

2016

## **EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für:** *Chloridazon und Desphenyl-Chloridazon*

Ersterstellung: 17.07.2013 (Stand der Datenrecherche)  
29.08.2014 (Einarbeitung des Gutachtens)  
1. Aktualisierung: 08.03.2016 (Stand der Datenrecherche)

## Qualitätskriterien-Vorschläge

Chloridazon	
CQK (AA-EQS)	10 µg/L (unverändert)
AQK (MAC-EQS):	190 µg/L (unverändert)
Desphenyl-Chloridazon	
CQK (AA-EQS)	250 µg/L (unverändert)
AQK (MAC-EQS):	Bestimmung nicht möglich <sup>a</sup> (unverändert)

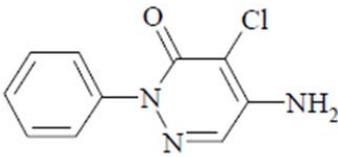
<sup>a</sup> auf Basis der vorliegenden Effektdaten würde der MAC-EQS über 10 mg/L liegen

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

## 1 Physikochemische Parameter

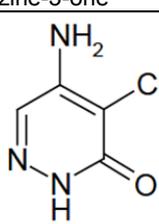
In Tabellen 1 und 2 werden Identität und chemische/physikalische Parameter für das Herbizid Chloridazon sowie für eines seiner Transformationsprodukte, Desphenyl-Chloridazon, angegeben. Wo bekannt, wird mit (exp) spezifiziert, dass es sich um experimentell erhobene Daten handelt, während es sich bei 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 Chloridazon nach dem TGD for EQS (EC 2011). Zusätzliche Angaben in kursiv. **exp** = experimentell erhobene Werte; **est** = geschätzte Werte

Eigenschaften	Name/Wert	Referenz
IUPAC Name	5-amino-4-chloro-2-phenylpyridazin-3(2H)-one	EC 2005a
<i>Andere, gebräuchliche Namen</i>	Pyrazon	US EPA 2013
<i>Stoffgruppe</i>	Pyridazinon	EC 2005a
Strukturformel		EC 2005a
Summenformel	C <sub>10</sub> H <sub>8</sub> ClN <sub>3</sub> O	EC 2005a
CAS-Nummer	1698-60-8	EC 2005a
EINECS-Nummer	216-920-2	EC 2005a
SMILES-code	c1ccccc1N2C(=O)C(Cl)=C(N)C=N2	EPI Suite 2011
Molekulargewicht (g/Mol)	221.65	EC 2005a
Schmelzpunkt	205.9 – 206.8°C (exp)	EC 2005b
Siedepunkt	Keiner (exp; zersetzt sich ab 360°C)	EC 2005b

Dampfdruck	1 · 10 <sup>-9</sup> Pa (calculated based on exp; 20°C) 3 · 10 <sup>-9</sup> Pa (calculated based on exp; 25°C)	EC 2005b
Henry-Konstante	5.3 · 10 <sup>-10</sup> Pa m <sup>3</sup> Mol <sup>-1</sup> (20°C)	EC 2005b
Wasserlöslichkeit	410 mg/L (exp; bei pH 4 und 20°C) 422 mg/L (exp; bei pH 7 und 20°C) 422 mg/L (exp; deionisiertes Wasser)	EC 2005b
	340 mg/L (20°C)	Tomlin 2009
Dissoziations-konstante (pK <sub>a</sub> )	Dissoziiert nicht in Wasser	EC 2005b
<i>n</i> -Octanol/Wasser Verteilungs-koeffizient (log K <sub>ow</sub> )	1.2 (exp; 25°C)	EC 2005b
Sediment/Wasser Verteilungs-koeffizient (log K <sub>oc</sub> )	1.95 – 2.53 (exp; 5 versch. Böden; keine pH-Abhängigkeit)	EC 2005a
Hydrolysestabilität	Stabil über 30 Tage (exp; bei pH 5, 7 und 9; 25°C)	Ellenson und Brem 1988, zitiert in EC 2005c
Photostabilität	6.3 Tage (exp; kontinuierliches, künstliches Sonnenlicht; < 290 nm; 1900 – 2100 μE m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> ; pH 7; 25°C; 50 mg/L); entspricht 12.5 Tagen mit einem 12h/12h Tag-Nacht-Rhythmus	Ellenson <i>et al.</i> 1989 und Tanaka 1992, zitiert in EC 2005c
	23.3 Tage (extrapoliert; natürliches Wasser; < 290 nm; 30 W m <sup>-2</sup> ; konstantes künstliches Sonnenlicht; pH 8; TOC 12 -13 mg/L; Nitrat < 0.5 – 2 mg/L; 22°C; 10 mg/L)	Scharf 1998, zitiert in EC 2005c
	46.6 Tage (extrapoliert; natürliches Wasser; < 290 nm; 30 W m <sup>-2</sup> ; künstliches Sonnenlicht; Tag:Nacht-Rhythmus von 12h:12h); pH 8; TOC 12 -13 mg/L; Nitrat < 0.5 – 2 mg/L; 22°C; 10 mg/L)	

**Tabelle 2:** Angaben zu Desphenyl-Chloridazon (named „Metabolite B“ in EC 2005a-d). **exp** = experimentell erhobene Werte; **est** = geschätzte Werte

Eigenschaften	Name/Wert	Referenz
IUPAC Name	5-amino-4-chloro-pyridazine-3-one	EC 2005c
Strukturformel		EC 2005c
CAS-Nummer	6339-19-1	EC 2005c
<i>n</i> -Octanol/Wasser Verteilungs-koeffizient (log K <sub>ow</sub> )	0.57 (exp)	Redeker 1989, zitiert in EC 2005d
Photostabilität	5.9 Tage (extrapoliert; natürliches Wasser; < 290 nm; 30 W m <sup>-2</sup> ; konstantes künstliches Sonnenlicht; pH 8; TOC 12 -13 mg/L; Nitrat < 0.5 – 2 mg/L; 22°C; 5 mg/L)	Scharf 1998, zitiert in EC 2005c

## 2 Allgemeines

Anwendung: Chloridazon wird in der Schweiz als Herbizid beim Anbau von Rote Beete (Rande) und Zucker-/Futtermüben gegen unerwünschte mono- und dikotyle Pflanzen angewendet.<sup>a</sup>

Wirkungsweise: Chloridazon ist ein Photosynthesehemmer. Es unterbricht die Elektronentransportkette in den Chloroplasten, in dem es an das D1-Protein im Photosystem II bindet (EC 2005a). Es wurden aber auch Effekte auf Phospholipidmembranen beschrieben (Suwalski et al. 1998). Bei der Zulassung wurde geschlussfolgert, dass Unterschiede in der Empfindlichkeit von Pflanzen vermutlich auf unterschiedlichen Abbauraten beruhen (EC 2005a).

Chemische Analytik:

**Tabelle 3:** Nachweis- und Bestimmungsgrenzen von Chloridazon und Desphenyl-Chloridazon in Oberflächengewässern.

Nachweisgrenze (µg/L)	Bestimmungsgrenze (µg/L)	Methode	Referenz
<b>Chloridazon</b>			
-	0.05	HPLC-DAD	EC 2005a
0.5	-	SPE-GC-MS	Patsias und Papadopoulou-Mourkidou 1996
0.0006	-	SPE-LC-ESI-MS/MS	Steen <i>et al.</i> 1999
0.5	-	SPE-LC-UV	Van der Wal <i>et al.</i> 1994
0.02	0.04	SPE-LC-MS/MS	Buttiglieri <i>et al.</i> 2009
<b>Desphenyl-Chloridazon</b>			
0.1	0.2	SPE-LC-MS/MS	Buttiglieri <i>et al.</i> 2009
0.01	0.03	LC-ESI-MS/MS <sup>a</sup>	Kowal <i>et al.</i> 2012

<sup>a</sup> Lösung in reinem Wasser künstlich hergestellt.

Stabilität und

Abbauprodukte: Wenn Chloridazon abgebaut wird, entstehen die Produkte Desphenyl-Chloridazon (5-amino-4-chloro-pyridazine-3-one; Metabolit B in EC 2005c) und Methyl-Desphenyl-Chloridazon (5-amino-4-chloro-methylpyridazine-3-one; Metabolit B-1 in EC 2005c).

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

Chloridazon hydrolysiert sehr langsam, ist jedoch weniger stabil unter Lichteinfluss (siehe Tabelle 1). Ein Abbautest mit künstlichem Sonnenlicht ( $2000 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) resultierte in einer Halbwertszeit von 6.3 Tagen (Ellenson *et al.* 1989 und Tanaka 1992, zitiert in EC 2005c). In einem Abbautest unter geringerer Lichtstärke ( $30 \text{ W m}^{-2} \approx 150 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )<sup>b</sup> wurde eine Halbwertszeit von 23.3 Tagen extrapoliert (Scharf 1998, zitiert in EC 2005c).

In statischen Biotests mit begleitender chemischer Analyse blieben die Testkonzentrationen über mehrere Tage stabil. Dies gilt für Algen und höhere Wasserpflanzen (Dohmen 1992 und 2000, beide zitiert in EC 2005c), Krebstiere (Jatzek 1990, zitiert in EC 2005c) und Fische (Munk und Kirsch 1990a und 1990b, zitiert in EC 2005c). Eine chemische Validierung der Testkonzentrationen von Chloridazon wird deshalb als nicht zwingend für die Validität einer Studie angesehen.

Es gibt experimentelle Hinweise darauf, dass Kläranlagenbakterien Chloridazon zu Desphenyl-Chloridazon abbauen können (Buttiglieri *et al.* 2009). In Testansätzen die zur Hälfte aus Kläranlagenauslauf bestanden wurde eine Halbwertszeit von 10 Tagen beobachtet. Ökotoxikologische Biotests werden unter sterileren Bedingungen durchgeführt. Daher hat diese Beobachtung keinen Einfluss auf die Validitätsprüfung der Studien.

Die Photostabilität von Desphenyl-Chloridazon ist deutlich geringer als für Chloridazon mit Halbwertszeiten von 5.9 Tagen (siehe Tabelle 2). Da alle gefundenen Biotests mit Desphenyl-Chloridazon jedoch mit begleitender chemischer Analyse durchgeführt wurden und die Testkonzentrationen stabil waren, konnten alle Studien als valide eingestuft werden.

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

---

<sup>b</sup>  $1 \text{ Wm}^{-2} \approx 5 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$  (Frequently Asked Questions. [FAQ0017-0605](http://assets.sylvania.com/assets/documents/FAQ0017-0605.ed512ef3-36b1-47cb-b052-0f9ca74348ca.pdf) OSRAM SYLVANIA. Specialty Applications. How can I evaluate the effect of different light sources on plant growth? <http://assets.sylvania.com/assets/documents/FAQ0017-0605.ed512ef3-36b1-47cb-b052-0f9ca74348ca.pdf> und QUANTUM Lichtmessgerät. Bedienungsanleitung [http://www.stepsystems.de/tl\\_files/stepsystems/Anleitungen/32800%20Quantum%20Meter.pdf](http://www.stepsystems.de/tl_files/stepsystems/Anleitungen/32800%20Quantum%20Meter.pdf))

Toxizitätswerten, die auf nominalen Konzentrationen beruhen, und analytisch validierten Werten, sollen daher die analytisch validierten bevorzugt werden.

Existierende Qualitätskriterien:

**Tabelle 4:** Grenzwerte für Chloridazon und Desphenyl-Chloridazon aus anderen Ländern für Oberflächengewässer.

Land	AA-EQS [µg/L]	MAC-EQS [µg/L]	Referenz
<b>Chloridazon</b>			
Deutschland	0.1	-	OGewV 2016
Finnland	10	30	Kontiokari und Mattsoff 2011
Frankreich	10	60	INERIS 2012
Niederlande	27	190	Niederlande 2010
<b>Desphenyl-Chloridazon</b>			
-	-	-	-

### 3 Effektdatensammlung

Für Chloridazon wurden Einzelspeziesstudien mit Cyanobakterien, Algen, höheren Wasserpflanzen, Krebstieren und Fischen gefunden (Tabelle 6). Für Desphenyl-Chloridazon wurden Studien im EC (2005d) mit Algen, Krebstieren und Fischen gefunden (Tabellen 6). Ökotoxizitätsdaten für Formulierungen wurden nicht für die EQS Herleitung berücksichtigt, da es sich dabei um Gemische handelt.

**Tabelle 5:** Effektdatensammlung für Chloridazon. Eine Bewertung der Validität wurde nach den Klimisch-Kriterien (Klimisch *et al.* 1997) durchgeführt. Literaturdaten, die in grau dargestellt werden, erfüllen nicht die Datenanforderungen nach dem TGD for EQS (EC 2011) hinsichtlich Verlässlichkeit und Relevanz, sollen aber als zusätzliche Information genannt werden. „>, ≥ und <“-Werte, auch wenn sie valide sind, können nicht direkt zur EQS-Ableitung verwendet werden (in grau dargestellt), dienen aber als zusätzliche Information für die Wahl des Sicherheitsfaktors. Valide Werte aus EC (2005d) wurden als „face value“ übernommen und mit Klimisch 1 bewertet. Dies gilt nicht für Werte aus US EPA 2013, da die Daten zu knapp dargestellt sind. Diese sollen aber der Vollständigkeit halber aufgelistet werden. Der Endpunkt Wachstumsrate wurde gemäss TGD for EQS bei Algen/Cyanobakterien dem Endpunkt Biomasse vorgezogen und Letztere grau dargestellt, falls für eine Art beide Endpunkte vorhanden sind. Falls bekannt, werden die Lebensstadien der Testorganismen hinter dem Namen angegeben. Weiter werden, falls vorhanden, Angaben zum Testsystem, zur chemischen Analytik und Reinheit, sowie zur Salinität bei Tests mit marinen Organismen gemacht. **kA** = keine Angaben

EFFEKTDATENSAMMLUNG Chloridazon													
Sammel-bezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse <sup>a</sup>	Testsystem <sup>b</sup>	Reinheit (%) / Salinität (‰)	Bemerkungen	Validität	Referenz
<b>akute Daten limnisch</b>													
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Biomasse	96	h	EC50	=	1'600	B	S	93.7	nach GLP	1	Kubitza 1999, zitiert in EC 2005d
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	96	h	EC50	=	<u>4'570</u>	B	S	93.7	nach GLP	1	Kubitza 1999, zitiert in EC 2005d
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstum	120	h	EC50	=	570	kA	S	97.4		4	US EPA 2013
Algen	<i>Chlorella fusca</i>	Wachstumsrate	120	h	EC50	=	<u>1'900</u>	C	S	kA	in RIVM 2009 als valide eingestuft	1	Van der Plassche und Linders 1990 zitiert in RIVM 2009
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Wachstum	120	h	EC50	=	550	kA	S	97.4		4	US EPA 2013
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate (Zellzahl)	72	h	EC50	=	<u>5'100</u>	C	S	89		2	Bisewska <i>et al.</i> 2012
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate	kA	-	EC50	=	5'880	kA	kA	kA		4	Pokora <i>et al.</i> 2011
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Biomasse (Zellzahl)	24	h	EC50	=	1'350	C	S	88		3	Tukaj und Pokora 2006
Algen	<i>Scenedesmus microspina</i>	Biomasse (Zellzahl)	24	h	EC50	=	1'350	C	S	88		3	Tukaj und Pokora 2006
Algen	<i>Scenedesmus obliquus</i>	Biomasse (Zellzahl)	24	h	EC50	=	1'350	C	S	88		3	Tukaj und Pokora 2006
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Selenastrum capricornutum</i> )	Wachstum	120	h	EC50	=	170	kA	S	97.4		4	US EPA 2013
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Ankistrodesmus bibrainus</i> )	Biomasse	72	h	EC50	=	<u>600</u>	B	S	93.8	nach GLP	1	Dohmen 1992, zitiert in EC 2005d

**EFFEKTDATENSAMMLUNG Chloridazon**

Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse <sup>a</sup>	Testsystem <sup>b</sup>	Reinheit (%)/ Salinität (‰)	Bemerkungen	Validität	Referenz
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Ankistrodesmus bibrarianus</i> )	Wachstumsrate	72	h	EC50	>	3'000	B	S	93.8	Effektwert extrapoliert (EC50 = 3'700 µg/L); nach GLP	1	Dohmen 1992, zitiert in EC 2005d
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum	14	d	EC50	>	4'600	kA	S	97.4		4	US EPA 2013
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Biomasse (Fronzähl)	7	d	EC50	=	<u>3'030</u>	B	S	93.4	nach GLP	1	Dohmen 2000, zitiert in EC 2005d
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Fronzähl)	7	d	EC50	>	3'160	B	S	93.4	nach GLP	1	Dohmen 2000, zitiert in EC 2005d
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstumsrate (Fronzähl)	7	d	EC50	=	<u>10'400</u>	C	S	89		2	Bisewska et al. 2012
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität/Immobilisierung	48	h	EC50	=	<u>132'000</u>	B	S	94.1	nach GLP	1	Jatzek 1990, zitiert in EC 2005d
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität/Immobilisierung	48	h	NOEC	=	100'000	B	S	94.1	nach GLP	1	Jatzek 1990, zitiert in EC 2005d
Fische	<i>Carassius auratus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>145'000</u>	C	kA	kA	in RIVM 2009 als valide eingestuft	1	Van der Plassche und Linders 1990 zitiert in RIVM 2009
Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>130'000</u>	C	kA	kA	in RIVM 2009 als valide eingestuft	1	Dal Re en Vola Gera 1980 zitiert in RIVM 2009
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>93'000</u>	B	S	94.1	nach GLP	1	Munk und Kirsch 1990b, zitiert in EC 2005d
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i> (juvenil)	Betäubung, Gleichgewicht	96	h	NOEC	=	46'400	B	S	94.1	nach GLP	1	Munk und Kirsch 1990b, zitiert in EC 2005d
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>34'000</u>	C	kA	kA	in RIVM 2009 als valide eingestuft	1	Van der Plassche und Linders 1990 zitiert in RIVM 2009
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>41'300</u>	B	S	94.1	nach GLP	1	Munk und Kirsch 1990a, zitiert in EC 2005d
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Apathie, Betäubung	96	h	NOEC	=	21'500	B	S	94.1	nach GLP	1	Munk und Kirsch 1990a, zitiert in EC 2005d
Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>78'000</u>	C	kA	kA	in RIVM 2009 als valide eingestuft	1	Dal Re und Vola Gera, 1979 zitiert in RIVM 2009
Fische	<i>Rasbora heteromorpha</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	<u>35'000</u>	kA	kA	kA	in RIVM 2009 als valide eingestuft	2	Alabaster 1969, zitiert in RIVM 2009
<b>akute Daten marin</b>													
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstum	120	h	EC50	=	1'030	kA	S	97.4 / k.A.		4	US EPA 2013
<b>chronische und subchronische Daten limnisch</b>													
Bakterien	<i>Pseudomonas putida</i>	kA	kA	-	NOEC	=	42'000	kA	kA	kA	in RIVM 2009 als nicht valide eingestuft	4	Crommentuijn et al., 1997 zitiert in RIVM 2009
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Biomasse	96	h	EC10	=	130	B	S	93.7	nach GLP	1	Kubitza 1999, zitiert in EC 2005d
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstumsrate	96	h	EC10	=	<u>310</u>	B	S	93.7	nach GLP	1	Kubitza 1999, zitiert in EC 2005d
Cyanobakterien	<i>Anabaena flos-aquae</i>	Wachstum	120	h	NOEC	=	230	kA	S	97.4		4	US EPA 2013
Algen	<i>Chlorella fusca</i>	Wachstum	120	h	NOEC	=	<u>730</u>	C	S	kA	in RIVM 2009 als valide eingestuft	1	Van der Plassche und Linders 1990 zitiert in RIVM 2009
Algen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Wachstum	120	h	NOEC	=	320	kA	S	97.4		4	US EPA 2013
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate (Zellzahl)	72	h	EC10	=	<u>1'700</u>	C	S	89		2	Bisewska et al. 2012

**EFFEKTDATENSAMMLUNG Chloridazon**

Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse <sup>a</sup>	Testsystem <sup>b</sup>	Reinheit (%)/ Salinität (‰)	Bemerkungen	Validität	Referenz
Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate	kA	-	EC10	=	2'290	kA	kA	kA		4	Pokora <i>et al.</i> 2011
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Selenastrum capricornutum</i> )	Wachstum	120	h	NOEC	<	60	kA	S	97.4		4	US EPA 2013
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Ankistrodesmus bibrarianus</i> )	Biomasse	72	h	EC10	=	110	B	S	93.8	nach GLP	1	Dohmen 1992, zitiert in EC 2005d
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Ankistrodesmus bibrarianus</i> )	Wachstumsrate	72	h	EC10	=	420	B	S	93.8	Dosis-Wirkungskurve zu schlecht beschrieben, da keine Effekte > 50%; nach GLP	3	Dohmen 1992, zitiert in EC 2005d
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Ankistrodesmus bibrarianus</i> )	Biomasse	72	h	NOEC	=	100	B	S	93.8	nach GLP	1	Dohmen 1992, zitiert in EC 2005d
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstum	14	d	NOEC	=	2'900	kA	S	97.4		4	US EPA 2013
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna gibba</i>	Wachstumsrate (Fronzzahl)	7	d	NOEC	=	100	B	S	93.4	nach GLP	1	Dohmen 2000, zitiert in EC 2005d
Höhere Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstumsrate (Fronzzahl)	7	d	EC10	=	700	C	S	89		2	Bisewska <i>et al.</i> 2012
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Anzahl Nachwuchs/Daphnie	21	d	NOEC	<	7'810	B	R	94.1	nach GLP	1	Jatzek 1989, zitiert in EC 2005d
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Anzahl Nachwuchs/Daphnie	21	d	EC10	=	6'230	B	R	94.1	Effektwert extrapoliert; nach GLP	1	Jatzek 1989, zitiert in EC 2005d
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Anzahl Nachwuchs/Daphnie	21	d	NOEC	=	10'000	B	R	93.7	nach GLP	1	Dohmen 1994, zitiert in EC 2005d
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität	21	d	NOEC	=	10'000	B	R	93.7	nach GLP	1	Dohmen 1994, zitiert in EC 2005d
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität	21	d	NOEC	=	31'200	B	R	94.1	nach GLP	1	Jatzek 1989, zitiert in EC 2005d
							17'600				Geometrischer Mittelwert		
Fische	<i>Danio rerio</i> (Eier)	Mortalität	6	d	NOEC	≥	17'732	C	R	90	0.4 vol% DMSO	3	Padilla <i>et al.</i> 2012
Fische	<i>Danio rerio</i> (Eier)	Schlupfrate	6	d	NOEC	≥	17'732	C	R	90	0.4 vol% DMSO	3	Padilla <i>et al.</i> 2012
Fische	<i>Danio rerio</i> (Eier)	Missbildungen	6	d	NOEC	≥	17'732	C	R	90	0.4 vol% DMSO	3	Padilla <i>et al.</i> 2012
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Länge	28	d	NOEC	=	3'160	B	F	94.1	nach GLP	1	Munk und Kirsch 1989, zitiert in EC 2005d
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Gewicht	28	d	NOEC	≥	10'000	B	F	94.1	nach GLP	1	Munk und Kirsch 1989, zitiert in EC 2005d
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Mortalität	28	d	NOEC	=	10'000	B	F	94.1	nach GLP	1	Munk und Kirsch 1989, zitiert in EC 2005d
<b>chronische und subchronische Daten marin</b>													
Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstum	120	h	NOEC	=	108	kA	S	97.4 / k.A.		4	US EPA 2013

<sup>a</sup> A = Testkonzentrationen zu Beginn und Testende gemessen und für Effektbestimmung verwendet; B = nominale Testkonzentrationen für Effektbestimmung verwendet, gemessene Wiederfindung ± 20 % der Nominalen; C = Testkonzentrationen basiert auf nominalen Werten; D = Zeitgewichteter Mittelwert berechnet nach OECD 211 (siehe „Bemerkungen“)

<sup>b</sup> F = Durchfluss; R = semi-statisch; S = statisch

**Tabelle 6:** Effektdatensammlung für Desphenyl-Chloridazon. Eine Bewertung der Validität wurde nach den Klimisch-Kriterien (Klimisch *et al.* 1997) durchgeführt. Literaturdaten, die in grau dargestellt werden, erfüllen nicht die Datenanforderungen nach dem TGD for EQS (EC 2011) hinsichtlich Verlässlichkeit und Relevanz, sollen aber als zusätzliche Information genannt werden. Alle Werte stammen aus EC (2005d) und wurden mit einer Ausnahme als „face values“ übernommen und mit Klimisch 1 bewertet. Der Endpunkt Wachstumsrate wurde gemäss TGD for EQS bei Algen/Cyanobakterien dem Endpunkt Biomasse vorgezogen und Letztere grau dargestellt, falls für eine Art beide Endpunkte vorhanden sind. Falls bekannt, werden die Lebensstadien der Testorganismen hinter dem Namen angegeben. Weiter werden, falls vorhanden, Angaben zum Testsystem, zur chemischen Analytik und Reinheit, sowie zur Salinität bei Tests mit marinen Organismen gemacht.

EFFEKTDATENSAMMLUNG Desphenyl-Chloridazon (Metabolit „B“)													
Sammelbezeichnung	Organismus (Lebensstadium bei Testbeginn)	Endpunkt	Dauer	Dimension	Parameter	Operator	Wert (µg/L)	Chemische Analyse <sup>a</sup>	Testsystem <sup>b</sup>	Reinheit (%)/ Salinität (‰)	Bemerkungen	Validität	Referenz
<b>akute Daten limnisch</b>													
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	Biomasse	72	h	EC50	>	100'000	B	S	99.8	nach GLP	1	Jatzek 2002, zitiert in EC 2005d
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	Wachstumsrate	72	h	EC50	>	100'000	B	S	99.8	nach GLP	1	Jatzek 2002, zitiert in EC 2005d
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität/Immobilisierung	48	h	EC50	>	100'000	B	S	98	nach GLP	1	Elendt-Schneider 1991, zitiert in EC 2005d
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (< 24 h)	Mortalität/Immobilisierung	48	h	NOEC	≥	100'000	B	S	98	nach GLP	1	Elendt-Schneider 1991, zitiert in EC 2005d
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	LC50	>	100'000	B	S	98	nach GLP	1	Munk und Kirsch 1990c, zitiert in EC 2005d
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (juvenil)	Mortalität	96	h	NOEC	≥	100'000	B	S	98	nach GLP	1	Munk und Kirsch 1990c, zitiert in EC 2005d
<b>akute Daten marin</b>													
Keine													
<b>chronische und subchronische Daten limnisch</b>													
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	Biomasse	72	h	EC10	=	34'800	B	S	99.8	keine vollständige Dosis-Wirkungskurve; nach GLP <sup>c</sup>	3	Jatzek 2002, zitiert in EC 2005d
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	Biomasse	72	h	NOEC	=	25'000	B	S	99.8	NOEC basierend auf Effekt Variabilität bei 6.25, 12.5 und 25.0 mg/L bestimmt <sup>c</sup>	2	Jatzek 2002, zitiert in EC 2005d
Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	Wachstumsrate	72	h	EC10	>	100'000	B	S	99.8	nach GLP	1	Jatzek 2002, zitiert in EC 2005d
<b>chronische und subchronische Daten marin</b>													
Keine													

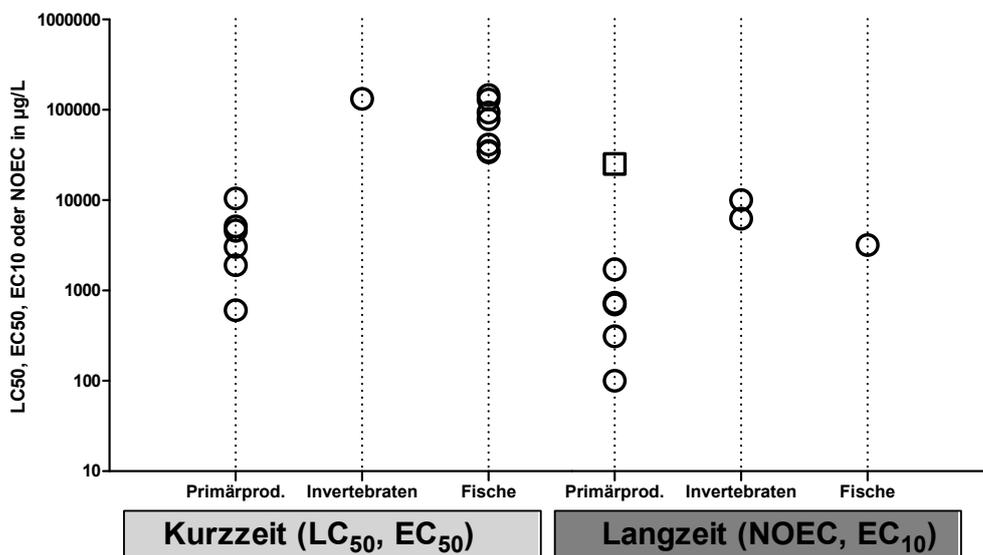
<sup>a</sup> A = Testkonzentrationen zu Beginn und Testende gemessen und für Effektbestimmung verwendet; B = nominale Testkonzentrationen für Effektbestimmung verwendet, gemessene Wiederfindung ± 20 % der Nominalen; C = Testkonzentrationen basiert auf nominalen Werten; D = Zeitgewichteter Mittelwert berechnet nach OECD 211 (siehe „Bemerkungen“)

<sup>b</sup> F = Durchfluss; R = semi-statisch; S = statisch

<sup>c</sup> Die Effektmittelwerte bei 6.25, 12.5 und 25 mg/L sind alle unter 3 % Effekt (-1.46, 2.92 und 1.37%). Bei 50 mg/L wurde hingegen eine durchschnittliche Hemmung der Biomasse von 19.6% und bei 100 mg/L von 26.8% beobachtet. Wenn man diese Durchschnittswerte zur Konzentrationswirkungskurvenbestimmung verwendet, ergibt sich mit dem Hill-Modell ( $Y=0 + (100-0)/(1+10^{((\text{LogIC50}-X)\cdot\text{HillSlope}))}$ ) ein EC10 von 37 mg/L (95% Konfidenzintervall 15-70 mg/L), mit dem Weibull Modell ( $Y=1-\exp(-\exp(a+b\log(x)))$ ) ein EC10 von 38 mg/L (95% Konfidenzintervall ebenfalls 15-70 mg/L) und mit dem generalisiert Logit Modell ( $Y=1/(1+\exp(-(a+b\log(x))))^c$ ) können die Daten nicht gefittet werden, weil zu wenig Daten da sind um die Konzentrations-Wirkungs-Kurve sicher zu beschreiben. Wegen der breiten Konfidenzintervalle und der Tatsache, dass die fehlenden Daten >50% Effekt einen Einfluss auch auf den Fit im unteren Effektbereich haben könnten (gerade bei dem Spiegelsymmetrischen Hill-Modell), haben wir den EC10 aus dem Draft Assessment Report der EFSA (EC 2005d) nicht als valide eingestuft. Es wäre deutlich besser gewesen, wenn in EC 2005d statt des EC10 der NOEC angegeben worden wäre. Eine statistische Berechnung des NOECs ist aufgrund der aggregierten Daten nicht möglich. Allerdings deutet die geringe Variabilität der Effektwerte bei 6.25, 12.5 und 25 mg/L darauf hin, dass die Kontrollvariabilität eher klein ist und damit 50 mg/L (19.6%) einem LOEC entspricht. Dies ergäbe einen NOEC von 25 mg/L. Dieser wäre zwar etwas tiefer als die mit dem Hill und dem Weibull Modell bestimmten EC10, liegt aber deutlich innerhalb von deren Konfidenzbereichen.

## 4 Graphische Darstellung der Effektdaten

Abbildung 1 zeigt alle validen, belastbaren Kurzzeit- und Langzeiteffektwerte aus Tabelle 5 und 6 für Chloridazon und Desphenyl-Chloridazon, aufgeschlüsselt in die trophischen Ebenen Primärproduzenten, Invertebraten und Fische (Vertebraten). Primärproduzenten sind akut und chronisch am empfindlichsten für Chloridazon. Auf der Basis dieses Datensatzes sind keine auffälligen Unterschiede in der Empfindlichkeit zwischen den verschiedenen Primärproduzentengruppen (hier Cyanobakterien, Algen, monokotyle Wasserpflanzen) zu sehen. Da Chloridazon aber auch gegen dikotyle Pflanzen eingesetzt wird, wäre es wünschenswert, auch Daten für einen Vertreter dieser taxonomischen Gruppe (z.B. *Myriophyllum*) zu haben.



**Abbildung 1:** Grafische Darstellung aller validen (geschwärtzten) Kurzzeit- und Langzeit-Effektdaten aus Tabelle 6 für Chloridazon (Kreis) und Desphenyl-Chloridazon (Rechteck).

Die akuten Effektdaten für Desphenyl-Chloridazon liegen alle über 100 mg/L (Tabelle 6). Der einzige valide und belastbare chronischen Effektwert für Desphenyl-Chloridazon ist ein EC<sub>10</sub>-Werte für Algen von 25 mg/L.

#### **4.1 Vergleich marine/limnische Organismen**

Es sind keine validen Effektwerte für marine Organismen vorhanden. Ein statistischer Vergleich der Empfindlichkeiten von limnischen und marinen Organismen ist daher nicht möglich.

### **5 Herleitung der EQS**

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

## 6 Chronische Toxizität

### 6.1 AA-EQS Herleitung für Chloridazon mit AF-Methode

Tabelle 7 zeigt die kritischen Langzeiteffektwerte für Chloridazon.

**Tabelle 7:** Übersicht zu den kritischen Toxizitätswerten für Wasserorganismen aus längerfristigen Untersuchungen mit Chloridazon.

Gruppe	Art	Wert	Konz. in µg/L	Referenz
Primärproduzenten	<i>Lemna gibba</i>	EC10	100	Dohmen 2000, zitiert in EC 2005d
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	EC10	6'230	Jatzek 1989, zitiert in EC 2005d
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC	3'160	Munk und Kirsch 1989, zitiert in EC 2005d

Es sind Langzeiteffektdaten für alle trophischen Ebenen (Primärproduzenten, Invertebraten und Vertebraten) vorhanden. Diese beinhalten auch Repräsentanten der empfindlichsten Gruppe (Primärproduzenten). Gemäss TGD for EQS (EC 2011) kann ein AF von 10 auf den tiefsten NOEC oder EC10 angewendet werden.

$$\text{AA-EQS (AF)} = 100 \mu\text{g/L} / 10 = 10 \mu\text{g/L}$$

## 6.2 AA-EQS Herleitung für Desphenyl-Chloridazon mit AF-Methode

Tabelle 8 zeigt die kritischen Langzeiteffektwerte für Desphenyl-Chloridazon.

**Tabelle 8:** Übersicht zu den kritischen Toxizitätswerten für Wasserorganismen aus längerfristigen Untersuchungen mit Desphenyl-Chloridazon.

Gruppe	Art	Wert	Konz. in µg/L	Referenz
Algen/höhere Wasserpflanzen	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	NOEC	25'000	Jatzek 2002, zitiert in EC 2005d
Krebstiere		Keine Effektdaten vorhanden		
Fische		Keine Effektdaten vorhanden		

Es ist nur ein Langzeit NOEC für Primärproduzenten vorhanden. Gemäss TGD for EQS (EC 2011) muss der AA-EQS in diesem Fall mit einem AF von 1000 vom tiefsten akuten Effektwert abgeleitet werden. Für Primärproduzenten, Invertebraten und Fische liegen die EC50 alle über der 100'000 µg/L und Desphenyl-Chloridazon wird als nicht schädlich eingestuft. Die genau Bestimmung eines AA-EQS ist nicht möglich, er würde aber über 100 µg/L liegen (AA-EQS (AF) > 100'000 µg/L / 1000 > 100 µg/L). Auch wenn es das TGD for EQS nicht vorsieht einen AA-EQS basierend auf einem chronischen Algentest abzuleiten, wenn für keine weitere taxonomische Gruppe ein chronischer Test vorliegt, wurde in diesem Fall eine Ausnahme gemacht, da sonst kein AA-EQS ableitbar wäre:

$$\text{AA-EQS (AF)} = 25000 \mu\text{g/L} / 100 = 250 \mu\text{g/L}$$

## 6.3 AA-EQS mit SSD-Methode

Es sind nicht genügend Daten zu Chloridazon und Desphenyl-Chloridazon vorhanden, um ein AA-EQS mittels SSD abzuleiten.

## 6.4 AA-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Es sind keine Mikro- oder Mesokosmosstudien zu Chloridazon und Desphenyl-Chloridazon vorhanden.

## 7 Akute Toxizität

### 7.1 MAC-EQS Herleitung für Chloridazon mit AF-Methode

Tabelle 9 zeigt die kritischen akuten Effektwerte für Chloridazon. Chloridazon wird gemäss EC (2001) als giftig eingestuft (Tabelle 10).

**Tabelle 9:** Übersicht der kritischen akuten Toxizitätswerte für Wasserorganismen aus kurzfristigen Untersuchungen mit Chloridazon.

Gruppe	Art	Wert	Konz. in µg/L	Referenz
Primärproduzenten	<i>Chlorella fusca</i> – Wachstumsrate	EC50	1'900	Van der Plassche und Linders 1990, zitiert in RIVM 2009
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	EC50	132'000	Jatzek 1990, zitiert in EC 2005d
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC50	34'000	Van der Plassche und Linders 1990 zitiert in RIVM 2009
Weitere für die MAC-EQS Herleitung relevante Toxizitätswerte				
Primärproduzenten	<i>Raphidocelis subcapitata</i> -Biomasse	EC50	600	Dohmen 1992, zitiert in EC 2005d

**Tabelle 10** Gefährlichkeitsklassierung anhand der niedrigsten gemessenen EC50-Werte (UN 2015)

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

Es sind valide Kurzzeiteffektdaten für alle trophischen Ebenen (Primärproduzenten, Invertebraten und Vertebraten) vorhanden. Diese beinhalten auch Repräsentanten der empfindlichsten Gruppe (Primärproduzenten). Der tiefste EC50 wurde für den Endpunkt Biomasse für *Raphidocelis subcapitata* bestimmt. Gemäss dem TGD for EQS sollen Wachstumsrate EC50 gegenüber Biomasse Endpunkten bevorzugt werden, wenn beide für den selben Test vorhanden sind. Der EC50 für Wachstumsrate aus dieser Studie kann jedoch nicht direkt für die EQS Herleitung verwendet werden, da es sich nur um einen >Wert handelt. Dieser grösser als Wert kann aber als zusätzliche Information herangezogen werden, um zu entscheiden, ob eine andere Algenart (basierend auf ihren Wachstumsraten EC50) empfindlicher ist als *Raphidocelis subcapitata*. Dies ist der Fall für *Chlorella fusca*. Daher wird der EC50 für *Chlorella fusca* in Höhe von 1900 µg/L als kritischer Wert für die EQS Herleitung genommen. Es kann gemäss TGD for EQS (EC 2011) ein AF von 10 auf diesen Wert angewendet werden:

$$\text{MAC-EQS} = 1900 \mu\text{g/L} / 10 = 190 \mu\text{g/L}$$

## 7.2 MAC-EQS Herleitung für Desphenyl-Chloridazon mit AF-Methode

Tabelle 11 zeigt die kritischen akuten Effektwerte für Desphenyl-Chloridazon.

**Tabelle 11** Übersicht der kritischen akuten Toxizitätswerte für Wasserorganismen aus kurzfristigen Untersuchungen mit Desphenyl-Chloridazon.

Gruppe	Art	Wert	Konz. in µg/L	Referenz
Algen/höhere Wasserpflanzen	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	EC50	> 100'000	Jatzek 2002, zitiert in EC 2005d
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	EC50	> 100'000	Elendt-Schneider 1991, zitiert in EC 2005d
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC50	> 100'000	Munk und Kirsch 1990c, zitiert in EC 2005d

Es sind Kurzzeiteffektdata für alle trophischen Ebenen (Primärproduzenten, Invertebraten und Vertebraten) vorhanden. Da keine spezifischen Effektwerte vorliegen, ist eine genaue Bestimmung des MAC-EQS nicht möglich. Er würde aber über 10'000 µg/L liegen, da die geringe Toxizität darauf hindeutet, dass es keinen spezifischen Wirkmechanismus gibt, es damit auch keine besonders empfindliche Gruppe gibt und daher eine Reduktion des Sicherheitsfaktors von 100 auf 10 gerechtfertigt ist (MAC-EQS > 100'000 µg/L / 10 > 10'000 µg/L).

## 7.3 MAC-EQS mit SSD Methode

Es sind nicht genügend Daten zu Chloridazon oder Desphenyl-Chloridazon vorhanden, um ein MAC-EQS mittels SSD abzuleiten.

## 7.4 MAC-EQS aus Mikro-/Mesokosmosstudien

Es sind keine Mikro- oder Mesokosmosstudien zu Chloridazon und seine Transformationsprodukte vorhanden.

## 8. 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.

In EC (2005d) wird keine Studie zur Bioakkumulation von Chloridazon verlangt, da das Potential aufgrund des niedrigen  $\log K_{OW}$  Wertes von 1.2 als gering eingestuft wird.

Die  $\log K_{OW}$  von Desphenyl-Chloridazon beträgt 0.57 (Redeker 1989, zitiert in EC 2005d). Das Bioakkumulationspotential ist daher gering.

## 9 Schutz der aquatischen Organismen

### 9.1 Chloridazon

Für Chloridazon sind Kurz- und Langzeiteffektwerte von Repräsentanten aller drei trophischen Ebenen vorhanden. Die vorgeschlagenen EQS für Chloridazon basieren beide auf Effektdaten von Primärproduzenten, welche deutlich sensitiver sind als die Repräsentanten der anderer Organismengruppen. Sie können deshalb als genügend protektiv für alle aquatischen Organismen angesehen werden und sind identisch mit den EQS, die von INERIS 2012 abgeleitet wurden. Es wäre aber wünschenswert noch Daten zu einer aquatischen Monokotyledonen zu haben.

**AA-EQS = 10 µg/L**

**MAC-EQS = 190 µg/L**

### 9.2 Desphenyl-Chloridazon

Für das als nicht schädlich eingestufte Transformationsprodukt Desphenyl-Chloridazon liegt nur ein spezifischer NOEC für Algen vor (25 mg/L). Akut lagen die EC50/LC50 für Algen, Daphnien und Fische alle über 100 mg/L. Daher liegt nach dem derzeitigen Wissensstand der MAC-EQS über 10 mg/L und es kann nur ein AA-EQS bestimmt werden. Es wäre wünschenswert chronische Effektdaten für Krebstiere und Fische zu bestimmen, damit der AA-EQS sicherer bestimmt werden und damit der Sicherheitsfaktor reduziert werden kann.

**AA-EQS = 250 µg/L**

**MAC-EQS = nicht bestimmbar ( $>10000$  µg/L)**

## **10 Änderungen gegenüber der Version vom 29.08.2014**

Es konnten keine neuen Effektdaten für Chloridazon und Desphenyl-Chloridazon recherchiert werden. Alle Daten, Verweise und EQS-Vorschläge für das Transformationsprodukt Methyl-Desphenyl-Chloridazon wurden aus dem Dossier entfernt, da dieses in der Stoffauswahl nicht berücksichtigt wurde (Sitzung Stoffauswahl GSchV am 18.11.2015). Bis auf wenige Anpassungen bleibt das vorliegende Dossier und die darin vorgeschlagenen EQS-Werte unverändert.

## 11 Referenzen

- Alabaster J S (1969): Survival of fish in 164 herbicides, insecticides, fungicides, wetting agents and miscellaneous substances. *Int. Pest. Control* 11: 29-35 (konnte nicht eingesehen werden)
- Bisewska J, Sarnowska E I, Tukaj Z H (2012): Phytotoxicity and antioxidative enzymes of green microalga (*Desmodesmus subspicatus*) and duckweed (*Lemna minor*) exposed to herbicides MCPA, chloridazon and their mixtures. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes* 47(8): 814-822
- Buttiglieri G, Peschka M, Frömel T, Müller J, Malpei F, Seel P, Knepper T P (2009): Environmental occurrence and degradation of the herbicide n-chloridazon. *Water Research* 43(11): 2865-2873
- Dohmen G P (1992): Effect of Reg. No. 13 033 on the growth of the green alga *Ankistrodesmus bibrainus*. BASF AG, Agrarzentrum Limburgerhof, Limburgerhof, Germany. BASF RegDoc# 1992/11796 (unveröffentlicht)
- Dohmen G P (1994): Effect of BAS 119 H on the reproduction of *Daphnia magna* STRAUS in a chronic toxicity test. BASF AG, Agrarzentrum Limburgerhof, Limburgerhof, Germany. BASF RegDoc# 1994/10205 (unveröffentlicht)
- Dohmen P (2000): Effect of BAS 119 H on the growth of *Lemna gibba* in a seven day static toxicity test. BASF AG, Agrarzentrum Limburgerhof, Limburgerhof, Germany. BASF RegDoc# 2000/1011448 (unveröffentlicht)
- EC (2005a): Draft Assessment Report (DAR). Public Version. Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State Germany for the existing active substance CHLORIDAZON of the third stage (part A) of the review programme referred to in Article 8(2) of Council Directive 91/414/EEC. Volume 1. European Commission
- EC (2005b): Draft Assessment Report (DAR). Public Version. Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State Germany for the existing active substance CHLORIDAZON of the third stage (part A) of the review programme referred to in Article 8(2) of Council Directive 91/414/EEC. Volume 3, Annex B, B.1 - B.5. European Commission
- EC (2005c): Draft Assessment Report (DAR). Public Version. Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State Germany for the existing active substance CHLORIDAZON of the third stage (part A) of the review programme referred to in Article 8(2) of Council Directive 91/414/EEC. Volume 3, Annex B, B.8. European Commission
- EC (2005d): Draft Assessment Report (DAR). Public Version. Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State Germany for the existing active substance CHLORIDAZON of the third stage (part A) of the review programme referred to in Article 8(2) of Council Directive 91/414/EEC. Volume 3, Annex B, B.9. European Commission
- EC (2011): Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No. 27. Technical guidance for deriving environmental quality standards. Technical report 2011-055. European Communities
- Elendt-Schneider B (1991): Determination of the acute toxicity of chloridazon metabolite B (PS. Nr. 14156) to the water flea *Daphnia magna* STRAUS. BASF AG, Ludwigshafen/Rhein, Germany. BASF RegDoc# 1991/10120 (unveröffentlicht)
- Ellenson J, Brem G (1988): Hydrolysis of 14C-pyrazon in pH 5, 7, and 9 solutions at 25 degrees Celsius. BASF Corporation Agricultural Products Center, Research Triangle Park, NC 27709, USA. BASF RegDoc# 1988/5518 (unveröffentlicht)

- Ellenson J, Jordan J, Wickler V (1989): Photolysis of BAS 119 H in pH 7 aqueous solution at 25 degrees Celsius. BASF Corporation Agricultural Products Center, Research Triangle Park, NC 27709, USA. BASF RegID 1989/5090 (unveröffentlicht)
- EPI Suite (2011): Version 4.10. The EPI (Estimation Programs Interface) Suite™. A Windows®-based suite of physical/chemical property and environmental fate estimation programs developed by the EPA's Office of Pollution Prevention Toxics and Syracuse Research Corporation (SRC)
- INERIS (2012): Chloridazon. Nationales Institut für Industrie- und Umweltrisiken, Frankreich. <http://www.ineris.fr/substances/fr/substance/cas/1698-60-8>
- Jatzek H J (1989): Bestimmung der Langzeitwirkung von Chloridazon tech. Reg.-Nr. 13033 N 143 auf die parthenogenetische Reproduktionsrate des Wasserfloh *Daphnia magna*. BASF AG, Germany (unveröffentlicht)
- Jatzek H J (1990): Determination of the acute toxicity of Chloridazon techn. Reg. Nr. 13 033 to the waterflea *Daphnia magna* STRAUS. BASF AG, Ludwigshafen/Rhein, Germany. BASF RegDoc# 1990/10074 (unveröffentlicht)
- Jatzek H J (2002): Reg. No. 14456 (metabolite of BAS 119 H, chloridazon) – Determination of the inhibitory effect on the cell multiplication of unicellular green algae. BASF AG, Ludwigshafen/Rhein, Germany. BASF RegDoc# 2002/1006171 (unveröffentlicht)
- Klimisch H J, Andreae M, Tillmann U (1997): A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 25(1): 1-5
- Kontiohari V, Mattsoff L (2011): Proposal of Environmental Quality Standards for Plant Protection Products. Finnish Environment Institute (SYKE).
- Kowal S, Balsaa P, Werres F, Schmidt T C (2012): Reduction of matrix effects and improvement of sensitivity during determination of two chloridazon degradation products in aqueous matrices by using UPLC-ESI-MS/MS. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 403(6): 1707-1717
- Munk R, Kirsch P (1989): Sublethal toxic effects on rainbow trout (*Salmo gairdneri* RICH.) of Reg. Nr. 13 033; isomer reduced (Chloridazon techn.). BASF AG, Ludwigshafen/Rhein, Germany. BASF RegDoc# 1989/10059 (unveröffentlicht)
- Munk R, Kirsch P (1990a): Report on the study of the acute toxicity. Reg. Nr. 13 033. Rainbow trout (*Salmo gairdneri* RICH.). BASF AG, Ludwigshafen/Rhein, Germany. BASF RegDoc# 1990/0187 (unveröffentlicht)
- Munk R, Kirsch P (1990b): Report on the study of the acute toxicity. Reg. Nr. 13 033. Bluegill (*Lepomis macrochirus* RAF.). BASF AG, Ludwigshafen/Rhein, Germany. BASF RegDoc# 1990/0186 (unveröffentlicht)
- Munk R, Kirsch P (1990c): Report on the study of the acute toxicity. Chloridazon-B-metabolite/Reg. No. 14456. Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* WALBAUM 1792). BASF RegDoc# 1990/0315 (unveröffentlicht)
- Niederlande (2010): Staatscourant. Nr. 5615. Officiële uitgave van het Koninkrijk der Nederlanden sinds 1814
- OGewV (2016). Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) vom 20. Juni 2016. BGBl. I S. 1373.
- Padilla S, Corum D, Padnos B, Hunter D L, Beam A, Houck K A, Sipes N, Kleinstreuer N, Knudsen T, Dix D J, Reif D M (2012): Zebrafish developmental screening of the ToxCast™ Phase I chemical library. *Reproductive Toxicology* 33(2): 174-187

- Patsias J, Papadopoulou-Mourkidou E (1996): Rapid method for the analysis of a variety of chemical classes of pesticides in surface and ground waters by off-line solid-phase extraction and gas chromatography-ion trap mass spectrometry. *Journal of Chromatography A* 740(1): 83-98
- Pokora W, Dettlaff-Pokora A, Tukaj Z (2011): Expression of superoxide dismutase isoforms in *Desmodemus subspicatus* cells exposed to anthropogenic contaminants. *Polish Journal of Environmental Studies* 20(3): 605-610
- Redeker J (1989): Determination of the Octanol/water-partition coefficient of LAB 14456. BASF AG, Agrarzentrum Limburgerhof, Limburgerhof, Germany. BASF RegDoc# 1989/10166 (unveröffentlicht)
- RIVM (2009): Stofgegevensblad Chloridazon. Breifrapport 601714010/2009. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, Nederlande
- Scharf J (1998): Photolysis of chloridazon and its metabolite B in a natural water. BASF AG, Agrarzentrum Limburgerhof, Limburgerhof, Germany. BASF RegDoc# 1998/10128 (unveröffentlicht)
- Steen R J C A, Hogenboom A C, Leonards P E G, Peerboom R A L, Cofino W P, Brinkman U A T (1999): Ultra-trace-level determination of polar pesticides and their transformation products in surface and estuarine water samples using column liquid chromatography-electrospray tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A* 857(1-2): 157-166
- Suwalsky, M., Benites, M., Villena, F., Norris, B., Quevedo, L., 1998. The organochlorine herbicide chloridazon interacts with cell membranes. *Comp. Biochem. Physiol.* 120, 29–35.
- Tanaka F S (1992): Aqueous photolysis of 14C-chloridazon at pH 7. BASF Corporation Agricultural Products Center, Research Triangle Park, NC 27709, USA. BASF RegDoc# 1992/5090 (unveröffentlicht)
- Tomlin C D S (2009) *The Pesticide Manual*. British Crop Production Council (BCPC), Alton, UK. 15th Edition. ISBN: 978 1 901396 18 8
- Tukaj Z, Pokora W (2006): Individual and combined effect of anthracene, cadmium, and chloridazone on growth and activity of SOD izoformes in three *Scenedesmus species*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 65(3): 323-331
- UN (2015): *Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (GHS)*, 6th revised edition ed. United Nations, New York.
- US EPA (2013): *OPP Pesticide Ecotoxicity Database*. Office of Pesticides Programs (OPP), United States Environmental Protection Agency (US EPA), USA. <http://www.ipmcenters.org/ECotox/> (zuletzt abgerufen am 17.07.2013)
- Van der Wal E H R, Brouwer E R, Lingeman H, Brinkman Th U A (1994): On-line trace enrichment - column liquid chromatography of polar pollutants in surface water using bifunctional membrane based extraction disk cartridges. *Chromatographia* 39(3-4): 239-245