

2016

EQS - Vorschlag des Oekotoxentrums für:

4-Nonylphenol, verzweigt und linear

(Vor Aktualisierung: Nonylphenol und 4-Nonylphenol)

Ersterstellung: 28.07.2011 (Stand der Datensuche)
10.10.2011 (Einarbeitung des Gutachtens)
26.10.2011 (Anpassung des Langzeit-SSD Ansatzes nach dem *Multilateral meeting* vom 25.10.2011)

1. Aktualisierung: 14.06.2016 (Stand der Datensuche)
17.10.2016 (Einarbeitung des Gutachtens)

1. Qualitätskriterien-Vorschläge

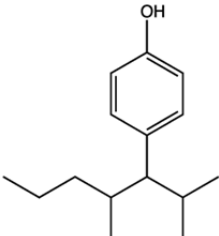
CQK (AA-EQS): 43 ng/L (vor Aktualisierung 13 ng/L)

AQK (MAC-EQS): 3.8 µg/L (vor Aktualisierung 3.27 µg/L)

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

2. Physikochemische Parameter

Tab. 1: Geforderte Identitäts- und physikochemische Parameter nach dem TGD for EQS (EC, 2011) für Nonylphenol¹. Die angegebenen Werte wurden soweit möglich zwischen experimentellen Werten (exp) und abgeschätzten, modellierten Werten (est) unterschieden.

Eigenschaften	Wert	Referenz
Name	4-Nonylphenol, verzweigt und linear	ECHA 2012
Strukturformel		www.wikipedia.org (public domain)
CAS-Nummer	25154-52-3 (Nonylphenole allgemein) 84852-15-3 (4-Nonylphenol verzweigt)	EC 2005
EINECS-Nummer	246-672-0 (Nonylphenole allgemein) 284-325-5 (4-Nonylphenol verzweigt)	EC 2005
Summenformel	C ₁₅ H ₂₄ O	EU 2002
SMILES-code	Oc1ccc(cc1)CCCCCCCC	Epi Suite™ (US-EPA 2008)
Molekulargewicht (g·mol ⁻¹)	220.36	Epi Suite™ (US-EPA 2008)
Schmelzpunkt (°C)	42 (exp); 91.8 (est) <-7 °C bei 1 atm (CAS-Nr. 84852-15-3)	Epi Suite™ (US-EPA 2008) ECHA 2012
Siedepunkt (°C)	293-297 (exp); 324.47(est) 302°C (CAS: 84852-15-3)	Epi Suite™ (US-EPA 2008) ECHA 2012
Dampfdruck (Pa)	0.00315 (exp), 0.0914 (est) 0.3 bei 25 °C (CAS-Nr. 84852-15-3 und CAS-Nr.25154-52-3) 0.109 für CAS-Nr.: 104-40-5	Epi Suite™ (US-EPA 2008) ECHA 2012 ECHA 2012
Henry's-Konstante (Pa·m ³ ·mol ⁻¹)	3.45 (exp); 12.84(est); 1.24(est); 0.605(est)	Epi Suite™ (US-EPA 2008)
Wasserlöslichkeit (mg·L ⁻¹)	6.35 (exp); 7 (exp); 1.57 (est); 1.62 (est) ca. 5.7 bei 25°C und pH 6-7 (exp) (CAS-Nr. 84852-15-3) 7 (CAS-Nr.: 104-40-5)	Epi Suite™ (US-EPA 2008) ECHA 2012 ECHA 2012
pK _a	10.25	http://archemcalc.com/sparc/pKa/singlePka.cfm?ionize=O1

¹ Zur Definition von „Nonylphenol“ siehe Abschnitt 3 – Identität.

Eigenschaften	Wert	Referenz
<i>n</i> -Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient(log K_{ow})	log K_{ow} = 5.99 (est) log K_{ow} = 5.4 (exp) bei 23°C, pH 5.7 log K_{ow} = 5.76 (exp) (CAS: 104-40-5)	Epi Suite™ (US-EPA 2008) ECHA 2012 ECHA 2012
Verteilungskoeffizient zw. dem org. Kohlenstoff im Boden/Sediment und Wasser (log K_{oc})	log K_{oc} = 4.28 (est) log K_{oc} = 4.58 (est)	Epi Suite™ (US-EPA 2008)
Verteilungskoeffizient zwischen Feststoff (Sediment/Boden) und Wasser	$K_{p_{susp}}$ 536 l/kg (Verteilungskoeffizient Feststoffe-Wasser im Schwebstoff) $K_{p_{sed}}$ 268 l/kg (Verteilungskoeffizient Feststoff-Wasser in Sediment) $K_{p_{soil}}$ 107 l/kg (Verteilungskoeffizient Festsstoff-Wasser in Boden) $K_{soil-water}$ 161 m ³ /m ³ (Boden-Wasser Verteilungskoeffizient) $K_{susp-water}$ 135 m ³ /m ³ (Schwebstoff-Wasser Verteilungskoeffizient) $K_{sed-water}$ 135 m ³ /m ³ (Sediment-Wasser Verteilungskoeffizient) Alle Werte berechnet basierend auf log K_{ow} von 4.48 (keiner CAS zugeordnet)	EC 2002
<i>Hydrolysestabilität</i>	Keine Hydrolyse unter Umweltbedingungen zu erwarten	ECHA 2012
<i>Photostabilität</i>	Stabil gegenüber Photolyse unter Umweltbedingungen	ECHA 2012
<i>Biologische Abbaubarkeit (aerob)</i> <i>Halbwertszeiten</i>	<u>Im Wasser (für 4-NP):</u> 150 Tage (abgeschätzt) 56 Tage (Simulationstests) <u>Im Sediment (für 4-NP):</u> 46.2 Tage (primärer Abbau) bis > 703 Tage	EU 2002 ECHA 2012 ECHA 2012

3. Allgemeines

Identität:

Nonylphenol ist ein Sammelbegriff für verschiedene Isomere mit der generellen Summenformel $C_6H_4(OH)C_9H_{19}$. Nonylphenole unterscheiden sich in der Position der Seitenketten-Gruppe (*ortho* oder *para*) und in dem Grad der Verzweigung der Seitenkette.

Das kommerzielle, technische Produkt ist eine Mischung aus hauptsächlich (90-93%) 4-Nonylphenol ($\hat{=}$ para-Nonylphenol mit verschiedenen verzweigten Seitenketten), 3-6% o-Nonylphenol und 2-5% Decylphenol (APERC 2015²). Das „4-Nonylphenol, verzweigt“ besitzt daher die grösste Umweltrelevanz, während 4-Nonylphenol mit linearer Seitenkette (4-*n*-Nonylphenol) im technischen Produkt kaum enthalten ist, jedoch im Labormassstab (z.B. als analytischer Standard) Verwendung findet.

CAS (Chemical Abstract Service) fasste unter der CAS Nummer 25154-52-3 ursprünglich alle verschiedenen Nonylphenole zusammen. Diese Zuordnung wurde nach diversen Revisionen jedoch geändert. In EU (2002) wird erwähnt, dass die CAS Nummer 25154-52-3 danach als das Nonylphenol mit linearer Seitenkette definiert wurde. Nach ECHA (2012) besitzt die Mischung aus verschiedenen 4-Nonylphenolen mit verschiedenen verzweigten Seitenketten nun die CAS-Nummer 84852-15-3. Die CAS Nummer 104-40-5 ist 4-Nonylphenol mit linearer Seitenkette zugeordnet. CAS-Nummern für einzelne definierte Isomere sind in ECHA (2012, Tabelle 5) aufgeführt. Die im vorliegenden Dossier behandelte Substanz wird wie folgt definiert (nach ECHA 2012)³:

4-Nonylphenol, verzweigt und linear [Stoffe mit einer linearen und/oder verzweigten Alkylkette von 9 kovalent gebundenen C-Atomen in Position 4 zu Phenol, inklusive UVCB⁴- und wohldefinierten Stoffen, die beliebige individuelle Isomere oder einer Kombination davon beinhalten]

Auch wenn das technische Produkt einen geringen Anteil an 2-Nonylphenol (o-Nonylphenol) und Decylphenol enthält, wird es als repräsentativ für 4-Nonylphenol angesehen. Dieses entspricht dem Vorgehen in EU (2002) und EC (2005). Der Einfachheit halber wird im Folgenden der generelle Begriff „Nonylphenol“ verwendet, ausser eine Differenzierung ist relevant.

Für das vorliegende Dossier sind also die Substanzen mit den CAS-Nummern 84852-15-3 und 25154-52-3 relevant (wie in EU 2002 und EC 2005), aber auch die CAS Nummer 104-40-5 und jene in ECHA 2012 (Tabelle 5) aufgeführten CAS-Nummern. Aufgrund der historisch gewachsenen Nomenklatur, ist die Identität der unter den Begriffen „Nonylphenol“ und „4-Nonylphenol“, oder unter der CAS-Nummer 25154-52-3 angegebenen Substanz bzw. Mischung nicht immer zweifelsfrei auszumachen. Da jedoch

² Alkylphenols & Ethoxylates Research Council: http://alkylphenol.org/Alkylphenol_Product_Chemistry.php (letzter Zugriff 07.10.2016)

³ Im Original: "4-Nonylphenol, branched and linear [substances with a linear and/or branched alkyl chain with a carbon number of 9 covalently bound in position 4 to phenol, covering also UVCB and well defined substances which include any of the individual isomers or a combination thereof]"

⁴ UVCB steht für Stoffe deren qualitative und/oder quantitative Zusammensetzung mehr oder weniger unbekannt ist (Engl.: *Substances of Unknown or Variable composition, Complex reaction products or Biological materials*)

geschlussfolgert wurde, dass *in vivo* Daten für verzweigte Nonylphenole die adversen Effekte der linearen Nonylphenole ebenfalls beschreiben können (ECHA 2012, p. 48), werden alle Effektdaten in gleicher Weise für die EQS-Herleitung verwendet. Effektdaten aus Tests mit Substanzen unterschiedlicher CAS-Nummer werden aber nicht zu einem geometrischen Mittelwert zusammengefasst.

Anwendung:

“Nonylphenol wird in großen Mengen hergestellt und überwiegend zur Herstellung von Phenolharzen als auch zur Synthese von Nonylphenoethoxylaten (NPEO) verwendet. Durch die EU-Richtlinie 2003/53/EG wurden besonders emissionsrelevante Anwendungen von NPEO eingeschränkt bzw. verboten (z. B. Reinigungsmittel, Textil- und Lederhilfsstoff, Formulierungshilfsstoff für Pestizide). Weiterhin wichtige Anwendungen sind die Emulsionspolymerisation und die Verwendung in der Bauchemie. Wichtiger Eintragungspfad in die Gewässer sind kommunale Kläranlagen. In das häusliche Abwasser gelangen die Stoffe insbesondere über Importtextilien (Hillenbrand et. al. 2006). Auch können Alkylphenolpolyethoxylate in Kläranlagen zu Nonylphenolen transformiert werden (Ahel *et al.* 1994). Wie oben erwähnt, besteht der Hauptteil der kommerziell hergestellten Nonylphenole aus verzweigten 4-Nonylphenol mit verschiedenen Alkyl-Substituenten, während 4-Nonylphenol mit linearer Seitenkette darin kaum enthalten ist (EU 2002).

Wirkungsweise:

Nonylphenol (*4-nonylphenol, branched and linear*) wurde im Dezember 2012 wegen seiner hormonellen Wirkung, vor allem auf Fische, durch die Europäische Chemikalienagentur (ECHA) in die REACH-Kandidatenliste aufgenommen (www.reach-info.de/). Im entsprechenden *Support Document* (ECHA 2012) wurde hinreichend belegt, dass Nonylphenol nach Artikel 57(f) der REACH-Verordnung (EC 1907/2006) als SVHC (*Substances of Very High Concern*, dt.: „besonders besorgniserregender Stoff“) zu klassifizieren sei. Neben den starken Indizien für endokrin-vermittelte adverse Effekte in Fischen, weisen auch Ergebnisse aus Studien mit Amphibien darauf hin, dass Effekte in anderen Taxa ebenfalls endokrin-vermittelt sein könnten, i.e. durch eine östrogen-ähnliche Wirkung. Eine spezifische Wirkung auf Krebstiere scheint ebenfalls möglich, ist allerdings noch nicht hinreichend belegt (ECHA, 2012, Kapitel 6).

Betreffend des Wirkmechanismus konnte belegt werden, dass Nonylphenol an den Estrogenrezeptor (ER) bindet und typische Rezeptorvermittelte Antworten *in vivo* auslöst. Dies geschieht sowohl auf der Transkript-, Protein- und der physiologischen Ebene. Die Stärke der endokrinen Wirkung scheint jedoch von der Verzweigung der Seitenkette abzuhängen, wobei das 4-Nonylphenol mit linearer Seitenkette die geringste Aktivität aufzuweisen scheint (ECHA, 2012, p. 30-31). Im vorliegenden Dossier werden daher Effektdaten nur zusammengefasst (Bildung eines geometrischen Mittelwertes), wenn absolut klar ist, dass die selbe Substanz bzw. Mischung getestet wurde.

Analytik:

Für Oberflächengewässer kann ein *Limit of Quantification* (LOQ) für Nonylphenol von 50 ng/L angegeben werden, allerdings können Messunsicherheiten auftreten, da, aufgrund von

Kontaminationen, die durch den vielfältigen Einsatz der Nonylphenole verursacht werden, hohe Blindwerte (Leerwerte) gemessen werden können (Loos *et al.* 2008). Mittlerweile haben sich die Detektionsgrenzen weiter nach unten verschoben und Quantifizierungen bis unter 10 ng/L sind möglich (Carvalho *et al.* 2016), jedoch bleibt es ebenfalls eine Herausforderung für die meisten analytische Ansätze, die verschiedenen Isomere zu detektieren, daher wird meist eine summarische Nonylphenol Quantifizierung vorgenommen.

Stabilität und Abbauprodukte:

Der Abbau von Nonylphenol in der aquatischen Umwelt durch Hydrolyse und Photolyse wird als vernachlässigbar angesehen (EU 2002, ECHA 2014). Ein biologischer Abbau scheint hingegen stattzufinden. Für den biologischen Abbau in Oberflächengewässern wird eine abgeschätzte Halbwertszeit von 150 Tagen (EU 2002) und 56 Tagen (ECHA 2012) angegeben. Dissipation in Oberflächengewässer bei Anwesenheit von Sediment ist weitaus höher (Halbwertszeit 2.5 Tage) (ECHA 2012). In Standardtests zur biologischen Abbaubarkeit zeigte sich, dass 4-*n*-Nonylphenol leicht abbaubar ist. Verzweigt-kettige Nonylphenole sind erst nach einer Adaptationsphase leicht abbaubar. ECHA kommt daher zu dem Schluss, dass Nonylphenol inhärent biologisch abbaubar ist (ECHA 2012, p. 21-22). Die für die Risikobewertung gängigen Labortests mit Algen, Krebstieren und Fischen sind zwar nicht immer axenisch, es kann jedoch von einem weitaus geringeren biologischen Abbau von Nonylphenol ausgegangen werden im Vergleich zu Tests mit einer mikrobiellen Gemeinschaft (e.g. Klärschlamm). Eine analytische Verifizierung der Expositionskonzentration wird daher nicht als kritisches Kriterium für die Validität eines Testergebnis angesehen, wenn es sich um Kurzzeituntersuchungen (bis 96h) unter statischen Bedingungen handelt, oder um semi-statische Tests und Durchflusssysteme, in denen die Testsubstanz periodisch (entsprechend mindestens alle 96 h) bzw. kontinuierlich erneuert wurde. In Einzelfällen können diese generellen Annahmen jedoch eingeschränkt sein. Aufgrund der hohen Lipophilie Nonylphenols (s. Tab 1), kann in Testansätzen mit Sediment, oder in nicht equilibrierten Plastikgefäßen eine signifikanter Substanzverlust durch Sorption vermutet werden (siehe ebenfalls ECHA 2012, S. 22). Ein Substanzverlust durch Sorption führt aber nicht zu einer Überschätzung der Toxizität, weswegen Testergebnisse nicht *per se* als invalide betrachtet werden sollten. Die Validität von Testergebnissen ohne begleitende chemische Analytik, vor allem bei Schlüsselstudien, soll daher im Einzelfall diskutiert werden.

Im Risk-Assessment Report der Europäischen Union (EU 2002) und in ECHA (2012) wird kaum auf Abbauprodukte und deren Toxizität eingegangen. So wurde die Toxizität eines möglichen Abbauprodukts „4-Acetyl phenol“ nicht weiter untersucht (Corti *et al.* 1995).

Bestehende EQS

Für die EU gilt ein MAC-EQS von 2 µg/L und ein AA-EQS von 300 ng/L (EC 2005). In den USA existieren sogenannte *National Recommended Water Quality Criteria*⁵. Das chronische Qualitätskriterium für Nonylphenol stammt aus dem Jahr 2005 und liegt bei 6.6 µg/L, das akute Qualitätskriterium bei 28 µg/L.

⁵ <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table>

4. Ökotoxikologische Parameter

In Tabelle 2 sind Effektdaten für 4-Nonylphenol (verzweigt und linear) zusammengetragen. Zwecks Substanzidentifikation wurde folgende Kürzel verwendet:

NP1 = wenn CAS 84852-15-3 angegeben wurde,

NP2 = wenn CAS 25154-52-3 angegeben wurde,

NP3 = wenn keine CAS Nummer angegeben wurde. Hierbei handelt es sich häufig um die Angabe „Nonylphenol“, „4-Nonylphenol“ oder „4-Nonylphenol, technisch“. Daten dieser Kategorie werden nicht zu einem geometrischen Mittelwert zusammengefasst.

NP4 = wenn CAS 104-40-5 angegeben wurde.

Eine Bewertung der Validität⁶ wurde überwiegend nach den Klimisch-Kriterien (Klimisch *et al.* 1997) durchgeführt, bzw. nach den CRED-Kriterien für Studien die im Zuge der Aktualisierung herangezogen wurden (Moermond *et al.* 2016). Eine Neubewertung der vor der Aktualisierung aufgeführten Studien fand nur in Ausnahmefällen statt (direkte EQS Relevanz). Ein Grossteil der in Tabelle 2 aufgeführten Studien stammen aus EU (2002), EC (2005) und ECHA (2012). Da es sich um geprüfte Studien handelt wurden Bewertungen der Validität bzw. Verlässlichkeit von Studien „face value“ übernommen, so wie es nach dem TGD for EQS vorgesehen ist (EC 2011). Wie in ECHA (2012)⁷ wurde für die Angabe „valide“ in EU (2002) und EC (2005) der Klimisch Code 1 verwendet, während für die Angabe „use with care“ der Klimisch Code 2 verwendet wurde. Daten aus der *International Uniform Chemical Information Database* (IUCLID), wurden, sofern keine ausdrückliche Validitätseinschätzung angegeben war, als nicht bewertbar (Klimisch 4) bewertet.

Gemäss TGD for EQS werden bei den Biotests mit Algen die Werte zur Wachstumsrate gegenüber denen zum Biomassezuwachs bevorzugt für die EQS Herleitung verwendet (EC 2011).

⁶ Für Validität wird nach der CRED-Methode Verlässlichkeit (R; Engl. Reliability) und Relevanz (C; Engl. Relevance) bewertet. Beide werden in Übereinstimmung mit der Klimisch Methode in folgende Kategorien eingeteilt: R1/C1= Zuverlässig/Relevant ohne Einschränkung; R2/C2 = Zuverlässig/Relevant mit Einschränkung; R3/C3 = nicht Zuverlässig/Relevant; R4/C4 = nicht bewertbar. Eine Bewertung der Verlässlichkeit wurde nicht durchgeführt, wenn eine Studie als nicht relevant bewertet wurde

⁷ Einige der in EU (2002) und EC (2005) als valide eingestufte Werte wurden in ECHA (2012) als Klimisch 4 bewertet, da Studien nicht einsehbar waren. Hier wurde die ursprüngliche Bewertung allerdings übernommen. Falls in ECHA (2012) jedoch nachvollziehbare Gründe für eine Neubewertung (z.B. von 2 auf 3) aufgeführt wurden, wurde diese Neubewertung übernommen.

Tab.2: Effektdatensammlung für 4-Nonylphenol (verzweigt und linear). Literaturdaten die in grau dargestellt wurden können nach dem TGD for EQS nicht direkt zur EQS-Herleitung verwendet werden, sollen aber als zusätzliche Information genannt werden (EC (2011)). Bei der Ersterstellung des Dossiers wurde eine Wo möglich wurden wichtige Studiendetails unter „Notiz“ angegeben, e.g. ob es sich um nominale oder tatsächliche Testkonzentration handelt. Die relevantesten und niedrigsten Effektwerte pro Spezies und Studie, wurden übersichtshalber unterstrichen und sind in Abb. 1 grafisch dargestellt. Der derzeit anerkannte Speziesname wurde angegeben und der in der Studie verwendete Name wurde in Klammern angegeben. Verwendete Abkürzungen: (**ELS**= Early Life Stage Test; **GSI**: gonado-somatischer Index (entspricht dem Verhältnis von Gonaden- zu Körpergewicht); **VTG**= Vitellogenin).

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Test-substanz	Sammel-bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimensio n	Parameter	Operator	Wert [mg/L]	Notiz (Salinität)	Validität	Literaturquelle
akute Effektdaten – limnisch											
NP3	Cyanobakterien	<i>Anabaena variabilis</i> 458	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	0.55	D, S	R4, C4	Zaytseva et al. 2015
NP3	Cyanobakterien	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> 1033	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	0.55	D, S	R4, C4	Zaytseva et al. 2015
NP3	Cyanobakterien	<i>Microcystis aeruginosa</i> 972	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	0.45	D, S	R4, C4	Zaytseva et al. 2015
NP3	Cyanobakterien	<i>Microcystis aeruginosa</i> 973	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	0.75	D, S	R4, C4	Zaytseva et al. 2015
NP3	Cyanobakterien	<i>Nodularia spumigena</i> 795	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	0.55	D, S	R4, C4	Zaytseva et al. 2015
NP3	Cyanobakterien	<i>Oscillatoria aghardii</i> 1113	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	1.0	D, S	R4, C4	Zaytseva et al. 2015
NP3	Algen	<i>Cyclotella caspia</i>	Wachstum	96	h	EC50	=	0.18	D, S	R3, C2	Liu et al. 2013
NP2	Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Biomasse	72	h	EC50	=	0.0563		1	Kopf 1997, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP2	Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate	72	h	EC50	=	0.323		1	Kopf 1997, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i> (<i>Scenedesmus subspicatus</i>)	Wachstum (Angabe in der Quelle: „Cell growth“)	72	h	EC50	=	1.3		1	Hüls AG 1996a, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i> (<i>Scenedesmus subspicatus</i>)	Wachstum (Biomasse)	72	d	EC50	=	0.75	A oder B, M	1	Bruns and Knacker 1998
NP3	Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i> (<i>Scenedesmus subspicatus</i>)	Wachstumsrate	72	d	EC50	=	1.42	A oder B, M	1	Bruns and Knacker 1998
NP3	Algen	<i>Oocystis parva</i> 391	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	2.2	D, S	R4, C4	Zaytseva et al. 2015
NP3	Algen	<i>Scenedesmus quadricauda</i> 1248	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	EC50	=	2.45	D, S	R4, C4	Zaytseva et al. 2015
NP1	Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstum	96	h	EC50	=	0.41	A	2	Ward und Boeri 1990b, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenanstrum capricornutum</i>)	Wachstum (Biomasse, basierend auf Chlorophyll-Konzentration)	96	h	EC50	=	1.05	F, O, S	R3, C2	Gao and Tam 2011
NP3	Pflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstum	96	h	NOEC	=	0.901	K	2	Spehar et al. 2010
NP3	Pflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstum	96	h	LOEC	=	2.08	K	2	Spehar et al. 2010
NP3	Pflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstum	96	h	EC20	>	2.08	K	2	Spehar et al. 2010
NP4	Planarien	<i>Dugesia japonica</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.85		2	Li 2008a
NP3	Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	0.47	C	2	Ankley et al. 1990, zitiert in EU 2002 und

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Test-substanz	Sammel-bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimensio n	Parameter	Operator	Wert [mg/L]	Notiz (Salinität)	Validität	Literaturquelle
											EC 2005
NP1	Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>0.276</u>	A, S	1	England 1995, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP1	Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	unbekannt	96	h	EC50	=	0.069	A, S	4	England 1995, , zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	<u>0.22</u>		2	Isidori <i>et al.</i> 2006
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	24	h	EC50	=	<u>0.18</u>	C, S	2	Bringmann und Kühn 1982, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	24	h	EC50	=	0.30	A, S	1	Comber <i>et al.</i> 1993, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	24	h	EC50	=	<u>0.38</u>		2	Isidori <i>et al.</i> 2006
NP2	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	24	h	EC50	=	0.218	C, S	1	Hüls AG 1992c, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	<u>0.085</u>	S	1	Brooke 1993a, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	<u>0.19</u>	A, S	1	Comber <i>et al.</i> 1993, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	<u>0.13</u>	C	2	Brennan <i>et al.</i> 2006
NP2	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung	48	h	EC50	=	<u>0.14</u>	C, S	1	Hüls AG 1992c, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Immobilisierung (nach OECD 202)	48	h	EC50	=	<u>0.20</u>	A oder B, M	1	Bruns and Knacker 1998
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Gentoxizität	24	h	NOEC	=	0.001		2	Park und Choi 2009
NP3	Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	<u>0.0246</u>	A, S	2	Sims <i>et al.</i> 1997, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Krebstiere	<i>Gammarus pulex</i>	unbekannt	96	h	EC50	=	0.0127	A, S	4	Sims <i>et al.</i> 1997, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP1	Krebstiere	<i>Hyalalea azteca</i>	Immobilisierung	96	h	EC50	=	0.15		1	England und Bussard 1994, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP1	Krebstiere	<i>Hyalalea azteca</i>	Überleben	96	h	LC50	=	0.17		1	England und Bussard 1994, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP2	Krebstiere	<i>Hyalalea azteca</i>	Immobilisierung	96	h	EC50	=	0.0207	A, T	1	Brooke 1993a, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Chironomiden	<i>Chironomus tentans</i>	Überleben	14	d	LC50	=	<u>0.119</u>	D, T	1	England und Bussard 1993, zitiert in EC 2005
NP3	Chironomiden	<i>Chironomus riparius</i>	Überleben	24	h	LC50	=	<u>0.686</u>		2	Ha und Choi 2008
NP3	Chironomiden	<i>Chironomus riparius</i>	DNA Schäden	96	h	NOEC	<	0.0001	D, R	C3	Martínez-Paz <i>et al.</i> 2013
NP4	Mollusken	<i>Dreissena polymorpha</i>	Überleben	15	d	LC10	=	1.62	C, K, R	2	Quinn <i>et al.</i> 2006
NP4	Mollusken	<i>Dreissena polymorpha</i>	Überleben	15	d	LC50	=	3.68	C, K, R	2	Quinn <i>et al.</i> 2006
NP2	Mollusken	<i>Physella virgata</i>	Überleben	96	h	LC50	=	0.774	A, T	1	Brooke 1993a, zitiert in EU 2002 und EC 2005

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Test-substanz	Sammel-bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimensio n	Parameter	Operator	Wert [mg/L]	Notiz (Salinität)	Validität	Literaturquelle
NP2	Mollusken	<i>Physella virgata</i>	Inaktivität	96	h	EC50	=	<u>0.378</u>	A, T	1	Brooke 1993a, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Amphibien	<i>Bombina orientalis</i>	Überleben der Embryonen	48- 240	h	NOEC	=	0.022	D, R	2	Park et al. 2010
NP3	Amphibien	<i>Bombina orientalis</i>	Überleben der Embryonen	96	h	LC50	=	<u>0.24</u>	D, R	2	Park et al. 2010
NP3	Amphibien	<i>Bufo boreas boreas</i>	Überleben	96	h	LC50	=	<u>0.12</u>	G, S	R2, C1	Dwyer et al. 2005
NP1	Amphibien	<i>Rhinella arenarum</i>	Mortalität der Embryonen	72	h	LC50	=	2.25	G, O, R	R3, C1	Aronzon et al. 2016
NP1	Amphibien	<i>Rhinella arenarum</i>	Mortalität der Embryonen	168	h	LC50	=	1.45	G, O, R	R3, C1	Aronzon et al. 2016
NP3	Fische	<i>Acipenser brevirostrum</i>	Überleben	96	h	LC50	=	<u>0.08</u>	G, S	R2, C1	Dwyer et al. 2005
NP3	Fische	<i>Acipenser oxyrhynchus</i>	Überleben	96	h	LC50	=	0.05	G, S	R3, C1	Dwyer et al. 2005
NP1	Fische	<i>Clarias gariepinus</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	3.48	D, R	R4, C1	Senthil Kumaran et al. 2011
NP1	Fische	<i>Danio rerio</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.22	D, S	R4, C1	Ali and Legler 2011
NP1	Fische	<i>Danio rerio</i>	Malformation	96	h	EC50	=	0.22	D, S	R4, C1	Ali and Legler 2011
NP3	Fische	<i>Etheostoma fonticola</i>	Überleben	96	h	LC50	=	<u>0.11</u>	G, S	R2, C1	Dwyer et al. 2005
NP3	Fische	<i>Etheostoma lepidum</i>	Überleben	96	h	LC50	=	<u>0.19</u>	G, S	R2, C1	Dwyer et al. 2005
NP3	Fische	<i>Gila elegans</i>	Überleben	96	h	LC50	=	<u>0.29</u>	G, S	R2, C1	Dwyer et al. 2005
NP3	Fische	<i>Heteropneustes fossilis</i>	Mortalität	72	h	NOEC	<	0.0001	D, S	R4, C1	Chaube et al. 2013
NP3	Fische	<i>Hybopsis monacha</i>	Überleben	96	h	LC50	=	<u>0.08</u>	G, S	R2, C1	Dwyer et al. 2005
NP3	Fische	<i>Lepomis macrochirus</i> (Alter: <1 Jahr)	Überleben	96	h	LC50	=	<u>0.209</u>	A, T	1	Brooke 1993a, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Fische	<i>Lepomis macrochirus</i> (Alter: <1 Jahr)	unbekannt	96	h	EC50	=	0.203	A, T	4	Brooke 1993a, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Fische	<i>Lepomis macrochirus</i> (Alter: 10-12 Wochen)	Überleben	96	h	LOEC	=	0.211	A, T	2	Brooke 1993b, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Fische	<i>Lepomis macrochirus</i> (Alter: 10-12 Wochen)	Überleben	96	h	NOEC	=	0.0865	A, T	2	Brooke 1993b, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Fische	<i>Leuciscus idus</i>	Überleben	48	h	LC50	=	<u>0.95</u>	D, S	4	Unbekannt (1987), zitiert in IUCLID 2006
NP3	Fische	<i>Leuciscus idus melanotus</i>	Überleben	48	h	LC50	=	<u>0.56</u>	C, S	2	Hüls AG 1996b, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Fische	<i>Notropis mekistocholas</i>	Überleben	96	h	LC50	=	<u>0.14</u>	G, S	R2, C1	Dwyer et al. 2005
NP3	Fische	<i>Cichlasoma dimerus</i>	Mortalität von Larven exponiert 10 d nach Schlüpfen	96	h	LC50	=	<u>0.164</u>	G, R	R2, C1	Meijide et al. 2016
NP3	Fische	<i>Cichlasoma dimerus</i>	Mortalität von Larven exponiert 18 d nach Schlüpfen	96	h	LC50	=	0.181	G, R	R2, C1	Meijide et al. 2016
NP3	Fische	<i>Cichlasoma dimerus</i>	Mortalität von Larven exponiert 26 d nach Schlüpfen	96	h	LC50	=	0.209	G, R	R2, C1	Meijide et al. 2016
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus apache</i>	Überleben	96	h	LC50	=	<u>0.17</u>	G, S	R2, C1	Dwyer et al. 2005
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus clarki henshawi</i>	Überleben	96	h	LC50	=	<u>0.18</u>	G, S	R2, C1	Dwyer et al. 2005
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus clarki stomias</i>	Überleben	96	h	LC50	=	<u>0.15</u>	G, S	R2, C1	Dwyer et al. 2005

EFFEKTDATENSAMMLUNG												
Test-substanz	Sammel-bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimensio n	Parameter	Operator	Wert [mg/L]	Notiz (Salinität)	Validität	Literaturquelle	
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (<i>Salmo gairdneri</i>)	Überleben	96	h	LC50	=	0.56-0.92	D, S	4	Huels AG (1980), zitiert in IUCLID 2006	
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (45 d post hatch)	unbekannt	96	h	EC50	=	0.109	D, t	4	Brooke 1993b, zitiert in EU 2002 und EC 2005	
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (45 d post hatch)	Überleben	96	h	LC50	=	0.221	D, t	1	Brooke 1993b, zitiert in EU 2002 und EC 2005	
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Überleben	96	h	LC50	=	0.19	G, S	R2, C1	Dwyer et al. 2005	
NP3	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Schlupfrate	72	h	EC50	=	0.85	C, R	2	Kashiwada et al. 2002	
NP3	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Überlebensrate Embryonen	72	h	LC50	=	0.13	C, R	2	Kashiwada et al. 2002	
NP3	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Überlebensrate Adulte	72	h	LC50	=	0.85	C, R	2	Kashiwada et al. 2002	
NP3	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Überleben	96	h	LC50	=	0.4	S	4	Yoshimura 1986, zitiert in EU 2002 und EC 2005	
NP3	Fische	<i>Oryzias latipes</i> (gnrh3-GFP transgenic)	Zeit bis zum Schlüpfen	96	h	NOEC	=	0.0001	D, O, R	R3, C2	Lee et al. 2012	
NP3	Fische	<i>Oryzias latipes</i> (gnrh3-GFP transgenic)	Wachstum des Kopfes	96	h	NOEC	=	0.01	D, O, R	R3, C2	Lee et al. 2012	
NP	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	unbekannt	96	h	EC50	=	0.096		4	Brooke 1993a	
NP	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Überleben	96	h	LOEC	=	0.23		2	Brooke 1993b	
NP	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Überleben	96	h	NOEC	=	0.0831		2	Brooke 1993b	
NP3	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Überleben	96	h	LC50	=	0.128	A, T	1	Brooke 1993a, zitiert in EU 2002 und EC 2005	
NP3	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Überleben	96	h	LC50	=	0.27	G, S	R2, C1	Dwyer et al. 2005	
NP3	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Überleben	96	h	LC50	=	0.135	D, T	4	Huels AG (1984), zitiert in IUCLID 2006	
NP3	Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Hemmung der Acetylcholinesterase im Muskel	96	h	LOEC	=	0.01	C, R	2	Li 2008b	
NP3	Fische	<i>Poecilia reticulata</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.475	C, R	3	Li 2008b	
NP3	Fische	<i>Poeciliopsis occidentalis occidentalis</i>	Überleben	96	h	LC50	=	0.23	G, S	R2, C1	Dwyer et al. 2005	
NP3	Fische	<i>Ptychocheilus lucius</i>	Überleben	96	h	LC50	=	0.26	G, S	R2, C1	Dwyer et al. 2005	
NP3	Fische	<i>Salmo salar</i> (juvenile)	Überleben	96	h	LC50	=	0.145 ⁸	D, T	2	McLeese et al. 1981, zitiert in EU 2002 und EC 2005	
NP3	Fische	<i>Salmo salar</i> (juvenile)	Überleben	96	h	LC50	=	0.19	D, S	2	McLeese et al. 1981, zitiert in EU 2002 und EC 2005	
NP3	Fische	<i>Scaphirhynchus platorhynchus</i>	Überleben	96	h	LC50	<	0.13	G, S	R2, C1	Dwyer et al. 2005	
NP3	Fische	<i>Xyrauchen texanus</i>	Überleben	96	h	LC50	=	0.17	G, S	R2, C1	Dwyer et al. 2005	

akute Effektdaten – marin

⁸ Angegebener Wert entspricht dem geom. Mittelwert aus 0.13 und 0.16 mg/L, welches als Spannweite des LC50 angegeben war. Dieser Wert ist nahe bei dem ebenfalls angegebenen LC50 von 0.19 mg/L, welcher allerdings in einem semi-statischen Ansatz bestimmt wurde.

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Test-substanz	Sammel-bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimensio n	Parameter	Operator	Wert [mg/L]	Notiz (Salinität)	Validität	Literaturquelle
NP3	Bakterien	<i>Aliivibrio fischeri</i> (<i>Vibrio fischerii</i>)	Lumineszenz	15	min	EC50	=	0.34	(20 ‰)	2	Hernando <i>et al.</i> 2007
NP1	Algen	<i>Skeletonema costatum</i>	Wachstum	96	h	EC50	=	0.027	A, S (30 ‰)	1	Ward und Boeri 1990a, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Mollusken	<i>Haliotis diversicolor supertexta</i>	Entwicklung und Überleben (Exposition der Trochophore stage)	12	h	EC50	=	1.016	B, O, R (30 ‰)	R3, C1	Liu <i>et al.</i> 2011
NP3	Mollusken	<i>Haliotis diversicolor supertexta</i>	Entwicklung und Überleben (Exposition der Metamorphosis stage)	96	h	EC50	=	0.0234	B, O, R (30 ‰)	R3, C1	Liu <i>et al.</i> 2011
NP3	Mollusken	<i>Haliotis diversicolor supertexta</i>	Entwicklung und Überleben (Exposition der Metamorphosis stage und prä-Exposition der Kieselalgen (Nahrung) und Objektträger)	96	h	EC50	=	0.01165	B, O, R (30 ‰)	R3, C1	Liu <i>et al.</i> 2011
NP1	Mollusken	<i>Mulinia lateralis</i>	Überleben	96	h	LC50	=	0.0379	C, N, S (30-31‰)	R2, C1	Lussier <i>et al.</i> 2000
NP3	Mollusken	<i>Mytilus edulis</i>	Lysosomale Membranstabilität in den Hemozyten	30	min	EC50	=	4.258	C, S	2 (C3)	Canesi <i>et al.</i> 2007
NP2	Mollusken	<i>Mytilus edulis</i>	Überleben	96	h	LC50	=	3	C, R (33 ‰)	2	Grammo <i>et al.</i> 1998, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Ringelwürmer (Annelida)	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	Fertilisierungsrate (Expositions des Spermas für 20 min vor Zugabe zu Eiern)	20	min	EC50	=	0.0013- 0.00143	B, S (10-35‰)	R2, C3	Oliva <i>et al.</i> 2015
NP3	Ringelwürmer (Annelida)	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	Larvenentwicklung	24	h	EC50	=	0.00618	B, S (10‰)	R2, C3	Oliva <i>et al.</i> 2015
NP3	Ringelwürmer (Annelida)	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	Larvenentwicklung	24	h	EC50	=	0.00603	B, S (15‰)	R2, C3	Oliva <i>et al.</i> 2015
NP3	Ringelwürmer (Annelida)	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	Larvenentwicklung	24	h	EC50	=	0.00680	B, S (30‰)	R2, C3	Oliva <i>et al.</i> 2015
NP3	Ringelwürmer (Annelida)	<i>Ficopomatus enigmaticus</i>	Larvenentwicklung	24	h	EC50	=	0.00686	B, S (35‰)	R2, C3	Oliva <i>et al.</i> 2015
			Geom. Mittelwert	24	h	EC50	=	0.00646			
NP1	Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Immobilisierung / Überleben	96	h	EC50	=	0.0606	A, N, T (30-31‰)	R2, C1	Lussier <i>et al.</i> 2000
NP1	Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Immobilisierung / Überleben	96	h	EC50	=	0.043	A, T (20‰)	1	Ward und Boeri 1990c, zitiert in EU 2002 und EC 2005
			Geom. Mittelwert	96	h	EC50	=	0.051			
NP3	Krebstiere	<i>Artemia sinica</i>	Mortalität	24	h	LC50	=	0.0105	B, S (31‰)	R3, C2	Ali <i>et al.</i> 2014
NP3	Krebstiere	<i>Artemia sinica</i>	Mortalität	48	h	LC50	=	0.0062	B, S (31‰)	R3, C2	Ali <i>et al.</i> 2014
NP3	Krebstiere	<i>Artemia sinica</i>	Mortalität	72	h	LC50	=	0.0027	B, S	R3, C2	Ali <i>et al.</i> 2014

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Test-substanz	Sammel-bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimensio n	Parameter	Operator	Wert [mg/L]	Notiz (Salinität)	Validität	Literaturquelle
									(31‰)		
NP3	Krebstiere	<i>Crangon septemspinosa</i>	Immobilisierung / Überleben	96	h	EC50	=	0.3	A, S	2	McLeese <i>et al.</i> 1980, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP1	Krebstiere	<i>Dyspanopeus sayi</i>	Überleben	96	h	LC50	>	0.195	A, N, T (30-31‰)	R2, C1	Lussier <i>et al.</i> 2000, auch zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Krebstiere	<i>Eurytemora affinis</i>	Überleben	96	h	LC50	=	0.038	C, S (2‰)	2	Forget-Leray 2005
NP3	Krebstiere	<i>Homarus americanus</i>	Überleben	96	h	LC50	=	0.17	A, S	2	McLeese <i>et al.</i> 1980, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP1	Krebstiere	<i>Homarus americanus</i>	Überleben	96	h	LC50	=	0.071	C, N, R (30-31‰)	R2, C1	Lussier <i>et al.</i> 2000
NP1	Krebstiere	<i>Leptocheirus plumulosus</i>	Überleben	96	h	LC50	=	0.0616	A, N, T (30-31‰)	R2, C1	Lussier <i>et al.</i> 2000, auch zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP1	Krebstiere	<i>Palaemonetes vulgaris</i>	Immobilisierung / Überleben	96	h	EC50	=	0.0594	A, N, T (30-31‰)	R2, C1	Lussier <i>et al.</i> 2000, auch zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Fische	<i>Cyprinodon bovinus</i>	Überleben	96	h	LC50	=	0.48	G, S (2‰)	R2, C1	Dwyer <i>et al.</i> 2005
NP3	Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Überleben	96	h	LC50	=	0.46	G, S (2‰)	R2, C1	Dwyer <i>et al.</i> 2005
NP1	Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Überleben	96	h	LC50	=	0.142	A, N, T (30-31‰)	R2, C1	Lussier <i>et al.</i> 2000, auch zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP1	Fische	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Überleben	96	h	LC50	=	0.31	A, T (15-17‰)	1	Ward und Boeri 1990d, zitiert in EU 2002 und EC 2005
			Geom. Mittelwert	96	h	LC50	=	0.21			
NP1	Fische	<i>Menidia beryllina</i>	Überleben	96	h	LC50	=	0.070	A, N, T (30-31‰)	R2, C1	Lussier <i>et al.</i> 2000, auch zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Fische	<i>Pagrosomus major</i>	Fehlbildung der Embryonen	48	h	EC50	=	0.40	D, O, S (30 ppt)	R3, C1	Zhao <i>et al.</i> 2016
NP3	Fische	<i>Pagrosomus major</i>	Fehlbildung der Larven	48	h	EC50	=	0.22	D, O, S (30 ppt)	R3, C1	Zhao <i>et al.</i> 2016
NP3	Fische	<i>Pagrosomus major</i>	Mortalität der Embryonen	24	h	LC50	=	1.02	D, O, S (30 ppt)	R3, C1	Zhao <i>et al.</i> 2016
NP3	Fische	<i>Pagrosomus major</i>	Mortalität der Embryonen	48	h	LC50	=	0.68	D, O, S (30 ppt)	R3, C1	Zhao <i>et al.</i> 2016
NP3	Fische	<i>Pagrosomus major</i>	Mortalität der Larven	24	h	LC50	=	0.72	D, O, S (30 ppt)	R3, C1	Zhao <i>et al.</i> 2016
NP3	Fische	<i>Pagrosomus major</i>	Mortalität der Larven	48	h	LC50	=	0.40	D, O, S (30 ppt)	R3, C1	Zhao <i>et al.</i> 2016
NP1	Fische	<i>Pleuronectes americanus</i>	Überleben	96	h	LC50	=	0.017	A, N, S (30-31‰)	R2, C1	Lussier <i>et al.</i> 2000, auch zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Fische	<i>Pseudochromis fridmani</i>	Mortalität	96	h	LC50	=	0.175	D, N, R	R4, C1	Hamlin <i>et al.</i> 2015

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Test-substanz	Sammel-bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimensio n	Parameter	Operator	Wert [mg/L]	Notiz (Salinität)	Validität	Literaturquelle
									(32 ppt)		
subchronische und chronische Daten - limnisch											
NP3	Cyanobakterien	<i>Anabaena variabilis</i> 458	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	NOEC	=	0.3	D, S	R4, C4	Zaytseva et al. 2015
NP3	Cyanobakterien	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> 1033	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	NOEC	=	0.25	D, S	R4, C4	Zaytseva et al. 2015
NP3	Cyanobakterien	<i>Microcystis aeruginosa</i> 972	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	NOEC	=	0.2	D, S	R4, C4	Zaytseva et al. 2015
NP3	Cyanobakterien	<i>Microcystis aeruginosa</i> 973	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	NOEC	=	0.2	D, S	R4, C4	Zaytseva et al. 2015
NP3	Cyanobakterien	<i>Nodularia spumigena</i> 795	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	NOEC	=	0.14	D, S	R4, C4	Zaytseva et al. 2015
NP3	Cyanobakterien	<i>Oscillatoria aghardii</i> 1113	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	NOEC	=	0.4	D, S	R4, C4	Zaytseva et al. 2015
NP2	Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Biomasse	72	h	EC10	=	0.0033		1	Kopf 1997, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP2	Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstumsrate	72	h	EC10	=	0.0251		1	Kopf 1997, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Wachstum	72	h	EC10	=	0.5		1	Hüls AG 1996a, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Algen	<i>Desmodesmus subspicatus</i> (<i>Scenedesmus subspicatus</i>)	Wachstum (Wachstumsrate)	72	d	NOEC	=	0.75	A oder B, M	1	Bruns and Knacker 1998
NP3	Algen	<i>Oocystis parva</i> 391	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	NOEC	=	0.6	D, S	R4, C4	Zaytseva et al. 2015
NP3	Algen	<i>Scenedesmus quadricauda</i> 1248	Biomasse (Trockengewicht)	14	d	NOEC	=	0.65	D, S	R4, C4	Zaytseva et al. 2015
NP3	Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Wachstum	96	h	NOEC	=	0.694	V	2	Spehar et al. 2010
NP2	Algen	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Wachstum (angegeben als „Cell production“)	96	h	NOEC	=	0.694	A, S	1	Brooke 1993a, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP2	Pflanzen	<i>Lemna minor</i>	Wachstum (Blattzahl)	96	h	NOEC	=	0.901	A	1	Brooke 1993a, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP1	Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Immobilisierung / Überleben	7	d	NOEC	=	0.2020	A, S	1	England 1995, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduktion	7	d	EC50	=	0.008		2	Isidori et al. 2006
NP1	Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduktion	7	d	NOEC	=	0.0887	A, S	1	England 1995, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Krebstiere	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Reproduktion	7	d	NOEC	=	0.001		2	Isidori et al. 2006
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia galeata</i>	Überleben	25	d	NOEC	=	0.070	C, R	2	Tanaka and Nakanishi 2002, zitiert in ECHA 2012
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia galeata mendotae</i>	Reproduktion (Anzahl an Nachkommen)	30	d	NOEC	=	0.01		2	Brennan et al. 2006, zitiert in ECHA 2012
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität (kumulativ Nachkommen pro Weibchen (2. Generation))	21	d	NOEC	=	0.020	C, R	2	Brennan et al. 2006, zitiert in ECHA 2012
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion (Versuch gestartet mit Neonaten <24h)	21	d	NOEC	=	0.050	C, R	2	Baldwin et al. 1997, zitiert in ECHA 2012
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität (kumulativ Nachkommen pro	21	d	NOEC	=	0.060	C, R	2	Brennan et al. 2006, zitiert in ECHA 2012

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Test-substanz	Sammel-bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimensio n	Parameter	Operator	Wert [mg/L]	Notiz (Salinität)	Validität	Literaturquelle
			Weibchen (1. Generation))								
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Überleben der Nachkommen	21	d	NOEC	=	0.024	A, R	1	Comber <i>et al.</i> 1993, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Wachstum (Länge)	21	d	NOEC	=	0.039	A, R	1	Comber <i>et al.</i> 1993, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP2	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21	d	NOEC	≥	0.1	C, R	1	Hüls AG 1992a, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP2	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21	d	LOEC	=	0.14	C, R	1	Hüls AG 1992b, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP2	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21	d	NOEC	=	0.1	C, R	1	Hüls AG 1992b, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21	d	NOEC	=	0.001	C, W, S	3	Kopf 1997, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Wachstum der überlebenden Adulten (Länge)	21	d	NOEC	=	0.116	A, R	1	Spehar <i>et al.</i> 2010, auch zitiert in ECHA 2012
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion (Anzahl der Nachkommen pro überlebendem Adulten nach 21 Tagen)	21	d	NOEC	=	0.215	A, R	1	Spehar <i>et al.</i> 2010, auch zitiert in ECHA 2012
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion (Anzahl der Nachkommen pro Adulten zu Beginn)	21	d	NOEC	=	0.116	A, R	1	Spehar <i>et al.</i> 2010, auch zitiert in ECHA 2012
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Überleben der Adulten	21	d	NOEC	=	0.215	A, R	1	Spehar <i>et al.</i> 2010, auch zitiert in ECHA 2012
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion (nach OECD 202)	21	d	NOEC	=	0.04	A oder B, M	1	Bruns and Knacker 1998
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion (Nachkommen pro überlebendem Adulten)	22	d	NOEC	=	0.00345	A, R	1	Fliedner 1993, zitiert in ECHA 2012
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion (Nachkommen insgesamt d9)	22	d	NOEC	=	0.0107	A, R	1	Fliedner 1993, zitiert in ECHA 2012
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Entwicklung	14	d	LOEC	=	0.100	C, R	2	Gibble and Baer 2003, zitiert in ECHA 2012
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Reproduktion	21	d	NOEC	=	0.013	C, R	2	Sun and Gu 2005, zitiert in ECHA 2012
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Überleben	21	d	NOEC	=	0.025	C, R	2	Sun and Gu 2005, zitiert in ECHA 2012
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Entwicklung (deformiere Neonaten)	21	d	NOEC	=	0.025	C, R	2	Zhang <i>et al.</i> 2003, zitiert in ECHA 2012
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität, Fekundität, Geschlechterverhältnis, Häutungen	21	d	NOEC	=	0.050	C, R	2	Zhang <i>et al.</i> 2003, zitiert in ECHA 2012
NP3	Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Embryotoxizität	21	d	NOEC	=	0.044	C, R	2	LeBlanc <i>et al.</i> 2000, zitiert in ECHA 2012
NP3	Chironomiden	<i>Chironomus tentans</i>	Überleben	14	d	LC50	=	0.119	T	1	England und Bussard 1993
NP3	Mollusken	<i>Anodonta cataractae</i>	Überleben	6	d	LC50	=	1.7	A, S	2	McLeese <i>et al.</i> 1980, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP4	Mollusken	<i>Dreissena polymorpha</i>	Überleben	35	d	LC10	=	1.11	C, R	2	Quinn <i>et al.</i> 2006
NP4	Mollusken	<i>Dreissena polymorpha</i>	Überleben	50	d	LC10	=	0.68	C, R	2	Quinn <i>et al.</i> 2006
NP4	Mollusken	<i>Dreissena polymorpha</i>	VTG-Induktion	112	d	NOEC	=	0.005	C, R	C3	Quinn <i>et al.</i> 2006

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Test-substanz	Sammel-bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimensio n	Parameter	Operator	Wert [mg/L]	Notiz (Salinität)	Validität	Literaturquelle
NP3	Mollusken	<i>Mya arenaria</i>	Überleben	15	d	LC50	>	0.7		2	McLeese <i>et al.</i> 1980, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Mollusken	<i>Lymnea stagnalis</i>	Mortalität, Wachstum des Gehäuses, Fekundität, Schlupferfolg der F1 und Fekundität nach 84d	49	d	NOEC	=	<u>0.1</u>	C, R	2	Czech <i>et al.</i> 2001, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Mollusken	<i>Lymnea stagnalis</i>	Wachstum und Mortalität der Embryonen, Schlupferfolg	20	d	NOEC	<	0.105	A, S	2	Lalah <i>et al.</i> 2007, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Amphibien	<i>Bufo raddei</i>	Fertilisationsrate und Spermienbeweglichkeit	72	h	NOEC	=	<u>0.05</u>	C	2	Feng <i>et al.</i> 2011, zitiert in ECHA 2012
NP3	Amphibien	<i>Rana catesbeiana</i>	Wachstum (Schwanzlänge)	7	d	NOEC	=	<u>0.468</u>	C, R	2	Christensen <i>et al.</i> 2005, zitiert in ECHA 2012
NP3	Amphibien	<i>Rana sylvatica</i>	Intersex, Geschlechterverhältnis	124	d	LOEC	=	0.01		2	Mackenzie <i>et al.</i> 2003, , auch zitiert in ECHA 2012
NP3	Amphibien	<i>Rana sylvatica</i>	Intersex, Geschlechterverhältnis	124	d	LOEC	=	0.01		2	Mackenzie <i>et al.</i> 2003, , auch zitiert in ECHA 2012
NP3	Amphibien	<i>Rana nigromaculata</i>	Schwanzfehlbildungen	45	d	NOEC	=	<u>0.02</u>	C, R	2	Yang <i>et al.</i> 2005, auch zitiert in ECHA 2012
NP1	Amphibien	<i>Rhinella arenarum</i>	Mortalität der Embryonen	168	h	NOEC	=	0.75	B, O, R	R3, C1	Mariel <i>et al.</i> 2014
NP1	Amphibien	<i>Rhinella arenarum</i>	Mortalität der Embryonen	336	h	NOEC	=	0.025	B, O, R	R3, C1	Mariel <i>et al.</i> 2014
NP1	Amphibien	<i>Rhinella arenarum</i>	Längenwachstum der Embryonen	168	h	NOEC	=	0.25	B, O, R	R3, C1	Mariel <i>et al.</i> 2014
NP1	Amphibien	<i>Rhinella arenarum</i>	Mortalität der Larven	168	h	NOEC	=	0.25	B, O, R	R3, C1	Mariel <i>et al.</i> 2014
NP1	Amphibien	<i>Rhinella arenarum</i>	Mortalität der Larven	336	h	NOEC	=	0.005	B, O, R	R3, C1	Mariel <i>et al.</i> 2014
NP3	Amphibien	<i>Xenopus laevis</i>	Wachstum (Körperlänge)	48	h	NOEC	=	<u>0.02</u>	C, S	2	Feng <i>et al.</i> 2011, zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Carassius auratus</i>	Steroidlevelmodulation für E2, E1 und T	21	d	NOEC	=	0.001	Q, R	2	Yang <i>et al.</i> 2008
NP3	Fische	<i>Carassius auratus</i>	Histopathologische Befunde in Testes und Leber	21	d	NOEC	=	0.01	Q, R	2	Yang <i>et al.</i> 2008
NP1	Fische	<i>Carassius auratus</i>	Mortalität	15	d	NOEC	≥	0.5	B, R	R2, C3	Li <i>et al.</i> 2012
NP1	Fische	<i>Carassius auratus</i>	VTG Induktion	15	d	NOEC	=	0.005	B, Q, R	R2, C3	Li <i>et al.</i> 2012
NP3	Fische	<i>Clarias gariepinus</i>	Gewicht der Gonaden im Verhältnis zum totalen Körpergewicht (Gonadosomatischer-Index)	15	d	NOEC	≤	0.05	D, K, N, R	R4, C2	Sayed <i>et al.</i> 2012
NP3	Fische	<i>Cyprinus carpio</i>	Hämatologische Veränderungen (Anzahl an Erythrozyten und Anteil an Reticulozyten)	70	d	NOEC	=	0.005	A, T	2	Schwaiger <i>et al.</i> 2000, auch zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Danio rerio</i>	VTG Induktion	21	d	NOEC	=	0.1	C, Q, R	2	Van den Belt <i>et al.</i> 2004
NP3	Fische	<i>Danio rerio</i>	Veränderungen im Lokomotions-, Gruppenpräferenz-, Aggressionsverhalten	60	d	NOEC	=	0.05	C, Q, R	2	Xia <i>et al.</i> 2010
NP3	Fische	<i>Danio rerio</i>	Geschlechterverhältnis	60	d	NOEC	<	0.01	C, R	2	Jin und Janz 2006, zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Gambusia holbrooki</i>	Wachstum (Gewicht und Länge) der	75	d	NOEC	=	<u>0.0005</u>	C, R	2	Drèze <i>et al.</i> 2000, zitiert in ECHA 2012

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Test-substanz	Sammel-bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimensio n	Parameter	Operator	Wert [mg/L]	Notiz (Salinität)	Validität	Literaturquelle
			Weibchen								
NP3	Fische	<i>Gambusia holbrooki</i>	Wachstum (Gewicht und Länge) der Männchen	75	d	NOEC	<	0.0005	C, R	2	Drèze et al. 2000, zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Gambusia holbrooki</i>	Geschlechterverhältnis	75	d	NOEC	=	0.005	C, R	2	Drèze et al. 2000, zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Gobiocypris rarus</i>	VTG Induktion	21	d	LOEC	=	0.005	A, Q, T	2	Zha et al. 2008, auch zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Gobiocypris rarus</i>	Testis-Ova-Induktion	21	d	NOEC	=	0.01	A, T	2	Zha et al. 2008, auch zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Gobiocypris rarus</i>	Schlupfrate, Überleben, Wachstum, und Geschlechterverhältnis	150	d	LOEC	>	0.002	B, T	R2, C1	Jin et al. 2012
NP3	Fische	<i>Gobiocypris rarus</i>	GSI	150	d	LOEC	>	0.002	B, Q, T	R2, C1	Jin et al. 2012
NP3	Fische	<i>Gobiocypris rarus</i>	VTG Induktion	21-42	d	NOEC	=	0.0005	B, Q, T	R2, C3	Jin et al. 2012
NP3	Fische	<i>Lepomis macrochirus</i>	Überleben	28	d	NOEC	=	0.0595	A, T	1	Brooke 1993b, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Fische	<i>Leuciscus idus</i>	Überleben (nach OECD TG 204)	14	d	NOEC	=	0.25	D, R	4	Unbekannt (1984), zitiert in IUCRID 2006
NP1	Fische	<i>Moxostoma hubbsi</i>	Mortalität	21	d	LOEC	>	0.05	B, T	R3, C2	Maltais and Roy 2014
NP1	Fische	<i>Moxostoma hubbsi</i>	GSI	21	d	LOEC	>	0.05	B, Q, T	R3, C3	Maltais and Roy 2014
NP1	Fische	<i>Moxostoma hubbsi</i>	VTG Induktion	21	d	NOEC	=	0.01	B, Q, T	R3, C3	Maltais and Roy 2014
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Spermavolumen	60	d	LOEC	=	0.00013	C, T, W	R2, C4	Lahnsteiner et al. 2005
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Spermadichte	60	d	NOEC	≥	0.00028	C, T, W	R2, C4	Lahnsteiner et al. 2005
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Schlupfrate/ Befruchtungserfolg	45	d	LOEC	=	0.00028	C, T, W	R2, C1	Lahnsteiner et al. 2005
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Schlupfrate	45	d	NOEC	=	0.00013	C, T, W	R2, C1	Lahnsteiner et al. 2005
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Entwicklung (% Embryonen im Augenpunktstadium)	30	d	NOEC	=	0.00013	C, T, W	R2, C1	Lahnsteiner et al. 2005
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Entwicklung (% Dottersacklarven)	60	d	NOEC	=	0.00013	C, T, W	R2, C1	Lahnsteiner et al. 2005
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ELS, Längen- und Gewichtsreduktion	51	d	NOEC	=	0.006	A, R	1	Spehar et al. 2010, auch zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ELS, Längen- und Gewichtsreduktion	51	d	LOEC	=	0.0103	A, R	1	Spehar et al. 2010, auch zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	VTG Induktion	21	d	NOEC	=	0.02	C, Q, R	C, Q, R	Van den Belt et al. 2004
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Überleben	28	d	NOEC	=	0.026	A, M	1	Bruns and Knacker 1998
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Wachstum (Länge)	35 ⁹	d	NOEC	=	0.001	C, T	2	Ashfield et al. 1998, zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Biomarker (Zona radiata Protein in Männchen und Weibchen)	365	d	NOEC	=	0.00105	A, Q, T	2	Ackermann et al. 2002, zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität und Wachstum (Gewicht)	365	d	LOEC	>	0.01017	A, T	2	Ackermann et al. 2002, zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Gonadosomatischer-Index (GSI) bei Männchen ¹⁰	21	d	NOEC	=	0.0203	A, T	2	Jobling et al. 1996, zitiert in ECHA 2012

⁹ In ECHA (2012) steht zur Exposition: *Exposure from hatch for 35 d, post-exposure period: 431 d*

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Test-substanz	Sammel-bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimensio n	Parameter	Operator	Wert [mg/L]	Notiz (Salinität)	Validität	Literaturquelle
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Gonadosomatischer-Index (GSI) ¹¹	21	d	NOEC	=	0.0083	A, T	2	Harris et al. 2001, zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Mortalität	21	d	NOEC	=	0.0083	A, T	2	Harris et al. 2001, zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Vitellogenin-Induktion (F0-Generation)	10 ¹²	d	NOEC	<	0.001	A, Q, T	2	Schwaiger et al. 2002, zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Überleben der Eier bis zum „eyed-egg stage“ (F1-Generation)	10	d	NOEC	<	0.001	A, Q, T	2	Schwaiger et al. 2002, zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Überleben der Embryone vom „eyed-egg stage“ bis zum Schlüpfen (F1-Generation)	10	d	NOEC	>	0.01	A, Q, T	2	Schwaiger et al. 2002, zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Schlupfrate (F1-Generation)	10	d	NOEC	=	0.001	A, Q, T	2	Schwaiger et al. 2002, zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oreochromis spilurus</i>	Genotoxizität (Blutparameter)	~30	d	NOEC	<	15	kA	R3, C3	Al-Sharif 2012
NP3	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Wachstum (Körpergewicht)	60	d	NOEC	=	0.0116	A, T	2	Seki et al. 2003, zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Wachstum (Länge)	60	d	NOEC	=	0.0235	A, T	2	Seki et al. 2003, zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Geschlechterverhältnis	60	d	NOEC	=	0.0116	A, T	2	Seki et al. 2003, zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Testis-Ova-Induktion	60	d	NOEC	=	0.00608	A, T	2	Seki et al. 2003, zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Testis-Ova-Induktion	100	d	NOEC	=	0.0087	A, R	2	Balch and Metcalfe 2006, zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Sekundäre Geschlechtsmerkmale (Ausprägung der „male papillary processes at the anal fin“)	100	d	NOEC	=	0.0087	A, Q, R	2	Balch and Metcalfe 2006, zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Sekundäre Geschlechtsmerkmale (Gemischte sekundäre Geschlechtsmerkmale (MSC))	100	d	NOEC	=	2.9 ug/L	A, Q, R	2	Balch and Metcalfe 2006, zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Fekundität und Fertilität	21	d	NOEC	=	0.0165	A, Q, R	2	Ishibashi et al. 2006, zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Hepatosomatischer-Index (HSI) bei Männchen	21	d	NOEC	=	0.0054	A, Q, R	2	Ishibashi et al. 2006, zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Hepatosomatischer-Index (HSI) bei Weibchen	21	d	NOEC	=	0.0165	A, Q, R	2	Ishibashi et al. 2006, zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Fertilität	21	d	NOEC	=	0.101	A, T	2	Kang et al. (2003), zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Fekundität	21	d	NOEC	=	0.0509	A, T	2	Kang et al. (2003), zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Hepatosomatischer-Index (HSI) bei Männchen	21	d	NOEC	=	0.0509	A, Q, T	2	Kang et al. (2003), zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Gonadosomatischer-Index (GSI) bei Männchen	21	d	NOEC	=	0.101	A, Q, T	2	Kang et al. (2003), zitiert in ECHA 2012

¹⁰ GSI nach TGD for EQS nicht direkt EQS-Relevant. In dieser Studie war das Wachstum der Testes bei NOEC (0.0543 mg/L) jedoch komplett Inhibiert. Relevanz des Befundes daher gegeben.

¹¹ GSI nach TGD for EQS nicht direkt EQS-Relevant. In dieser Studie war die Ausbildung der Ovarien beim LOEC (0.0856 mg/L) komplett inhibiert. Relevanz des Befundes daher gegeben.

¹² In Schwaiger et al. 2002, zitiert in ECHA 2012.; Periodische Exposition (10 Tage pro Monat von Juli bis Oktober) vor dem Laichen. Anschliessend Aufbewahrung der Eier und des Spermias (nicht exponiert) bis zur sexuellen Reife.

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Test-substanz	Sammel-bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimensio n	Parameter	Operator	Wert [mg/L]	Notiz (Salinität)	Validität	Literaturquelle
NP3	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Testis-Ova Induktion F1	60	d	NOEC	=	<u>0.0082</u>	A, T	2	Yokota <i>et al.</i> 2001, auch zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Geschlechterverhältnis F0 und Reproduktion	60	d	NOEC	=	0.0177	A, T	2	Yokota <i>et al.</i> 2001, auch zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Oryzias latipes</i>	Geschlechterverhältnis F0 mit 100% Reproduktionsverlust der Weibchen	60	d	LOEC	=	0.0515	A, T	2	Yokota <i>et al.</i> 2001, auch zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Überleben	28	d	NOEC	=	<u>0.0775</u>	A, T	1	Brooke 1993b, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	erhöhte Nestverteidigung nach 28 tägiger Exposition	28	d	LOEC	=	0.015	A, T	2	Schoenfuss <i>et al.</i> 2008, auch zitiert in ECHA 2012
NP1	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Überleben Embryos	33	d	NOEC	=	<u>0.0074</u>	A, T	2	Ward und Boeri 1991a, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP1	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Fertilität (Anzahl Eier pro Brut, Anzahl Bruten)	21	d	LOEC	≤	<u>0.071</u>	A, T	2	Harries <i>et al.</i> 2000, zitiert in ECHA 2012
NP1	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Sekundäre Geschlechtsmerkmale (Größe des dorsalen Nackenaufwuchses und Laichausschlag)	42	d	NOEC	≥	<u>0.0034</u>	A, Q, T	2	Miles-Richardson <i>et al.</i> (1999), zitiert in ECHA 2012
NP1	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Überleben	42	d	NOEC	≥	<u>0.0034</u>	A, T	2	Giesy <i>et al.</i> (2000), zitiert in ECHA 2012
NP1	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	Laicherfolg	42	d	LOEC ¹³	≤	<u>0.0034</u>	A, T	2	Giesy <i>et al.</i> (2000), zitiert in ECHA 2012
NP3	Fische	<i>Salmo salar</i>	Vitellogenininduktion	60	d	NOEC	≥	0.02	A, Q, T	2	Moore <i>et al.</i> 2003
NP1	Fische	<i>Salmo trutta caspius</i>	Wachstum, Mortalität, GSI	21	d	NOEC	≥	0.1	G, K, R	R2, C3	Shirdel and Kalbassi 2016
NP1	Fische	<i>Salmo trutta caspius</i>	HIS-Index (Verhältnis von Leber- zu Körpergewicht)	21	d	NOEC	=	0.01	G, K, R	R2, C3	Shirdel and Kalbassi 2016
NP1	Fische	<i>Salmo trutta caspius</i>	Histopathologische Veränderungen an Kiemen	21	d	NOEC	<	0.001	G, K, P, R	R2, C3	Shirdel and Kalbassi 2016
subchronische und chronische Daten – marin											
NP3	Mollusken	<i>Crassostrea gigas</i>	Spermienmobilität	72	h	NOEC	<	0.001	C (35 ‰)	2	Nice, 2005, zitiert in ECHA 2012
NP3	Mollusken	<i>Crassostrea gigas</i>	Wachstum (Frischgewicht, Schalenlänge) und Geschlechterverhältnis	72	h	NOEC	=	0.100	C (35 ‰)	2	Nice, 2005, zitiert in ECHA 2012
NP3	Mollusken	<i>Crassostrea gigas</i>	Entwicklung (Deformierte D-Form Larven und verzögerte Entwicklung zur D-Form)	72	h	NOEC	=	0.010	C (35 ‰)	2	Nice, 2000, zitiert in ECHA 2012
NP3	Mollusken	<i>Crassostrea gigas</i>	Geschlechterverhältnis in der Nachkommenschaft (Eier (7 dpf) wurden exponiert, anschliessend 10 Monate ohne NP Exposition)	48	h	LOEC	<	0.001	C (35 ‰)	2	Nice, 2003, zitiert in ECHA 2012

¹³ In ECHA (2012) ist vermerkt, dass das Laichen (*spawning of eggs*) bei 3.4 µg/L nahezu komplett inhibiert war. Ein NOEC war nicht angegeben, aber die nächst-niedrigere Testkonzentration war 1.6 µg/L.

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Test-substanz	Sammel-bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimensio n	Parameter	Operator	Wert [mg/L]	Notiz (Salinität)	Validität	Literaturquelle
NP3	Mollusken	<i>Crassostrea gigas</i>	Überleben (Transgenerations-Effekte: Nachkommen von Eltern aus Kontrolle hatte höhere Überlebensrate während der Larvenentwicklung)	48	h	LOEC	<	0.001	C (35 ‰)	2	Nice, 2003, zitiert in ECHA 2012
NP3	Mollusken	<i>Haliotis diversicolor supertexta</i>	Entwicklung und Überleben (Exposition der Trochophore stage)	12	h	EC05	=	0.318	B, J, O, R (30 ‰)	R3, C1	Liu et al. 2011
NP3	Mollusken	<i>Haliotis diversicolor supertexta</i>	Entwicklung und Überleben (Exposition der Metamorphosis stage)	96	h	EC05	=	0.0014	B, J, O, R (30 ‰)	R3, C1	Liu et al. 2011
NP3	Mollusken	<i>Haliotis diversicolor supertexta</i>	Entwicklung und Überleben (Exposition der Metamorphosis stage und prä-Exposition der Kieselalgen (Nahrung) und Objektträger)	96	h	EC05	=	0.00099	B, J, O, R (30 ‰)	R3, C1	Liu et al. 2011
NP2	Mollusken	<i>Mytilus edulis</i>	Überleben	15	d	LC50	=	0.5	C, R (32 ‰)	2	Granmo et al. 1998
NP2	Mollusken	<i>Mytilus edulis</i>	Überleben	35	d	LC50	=	0.14	C, R (32 ‰)	2	Granmo et al. 1998
NP2	Mollusken	<i>Mytilus edulis</i>	Sinkende Byssusstärke und Energieumsatz (Energy-Budget)	30	d	NOEC	=	0.018	C, Q, R (30-34 ‰)	2	Granmo et al. 1989, zitiert in ECHA 2012
NP2	Mollusken	<i>Mytilus edulis</i>	Sinkende Byssusstärke und Energieumsatz (Energy-Budget)	30	d	NOEC	=	0.032	C, Q, T (30-34 ‰)	2	Granmo et al. 1989, zitiert in ECHA 2012
NP2	Mollusken	<i>Mytilus edulis</i>	Fertilisationserfolg	30	d	NOEC	=	0.200	C, R (30-34 ‰)	2	Granmo et al. 1989, zitiert in ECHA 2012
NP3	Mollusken	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Embryoentwicklung zur D-Form	48	h	NOEC	=	0.00001	G, S (36 ppt)	R3, C2	Fabbri et al. 2014
NP3	Stachelhäuter	<i>Arbacia lixula</i>	Entwicklung der Larven	72	h	LOEC	=	0.000937	A, S	2	Arslan and Parlak 2007, zitiert in ECHA 2012
NP3	Stachelhäuter	<i>Paracentrotus lividus</i>	Entwicklung der Larven	72	h	LOEC	=	0.001874	A, S	2	Arslan et al. 2007, zitiert in ECHA 2012
NP3	Stachelhäuter	<i>Paracentrotus lividus</i>	Entwicklung (Larven Malformation P1 und ausbleibende Differenzierung im Gastrula Stadium P2)	72	h	LOEC	=	0.004685	A, S	2	Arslan et al. 2007, zitiert in ECHA 2012
NP3	Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Mortalität	14	d	LOEC	>	0.030	C, R (25 ‰)	2	Hirano et al. 2009, auch zitiert in ECHA 2012
NP3	Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Wachstum (Körperlänge)	14	d	NOEC	=	0.0003	C, R (25 ‰)	2	Hirano et al. 2009, auch zitiert in ECHA 2012
NP3	Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Wachstum (Gewicht)	14	d	NOEC	=	0.010	C, R (25 ‰)	2	Hirano et al. 2009, auch zitiert in ECHA 2012
NP3	Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Wachstum (Länge des Carapax)	14	d	NOEC	=	0.003	C, R (25 ‰)	2	Hirano et al. 2009, auch zitiert in ECHA 2012
NP3	Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Anzahl unreifer Mysiden	14	d	NOEC	=	0.010	C, R (25 ‰)	2	Hirano et al. 2009, auch zitiert in ECHA 2012

EFFEKTDATENSAMMLUNG											
Test-substanz	Sammel-bezeichnung	Organismus	Endpunkt	Dauer	Dimensio n	Parameter	Operator	Wert [mg/L]	Notiz (Salinität)	Validität	Literaturquelle
NP3	Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Anzahl an Häutungen	14	d	NOEC	=	0.003	C, Q, R (25‰)	2	Hirano <i>et al.</i> 2009, auch zitiert in ECHA 2012
NP1	Krebstiere	<i>Americamysis bahia</i>	Wachstum	28	d	NOEC	=	<u>0.0039</u>	A, S (20-21‰)	2	Ward und Boeri 1991b, zitiert in EU 2002 und EC 2005
NP3	Krebstiere	<i>Eurytemora affinis</i>	Überleben	10	d	NOEC	=	<u>0.007</u>	C, S (2‰)	2	Forget-Leray 2005
NP3	Krebstiere	<i>Eurytemora affinis</i>	Entwicklung	10	d	LOEC	≤	0.007	C, S (2‰)	2	Forget-Leray 2005
NP3	Fische	<i>Pagrosomus major</i>	Fehlbildung oder Mortalität der Embryonen	48	h	NOEC	=	0.13	D, O, S (30 ppt)	R3, C1	Zhao <i>et al.</i> 2016
NP3	Fische	<i>Pagrosomus major</i>	Fehlbildung oder Mortalität der Larven	48	h	NOEC	=	0.04	D, O, S (30 ppt)	R3, C1	Zhao <i>et al.</i> 2016

Notizen

- A gemessene Testkonzentrationen für Effektbestimmung verwendet
- B nominale Testkonzentrationen für Effektbestimmung verwendet, gemessene Wiederfindung ± 20 % der Nominalen
- C nominale Testkonzentrationen für Effektbestimmung verwendet
- D Keine Angabe darüber ob nominale oder gemessene Konzentration verwendet wurde
- F nominale Testkonzentrationen für Effektbestimmung verwendet, gemessene Wiederfindung <± 20 % der Nominalen. Effektkonzentration daher nicht belastbar (R3)
- G nominale Testkonzentrationen für Effektbestimmung verwendet, gemessene Konzentration im Stock oder zu Testbeginn ± 20 % der nominalen Konzentration. Bei Kurzzeit-Expositionen (bis 96 h), Durchfluss oder semi-statischen Ansätzen wird Test als valide angesehen
- J Studie nachbewertet und unterschiedlich zur Sekundärquelle (EU 2002, EC2005 oder ECHA 2012) bewertet.
- K Testdauer zu kurz (für chronischen Test) oder zu lang (für akuten Test). Studie daher in grqau dargestellt.
- L keine Effekte bis zur höchsten getesteten Konzentration
- M Studie wurde beim Umweltbundesamt (UBA) geprüft und als valide (Klimisch 1) eingestuft. Bewertung wurde übernommen.
- N keine Angaben zur Verwendung von Lösemitteln und/oder Lösemittelkonzentration in den Testansätzen
- O Test (u.a.) als nicht verlässlich (R3) eingestuft, da Lösemittelkonzentration in den Testansätzen > 0.01% (v:v)
- P Relevanz des Endpunktes (Histopathologie) ist umstritten. Bei Vorhandensein eines relevanteren Endpunktes aus derselben Studie, wird dieser bevorzugt.
- Q Die Populations-Relevanz des Endpunktes (e.g. Biomarker) ist nicht ausreichend belegt. Studie daher Wert daher in grau dargestellt.
- R semi-statisch
- S Statisch
- T Durchfluss
- U Studie nicht bewertbar, da in Chinesischer Sprache
- V Effektwert wird nicht berücksichtigt, da identischer Wert in der Effektdatensammlung vorliegt und sich wahrscheinlich auf dieselbe Studie bezieht
- W Spermien stammten von exponierten Fischen, während die Eier von nicht exponierten Weibchen stammten. Effektkonzentrationen basieren auf analytisch nicht verifizierten nominalen Konzentrationen.

5. Graphische Darstellung der Toxizitätsdaten

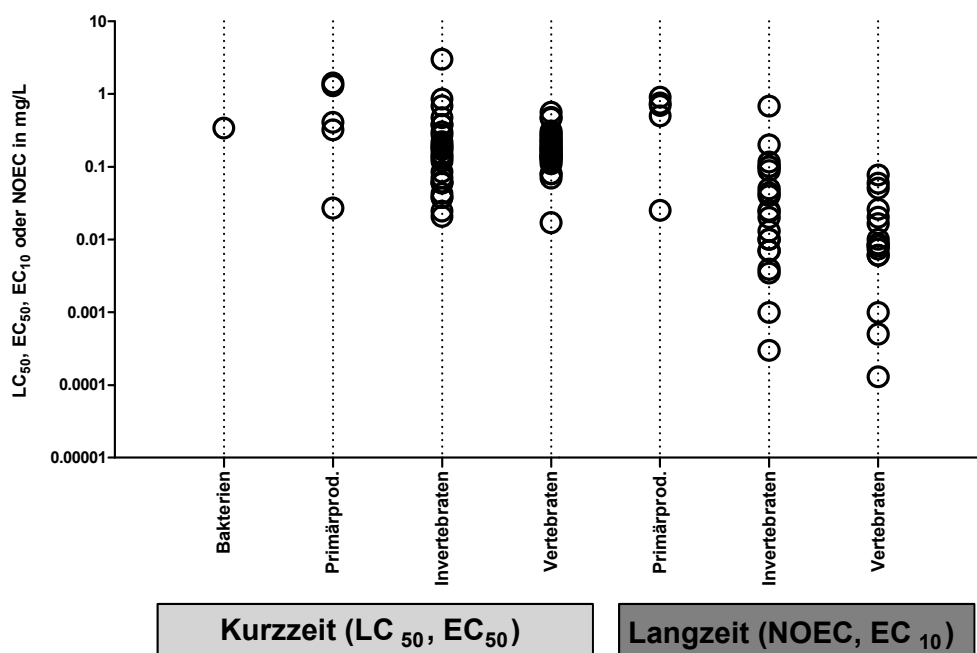


Abb.1: Kurzzeit- und Langzeit-Effektdaten von Nonylphenol und 4-Nonylphenol für aquatische Organismen.

Innerhalb der Vertebraten stellen Fische die sensitivste Gruppe dar, sowohl bei den akuten als auch bei den chronischen Daten. Generell sind die Werte aber in einem ähnlichen Bereich wie jene für die Invertebraten. Primärproduzenten sind weitaus weniger empfindlich, auch wenn es jeweils eine Art im akuten wie auch im chronischen Datensatz welche viel sensitiver zu sein scheint als die anderen Vertreter der Primärproduzenten.

5.1. Vergleich marine/limnische Organismen

5.1.1. *Vergleich chronischer Effektdaten*

Wie in Kapitel 3 erwähnt, wurde in ECHA (2012) gezeigt, dass der Wirkmechanismus der chronischen Toxizität bei Fischen auf der hormonähnliche Wirkung Nonylphenols (Bindung an den Estrogen-Rezeptor) beruht. Mit grosser Wahrscheinlichkeit trifft dies auch auf Mollusken zu. Ähnliche Hinweise existieren auch für Krebstiere, sind allerdings noch nicht hinreichend belegt (ECHA, 2012, Kapitel 6). Unabhängig vom genauen Wirkmechanismus scheinen die Effektkonzentrationen für Krebstiere jedenfalls in einem ähnlichen Konzentrationsbereich zu liegen wie jene für Fische.

Eine statistischer Vergleich der Effektdaten mariner und limnischer Organismen sollte daher für die Gruppen Fische, Mollusken und evtl. Krebstiere vorgenommen werden (einzeln und kombiniert). Es fehlen jedoch Daten für marine Fische und es liegen jeweils nur Daten für

zwei marine Mollusken und Kleinkrebse vor. Die Quantität und Qualität der Daten ist demnach für einen sinnvollen Vergleich unzureichend (Vgl. TGD for EQS (EC 2011), S.35, Fussnote 9). Die Effektdaten mariner und limnischer Spezies werden daher zusammengefasst.

5.1.2. Vergleich akuter Effektdaten

Die Sammlung akuter Toxizitätsdaten ist umfangreicher als jene der chronischen Daten und verschiedene statistische Vergleiche können angestellt werden. Für einen Vergleich limnischer und mariner Daten für Substanzen mit spezifischen Wirkmechanismus sollten nach dem TGD for EQS (EC 2011) die sensitiven taxonomischen Gruppen enthalten sein. Während der Wirkmechanismus der chronischen Toxizität belegt wurde (siehe oben und ECHA 2012), trifft dies nicht auf die akute Toxizität zu. Dies wird auch dadurch deutlich, dass die akute Empfindlichkeit der marinen Alge *Skeletonema costatum* in einem ähnlichen Bereich liegt wie die akute Toxizität der Fische, Mollusken und Krebstiere. Hinzu kommt die oben erwähnte Unsicherheit bei der Bestimmung der Substanzidentität, bzw. der Identität des Isomergemisches. Aufgrund dieser Punkte wurden vier verschiedene Vergleiche angestellt, ausgehend vom kompletten akuten Datensatz bis hin zum Datensatz spezifisch für Fische, Mollusken und Amphibien. Zusätzlich wurden entweder jeweils die sensitivsten Effektdaten pro Spezies ausgewählt oder alternativ ein geometrischer Mittelwert berechnet wenn für eine Spezies und Endpunkt mehrere Effektdaten vorlagen, ohne Berücksichtigung der Substanzidentität (siehe NP1-NP4 Tabelle 2). Abbildung A1 im Annex zeigt die Box-Whiskers Diagramme und die statistischen Parameter der verschiedenen Vergleiche. Es zeigt sich, dass die marinen EC/LC50-Werte zwar im Mittel und Median niedriger sind als die Werte der limnischen Arten, aber weder der Vergleich aller Daten (unspezifisch), noch der Vergleich der Daten für Fisch, Amphibien und Mollusken (spezifisch) ergibt einen signifikanten Unterschied, unabhängig davon, ob jeweils das sensitivste Effektdatum, oder der geometrische Mittelwert verwendet wird. Aus diesen Vergleichen lassen sich drei Schlüsse ziehen:

1. Die Bestimmung der auf dem Wirkmechanismus basierenden sensitivsten taxonomischen Gruppen ist nicht entscheidend dafür, ob sich ein statistischer Unterschied im vorhandenen akuten Datensatz feststellen lässt.
2. Ob bei dem Vorhandensein mehrerer valider Effektdaten für einen Endpunkt pro Organismus der sensitivste Wert, oder der geometrische Mittelwert verwendet wird, hat in keinem der vier vorgestellten Fälle eine Auswirkung auf das Ergebnis des statistischen Vergleiches.
3. Die Variabilität in den marinen Daten steigt an, desto mehr taxonomische Gruppen herausgenommen werden. Ein statistischer Vergleich wird dementsprechend immer weniger aussagekräftig.

Aufgrund dieser Punkte wird von einer Trennung der Effektdaten limnischer und mariner Organismen abgesehen. Eine breitere Datenbasis bietet auch gerade im SSD-Ansatz ein robusteres Ergebnis.

6. Zusammenstellung der kritischen Toxizitätswerte für Nonylphenol und 4-Nonylphenol

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

7. Chronische Toxizität

7.1. AA-EQS Herleitung mit AF-Methode

Tab.3: Übersicht zu den kritischen Toxizitätswerten von Nonylphenol und 4-Nonylphenol auf Wasserorganismen aus längerfristigen Untersuchungen. Daten mariner und limnischer Spezies wurden zusammengefasst.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in mg/L	Konz. in µg/L	Literatur
<u>Basisdatensatz</u>					
Primärproduzenten	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	NOEC	0.0251	25.1	Kopf 1997
Krebstiere	<i>Americanysis bahia</i>	NOEC	0.0003	0.3	Hirano <i>et al.</i> 2009
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC	0.00013	0.13	Lahnsteiner <i>et al.</i> 2005
<u>Weitere</u>					
Amphibien	<i>Rana nigromaculata</i>	NOEC	0.02	20	Yang <i>et al.</i> 2005
Mollusken	<i>Crassostrea gigas</i>	NOEC	0.01	10	Nice 2000, zitiert in ECHA 2012
Fische	<i>Gambusia holbrooki</i>	NOEC	<0.0005	<0.5	Drèze <i>et al.</i> 2000, zitiert in ECHA 2012

Es liegen NOEC-Werte für die Organismengruppen der Primärproduzenten (Algen und Wasserpflanzen), Krebstiere, Mollusken, Amphibien und Fische vor. Fische stellen die sensitivste taxonomische Gruppe dar. Die Krebstiere scheinen allerdings ähnlich sensitiv zu sein. Der empfindlichste belastbare Endpunkt liegt mit diversen NOECs von 130 ng/L bei der Schlupfrate, dem Befruchtungserfolg, sowie der Embryonalentwicklung von *Oncorhynchus mykiss* aus der Studie von Lahnsteiner *et al.* (2005). Es liegt ebenfalls ein nicht-exakter NOEC von <500 ng/L für den Fisch *Gambusia holbrooki* vor (Drèze *et al.* 2000, zitiert in ECHA 2012)

Unter Verwendung des niedrigsten Assessment-Faktors (AF) von 10 ergibt sich nach der AF-Methode ein Langzeit-Qualitätskriterium von:

$$\mathbf{AA-EQS_{AF} = 130 \text{ ng/L} / 10 = 13 \text{ ng/L}}$$

In der Studie von Lahnsteiner *et al.* (2005) erfolgte die Exposition im Durchflusssystem und eine tägliche Überwachung der Durchflussbedingungen fand statt. Daraus wurden nominale Expositionskonzentrationen errechnet, die nicht analytisch verifiziert wurden. Das Durchflusssystem wurde jedoch zuvor eine Woche equilibriert um Substanzverlust durch Sorption zu minimieren. Zusammen mit der relativ hohen Stabilität des Nonylphenols gibt es keinen Hinweis auf mögliche Konzentrationsverluste im System. Der Löslichkeitsvermittler DMSO wurde mit 130 µg/L weit unterhalb der im TGD for EQS erlaubten Maximalkonzentration von 100 mg/L eingesetzt und entsprechende Lösemittelkontrollen

wurden durchgeführt (EC, 2011). Dennoch gab es Abweichungen zum Standardprotokoll (OECD TG 212). Fischeier wurden mit 4%iger Formaldehyd-Lösung desinfiziert, um einer mögliche Pilzinfektion vorzubeugen. Fische und Eier wurden bei 4°C gehalten, während das Testprotokoll eine Temperatur von 10°C vorsieht (OECD TG 212).

Die Studie wurde in einem Ringtest zum Vergleich der Klimisch- und der CRED-Bewertungsmethode von einer Vielzahl unabhängiger Experten evaluiert. Mit beiden Bewertungsmethoden (20 Klimisch und 10 CRED Bewertungen) wurde sie nahezu zu gleichen Teilen als regulatorisch verwendbar (Klimisch 2/R2) oder nicht verwendbar (Klimisch 3/R3) bewertet (nähere Informationen in Kase *et al.* 2016). Im vorliegenden Dossier, und unter Berücksichtigung aller vorliegenden Effektdaten, wurde die Studie als „Verlässlich mit Einschränkung (R2)“ bewertet. Zum einen finden ähnliche Studien von Lahnsteiner und Kollegen mit derselben Testspezies einen regulatorischen Einsatz bei der Bisphenol-A und 17-beta-Estradiol EQS Herleitungen. Des Weiteren lässt sich ein NOEC von 130 ng/L mit Daten aus der vorliegenden Effektdatentabelle plausibilisieren. So liegt für den Fisch *Gambusia holbrooki* ein nicht exakter NOEC von <500 ng/L vor (Drèze *et al.* 2000, zitiert in ECHA 2012). Für *Pimephales promelas* blieb bei 3.4 µg/L der Laicherfolg komplett aus (Giesy *et al.* (2000), zitiert in ECHA 2012). Ein NOEC aus dieser Studie konnte nicht recherchiert werden. Andere Studien weisen auf einen Transgenerationseffekt von Nonylphenol hin, welcher nicht in Standard-Biotests erfasst wird. Schwaiger *et al.* (2002, zitiert in ECHA 2012) exponierten Regenbogenforellen periodisch (10 Tage pro Monat von Juli bis Oktober) vor dem Laichen. Anschliessend wurden Eier und Sperma (nicht exponiert) bis zur sexuellen Reife aufbewahrt. Für das Überleben der Eier (F1-Generation) bis zum „Augenpunktstadium“ konnte nur ein nicht-exakter NOEC von <1 µg/L bestimmt werden. Ein ELS-Test mit *Oncorhynchus mykiss* ergab einen NOEC von 6 µg/L (Spehar *et al.* 2010, zitiert in ECHA 2012). Diese Studie wurde von ECHA als Klimisch 1 bewertet. Allerdings scheint der Endpunkt Wachstum weniger relevant als die Endpunkte Schlupfrate, Befruchtungserfolg, sowie der Embryonalentwicklung von *Oncorhynchus mykiss* aus der Studie von Lahnsteiner *et al.* (2005). Schlussendlich unterstützen auch die sogenannten Biomarker-Endpunkte ein Auftreten von Effekten, welche dem Wirkmechanismus Nonylphenols entsprechen, bei Konzentrationen im ng/L-µg/L Bereich (e.g. Jin *et al.* 2012 sowie mehrere Studien in ECHA 2012).

Der AA-EQS_{AF} könnte alternativ von dem NOEC = 0.0005 mg/L Wachstum (Gewicht und Länge) der Weibchen von *Gambusia holbrooki* (Drèze *et al.* 2000, zitiert in ECHA 2012) hergeleitet werden. Es sollte allerdings in diesem Fall ein erhöhter Sicherheitsfaktor in Betracht gezogen werden (TGD for EQS, S. 40), da der endokrin-disruptive Wirkmechanismus Nonylphenols bekannt ist. Bei der Anwendung des nächst-höheren Sicherheitsfaktors von 50 würde ein alternativer AA-EQS_{AF} von 10 ng/L resultieren.

7.2. AA-EQS mit SSD-Methode

Nach dem TGD for EQS (EC 2011) soll nach Möglichkeit ein SSD-Ansatz verfolgt werden. Dabei soll der untersuchte Datensatz statistisch und ökologisch repräsentativ für die zu schützende Gemeinschaft sein. Da der Wirkmechanismus Nonylphenols bekannt ist sollte eine spezifische SSD erstellt werden (ECHA 2012). Es werden sowohl Effektdaten limnischer als auch mariner Spezies verwendet (siehe Kapitel 5.1). Wie eingangs erwähnt ist eine spezifische Wirkung Nonylphenols auf Fische belegt und es existieren ausreichend Hinweise darauf, dass Nonylphenol ebenfalls spezifisch auf Amphibien und Mollusken wirkt. Krebstiere scheinen ebenfalls sehr empfindlich, der genaue Wirkmechanismus ist allerdings noch nicht hinreichend belegt (ECHA 2012). Um zu überprüfen, ob chronische Daten der Fisch, Amphibien und Mollusken mit den Daten für Krebstiere in einem SSD-Ansatz zusammengefasst werden können, wurden zwei SSDs erstellt (Abbildung 2 und 3).

Um eine zusätzliche Sicherheit in diesen Ansatz einzubringen, wurden die sensitivsten validen und relevanten Endpunkte verwendet. Dieses Vorgehen entspricht nicht dem TGD for EQS, erscheint aber in zweierlei Hinsicht gerechtfertigt. Zum einen existieren nicht-exakte „kleiner als“ NOECs (e.g. für *Gambusia holbrooki*), welche nicht in eine SSD eingebracht werden können. Des Weiteren ist eine Zusammenfassung von Effektdaten mittel geometrischen Mittelwert nicht ohne weiteres möglich, da aufgrund der unklaren Nomenklatur nicht in allen Fällen ersichtlich ist, welche Substanz bzw. Isomer-Mischung getestet wurde. Dieses Vorgehen ist ähnlich zur EE2 und E2 Bewertung, wie es 2012 von der EU Kommission nach Konsultation von *Scientific Committee on Health and Environmental Risks* (SCHER) vorgeschlagen wurde.

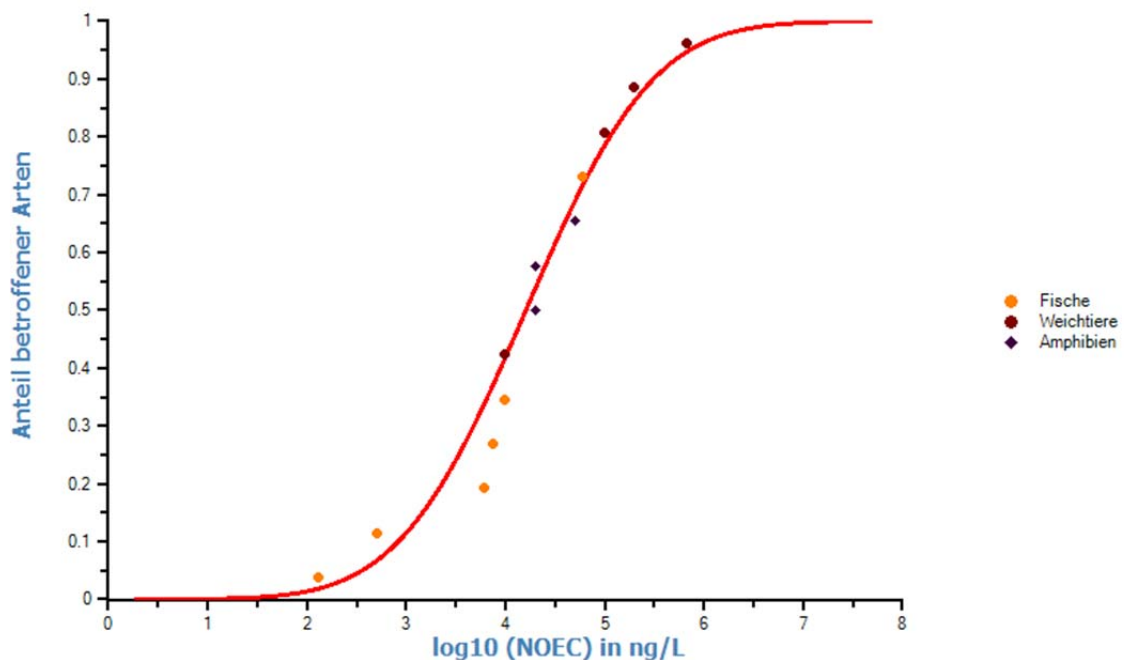


Abb. 2: Spezifische SSD der sensitivsten NOEC-Werte (n=13) für 4-Nonylphenol aus längerfristigen Untersuchungen mit Fischen, Mollusken und Amphibien. Der resultierende HC₅ beträgt 325.7 ng/L.

Die SSD mit allen validen und belastbaren chronischen Effektdaten für Fischen, Mollusken und Amphibien ist normalverteilt (Abb. 2; Details im Appendix, Tab. A1-A3 und Abbildung A2). Es zeigt sich, dass Fische sensitiver sind als Weichtiere und Amphibien. Um die Sensitivität der Krebstiere vergleichen zu können wurde eine weitere SSD erstellt (Abb. 3).

Die SSD mit allen validen und belastbaren chronischen Effektdaten für Fischen, Mollusken, Amphibien und Krebsen ist ebenfalls normalverteilt (Abb. 3; Details im Appendix Tab. A4-A6 und Abb. A3). Krebstiere scheinen ähnlich sensitiv zu sein wie Fische. Die Vermutung, dass Nonylphenol ebenfalls spezifisch auf Krebstiere wirkt, scheint plausibel. Ob hier derselbe Wirkmechanismus wie in Fischen zugrundliegt, oder sich eine hormonähnliche und reproduktionstoxische Wirkung überlagert, ist nicht klar auszumachen. Insgesamt spricht dieser Befund aber für eine AA-EQS_{SSD} Herleitung unter Berücksichtigung der Effektdaten für Krebstiere.

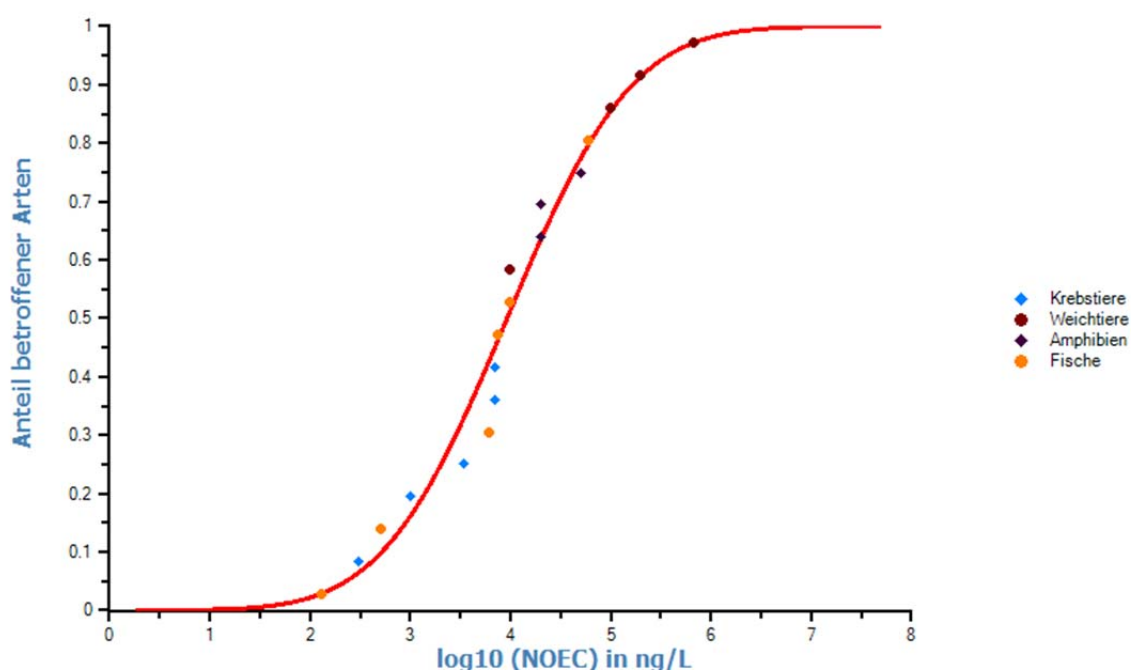


Abb. 3: Spezifische SSD der sensitivsten NOEC-Werte (n=18) für 4-Nonylphenol aus längerfristigen Untersuchungen mit Fischen, Mollusken, Amphibien und Krebstieren. Der resultierende HC₅ beträgt 214.5 ng/L.

Mit dem Standard Assessment Faktor (AF) von 5 ergibt sich aus der Spezifischen SSD (Abbildung 3) folgendes chronisches Qualitätskriterium:

$$\mathbf{AA-EQS_{SSD} \text{ von } 214.5/5 = 42.9 \text{ ng/L} \approx \mathbf{43 \text{ ng/L}}$$

Aufgrund des Vorliegens nicht-exakter NOECs wird keine Reduktion des AF empfohlen. Zusätzlich ist bei den sich überlagernden Wirkmechanismen nicht auszuschliessen, dass

nicht immer die empfindlichsten Endpunkte der sensitivsten taxonomischen Gruppen abgedeckt wurden. Dieser AA-EQS_{SSD} 43 ng/L liegt ca. dreifach über dem vorgeschlagenen AA-EQS_{AF} von 13 ng/L.

7.3. AA-EQS aus Mikro- und Mesokosmenstudien

Für den Aktualisierungszeitraum (2011-2016) konnten keine verlässlichen und relevanten Mikro- und Mesokosmenstudien recherchiert werden. Zwei ältere Studien lagen vor, welche am Deutschen Forschungszentrum für Gesundheit und Umwelt durchgeführt wurden (Severin et al. 2003, Hense et al. 2005). In diese wurde 4-Nonylphenol jeweils kontinuierlich über ein passives Dosierungssystem, bestehend aus semipermeablen Polyethylen-Röhren mit niedriger Dichte (LDPE), hinzugegeben. Nonylphenol-Konzentrationen stiegen nach Einsatz der Röhren rasch an und erreichten nach einigen Wochen mehr oder weniger stabile Plateaus. Nach Entnahme der Röhren sanken die NP-Konzentrationen innerhalb weniger Tage rapide. In einer Studie wurden Zooplankton-Gemeinschaften während einer prä-Applikationsphase von 4 Wochen, einer Applikationsphase von 6 Wochen und einer 6-wöchigen post-Applikationsphase untersucht (Severin et al. 2003). Die sensitivste Gruppe waren die Ruderfußkrebse (*Copepoda*), gefolgt von Rädertierchen und Wasserflöhen. Über lineare Regression berechnete NOECs lagen im Mittel um 30 µg/L. In einer zweiten Studie derselben Gruppe wurden Effekte auf Zoo- und Phytoplankton untersucht (Hense et al. 2005). Maximale Konzentrationen in der Wasserphase lagen zwischen 29 und 129 µg/L. Ergebnisse zeigen, dass die Nonlyphenol-Konzentration der wichtigste abiotische Parameter war, der die Zoo- und Phytoplankton Abundanz erklärte. Die juvenilen Krebstiere zeigten die höchste Empfindlichkeit. Es wurden keine exakten NOEC bestimmt.

Insgesamt kann kein AA-EQS von den vorliegenden Mesokosmenstudien abgeleitet werden, da die voraussichtlich sensitivsten Gruppen (Fische und Mollusken) nicht getestet wurden.

7.4. AA-EQS Schlussfolgerung

Wie im TGD for EQS (EC, 2011) vorgesehen, sollen nach Möglichkeit alle Methoden zur EQS-Herleitung angewendet werden. Schlussendlich sollte bevorzugt ein mittels SSD-Ansatz oder von Micro-und Mesokosmen abgeleiteter EQS vorgeschlagen werden, da diese Methoden eine höhere Robustheit bezüglich Effekten in Ökosystemen aufweisen. Im vorliegenden Dossier wird daher der mittels SSD ermittelte **AA-EQS_{SSD}** von **43 ng/L** vorgeschlagen.

8. Akute Toxizität

8.1. MAC-EQS Herleitung mit AF-Methode

Tab. 5: Übersicht der kritischen akuten Toxizitätswerte von Nonylphenol und 4-Nonylphenol auf Wasserorganismen.

Gruppe	Spezies	Wert	Konz. in mg/L	Literatur
Basisdatensatz				
Primärproduzenten	<i>Skeletonema costatum</i>	EC50	0.027	Ward und Boeri 1990a, zitiert in EU 2002 und EC 2005
Kleinkrebse	<i>Hyallela azteca</i>	EC50	0.0207	Brooke 1993a, zitiert in EU 2002 und EC 2005
Fische	<i>Pleuronectes americanus</i>	LC50	0.017	Lussier <i>et al.</i> 2000, auch zitiert in EU 2002 und EC 2005
weitere				
Chironomiden	<i>Chironomus tentans</i>	LC50	0.15	England und Bussard 1993, zitiert in EU 2002 und EC 2005
Mollusken	<i>Mulinia lateralis</i>	LC50	0.038	Lussier <i>et al.</i> 2000, auch zitiert in EU 2002 und EC 2005
Amphibien	<i>Bufo boreas boreas</i>	LC50	0.12	Dwyer <i>et al.</i> 2005

Es liegen LC50 und EC50-Werte für die Organismengruppen der Primärproduzenten, Kleinkrebse und Fische, sowie für Chironomiden, Mollusken und Amphibien vor (Tab. 5). Basierend auf diesen Daten kann ein Kurzzeit-Qualitätskriterium (MAC-EQS) mittel AF-Methode hergeleitet werden. Das niedrigste Effektdatum liegt für den Fisch *Pleuronectes americanus* aus Lussier *et al.* 2000 vor. Nach dem TGD for EQS kann ein AF von 10 angewendet werden, wenn der Wirkmechanismus bekannt und ein Vertreter der sensitivsten Gruppe im Datensatz vorhanden ist, oder wenn die Standardabweichung der logarithmierten Effektdaten kleiner als 0.5 ist. Während der Wirkmechanismus der chronische Toxizität gut belegt ist, ist dies für die akute Toxizität weniger der Fall. Dies wird auch durch das Vorliegen eines EC50 für die Alge *Skeletonema costatum* deutlich, welcher im Bereich der LC50-Werte für Fische, Mollusken und Krebstiere liegt. Da die Standardabweichung der logarithmierten Effektdaten mit 0.45 aber unter 0.5 liegt, wird vorgeschlagen ein Assessmentfaktor von 10 auf den LC50 von 0.017 mg/L anzuwenden. Daraus ergibt sich folgendes Kurzzeit-Qualitätskriterium:

$$\text{MAC-EQS}_{\text{AF}} = 0.017 \text{ mg/L} / 10 = 0.0017 \text{ mg/L} = 1.7 \text{ } \mu\text{g/L}$$

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

Risikoklasse	niedrigster EC50-Wert	erreichter Wert
nicht eingestuft	>100 mg/L	
3 (schädlich)	>10 mg/L; <100mg/L	
2 (giftig)	<10 mg/L;>1mg/L	
1 (sehr giftig)	< 1mg/L	X

8.2. MAC-EQS mit SSD-Methode

Nach dem TGD for EQS (EC 2011) soll nach Möglichkeit ein SSD-Ansatz verfolgt werden. Dabei soll der untersuchte Datensatz statistisch und ökologisch repräsentativ für die zu schützende Gemeinschaft sein. Da der spezifische endokrine Wirkmechanismus Nonlyphenols für die akute Toxizität von untergeordneter Bedeutung ist, wird hier lediglich eine SSD für den gesamten Datensatz erstellt (Abb.4)

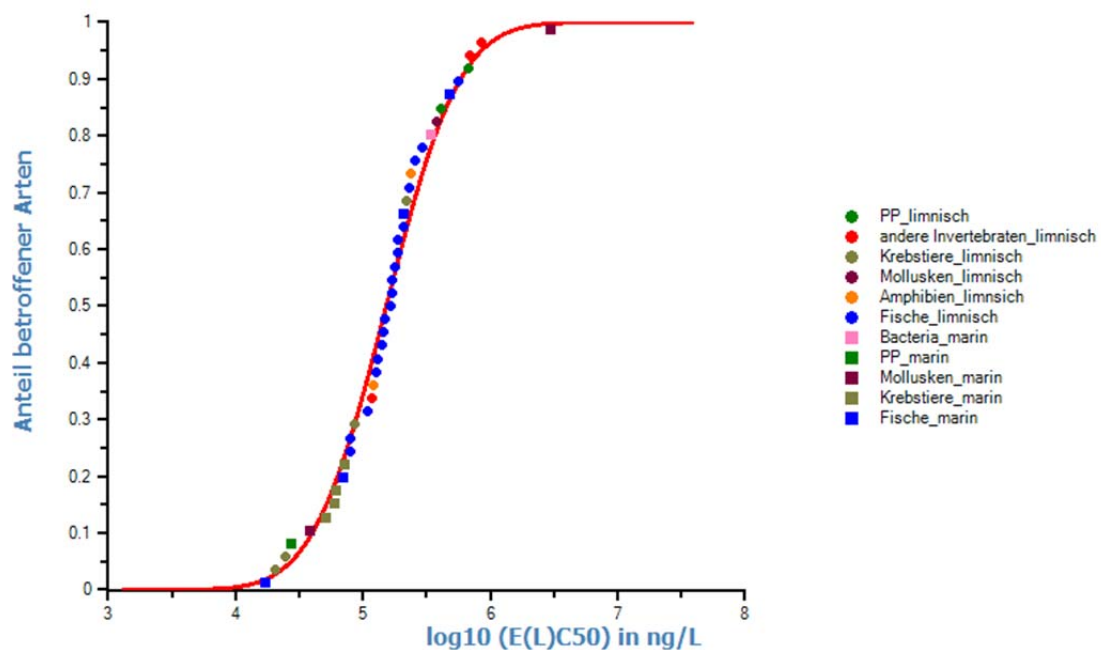


Abb. 4: SSD der EC50 und LC50-Werten (n=43) in ng/L aus akuten Studien für Nonylphenol. Der resultierende HC₅ beträgt 0.02694 mg/L = 26.9 µg/L.

In Abbildung 4 ist die SSD mit allen Kurzzeittoxizitäts-Daten limnischer und mariner Spezies dargestellt. Die SSD ist normalverteilt (Details im Appendix, Tab. A7-A9 und Abbildung A4). Bis auf Daten für höhere Wasserpflanzen sind alle im TGD for EQS geforderten taxonomischen Gruppen berücksichtigt. Es befinden sich jedoch 96 h Toxizitätsdaten von *Lemna minor* im Effektdatensatz die auf keine besondere Empfindlichkeit hinweisen (siehe

Tabelle 2; Spehar *et al.* 2010). Damit ist auch diese taxonomische Gruppe abgedeckt und eine Reduzierung des Standardassessmentsfaktors von 10 kann aufgrund des Umfangs und der Vielseitigkeit der berücksichtigten Spezies und Endpunkte erfolgen. Der HC5 beträgt 26.9 µg/L. Mit einem AF von 7 ergibt sich daraus:

$$\text{MAC-EQS}_{\text{SSD}} = 26.9 \mu\text{g/L} / 7 = \mathbf{3.85 \mu\text{g/L}}.$$

Mittels einer SSD für Fische, Amphibien, Mollusken und Krebstiere würde man einen nahezu identischen MAC-EQS_{SSD} von 3.81 µg/L erhalten (nicht dargestellt). Dies unterstreicht, dass der spezifische Wirkmechanismus Nonylphenols für die akute Toxizität nicht relevant ist.

8.3. MAC-EQS aus Mikro- und Mesokosmenstudien

Es konnten keine Mikro- und Mesokosmenstudien recherchiert werden von denen ein Kurzzeit-Qualitätskriterium abgeleitet werden könnte.

8.4. MAC-EQS Schlussfolgerung

Es zeigte sich kein signifikanter Unterschied zwischen den Kurzzeit-Effektdaten mariner und limnischer Spezies, die daher zusammen für die MAC-EQS-Herleitung verwendet wurden. Der mittels AF-Methode bestimmte MAC-EQS_{AF} liegt bei 1.7 µg/L. Mittels SSD bestimmte MAC-EQS_{SSD} basierend auf dem kompletten Datensatz oder basierend auf einer spezifischen SSD ergaben nahezu identische MAC-EQS_{SSD} von 3.85 und 3.81 µg/L. Da bevorzugt ein mittels SSD hergeleitetes Qualitätskriterium verwendet werden soll, wird ein **MAC-EQS_{SSD}** von **3.8 µg/L** vorgeschlagen.

9. Bewertung des Bioakkumulationspotentials und der sekundären Intoxikation

Nach dem TGD for EQS (EC, 2011) soll zur Abschätzung des Risikos einer sekundären Intoxikation zunächst das Bioakkumulationspotential einer Substanz bestimmt werden. Dabei liefert ein gemessener Biomagnifikationsfaktor (BMF) von >1 oder ein Biokonzentrationsfaktor (BCF) >100 einen Hinweis auf ein Bioakkumulationspotential. Liegen keine verlässlichen BMF oder BCF Daten vor, kann stattdessen der $\log K_{OW}$ zur Abschätzung verwendet werden, welcher ab einem Wert von >3 auf ein Bioakkumulationspotential hinweist.

Im EU Risk Assessment (EU 2002) sind eine Vielzahl von experimentell bestimmten BKF für Organismen verschiedener tropischer Ebenen erwähnt. Die aufgeführten BKF-Werte überschreiten in den meisten Fällen den Grenzwert von 100. In Korsman *et al.* 2015 sind empirische BKF-Daten aufgelistet, welche zum Teil auch in EU 2002 und EC 2005 enthalten sind. Diese Tabelle wurde inhaltlich übernommen und ist hier als Tabelle 7 aufgeführt.

Tabelle 7: Empirische BKF ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ Nassgewicht / $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) aus der Literatur. Übernommen nach Korsman *et al.* 2015

Tax.Gruppe	Spezies ^a	BCF	Referenz ^b
Mollusken	<i>Tapes philippinarum</i> (m)	2000	Lietti et al., 2007
Mollusken	<i>Mytilus edulis</i> (m)	10 3400	McLeese et al., 1980 Ekelund et al., 1990
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i> (lim)	2400	Preuss et al., 2008
	<i>Crangon crangon</i> (m)	100	Ekelund et al., 1990
Fische	<i>Pimphales promelas</i> (lim)	310 310 240 740	Naylor, 1995 Ward and Broeri, 1990 Ward and Broeri, 1990 Brooke, 1993
Fische	<i>Lepomis macrochirus</i> (lim)	220	Brooke, 1993
Fische	<i>Danio rerio</i> (lim)	990	Huang et al., 2007
Fische	<i>Gasterosteus aculeatus</i> (lim/m)	1300	Ekelund et al., 1990
Fische	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (lim)	110	Lewis and Lech, 1996
Fische	<i>Oryzias latipes</i> (lim)	170	Tsuda et al., 2001
Fische	<i>Salmo salar</i> (lim/m)	280	McLeese et al., 1981

^a (m) für marine Spezies, (lim) für limische Spezies

^b Referenzen finden sich in Korsman *et al.* 2015, sowie EU 2002 und EC 2005

Da die Werte in EU 2002 und EC 2005 bereits mehrfach extern geprüft worden sind, werden diese als valide übernommen. Mit einem experimentellen $\log K_{OW}$ von 5.76 liegt Nonylphenol ebenfalls weit über dem Triggerwert von 3. Insgesamt sind Bioakkumulationsabschätzung und Evaluierung des sekundären Intoxikationsrisikos aufgrund der vorliegenden BKF-Werte erforderlich.

Korsman *et al.* (2015) modellierten Bioakkumulation und Biomagnifikation von Nonylphenol in marinen Nahrungsnetzen und verglichen ihre Ergebnisse mit empirischen Daten (Tabelle 7). Modellerte Daten und gemessene Daten lagen nah beieinander (stets Faktor <5

auseinander). Abgeschätzte BMF-Werte lagen stets nah bei 1 für alle trophischen Ebenen ausser sekundäre Karnivoren, für die die Werte zwischen 0.1 und 2.4 lagen (Korsman *et al.* 2015). Der höchste experimentelle BMF aus einer Feldstudie lag bei 10.9 für den Otter (*Enhydra lutris nereis*) der sich von der Muschel *Mytilus californianus* ernährt (Diehl *et al.* 2012). Aufgrund dieser Informationen und basierend auf den Kriterien im TGD for EQS (Tabelle 4-5), wird ein BMF von 10 vorgeschlagen.

Berechnung des NOEC_{oral}:

Zusammen mit einer verlässlichen NOEC_{oral} kann mit den BKF und BMF eine vorhergesagte Nicht-Effekt-Konzentration errechnet werden, bei der keine Schädigung von Predatoren und Säugetieren zu erwarten ist.

Dafür werden orale Toxizitätsdaten für Ratten aus EU (2002) herangezogen:

NOAEL_{oral} reproduktionsrelevante Effekte in Ratten nach 90 d = 15 mg/kg/d (Multi-Generationsstudien)

LOAEL_{oral} wiederholte Dosis-toxizität in Ratten nach 90 d = 15 mg/kg/d

NOAEL_{oral} Nonylphenol= 15 mg / (kg x d)

Eine Umrechnung in einen NOEC_{oral} aus Rattenstudien mit adulten Tieren kann nach dem TGD for EQS mit dem KF (Konvertierungsfaktor) von 20 erfolgen:

$$\text{NOEC}_{\text{oral}} = \text{NOAEL}_{\text{oral}} \times \text{KF}$$

$$\text{NOEC}_{\text{oral}} = \text{NOAEL}_{\text{oral}} \times 20 = 15 \text{ mg / (kg x d)} \times 20 \text{ d} = 300 \text{ mg/kg}$$

Berechnung eines EQS_{Biota} :

Es folgt eine Umrechnung in einen EQS_{Biota}. Unter der Berücksichtigung, dass es sich um einen chronischen Säugetiertest (90 d) handelt, kann nach dem TGD for EQS ein Assessmentfaktor von 30 angewendet werden.

$$\text{EQS}_{\text{Biota}} = \text{NOEC}_{\text{oral}} / \text{AF} = 300 \text{ mg/kg} / 30 = 10 \text{ mg/kg}$$

Berechnung eines EQS_{Süßwasser secpois} :

Im letzten Schritt folgt eine Umrechnung in EQS_{Süßwasser}. Vorsorglich wurde der höchste experimentelle BKF verwendet (3400 für *Mytilus edulis*), um mögliche Risiken nicht zu unterschätzen. Das TGD for EQS empfiehlt hingegen nicht den höchsten sondern den verlässlichsten BKF zu verwenden.

$$\text{EQS}_{\text{Süßwasser}} (\mu\text{g} / \text{l}) = \frac{\text{EQS}_{\text{Biota}} (\mu\text{g} / \text{kg})}{\text{BKF} (\text{l} / \text{kg}) \cdot \text{BMF}_1}$$

$$EQS_{\text{Süßwasser secpois exp}} = 10 \text{ mg/kg} / (3400 \text{ l/kg} \times 10) = 294 \text{ ng/L}$$

Der relativ niedrige AA-EQS_{AF} von 43 ng/L für Nonylphenol sollte demnach einen gewissen Schutz vor zu hoher Anreicherung in Organismen durch Bioakkumulation, Biomagnifikation und sekundärer Intoxikation bieten, da EQS_{Süßwasser secpois} oberhalb des AA-EQS_{SSD} liegt. Von einer indirekten Gefährdung aquatischer Organismen entlang der Nahrungskette ist daher nicht auszugehen.

10. Schutz der aquatischen Organismen

Der Effektdatensatz für Nonylphenol und 4-Nonylphenol umfasst alle 3 trophischen Ebenen bei den Kurzzeit- und Langzeittoxizitäten. Sowohl bei den Langzeit- als auch bei den Kurzzeiteffektstudien stellen Fische die empfindlichste Organismengruppe dar. Die umfangreichen Datensätze erlaubten die Herleitung der EQS mittels Spezies-Sensitivitätsverteilungen. Aufgrund des spezifischen hormonaktiven Wirkmechanismus Nonylphenols (ECHA 2012) wurden spezifische SSDs unter Berücksichtigung von Daten zu Fischen, Amphibien, Mollusken und Krebstieren erstellt. Die spezifische Wirkung auf die Krebstiere scheint nach ECHA noch nicht hinreichend belegt. Ein Vergleich der spezifischen SSDs zeigt aber, dass Krebstiere ähnlich sensitiv gegenüber der chronischen Wirkung Nonylphenols sind wie Fische, Amphibien und Mollusken. Die SSD mit akuten Daten aller taxonomischen Gruppen und die SSD mit Fischen, Amphibien, Mollusken und Krebstieren unterschieden sich kaum, was wiederum für eine unspezifische akute Wirkung spricht.

Die hergeleiteten **MAC-EQS_{SSD} von 3.8 µg/L** und **AA-EQS_{SSD} von 43 ng/L** sollten einen ausreichenden Schutz für aquatische Organismen unterschiedlicher trophischer Ebenen gegenüber direkter und auch indirekter Toxizität bieten, da für das Risiko einer sekundären Intoxikation ein EQS_{Süßwasser secpois est} von 294 ng/L berechnet wurde.

Der derzeitige EU AA-EQS von 300, bzw. 330 ng/L (EC 2005) für Nonylphenol und 4-Nonylphenol erscheint nicht mehr ausreichend protektiv, da mittlerweile wesentlich sensitivere Studien mit populationsrelevanten Endpunkten berücksichtigt werden können. Der neu evaluierte **MAC-EQS von 3.8 µg/L liegt hingegen** über dem derzeitigen EU MAC-EQS von 2 bzw. 2.1 µg/L aus dem Jahr 2005.

11. Änderungen gegenüber der Version vom 26.10.2011

Es wurde eine Vielzahl an neueren Studien aus der öffentlichen Literatur in den Effektdatensatz aufgenommen. Ein Grossteil davon lieferte allerdings keine belastbaren Endpunkte da die Studien entweder als nicht verlässlich eingestuft wurden, oder die Relevanz der Endpunkte nicht gegeben war (Biomarker-Studien). Desweiteren wurden Studien aus

ECHA (2012) hinzugefügt. Wie im TGD for EQS gefordert, wurden die Effektdaten mariner und limnischer Spezies verglichen und es zeigte sich weder für die akuten wie auch chronischen Daten ein signifikanter Unterschied. Für die Herleitung der EQS wurden daher alle Effektdaten berücksichtigt. Der AA-EQS_{AF} bleibt unverändert bei 13 ng/L. Da aber aufgrund der Datenfülle ein **AA-EQS_{SSD}** von **43 ng/L** mittels spezifischer SSD bestimmt werden konnte, wird dieser ca. 3-Fach höhere Wert vorgeschlagen (ein SSD-Ansatz wird nach TGD for EQS bevorzugt). Für die akuten Effektdaten blieb die Erstellung einer SSD weiterhin möglich. Durch die neu hinzugekommenen Daten erhöhte sich der **MAC-EQS_{SSD}**-Vorschlag allerdings leicht von zuvor 3.27 µg/L auf nunmehr **3.8 µg/L**.

12. Literatur

- Ackermann, G. E., Schwaiger, J., Negele, R. D., & Fent, K. (2002). Effects of long-term nonylphenol exposure on gonadal development and biomarkers of estrogenicity in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic toxicology*, 60(3), 203-221.
- Ahel M, Giger W, Koch M (1994): Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment I. Occurrence and transformation in sewage treatment. *Water Res.* 28, 1131-1142.
- Al-Sharif M M Z (2012): Genotoxicity of 4-Nonylphenol (4NP) on *Oreochromis spilurs* fish. *American-Eurasian Journal of Toxicological Sciences* 4, 41-47.
- Ali S, Liu G, Li Z, Xu D, Huang Y, Chen H (2014): Toxicity of five phenolic compounds to brine shrimp *Artemia sinica* (Crustacea: Artemiidae). *Journal of Ocean University of China* 13, 141-145.
- Ali T E S, Legler J (2011): Developmental toxicity of nonylphenol in zebrafish (*Danio rerio*) embryos. *Indian Journal of Marine Sciences* 40, 509-515.
- Ankley G, Peterson G, Lukasewycz M, Jenner D (1990): Characteristics of surfactants in toxicity identification evaluations. *Chemosphere*, 21, 3-12.
- Aronzon C M, Svartz G V, Coll C S P (2016): Synergy between Diazinon and Nonylphenol in Toxicity during the Early Development of the *Rhinella arenarum* Toad. *Water, Air, and Soil Pollution* 227.
- Arslan OC, Parlak H. 2007. Embryotoxic effects of nonylphenol and octylphenol in sea urchin *Arbacia lixula*. *Ecotoxicology* 16(6):439-444.
- Arslan OC, Parlak H, Oral R, Katalay S. 2007. The Effects of Nonylphenol and Octylphenol on Embryonic Development of Sea Urchin (*Paracentrotus lividus*). *Environmental Contamination and Toxicology* 53(2):214-219.
- Balch, G., & Metcalfe, C. (2006). Developmental effects in Japanese medaka (*Oryzias latipes*) exposed to nonylphenol ethoxylates and their degradation products. *Chemosphere*, 62(8), 1214-1223.
- Baldwin, W. S., Graham, S. E., Shea, D., & LeBlanc, G. A. (1997). Metabolic androgenization of female *Daphnia magna* by the xenoestrogen 4-nonylphenol. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16(9), 1905-1911.
- Brennan SJ, Brougham CA, Roche JJ (2006): Multi-generational effects of four selected environmental oestrogens on *Daphnia magna*. *Chemosphere* 64:49–55.
- Bringmann G, Kühn R (1982): Results of toxic action of water pollutants on *Daphnia magna* Strauss tested by an improved standardised procedure. *Z Wasser Abwasser Forsch.*, 15(1), 1-6.
- Brooke L T (1993a): Acute and chronic toxicity of nonylphenol to ten species of aquatic organisms. USEPA Draft Report, EPA Contract No 68-C1-0034.195.
- Brooke L T (1993b): Accumulation and lethality for two freshwater fishes (fathead minnow and bluegill) to nonylphenol. USEPA Draft Report, EPA Contract No 68-C1-0034.
- Bruns E, Knacker T (1998): Untersuchung der Wirkung gefährlicher Stoffe auf aquatische Organismen zur Ableitung von Zielvorgaben in Oberflächengewässern. Umweltbundesamt (UBA), Berlin, Germany. Umweltbundesamt.
- Carvalho AR, Cardoso V, Rodrigues A, Benoliel MJ, Duarte E (2016): Fate and Analysis of Endocrine-Disrupting Compounds in a Wastewater Treatment Plant in Portugal. *Water, Air, & Soil Pollution.*;227(6):1-8.
- Canesi L, Lorusso L C, Ciacci C, Betti M, Rocchi M, Pojana G, Marcomini A (2007): Immunomodulation of *Mytilus* hemocytes by individual estrogenic chemicals and environmentally relevant mixtures of estrogens: *In vitro* and *in vivo* studies. *Aquatic Toxicology* 81: 36–44.
- Chaube R, Gautam G J, Joy K P (2013): Teratogenic effects of 4-nonylphenol on early embryonic and larval development of the catfish *Heteropneustes fossilis*. *Archives of environmental contamination and toxicology* 64, 554-561.

- Christensen JR, Richardson JS, Bishop CA, Pauli BD, Elliott J. 2005. Effects of nonylphenol on rates of tail resorption and metamorphosis in *Rana catesbeiana* tadpoles. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* 68:557-572.
- Comber M H I, Williams T D, Stewart K M (1993): The effects of nonylphenol on *Daphnia magna*. *Water Research*, 27(2), 273-276.
- Corti, A., Frassinetti, S., Vallini, G., D'Antone, S., Fichi, C., & Solaro, R. (1995). Biodegradation of nonionic surfactants. I. Biotransformation of 4-(1-nonyl) phenol by a *Candida maltosa* isolate. *Environmental Pollution*, 90(1), 83-87.
- Czech P, Weber K, Dietrich DR. 2001. Effects of endocrine modulating substances on reproduction in the hermaphroditic snail *Lymnaea stagnalis* L. *Aquatic Toxicol* 53:103-114.
- Diehl J, Johnson S E, Xia K, West A, Tomanek L (2012): The distribution of 4-nonylphenol in marine organisms of North American Pacific Coast estuaries. *Chemosphere* 87, 490-497.
- Drèze, V., Monod, G., Cravedi, J. P., Biagianti-Risbourg, S., & Le Gac, F. (2000). Effects of 4-nonylphenol on sex differentiation and puberty in mosquitofish (*Gambusia holbrooki*). *Ecotoxicology*, 9(1), 93-103.
- Dwyer F J, Mayer F L, Sappington L C, Buckler D R, Bridges C M, Greer I E, Hardesty, D K, Henke C E, Ingersoll C G, Kunz J L, Whites D W, Augspurger T, Mount D R, Hattala K, Neuderfer G N (2005): Assessing Contaminant Sensitivity of Endangered and Threatened Aquatic Species: Part I. Acute Toxicity of Five Chemicals. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 48:143–154, DOI: 10.1007/s00244-003-3038-1.
- EC (2011): Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No. 27. Europäische Kommission (EC).
- EC (2005): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Priority Substance No. 24; 4-Nonylphenol (branched) and Nonylphenol; CAS-No. 84852-15-3 and 25154-52. Final version 31 July 2005, European Commission (EC), available on CIRCA.
- ECHA [European Chemicals Agency] (2012): Member state committee support document for identification of 4-nonylphenol, branched and linear as substances of very high concern because due to their endocrine disrupting properties they cause probable serious effects to the environment which give rise to an equivalent level of concern to those of CMRs and PBTs/vPvBs; Adopted on 13 December 2012. Verfügbar unter: <https://echa.europa.eu/documents/10162/3024c102-20c9-4973-8f4e-7fc1dd361e7d> (letzter Aufruf am 18:12:2017)
- England D E, Bussard J B (1993): Toxicity of nonylphenol to the midge *Chironomus tentans*. Report prepared for the Chemical Manufacturers Association by ABC Laboratories Inc. Report #40597.
- England D E, Bussard J B (1994): Toxicity of nonylphenol to the amphipod *Hyalella azteca* (Saussure). Report prepared for the Chemical Manufacturers Association by ABC Laboratories Inc. Report #41569.
- England D E (1995): Chronic toxicity of nonylphenol to *Ceriodaphnia dubia*. Report prepared for the Chemical Manufacturers Association by ABC Laboratories Inc. Report #41756.
- EU (2002): EU Risk Assessment -4-NONYLPHENOL (BRANCHED) AND NONYLPHENOL FINAL REPORT.
- Fabbri R, Montagna M, Balbi T, Raffo E, Palumbo F, Canesi L (2014): Adaptation of the bivalve embryotoxicity assay for the high throughput screening of emerging contaminants in *Mytilus galloprovincialis*. *Marine environmental research* 99, 1-8.
- Feng M, Chen P, Wei X, Zhang Y, Zhang W, Qi Y. 2011. Effect of 4-nonylphenol on the sperm dynamic parameters, morphology and fertilization rate of *Bufo raddei*. *African Journal of Biotechnology* 10(14):2698-2707.
- Fliedner A. 1993. *Daphnia magna*, Verlängerter Toxizitätstest Testsubstanz: Nonylphenol. Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, 1-51.

- Forget-Leray J, Landriau I, Minier C, Leboulenger F(2005):Impact of endocrine toxicants on survival, development, and reproduction of the estuarine copepod *Eurytemora affinis* (Poppe). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 60:288–294.
- Gao Q T, Tam N F Y (2011): Growth, photosynthesis and antioxidant responses of two microalgal species, *Chlorella vulgaris* and *Selenastrum capricornutum*, to nonylphenol stress. *Chemosphere* 82, 346-354.
- Gibble R, Baer KN. 2003. Effects of 4-Nonylphenol on Sexual Maturation in *Daphnia magna*. *Bull Environ Contam Toxicol* 70:315-321.
- Giesy, J. P., Pierens, S. L., Snyder, E. M., Miles-Richardson, S., Kramer, V. J., Snyder, S. A., ... & Villeneuve, D. A. (2000). Effects of 4-nonylphenol on fecundity and biomarkers of estrogenicity in fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(5), 1368-1377.
- Granmo A., Ekelund R., Magnusson K., Berggren M. (1989). Lethal and sublethal toxicity of 4-nonylphenol to the common mussel (*Mytilus edulis* L.). *Environ. Pollut.*, 59, 115-127.
- Ha M H und Choi J (2008): Effects of environmental contaminants on hemoglobin of larvae of aquatic midge, *Chironomus riparius* (Diptera: Chironomidae):A potential biomarker for ecotoxicity monitoring. *Chemosphere* 71:1928–1936.
- Hamlin H J, Marciano K, Downs C A (2015): Migration of nonylphenol from food-grade plastic is toxic to the coral reef fish species *Pseudochromis fridmani*. *Chemosphere* 139, 223-228.
- Harries, J. E., Runnalls, T., Hill, E., Harris, C. A., Maddix, S., Sumpter, J. P., & Tyler, C. R. (2000). Development of a reproductive performance test for endocrine disrupting chemicals using pair-breeding fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Environmental Science & Technology*, 34(14), 3003-3011.
- Harris CA, Santos EM, Janbakhsh A, Pottinger TG, Tyler CR, Sumpter JP. 2001. Nonylphenol affects gonadotropin levels in the pituitary gland and plasma of female rainbow trout. *Environmental Science and Technology* 35(14):2909-2916.
- Hense B A, Welzl G, Severin G F, Schramm K-W (2005): Nonylphenol induced changes in trophic web structure of plankton analysed by multivariate statistical approaches. *Aquatic toxicology* 73, 190-209.
- Hernando M D, Vettori S D, Martinez Bueno M J, Fernandez-Alba A R (2007): Toxicity evaluation with *Vibrio fischeri* test of organic chemicals used in aquaculture. *Chemosphere* 68:724–730.
- Hillenbrand T, Marscheider-Weidemann, Strauch M, Heitmann K (2006): Prioritäre Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie. Forschungsvorhaben „Emissionsminderung für prioritäre und prioritäre gefährliche Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie“.
- Hirano M, Ishibashi H, Kim J-W (2009): Effects of environmentally relevant concentrations of nonylphenol on growth and 20-hydroxyecdysone levels in mysid crustacean, *Americamysis bahia*. *Comp Biochem Physiol, Part C: Toxicol Pharmacol* 149:368–73.
- Hüls AG (1992a): Determination of the effects of nonylphenol on the reproduction of *Daphnia magna* (in accordance with OECD Guideline 202 Part II) Final Report DL-143.
- Hüls AG (1992b): Determination of the effects of nonylphenol on the reproduction of *Daphnia magna* (in accordance with OECD Guideline 202 Part II) Final Report DL-143a.
- Hüls AG (1992c): Determination of the effects of nonylphenol on the swimming behaviour of *Daphnia magna* (in accordance with EC 84/449) Final report DK-522.
- Hüls AG (1996a). Determination of the effects of nonylphenol on the growth of *Scenedesmus subspicatus* 86.81.SAG (algal growth inhibition test according to UBA Feb 1984). Report AW-185.
- Hüls AG (1996b) Determination of the acute effects of nonylphenol in fish (in accordance with DIN 38412 Part 15) Final report.

- Ishibashi, H., Hirano, M., Matsumura, N., Watanabe, N., Takao, Y., & Arizono, K. (2006). Reproductive effects and bioconcentration of 4-nonylphenol in medaka fish (*Oryzias latipes*). *Chemosphere*, 65(6), 1019-1026.
- Isidori M, Lavorgna M, Nardelli A, Parrella A (2006): Toxicity on crustaceans and endocrine disrupting activity on *Saccharomyces cerevisiae* of eight alkylphenols. *Chemosphere* 64:135–143.
- IUCLID (2006): Dataset Nonylphenol; ID: 25154-52-3.
- Jin S, Yang F, Liao T, Hui Y, Wen S, Xu Y (2012): Enhanced effects by mixtures of three estrogenic compounds at environmentally relevant levels on development of Chinese rare minnow (*Gobiocypris rarus*). *Environmental Toxicology and Pharmacology* 33, 277-283.
- Jobling S, Sumpter JP. 1993. Detergent components in sewage effluent are weakly oestrogenic to fish: An in vitro study using rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) hepatocytes. *Aquatic Toxicol* 27(3-4):361-372.
- Kang, I. J., Yokota, H., Oshima, Y., Tsuruda, Y., Hano, T., Maeda, M., ... & Honjo, T. (2003). Effects of 4-nonylphenol on reproduction of japanese medaka, *Oryzias latipes*. *Environmental toxicology and chemistry*, 22(10), 2438-2445.
- Kase, R., Korkaric, M., Werner, I., & Ågerstrand, M. (2016): Criteria for Reporting and Evaluating ecotoxicity Data (CRED): comparison and perception of the Klimisch and CRED methods for evaluating reliability and relevance of ecotoxicity studies. *Environmental Sciences Europe*, 28(1), 7.
- Kashiwada S, Ishikawa H, Miyamoto N, Ohnishi Y, Magara Y (2002): Fish test for endocrine-disruption and estimation of water quality of Japanese rivers. *Water Research* 36:2161–2166.
- 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* 25:1-5.
- Kopf W (1997): Wirkung endokriner Stoffe in Biotests mit Wasserorganismen. In *Stoffe mit endokriner Wirkung in Wasser*. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wasserforschung München. Zitiert in EC 2005
- Korsman J C, Schipper A M, de Vos M G, van den Heuvel-Greve M J, Vethaak A D, de Voogt P, Hendriks A J (2015): Modeling bioaccumulation and biomagnification of nonylphenol and its ethoxylates in estuarine–marine food chains. *Chemosphere* 138, 33-39.
- Lahnsteiner F, Berger B, Grubinger F, Weismann T(2005): The effect of 4-nonylphenol on semen quality, viability of gametes, fertilization success, and embryo and larvae survival in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology* 71: 297–306.
- Lalah JO, Severin GF, Schramm KW, Lenoir D, Behechti A, Guenther K, Kettrup A. 2007. Effects of a Branched p-Nonylphenol Isomer (4(3',6'-dimethyl-3'-heptyl)-phenol) on Embryogenesis in *Lymnaea stagnalis* L. *Arch Environ Contam Toxicol* 52(1):104-112.
- LeBlanc GA, Mu X, Rider CV. 2000. Embryotoxicity of the Alkylphenol Degradation Product 4-Nonylphenol to the Crustacean *Daphnia magna*. *Environmental Health Perspectives* 108(12):1033-1138.
- Lee W, Kang C-W, Su C-K, Okubo K, Nagahama Y (2012): Screening estrogenic activity of environmental contaminants and water samples using a transgenic medaka embryo bioassay. *Chemosphere* 88, 945-952.
- Li M H (2008a): Effects of nonionic and ionic surfactants on survival, oxidative stress, and cholinesterase activity of planarian. *Chemosphere* 70: 1796–1803.
- Li M H (2008b): Effects of nonylphenol on cholinesterase and carboxylesterase activities in male guppies (*Poecilia reticulata*). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 71:781– 786.
- Li Z, Zhang H, Gibson M, Liu P (2012): An evaluation of the combined effects of phenolic endocrine disruptors on vitellogenin induction in goldfish *Carassius auratus*. *Ecotoxicology* 21, 1919-1927.

- Lin, L. L., & Janz, D. M. (2006). Effects of binary mixtures of xenoestrogens on gonadal development and reproduction in zebrafish. *Aquatic Toxicology*, 80(4), 382-395.
- Liu Y, Dai X, Wei J (2013): Toxicity of the xenoestrogen nonylphenol and its biodegradation by the alga *Cyclotella caspia*. *Journal of Environmental Sciences (China)* 25, 1662-1671.
- Liu Y, Tam N F Y, Guan Y, Yasojima M, Zhou J, Gao B (2011): Acute toxicity of nonylphenols and bisphenol A to the embryonic development of the abalone *Haliotis diversicolor supertexta*. *Ecotoxicology* 20, 1233-1245.
- Loos R, Wollgast J, Castro-Jimenez J, Mariani G, Huber T, Locoro G, Hanke G, Umlauf G, Bidoglio G, Hohenblum P, Moche W, Weiss S, Schmid H, Leiendecker F, Ternes T, Navarro Ortega A, Hildebrandt A, Barcelo D, Lepom P, Dimitrova I, Nitscheva O, Polesello S, Valsecchi S, Boutrup S, Sortkjaer O, de Boer R, Staeb J (2008): Laboratory intercomparison study for the analysis of nonylphenol and octylphenol in river water. *Trends in Analytical Chemistry*, Vol. 27, No.1.
- Lussier S M, Champlin D, LiVolsi J, Poucher S, Pruell (2000): Acute toxicity of para-nonylphenol to saltwater animals. *Environ. Toxicol. Chem.* 19:617-621.
- Mackenzie C A, Berrill M, Metcalfe C, Pauli B D (2003): Gonadal differentiation in frogs exposed to estrogenic and antiestrogenic compounds. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 22, No. 10:2466-2475.
- Maltais D, Roy R L (2014): Effects of nonylphenol and ethinylestradiol on copper redhorse (*Moxostoma hubbsi*), an endangered species. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 108, 168-178.
- Mariel A C, Alejandra B P, Silvia P C C (2014): Developmental toxicity and risk assessment of nonylphenol to the South American toad, *Rhinella arenarum*. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 38, 634-642.
- Martínez-Paz P, Morales M, Martínez-Guitarte J L, Morcillo G (2013): Genotoxic effects of environmental endocrine disruptors on the aquatic insect *Chironomus riparius* evaluated using the comet assay. *Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis* 758, 41-47.
- McLeese D, Zitko V, Metcalfe C, Sergent D (1980). Lethality of aminocarb and the components of the aminocarb formulation to juvenile Atlantic salmon, marine invertebrates and a freshwater clam. *Chemosphere*, 9, 79-82.
- McLeese D W, Zitko V, Sergent D B, Burrige L, Metcalf C D (1981): Lethality and accumulation of alkylphenols in aquatic fauna. *Chemosphere*, 10, 723-730.
- Meijide F J, Rey Vázquez G, Piazza Y G, Babay P A, Itria R F, Lo Nostro F L (2016): Effects of waterborne exposure to 17 β -estradiol and 4-tert-octylphenol on early life stages of the South American cichlid fish *Cichlasoma dimerus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 124, 82-90.
- Miles-Richardson, S. R., Pierens, S. L., Nichols, K. M., Kramer, V. J., Snyder, E. M., Snyder, S. A., ... & Giesy, J. P. (1999). Effects of waterborne exposure to 4-nonylphenol and nonylphenol ethoxylate on secondary sex characteristics and gonads of fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Environmental research*, 80(2), S122-S137.
- 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.
- Moore A, Scott A P, Lower N (2003): The effects of 4-nonylphenol and atrazine on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts. *Aquaculture* 222:253-63.
- Nice HE. 2005. Sperm motility in the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) is affected by nonylphenol. *Marine Pollution Bulletin* 50:1668-1674.
- Nice HE, Morritt D, Crane M, Thyorndyke M. 2003. Long-term and transgenerational effects of nonylphenol exposure at a key stage in the development of *Crassostrea gigas*. Possible endocrine disruption? *Marine Ecology Progress Series* 256:293-300.
- Nice HE, Thorndyke MC, Morritt D. 2000 Jan. Development of *Crassostrea gigas* larvae is affected by 4-nonylphenol. *Marine Pollution Bulletin* 40(6):491-496.

- Oliva M, Mennillo E, Barbaglia M, Monni G, Tardelli F, Casu V, Pretti C (2015): The serpulid *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923) as candidate organisms for ecotoxicological assays in brackish and marine waters. *Ecotoxicology and Environmental Safety*.
- Park S Y, Choi J (2009): Genotoxic Effects of Nonylphenol and Bisphenol A. Exposure in Aquatic Biomonitoring Species: Freshwater Crustacean, *Daphnia magna*, and Aquatic Midge, *Chironomus riparius*. *Bull Environ Contam Toxicol* (2009) 83:463–468. DOI 10.1007/s00128-009-9745-1.
- Park C J, Kang H S, Gye M C (2010): Effects of nonylphenol on early embryonic development, pigmentation and 3,5,3'-triiodothyronine-induced metamorphosis in *Bombina orientalis* (Amphibia: Anura). *Chemosphere* 81:1292–1300.
- Quinn B, Gagné F, Blaise C, Costello M J, Wilson J G, Mothersill C (2006): Evaluation of the lethal and sub-lethal toxicity and potential endocrine disrupting effect of nonylphenol on the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C* 142: 118–127.
- Sayed A E D H, Mahmoud U M, Mekkawy I A (2012): Reproductive biomarkers to identify endocrine disruption in *Clarias gariepinus* exposed to 4-nonylphenol. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 78, 310-319.
- Schoenfuss H L, Bartell S E, Bistodeau T B, Cedié R A, Grove K J, Zintek L, Lee K E, Barber L B (2008): Impairment of the reproductive potential of male fathead minnows by environmentally relevant exposures to 4-nonylphenol. *Aquatic Toxicology* 86:91–98.
- Schwaiger J, Spieser OH, Bauer C, Ferling H, Mallow, U, Kalbfus W, Negele R D (2000): Chronic toxicity of nonylphenol and ethinylestradiol: haematological and histopathological effects in juvenile Common carp (*Cyprinus carpio*). *Aquatic Toxicology* 51:69–78.
- Seki, M., Yokota, H., Maeda, M., Tadokoro, H., & Kobayashi, K. (2003). Effects of 4-nonylphenol and 4-tert-octylphenol on sex differentiation and vitellogenin induction in medaka (*Oryzias latipes*). *Environmental toxicology and chemistry*, 22(7), 1507-1516.
- Senthil Kumaran S, Kavitha C, Ramesh M, Grummt T (2011): Toxicity studies of nonylphenol and octylphenol: Hormonal, hematological and biochemical effects in *Clarias gariepinus*. *Journal of Applied Toxicology* 31, 752-761.
- Severin G F, Welzl G, Jüttner I, Pfister G, Schramm K W (2003): Effects of nonylphenol on zooplankton in aquatic microcosms. *Environmental toxicology and chemistry* 22, 2733-2738.
- Shirdel I, Kalbassi M R (2016): Effects of nonylphenol on key hormonal balances and histopathology of the endangered Caspian brown trout (*Salmo trutta caspius*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part - C: Toxicology and Pharmacology* 183-184, 28-35.
- Sims I, Whitehouse P, Wilkinson H, McEvoy J (1997): The acute toxicity of 4-nonylphenol to nymphs of the freshwater shrimp, *Gammarus pulex* and the damselfly *Ischnura elegans*. WRC/Environment Agency Technical Report.
- Spehar RL, Brooke L T, Markee T P, Kahl M D (2010): Comparative toxicity and bioconcentration of nonylphenol in freshwater organisms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 29, No. 9: 2104–2111.
- Sun H, Gu X. 2005. Comprehensive Toxicity Study of Nonylphenol and Short-Chain Nonylphenol Polyethoxylates on *Daphnia magna*. *Bull Environ Contam Toxicol* 75(4):677-683.
- Tanaka Y, Nakanishi J. 2002. Chronic Effects of p-Nonylphenol on Survival and Reproduction of *Daphnia galeata*: Multigenerational Life Table Experiment. *Environmental Toxicology* 17(5):487-492.
- UN (2015): Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (GHS), 6th revised edition ed. United Nations, New York.
- US EPA (2008): Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows, v 4.0. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.
- Van den Belt K, Verheyen R, Witters H (2004): Comparison of vitellogenin responses in zebrafish and rainbow trout following exposure to environmental estrogens. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 56:271–281.

- Van Vlaardingen, P. L. A., Traas, T. P., Wintersen, A. M., & Aldenberg, T. (2005). ETX 2.0. A program to calculate hazardous concentrations and fraction affected, based on normally distributed toxicity Data.
- Ward T J, Boeri R L (1990a): Acute static toxicity of nonylphenol to the marine alga (*Skeletonema costatum*). Report prepared for Chemical Manufactures Association by Resource Analysts. Study No 8970-CMA.
- Ward T J, Boeri R L (1990b): Acute static toxicity of nonylphenol to the freshwater alga (*Selenastrum capricornutum*). Report prepared for Chemical Manufactures Association by Resource Analysts. Study No 8969-CMA.
- Ward T J, Boeri R L (1990c): Acute flow through toxicity of nonylphenol to the mysid (*Mysidopsis bahia*). Report prepared for Chemical Manufactures Association by Resource Analysts. Study No 8974-CMA.
- Ward T J, Boeri R L (1990d): Acute flow through toxicity of nonylphenol to the sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*). Report prepared for Chemical Manufactures Association by Resource Analysts. Study No 8972-CMA.
- Ward T J, Boeri R L (1991a): Early life stage toxicity of nonylphenol to the fathead minnow (*Pimephales promelas*). Report prepared for Chemical Manufactures Association by Resource Analysts. Study No 8979-CMA.
- Ward T J, Boeri R L (1991b). Chronic toxicity of nonylphenol to the mysid (*Mysidopsis bahia*). Report prepared for Chemical Manufactures Association by Resource Analysts. Study No 8977-CMA.
- Worboys M A, Leung K M, Grist E P, Crane M (2002): Time should be considered in developmental ecotoxicity test. Marine pollution bulletin 45, 92-99.
- Xia J, Niu C, Pei X (2010): Effects of chronic exposure to nonylphenol on locomotor activity and social behavior in zebrafish (*Danio rerio*). Journal of Environmental Sciences: 22(9) 1435–1440.
- Yang F X, Xu Y, Wens S (2005): Endocrine-Disrupting Effects of Nonylphenol, Bisphenol A, and p,p-DDE on *Rana nigromaculata* Tadpoles. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 75:1168–1175.
- Yang L, Lina L, Weng S, Feng Z, Luana T (2008): Sexually disrupting effects of nonylphenol and diethylstilbestrol on male silver carp (*Carassius auratus*) in aquatic microcosms. Ecotoxicology and Environmental Safety 71: 400–411.
- Yokata H, Seki M, Maeda M, Oshima Y, Tadokoro H, Honko T, Kobayashi (2001): LIFE-CYCLE TOXICITY OF 4-NONYLPHENOL TO MEDAKA (*Oryzias latipes*). Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 20, No. 11:2552–2560.
- Yoshimura K (1986): Biodegradation and fish toxicity of non-ionic surfactants. J. Am. Oil Chem. Soc., 63(12), 1590-1596.
- Zaytseva T B, Medvedeva N G, Mamontova V N (2015): Peculiarities of the effect of octyl- and nonylphenols on the growth and development of microalgae. Inland Water Biology 8, 406-413.
- Zha J, Sun L, Spear P A, Wang Z (2008): Comparison of ethinylestradiol and nonylphenol effects on reproduction of Chinese rare minnows (*Gobiocypris rarus*). Ecotoxicology and Environmental Safety 71:390–399.
- Zhang L, Gible R, Baer KN. 2003. The effects of 4-nonylphenol and ethanol on acute toxicity, embryo development, and reproduction in *Daphnia magna*. Ecotoxicology and Environmental Safety 55:330-337.
- Zhao Y, Wang X, Lin X, Zhao S, Lin J (2016): Comparative developmental toxicity of eight typical organic pollutants to red sea bream (*Pagrosomus major*) embryos and larvae. Environmental Science and Pollution Research, 1-12.

13. Appendix

UNSPECIFISCH

SPEZIFISCH

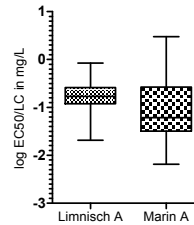
Tax. Gruppe	limnisch (n)	marin (n)
Fische	19	4
Amphibien	2	-
Mollusken	1	2
Krebstiere	4	4
Chironomiden	2	-
Ringelwürmer	-	1
Planarien	1	-
Algen	2	1
Bakterien	-	1

Tax. Gruppe	limnisch (n)	marin (n)
Fische	19	4
Amphibien	2	-
Mollusken	1	2
Krebstiere	4	4
Chironomiden	2	-
Ringelwürmer	-	1
Planarien	1	-

Tax. Gruppe	limnisch (n)	marin (n)
Fische	19	4
Amphibien	2	-
Mollusken	1	2
Krebstiere	4	4

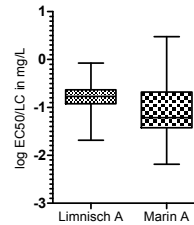
Tax. Gruppe	limnisch (n)	marin (n)
Fische	19	4
Amphibien	2	-
Mollusken	1	2

sensitivstes Effektdatum pro Spezies*
 *ausser dort, wo Substanzidentität eindeutig war (A. bahia und C. variegatus)

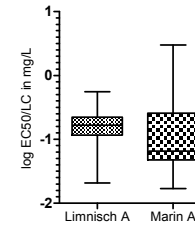


P value
Exact or approximate P value?
P value summary
Are medians signif. different? (P < 0.05)
One- or two-tailed P value?
Sum of ranks in column A,B
Mann-Whitney U

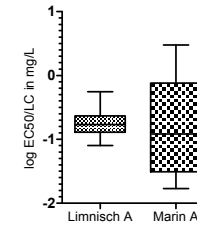
0.0307
Gaussian Approximation
*
Yes
Two-tailed
782, 208
117.0



0.0292
Gaussian Approximation
*
Yes
Two-tailed
667, 153
87.00

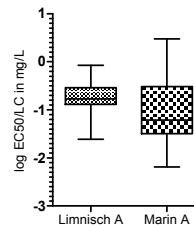


0.0934
Gaussian Approximation
ns
No
Two-tailed
529, 137
82.00



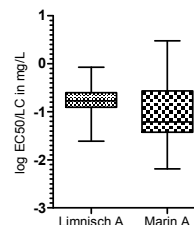
0.7158
Gaussian Approximation
ns
No
Two-tailed
326, 80
59.00

geom. Mittelwert bei mehreren Effektdaten für einen Endpunkt pro Spezies

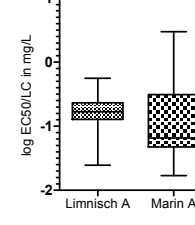


P value
Exact or approximate P value?
P value summary
Are medians signif. different? (P < 0.05)
One- or two-tailed P value?
Sum of ranks in column A,B
Mann-Whitney U

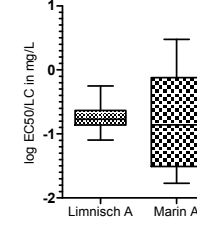
0.0396
Gaussian Approximation
*
Yes
Two-tailed
778, 212
121.0



0.0386
Gaussian Approximation
*
Yes
Two-tailed
664, 156
90.00



0.1160
Gaussian Approximation
ns
No
Two-tailed
528, 140
85.00



0.8446
Gaussian Approximation
ns
No
Two-tailed
323, 83
62.00

Fig. A1

Figur A1: (vorherige Seite): Statistischer Vergleich valider akuter Effektdaten mariner und limnischer Spezies unter Berücksichtigung aller vorhandenen Taxa (linke Spalte), ohne Primärproduzenten (zweite Spalte), Fische, Amphibien, Mollusken und Krebstiere (dritte Spalte) und Fische, Amphibien und Mollusken (letzte Spalte). Es wurde ausserdem untersucht, ob die Verwendung des sensitivsten Effektdatums (obere Reihe), oder die Verwendung des geometrischen Mittelwertes (untere Reihe) beim vorliegen mehrere valide Effektwerte pro Spezies und Endpunkt, einen Einfluss auf den statistischen Vergleich hat.

13.1. Details zu SSDs zur Herleitung eines AA-EQS (Abschnitt 7.2)

13.1.1: SSD mit validen Daten aus längerfristigen Untersuchungen für limnische und marine Fische, Mollusken und Amphibien für Nonylphenol.

Tabelle A1: Übersicht der kritischen populationsrelevanten Toxizitätswerte (NOECs/EC10) aus längerfristigen Untersuchungen mit Fischen, Mollusken und Amphibien für 4-Nonylphenol für den SSD Ansatz.

Nummer	NOEC oder EC10 (in ng/L)	NOEC oder EC10 (in mg/L)	Spezies	Label
1	130	0.00013	Oncorhynchus mykiss	Fische
2	500	0.0005	Gambusia holbrooki	Fische
3	6080	0.00608	Oryzias latipes	Fische
4	7400	0.0074	Pimephales promelas	Fische
5	10000	0.01	Gobiocypris rarus	Fische
6	10000	0.01	Crassostrea gigas	Weichtiere
7	20000	0.02	Rana nigromaculata	Amphibien
8	20000	0.02	Xenopus laevis	Amphibien
9	50000	0.05	Bufo raddei	Amphibien
10	59500	0.0595	Lepomis macrochirus	Fische
11	100000	0.1	Lymnea stagnalis	Weichtiere
12	200000	0.2	Mytilus edulis	Weichtiere
13	680000	0.68	Dreissena polymorpha	Weichtiere

Tabelle A2: „Goodness of fit“ für die SSD der chronischen Effektdaten (NOEC/EC10) für Fische, Mollusken und Amphibien - berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Anderson-Darling test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.631	Accepted		
0.05	0.752	Accepted	AD Statistic:	0.333161
0.025	0.873	Accepted	n:	13
0.01	1.035	Accepted		
Kolmogorov-Smirnov test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.819	Accepted		
0.05	0.895	Accepted	KS Statistic:	0.702069
0.025	0.995	Accepted	n:	13
0.01	1.035	Accepted		
Cramer von Mises test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.104	Accepted		
0.05	0.126	Accepted	CM Statistic:	0.046222
0.025	0.148	Accepted	n:	13
0.01	0.179	Accepted		

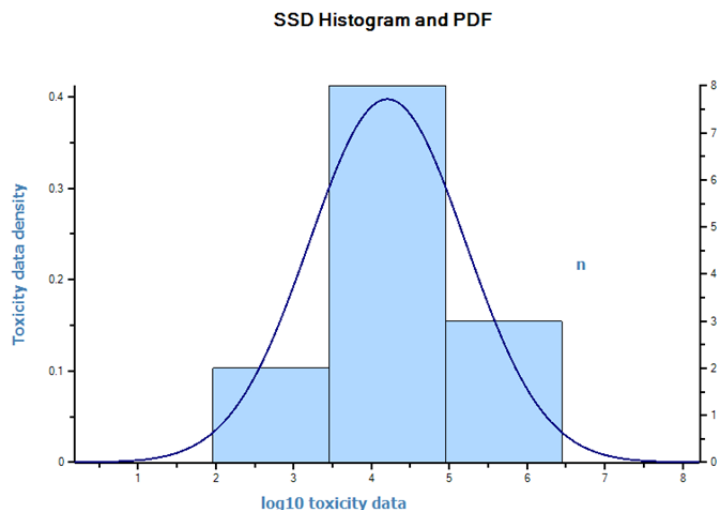


Abbildung A2: Histogramm für die SSD der chronischen Effektdaten (NOEC/EC10) aller verfügbaren taxonomischen Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Tabelle A3: Von der SSD der chronischen Effektdaten (NOEC/EC10) für alle taxonomischen Gruppen abgeleitete Parameter (in ng/L)- berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Parameters of the normal distribution		
Name	Value	Description
mean	4.20578	mean of the log toxicity values
s.d.	1.003479	sample standard deviation
n	13	sample size
HC5 results		
Name	Value	log10(Value)
LL HC5	33.5726	1.525985
HC5	325.7717	2.512913
UL HC5	1320.102	3.120607
sprHC5	39.32082	1.594623
FA At HC5 results		
Name	Value	Description
FA lower	0.849	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
FA median	5	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
FA upper	17.296	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
HC50 results		
Name	Value	log10(Value)
LL HC50	5125.571	3.709742
HC50	16061.26	4.20578
UL HC50	50328.84	4.701817
sprHC50	9.819168	0.992075
FA At HC50 results		
Name	Value	Description
FA lower	32.4123	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC50
FA median	50	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC50
FA upper	67.5877	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50

13.1.2: SSD aus allen validen Daten für limnische und marine Fische, Mollusken, Amphibien und Krebstiere aus längerfristigen Untersuchungen für Nonylphenol.

Tabelle A4: Übersicht der kritischen populationsrelevanten Toxizitätswerte (NOECs/EC10) der Fische, Mollusken, Amphibien und Krebstiere aus längerfristigen Untersuchungen für Nonylphenol im SSD Ansatz.

Nummer	NOEC oder EC10 (in ng/L)	NOEC oder EC10 (in mg/L)	Spezies	Label
1	130	0.00013	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fische
2	300	0.0003	<i>Americamysis bahia</i>	Krebstiere
3	500	0.0005	<i>Gambusia holbrooki</i>	Fische
4	1000	0.001	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Krebstiere
5	3450	0.00345	<i>Daphnia magna</i>	Krebstiere
6	6080	0.00608	<i>Oryzias latipes</i>	Fische
7	7000	0.007	<i>Daphnia galeata</i>	Krebstiere
8	7000	0.007	<i>Eurytemora affinis</i>	Krebstiere
9	7400	0.0074	<i>Pimephales promelas</i>	Fische
10	10000	0.01	<i>Gobiocypris rarus</i>	Fische
11	10000	0.01	<i>Crassostrea gigas</i>	Weichtiere
12	20000	0.02	<i>Rana nigromaculata</i>	Amphibien
13	20000	0.02	<i>Xenopus laevis</i>	Amphibien
14	50000	0.05	<i>Bufo raddei</i>	Amphibien
15	59500	0.0595	<i>Lepomis macrochirus</i>	Fische
16	100000	0.1	<i>Lymnea stagnalis</i>	Weichtiere
17	200000	0.2	<i>Mytilus edulis</i>	Weichtiere
18	680000	0.68	<i>Dreissena polymorpha</i>	Weichtiere

Tabelle A5: „Goodness of fit“ für die SSD der chronischen Effektdaten (NOEC/EC10) der Fische, Mollusken, Amphibien und Krebstiere - berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Anderson-Darling test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.631	Accepted		
0.05	0.752	Accepted	AD Statistic:	0.262626
0.025	0.873	Accepted	n:	18
0.01	1.035	Accepted		
Kolmogorov-Smirnov test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.819	Accepted		
0.05	0.895	Accepted	KS Statistic:	0.657818
0.025	0.995	Accepted	n:	18
0.01	1.035	Accepted		
Cramer von Mises test for normality				
Sign. level	Critical	Normal?		
0.1	0.104	Accepted		
0.05	0.126	Accepted	CM Statistic:	0.044119
0.025	0.148	Accepted	n:	18
0.01	0.179	Accepted		

Abbildung A3: Histogramm für die SSD der chronischen Effektdaten (NOEC/EC10) der Fische, Mollusken, Amphibien und Krebstiere - berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

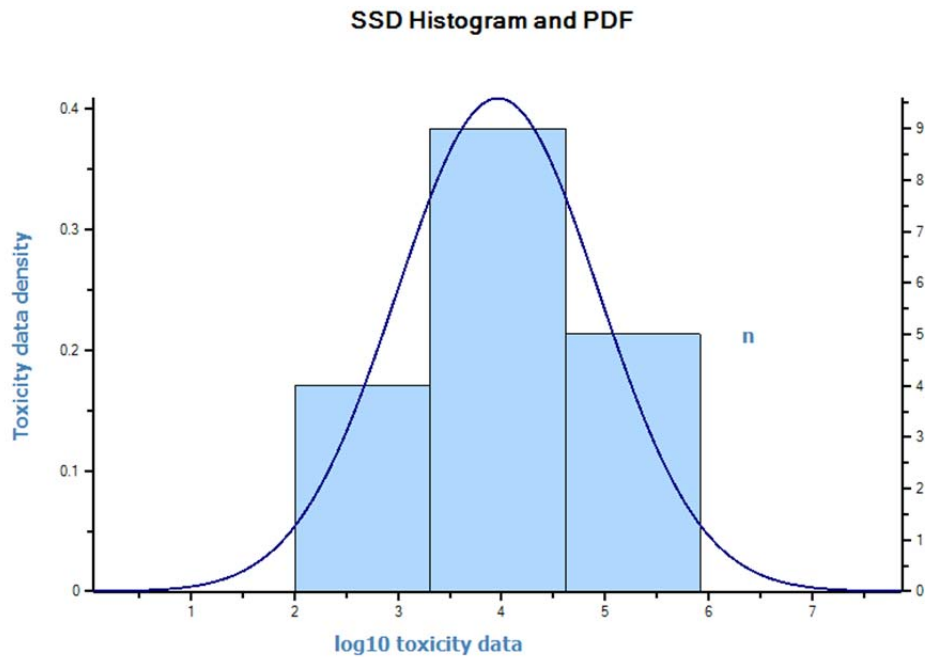


Tabelle A6: Von der SSD der chronischen Effektdaten (NOEC/EC10) der Fische, Mollusken, Amphibien und Krebstiere (in ng/L)- berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Parameters of the normal distribution			
Name	Value	Description	
mean	3.965571	mean of the log toxicity values	
s.d.	0.975993	sample standard deviation	
n	18	sample size	
HC5 results			
Name	Value	log10(Value)	
LL HC5	37.28307	1.571512	
HC5	214.5051	2.331438	
UL HC5	692.054	2.84014	
sprHC5	18.56215	1.268628	
FA At HC5 results			
Name	Value	Description	
FA lower	1.162	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
FA median	5	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
FA upper	14.808	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5	
HC50 results			
Name	Value	log10(Value)	
LL HC50	3676.081	3.565385	
HC50	9237.844	3.965571	
UL HC50	23214.33	4.365756	
sprHC50	6.314968	0.800371	
FA At HC50 results			
Name	Value	Description	
FA lower	34.91207	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	
FA median	50	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	
FA upper	65.08793	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50	

13.2. Details zu SSDs zur Herleitung eines MAC-EQS (Abschnitt 8.2)

13.2.1: SSD mit allen validen Daten aus kurzfristigen Untersuchungen für Nonylphenol und 4-Nonylphenol.

Tab.A7: Übersicht der kritischen Toxizitätswerte aus kurzfristigen Untersuchungen für Nonylphenol für den SSD Ansatz.

Nr.	LC50 oder EC50 (in ng/L)	Spezies	Label
1	0.017	<i>Pleuronectes americanus</i>	Fische_marin
2	0.0207	<i>Hyallela azteca</i>	Krebstiere_limnisch
3	0.0246	<i>Gammarus pulex</i>	Krebstiere_limnisch
4	0.027	<i>Skeletonema costatum</i>	PP_marin
5	0.0379	<i>Mulinia lateralis</i>	Mollusken_marin
6	0.051047037	<i>Americamysis bahia</i>	Krebstiere_marin
7	0.0594	<i>Palaemonetes vulgaris</i>	Krebstiere_marin
8	0.0616	<i>Leptocheirus plumulosus</i>	Krebstiere_marin
9	0.07	<i>Menidia beryllina</i>	Fische_marin
10	0.071	<i>Homarus americanus</i>	Krebstiere_marin
11	0.08	<i>Acipenser brevirostrum</i>	Fische_limnisch
12	0.08	<i>Hybopsis monacha</i>	Fische_limnisch
13	0.085	<i>Daphnia magna</i>	Krebstiere_limnisch
14	0.11	<i>Etheostoma fonticola</i>	Fische_limnisch
15	0.119	<i>Chironomus tentans</i>	andere Invertebraten_limnisch
16	0.12	<i>Bufo boreas boreas</i>	Amphibien_limnisch
17	0.128	<i>Pimephales promelas</i>	Fische_limnisch
18	0.13	<i>Oryzias latipes</i>	Fische_limnisch
19	0.14	<i>Notropis mekistocholas</i>	Fische_limnisch
20	0.145	<i>Salmo salar</i>	Fische_limnisch
21	0.15	<i>Oncorhynchus clarki stomias</i>	Fische_limnisch
22	0.164	<i>Cichlasoma dimerus</i>	Fische_limnisch
23	0.17	<i>Oncorhynchus apache</i>	Fische_limnisch
24	0.17	<i>Xyrauchen texanus</i>	Fische_limnisch
25	0.18	<i>Oncorhynchus clarki henshawi</i>	Fische_limnisch
26	0.19	<i>Etheostoma lepidum</i>	Fische_limnisch
27	0.19	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fische_limnisch
28	0.209	<i>Lepomis macrochirus</i>	Fische_limnisch
29	0.209809437	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Fische_marin
30	0.22	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Krebstiere_limnisch
31	0.23	<i>Poeciliopsis occidentalis occidentalis</i>	Fische_limnisch
32	0.24	<i>Bombina orientalis</i>	Amphibien_limnisch
33	0.26	<i>Ptychocheilus lucius</i>	Fische_limnisch
34	0.29	<i>Gila elegans</i>	Fische_limnisch
35	0.34	<i>Aliivibrio fischeri</i>	Bacteria_marin
36	0.378	<i>Physella virgata</i>	Mollusken_limnisch
37	0.41	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	PP_limnisch
38	0.48	<i>Cyprinodon bovinus</i>	Fische_marin
39	0.56	<i>Leuciscus melanotus</i>	Fische_limnisch
40	0.677244417	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	PP_limnisch
41	0.686	<i>Chironomus riparius</i>	andere Invertebraten_limnisch
42	0.85	<i>Dugesia japonica</i>	andere Invertebraten_limnisch
43	3	<i>Mytilus edulis</i>	Mollusken_marin

Tabelle A8: „Goodness of fit“ für die SSD der akuten Effektdaten (EC50/LC50) aller taxonomischen Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Anderson-Darling test for normality

Sign. level	Critical	Normal?	AD Statistic:	n:
0.1	0.631	Accepted	0.290093	43
0.05	0.752	Accepted		
0.025	0.873	Accepted		
0.01	1.035	Accepted		

Kolmogorov-Smirnov test for normality

Sign. level	Critical	Normal?	KS Statistic:	n:
0.1	0.819	Accepted	0.540422	43
0.05	0.895	Accepted		
0.025	0.995	Accepted		
0.01	1.035	Accepted		

Cramer von Mises test for normality

Sign. level	Critical	Normal?	CM Statistic:	n:
0.1	0.104	Accepted	0.04536	43
0.05	0.126	Accepted		
0.025	0.148	Accepted		
0.01	0.179	Accepted		

Abbildung A4: Histogramm für die SSD der akuten Effektdaten (EC50/LC50) aller verfügbaren taxonomischen Gruppen - berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

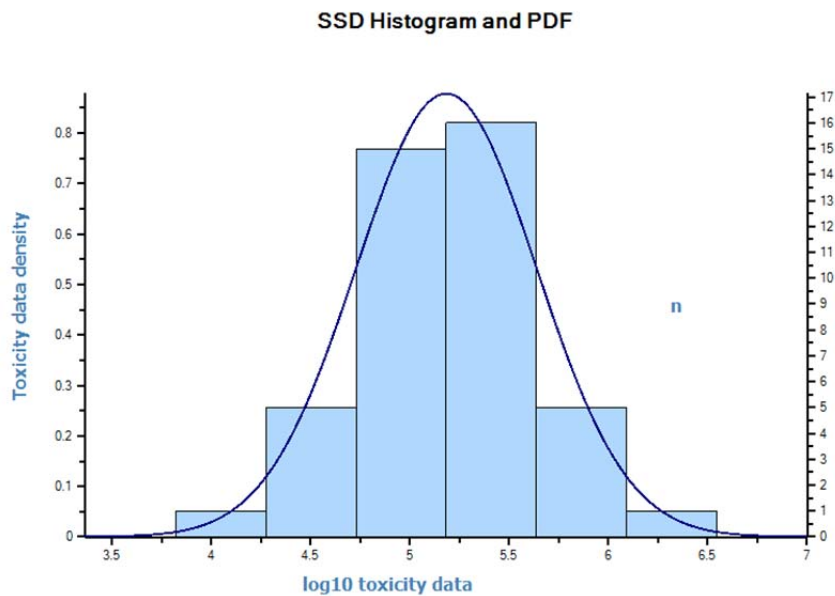


Tabelle A9: Von der SSD aller akuten Effektdaten (EC50/LC50) abgeleitete Parameter (in ng/L)- berechnet mit dem Programm ETX 2.1 (van Vlaardingen *et al.* 2004).

Parameters of the normal distribution

Name	Value	Description
mean	5.182989	mean of the log toxicity values
s.d.	0.454281	sample standard deviation
n	43	sample size

HC5 results

Name	Value	log10(Value)
LL HC5	16858.29	4.226814
HC5	26941.06	4.430415
UL HC5	38815.51	4.589005
sprHC5	2.302458	0.362192

FA At HC5 results

Name	Value	Description
FA lower	2.044	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
FA median	5	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
FA upper	8.604	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5

HC50 results

Name	Value	log10(Value)
LL HC50	116538.1	5.066468
HC50	152401.4	5.182989
UL HC50	199301.3	5.29951
sprHC50	1.710181	0.233042

FA At HC50 results

Name	Value	Description
FA lower	40.059	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC50
FA median	50	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC50
FA upper	59.941	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50