

2016

oekotoxzentrum
centre ecotox



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

EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für: *Nicosulfuron*

Ersterstellung: 25.08.2014 (Stand der Datensuche)
1. Aktualisierung: 12.10.2015 (Stand der Datensuche)
30.09.2016 (Einarbeitung des Gutachtens)
2. Aktualisierung: 24.03.2017 (Einarbeitung Herstellerdaten und
Kommentare vom UBA)

1 Qualitätskriterien-Vorschläge

CQK (AA-EQS): 0.0087 µg/L (Ersterstellung: 0.035 µg/L; 1. Aktualisierung: 0.0087 µg/L)

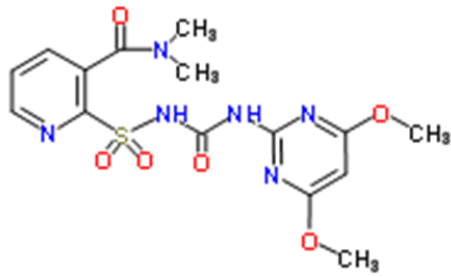
AQK (MAC-EQS): 0.23 µg/L (Ersterstellung: 0.17 µg/L; 1. Aktualisierung: 0.085 µg/L)

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 Terminologie des TGD verwendet.

2 Physikochemische Parameter

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

Tabelle 1: Geforderte Angaben zu Nicosulfuron nach dem TGD for EQS (EC, 2011) zusätzliche Angaben in kursiv. Wenn nicht anders vermerkt finden sich die als EC (2006) zitierten Daten in Band 3 Annex B.2 Seiten 10-18.

Eigenschaften	Name/Wert	Referenz
IUPAC Name	2-(4,6-dimethoxypyrimidin-2-ylcarbamoylsulfamoyl)-N,N-dimethylnicotinamide	EC (2006) Band 1, p. 1
Synonyme	-	-
Chemische Gruppe	Sulfonylharnstoffe	(Tomlin 2009)
Strukturformel		EC (2006) Band 1, p. 1
Summenformel	C ₁₅ H ₁₈ N ₆ O ₆ S	EC (2006) Band 1, p. 1
CAS-Nummer	111991-09-4	EC (2006) Band 1, p. 1
EINECS-Nummer	keine	EC (2006) Band 1, p. 1
SMILES-code	O=C(Nc1nc(OC)cc(OC)n1)NS(=O)(=O)c2ncccc2C(=O)N(C)C	Pesticide Properties Database (University of Hertfordshire 2014)
Molekulargewicht (g·mol ⁻¹)	410.4	EC (2006) Band 1 Seite 6
Schmelzpunkt (°C)	ca. 148 (exp; EEC Method A1) 140-161 (exp; EEC Method A1)	Van Helvoirt 1992a und Van Hoodonk 1993 zitiert in EC (2006)
Siedepunkt (°C)	Nicht bestimmbar, da sich die Substanz vor Erreichen des Siedepunktes zersetzt	Cowlyn T.C. 1993 EC (2006)
Dampfdruck (Pa)	<8 * 10 ⁻¹⁰ at 25°C (exp OECD 104)	Hoefs 1992 zitiert in EC (2006)

Henry-Konstante (Pa·m ³ ·mol ⁻¹)	1.48 * 10 ⁻¹¹ (est)	De Vries 1993 zitiert in EC (2006)
Wasserlöslichkeit (g·L ⁻¹)	Bei 19.7°C (exp; OECD 105): 0.25 g/L bei pH 5 7.5 g/L bei pH 6.5 9.5 g/L bei pH 6.7 Bei 20°C (exp; OECD 105): 76.4 g/L bei pH 9	De Vries 1992a und Widmer 2004 zitiert in EC (2006)
Dissoziationskonstante (pK _a)	Bei 20°C (exp; OECD 112): pK _a (1) 4.78 pK _a (2) 7.58	De Vries 1992d und Vercruyssen 2004a zitiert in EC (2006)
n-Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient (log K _{ow})	Bei 20-21°C und pH in der Wasserphase gepuffert bei 2.3-2.4 (exp; OECD 107/117 flask shaking method used): 0.61	De Vries 1992c zitiert in EC (2006)
Sediment/Wasser Verteilungskoeffizient (log K _{oc} oder log K _p)	Sandy loam 1.8 Clay 1.4 Clay loam 2.4 "Clay content of the soils might be of influence" Alle Daten sind log K _{oc}	Völkl 2003 zitiert in EC (2006) Band 3 Annex B8 Seite 257
Hydrolysestabilität (Halbwertszeit)	DT50 bei 25°C im Dunkeln (exp; EPA Method: 540/9-82-021): pH 5.03 14.6 Tage pH 7.32 und 9.50 >32 Tage (>80% nach 32 Tagen nicht hydrolysiert)	Galicia und Mamouni 1991 & 1992 zitiert in EC (2006)
Photostabilität (Halbwertszeit)	DT50 bei (exp; EPA method 540/9-82-021): pH 5 = 9 (1) und 12 (2) Tage pH 7 = 46 (1) und 85 (2) Tage pH 9 = 69 (1) und 46 (2) Tage	(1) Van Dijk 1991 und (2) Van Dijk und Baranowski 1992 zitiert in EC (2006)

3 Allgemeines

Anwendung: Systemisches Herbizid zur Bekämpfung von Ungräsern und Unkräutern im Nachauflauf (Tomlin 2009).

Wirkungsweise: Nicosulfuron wirkt auf die Synthese verzweigtkettiger Aminosäuren, indem es auf die Acetolactatsynthase wirkt (Brown and Cotterman 1994). Acetolactatsynthasen finden sich in Bakterien und Pilzen (in den Mitochondrien), sowie bei Algen und höheren Pflanzen (in den Chloroplasten) (Chipman *et al.* 1998).

Analytik: Mittels SPE und HPLC-UV Analytik konnte eine Bestimmungsgrenze von 0.1 µg/L erreicht werden (Nellieu *et al.* 2005). Andere erreichten mittels SPE und HPLC-UV Analytik nur eine Bestimmungsgrenze von 48.3 µg/L, die sie mittels HPLC-MS Analytik auf 23.2 µg/L senken konnten (Polati *et al.* 2006). Mittels „online SPE-LC-MS-MS“ konnten Perreau *et al.* (2007) in Flusswasser eine

Bestimmungsgrenze von 0.11 ng/L erreichen. Die Methode von Gure *et al.* (2014) erlaubt kleine Wasserprobenvolumina und erreicht mittels IPA-LLE-HPLC-DAD ein LOD/LOQ von 3/10 µg/L.

Stabilität und

Metaboliten:

Bei pH ≥ 7 liegt die photolytische und hydrolytische Halbwertszeit bei >32 Tagen (siehe Tabelle 1). Dies spiegelt sich in den guten Wiederfindungen bei den meisten Tests wider (siehe EC (2006) Band 3 Annex B.9 Seite 341). Einzig für den Test mit *Lemna gibba* (bei pH 5) waren die Wiederfindungen nach 2 bzw. 3 Tagen z.T. geringer als 80%, so dass für die Auswertung die gemittelte gemessene Konzentration (*mean measured concentration*) genommen wurde (siehe EC (2006) Band 3 Annex B.9 Seite 340). Dies korreliert mit den Ergebnissen aus Hydrolyse und Photolysestudien, die bei pH 5 eine stärkere Transformation gefunden hatten als bei pH-Werten > 7 (siehe Tabelle 1).

Für alle Expositionen bei pH-Werten im Bereich von 7 oder höher sowie für alle Tests mit Durchflusseexposition kann daher davon ausgegangen werden, dass die Testkonzentrationen stabil waren und die analytische Validierung der Testkonzentrationen somit nicht als zwingendes Kriterium für die Validität anzusehen ist. Bei statischen oder semistatischen Studien mit einer Dauer >2 Tagen, bei denen der pH-Wert des Testmediums nicht angegeben wurde, ist eine Überprüfung der Testkonzentrationen hingegen notwendig. Wenn Angaben zur Art der Exposition (statisch, semistatisch, Durchfluss) und zum pH-Wert fehlen und die Ergebnisse ausschließlich auf nominalen Substanzkonzentrationen beruhen, wurde daher ein Validitätscode von 4 vergeben. Davon ausgenommen sind Studien welche extern geprüft und „*face value*“ übernommen wurden.

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 der eingesetzten Testkonzentrationen plausibilisieren lässt, kann es beim Einwiegen zu nicht-systematischen Unterschieden kommen, die anhand der Angaben im jeweiligen Testbericht nicht ersichtlich sind. Daher werden alle Werte, die auf nominalen Konzentrationen beruhen, gekennzeichnet. Bei deutlichen Unterschieden (Unterschied grösser als Faktor 5) zwischen Toxizitätswerten, die auf nominalen Konzentrationen beruhen, und analytisch validierten Werten, sollen daher die analytisch validierten bevorzugt werden.

In EC (2006) werden eine Reihe von Metaboliten beschrieben, deren aquatische Toxizität allerdings mehr als 1000-fach geringer ist als die von Nicosulfuron (bezogen auf den empfindlichsten Testorganismus) (EC 2006, Band 3 Anhang B.9, Tabellen B.9.8 – B.9.14). Der tiefste NOEC wird mit 1 mg/L für den Metaboliten HMUD und *Lemna gibba* angegeben. Es ist aber sehr wahrscheinlich, dass der NOEC eigentlich ≥ 1 mg/L ist, da der EC50 mit >1 mg/L angegeben ist (das deutet darauf hin, dass höhere Konzentrationen nicht getestet wurden).

Existierende EQS:

Tabelle 2: Bereits existierende EQS.

Institution/Land	AA-EQS [µg/L]	MAC-EQS [µg/L]	Referenz
INERIS/Frankreich	0.035	0.17	INERIS (2012)
UBA/Deutschland	0.0087	0.085	Wenzel und Shemotyuk (2014)

4 Effektdatensammlung

Für Nicosulfuron sind Effektdaten zu Bakterien, Cyanobakterien, Algen, Wasserpflanzen, Krebstieren, Insekten und Fischen vorhanden (Table 3).

Tabelle 3: Effektdatensammlung für Nicosulfuron. Der Effektwert bezieht sich immer auf den aktiven Stoff. Eine Bewertung der Validität^a wurde nach den Klimisch-Kriterien (Klimisch *et al.* 1997) durchgeführt, bzw. nach den CRED-Kriterien für Studien, die im Zuge der EQS-Aktualisierung herangezogen wurden (Moermond *et al.* 2016). Literaturdaten, die in grau dargestellt wurden, erfüllen nicht die Datenanforderungen nach dem TGD for EQS bezüglich Relevanz und Verlässlichkeit, sollen aber als zusätzliche Information genannt werden. Da ungebundenen Werte (mit > oder < versehen) nicht direkt zur EQS-Herleitung verwendet werden können, sind diese ebenfalls in grau dargestellt. Der Endpunkt Wachstumsrate wurde gemäss TGD for EQS bei Algen/Cyanobakterien dem Endpunkt Biomasse bzw. Biomassezuwachs (Engl. Yield)^b vorgezogen. Auch wenn im TGD for EQS nicht eindeutig formuliert, wurde dieses Vorgehen ebenfalls bei den Wasserpflanzen (vor allem *Lemna*) übernommen (siehe dazu Kapitel 8.1). Von EFSA (2006) und Wenzel und Shemotyuk (2014) akzeptierten Studien wurden gemäss TGD for EQS (EC, 2011) als „face value“ übernommen und mit Klimisch 1 bewertet, auch wenn die Studien nicht oder nur kurz beschrieben wurden. Abweichende Validitätsbewertungen werden unter „Notiz“ begründet. Wenn nicht anders vermerkt finden sich die als EC (2006) zitierten Daten in Band 3 Annex B.9 Seite 341. Da für den Grossteil der in Wenzel und Shemotyuk (2014) gelisteten Studien keine Details vorliegen, wurden keine geometrischen Mittelwerte aus mehreren Effektwerten für eine Spezies (e.g. *Anabaena flos-aquae*) gebildet. Tests mit Formulierungen werden nicht als Schlüsselstudien zur EQS Herleitung herangezogen, da es sich bei Ihnen um Gemische handelt. Der zur Zeit anerkannte Speziesname wurde verwendet und der in der Studie angegebene Name wurde in Klammern dahinter angegeben.

EFFEKTDATENSAMMLUNG										
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (mg/L)	Notiz	Validität	Referenz
akute Daten limnisch										
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	72	h	ErC50	=	8.4	B, S	1	Memmert 1998 a, zitiert in EC (2006)
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Biomasse	72	h	EbC50	=	7.8	B, S	1	Memmert 1998 a, zitiert in EC (2006)
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	72	h	ErC50	=	37.8	E, I	3	Sloman, T.L. (2004), zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014) als ICS 2013
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstum	72	h	EC50	=	41.8	E, I	3	Sloman, T.L. (2004), zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014) als ICS 2013
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Biomasse	72	h	EbC50	=	59.8	E, I	3	Sloman, T.L. (2004), zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014) als ICS 2013
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	kA	96	h	EC50	=	11.63	E	1	PMRA, 2008, zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	kA	96	h	EC50	=	28.35	E	1	PMRA, 2008, zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Cyanobakterien	<i>Oscillatoria limnetica</i>	Wachstumsrate	24	h	ErC50	=	2.4	D, S, Q	4	Leboulanger <i>et al.</i> (2001)

^a Nach 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. Eine Evaluierung der Verlässlichkeit wurde nicht vorgenommen, wenn eine Studie als nicht relevant (C3) bewertet wurde.

^b Die Endpunkte Biomassezuwachs (Engl. Yield) und Biomasse (auch Biomasse-Integral, basierend auf der Fläche unter der Wachstumskurve; Engl.: *area under the curve*) sind nicht identisch, werden aber zuweilen synonym verwendet. Soweit möglich, wurde in der Tabelle daher angegeben, ob sich ein Endpunkt auf die Wachstumsrate (ErC50/NOErC), den Zuwachs/Yield (EyC50/NOEyC) oder die Biomasse (EbC50/NOEbC) bezieht. Aus zitierten Quellen wurden diese Angaben ohne zusätzliche Prüfung übernommen. So wurde in EC-DAR 2006 durchweg von Biomasse berichtet und entsprechend EbC50 angegeben. Ob es sich dabei nicht evtl. auch um den Zuwachs/Yield handelt, konnte nicht geprüft werden. Wenn die Art des Endpunktes aus der Referenz nicht klar ersichtlich war, dann wurde der allgemeine Begriff „Wachstum“ verwendet.

EFFEKTDATENSAMMLUNG

Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (mg/L)	Notiz	Validität	Referenz
Algen	<i>Chlorella vulgaris</i>	kA	96	h	EC50	>	256	E	1	Seguin et al. 2001, zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Algen	<i>Navicula accomoda</i>	Wachstumsrate	96	h	ErC50	>	256	E	1	Seguin et al. 2001, zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomasse	72	h	EbC50	=	182.0	B, S	1	Wuthrich 1992, zitiert in EC (2006)
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Wachstum (Zellzahl)	72	h	EC50	=	3.32	E	1	PMRA, 2008, in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	kA	72	h	EC50	=	6.4	E	1	PMRA, 2008, in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	kA	96	h	EC50	>	25.6	E	1	Seguin et al. 2001, zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstumsrate	72	h	ErC50	=	71.2	E	1	Sloman, T.L. (2004), zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014) als ICS 2013
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Fronzzahl - Zuwachs/ Yield	7	d	EyC50	=	0.00105	B, R	R3, C1	Dengler 2008, zusammen mit den Änderungen (Neuauswertung) Weber 2016a, b Nicht-öffentlicher Studienreport wurde von DuPont zur Verfügung gestellt; auch zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Fronzzahl - Zuwachs/ Yield	7	d	EyC50	=	0.0017	A, R	R2, C2	Memmert 1998, zusammen mit den Änderungen Memmert 2003 und 2004 Nicht-öffentlicher Studienreport wurde von DuPont zur Verfügung gestellt. Auch zitiert in EC (2006).
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Fronzzahl - Zuwachs/ Yield	7	d	EyC50	=	0.0011	A, R	R1, C1	Bätscher 2008 Nicht-öffentliche Studie wurde von DuPont zur Verfügung gestellt; Wert ebenfalls zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
		Geometrischer Mittelwert	7	d	EyC50	=	0.00137			
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Trockengewicht - Zuwachs/ Yield	7	d	EyC50	=	0.0023	A, R	R2, C1	Bätscher 2008 Nicht-öffentliche Studie wurde von DuPont zur Verfügung gestellt; Wert ebenfalls zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Trockengewicht - Wachstumsrate	7	d	ErC50	=	>0.028	A, R	R3, C1	Bätscher 2008 Nicht-öffentliche Studie wurde von DuPont zur Verfügung gestellt; Wert ebenfalls zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Trockengewicht bei Testende	7	d	EC50	=	0.0340	A, R, T	R3, C3	Memmert 1998, zusammen mit den Änderungen Memmert 2003 und 2004 Nicht-öffentlicher Studienreport wurde von DuPont zur Verfügung gestellt. Auch zitiert in EC (2006).
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Fronzzahl - Wachstumsrate	7	d	ErC50	=	0.00187	B, R	R1, C1	Dengler 2008, zusammen mit den Änderungen (Neuauswertung) Weber 2016a, b Nicht-öffentlicher Studienreport wurde von DuPont zur Verfügung gestellt; auch zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Fronzzahl - Wachstumsrate	7	d	ErC50	=	0.0027	A, R	R2, C2	Memmert 1998, zusammen mit den Änderungen Memmert 2003 und 2004

EFFEKTDATENSAMMLUNG

Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (mg/L)	Notiz	Validität	Referenz
										Nicht-öffentlicher Studienreport wurde von DuPont zur Verfügung gestellt. Auch zitiert in EC (2006).
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Frondzahl - Wachstumsrate	7	d	ErC50	=	0.0025	A, R	R1, C1	Bätscher 2008 Nicht-öffentliche Studie wurde von DuPont zur Verfügung gestellt; Wert ebenfalls zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
		Geometrischer Mittelwert	7	d	ErC50	=	0.0023			
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Frondzahl bei Testende	7	d	EC50	=	0.00115	B, R, T	R1, C3	Dengler 2008, zusammen mit den Änderungen (Neuauswertung) Weber 2016a, b Nicht-öffentlicher Studienreport wurde von DuPont zur Verfügung gestellt; auch zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Frondfäche - Wachstumsrate	7	d	ErC50	=	0.00182	B, R, V	R3, C1	Dengler 2008, zusammen mit den Änderungen (Neuauswertung) Weber 2016a, b Nicht-öffentlicher Studienreport wurde von DuPont zur Verfügung gestellt; auch zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Frondfäche - Zuwachs/ Yield	7	d	EyC50	=	0.000910	B, R, V (pH≈7.5)	R3, C1	Dengler 2008, zusammen mit den Änderungen (Neuauswertung) Weber 2016a, b Nicht-öffentlicher Studienreport wurde von DuPont zur Verfügung gestellt; Wert ebenfalls zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Frondfäche bei Testende	7	d	EC50	=	0.000995	B, R, T	R1, C3	Dengler 2008, zusammen mit den Änderungen (Neuauswertung) Weber 2016a, b Nicht-öffentlicher Studienreport wurde von DuPont zur Verfügung gestellt; auch zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Frondzahl	7	d	EC50	=	0.0032	E, J	3	Hoberg 1992, zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014) als ICS 2013
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (vermutlich bezogen auf Frondzahl)	7	d	EC50	=	0.0051	E, J	3	Hoberg 1992, zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014) als ICS 2013
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	kA	7	d	EC50	=	0.028	E	1	PMRA, 2008, zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Wasserpflanzen	<i>Lemna paucicostata</i>	Wachstumsrate (vermutlich bezogen auf Frondzahl)	9	d	EC50	=	0.009	E	1	k.A. (1998) Report-Nr. 117473, zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014) als ICS 2013
Wasserpflanzen	<i>Lemna paucicostata</i>	Frondzahl - Wachstum	9	d	EC50	=	0.0048	E	1	k.A. (1998) Report-Nr. 117473, zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014) als ICS 2013
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	90.0	B, H, S	4	Jenkins 1991c zitiert in EC (2006)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	NOEC	=	32.4	B, S	1	Jenkins 1991 c zitiert in EC (2006)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	48	h	EC50	>	1000	E	1	ICS 2013, zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Insekten	<i>Chironomus riparius</i>	keine Angabe (1. Instar)	48	h	EC50	>	200.0	C, S, Q	4	Memmert 1998 b zitiert in EC (2006)
Insekten	<i>Chironomus riparius</i>	keine Angabe (1. Instar)	48	h	NOEC	=	200.0	C, S, Q	4	Memmert 1998 b zitiert in EC (2006)

EFFEKTDATENSAMMLUNG										
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (mg/L)	Notiz	Validität	Referenz
Fische	<i>Carassius auratus</i>	Acetylcholinesterase Aktivität im Gehirn	48	h	NOEC	=	0.005	B, S	2	Bretau et al. (2000)
Fische	<i>Carassius auratus</i>	Verhalten (Anzahl der Frassversuche)	15	min	NOEC	<	0.010	C, F, P	2	Saglio et al. (2001)
Fische	<i>Carassius auratus</i>	Verhalten (Anzahl buccaler Bewegungen und Gruppierungen ^b)	15	min	NOEC	=	1.000	C, F, P	2	Saglio et al. (2001)
Fische	<i>Carassius auratus</i>	olfaktorische Attraktion	15	min	NOEC	=	0.100	C, F, P	2	Saglio et al. (2001)
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	kA	96	h	LC50	>	105	E	1	ICS 2013, zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	LC50	>	100.0	B, S	1	Jenkins 1991 b zitiert in EC (2006)
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Mortalität	96	h	NOEC	≥	100.0	B, S	1	Jenkins 1991 b zitiert in EC (2006)
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	kA	48	h	LC50	>	1000	E	1	ICS 2013, zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	83.5	E, G	1	PMRA, 2008, zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.375	E	4 ^d	PMRA, 2008, zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	65.7	B, S	1	Jenkins 1991 a zitiert in EC (2006)
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	NOEC	=	19.4	B, S	1	Jenkins 1991 a zitiert in EC (2006)
akute Daten marin										
Bakterien	<i>Aliivibrio fischeri</i>	Biolumineszenz	15	min	EC50	=	167.8	C, S, Q, U	2	Joly et al. (2013)
Algen	<i>Nitzschia</i> sp.	kA	96	h	ErC50	>	256	E, U	1	Seguin et al. 2001b, zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
chronische und subchronische Daten limnisch										
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	72	h	NOEC	=	3.2	B, S	1	Memmert 1998 a, zitiert in EC (2006)
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Biomasse	72	h	NOEC	=	3.2	B, S	1	Memmert 1998 a, zitiert in EC (2006)
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	kA	96	h	NOEC	=	4.69	B, S	1	PMRA, 2008, in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	kA	96	h	NOEC	=	22.5	B, S	1	PMRA, 2008, in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Cyanobakterien	<i>Oscillatoria limnetica</i>	Wachstum	11	d	NOEC	=	0.4	E	1	ICS 2013, zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomasse	72	h	NOEC	=	100.0	B, S	1	Wuthrich 1992, zitiert in EC (2006)
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Biomasse	72	h	NOEC	<	7.5	E, K	1	Sloman, T.L. (2004), zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014) als ICS 2013

^c Definiert als Ansammlung von 4-7 Fischen in derselben Zone (30 x 30 x 25 cm).

^d Der von Wenzel und Shemotyuk (2014) zitierte Wert erscheint wenig plausibel und liess sich nicht überprüfen. Für *O. mykiss* liegen zwei als valide eingestufte NOECs vor, die oberhalb des angegebenen LC50 liegen. Des Weiteren liegt ein ebenfalls als valide eingestufte 96h-LC50 von 65.7 mg/L vor (175 mal höher). Aus diesen Gründen wurde der Wert vorsorglich als Klimisch 4 eingestuft.

EFFEKTDATENSAMMLUNG										
Sammelbezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (mg/L)	Notiz	Validität	Referenz
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Fronzzahl - Wachstumsrate	7	d	NOErC	=	0.00031	A, R (pH≈7.5)	R1, C1	Bätscher 2008, Nicht-öffentliche Studie wurde von DuPont zur Verfügung gestellt; Wert ebenfalls zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Fronzzahl - Wachstumsrate [°]	7	d	NOErC	=	0.00035	A, O, R (pH≈5)	R2, C2	Memmert 1998, zusammen mit den Neufassungen Memmert 2003 und 2004 Nicht-öffentlicher Studienreport wurde von DuPont zur Verfügung gestellt. Auch zitiert in EC (2006).
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Fronzzahl - Wachstumsrate	7	d	NOErC	=	0.00037	B, R (pH≈7.5)	R1, C1	Dengler 2008, zusammen mit den Änderungen (Neuauswertung) Weber 2016a, b Nicht-öffentlicher Studienreport wurde von DuPont zur Verfügung gestellt; auch zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
		Geometrischer Mittelwert	7	d	NOErC	=	0.00036			
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Fronzzahl - Zuwachs/ Yield	7	d	NOEyC	=	0.000087	A, R (pH≈7.5)	R1, C1	Bätscher 2008, Nicht-öffentliche Studie wurde von DuPont zur Verfügung gestellt; Wert ebenfalls zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Fronzzahl - Zuwachs/ Yield	7	d	NOEyC	=	0.00035	A, O, R (pH≈5)	R2, C2	Memmert 1998, zusammen mit den Neufassungen Memmert 2003 und 2004 Nicht-öffentlicher Studienreport wurde von DuPont zur Verfügung gestellt. Auch zitiert in EC (2006).
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Fronzzahl - Zuwachs/ Yield	7	d	NOEyC	=	0.00037	B, R (pH≈7.5)	R1, C1	Dengler 2008, zusammen mit den Änderungen (Neuauswertung) Weber 2016a, b Nicht-öffentlicher Studienreport wurde von DuPont zur Verfügung gestellt; auch zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
		Geometrischer Mittelwert	7	d	NOEyC	=	0.000224			
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Frondfäche - Zuwachs/ Yield	7	d	NOEyC	=	0.00037	B, R (pH≈7.5)	R1, C1	Dengler 2008, zusammen mit den Änderungen (Neuauswertung) Weber 2016a, b Nicht-öffentlicher Studienreport wurde von DuPont zur Verfügung gestellt; auch zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Frondfäche - Wachstumsrate	7	d	NOErC	=	0.00037	B, R (pH≈7.5)	R1, C1	Dengler 2008, zusammen mit den Änderungen (Neuauswertung) Weber 2016a, b Nicht-öffentlicher Studienreport wurde von DuPont zur Verfügung gestellt; auch zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Trockengewicht bei Testende	7	d	NOEC	=	0.0009	A, O, R, T (pH≈5)	R2, C3	Memmert 1998, zusammen mit den Neufassungen Memmert 2003 und 2004 Nicht-öffentlicher Studienreport wurde von DuPont zur Verfügung gestellt. Auch zitiert in EC (2006).
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Trockengewicht - Zuwachs/ Yield	7	d	NOEyC	=	0.000087	A, R	R1, C1	Bätscher 2008,

[°] In der Studie wurde der 7d-NOEC (für Wachstumsrate und Yield) mit 0.00035 mg/L angegeben. Wenn nur Daten (Fronzzahl) zu Testbeginn und Test-Ende herangezogen werden, würde sich ein 7d-NOEC von 0.0009 mg/L ergeben. Allerdings ergaben sich bei dieser Konzentration klare Effekte nach zwei und nach fünf Tagen. Das Kontrollwachstum in diesem Test verringerte sich ab Tag 5 und lag insgesamt unterhalb des nach der aktuellen OECD Test No. 221 (OECD 2006) geforderten Wert. In Anbetracht der Angaben in der OECD TG 221 (S. 9, §55), wonach bei Abweichung vom exponentiellen Kontrollwachstum Effektkonzentrationen auch für einen früheren Zeitpunkt berechnet werden können, zu denen exponentielles Wachstum vorlag, wird ein NOEC von 0.00035 mg/L akzeptiert.

EFFEKTDATENSAMMLUNG										
Sammel- bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (mg/L)	Notiz	Validität	Referenz
								(pH=7.5)		Nicht-öffentliche Studie wurde von DuPont zur Verfügung gestellt; Wert ebenfalls zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Trockengewicht - Wachstumsrate	7	d	NOErC	=	0.000087	A, R (pH=7.5)	R1, C1	Bätscher 2008, Nicht-öffentliche Studie wurde von DuPont zur Verfügung gestellt; Wert ebenfalls zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	kA	7	d	NOEC	<	0.00032	E, J	3	Hoberg 1992, zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014) als ICS 2013
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Frondzahl (gilt für Biomasse (AUC) und Wachstumsrate) ^f	14	d	NOEC	=	0.0008	E	1	Memmert 2006, zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014) als ICS 2013
Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	kA	14	d	NOEC	=	0.0025	E, J	3	Hoberg 1992, zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014) als ICS 2013
Wasserpflanzen	<i>Lemna paucicostata</i>	kA	9	d	NOEC	=	0.001	E	1	k.A. (1998) Report-Nr. 117473, zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014) als ICS 2013
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität	21	d	NOEC	=	5.2	B, P, S	2	Bogers 1994 b, zitiert in EC (2006) Seite 348
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	21	d	NOEC	=	25	E	1	ICS 2013, zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	kA	21	d	NOEC	=	43.8	E	1	ICS 2013, zitiert in Wenzel und Shemotyuk (2014)
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Prolonged OECD 204 (Mortalität)	28	d	NOEC	=	10	B, F, P	1	Bogers 1994 a, zitiert in EC (2006) Seite 348
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	kA	90	d	NOEC	=	24	E	1	PMRA, 2008, in Wenzel und Shemotyuk (2014)
chronische und subchronische Daten marin										
Es liegen keine Effektdaten vor										
Mikro- und Mesokosmen										
Algen	Periphyton	Chlorophyll a	40	d	NOEC	=	0.002	C, S, Q	4	Seguin <i>et al.</i> (2001)
Algen	Periphyton	Chlorophyll a	40	d	LOEC	=	0.030	C, S, Q	4	Seguin <i>et al.</i> (2001)
Algen	Phytoplankton	Bray Curtis Index	40	d	NOEC	<	0.002	C, S, Q	4	Seguin <i>et al.</i> (2001)
Wasserpflanzen	<i>Ranunculus lingua</i> , <i>Sparganium erectum</i> , <i>Glyceria aquatic</i> , <i>Myriophyllum proserpinacoides</i> , <i>Elodea Canadensis</i> , <i>Ceratophyllum demersum</i> , <i>Lemna minor</i>	Verschiedene Wachstumsparameter (e.g. Nassgewicht, Blattanzahl, Länge) und Gesundheitsparameter (e.g. ausbleichen, Entwicklung) nach Brock <i>et al</i> (2000)	28	d	NOEC	=	0.0008	N C, S	R3, C1	Burlingham 2011, auch zitiert im JRC draft dossier (2017)
Wasserpflanzen	<i>Ranunculus lingua</i> , <i>Sparganium erectum</i> , <i>Glyceria aquatic</i> , <i>Myriophyllum proserpinacoides</i> ,	Verschiedene Wachstumsparameter (e.g. Nassgewicht, Blattanzahl, Länge) und Gesundheitsparameter	28	d	NOEC	=	0.002	N C, S	R3, C1	Taylor <i>et al.</i> (2016): statistische Neuauswertung der Studie von Burlingham 2011, auch zitiert um JRC draft dossier (2017)

^f Das Deutsche Umweltbundesamt hat nach Überprüfung der Effektdaten in der ICS Datenbank zu diesem Eintrag angemerkt „basierend auf Frondzahl (Zusatzinfo: auch AUC und Wachstumsrate)“

EFFEKTDATENSAMMLUNG										
Sammel- bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (mg/L)	Notiz	Validität	Referenz
	<i>Elodea Canadensis</i> , <i>Ceratophyllum demersum</i> , <i>Lemna minor</i>	(e.g. ausbleichen, Entwicklung) nach Brock <i>et al</i> (2000)								
Tests mit Formulierungen										
Nur akute Daten vorhanden. Für Krebstiere und Fische ist die Empfindlichkeit vergleichbar, für Algen und Wasserlinsen wurde leicht geringere Empfindlichkeit beobachtet									Ma <i>et al.</i> (2004), Ma <i>et al.</i> (2006) und EC (2006) Band 3 Annex B.9 Seite 347	

Notizen

- A Gemessene Testkonzentrationen für Effektbestimmung verwendet
- B Nominale Testkonzentrationen für Effektbestimmung verwendet, gemessene Wiederfindung $\pm 20\%$ der Nominalen
- C Nominale Testkonzentrationen für Effektbestimmung verwendet
- D Keine Angabe darüber ob nominale oder gemessene Konzentration verwendet wurde
- E Studie wurde vom Umweltbundesamt (UBA) geprüft und die Bewertung wurde „*face value*“ übernommen. Testbedingungen teilweise unbekannt.
- F Durchfluss
- G Effektwert nicht belastbar, da Testdauer zu kurz für akutes Qualitätskriterium
- H EC50 nur geschätzt, keine Konfidenzintervalle
- I Laut UBA ist Endpunkt nicht valide, da Abweichung zwischen den Replikaten = 10,55% Überschreitung / Abweichung vom exponentiellen Wachstum = 581,51% Überschreitung
- J Laut UBA ist Endpunkt nicht valide, da zu erwarten ist, dass die Testsubstanz bei den gegebenen Testbedingungen rasch hydrolysiert – es hätte eine Analyse zum Testende durchgeführt werden müssen. Bei dem hier verwendeten initialen pH von 5 beträgt die DT50 = 15 d. Die Testgesamtdauer betrug 14 d, schon nach 7 d ist eine Wiederfindung < 80 % zu erwarten.
- K Bei der Überprüfung der Effektdaten aus der ICS Datenbank, wurde festgestellt, dass dieser Endpunkt als NOEbC <7.5 mg a.i./L (Wachstum, *area under the curve*; nominal) eingetragen war, und nicht wie in Wenzel und Shemotyuk (2014) als NOEC >7.5 mg/L.
- N Im nicht-öffentlichen Entwurf des JRC für ein Nicosulfuron EU-EQS-Dossier steht, dass die Mesokosmenstudie von Burlingham (2011) und die Neuauswertung der Studie durch Taylor *et al.* (2016) nicht für die EQS Herleitung berücksichtigt werden, da die Expositionskonzentration über die Versuchsdauer abnahm (unter 80% der nominalen Konzentration) und Effektkonzentrationen daher auf die (mittlere) gemessene Konzentration bezogen werden sollten. Im vorliegenden Dossier wurde eine gemittelte Konzentration berechnet und die Studie wurde erneut bewertet (siehe Kapitel 7.3 für Details)
- O Test pH <7
- P Test pH >7
- Q Test pH unbekannt
- R Semi-statisch
- S Statisch
- T Im Gegensatz zum Endpunkt bezogen auf Wachstumsrate oder Zuwachs (Yield), wie sie in der OECD TG 221 gefordert sind, wurde hier zur Berechnung der Effektkonzentration nur der Wert (e.g. Biomasse, Frondzahl) bei Testende berücksichtigt. Die Effektkonzentration wird daher als nicht relevant eingestuft.
- U Keine Angabe zur Salinität

5 Grafische Darstellung der Effektdaten

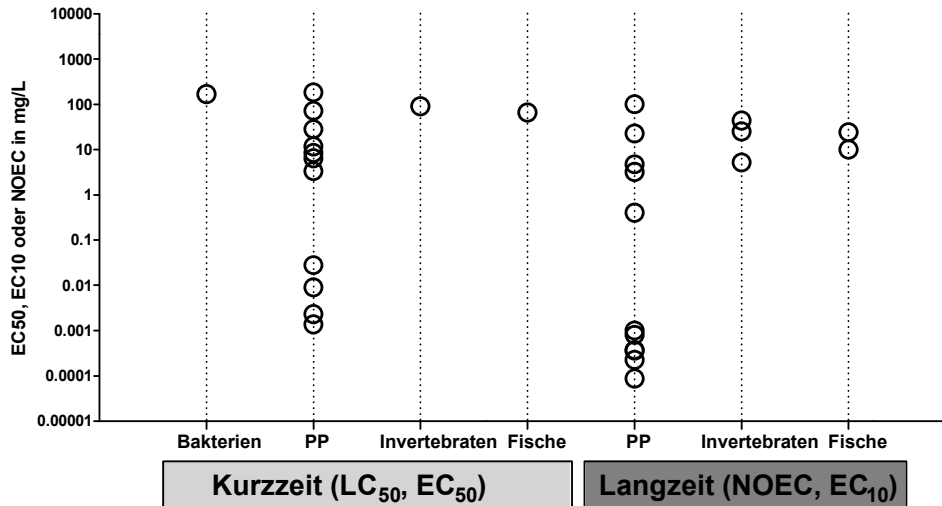


Abbildung 1: Grafische Darstellung aller validen Kurzzeit- und Langzeit-Effektdaten für Bakterien (nur akute Effektdaten), Primärproduzenten (PP), Invertebraten und Fische aus Tabelle 3 für Nicosulfuron. Die Standardabweichung der logarithmierten E(L)C₅₀-Werte beträgt 1.96.

In Abbildung 1 ist die besondere Empfindlichkeit einiger Primärproduzenten bei der akuten und der chronischen Toxizität zu erkennen. Während Algen und Cyanobakterien in etwa so empfindlich sind wie Krebstiere und Fisch, zeigt sich die Wasserlinse (*Lemna sp.*) als besonders empfindlich.

5.1 Vergleich marine und limnische Organismen

Es liegt nur ein Wert für marine Daten vor (Leuchtbakterium *Aliivibrio fischeri*). Daher ist eine Analyse statistischer signifikanter Unterschiede in der Empfindlichkeit von marinen und limnischen Organismen nicht möglich. Es wird daher für die EQS-Herleitung 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 Assessmentfaktor (AF) - Methode auf der Basis von akuten und chronischen Toxizitätsdaten verwendet werden. Dabei wird mit dem tiefsten chronischen Datenpunkt ein AA-EQS (Annual-Average-Environmental-Quality-Standard) und mit dem tiefsten akuten Datenpunkt ein MAC-EQS (Maximum-Acceptable-Concentration-Environmental-Quality-Standard) abgeleitet. Wenn der Datensatz umfassend genug ist, können diese EQS zusätzlich mittels einer 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. Die Evaluation der Mikro- und Mesokosmosstudien basiert auf den Qualitätsleitlinien beschrieben im TGD for EQS (EC 2011) und De Jong *et al.* (2008).

7 Chronische Toxizität

7.1 AA-EQS Herleitung mit AF-Methode

Es liegen belastbare chronische Effektdaten für die Gruppen Algen und Wasserpflanzen, Kleinkrebse und Fische vor (Tabelle 4).

Tabelle 4: Übersicht zu den kritischen Toxizitätswerten für Wasserorganismen aus längerfristigen Untersuchungen für Nicosulfuron.

Gruppe	Art	Wert	Konz. in mg/L	Referenz
Basisdatensatz				
Primärproduzenten	<i>Lemna gibba</i>	NOEC	0.000087	Bätscher 2008
Kleinkrebse	<i>Daphnia magna</i>	NOEC	5.2	Bogers M 1994 b zitiert in EC (2006) Band 3 Annex B9 Seite 348
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC	10	Bogers M 1994 a zitiert in EC (2006) Band 3 Annex B9 Seite 348

Invertebraten und Fische sind deutlich weniger empfindlich als Vertreter der Primärproduzenten. Für *Daphnia magna* liegt ein Wert aus dem *Draft Assessment Report* (DAR) der EC (2006) vor. Darin wird auf einige Schwächen in der Studie von Bogers (1994 b) hingewiesen. Der *Rapporteur Member State* (UK) hat daraufhin den in Tabelle 4 aufgeführten NOEC von 5.2 mg/L bestimmt. Diese Bewertung wurde übernommen. Das tiefste chronische Effektdatum ist ein 7d-NOE_C (Trockengewicht) 0.087 µg/L, welcher für die Wasserlinse *Lemna gibba* bestimmt wurde. Der NOEC beruht auf gemessenen Konzentrationen. Ebenfalls liegt ein 7d-NOE_C (Frondzahl – Wachstumsrate) von 0.36 µg/L und ein 7d-NOE_C (Frondzahl – Zuwachs/*Yield*) von 0.224 µg/L vor, jeweils als geometrische Mittelwerte (siehe Tab. 3). Nach dem TGD for EQS (EC, 2011; S. 137) ist für den *Lemna* Test “der bevorzugte Endpunkt Wachstumsrate (basierend auf Frondzahl) oder Biomasse (Trockengewicht, Frischgewicht oder Frondfläche)⁹. Diese Angabe ist nicht eindeutig. Wie im vorliegenden Dossier in Kapitel 8.1 dargelegt, ist „Biomasse“ vermutlich mit *Yield* gleichzusetzen und die Wachstumsrate im allgemeinen dem *Yield* zu bevorzugen. So wird es zumindest beim Algentest nach OECD 201 (OECD 2011) gehandhabt, wo die Wachstumsrate ausdrücklich als „*scientifically preferred*“ (wissenschaftlich zu bevorzugen) gilt. Die Formulierung im TGD for EQS in Bezug

⁹ The preferred endpoints are growth rate (based on frond number) or biomass (dry weight, fresh weight or frond area)

auf Wasserlinsentests scheint aber keine klare Präferenz bei der Wahl des relevanten Endpunktes (Fronzzahl, Frondfläche, Nass- und Trockengewicht) zu geben. Dies würde auch sinngemäss der OECD 221 Testvorschrift (OECD 2006) entsprechen, in der der Endpunkt Fronzzahl zwar als „primärer“ Endpunkt bezeichnet wird, neben dem aber immer auch noch andere Endpunkte wie die Frondfläche oder das Trockengewicht bestimmt werden sollen, da bestimmte Substanzen stärker auf andere Endpunkten als Fronzzahl^{h)} wirken könnten. Daher ist der 7d-NOE_C (Trockengewicht) von 0.087 µg/L ein relevanter Endpunkt für die AA-EQS-Herleitung.

Da der Wirkmechanismus von Nicosulfuron bekannt ist und belastbare Effektdaten von repräsentativen Arten der empfindlichsten taxonomischen Gruppe der Primärproduzenten (Algen und höhere Wasserpflanzen) im Datensatz enthalten sind, wird ein AF von 10 verwendet. Damit ergibt sich ein AA-EQS von:

$$\text{AA-EQS (AF)} = 0.000087 \text{ mg/L} / 10 = 0.087 \text{ µg/L} / 10 = \mathbf{0.0087 \text{ µg/L}}$$

7.2 AA-EQS mit SSD-Methode

Die Ableitung eines AA-EQS mittels SSD ist aufgrund mangelnder chronischer Daten nicht möglich. Valide chronische Daten liegen lediglich für fünf Vertreter der Primärproduzenten vor.

7.3 AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Es lag eine nicht-öffentliche Multispezies-Studie mit verschiedenen freischwimmenden und wurzelnden Makrophyten vor (Burlingham, 2011, von DuPont zur Verfügung gestellt). In der Studie wurden nur Makrophyten untersucht, auch wenn sich Makroinvertebraten ebenfalls im Mesokosmos befanden. Fische fehlten ganz im Versuchsansatz. In der Studie von Burlingham, 2011 wurden fünf nominale Konzentrationen 0.4, 0.8, 2.0, 5.0 und 12.5 µg/L von Nicosulfuron (Reinheit >98%) in jeweils zwei Mesokosmen (ca. 1.6 m²) getestet. Vier Mesokosmen dienten als Kontrolle. Die nominale Anfangskonzentration wurde analytisch bestätigt. Im Verlauf des Experimentes verringerte sich die Wasserphasenkonzentration stetig und lag nach 28 Tagen zwischen 44% und 71% der nominalen Ausgangskonzentration. Die Nicosulfuron-Konzentration im Sediment wurde nur nach 7 Tagen bestimmt und lag zwischen 0.517 µg/kg Sediment (Nassgewicht) bei 0.8 µg/L und 12.1 µg/kg Sediment (Nassgewicht) bei 12.5 µg/L. Nach den ersten 28 Versuchstagen wurden 80% des Wassers ausgetauscht, was zu einer weiteren Verdünnung der Nicosulfuron-Konzentration führte. Dies diente der Simulation modellierter Verluste in Gewässern und der Bestimmung des Erholungsvermögens der Organismen. Erholung ist bei der Pflanzenschutzmittelzulassung relevant, nicht jedoch bei der Herleitung

^{h)} OECD TG 221, (S. 1, §5): "Fron number is the primary measurement variable. At least one other measurement variable (total frond area, dry weight or fresh weight) is also measured, since some substances may affect other measurement variables much more than frond numbers"

von EQS. Das Studiendesign und die Auswertung limitieren daher die Verwendbarkeit der Daten. Burlingham bestimmte einen NOEC von 0.8 µg/L basierend auf morphologischen Effekten während der ersten 28 Tage bei *Elodea*, *Ceratophyllum* und *Myriophyllum*. Der NOEAEC (*No Observed Ecologically Adverse Effect Concentration*), welcher die Erholung nach Verdünnung bis zu Tag 56 berücksichtigt, lag bei 2 µg/L.

Taylor *et al.* (2016) lieferten eine statistische Neuauswertung der Studie, welche vor allem die Berechnung der sogenannten MDD-Werte (*Minimum Detectable Difference*) beinhaltete. Darin wird ein NOEC von 2 µg/L (Effekte bei *Elodea*) bestimmt. Wie oben erwähnt verwendeten Burlingham (2011) und Taylor *et al.* (2016) nominale, anstatt (mittlere) gemessene Wasserphasenkonzentrationen zur Effektbestimmung. Letztere wären zur NOEC Bestimmung allerdings erforderlich, da die Konzentration in der Wasserphase nach den ersten 28 Tagen schon geringer als 80% der nominalen Ausgangskonzentration war. Aus diesem Grund wurde die Mesokosmenstudie und die statistische Neuauswertung durch Taylor *et al.* (2016) im nicht-öffentlichen Entwurf des JRC für ein Nicosulfuron EU-EQS-Dossier (Stand 29.11.2016) nicht zur EQS-Herleitung berücksichtigt.

Da jedoch Angaben zur gemessenen Konzentrationen vorliegen, wurden die über die Expositionszeit gemittelten Durchschnittskonzentrationen (*time-weighted mean*, nach OECD (2012), TG 211, Annex 6) berechnet. Für die nominalen Konzentrationen von 0.4, 0.8 und 2 µg/L ergaben sich mittlere Konzentrationen von 0.31, 0.59 und 1.4 µg/L. Des Weiteren wurden die Methode und die Effektdaten kritisch evaluiert. Da für jede Testkonzentration nur zwei Replikate verwendet wurden, konnte keine ANOVA zur NOEC Bestimmung durchgeführt werden. Burlingham wendete zunächst den Bartlett-Test an um auf Heteroskedastizität zu testen. Anschliessend wurde der F1 Test angewendet, welcher, unter der Voraussetzung einer monotonen Reihe, die quadrierten Mittelwerte vergleicht.

Für eine umfassende Bewertung der Limitierungen der Daten und deren Auswertung wäre eine Expertenkonsultation nötig. Dennoch lassen sich einige Punkte auch ohne eine solche diskutieren. So zeigte die Auswertung keine statistisch signifikanten Effekte auf *Glyceria aquatica* an. Bei der Betrachtung der Rohdaten wird jedoch deutlich, dass die Anzahl der Blätter zwischen 14 und 28 Tagen nur bei den Kontrollpflanzen und bei der Konzentration von 0.4 µg/L (nominal) zunimmt, während sie bei allen höheren Konzentrationen abnimmt. Die spätere Erholung nach Verdünnung ist für die Herleitung der EQS nicht von Bedeutung. Des Weiteren wurde die Bildung von Fruchtständen bei *Sparganium erectum* nicht statistisch ausgewertet. Als Grund wurde eine fehlende Bildung der Fruchtstände bei den meisten Proben angegeben.

Es zeigt sich allerdings, dass sich während der Expositionsphase nur in den Kontrollen und bei 0.4 µg/L (nominal) Fruchtstände gebildet hatten. Bei höheren Expositionskonzentrationen bildeten sich die Fruchtstände erst nach der Verdünnung, d.h. während der Erholungsphase. Es scheint daher angebracht, den NOEC eher bei 0.4 µg/L (nominal) bzw. 0.31 µg/L (mittlere gemessene Konzentration) festzulegen. Dieser liegt im Bereich der in Einzelspezies-Tests mit *Lemna gibba* bestimmten NOECs (0.087 µg/L - 0.8 µg/L; siehe Tabelle 3). Die Studie weist einige weitere Unsicherheiten auf. So wurde natürliches Sediment verwendet, welches Spuren von polychlorierten Biphenylen (PCBs) enthielt (Burlingham, 2011,

S. 296). Des Weiteren wurden einige der getesteten Pflanzenarten aus einem kommerziellen Gartenzentrum bezogen, ohne Angabe über eine mögliche Vorbehandlung oder Exposition gegenüber Schadstoffen. In einem Versuchsansatz wurde bei 5 µg/L (nominal) ein sehr starkes Wachstum von *Lemna minor* beobachtet. Daten der chemischen Analytik ergaben erhöhte Mangan-Konzentrationen in dem betroffenen Mesokosmos. Mangan wird für das Wachstum von *Lemna* als essentiell angesehen (Clark und Fly, 1930; McHargue und Calfee, 1932). Dies könnte also auf sub-optimale Wachstumsbedingungen in den Mesokosmen hindeuten, welches einen Einfluss auf die Sensitivität der Studie gehabt haben könnte. Insgesamt wird die Studie daher als nicht zur EQS-Herleitung geeignet eingestuft. Sie unterstützt aber die Wahl Sicherheitsfaktors bei der Herleitung des AA-EQS_{AF}.

8 Akute Toxizität

8.1 MAC-EQS Herleitung mit AF-Methode

Es liegen valide EC50-Werte für die Organismengruppen Bakterien, Algen und Wasserpflanzen und Fische vor. Da für Krebstiere kein LC50 recherchiert werden konnte, wird ein valider akuter NOEC berücksichtigt. Da dieser deutlich höher liegt als der tiefste EC50 für *Lemna gibba*, kann davon ausgegangen werden, dass Krebstiere nicht die empfindlichste taxonomische Gruppe für die akute Toxizität von Nicosulfuron sind (Tabelle 5).

Tabelle 5: Übersicht der kritischen akuten Toxizitätswerte für Wasserorganismen für Nicosulfuron.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in mg/L	Referenz
<u>Basisdatensatz</u>				
Primärproduzenten	<i>Lemna gibba</i>	EC50	0.0023	Geometrischer Mittelwert aus Memmert 1998, zusammen mit den Änderungen Memmert 2003 und 2004, Bättscher 2008 und Dengler 2008, zusammen mit den Änderungen (Neuauswertung) Weber 2016a, b
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	NOEC ⁱ	32.4	Jenkins CA 1991 c zitiert in EC (2006) Band 3 Annex B9 Seite 341
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC50	65.7	Jenkins 1991 a zitiert in EC (2006)
<u>Weitere</u>				
Bakterien	<i>Allivibrio fischeri</i>	EC50	167.8	Joly <i>et al.</i> (2013)

Nicosulfuron wird gemäss dem Global harmonisierten System zur Einstufung und Kennzeichnung von Chemikalien (UN 2015) als sehr giftig eingestuft (Tabelle 6).

Tabelle 6: Risikoklassierung der akuten aquatischen Toxizität anhand der niedrigsten gemessenen EC50-Werte (UN 2015)

ⁱ Es wurde der NOEC ausgewählt, da der EC50 aus der Studie nicht als valide eingestuft wurde. Der abgeschätzte EC50 ohne Konfidenzintervall beträgt 90 mg/L

Kategorie (akut)	Niedrigster EC50-Wert	Erreichter Wert
nicht eingestuft	>100 mg/L	
3	<100 mg/L; >10 mg/L	
2	<10 mg/L; >1 mg/L	
1	<1 mg/L	x

Der Standard AF ist gemäss TGD for EQS (EC 2011) 100. Er kann jedoch auf 10 erniedrigt werden, wenn entweder die Standardabweichung der logarithmierten EC50-Werte <0.5 ist (hier 1.9), oder der Wirkmechanismus bekannt ist und ein repräsentativer Vertreter der empfindlichsten Art im Effektdatensatz mit dem tiefsten Wert vertreten ist. Dies ist mit *Lemna gibba* gegeben. Das tiefste valide akute Effektdatum ist ein E_vC50 (7d) für den Endpunkt Zuwachs (Engl. *Yield*) der Frondzahl von 0.00137 mg/L und entspricht dem geometrischen Mittelwert aus den Studien Bättscher 2008 und Memmert 1998 (zusammen mit den Änderungen Memmert 2003 und 2004). Daneben liegt aber auch ein E_rC50 (7d) für die Frondzahl-Wachstumsrate (Engl. *average specific growth rate*) von 0.0023 mg/L vor, ebenfalls berechnet aus einem geometrischen Mittelwert (siehe Tabelle 5). Laut „OECD TG 221: *Lemna* sp. *Growth Inhibition Test*“, ist die Wachstumsrate gegenüber dem Zuwachs (Yield) der bevorzugte Wachstums-Parameter. Unglücklicherweise ist das TGD for EQS (EC, 2011) in Bezug auf den *Lemna*-Test uneindeutig, während es die Bevorzugung der Wachstumsrate für den Test mit Algen explizit nennt. Demnach sei „der bevorzugte Endpunkt die Wachstumsrate (basierend auf Frondzahl) oder Biomasse (Trockengewicht, Frischgewicht oder Frondfläche)^j. Nach der OECD TG 221 ist der allgemeine Test-Endpunkt die Wachstumsinhibition, ausgedrückt als „Wachstumsrate“. Eine weitere Antwortvariable ist der *Yield* (OECD TG 221, S.1, Punkt 6 und 7). Von dem Endpunkt „Biomasse“, wie er früher im Kontext des Algentests verwendet wurde, ist nicht die Rede. Es muss also angenommen werden, dass im diskutierten Abschnitt des TGD for EQS der *Yield* gemeint ist. In der OECD TG 221 (S. 8, §51) wird ausserdem angegeben, dass die Wachstumsrate gegenüber dem *Yield* „scientifically preferred“ (wissenschaftlich zu bevorzugen) ist. Die quantitativen Unterschiede der beiden Endpunkte basieren nicht auf unterschiedlicher Sensitivität, sondern sind rein mathematischer Natur. Auch wenn ein vergleichbarer Passus für den *Lemna*-Test im TGD for EQS fehlt, bzw. nicht eindeutig formuliert ist, soll hier für *Lemna* die Wachstumsrate bevorzugt werden. Demnach wird für die EQS-Herleitung der E_rC50 (7d) von 0.0023 mg/L verwendet. Dieser Wert ist identisch mit dem E_vC50 (7d) basierend auf dem Trockengewicht aus der Studie von Bättscher 2008. Mit einem AF von 10 ergibt sich ein MAC-EQS von:

$$\text{MAC-EQS (AF)} = 0.0023 \text{ mg/L} / 10 = 2.3 \text{ } \mu\text{g/L} / 10 = 0.23 \text{ } \mu\text{g/L}$$

^j The preferred endpoints are growth rate (based on frond number) or biomass (dry weight, fresh weight or frond area)

8.2 MAC-EQS mit SSD Methode

Die Ableitung eines AA-EQS mittels SSD ist aufgrund mangelnder akuter Daten nicht möglich. Valide akute Daten liegen lediglich für fünf Vertreter der Primärproduzenten vor.

8.3 MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Es sind keine validen Mikro- oder Mesokosmosstudien vorhanden, so dass ein MAC-EQS basierend auf Mikro-/Mesokosmosstudien nicht abgeleitet werden kann.

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 ist nicht verfügbar (Wenzel und Shemotyuk 2014). Da der $\log K_{OW}$ bei 0.61 liegt (Tabelle 1), ist eine Anreicherung über die Nahrungskette unwahrscheinlich und die Herleitung eines EQS für sekundäre Intoxikation nicht notwendig.

10 Schutz der aquatischen Organismen

Es liegen valide chronische und akute Effektdaten für Vertreter aus drei taxonomischen Gruppen vor. Höhere Wasserpflanzen sind besonders empfindlich für Nicosulfuron. In beiden Datensätzen liegt der tiefste belastbare Effektwert bei einer Wasserlinse (*Lemna gibba*). Andere Pflanzen sind um mehrere Zehnerpotenzen weniger empfindlich. Dies sollte man bei der EQS-Herleitung für andere Sulfonylharnstoffe berücksichtigen. Ein Grund für die relativ grossen Sensitivitätsunterschiede innerhalb der Primärproduzenten könnte durch unterschiedliche pH-Werte im Expositionsmedium verursacht werden. Im basischen pH-Bereich liegt Nicosulfuron eher anionisch vor, während Nicosulfuron im sauren pH-Bereich eher ungeladen ist und somit von den Testorganismen besser aufgenommen werden könnte. Bei den kritischen Studien zur Herleitung des AA-EQS unterschieden sich der NOEC aus der Studie von Memmert 1998c (Test bei $\text{pH}\approx 5$) jedoch kaum von den NOECs aus den Studien von Bätischer (2008) und Weber (2016), welche bei pH-Werten im Bereich von 7.5 durchgeführt wurden.

Für Nicosulfuron wurde ein AA-EQS von 0.0087 µg/L und ein MAC-EQS von 0.23 µg/L hergeleitet, welche einen ausreichenden Schutz für alle aquatischen Organismen bieten sollten. Dies scheint auch durch eine neuere Mesokosmenstudie belegt (siehe Kapitel 7.3) Diese vorgeschlagenen Umweltqualitätskriterien liegen etwas über den EQS-Vorschlägen Deutschlands (Tabelle 2). Die Gefahr der Bioakkumulation und damit einer sekundären Intoxikation erscheint gering.

Die Metaboliten von Nicosulfuron sind mehr als einen Faktor 1000 weniger toxisch als Nicosulfuron (siehe Kapitel 3). Daher besteht keine Veranlassung EQS für die Metaboliten herzuleiten.

11 Änderungen gegenüber der Version vom 25.08.2014

Es wurden einige Effektdaten aus dem Dossier des deutschen Umweltbundesamtes (Wenzel und Shemotyuk 2014) übernommen. Werte aus diesem Bericht stammten grösstenteils aus der ICS-Datenbank. Aufgrund fehlender Referenzen liessen sich die Autoren nicht feststellen. Nach persönlicher Kommunikation mit den Autoren konnten die Werte, ohne eigene Prüfung, als valide übernommen werden. Jedoch wurde ein Wert (*O. mykiss*; LC50(96h) = 0.375 mg/L) wegen fehlender Plausibilität als nicht-bewertbar eingestuft. Aufgrund niedrigerer akuter und chronischer Effektwerte aus der internen Datenbank des deutschen Umweltbundesamtes verringerten sich die AA-EQS und MAC-EQS Vorschläge auf 0.0087 µg/L und 0.085 µg/L.

12 Änderungen gegenüber der Version vom 30.09.2016

Das Oekotoxzentrum beteiligte sich aktiv an der Arbeit der *Sub-Group on Review* (SG-R) zur Aktualisierung des EU-EQS-Dossiers für Nicosulfuron. Die sogenannte „Nicosulfuron Task Force“, ein Konsortium von sieben Industrievertretern (Adama Agricultural Solutions Ltd; DuPont; FMC Chemicals b.v.b.a.; ISK Biosciences Europe N.V.; Nufarm Ltd.; Rotam Agrochemicals Europe.; Syngenta A.G.), hatte der SG-R Ende 2016 Vorschläge zur PNEC-Herleitung für Nicosulfuron unterbreitet. Diese beinhalteten vor allem die Berechnung von geometrischen Mittelwerten aus NOECs aus verschiedenen Auftragsstudien mit *Lemna gibba*. Das Oekotoxzentrum wurde gebeten die Studien und die PNEC-Vorschläge zu prüfen. Diese Studien konnten daher auch in das vorliegende EQS-Dossier aufgenommen werden. Ebenfalls wurden zwei Berichte zu einer neuen Multispezies-Studie von DuPont zur Verfügung gestellt. Zusätzlich wurde das deutsche Umweltbundesamt angefragt und stellte für Tests mit Primärproduzenten aus der ICS-Datenbank Angaben zu Autoren, Endpunkt und Validitätseinschätzung zur Verfügung. Diese wurden, wo keine eigenen Einschätzung möglich war, als geprüft übernommen. Werte aus dem Dossier des Umweltbundesamtes für andere Organismengruppen wurden ohne weitere Prüfung weiterhin als valide übernommen. Trotz der aktualisierten Datenlage und anderem Herleitungsweg bleibt der AA-EQS unverändert bei 0.0087 µg/L. Der MAC-EQS erhöhte sich im Vergleich zur ersten Aktualisierung von 0.085 µg/L auf 0.23 µg/L.

13 Referenzen

- Bätscher, R. (2008): Toxicity of Nicosulfuron technical to the aquatic higher plant *Lemna gibba* in a 7-day growth inhibition test, supplemented with testing for recovery of growth. Report-/Firmen-Nr. B81461 / 90010591.
- Bretaud, S., J. P. Toutant and P. Saglio (2000). Effects of carbofuran, diuron, and nicosulfuron on acetylcholinesterase activity in goldfish (*Carassius auratus*). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 47(2): 117-124.
- Brown, H. and J. Cotterman, Eds. (1994). Recent advances in sulfonylurea herbicides. In: Stetter J, Ebing W (eds) *Chemistry of Plant Protection: Herbicides Inhibiting Branched-Chain Amino Acid Synthesis - Recent Developments*. Springer-Verlag, Berlin Seiten 47-81.
- Burlingham, J J (2011). Effects of Nicosulfuron on macrophytes in freshwater microcosms. Huntingdon Life Sciences. Study Number PII0011.
- Chipman D, Barak Z, Schloss JV. 1998. Biosynthesis of 2-aceto-2-hydroxy acids: acetolactate synthases and acetohydroxyacid synthases. *Biochimica et Biophysica Acta - Protein Structure and Molecular Enzymology* 1385:401-419.
- Clark, N A and Fly, C L (1930). The role of manganese in the nutrition of *Lemna*. *Plant Physiol*, 5: 241-248.
- De Jong, F. M. W., T. C. M. Brock, E. M. Foekema and P. Leeuwangh (2008). *Guidance for Summarizing and Evaluating Aquatic Micro- and Mesocosm Studies*. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands.
- Dengler, D. (2008): Assessment of toxic effects of Nicosulfuron technical on the duckweed *Lemna gibba* in a semi static test and a 14 day recovery period. (Zusammen mit den Änderungen (Neuauswertung) Weber 2016a, b) Report-/Firmen-Nr. S08-00936 / 2371415
- EC (2006). Draft Assessment Report (DAR) - public version - Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State United Kingdom for the existing active substance Nicosulfuron of the third stage (Part A) of the review programme referred to in Article 8(2) of Council Directive 91/414/EEC.
- 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).
- Gure, A., Megersa, N., & Retta, N. (2014). Ion-pair assisted liquid-liquid extraction for selective separation and analysis of multiclass pesticide residues in environmental waters. *Analytical Methods*, 6(13), 4633-4642.
- Hoberg, J.R. (1992): Acute toxicity of DPX-V9360 to *Lemna gibba* G 3 Report-/Firmen-Nr. 97.0991.6127.410; 92-4-4240/ AMR 2178-91
- ICS (2013). "ICS: Informationssystem Chemikaliensicherheit - Internal Database of the Umweltbundesamt (Federal Environment Agency), Berlin, Germany. Nicosulfuron;
- INERIS (2012). NICOSULFURON – N° CAS 111991-09-4 Validation groupe d'experts: Octobre 2011; Version 1: 05/01/2012; DRC-12-118981-00194A.
- Joly, P., F. Bonnemoy, J. C. Charvy, J. Bohatier and C. Mallet (2013). Toxicity assessment of the maize herbicides S-metolachlor, benoxacor, mesotrione and nicosulfuron, and their corresponding commercial formulations, alone and in mixtures, using the Microtox (R) test. *Chemosphere* 93(10): 2444-2450.
- Klimisch, H. J., M. Andreae and U. Tillmann (1997). A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 25(1): 1-5.
- Leboulanger, C., F. Rimet, M. Hème De Lacotte and A. Bérard (2001). Effects of atrazine and nicosulfuron on freshwater microalgae. *Environment International* 26(3): 131-135.
- Ma, J., F. Lin, S. Wang and L. Xu (2004). Acute toxicity assessment of 20 herbicides to the green alga *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 72(6): 1164-1171.
- Ma, J., S. Wang, P. Wang, L. Ma, X. Chen and R. Xu (2006). Toxicity assessment of 40 herbicides to the green alga *Raphidocelis subcapitata*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 63(3): 456-462.
- McHargue, J S and Calfee, R K (1932). Manganese essential for growth of *Lemna major*. *Plant Physiol*, 7 (4): 697-703.
- Memmert, U. (1998): Toxicity of SL-950 technical to the aquatic plant *Lemna gibba* G3 in a 7-day semistatic growth inhibition test (zusammen mit den 1. und 2. Änderungen: (Memmert) 2003 und 2004). Report-/Firmen-Nr. 693854 / 1975561; 98/1001028

- Memmert, U. (2006): (14-C)-SL-950: Toxicity to the aquatic higher plant *Lemna gibba* after the exposure of 14 days, supplemented with testing for recovery of growth. Report-/Firmen-Nr. A45887 / A45887.
- Moermond C T A, Kase R, Korkaric M, Ågerstrand M (2016): CRED: Criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data. *Environmental Toxicology and Chemistry* 35, 1297-1309.
- Nelieu, S., F. Perreau, R. Guichon, F. Seguin, C. Bry and J. Einhorn (2005). Monitoring and effects of nicosulfuron in aquatic mesocosms: development of a simple analytical procedure and evidence for low toxicity to phytoplankton communities. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 382(1): 108-114.
- OECD (2006), Test No. 221: *Lemna* sp. Growth Inhibition Test, OECD Publishing, Paris. DOI: <http://dx.doi.org/10.1787/9789264016194-en>
- OECD (2011). Test No. 201: freshwater alga and cyanobacteria, growth inhibition test. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2, OECD Publishing: Paris, France.
- OECD (2012) Test No. 211: *Daphnia magna* Reproduction Test. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2, OECD Publishing: Paris, France.
- Perreau, F., P. Bados, L. Kerhoas, S. Nelieu and J. Einhorn (2007). Trace analysis of sulfonylurea herbicides and their metabolites in water using a combination of off-line or on-line solid-phase extraction and liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 388(5-6): 1265-1273.
- PMRA (2008). Health Canada. Pest Management Regulatory Agency. Proposed Re-evaluation Decision. Nicosulfuron. PRVD2008-01. Available at http://publications.gc.ca/collections/collection_2008/pmra-arla/H113-28-2008-24E.pdf and http://publications.gc.ca/collections/collection_2008/pmra-arla/H113-27-2008-1E.pdf.
- Polati, S., M. Bottaro, P. Frascarolo, F. Gosetti, V. Gianotti and M. C. Gennaro (2006). HPLC-UV and HPLC-MSn multiresidue determination of amidosulfuron, azimsulfuron, nicosulfuron, rimsulfuron, thifensulfuron methyl, tribenuron methyl and azoxystrobin in surface waters. *Analytica Chimica Acta* 579(2): 146-151.
- Saglio, P., K. H. Olsén and S. Bretaud (2001). Behavioral and olfactory responses to prochloraz, bentazone, and nicosulfuron-contaminated flows in goldfish. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 41(2): 192-200.
- Seguin, F., J. C. Druart and R. Le Cohu (2001). Effects of atrazine and nicosulfuron on periphytic diatom communities in freshwater outdoor lentic mesocosms. *Annales De Limnologie-International Journal of Limnology* 37(1): 3-8.
- Seguin, F., C. Leboulanger, F. Rimet, J. C. Druart and A. Berard (2001b). Effects of atrazine and nicosulfuron on phytoplankton in systems of increasing complexity. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 40(2): 198-208.
- Sloman, T.L. (2004): Nicosulfuron (DPX-V9360) technical: Influence on growth and growth rate of the blue-green alga *Anabaena flos-aquae*. Report-/Firmen-Nr. DuPont-13343 / DuPont-13343
- Taylor S, Joyce F, Allen M (2016). Nicosulfuron – Statistical (MDD) Re-analysis of existing data from a mesocosm with nicosulfuron. Final report. Report number: CEA1785.
- 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). New York, United Nations.
- University of Hertfordshire (2014). Pesticide properties database (PPDB); <http://sitem.herts.ac.uk> (letzter Zugriff 14.04.2014).
- Weber, K. (2016a). Report Amendment No. 1 to Study S08-00936: Assessment of Toxic Effects of Nicosulfuron Technical on the Duckweed *Lemna gibba* in a Semi Static Test and a 14 d Recovery Period. Eurofins Agrosience Services, Deutschland
- Weber, K. (2016b). Report Amendment No. 2 to Study S08-00936: Assessment of Toxic Effects of Nicosulfuron Technical on the Duckweed *Lemna gibba* in a Semi Static Test and a 14 d Recovery Period. Eurofins Agrosience Services, Deutschland
- Wenzel, A., Shemotyuk, L. (2014) EQS DATASHEET: ENVIRONMENTAL QUALITY STANDARD NICOSULFURON. Online verfügbar: <https://webetox.uba.de/webETOX/public/basics/literatur/download.do>
- Wüthrich, V. (1992): Acute toxicity of SL-950 technical to *Scenedesmus subspicatus* (OECD - Alga growth inhibition test). Report-/Firmen-Nr. 313830 / 1975546