

2020

oekotoxzentrum
centre ecotox



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

EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für: *Foramsulfuron*

Ersterstellung: 23.05.2018 (Stand der Datensuche)
Ergänzung: 07.12.2020 (Überprüfung der kritischen Studie anhand des Studienberichts), aktualisiertes Layout



Imprint

Publisher

Swiss Centre for Applied Ecotoxicology, 8600 Duebendorf/1015 Lausanne

Commissioned by

FOEN, Federal Office of the Environment, Water Quality Section, 3003 Bern

Authors

Mireia Marti, Swiss Centre for Applied Ecotoxicology

Marion Junghans, Swiss Centre for Applied Ecotoxicology

Scientific Support

Karen Duis, ECT Oekotoxikologie GmbH, Böttgerstraße 2–14, 65439 Flörsheim/Main, Germany

Please note that the suggested EQS and contents of this dossier do not necessarily reflect the opinion of the external reviewer.

Acknowledgement

We would like to thank the company Bayer AG for making available the study reports for the critical taxonomic group.

Contact

Mireia Marti: mireia.marti@oekotoxzentrum.ch

Marion Junghans: marion.junghans@oekotoxzentrum.ch

Citation Proposal

Mireia Marti, Marion Junghans. 2020. EQS - Vorschlag des Oekotoxenzentrums für: Foramsulfuron. Dübendorf (CH): Swiss Centre for Applied Ecotoxicology; 34 pp.



Executive summary

CQC (AA-EQS): 0.017 µg/L

AQC (MAC-EQS): 0.096 µg/L

The chronic quality criterion (CQC) and the acute quality criterion (AQC) were derived according to the TGD for EQS of the European Commission (EC 2011). In order to ensure that the dossiers are internationally comparable, the English terminology of the TGD will be used in the remainder of the dossier. The AQC corresponds to the MAC-EQS ("maximum allowable concentration environmental quality standard") and the CQC corresponds to the AA-EQS ("annual average environmental quality standard"). According to the Swiss Water Protection Ordinance (The Swiss Federal Council 2020), the CQC should not be compared with an annual average value but with the averaged concentration over two weeks.

Zusammenfassung

CQC (AA-EQS): 0.017 µg/L

AQC (MAC-EQS): 0.096 µg/L

Das chronische Qualitätskriterium (CQK) und das akute Qualitätskriterium (AQK) wurden nach dem TGD for EQS der Europäischen Kommission (EC 2011) hergeleitet. Damit die Dossiers international vergleichbar sind, wird im Weiteren die englische Terminologie des TGD verwendet. Der AQK entspricht dabei dem MAC-EQS ("maximum allowable concentration environmental quality standard") und der CQK entspricht in der Herleitung dem AA-EQS ("annual average environmental quality standard") soll aber gemäss Schweizer Gewässerschutzverordnung (Der Schweizerische Bundesrat 2020) nicht mit einem Jahresmittelwert sondern mit der gemittelten Konzentration über 2 Wochen verglichen werden.



Résumé

CQC (AA-EQS): 0.017 µg/L

AQC (MAC-EQS): 0.096 µg/L

Le critère de qualité chronique (CQC) et le critère de qualité aiguë (AQC) ont été dérivés selon le TGD for EQS de la Commission européenne (EC 2011). Afin que les dossiers soient comparables au niveau international, la terminologie anglaise du TGD est utilisée ci-dessous. La CQA correspond à la MAC-EQS ("maximum allowable concentration environmental quality standard") ou NQE-CMA ("norme de qualité environnementale de la concentration maximale admissible") et la CQC correspond à la AA-EQS ("annual average environmental quality standard") ou NQE-MA ("norme de qualité environnementale de la moyenne annuelle"). Selon l'ordonnance suisse sur la protection des eaux (Le Conseil fédéral suisse 2020), la CQC ne doit cependant pas être comparée à une valeur moyenne annuelle, mais à la concentration moyenne sur deux semaines.

Sommario

CQC (AA-EQS): 0.017 µg/L

AQC (MAC-EQS): 0.096 µg/L

Il criterio di qualità cronica (CQC) e il criterio di qualità acuta (CQA) sono stati derivati secondo il TGD for TGD della Commissione Europea (EC 2011). Per garantire che i dossier siano comparabili a livello internazionale, viene utilizzata la terminologia inglese del TGD. Il CQA corrisponde al MAC-EQS ("maximum allowable concentration environmental quality standard") oppure SQA-CMA ("standard di qualità ambientale a concentrazione massima ammissibile") e il CQC corrisponde al AA-EQS ("annual average environmental quality standard") oppure SQA-MA ("standard di qualità ambientale medio annuo"). Secondo l'ordinanza svizzera sulla protezione delle acque (Il Consiglio federale svizzero 2020), tuttavia, il CQC non deve essere confrontato con un valore medio annuo, ma con la concentrazione media su due settimane.



Inhaltsverzeichnis

Executive summary.....	3
Zusammenfassung	3
Résumé	4
Sommario	4
1. Qualitätskriterien-Vorschläge.....	7
2. Physikochemische Parameter	7
3. Allgemeines	9
3.1. Anwendung	9
3.2. Wirkungsweise	9
3.3. Analytik	9
3.4. Stabilität	9
3.5. Abbauprodukte	10
3.6. Bestehende EQS.....	11
3.7. Datenquellen, Bewertung und Verwendung	11
4. Ökotoxikologische Parameter	13
5. Graphische Darstellung der Toxizitätsdaten.....	16
5.1. Vergleich der Empfindlichkeit mariner und limnischer Organismen	16
6. Herleitung der EQS	17
7. Chronische Toxizität.....	17
7.1. AA-EQS Herleitung für Foramsulfuron mit AF-Methode.....	17
7.2. AA-EQS mit SSD-Methode	18
7.3. AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien.....	18
7.4. AA-EQS Schlussfolgerung	19
8. Akute Toxizität.....	20
8.1. MAC-EQS Herleitung für Foramsulfuron mit AF-Methode.....	20
8.2. MAC-EQS mit SSD-Methode	21
8.3. MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien.....	21
8.4. MAC-EQS Schlussfolgerung.....	21
9. Bewertung des Bioakkumulationspotentials und der sekundären Intoxikation.....	21



10.	Schutz der aquatischen Organismen	21
11.	Literatur.....	23
12.	Appendix.....	25
12.1.	Effektdatensammlung	25
12.2.	Neuauswertung der Daten für <i>Lemna gibba</i> aus Bruns 2013.....	30
12.3.	Neuauswertung der Daten für <i>Lemna gibba</i> aus Bruns 2013 mit allen Replikaten	32
13.	Änderungen zur Version von 2018.....	34



1. Qualitätskriterien-Vorschläge

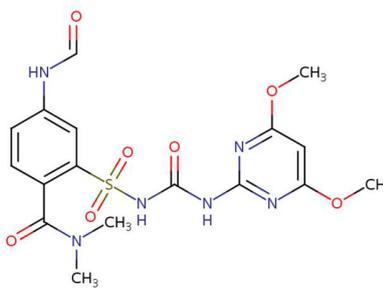
CQK (AA-EQS): 0.017 µg/L

AQK (MAC-EQS): 0.096 µg/L

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

2. Physikochemische Parameter

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

Eigenschaften	Wert	Referenz
IUPAC Name (Engl.)	1-(4, 6-dimethoxypyrimidin-2-yl)-3-(2-dimethylcarbamoyl-5-formamidophenylsulfonyl)urea	DRAR (EC 2015)
Chemische Gruppe	Sulfonylharnstoffe-Herbizid	Tomlin (2009)
Strukturformel		Chemistry Dashboard (US-EPA)
CAS-Nummer	173159-57-4	Chemistry Dashboard (US-EPA)
EC-Nummer	605-666-1	European Chemicals Agency - ECHA
Summenformel	C ₁₇ H ₂₀ N ₆ O ₇ S	Chemistry Dashboard (US-EPA)
SMILES-code	<chem>COC1=CC(OC)=NC(NC(=O)NS(=O)(=O)C2=C(C=CC(NC=O)=C2)C(=O)N(C)C)=N1</chem>	Chemistry Dashboard (US-EPA)
INCHI KEY	PXDNXJSDGQBLKS-UHFFFAOYSA-N	Chemistry Dashboard (US-EPA)
Molare Masse (g·mol ⁻¹)	452.44	Chemistry Dashboard (US-EPA)
Schmelzpunkt (°C)	194.5 °C (exp) (bei dieser Temp. Zersetzung der Testsubstanz)	Smeykal 2000, zitiert in DRAR (EC 2015), Vol. 3, B.2, S. 5
Siedepunkt (°C)	Thermische Zersetzung der Testsubstanz (über 190°C) (exp) vor dem Erreichen des Siedepunktes	Smeykal 2000, zitiert in DRAR (EC 2015), Vol. 3, B.2, S. 5



Eigenschaften	Wert	Referenz
Dampfdruck (Pa)	4.2·10 ⁻¹¹ (20°C) (exp) 1.3·10 ⁻¹⁰ (25°C) (exp)	Stalker & Friling 1997, zitiert in DRAR (EC 2015), Vol.3, B.2, S. 5
Henry's-Konstante (Pa·m ³ ·mol ⁻¹)	5.8·10 ⁻¹² (est)	Stalker 1997, zitiert in DRAR (EC 2015), Vol. 3, B.2, S. 5
Wasserlöslichkeit (mg·L ⁻¹)	37.2 (pH 4.9, 20°C) (exp) 3293 (pH 6.91, 20°C) (exp) 94577 (pH 8.05, 20°C) (exp)	Stalker 1997, zitiert in DRAR (EC 2015), Vol. 3, B.2, S. 7
Dissoziationskonstante (pK _a)	4.6 (21.5°C) (exp)	Stalker & Bright 1997, zitiert in DRAR (EC 2015), Vol. 3, B.2, S. 10
n-Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient (log K _{ow})	0.60 (20°C) (exp)	Reary & Stalker 1997, zitiert in DRAR (EC 2015), Vol. 3, B.2, S. 8
Verteilungskoeffizient zw. dem org. Kohlenstoff im Boden/Sediment und Wasser	K _{oc} = 69.7 mL/g (geometrischer Mittelwert) (exp), log K _{oc} = 1.84	EFSA (2016)
Verteilungskoeffizient zwischen suspendierter Materie und Wasser (K _{susp-water})	Es liegen keine Daten vor. Nach dem TGD for EQS kann Wert berechnet werden aus K _{oc} x F _{oc,susp, TGD} = 69.7 x 0.1 = 6.97 (est)	TGD for EQS (EC 2011 S. 131)
Photolytische Abbaubarkeit in Wasser (Halbwertszeit in Tagen)	Direkte Photolyse (pH 7): 11.6 (Phenyl Markierung (1)), 14.9 (Pyrimidin Markierung (1)) Indirekte Photolyse (pH 8.3): 10.7 (Phenyl Markierung (2)), 9.6 (Pyrimidin Markierung (3)) Auf der Grundlage experimenteller Abbaukinetiken mit künstlichem Licht wurden Halbwertszeiten für natürliche Lichtbedingungen berechnet (Athen, Griechenland).	(1) Hall 2012, zitiert in DRAR (EC 2015), Vol. 3, B.8, S. 95 ff. (2) Meyer 2009, zitiert in DRAR (EC 2015), Vol. 3, B.8, S. 108 ff. (3) Meyer 2008, zitiert in DRAR (EC 2015), Vol. 3, B.8, S. 114 ff.
Hydrolytische Abbaubarkeit (Halbwertszeit in Tagen)	3.7 Tage (pH 4, 20°C) 10.1 Tage (pH 5, 20°C) 128 Tage (pH 7, 20°C) 132 Tage (pH 9, 20°C)	Allan & Allen 2000, zitiert in DRAR (EC 2015), Vol. 3, B.8, S. 93
Biologische Abbaubarkeit (Halbwertszeit in Tagen)	(1) Wasser Studie: Nur 6.1 % aerobe Mineralisierung nach 58 Tage. Biologischer Abbau in Wasser ohne Sediment wurde als nicht signifikant berichtet. (2) Wasser-Sediment Studie: Dissipation von der Wasserphase: DisT ₅₀ =45.6 Tage Dissipation von dem Sediment: DisT ₅₀ =25.2 Tage Abbau im gesamten System: DegT ₅₀ = 32.9 Tage	(1) Fahrbach 2013, zitiert in DRAR (EC 2015), Vol. 3, B.8, S. 120 ff. (2) Judge et al. 2000, zitiert in DRAR (EC 2015), Vol. 3, B.8, S.122 ff.



3. Allgemeines

3.1. Anwendung

In der Schweiz sind Pflanzenschutzmittel mit Foramsulfuron als alleinigem Wirkstoff oder in Kombination mit Thiencarbazonen und/oder Iodosulfuron-methyl-Natrium zugelassen. Die Produkte werden gegen ein- oder mehrjährige Dicotyledonen (Unkräuter) und Monocotyledonen (Ungräser) angewendet. Es wird im Nachauflauf bei Mais angewendet.

3.2. Wirkungsweise

Foramsulfuron gehört zur Herbizidgruppe der Sulfonylharnstoffe, die die Biosynthese von Aminosäuren durch Hemmung der Acetolactat-Synthase blockieren. Acetolactat-Synthasen finden sich in Bakterien und Pilzen in den Mitochondrien, sowie bei Algen und höheren Pflanzen in den Chloroplasten (Chipman et al. 1998). Foramsulfuron wird hauptsächlich von den Blättern absorbiert, wo dann eine Translokation, besonders zu den meristematischen Regionen stattfindet (Tomlin 2009). Als Folge werden zunächst die meristematischen Regionen der Pflanzen chlorotisch und nekrotisch. Anschliessend folgt eine generelle Chlorose und Nekrose der Blätter.

3.3. Analytik

Sulfonylharnstoff-Herbizide sind aufgrund ihrer geringen Flüchtigkeit und thermischen Instabilität nicht direkt für die Gaschromatographie (GC) geeignet (Klaffenbach et al. 1993).

Mittels LC-MS/MS Analytik kann eine Bestimmungsgrenze von 0.05 µg/L erreicht werden (EFSA 2016) und die Methode von Gallitzendörfer et al. (2011) erlaubt Messungen bis zur Bestimmungsgrenze von 10 ng/L mittels LC mit Diodenarray-Detektion (DAD). Die Zusammenfassung der aktuellen Studien zeigt, dass bestehende analytische Methoden zur Bestimmung von Foramsulfuron im Rahmen eines möglichen Monitorings ausreichend sind, um die vorgeschlagenen Umweltqualitätskriterien zu überprüfen.

3.4. Stabilität

Der biologische Abbau von Foramsulfuron in der Wasserphase kann als gering angesehen werden (siehe Tab. 1). Die hydrolytische Abbaubarkeit der Substanz ist stark pH-abhängig. Bei pH-Werten von 7 und darüber ist Foramsulfuron als hydrolytisch stabil anzusehen (Halbwertszeit >100 Tage). Versuche zum photolytischen Abbau weisen auf eine moderate photolytische Stabilität hin, mit Halbwertszeiten zwischen 11.6 und 14.9 Tage für natürlichen Lichtbedingungen (siehe Tab. 1). Für Biotests wird zumeist nur sehr schwaches Licht eingesetzt, oder im Falle von Tests mit Algen und Wasserpflanzen, Licht mit einer vergleichsweise geringeren Intensität, besonders im UV-Bereich. Damit dürfte der photolytische Abbau für die Stabilität der Testkonzentrationen in Biotests von untergeordneter Bedeutung sein. In aquatischen Biotests zeigte sich Foramsulfuron entsprechend stabil. Dies spiegelt sich in den guten Wiederfindungen in



Biotests wider, z.B. in Bruns (2013, zitiert in DRAR (EC 2015), Vol. 3, B.9 S. 55). Für den Test mit *Lemna gibba* (pH 7.5 – 7.7) waren die Wiederfindungen nach 7 Tagen mit statischer Exposition >100% der nominalen Konzentrationen. Auch Banman et al. (2012, zitiert in DRAR (EC 2015), Vol. 3, B9 S. 66) berichten für einen statischen Test mit *Myriophyllum spicatum* nach 14 Tagen Wiederfindungen zwischen 104 und 113% (pH 7.9 – 9.9).

Für alle Expositionen bei pH-Werten im Bereich von 7 oder höher kann daher davon ausgegangen werden, dass die Testkonzentrationen in Biotests stabil bleiben. Die analytische Validierung der Testkonzentrationen ist somit nicht als zwingendes Kriterium für die Validität anzusehen. Bei Studien mit statischer Exposition und einer Dauer bis 14 Tagen, und bei Tests für die der pH-Wert des Testmediums nicht angegeben ist, ist eine Überprüfung der Testkonzentrationen jedoch notwendig.

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 (größer als Faktor 10) zwischen nominalen und analytisch validierten Werten, sollten letztere bevorzugt werden.

3.5. Abbauprodukte

Im DRAR (EC 2015) werden 11 Metaboliten von Foramsulfuron aufgeführt; acht von ihnen wurden in EFSA (2016) für die aquatische Risikobewertung berücksichtigt. Die Hauptmetaboliten von Foramsulfuron aus Wasser-Sediment Abbaustudien waren: 4-formylamino-2-[3-(4-hydroxy-6-methoxypyrimidin-2-yl)ureidosulfonyl]-N,N-dimethylbenzamide (AE 0338795) und 4-formylamino-N,N-dimethyl-2-sulfamoylbenzamide (AE F153745) (DRAR (EC 2015), Vol. 3, B.8, S.124 ff). Das Metabolit AE F130619 (4-amino-2-[3-(4,6-dimethoxypyrimidin-2-yl)ureidosulfonyl]-N,N-dimethylbenzamine) wird als untergeordnetes Transformationsprodukt angesehen, zeigt aber vergleichbarer Toxizität wie die Muttersubstanz in Biotests mit *Lemna gibba* (der empfindlichste Organismus für Foramsulfuron) (DRAR (EC 2015), Vol. 3, B9, S. 46 ff.). Nach DRAR (EC 2015) wird Foramsulfuron während Transformationsprozessen im Boden und im Wasser-Sediment-Systeme sowie durch photolytischen und hydrolytischen Abbaut in AE F130619 umgewandelt. Die Persistenz des Transformationsproduktes in Wasser ist jedoch höher als die von Foramsulfuron selbst (DisT50 Wasser von 44.0 bzw. 25.2 Tagen in Wasser-Sediment-Systeme (DRAR (EC 2015), Vol. 3, S.153)). Nach der Applikation von markiertem Foramsulfuron konnten jedoch nur <10% der ursprünglichen Konzentration als AE F130619 im Wasser nachgewiesen werden (DRAR (EC 2015), Vol. 3 B.8 S.124 ff). Aus diesem Grund hat der Rapporteur Member State (RMS) lediglich die Muttersubstanz (Foramsulfuron) für die Risikobewertung berücksichtigt. Analog dazu wird das Transformationsprodukt AE F130619 im vorliegenden Dossier nicht in der EQS-Herleitung berücksichtigt.



Die aquatische Toxizität der anderen Abbauprodukte ist um mehrere Größenordnungen geringer als die von Foramsulfuron (bezogen auf den empfindlichsten Testorganismus) (DRAR (EC 2015)).

3.6. Bestehende EQS

Es wurden keine ökotoxikologisch basierten und regulatorisch bindenden Grenzwerte für Foramsulfuron in Oberflächengewässern gefunden. Es existiert lediglich ein *ad hoc* PNEC_{rw} von 0.036 µg/L, basierend auf einem *L. gibba* NOEC 0.36 µg/l und einem AF von 10 (Carvalho et al. 2016).

3.7. Datenquellen, Bewertung und Verwendung

Neben Daten aus der öffentlichen Literatur (Suchzeitraum bis 2018), wurden Toxizitätsdaten aus dem EFSA (2016) - Zulassungsdossier Draft Renewal Assessment Report (DRAR 2015) und aus der OPP- Datenbank (*Office of Pesticide Programs*) der US-Umweltbehörde (US-EPA) verwendet.

Generell sollen nur verlässliche und relevante Daten zur EQS-Herleitung verwendet werden (EC 2011). Diese Daten werden oftmals auch als „valide“ bezeichnet. Es existieren verschiedene Ansätze zur Bewertung und Klassifizierung (öko)toxikologischer Daten (z.B. Klimisch et al. (1997), Moermond et al. (2016)). Basierend auf der etablierten Methodik von Klimisch et al. (1997) werden vier Validitätsklassen vergeben: (1) verlässlich, (2) verlässlich mit Einschränkung, (3) nicht verlässlich, (4) nicht bewertbar. Die CRED-Methode¹ bietet zusätzlich eine vergleichbare Klassifizierung für die Relevanz von Testergebnissen für die Herleitung von Umweltqualitätskriterien.

Valide Werte aus dem DRAR wurden ohne eigene Bewertung („*face-value*“) als valide, Klimisch 1, übernommen. In der OPP Datenbank (OPP 2018) sind geprüfte experimentelle Effektdaten enthalten², 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. Im vorliegenden Dossier wurden die Klassifizierung „*core*“ (C) und „*supporting*“ (S) übernommen (Tabelle A.1 Appendix). C-Studien werden wie Klimisch 1 Studien verwendet. S-Studien sollen nicht als kritisch Studie bei der AF-Methode verwendet werden, können aber unter Umständen verwendet werden, wenn Datenlücken bestehen, zur Plausibilisierung anderer Testergebnisse, und zur Anpassung der AF. Im probabilistischen Ansatz können die S-Studien hingegen verwendet werden, da dieser robuster ist und der

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 fulfillment of 40 CFR 158). If supplemental or non-guideline study data are available to address the type of information described by the associated guideline, then it may be used in the risk assessment after its use is carefully considered. Professional judgment is used by the risk assessment team to determine the utility of the available supplemental data for the proposed risk assessment [...].



EQS_{SSD} nicht so stark von einzelnen Datenpunkten verändert wird. Alle aus Sekundärquellen stammenden Ergebnisse können aber unter Umständen auch invalidiert werden, z.B. wenn sie nicht plausibel erscheinen, oder als Duplikat bereits vorliegen.

Studien welche mit Formulierungen durchgeführt wurden, werden wegen der unbekanntem Formulierungshilfsstoffe als nicht relevant angesehen und daher nicht für die Risikobewertung berücksichtigt. Gemäss TGD for EQS werden bei den Biotests mit Algen die Werte zur Wachstumsrate gegenüber denen zum Biomassezuwachs bevorzugt für die EQS Herleitung verwendet (EC 2011). In der OPP Datenbank (2018) wird für Algen Biotests oft der Endpunkt „*Population- Abundance*“ (hier als „Häufigkeit“ übersetzt) verwendet, mit dem mehrere Messungen assoziiert sein könnten, z.B. Biomasse, Yield, Wachstumsrate. Dieser Endpunkt soll nicht bevorzugt werden, wenn andere definierte Endpunkte (Wachstumsrate, Yield, Biomasse) vorliegen, kann aber verwendet werden, wenn kritische Daten fehlen.



4. Ökotoxikologische Parameter

Tab. 2: Effektdatenselektion aller validen und relevantesten Effektdaten pro Organismus für Foramsulfuron, welche nach dem TGD for EQS direkt zur EQS-Herleitung verwendet werden können. Eine vollständige Auflistung aller Literaturdaten, die als zusätzliche Information genannt werden, befindet sich im Appendix (Tab. A.1). Die hier aufgeführten Effektdaten sind dort fettgedruckt. Liegen für einen Endpunkt mehrere Effektdaten aus verschiedenen Studien vor, wird nach den Regeln des TGD for EQS der geometrische Mittelwert gebildet, vorausgesetzt die Daten sind gleichermaßen verlässlich. Beim Vorliegen von NOEC und EC10 für den selben Endpunkt aus einer Studie, wird der verlässlichere Wert verwendet. Ist die Verlässlichkeit ähnlich oder nicht bewertbar, wird der niedrigere Wert verwendet. Die niedrigsten Effektwerte pro Organismengruppe (Primärproduzenten, Invertebraten, Fische) wurden unterstrichen. Literaturdaten die in grau dargestellt wurden können nach dem TGD for EQS (EC 2011) nicht direkt zur EQS-Herleitung verwendet werden, sollen aber als zusätzliche Information genannt werden. Grau= „Supporting data“ (Validität S). Unterstrichene Werte = kritische Toxizitätswerte.

Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Literaturquelle
akute Effektdaten - limnisch					
Cyanobakterien					
<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	72h	ErC50	= 8100	Christ & Ruff, 1999, zitiert im RAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 39 ff.
Algen					
<i>Navicula pelliculosa</i>	Wachstumsrate	72h	ErC50	> 112000	Young & Ruff, 1999, zitiert im RAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 39 ff.
<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Wachstumsrate	72h	ErC50	= 75000	Christ & Ruff, 1998, zitiert im RAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 39 ff.
Wasserpflanze					
<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Fronfläche)	7d	ErC50	= <u>0.96</u> (nom)	Bruns, 2013 zitiert im RAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 55 ff.
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Yield (Triebblange, Nassgewicht, Trockengewicht)	14d	EC50	> 84 (mm)	Banman et al., 2012 zitiert im RAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 66 f.
Krebstiere					
<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48h	EC50	> <u>100000</u>	Stachura & Ruff, 1997, zitiert im RAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 33 f.
Fische					
<i>Cyprinodon variegatus</i>	Mortalität	96h	LC50	> <u>100000</u>	KCA 8.2.1/03, 1998, zitiert im RAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 23 ff.
<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96h	LC50	> <u>100000</u>	KCA 8.2.1/02, 1997, zitiert im RAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 23 ff.
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96h	LC50	> <u>100000</u>	KCA 8.2.1/01, 1997, zitiert im RAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 23 ff.



Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert ($\mu\text{g/L}$)	Literaturquelle
akute Effektdaten - marin					
Algen					
<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstumsrate	72h	ErC50	> 105000	Young & Ruff, 1999, zitiert im RAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 39 ff.
Weichtiere					
<i>Crassostrea virginica</i>	Schalenwachstum	96h	EC50	= 118000	Boeri et al., 1998 zitiert im RAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 91
Krebstiere					
<i>Palaemonetes pugio</i>	Mortalität	96h	LC50	> 100000	Stachura & ruff, 1998 zitiert im RAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 90 f.
subchronische und chronische Effektdaten - limnisch					
Cyanobakterien					
<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstum (Zellzahl)	96h	NOEC	= 5000	OPP (2018)
Algen					
<i>Navicula pelliculosa</i>	Wachstumsrate	96h	NOEC	= 112000	OPP (2018)
<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Häufigkeit	96h	NOEC	< 13000	OPP (2018)
Wasserpflanze					
<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Fronzähl)	7d	NOEC	= $\frac{0.17^4}{(\text{nom-m})}$	Neue Bewertung basierend auf Bruns, 2013 zitiert im RAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 55 ff. (Appendix, Tab. A.2)
<i>Myriophyllum spicatum</i> ⁵	Yield (Triebblange, Nassgewicht, Trockengewicht)	14d	NOEC	\geq 84 (mm)	Banman et al., 2012 zitiert im RAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 66 f.
Krebstiere					
<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21d	NOEC	\geq <u>100000</u>	Young & Ruff, 1999, zitiert im RAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 37 f.
Fische					
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	28d	NOEC	\geq 100000	KCA 8.2.2.1/01, 1999, zitiert im RAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 28 f.

⁴ Im DRAR (EC 2015) ist für den 7-Tage *Lemna gibba* Biotest ein nicht-exakter NOEC (Fronzähl) von $<0.2 \mu\text{g/L}$ angegeben. Mit den Daten aus dem DRAR wurden hier ein ErC10 berechnet (siehe Appendix, Tab. A.2)

⁵ Wasser-Sediment-System



Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Literaturquelle
<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	35d	NOEC	≥ <u>10500</u> (mm)	KCA 8.2.2.1/02, 2004, zitiert im RAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 28 ff.

subchronische und chronische Effektdaten - marin

Algen

<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstumsrate	96h	NOEC	< 105000	OPP (2018)
-----------------------------	---------------	-----	------	----------	------------

Legende

Angaben zur chemischen Analytik

mm: Basierend auf der mittleren gemessenen Konzentration

nom: Basierend auf der nominalen Konzentration (ohne begleitende chemische Analytik)

nom-m: Basierend auf der nominalen Konzentration. Wiederfindung wurde gemessen und lag zwischen 80-120 %. Wenn die gemessene Konzentration <80% der nominalen Konzentration beträgt, wird der Effektwerte invalidiert, oder, wenn möglich, neu berechnet (e.g. «Time-Weighted Average»)



5. Graphische Darstellung der Toxizitätsdaten

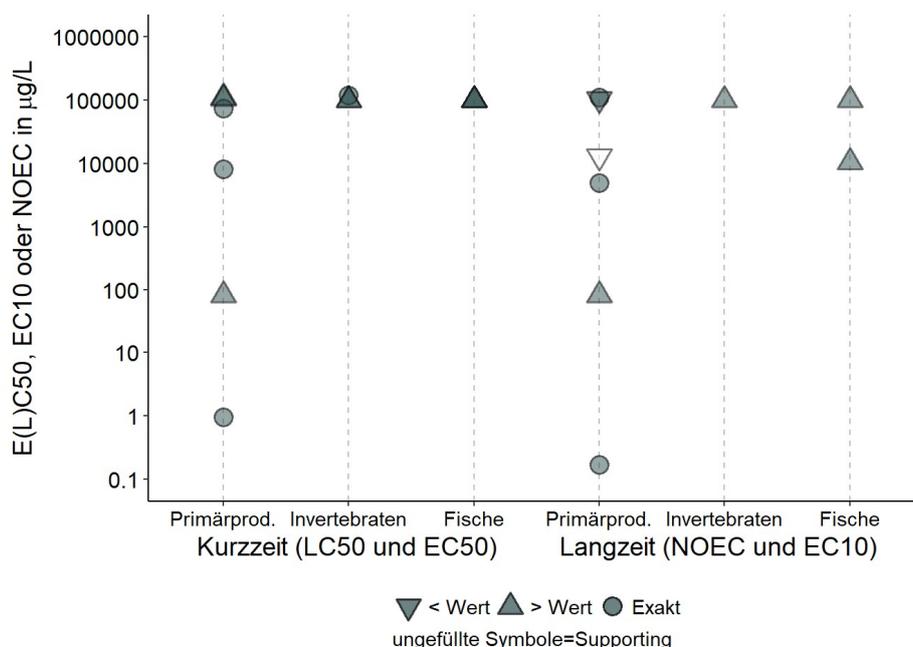


Abb.1: Grafische Darstellung aller validen Kurzzeit- und Langzeit-Effektdaten für limnische und marine Primärproduzenten (Cyanobakterien, Algen und Wasserpflanzen), Invertebraten und Fische aus Tabelle 2 für Foramsulfuron. Mangels exakter Effektdaten für einige Spezies werden auch «grösser als» oder «kleiner als» Werte von zuverlässigen Studien gezeigt. Die Standardabweichung der logarithmierten E(L)C50-Werte wurde nicht berechnet, da für einige Spezies nur nicht exakte Werte vorliegen. Alle Werte sind unter der Wasserlöslichkeitsgrenze für Foramsulfuron (3293 mg/L, pH 6.91).

Aus der Abbildung 1 ist deutlich zu entnehmen, dass die empfindlichsten Organismen aus Kurzzeit- und Langzeittest aus der Gruppe der Primärproduzenten stammen. Während Algen, Cyanobakterien und zweikeimblättrige Wasserpflanze (*Myriophyllum spicatum*) in etwa so empfindlich sind wie Krebstiere und Fisch, zeigt sich die einkeimblättrige Wasserlinse (*Lemna gibba*) als besonders empfindlich.

5.1. Vergleich der Empfindlichkeit mariner und limnischer Organismen

Für marine Organismen liegt nur ein exaktes Testergebnis für die Amerikanische Auster (*Crassostrea virginica*) vor. Daher ist eine Analyse statistisch signifikanter Unterschiede in der Empfindlichkeit von marinen und limnischen Organismen nicht möglich. Der Wert für marine Organismen gibt aber keine Hinweise auf einen Unterschied in der Empfindlichkeit zwischen Süss- und Salzwasserorganismen. Für die EQS-Herleitung gemäss TGD for EQS (EC 2011) wird daher nicht zwischen marinen und limnischen Organismen unterschieden.



6. Herleitung der EQS

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

7. Chronische Toxizität

7.1. AA-EQS Herleitung für Foramsulfuron mit AF-Methode

Tab.3: Übersicht der kritischen chronischen Toxizitätswerten von Foramsulfuron auf Wasserorganismen.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
Basisdatensatz				
Primärproduzenten	<i>Lemna gibba</i>	ErC10	0.17	Neue Bewertung basierend auf Bruns, 2013 zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 55 ff. (siehe Appendix, Tab. A.2)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	NOEC	≥100000	Young & Ruff, 1999, zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 37 f.
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	NOEC	≥10500	KCA 8.2.2.1/02, 2004, zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 28 ff.

Es liegen NOEC/EC10-Werte für die Organismengruppen der Primärproduzenten (Algen, Cyanobakterien, Wasserpflanzen), Krebstiere und Fische vor. Für Krebstiere und Fische konnten im Konzentrationsbereich bis 100000 µg/L keine exakten NOEC-Werte ermittelt werden. Daher kann davon ausgegangen werden, dass Krebstiere und Fische nicht die empfindlichsten taxonomischen Gruppen für die chronische Toxizität von Foramsulfuron darstellen. Das tiefste chronische Effektdatum stammt aus einem 7-tägigen Test mit der Wasserpflanze *Lemna gibba* (Bruns 2013, zitiert in DRAR (EC 2015), Vol 3, B.9, S. 55 ff.). Für diesen Test ist jedoch nur ein nicht exakter NOErC von <0.2 µg/L (Fronfläche und Frondzahl) angegeben. Da der DRAR aggregierte Effektdaten enthält konnten die Daten neu ausgewertet und ECx berechnet werden (Details im Appendix Abb. A.1, Tab. A.2 und Tab. A.3). Aus dieser Berechnung resultiert ein ErC10 von 0.17 µg/L der zur Herleitung des AA-EQS verwendet wird. Da ein vollständiger Datensatz mit einem Vertreter der vermutlich sensitivsten taxonomischen Gruppe vorhanden ist, wird ein Sicherheitsfaktor von 10 vorgeschlagen, wodurch sich folgendes Langzeit-Qualitätskriterium ergibt:



$$\text{AA-EQS}_{\text{AF}} = 0.17 \mu\text{g/L} / 10 = 0.017 \mu\text{g/L}$$

7.2. AA-EQS mit SSD-Methode

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

7.3. AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Es liegt ein Multispezies-Test mit verschiedenen Makrophyten vor, in der Formulierung «Foramsulfuron WG 50%» untersucht wurde (Kirkwood 2012, zitiert im DRAR (EC 2015), Vol. 3, B.9, S.60 ff; siehe auch Tabelle A.1). Studien welche mit Formulierungen durchgeführt wurden, werden wegen des möglichen Einflusses unbekannter Zusatzstoffe als nicht relevant, sollen aber zur Plausibilisierung der EQS verwendet werden. In der Studie wurden neun Makrophyten untersucht, 4 Monokotyledonen: *Elodea canadensis*, *Stuckenia pectinata*, *Glyceria maxima*, *Sagittaria latifolia*; und 5 Dikotyledonen: *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum heterophyllum*, *Mentha aquatica*, *Cabomba caroliniana*, *Salvinia minima*. In dem Feldversuch wurden acht nominale Konzentrationen von 0.10, 0.25, 0.63, 1.6, 3.9, 9.8, 24 und 61 µg/L der Formulierung «Foramsulfuron WG 50%» (Reinheit 52.2%) in insgesamt 32 Süßwasserteichen (3000 L) getestet. Vier Teiche dienten als Kontrolle. Die nominale Anfangskonzentration wurde analytisch bestätigt. Im Verlauf des Experimentes verringerte sich die Wasserphasenkonzentration stetig und lag nach 41 Tagen zwischen 31% und 38% der nominalen Ausgangskonzentration. Die Monokotyledonen waren die empfindlichsten Makrophyten des Mesokosmos (Tabelle 4). Kirkwood bestimmte einen NOEC von 0.1 µg a.s./L basierend auf dem mittleren Spross-Trockengewicht und auf der Wachstumsrate (Trockengewicht) nach 6 Wochen bei dem empfindlichsten Organismus *Elodea canadensis*. Der NOEC stützt den AA-EQS_{AF}, da er sehr nahe an dem EC10 für *L. gibba* liegt, der zur AA-EQS_{AF} Herleitung verwendet wird.



Tab.4: Übersicht der NOEC-Werten des Multispezies-Tests von (Kirkwood 2012) nach 6 Wochen basierend auf der gemessenen Anfangskonzentration. M= Monokotyledonen, D= Dikotyledonen. NB=Nicht berechnet

6 Woche-NOEC ($\mu\text{g a.s./L}$)				
Organismus	Sprosslänge	Wachstumsrate (Mittlere Sprosslänge)	Mittlere Spross- Trockengewicht	Wachstumsrate (Trockengewicht)
<i>Elodea canadensis</i> (M)	NB	NB	0.10	0.10
<i>Stuckenia pectinata</i> (M)	NB	NB	3.9	3.9
<i>Glyceria maxima</i> (M)	24	24	65	65
<i>Sagittaria latifolia</i> (M)	1.6	1.6	3.6	3.9
<i>Ceratophyllum demersum</i> (D)	NB	NB	65	65
<i>Myriophyllum heterophyllum</i> (D)	24	24	65	65
<i>Mentha aquatica</i> (D)	65	65	65	65
<i>Cabomba caroliniana</i> (D)	65	65	65	65
	Mittlere Blattdichte	Wachstumsrate (Mittlere Blattdichte)	Mittlere Blatt- Trockengewicht	Wachstumsrate (Blatt- Trockengewicht)
<i>Salvinia minima</i> (D)	1.6 ⁶	1.6	1.6 ⁶	1.6 ⁶

7.4. AA-EQS Schlussfolgerung

Wie im TGD for EQS (EC 2011) vorgesehen, sollen nach Möglichkeit alle Methoden zur EQS-Herleitung angewendet werden. In diesem Fall ist lediglich die Bestimmung eines AA-EQS_{AF} möglich. Dieser steht aber nicht im Widerspruch zu Ergebnissen aus der Mikro- und Mesokosmosstudien. Demnach wird eine AA-EQS von 0.017 $\mu\text{g/L}$ vorgeschlagen.

⁶ Aufgrund einer erheblichen % Hemmung bei den höheren Konzentrationen wurde ein konservativer Wert von 1.6 $\mu\text{g a.s./L}$ eingesetzt.



8. Akute Toxizität

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

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

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in µg/L	Literatur
Basisdatensatz				
Primärproduzenten	<i>Lemna gibba</i>	EC50	0.96	Bruns, 2013 zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 55 ff.
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	EC50	>100000	Stachura & Ruff, 1997, zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 33 f.
Fische	<i>Cyprinus variegatus</i> , <i>Lepomis macrochirus</i> , <i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC50	>100000	DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 23 ff.

Foramsulfuron wird gemäss dem global harmonisierten System zur Einstufung und Kennzeichnung von Chemikalien (UN, 2015) als sehr giftig für aquatische Lebewesen eingestuft (Tabelle 6).

Tab. 6: Risikoklassierung der akuten aquatischen Toxizität anhand der niedrigsten 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 E(L)C50-Werte für die Organismengruppen der Primärproduzenten (Algen, Cyanobakterien und Wasserpflanzen), Krebstiere und Fische vor. Um ein akutes Qualitätskriterium (MAC-EQS) herzuleiten, kann die AF-Methode auf Datenbasis akuter Toxizitätsdaten verwendet werden. Allerdings müssen mindestens 3 valide EC50-Kurzzeittestergebnisse von Vertretern der 3 trophischen Ebenen (Fische, Krebstiere, Algen) vorhanden sein um einen Assessmentfaktor von 100 mit dem EC50 der sensitivsten Studie verwenden zu können. Für Substanzen mit einem spezifischen Wirkmechanismus kann der AF weiter reduziert werden, wenn ein Vertreter der vermutlich sensitivsten Gruppe im Effektdatensatz vorhanden ist. Dies ist hier der Fall, da der Wirkmechanismus von Foramsulfuron auf Pflanzen ausgerichtet ist, insbesondere auf Monokotyledonen. Für Krebstiere und Fische konnte kein exakter L(E)C50 ermittelt werden, die Daten belegen aber, dass Krebstiere und Fische nicht die empfindlichsten taxonomischen Gruppen für die akute Toxizität von Foramsulfuron darstellen. Das tiefste valide und relevante akute Effektdatum ist ein ErC50 (7d) von 0.96 µg/L für den Endpunkt Wachstum (Fronfläche) für die Wasserpflanze *Lemna gibba*. Unter Verwendung eines AF von 10 ergibt sich folgendes Kurzzeit-Qualitätskriterium:



$$\text{MAC-EQS} = 0.96 \mu\text{g/L} / 10 = \mathbf{0.096 \mu\text{g/L}}$$

8.2. MAC-EQS mit SSD-Methode

Aufgrund des spezifischen Wirkmechanismus wäre eine SSD für Primärproduzenten von besonderer Relevanz für die Herleitung der EQS. Es liegen exakte, verlässliche und relevante Effektdaten für drei 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 Mikro-/Mesokosmosstudien

Die in Kapitel 7.3 beschriebenen Micro/Mesokosmenstudien erlauben keine valide Beurteilung der akuten Toxizität, so dass ein MAC-EQS basierend auf Mikro-/Mesokosmosstudien nicht abgeleitet werden kann.

8.4. MAC-EQS Schlussfolgerung

Wie im TGD for EQS (EC 2011) vorgesehen, sollen nach Möglichkeit alle Methoden zur EQS-Herleitung angewendet werden. Es ist lediglich die Bestimmung eines MAC-EQS_{AF} möglich und es wird ein MAC-EQS von 0.096 µg/L vorgeschlagen.

9. Bewertung des Bioakkumulationspotentials und der sekundären Intoxikation

Nach dem TGD for EQS (EC 2011) soll zur Abschätzung des Risikos einer sekundären Intoxikation zunächst das Bioakkumulationspotential einer Substanz bestimmt werden. Dabei liefert ein gemessener Biomagnifikationsfaktor (BMF) von >1 oder ein Biokonzentrationsfaktor (BCF) >100 einen Hinweis auf ein Bioakkumulationspotential. Liegen keine verlässlichen BMF oder BCF Daten vor, kann stattdessen der $\log K_{ow}$ zur Abschätzung verwendet werden, welcher ab einem Wert von >3 auf ein Bioakkumulationspotential hinweist. Ein BCF für Foramsulfuron ist nicht verfügbar. Die Herleitung eines EQS für sekundäre Intoxikation für Foramsulfuron wurde nach DRAR (EC 2015) als nicht notwendig beschrieben, da der $\log K_{ow}$ bei 0.60 liegt (Tabelle 1). Aus diesem Grund ist eine Anreicherung von Foramsulfuron über die Nahrungskette unwahrscheinlich und somit das Risiko einer sekundären Intoxikation von Lebewesen höherer trophischer Ebenen gering.

10. Schutz der aquatischen Organismen

Der Effektdatensatz für Foramsulfuron umfasst alle 3 trophischen Ebenen bei den Kurzzeit- und den Langzeittoxizitäten. Dabei stellen die Primärproduzenten die empfindlichste Organismengruppen dar. Die mittels der AF-Methode hergeleiteten **MAC-EQS von 0.096 µg/L** und **AA-EQS von 0.017 µg/L** sollten einen

EQS - Vorschlag des Oekotoxenzentrums für: Foramsulfuron



ausreichenden Schutz für aquatische Organismen unterschiedlicher trophischer Ebenen bieten. Der vorgeschlagene AA-EQS wird durch Ergebnisse aus einer Mesokosmenstudie unterstützt. Das Risiko einer sekundären Intoxikation wird als gering erachtet.



11. Literatur

Carvalho, R.N., Marinov, D., Loos, R., Napierska, D., Chirico, N. and Lettieri, T. (2016) Monitoring-based exercise: Second review of the priority substances list under the Water Framework Directive. JRC Science for Policy Report.

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

Chipman, D., Barak, Z.E. and Schloss, J.V. (1998) Biosynthesis of 2-aceto-2-hydroxy acids: acetolactate synthases and aceto-hydroxyacid synthases. *Biochimica et Biophysica Acta - Protein Structure and Molecular Enzymology* 1385, 401-419.

EC (2011) Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No. 27, Europäische Kommission (EC).

EC (2015) Draft Renewal Assessment report under Regulation (EC) 1107/2009. Rapporteur Member State: Finland Co-Rapporteur Member State: Slovakia.

EFSA (2016) EFSA Scientific Report - Peer review of the pesticide risk assessment of the active substance foramsulfuron.

European Chemicals Agency - ECHA <https://echa.europa.eu/information-on-chemicals/registered-substances>.

Gallitzendörfer, R., Timm, T., Koch, D., Küsters, M. and Gerhartz, M. (2011) Simultaneous determination of 12 sulfonylurea herbicides in drinking water after SPE by LC-DAD. *Chromatographia* 73, 813-816.

Klaffenbach, P., Holland, P.T. and Lauren, D.R. (1993) Analysis of Sulfonylurea Herbicides by Gas-Liquid Chromatography. 1. Formation of Thermostable Derivatives of Chlorsulfuron and Metsulfuron-methyl. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 41, 388-395.

Klimisch, H.J., Andreae, M. and Tillmann, U. (1997) A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 25, 1-5.



OPP (2018) - Datenbank (Office of Pesticide Programs) (US-EPA)

<http://www.ipmcenters.org/ECotox/index.cfm>

Moermond, C.T., Kase, R., Korkaric, M. and Ågerstrand, M. (2016) CRED: Criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data. *Environmental toxicology and chemistry* 35(5), 1297-1309.

Tomlin, C.D.S. (2009) *The Pesticide Manual*, British Crop Production Council (BCPC), Alton, UK, 15th Edition, ISBN: 978 1 901396 18 8.

UN (2015) *Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (GHS)*, 6th revised edition.

United States. Environmental Protection Agency. Office of Pesticide Programs (2004) *Overview of the ecological risk assessment process in the Office of Pesticide Programs*, US Environmental Protection Agency endangered and threatened species effects determinations; Jones, R., Leahy, J., Mahoney, M., Murray, L., Odenkrichen, E., & Petrie, R., , DIANE Publishing, 1428904824.



12. Appendix

12.1. Effektdatensammlung

Tab. A.1: Effektdatensammlung aller Effektdaten für Foramsulfuron. Eine Bewertung der Validität⁷ wurde nach den CRED-Kriterien (Moermond et al. (2016)) durchgeführt. Studienbewertungen aus dem DRAR (EC 2015) und der US-EPA Database⁸ wurden gemäss TGD for EQS als „face value“ übernommen. Der derzeitige anerkannte Speziesname wurde angegeben und der in der Originalstudie verwendete Name steht in Klammern dahinter. Grau= „Supporting data“ (Validität S) oder „nicht belastbar“ (Validität 3 oder 4); fettgedruckte Studie in Schwarz = relevanteste Studie für die Organismengruppe und in der Tabelle 2 aufgeführt; unterstrichene Werte = kritische Toxizitätswerte. Exp = Expositionsregime; kA = keine Angaben.

Gruppe	Organismus	Endpunkt	Dauer	Parameter	Wert (µg/L)	Chem. Analytik	Exp	Reinheit (%)	Notiz	Validität	Literaturquelle
akute Effektdaten - limnisch											
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	72h	ErC50	= 8100	kA	kA	94.6	F	1	Christ & Ruff, 1999, zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 39 ff.
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	96h	ErC50	= 8100	kA	kA	94.6	F	1	Christ & Ruff, 1999, zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 39 ff.
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Häufigkeit	96h	EC50	= 6800	kA	S	94.6	F,O	C	OPP (2018)
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Häufigkeit	96h	EC50	= 3300	kA	S	94.6	F,O	C	OPP (2018)
Algen	<i>Naviculla pelliculosa</i>	Wachstumsrate	72h	ErC50	> 112000	kA	S	94.6	F	1	Young & Ruff, 1999, zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 39 f.

⁷Nach Moermond et al. (2016) wird Validität unterteilt in Verlässlichkeit (R) und Relevanz (C), wobei die zu vergebenen Klassen (1-4) mit den Klimisch Klassen (Klimisch et al. 1997) übereinstimmen. Eine Evaluierung der Verlässlichkeit wurde nicht vorgenommen, wenn eine Studie als nicht relevant (C3) bewertet wurde. Die nach Klimisch bewerteten Studien sind nicht mit einem Buchstaben gekennzeichnet.

⁸In der US-EPA Database (auch bekannt als AQUIRE (AQUatic toxicity Information REtrieval) Datenbank) werden die Effektwerte unterschieden in „supplemental information“ (S) und „core information“ (C). Die C-Werte wurden als valid übernommen, die S-Werte hingegen wurden zur EQS-Herleitung nicht verwendet. Genauere Informationen sind im Kapitel *Vorgehen* zu finden.



Algen	<i>Naviculla pelliculosa</i>	Wachstumsrate	96h	ErC50	>	112000	kA	S	94.6	F	1	Young & Ruff, 1999, zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 39 f.
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata (Selenastrum capricornutum)</i>	Wachstumsrate	72h	ErC50	=	75000	kA	kA	94.2	F	1	Christ & Ruff, 1998, zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 39 f.
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata (Selenastrum capricornutum)</i>	Wachstumsrate	96h	ErC50	=	86200	kA	kA	94.2	F	1	Christ & Ruff, 1998, zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 39 f.
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata (Selenastrum capricornutum)</i>	Häufigkeit	96h	EC50	=	12000	kA	S	94.2	F,O	S	OPP (2018)
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate	7d	ErC50	=	1.01	kA	S	96.1	F	1	Christ & Ruff, 1998, zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 47 ff.
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Biomasse	7d	EbC50	=	0.65	kA	S	96.1	F	1	Christ & Ruff, 1998, zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 47 ff.
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Frondzahl)	7d	ErC50	=	1.22	nom-m	S	97.3	F,M	1	Bruns, 2013 zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 55 ff.
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Frondfläche)	7d	ErC50	=	<u>0.96</u>	nom-m	S	97.3	F,M	1	Bruns, 2013 zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 55 ff.
Wasserpflanze	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Yield (Triebblange, Nassgewicht, Trockengewicht)	14d	EC50	>	84	mm	S	97.6	F,WS	1	Banman et al., 2012 zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 66 f.
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	48h	EC50	>	<u>100000</u>	kA	R	98.4	F	1	Stachura & Ruff, 1997, zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 33 f.
Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Mortalität	96h	LC50	>	<u>100000</u>	kA	S	94.2	F,L	1	KCA 8.2.1/03, 1998, zitiert in DRAR 2015



											Volume 3 - Annex B.9, S. 23 ff.
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96h	LC50	> <u>100000</u>	kA	R	98.6	F	1	KCA 8.2.1/02, 1997, zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 23 ff.
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96h	LC50	> <u>100000</u>	kA	R	98.6	F	1	KCA 8.2.1/01, 1997, zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 23 ff.
akute Effektdaten - marin											
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstumsrate	72h	ErC50	> 105000	kA	S	94.6	F	1	Young & Ruff, 1999, zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 39 ff.
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstumsrate	96h	ErC50	> 105000	kA	S	94.6	F	1	Young & Ruff, 1999, zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 39 ff.
Weichtiere	<i>Crassostrea virginica</i>	Schalenwachstum	96h	EC50	= 118000	kA	T	94.6	F	1	Boeri et al., 1998 zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 91
Krebstiere	<i>Palaemonetes pugio</i>	Mortalität	96h	LC50	> 100000	kA	S	96.4	F	1	Stachura & ruff, 1998 zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 90 f.
Krebstiere	<i>Palaemonetes pugio</i>	Mortalität	96h	LC50	> 92700	kA	S	94.2	F	S	OPP (2018)
subchronische und chronische Effektdaten - limnisch											
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Häufigkeit	96h	NOEC	= 5000	kA	S	94.6	F,O	C	OPP (2018)
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Häufigkeit	96h	NOEC	< 3000	kA	S	94.6	F,O	C	OPP (2018)
Algen	<i>Naviculla pelliculosa</i>	Wachstumsrate	96h	NOEC	= 112000	S	kA	94.6	F	C	OPP (2018)



Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Häufigkeit	96h	NOEC	<	13000	kA	S	94.2	F,O	S	OPP (2018)
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Frondfläche)	7d	ErC10	=	0.21	nom-m	S	97.3	F,M	1	Neue Bewertung basierend auf Bruns, 2013 zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 55 ff. (siehe Appendix, Tab. A.2)
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Frondzahl)	7d	ErC10	=	<u>0.17</u>	nom-m	S	97.3	F,M	1	Neue Bewertung basierend auf Bruns, 2013 zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 55 ff. (siehe Appendix, Tab. A.2)
Wasserpflanze	<i>Lemna gibba</i>	Biomasse	7d	NOEC	=	0.36	kA	S	96.1	F	S	OPP (2018)
Wasserpflanze	<i>Myriophyllum spicatum</i>	Yield (Triebblänge, Nassgewicht, Trockengewicht)	14d	NOEC	≥	84	mm	S	97.6	F, WS	1	Banman et al., 2012 zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 66 f.
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	21d	NOEC	≥	100000	kA	R	95.8	F	1	Young & Ruff, 1999, zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 37 f.
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Wachstum	21d	NOEC	≥	100000	kA	R	95.8	F	1	Young & Ruff, 1999, zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 37 f.
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21d	NOEC	≥	<u>100000</u>	kA	R	95.8	F	1	Young & Ruff, 1999, zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 37 f.
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	28d	NOEC	≥	100000	kA	T	95.8	F	1	KCA 8.2.2.1/01, 1999, zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 28 f.
Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Mortalität	35d	NOEC	≥	<u>10500</u>	mm	T	97.3	F	1	KCA 8.2.2.1/01, 1999, zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 28 f.



Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Wachstum (Länge, Trockengewicht)	35d	NOEC	≥	10500	mm	T	97.3	F	1	KCA 8.2.2.1/01, 1999, zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 28 f.
subchronische und chronische Effektdaten - marin												
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstumsrate	96h	NOEC	<	105000	kA	S	94.6	F	C	OPP (2018)
Mikro-Mesokosmen-Studien und Multispezies-Tests												
Wasserpflanze	Pflanzengemeinschaft (<i>Elodea canadensis</i>)	Wachstumsrate (Trockengewicht)	6w	EC50	=	1.5	im	S	kA	N	3	Kirkwood, 2012 zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 60 ff.
Wasserpflanze	Pflanzengemeinschaft (<i>Elodea canadensis</i>)	Wachstumsrate (Trockengewicht)	6w	NOEC	=	0.1	im	S	kA	N	3	Kirkwood, 2012 zitiert in DRAR 2015 Volume 3 - Annex B.9, S. 60 ff.

Legende

Angaben zur chemischen Analytik

nom: Basierend auf der nominalen Konzentration (ohne begleitende chemische Analytik)

nom-m: Basierend auf der nominalen Konzentration. Wiederfindung wurde gemessen und lag zwischen 80-120 %. Wenn die gemessene Konzentration <80% der nominalen Konzentration beträgt, wird der Effektwert invalidiert, oder, wenn möglich, neu berechnet (e.g. «Time-Weighted Average»).

mm: Basierend auf der mittleren gemessenen Konzentration.

im: Basierend auf der gemessenen Anfangskonzentration. Wiederfindung wurde gemessen und lag <60%.

Angaben zum Expositionsregime

S: statische Exposition

R: semi-statische Exposition

T: Durchfluss (flow-through) Exposition

Notizen

F: Die Validität wurde als face-value übernommen

L: Limit Studie

M: Langzeit-Wachstumshemmungstest mit stufenweise abnehmenden Konzentrationen. Der Test dauerte 6 Woche (Versuch der Dissipation von Foramsulfuron) aber nur die Effektwerte nach 7 Tagen stellen für die EQS Herleitung relevant heraus.

N: Multispezies-Feldversuch, in dem 10 Spezien getestet wurden: *Elodea canadensis*, *Stuckenia pectinata*, *Glyceria maxima*, *sagittaria latifolia*, *Nymphaea odorata*, *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum heterophyllum*, *Mentha aquatica*, *Cabomba caroliniana*, *Salvinia minima*. Nur der niedrigste Effektwert wird in der Tabelle angegeben.

O: Endpunkt wurde als "Häufigkeit" beschrieben. Mangels exakter Informationen des Endpunkts werden andere Studien aber mit dem Endpunkt "Wachstumsrate" bevorzugt.

WS: Wasser-Sediment Testsystem



12.2. Neuauswertung der Daten für *Lemna gibba* aus Bruns 2013

Die niedrigsten akuten und chronischen Effektdaten stammen aus einem 7d-Biotest mit *Lemna gibba* (Bruns 2013, zitiert im DRAR (EC 2015), Vol. 3, B.9, S. 55 ff.). Darin wurde ein 7d-ErC50 (Fronzzahl) = 1.22 µg/L und ein 7d-ErC50 (Frondfäche) = 0.96 µg/L bestimmt, sowie ein 7d-NOErC von <0.2 µg/L für die Wachstumsraten der Fronzzahlen und Frondfächen. Da im DRAR aggregierte Effektdaten aufgeführt wurden, konnte ein ErC10 berechnet werden. Dieser wird zur Herleitung des AA-EQS gegenüber eines nicht-exakten NOECs bevorzugt. Anderenfalls wäre die Anwendung erhöhter Sicherheitsfaktoren nötig. Die Herleitung eines ErC10 ist im Folgenden dargestellt.

Zunächst wurden Dosis-Wirkungskurven für die experimentellen Effektdaten mittels zweier Regressionsmodelle erstellt, aufgrund derer sich dann ErC10 und ErC50 bestimmen liessen. Verwendet wurden eine Log-logistische Funktion (Sigmoidal) und eine Weibull Funktion (Abb. A1). Anschliessend wurden die neu berechneten Effektkonzentrationen mit jenen von Bruns (2013) verglichen (Tabelle A.2). Ziele waren es erstens zu überprüfen, mit welchem Modell sich der EC50 von Bruns (2013) bestätigen lässt, und zweitens, welches Modell die Daten besser beschreibt. Zu diesem Zwecke wurden Konfidenzintervalle und zwei statistische Parameter der Modellgüte - AIC (Akaike-Information-Criterion) und BIC (Bayesian-Information-Criterion) - verglichen (Tabelle A.3).

Ergebnisse:

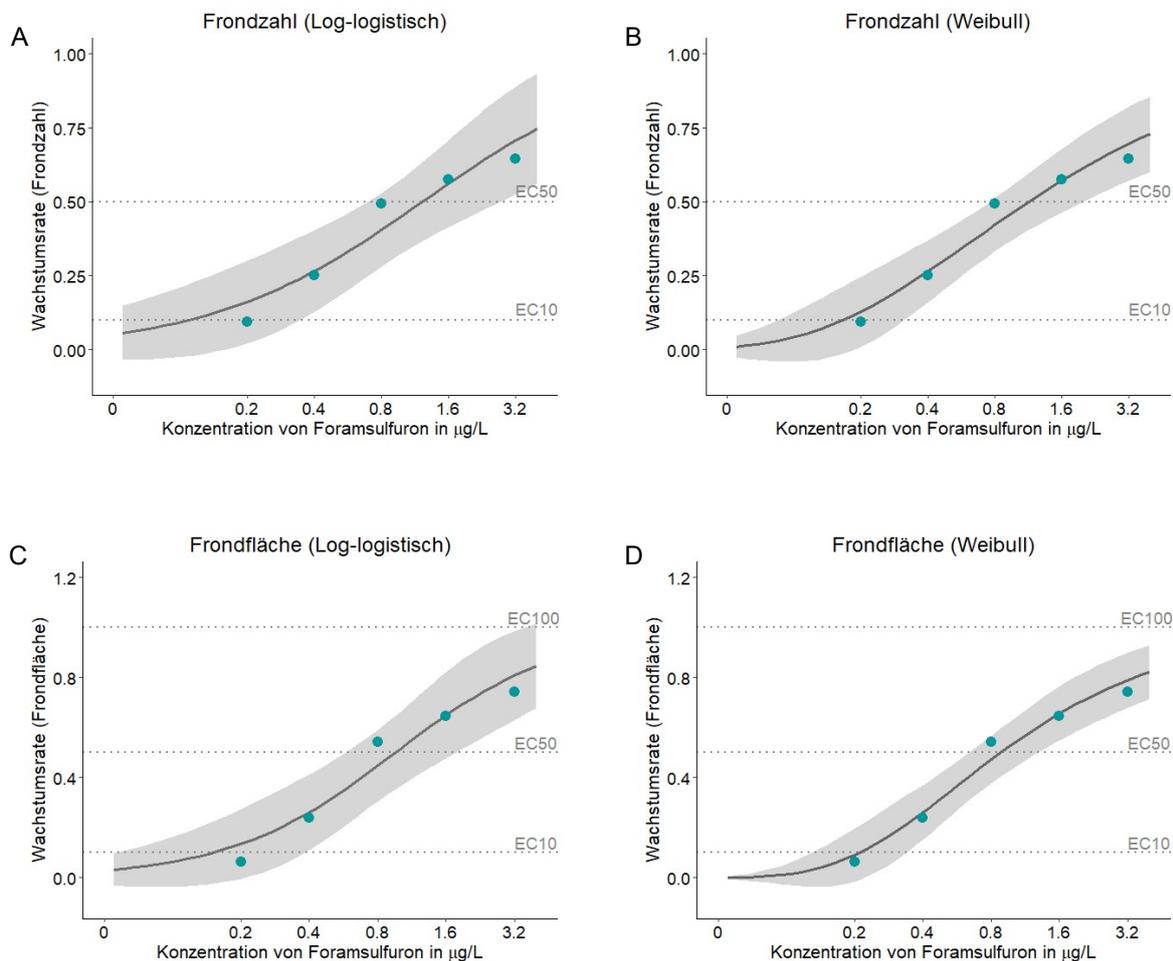
Die ErC50 aus Bruns (2013) liessen sich mit dem Log-logistischen Modell bestätigen. Generell liegen sie aber nahe bei den Werten, die mittels Weibull Funktion bestimmt wurden. Auch wenn letztere Funktion die Daten besser zu beschreiben scheint (kleinere Konfidenzintervalle, kleinere AIC und BIC), scheint es gerechtfertigt den Wert aus dem DRAR zu übernehmen, auch in Hinblick auf internationale Vergleichbarkeit der Werte. Im Falle des ErC10 soll aber das Ergebnis aus der Weibull Funktion verwendet werden. Dies begründet sich neben der besseren Modellgüte vor allem damit, dass das Konfidenzintervall des ErC10 nach dem Log-logistischen Modell die Null beinhaltet, d.h. sich statistisch nicht von der Kontrolle unterscheidet.

Schlussfolgerung:

Die im DRAR aufgeführten 7d-ErC50 aus der Lemna-Studie von Bruns (2013) wurden bestätigt und werden unverändert übernommen. Im Falle des ErC10 lieferte das Weibull-Regressionsmodell das verlässlichere Ergebnis.



Abb. A.1: Grafische Darstellung der Dosis-Wirkungs-Kurve nach 7 Tagen für den Biotest von *Lemna gibba* (Bruns 2013) für die Endpunkte Frondzahl (A, B) und Frondfläche (C, D). Die Dosis-Wirkungs-Kurve wurde auf die Log-logistisch und Weibull Modelle gefittet und mit 95% Konfidenzband dargestellt.



Tab. A.2: Vergleich der Effektwerte von Bruns (2013) und den neu gefitteten Kurven in Abbildung A.1

Endpunkt	Bruns (2013) (µg/L)	Log-logistisch (µg/L)	Weibull (µg/L)
Wachstum (Frondzahl)	ErC50 = 1.22	ErC50 = 1.22 (0.51-1.93)	ErC50 = 1.13 (0.63-1.64)
	NOEC < 0.2	ErC10 = 0.11 (-0.05-0.27)	ErC10 = 0.17 (0.03-0.30)
Wachstum (Frondfläche)	ErC50 = 0.96	ErC50 = 0.95 (0.48-1.42)	ErC50 = 0.88 (0.60-1.17)
	NOEC < 0.2	ErC10 = 0.15 (-0.02-0.32)	ErC10 = 0.21 (0.09-0.33)

Tab. A.3: 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	-8.37	-9.54
	Weibull	3	-11.41	-12.58
Wachstum (Frondfläche)	Log-logistisch	3	-7.81	-8.98
	Weibull	3	-11.81	-12.99



12.3. Neuauswertung der Daten für *Lemna gibba* aus Bruns 2013 mit allen Replikaten

Im Jahr 2020 wurden von der Firma Bayer Studienberichte zu den ökotoxikologischen Studien mit Algen und höheren Pflanzen zur Verfügung gestellt. Aufgrund dieser Daten war es nun möglich die Studie von Bruns (2013) mit allen drei Replikaten neu auszuwerten. Dadurch konnten die Konfidenzintervalle deutlich verringert werden (Vergleiche mit Abbildung A1 in Kapitel 12.2).

Ergebnisse:

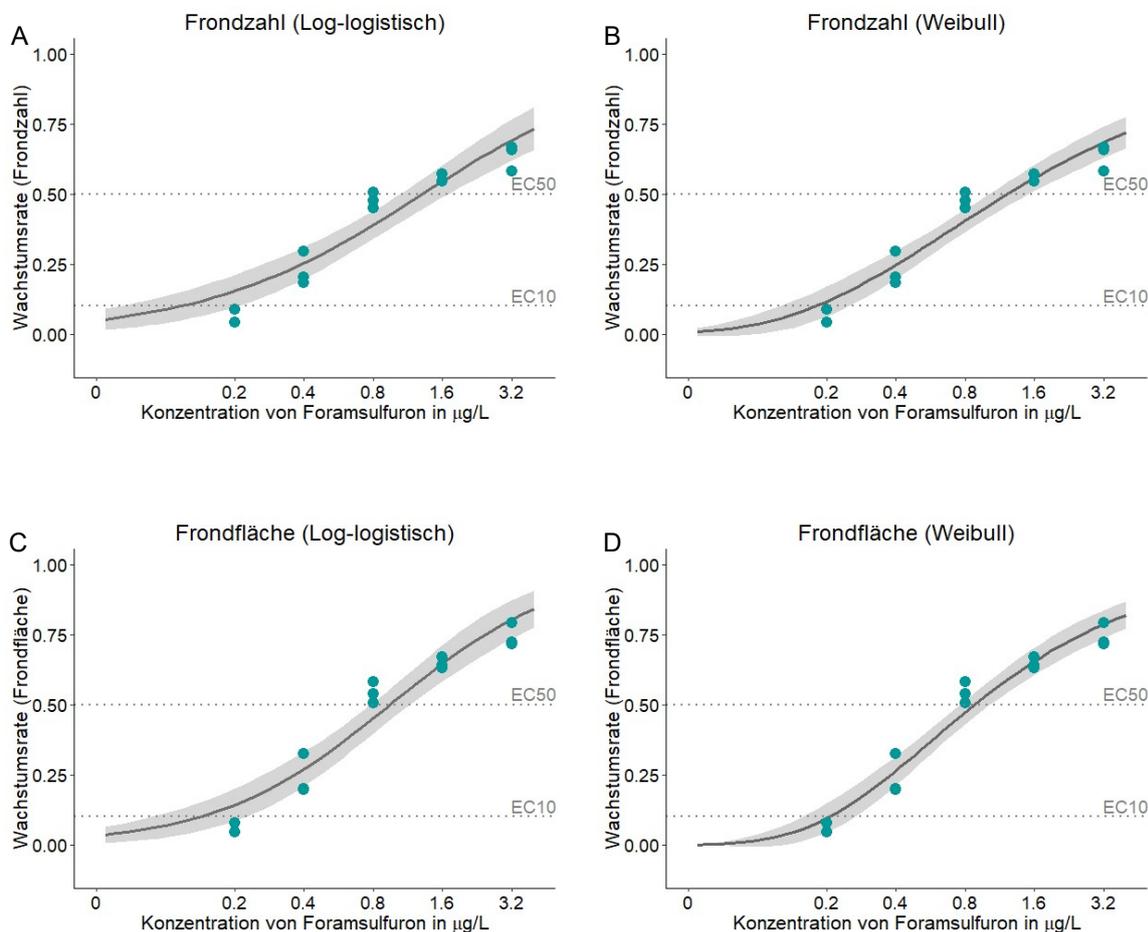
Erneut liessen sich die ErC50 aus Bruns (2013) weitgehend mit dem Log-logistischen Modell bestätigen. Im Studienbericht wurde das Regressionsmodell nicht genannt. Daher ist nicht klar, ob in Bruns (2013) ebenfalls mit dem log-logistischen Modell ausgewertet wurde. Erneut beschreibt das Weibull Modell die Daten besser. Im Hinblick auf internationale Vergleichbarkeit der Werte wurde dennoch erneut beschlossen den ErC50 aus dem DRAR zu übernehmen. Im Falle des ErC10 soll aber erneut das Ergebnis aus der Weibull Funktion verwendet werden, vor Allem, weil es im tiefen Effektbereich die Daten deutlich besser beschreibt. Daher wird erneut der ErC10 für Frondanzahl von 0.17 µg/L zur Herleitung des AA-EQS verwendet.

Schlussfolgerung:

Die im DRAR aufgeführten 7d-ErC50 aus der Lemna-Studie von Bruns (2013) wurden bestätigt und werden unverändert übernommen. Im Falle des ErC10 lieferte das Weibull-Regressionsmodell das verlässlichere Ergebnis. Der AA-EQS und der MAC-EQS bleiben unverändert.



Abb. A.4: Grafische Darstellung der Dosis-Wirkungs-Kurve nach 7 Tagen für den Biotest von *Lemna gibba* (Bruns 2013) für die Endpunkte Frondzahl (A, B) und Frondfläche (C, D). Die Dosis-Wirkungs-Kurve wurde auf die Log-logistisch und Weibull Modelle gefittet und mit 95% Konfidenzband dargestellt.



Tab. A.5: Vergleich der Effektwerte von Bruns (2013) und den neu gefitteten Kurven in Abbildung A.1

Endpunkt	Bruns (2013) (µg/L)	Log-logistisch (µg/L)	Weibull (µg/L)
Wachstum (Frondzahl)	ErC50 = 1.22	ErC50 = 1.31 (1.0-1.61)	ErC50 = 1.21 (0.97-1.46)
	ErC10 = 0.125	ErC10 = 0.11 (0.04-0.18)	ErC10 = 0.17 (0.11-0.24)
	NOEC < 0.2		
Wachstum (Frondfläche)	ErC50 = 0.96	ErC50 = 0.94 (0.76-1.13)	ErC50 = 0.88 (0.74-1.01)
	ErC10 = 0.164	ErC10 = 0.14 (0.07-0.21)	ErC10 = 0.21 (0.15-0.26)
	NOEC < 0.2		

Tab. A.6: 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	-29.43	-27.51
	Weibull	3	-35.11	-33.19
Wachstum (Frondfläche)	Log-logistisch	3	-28.64	-26.72
	Weibull	3	-35.35	-33.44



13. Änderungen zur Version von 2018

Da der Originalbericht zur kritischen Studie verfügbar wurde, wurde eine Neuauswertung mit allen Replikaten durchgeführt (Kapitel 12.3). Der AA-EQS und der MAC-EQS sowie die Kapitel 1 bis 12.2 blieben unverändert.