion), verglichen (Tabelle A3).

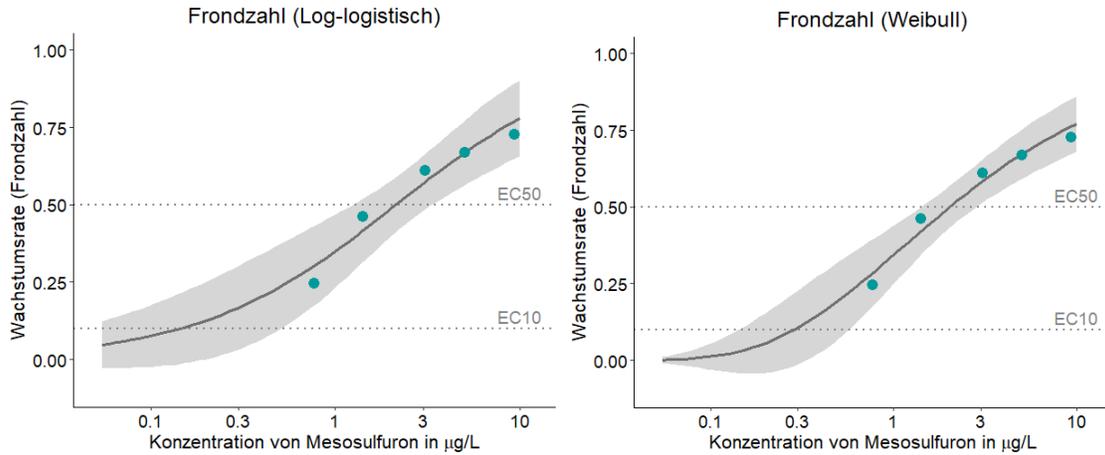
Ergebnisse:

Der ErC50 aus Sowig und Gosch (2002) liess sich mit dem Log-logistischen Modell bestätigen. Generell liegt der ErC50 aber näher bei dem Wert, der mittels Weibull Funktion bestimmt wurde. Im Hinblick auf internationale Vergleichbarkeit scheint es gerechtfertigt, den Wert aus dem DRAR (2015) zu übernehmen. Im Falle des ungenau bestimmten NOEC soll aber der ErC10 aus der Weibull Funktion verwendet werden. Die Wahl des Modells begründet sich neben der besseren Güte vor allem damit, dass das Konfidenzintervall des ErC10 nach dem Log-logistischen Modell die Null beinhaltet, d.h. sich nicht von der Kontrolle unterscheidet. Eine Unsicherheit bei dem ErC10 besteht dadurch, dass er unterhalb der niedrigsten getesteten Konzentration liegt.

Schlussfolgerung:

Der im DRAR (2015) aufgeführte 7d-EC50 aus der Lemna-Studie von Sowig und Gosch (2002) wurde bestätigt und unverändert übernommen. Im Falle des ErC10 lieferte das Weibull-Regressionsmodell das verlässlichere Ergebnis.

Abb. A.4: Grafische Darstellung der Dosis-Wirkungs-Kurve für Mesosulfuron-Methyl nach 7 Tagen für den Biotest von *Lemna gibba* (Sowig und Gosch, 2002). Die Dosis-Wirkungs-Kurve wurde auf die Log-logistisch und Weibull Modelle gefittet und mit 95% Konfidenzband dargestellt.



Tab. A1: Vergleich der Effektkonzentrationen (mit Konfidenzintervall) für die Daten aus dem Test von Sowig und Gosch (2002) und den neu gefitteten Kurven in Abbildung A.1

Endpunkt	Sowig und Gosch (2002) (µg/L)	Log-logistisch (µg/L)	Weibull (µg/L)
Wachstum (Frondzahl)	ErC50 = 1.717	ErC50 =	ErC50 = 2.03 (1.37 – 2.68)
	NOEC < 0.77	EC10 = 0.14 (-0.08 – 0.37)	EC10 = 0.28 (0.04 – 0.52)

Tab. A2: Vergleich der Log-logistisch und Weibull Modellen mittels «Akaike's An Information Criterion» (AIC) und «Bayesian information criterion» (BIC). df = degrees of freedom.

Endpunkt	Modell	df	AIC	BIC
Wachstum (Frondzahl)	Log-logistisch	3	-11.44	-12.61
	Weibull	3	-13.88	-15.05

11.3 Berechnung zeitgewichteten Mittelwerte für 8w-Multispezietest (Hoberg 2009)

Berechnung zeitgewichteten Mittelwerte (TWA) für Testkonzentrationen in Multispezietest (Hoberg 2009 zitiert im DRAR (2015) Vol. 3 B9 S. 68). Alle Konzentrationsangaben in µg/L.

Nominal conc. (µg a.s./L) Vgl. Tab. CA 8.2.7- 9 im DRAR 2015, Vol3, B9	Renewal No.	Days (# of days in the renewal period)	Conc 0 (measured conc. at the start of each renewal period)	Conc 1 (measured conc. at the end of each renewal period)	ln (Conc 0)	ln (Conc 1)	Area
0.78	1	14	0.82	0.44	-0.198	-0.821	8.546
	2	14	0.44	0.56	-0.821	-0.580	6.966
	3	26	0.56	0.45	-0.580	-0.799	13.078
	total days:	54					
						Total area	28.590
						TWA	0.529

	Renewal No.	days	Conc 0	Conc 1	ln (Conc 0)	ln (Conc 1)	Area
1.6	1	14	1.9	1.1	0.642	0.095	20.492
	2	14	1.1	1.099	0.095	0.094	15.393
	3	26	1.099	0.78	0.094	-0.248	24.190
	total days:	54					
						Total area	60.076
						TWA	1.11

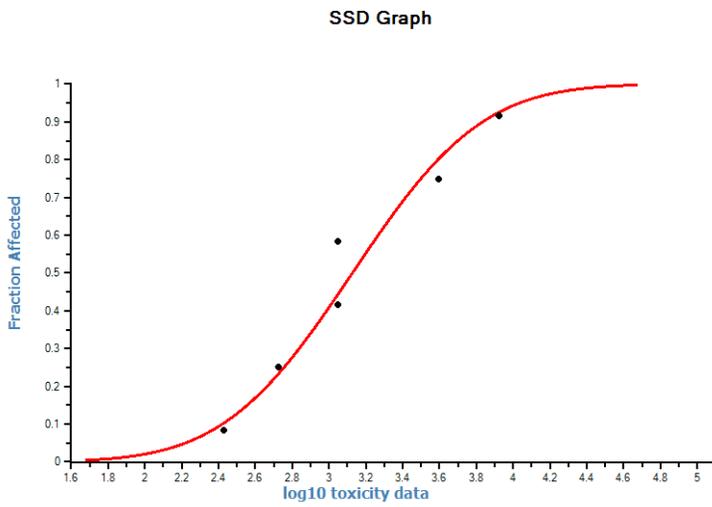
	Renewal No.	days	Conc 0	Conc 1	ln (Conc 0)	ln (Conc 1)	Area
3.1	1	14	3.1	2.4	1.131	0.875	38.291
	2	14	2.4	2	0.875	0.693	30.715
	3	26	2	1.4	0.693	0.336	43.737
	total days:	54					
						Total area	112.743
						TWA	2.09

	Renewal No.	days	Conc 0	Conc 1	ln (Conc 0)	ln (Conc 1)	Area
6.3	1	14	6.7	4.6	1.902	1.526	78.181
	2	14	4.6	3.6	1.526	1.281	57.114
	3	26	3.6	2.4	1.281	0.875	76.949
	total days:	54					
						Total area	212.244
						TWA	3.93

	Renewal No.	days	Conc 0	Conc 1	ln (Conc 0)	ln (Conc 1)	Area
13	1	14	14	10	2.639	2.303	166.433
	2	14	10	7.8	2.303	2.054	123.963
	3	26	7.8	5	2.054	1.609	163.711
	total days:	54					
						Total area	454.107
						TWA	8.41

	Renewal No.	days	Conc 0	Conc 1	ln (Conc 0)	ln (Conc 1)	Area
25	1	14	25	18	3.219	2.890	298.322
	2	14	18	15	2.890	2.708	230.362
	3	26	15	8.6	2.708	2.152	299.126
	total days:	54					
						Total area	827.810
						TWA	15.33

11.4 Details zur SSD



Spezies		µg/L
<i>Lemna gibba</i>	NOErC	0.267
<i>Stuckenia pectinata</i> (<i>Potamogeton pectinatus</i>)	NOErC	0.529
<i>Pontederia cordata</i>	NOErC	1.11
<i>Elodea canadensis</i>	NOErC	1.11
<i>Ceratophyllum demersum</i>	NOErC	3.93
<i>Mentha aquatica</i>	NOErC	8.41

Abb. A5: SSD mit ausgewählten Effektdaten (Vgl. Tab. 2 und siehe Kapitel 7.2). Der HC05 beträgt 0.145 µg/L.

12. Literatur

- BLW (2017): (Bundesamt für Landwirtschaft) Pflanzenschutzmittelverzeichnis; verfügbar unter <https://www.psm.admin.ch/de/wirkstoffe>.
- Corbett C A L, Tardif F J (2006): Detection of resistance to acetolactate synthase inhibitors in weeds with emphasis on DNA-based techniques: a review. *Pest Management Science* 62, 584-597.
- DRAR (2015): Draft Renewal Assessment Report prepared according to the Commission Regulation (EU) N° 1107/2009; MESOSULFURON; Rapporteur Member State (RMS): France; Co-Rapporteur Member State : Poland. Aug. 2015.
- EC (2011): (European Commission) Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Prepared by EU, Member States and stakeholders. Technical Report-2011-055. <http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library>.
- EFSA (2016a): (European Food Safety Authority) Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance mesosulfuron (variant evaluated mesosulfuron-methyl). Appendix A – List of end points for the active substance and the representative formulation. *EFSA Journal* 2016;14(10):4584, 96 pp. doi:10.2903/j.efsa.2016.4584. *EFSA Journal* 14.
- EFSA (2016b): (European Food Safety Authority) Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance mesosulfuron (variant evaluated mesosulfuron-methyl). *EFSA Journal* 2016;14(10):4584, 26 pp. doi:10.2903/j.efsa.2016.4584. *EFSA Journal* 14.
- Europäische Chemikalienagentur (2007): <http://echa.europa.eu/>.
- INERIS (2010): Mesosulfuron methyle; L'Institut national de l'environnement industriel et des risques.
- Kim S T P, Bolton EE, Chen J, Fu G, Gindulyte A, Han L, He J, He S, Shoemaker BA, Wang J, Yu B, Zhang J, Bryant SH. PubChem Substance and Compound databases. *Nucleic Acids Res.* 2016 Jan 4; 44(D1):D1202-13. Epub 2015 Sep 22 [PubMed PMID: 26400175] doi: 10.1093/nar/gkv951.
- Lewis K A, Tzilivakis, J., Warner, D. and Green, A. (2016): An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 22(4), 1050-1064. <http://dx.doi.org/10.1080/10807039.2015.1133242>.
- Nuttens A, Chatellier S, Devin S, Guignard C, Lenouvel A, Gross E (2016): Does nitrate co-pollution affect biological responses of an aquatic plant to two common herbicides? *Aquatic Toxicology* 177, 355-364.
- OPP (2017): Office of Pesticide Programs (OPP) PESTICIDE ECOTOXICITY DATABASE; verfügbar unter: <http://www.ipmcenters.org/ecotox/> (letzer Zugriff 01.10.2017).
- OPP (2018): Office of Pesticide Programs (OPP) PESTICIDE ECOTOXICITY DATABASE; verfügbar unter: <http://www.ipmcenters.org/ecotox/> (letzer Zugriff 03.10.2018).
- U.S. EPA (2018): Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows, v 4.11. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.
- United Nations Economic Commission for Europe (2015): Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (GHS), 6th revised edition ed. United Nations, New York. United Nations Publications.