

The logo for the Dutch Environmental Assessment Agency (Rivm) is displayed in white lowercase letters on a yellow rectangular background. The letters are in a sans-serif font, with the 'i' and 'v' having a distinctive shape.

Rapport 711701075/2008

E.M.J. Verbruggen | C.T.A. Moermond | J.A. Janus | J.P.A. Lijzen

# Afleiding van milieurisicogrenzen voor chloride in oppervlaktewater, grondwater, bodem en waterbodem



RIVM Rapport 711701075/2008

## **Afleiding van milieurisicogrenzen voor chloride in oppervlaktewater, grondwater, bodem en waterbodem**

E.M.J. Verbruggen  
C.T.A. Moermond  
J.A. Janus  
J.P.A. Lijzen (projectleider)

Contact:  
E.M.J. Verbruggen  
RIVM-SEC  
[eric.verbruggen@rivm.nl](mailto:eric.verbruggen@rivm.nl)

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van ministerie van VROM, Directie BWL, in het kader van project 'Risico's in relatie tot bodemkwaliteit'

RIVM, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven, tel. 030-27491011, [www.rivm.nl](http://www.rivm.nl)

© RIVM 2008

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave'.

## Rapport in het kort

### **Afleiding van milieurisicogrenzen voor chloride in oppervlaktewater, grondwater, bodem en waterbodem**

Het RIVM heeft milieurisicogrenzen afgeleid voor chloride in zoet oppervlaktewater en sediment, en voor grondwater en bodem dat niet door brak of zout water is beïnvloed. Chloride wordt onder andere gebruikt als strooizout om gladheid op wegen te bestrijden. De afleiding van milieurisicogrenzen voor deze stof is gewenst vanwege het Besluit bodemkwaliteit, drempelwaarden voor grondwater (voor de Europese Grondwaterrichtlijn) bodembescherming in het algemeen, en omdat hij in de categorie ‘overige relevante stoffen’ valt voor de Kaderrichtlijn Water

Voor de afleiding van de milieurisicogrenzen zijn de actuele toxicologische gegevens gebruikt, gecombineerd met de meest recente methodiek (Van Vlaardingen en Verbruggen, 2007). Voor water en sediment, de waterbodem, is deze methodiek voorgeschreven door de Europese Kaderrichtlijn Water. Voor sediment zijn geen milieurisicogrenzen afgeleid, omdat chloride zich in verwaarloosbare mate aan sediment bindt.

Het rapport bevat het MTR (Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau) en ER (Ernstig Risiconiveau) voor water, bodem en sediment. Dit zijn wetenschappelijk afgeleide waarden die dienen als advieswaarden voor de Nederlandse interdepartementale Stuurgroep Stoffen, die de uiteindelijke milieukwaliteitsnormen vaststelt. Milieurisicogrenzen hebben dus voorlopig geen officiële status. De toepassing binnen genoemde kaders is vervolgens de verantwoordelijkheid van beleidsmakers.

Trefwoorden:

chloride, zout, risicogrenzenmilieurisicogrenzen, verwaarloosbaar risiconiveau, maximaal toelaatbaar risiconiveau, ernstig risiconiveau

# Abstract

## **Derivation of environmental risk limits for chloride in surface water, groundwater, soil and sediment**

In this report, RIVM has derived environmental risk limits for chloride in fresh surface water and sediment, and for soil and groundwater which are not influenced by brackish or salt water. Chloride is among other purposes used as salt in the control of icy roads. Chloride was selected, because the derivation of environmental risk limits for this substance is relevant in the framework of the Decree for Soil Quality, threshold values for groundwater (for the European Groundwater daughter Directive) and the category 'other relevant substances' for the Water Framework Directive, and for soil protection in general.

For deriving the environmental risk limits, RIVM used the most up-to-date ecotoxicological data in combination with the most recent methodology (Van Vlaardingen and Verbruggen, 2007). For water and sediment, this methodology is required by the European Water Framework Directive. No risk limits were derived for the sediment compartment, because sorption of chloride to sediment is assumed to be negligible.

Environmental risk limits, as derived in this report, are scientifically derived values, based on (eco)toxicological, fate and physicochemical data. They serve as advisory values for the Dutch Steering Committee for Substances, which is appointed to set the Environmental Quality Standards (EQSs). ERLs are thus preliminary values that do not have any official status. Four different risk limits are distinguished: negligible concentrations (NC); the concentration at which no harmful effects are to be expected (maximum permissible concentration, MPC); the maximum acceptable concentration for ecosystems – specifically in terms of short-term exposure ( $MAC_{eco}$ ); the concentration at which possible serious effects are to be expected (serious risk concentrations,  $SRC_{eco}$ ). The MPC and the SRC have been reported for water soil and sediment. Due to the fact that acute effects were not considered in this report, the  $MAC_{eco}$  has not been derived. It is up to policymakers to apply these values in the frameworks mentioned before.

### Key words:

chloride, salt, risk limits, environmental risk limits, negligible concentration, maximal permissible concentration, serious risk concentration

## Inhoud

<b>Samenvatting</b>	<b>6</b>
<b>Summary</b>	<b>7</b>
<b>1 Inleiding</b>	<b>9</b>
<b>2 Bestaande normen en advieswaarden</b>	<b>11</b>
2.1 Nederland	11
2.2 Internationaal	14
<b>3 Achtergrondgehalten van chloride</b>	<b>17</b>
3.1 Oppervlaktewater (zoetwater)	17
3.2 Grondwater (zoetwater)	18
3.3 Bodem	18
<b>4 Afleiding ecotoxicologische risicogrenzen</b>	<b>19</b>
4.1 Methoden	19
4.2 Resultaten oppervlaktewater en grondwater (zoetwater)	21
4.3 Resultaten bodem en (zoetwater) sediment	24
<b>5 Discussie en conclusies</b>	<b>29</b>
5.1 Risicogrenzen voor chloride in zoetwater	29
5.2 Risicogrenzen voor chloride in bodem en waterbodem (zoetwater)	30
5.3 'Toegevoegd Risico' versus 'Totaal Risico' Benadering	30
<b>Referenties: verwerkt</b>	<b>31</b>
<b>Referenties: geraadpleegd (niet bruikbaar)</b>	<b>37</b>
<b>Bijlage 1</b>	<b>43</b>
<b>Bijlage 2</b>	<b>45</b>
<b>Bijlage 3</b>	<b>47</b>
<b>Bijlage 4</b>	<b>62</b>

## Samenvatting

In dit rapport heeft het RIVM milieurisicogrenzen afgeleid voor chloride in zoet oppervlaktewater en sediment, en voor grondwater en bodem die niet beïnvloed zijn door brak of zout water. Chloride wordt onder andere gebruikt als strooizout voor de bestrijding van gladheid. Chloride werd geselecteerd, omdat de afleiding van milieurisicogrenzen voor deze stof van belang is in het kader van het Besluit bodemkwaliteit, drempelwaarden voor grondwater en de ‘overige relevante stoffen’ voor de Kaderrichtlijn Water en bodembescherming in het algemeen.

De methodiek voor de afleiding van de milieurisicogrenzen is beschreven in de richtlijn voor het project INS (Van Vlaardingen en Verbruggen, 2007). De afleiding van de milieurisicogrenzen voor het watercompartiment is hierin conform de methodiek voor afleiding van milieurisicogrenzen zoals voorgeschreven door de Europese Kaderrichtlijn Water (Lepper, 2005). Milieurisicogrenzen vormen de wetenschappelijke basis waarop de interdepartementale Stuurgroep Stoffen de milieukwaliteitsnormen vaststelt. De overheid hanteert deze normen bij de uitvoering van het nationale stoffenbeleid en de Europese Kaderrichtlijn Water.

In dit rapport zijn twee verschillende niveaus voor milieurisicogrenzen afgeleid: een niveau waarbij geen schadelijke effecten zijn te verwachten (MTR) en een niveau waarbij mogelijk ernstige effecten voor ecosystemen zijn te verwachten ( $ER_{eco}$ ). De afgeleide waarden zijn hieronder weergegeven. De afgeleide risicogrenzen zijn gezien de grote hoeveelheid beschikbare gegevens gebaseerd op statistische extrapolatie (soortgevoeligheidsverdeling). Daarmee is een stevige onderbouw gegeven aan de milieurisicogrenzen voor chloride voor deze compartimenten.

Milieurisicogrens	Waarde (mg Cl/l)
$MTR_{eco, water}$	94
$ER_{eco, water}$	570

Milieurisicogrens	Waarde (mg Cl/kg dw)
$MTR_{eco, bodem}$	39
$ER_{eco, bodem}$	390
$MTR_{eco, sediment}$	340
$ER_{eco, sediment}$	2100

## Summary

In this report, RIVM has derived environmental risk limits for chloride in fresh surface water and sediment, and for soil and groundwater which are not influenced by brackish or salt water. Chloride is among other purposes used as salt in the control of icy roads. Chloride was selected, because the derivation of environmental risk limits for this substance is relevant in the framework of the decree for Soil Quality, threshold values for groundwater and the category ‘other relevant substances’ for the Water Framework Directive, and for soil conservation in general.

For deriving the environmental risk limits, RIVM used the most up-to-date ecotoxicological data in combination with the most recent methodology (Van Vlaardingen and Verbruggen, 2007). For water and sediment, this methodology is required by the European Water Framework Directive. No risk limits were derived for the sediment compartment, because sorption of chloride to sediment is assumed to be negligible.

Environmental risk limits, as derived in this report, are scientifically derived values, which serve as advisory values for the Dutch Steering Committee for Substances to set the Environmental Quality Standards (EQSs). The authorities use these risk limits in the implementation of the national policy on substances and the European Water Framework Directive. In this report two different levels of environmental risk limits are derived: a level at which no adverse effects are to be expected (MPC) and a level at which possibly serious effects for ecosystems can be anticipated (SRC<sub>eco</sub>). The derived values are presented below. Because of the large amount of available data, the derived risk limits are based on statistical extrapolation (species sensitivity distribution, which gives the environmental risk limits for chloride in these compartments a solid basis.

Environmental risk limit	Value (mg Cl/l)
MPC <sub>eco, water</sub>	94
SRC <sub>eco, water</sub>	570

Environmental risk limit	Value (mg Cl/kg dw)
MPC <sub>eco, bodem</sub>	39
SRC <sub>eco, bodem</sub>	390
MPC <sub>eco, sediment</sub>	340
SRC <sub>eco, sediment</sub>	2100





# 1 Inleiding

Voor verschillende stoffen die relevant zijn in het kader van het bodembeleid ontbreken normen voor bodem en grondwater die gebaseerd zijn op ecotoxicologische en/of humaan-toxicologische risicogrenzen, of zijn de huidige normen niet afgeleid volgens de huidige methodiek voor het afleiden van risicogrenzen. Eén van die stoffen is chloride, waarvoor alleen normen beschikbaar zijn voor oppervlaktewater (Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau, MTR), grondwater (Streefwaarde) en bodem en waterbodem (Streefwaarde), zie hoofdstuk 2. Deze set aan normen is onvolledig en de onderbouwing is onbekend. In het kader van het Bouwstoffenbesluit en bodemverontreiniging is zowel het MTR als het Ernstig Risiconiveau (ER, het risiconiveau dat de basis vormt van de Interventiewaarde) van belang. Er is voor chloride in zoet (grond)water alleen een ad-hoc Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau ( $MTR_{eco}$ ) en ad-hoc Ernstig Risiconiveau ( $ER_{eco}$ ) afgeleid, zie hieronder en hoofdstuk 2. Verder is chloride ook beleidsrelevant, omdat er in 2007 een 'drempelwaarde' voor grondwater wordt afgeleid, voortvloeiend uit de EU Kaderrichtlijn Water, KRW (EU, 2000) en de KRW Dochterrichtlijn voor grondwater (EU, 2006), zie ook Verweij en Reijnders (2006). Voor de ecotoxicologische onderbouwing van de drempelwaarde voor chloride, een van nature in het milieu voorkomende stof, is het MTR van belang (Boivin et al., 2007). Chloride is ook opgenomen in de lijst van 'overig relevante stoffen', waarvoor een milieurisicogrens voor oppervlaktewater moet worden afgeleid in het kader van bovengenoemde EU Kaderrichtlijn Water.

Voorafgaand aan de voorliggende rapportage is in 2006 in het kader van dit project een ad-hoc  $MTR_{eco}$  en ad-hoc  $ER_{eco}$  afgeleid voor chloride in zoet (grond)water, op basis van ecotoxicologische gegevens (chronische NOEC-waarden voor chloride) afgeleid uit testen met zoetwaterorganismen (Swartjes en Verbruggen, 2006; zie ook hoofdstuk 2). Bij de afleiding van ad-hoc  $ER_{eco}$ - en  $MTR_{eco}$ -waarden wordt gebruikgemaakt van ecotoxicologische gegevens uit databanken en literatuuroverzichten, zonder een evaluatie van de oorspronkelijke literatuur, conform de in Hansler et al. (2006) beschreven methodiek.

In de voorliggende rapportage zijn de door Swartjes en Verbruggen (2006) gebruikte chronische NOEC-waarden voor chloride geëvalueerd op basis van de oorspronkelijke publicaties en aangevuld met chronische NOEC-waarden voor chloride uit andere publicaties. Op basis van de nu geselecteerde chronische NOEC-waarden voor chloride, alle afgeleid uit testen met zoetwaterorganismen die werden blootgesteld aan NaCl, zijn ecotoxicologische milieurisicogrenzen afgeleid voor chloride in zoetwater (oppervlaktewater en grondwater) conform de INS-methodiek beschreven in Van Vlaardingen en Verbruggen (2007). INS ((Inter)nationale Normen Stoffen) is het project waarin in opdracht van VROM milieurisicogrenzen worden afgeleid door het RIVM. De INS-methodiek beschreven in Van Vlaardingen en Verbruggen (2007) sluit aan bij de methodiek die in het EU Programma Bestaande Stoffen en in de EU Kaderrichtlijn Water wordt gebruikt.

Ook voor bodem en sediment werden milieurisicogrenzen afgeleid volgens de INS-methodiek. Voor de bodem zijn deze gebaseerd op toxiciteitsgegevens voor terrestrische organismen en processen. Voor de waterbodem zijn de milieurisicogrenzen afgeleid uitgaande van de resultaten voor zoetwater.



## 2 Bestaande normen en advieswaarden

### 2.1 Nederland

#### 2.1.1 Milieukwaliteitsnormen

In Tabel 2.1 staan de thans in Nederland geldende milieukwaliteitsnormen (Streefwaarden en Maximaal Toelaatbare Risiconiveaus, MTR) voor chloride (VROM, 1999).

**Tabel 2.1 Milieukwaliteitsnormen voor chloride in zoetwater en bodem (VROM, 1999)**

Oppervlaktewater		Grondwater		Bodem		Waterbodem	
MTR (mg/l)	Streefwaarde (mg/l)	MTR (mg/l)	Streefwaarde (mg/l)	MTR (mg/kg ds)	Streefwaarde (mg/kg ds)	MTR (mg/kg ds)	Streefwaarde (mg/kg ds)
200 (totaal)	-	-	100 * (opgelost)	-	200	-	200

- Geen norm vastgesteld door VROM.

ds Droge stof (drooggewicht).

\* In gebieden met een sterke mariene beïnvloeding komen van nature hogere waarden (natuurlijke achtergrondconcentraties) voor.

#### 2.1.2 Ad-hoc ecotoxicologische risicogrenzen voor zoet (grond)water

Door Swartjes en Verbruggen (2006) zijn een ad-hoc Maximaal Toelaatbaar risiconiveau ( $MTR_{eco}$ ) van 34 mg/l en een ad-hoc Ernstig Risiconiveau ( $ER_{eco}$ ) van 445 mg/l afgeleid, op basis van ecotoxicologische gegevens (chronische NOEC-waarden) voor chloride, afgeleid uit testen met zoetwaterorganismen die werden blootgesteld aan NaCl of KCl). Omdat chloride een van nature voorkomende stof is, is hierbij gebruikgemaakt van de 'Toegevoegd Risico Benadering':

$$\text{Ad-hoc } MTR_{eco} = \text{ad-hoc } MTT_{eco} + AC = 9 + 25 = 34 \text{ mg/l}$$

( $MTT$  = Maximaal Toelaatbare Toevoeging;  $AC$  = Achtergrondconcentratie)

$$\text{Ad-hoc } ER_{eco} = ET_{eco} + AC = 420 + 25 = 445 \text{ mg/l}$$

( $ET_{eco}$  = Ernstige Toevoeging;  $AC$  = Achtergrondconcentratie)

Voor verdere gegevens over deze ad-hoc risicogrenzen wordt verwezen Swartjes en Verbruggen (2006).

#### 2.1.3 Getalswaarden voor de algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen

In het kader van de EU Kaderrichtlijn Water (KRW) dienen de lidstaten voor alle natuurlijke watertypen (oppervlaktewateren) de referentietoestand te beschrijven en maatlaten te ontwikkelen om de ecologische toestand te kunnen bepalen, uitgaande van biologische en fysisch-chemische kwaliteitselementen. In opdracht van RIZA zijn door Haskoning Nederland voor deze kwaliteitselementen voorstellen gedaan voor getalswaarden (klassengrenzen) behorend bij een bepaalde ecologische toestand (Evers, 2006). Tot de kwaliteitselementen behoort ook de chloride concentratie (chloriniteit) als maat voor de zoutconcentratie (saliniteit). Voor chloride is hierbij de Zeer Goede Ecologische Toestand (ZGET) en de Goede Ecologische Toestand (GET) in de diverse watertypen bepaald op grond van de koppeling tussen chlorideconcentraties en de biologische kwaliteit in die

wateren, bepaald op grond van de macrofauna. In Tabel 2.2 zijn de resultaten voor chloride samengevat, waarbij voor zoete wateren alleen bovengrenzen per klasse zijn vermeld (voor zoete wateren zijn vooral de bovengrenzen van belang en is de ondergrens voor een bepaalde klasse gelijk aan de bovengrens van de daaraan voorafgaande klasse met een betere kwaliteit) en waarbij watertypen met gelijke of bijna gelijke resultaten zijn gecombineerd. Voor brakke en zoute wateren zijn zowel beneden- als bovengrenzen relevant.

**Tabel 2.2 Chloride concentraties (mg Cl<sup>-</sup>/l; zomerhalfjaargemiddelden) in oppervlaktewateren, gekoppeld aan de ecologische toestand: Zeer Goede Ecologische Toestand (ZGET), Goede Ecologische Toestand (GET) en Matig of Slechtere Ecologische Toestand (Evers, 2006)**

Watertype	Ecologische toestand (macrofauna)		
	Zeer goed (ZGET)	Goed (GET)	Matig of Slechter
Grote rivieren (zoet)	≤ 150	≤ 150 *	≤ 200 (Matig) ≤ 250 (Ontoereikend) > 250 (Slecht)
Overige rivieren (zoet)	≤ 20 tot ≤ 40	≤ 150 *	≤ 200 (Matig) ≤ 250 (Ontoereikend) > 250 (Slecht)
Meren en plassen (zoet)	≤ 200	≤ 200 *	≤ 250 (Matig) ≤ 300 (Ontoereikend) > 300 (Slecht)
Uitlopers grote rivieren (getijdewateren)	≤ 300	≤ 300	≤ 350 (Matig) ≤ 400 (Ontoereikend) > 400 (Slecht)
Zwak brakke water	300-3000	300-3000	< 300 of > 3000
Kleine brakke tot zoute wateren	3000-10000	≥ 3000	< 3000
Grote brakke tot zoute wateren (exclusief zeewater)	10000-18000	≥ 10000	< 10000

\* De bovengrens voor de GET is gelijk gesteld aan de (afgeronde) 95-percentielconcentratie van chloride in de desbetreffende wateren. Voor zoete rivieren en zoete meren/plassen geldt een typologische (dat wil zeggen bij het desbetreffende watertype behorende) bovengrens van 300 mg Cl<sup>-</sup>/l, maar deze bovengrens is relatief hoog ten opzichte van de feitelijke chloride concentraties in deze zoete wateren in Nederland (behalve in uitlopers van grote rivieren die worden beïnvloed door instroom van zeewater) en relatief hoog ten opzichte van het huidige MTR voor zoete wateren (200 mg Cl<sup>-</sup>/l, uit Tabel 2.1). De typologische bovengrens van 300 mg Cl<sup>-</sup>/l is ook relatief hoog ten opzichte van de in Duitsland voor rivieren bepaalde bovengrenzen van 50 en 100 mg Cl<sup>-</sup>/l voor respectievelijk de ZGET en GET (Evers, 2006).

Volgens Evers (2006) is de koppeling tussen chlorideconcentraties en de biologische kwaliteit op grond van de macrofauna bepaald, niet bruikbaar om ecologische klassengrenzen beneden de GET (dus de klassen Matig, Ontoereikend respectievelijk Slecht) af te leiden voor zoetwater. Dit zou voor rivieren en meren leiden tot een bovengrens (95-percentielconcentratie) van 140 respectievelijk 216 mg Cl<sup>-</sup>/l voor de klasse Matige Ecologische Toestand en tot een bovengrens (95-percentielconcentratie) van 130 respectievelijk 193 mg Cl<sup>-</sup>/l voor de klasse Ontoereikende Ecologische Toestand. Deze waarden wijken nauwelijks af van de bovengrenzen (95-percentiel concentraties) voor een Goede Ecologische Toestand,

zie hierboven. Om die reden is voor zoete wateren gekozen voor een verhoging van de chlorideconcentratie met 50 mg/l per kwaliteitsklasse, gerekend vanaf de GET. Bijvoorbeeld, voor grote rivieren gelden de volgende bovengrenzen voor de klasse-indeling op grond van de Ecologische Toestand: 150 mg Cl<sup>-</sup>/l voor Goed (GET), 200 mg Cl<sup>-</sup>/l voor Matig en 250 mg Cl<sup>-</sup>/l voor Ontoereikend. Bij >250 mg Cl<sup>-</sup>/l is er sprake van een Slechte Ecologische Toestand.

#### 2.1.4 Humaan-toxicologische en overige normen voor water

Er zijn voor chloride geen humaan-toxicologische risicogrenzen afgeleid. Er zijn wel functiegerichte normen (kwaliteitseisen) voor chloride in drinkwater en in oppervlaktewater bestemd voor de bereiding van drinkwater, zie Tabel 2.3, meestal gebaseerd op organoleptische eigenschappen (smaak) en fysische eigenschappen (corrosie van waterleidingen).

**Tabel 2.3 Normen (kwaliteitseisen en ‘kritische concentraties’) voor chloride in zoetwater**

Norm	Waarde (mg Cl <sup>-</sup> /l)	Formeel vastgesteld ?	Referentie
Kwaliteitseisen drinkwater (1) (smaak)	150 250	Ja Ja	VROM (1999) WLB (Cat. IV) VROM (1999) EU norm
Kwaliteitseisen oppervlaktewater voor drinkwaterbereiding Kwaliteitseis innamepunt (WLB) Klasse 1A (2) Klasse 2A (2)	200 150 200	Ja Ja Ja	VROM (1999)
Fysische eigenschappen (corrosie)	150	Ja	Swartjes en Verbruggen (2006)
Drinkwater voor vee (toxicologisch onderbouwd)	1000-2000	Nee	Swartjes en Verbruggen (2006)
Drinkwater voor vee (smaak) Pluimvee Grootvee	100 200	Nee Nee	Swartjes en Verbruggen (2006)

(1) De in Nederland geldende norm voor chloride in drinkwater (150 mg Cl<sup>-</sup>/l) is lager dan de EU-norm (250 mg Cl<sup>-</sup>/l). De Wereldgezondheidsorganisatie hanteert voor drinkwater een grenswaarde van 250 mg Cl<sup>-</sup>/l, op grond van organoleptische eigenschappen (smaak); er is geen humaan-toxicologische advieswaarde afgeleid (WHO, 1996).

(2) Klasse 1A en 2A hebben betrekking op verschillende zuiveringsstappen.

Chloridezouten zijn van vitaal belang voor metabole processen in de mens en essentieel voor elektrisch neutraliteit in het lichaam. Chloride is de belangrijkste elektrolyt in zoogdieren: het vertegenwoordigt 70% van de negatieve ionen in het lichaam. De aanbevolen hoeveelheid chloride-inname voor een volwassene is 750-900 mg/dag. Chloridotoxiciteit is niet waargenomen in de mens, behalve voor individuen met een verminderd NaCl-metabolisme. Gegevens over acute, subchronische en chronische chloridotoxiciteit voor mens en dier zijn niet beschikbaar. Er zijn geen aanwijzingen dat chloride kankerverwekkend is.

De WHO adviseert geen 'guideline value' voor drinkwater gebaseerd op gezondheids effecten. Echter, chloride concentraties van meer dan 250 mg/l kunnen reden zijn voor beïnvloeding van de smaak van water (WHO, 2004).

De meest voorkomende vorm van chloride is natriumchloride (keukenzout), die door de 'U.S. Food and Drug Administration' als veilig voor het beoogde gebruik wordt gezien. Deze GRAS ('generally recognized as safe') classificatie, en het algemene gebruik van natriumchloride sinds lange tijd, bevestigt zijn veiligheid.

De volgende acute orale toxische niveaus van natriumchloride zijn gerapporteerd (Salt Institute, 2007):

Mens	TDL <sub>o</sub> : 12,357 mg/kg (laagste toxische dosis)
Muis	LD <sub>50</sub> : 4,000 mg/kg
Rat	LD <sub>50</sub> : 3,000 mg/kg
Konijn	LDL <sub>o</sub> : 8,000 mg/kg (laagste letale dosis)

## 2.2 Internationaal

### Verenigde Staten (United States Environmental Protection Agency)

In de VS zijn in 1988 door het United States Environmental Protection Agency de volgende ecotoxicologische normen afgeleid voor zoetwater (U.S. EPA, 1988):

#### 230 mg Cl<sup>-</sup>/l (opgelost) voor langdurende blootstelling

Deze waarde mag niet vaker dan eens in de 3 jaar worden overschreden, uitgaande van 4-dagen gemiddelde concentraties.

#### 860 mg Cl<sup>-</sup>/l (opgelost) voor kortdurende blootstelling

Deze waarde mag niet vaker dan eens in de 3 jaar worden overschreden, uitgaande van 1-uur gemiddelde concentraties.

Deze normen zijn gebaseerd op testen met in de VS inheemse zoetwaterorganismen die werden blootgesteld aan NaCl; de normen gelden dan ook alleen voor chloride in combinatie met natrium.

In het onderstaande wordt een beschrijving van de U.S. EPA (1988) methodiek gegeven, omdat deze sterk afwijkt van de INS-methodiek.

#### U.S EPA (1988) methodiek:

- 1) Op grond van acute LC<sub>50</sub>- en EC<sub>50</sub>-waarden, beschikbaar voor 13 diersoorten (mollusken, crustaceën, insecten en vissen) zijn 13 'Species Mean Acute Values' afgeleid (traject 1470 tot 11940 mg Cl<sup>-</sup>/l), met de laagste waarde voor *Daphnia pulex*. Voor 10 van de soorten is de 'Species Mean Acute Value' gelijk aan de enige beschikbare L(E)C<sub>50</sub>-waarde; alleen voor *Daphnia magna*, *Anguilla frostrata* en *Carasius auratus* is de 'Species Mean Acute Value' het geometrisch gemiddelde van minimaal 2 L(E)C<sub>50</sub>-waarden. Uit de 13 'Species Mean Acute Values' werden 12 'Genus Mean Acute Values' afgeleid, met een traject van 1974 tot 11940 mg Cl<sup>-</sup>/l. De laagste waarde (1974 mg Cl<sup>-</sup>/l) was voor het genus *Daphnia*; alleen voor dit genus waren gegevens voor 2 soorten (*D. magna* en *D. pulex*) beschikbaar. Hieruit werd een 'Final Acute value' berekend van 1720 mg Cl<sup>-</sup>/l (dit is de mediane HC<sub>5</sub>); hieruit werd met een factor 2 de norm van 860 mg Cl<sup>-</sup>/l voor kortdurende blootstelling afgeleid.
- 2) Op grond van de 3 beschikbare 'Chronic Values' (geometrisch gemiddelde van NOEC en LOEC) van respectievelijk 372 mg Cl<sup>-</sup>/l voor *Daphnia pulex* (Birge et al., 1985), 923 mg Cl<sup>-</sup>/l voor *Oncorhynchus mykiss* (Spehar, 1987) en 433 mg Cl<sup>-</sup>/l voor *Pimephales promelas* (Birge et al., 1985) en de 'Species Mean Acute Values' voor deze soorten werden 3 'Acute-Chronic Ratios' afgeleid van respectievelijk van 4,0 (*D. pulex*), 7,3

(*O. mykiss*) en 15,2 (*P. promelas*), resulterend in een 'Final Acute-Chronic Ratio' van 7,6 (geometrisch gemiddelde). Deling van de 'Final Acute Value' (1720 mg Cl<sup>-</sup>/l) door de 'Final Acute-Chronic Ratio' (7,6) resulteert in een 'Final Chronic Value' van 230 mg Cl<sup>-</sup>/l, de norm voor langdurende blootstelling.

De U.S. EPA vermeldt en gebruikt geen 'Species Mean Acute Values' voor algen en hogere planten (planten behoren niet tot de door de U.S. EPA vereiste taxonomische groepen die in de database voor de afleiding van een 'Final Chronic Value' moeten zijn vertegenwoordigd. U.S EPA (1988) vermeldt wel toxiciteitsgegevens voor planten, vooral voor algen (zie Bijlage 1).

Chloride wordt niet vermeld in het door het adviesbureau BKH in opdracht van VROM opgestelde rapport met een overzicht van milieukwaliteitsnormen in Europese landen, Canada en de Verenigde Staten (BKH, 1995). Er is niet verder gezocht naar in het buitenland geldende milieukwaliteitsnormen voor chloride.





### 3 Achtergrondgehalten van chloride

Chloride komt van nature in de bodem (gesteenten) voor, vooral als natriumchloride (NaCl), kaliumchloride (KCl) en calciumchloride (CaCl<sub>2</sub>). Deze zouten zijn zeer goed oplosbaar in water (oplosbaarheidsgrenzen >300 g/l koud water) en dissocieerbaar in water. Het chloride-ion is zeer mobiel en komt daardoor na uitloging vooral in water voor (WHO, 1996). In zoetwater komt chloride vooral voor in combinatie met calcium- en natriumionen; de concentraties magnesium- en kalium-ionen zijn aanzienlijk lager (Heijerick et al., 2003). In zeewater wordt de zoutconcentratie voor ongeveer 80% bepaald door de NaCl-concentratie (Batterton en Van Baalen, 1971). Dat laatste zal dus ook gelden in door zeewater geïnfilterde wateren.

#### 3.1 Oppervlaktewater (zoetwater)

In Tabel 3.1 en Tabel 3.2 worden chlorideconcentraties in Nederlandse zoete oppervlaktewateren (rivieren respectievelijk meren en plassen) vermeld, gekoppeld aan de ecologische toestand die werd bepaald op basis van de macrofauna (Evers, 2006; zie eerder in hoofdstuk 2).

**Tabel 3.1 Chlorideconcentraties (mg Cl<sup>-</sup>/l; zomerhalfjaargemiddelden) in Nederlandse rivieren, gekoppeld aan de ecologische toestand (Evers, 2006)**

Percentielen	Ecologische toestand (macrofauna)		
	Goed	Matig	Ontoereikend
Minimum	9	13	2
5-P	17	20	23
10-P	20	23	26
50-P	45	42	40
90-P	80	90	92
95-P	156	140	130
Maximum	217	295	1005

**Tabel 3.2 Chlorideconcentraties (mg Cl<sup>-</sup>/l; zomerhalfjaargemiddelden) in Nederlandse meren en plassen, gekoppeld aan de ecologische toestand (Evers, 2006)**

Percentielen	Ecologische toestand (macrofauna)		
	Goed	Matig	Ontoereikend
Minimum	11	14	19
5-P	21	27	32
10-P	36	41	45
50-P	128	83	82
90-P	181	200	170
95-P	200	216	193
Maximum	223	687	245

## 3.2 Grondwater (zoetwater)

De gemiddelde achtergrondconcentratie van chloride in ondiep grondwater (10 m-mv) en middeldiep grondwater (25 m-mv) in natuurgebieden op zand in Nederland is circa 25 mg Cl<sup>-</sup>/l respectievelijk 20 mg Cl<sup>-</sup>/l (Reijnders et al., 2004; waarnemingen van Landelijk Meetnet Grondwater (LMG) en Provinciale Meetnetten Grondwater (PMG) in de jaren 1984-2000). In Swartjes en Verbruggen (2006) werd de gemiddelde concentratie in ondiep grondwater (25 mg Cl<sup>-</sup>/l) geselecteerd als natuurlijke achtergrondconcentratie in grondwater.

De chloride concentratie in ondiep en middeldiep grondwater uit andere combinaties van grondgebruik, grondsoort en eco-regio (ook eco-districtsgroep genoemd) zijn hoger. Met name in de eco-regio's 'zee- en rivierkleigebieden', 'polders en droogmakerijen' en 'laagveengebieden' komen hoge natuurlijke achtergrondconcentraties voor, door beïnvloeding door brak water in de ondergrond. In deze gebieden wordt de Streefwaarde (100 mg Cl<sup>-</sup>/l) veelvuldig overschreden, resulterend in hoge percentages 'Oppervlakte Boven de Streefwaarde' (% OBS), variërend van >10% tot 85% per-ecoregio (Reijnders et al., 2004).

## 3.3 Bodem

Chloride in grond wordt niet gemeten in het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB). In Tabel 3.3 staan de resultaten van een recente meetcampagne (Lamé et al., 2004) die door TNO en Alterra is uitgevoerd in het kader van het project 'Achtergrondwaarden 2000'. Hierbij zijn in de bovengrond (0,0-0,1 m-mv) en ondergrond (0,5-1,0 m-mv) van 100 locaties in landbouw- en natuurgebieden verspreid over Nederland chloridegehalten bepaald. Zowel in de boven- als ondergrond werd de Streefwaarde voor bodem (200 mg Cl<sup>-</sup>/kg drooggewicht) in 2% van de waarnemingen overschreden.

**Tabel 3.3 Chloridegehalten (mg Cl<sup>-</sup>/kg drooggewicht) in de boven- en ondergrond in Nederlandse landbouw- en natuurgebieden (Lamé et al., 2004)**

Percentielen	Minimum	50-P	80-P	90-P	95-P	Maximum
Bovengrond	<8 *	20	37	67	112	486
Ondergrond	<8 *	17	34	67	122	435

\* Aantoonbaarheidsgrens

Verder wordt opgemerkt dat bovengenoemde gehalten in grond gebaseerd zijn op analyses van de waterfractie na extractie van de grond met water en dat dus met water extraheerbaar chloride is gemeten (J. Spijker, RIVM, mondelinge mededeling). Gezien de fysisch-chemische eigenschappen van chloride wordt aangenomen dat het gehalte in grond in feite wordt bepaald door de hoeveelheid in het poriewater of grondwater aanwezige chloride.

## 4 Afleiding ecotoxicologische risicogrenzen

### 4.1 Methoden

#### 4.1.1 Literatuuronderzoek

Het literatuuronderzoek heeft zich gericht op chronische ecotoxicologische gegevens voor zoetwaterorganismen en bodemorganismen en –processen. Alle soorten en processen, die zijn beschouwd, zijn niet aangepast aan een milieu beïnvloed door zout of brak oppervlaktewater of kwelwater. Er is gezocht naar chronische EC10 (10% effect) en NOEC (No Observed Effect Concentration) waarden voor natriumchloride (NaCl) en kaliumchloride (KCl), conform Swartjes en Verbruggen (2006). Deze twee zouten zijn gekozen vanwege de zeer grote wateroplosbaarheid en (vermeende) lage toxiciteit van zowel het natrium- als kalium-ion. Voor bodem is daarnaast ook naar calciumchloride gekeken (CaCl<sub>2</sub>).

In eerste instantie zijn de door Swartjes en Verbruggen (2006) gebruikte NOEC waarden voor NaCl en KCl, afkomstig uit de RIVM e-toxBASE, gescreend op bruikbaarheid, op basis van een evaluatie van de oorspronkelijke publicaties. Hierbij zijn een aantal van de door Swartjes en Verbruggen (2006) gebruikte NOEC-waarden verworpen op grond van kwaliteitscriteria of herzien omdat ze niet waren afgeleid volgens de in het RIVM Guidance document beschreven INS-methodiek (Van Vlaardingen en Verbruggen, 2007).

Uitgaande van deze en andere publicaties is verder gezocht naar publicaties waaruit chronische EC10- of NOEC-waarden voor NaCl en KCl konden worden afgeleid. Voor de afleiding van ecotoxicologische milieurisicogrenzen voor langdurende blootstelling wordt bij voorkeur gebruikgemaakt van chronische NOEC-waarden. De RIVM e-toxBASE en de verder geraadpleegde referenties (bijvoorbeeld U.S. EPA, 1988; zie hoofdstuk 2) bevatten ook een groot aantal acute LC50- en EC50-waarden; deze zijn niet geëvalueerd. Vanwege het veelvuldig voorkomen van de termen (sodium) chloride en salinity in samenvattingen, titels en trefwoorden, is er geen dekkende (online) literatuursearch uitgevoerd. Dit levert te veel treffers op om te evalueren. Daarnaast was er al een relatief grote hoeveelheid bruikbare gegevens uit de RIVM e-toxBASE en andere beschikbare studies aanwezig. Er is wel een literatuursearch uitgevoerd naar gegevens voor algen, omdat er in eerste instantie weinig betrouwbare chronische NOEC's beschikbaar waren voor groene algen, een belangrijke taxonomische groep in aquatische ecosystemen, die bovendien erg gevoelig blijkt voor chloride. Daarnaast is er ook retrospectief gezocht, waardoor vele relevante publicaties werden verkregen.

#### 4.1.2 Selectie van chronische NOEC-waarden voor chloride

Uit de gegevens in een aantal publicaties waarin zowel met KCl als NaCl getest is blijkt dat zowel de chronische als acute aquatische toxiciteit van KCl voor een aantal aquatische soorten aanzienlijk hoger is die van NaCl. (In Bijlage 3 zijn de toxiciteitsgegevens van deze studies met betrekking tot NaCl opgenomen, de toxiciteitsdata voor KCl staan in dezelfde bijlage in een aparte tabel). Bijvoorbeeld, de studie van Pickering et al. (1996) met larven van de vis *Pimephales promelas* resulteerde in chronische NOEC-waarden van 240 en 2400 mg Cl/l toegevoegd als respectievelijk KCl en NaCl (factor 10 verschil). De studie van Biesinger en Christensen (1972) met de crustacee *Daphnia magna* resulteerde in chronische NOEC-waarden van 24 en 525 mg Cl/l, dus in deze studie was het verschil in toxiciteit tussen KCl en NaCl nog groter (factor 22 verschil). Verder blijkt uit diverse publicaties (onder andere Biesinger en Christensen, 1972 en U.S.

EPA, 1988) dat de aquatische toxiciteit van  $\text{CaCl}_2$  en  $\text{MgCl}_2$  ook hoger is dan die van  $\text{NaCl}$ ; voor deze stoffen ligt de toxiciteit over het algemeen tussen die van  $\text{NaCl}$  en  $\text{KCl}$  in. Overigens is er niet specifiek gezocht naar gegevens voor  $\text{CaCl}_2$  en  $\text{MgCl}_2$ , maar in een aantal studies zijn deze stoffen getest naast  $\text{NaCl}$  en/of  $\text{KCl}$  (zie Bijlage 3).

Ook voor bodemprocessen blijkt dat de toxiciteit van  $\text{KCl}$  beduidend hoger is dan van  $\text{NaCl}$ . De acute toxiciteit van  $\text{KCl}$  en  $\text{NaCl}$  voor regenwormen bleek echter weinig te verschillen (zie Bijlage 4).

Uit de geraadpleegde gegevens blijkt verder, dat verschillende zoetwaterorganismen zich door acclimatisering of genetische adaptatie kunnen aanpassen aan relatief hoge zoutconcentraties. Met name uit veldgegevens blijkt dat onder andere zoetwater crustaceeën (watervlooien), rotiferen, vissen en planten in brak tot relatief zout water kunnen overleven. Bij het uitvoeren van toxiciteitstesten kan dit ook voor problemen zorgen. Een plotselinge toename van het zoutgehalte kan op organismen die zout-tolerant zijn, toxische effecten hebben. Organismen die gekweekt worden in chloride-vrij water en plotseling overgezet worden in medium met zout, kunnen hierdoor doodgaan terwijl ze een langzame toename van het zoutgehalte tot ver daarboven wél kunnen verdragen (zie onder andere Cronkite et al., 1985). Het bepalen van chronische toxiciteit kan daardoor lastig zijn, en er moet goed gekeken worden of bij een chronische experiment de mortaliteit niet al in het begin op is getreden.

Om bovengenoemde redenen zijn de volgende criteria toegepast bij de selectie van chronische NOEC-waarden voor chloride die zijn gebruikt voor de afleiding van ecotoxicologische risicogrenzen voor chloride in zoetwater:

- De testen moeten zijn uitgevoerd met zoetwaterorganismen.
- De testen moeten zijn uitgevoerd in echt zoetwater. In de studies waarin de chloride concentratie in de controle werd gemeten, was deze lager dan 10 mg/l (0,01 ‰). Deze achtergrondconcentratie is aanzienlijk lager dan de grenswaarde van 2500-5000 mg/l (2,5-5 ‰) die vaak wordt gehanteerd voor de grens tussen zoet en brak/zout water. In de meeste studies werd geen chlorideconcentratie in de controle vermeld, maar is op grond van de samenstelling van de (meestal kunstmatig samengestelde) media en op grond van de goede overeenkomsten tussen de toegevoegde en gemeten concentraties aangenomen dat de chlorideconcentraties in de controle (zeer) laag waren, in ieder geval ten opzichte van de toegevoegde concentraties.
- De testen moeten zijn uitgevoerd met  $\text{NaCl}$  als teststof.
- De testen moeten zijn uitgevoerd met niet aan  $\text{NaCl}$  geacclimatiseerde of genetisch geadapteerde organismen, dat wil zeggen, dat de organismen moeten zijn gekweekt of afkomstig moeten zijn uit zoetwater.

Op basis van de geselecteerde chronische NOEC-waarden voor chloride, afgeleid uit testen met zoetwaterorganismen die werden blootgesteld aan  $\text{NaCl}$ , zijn 'soortgemiddelde' NOEC-waarden (geometrisch gemiddelden) afgeleid voor die soorten waarvoor meerdere NOEC-waarden voor hetzelfde toxicologische eindpunt, uit meerdere testen, beschikbaar waren, conform de INS-methodiek.

#### **4.1.3 Afleiding ecotoxicologische risicogrenzen**

Uit de (soortgemiddelde) NOEC-waarden zijn ecotoxicologische risicogrenzen afgeleid voor chloride in zoetwater (oppervlaktewater en grondwater). Hierbij is conform de INS-methodiek gebruikgemaakt van twee extrapolatiemethoden:

- i) statistische extrapolatie ('Species Sensitivity Distribution' (SSD) methode) waarbij alle NOEC-waarden worden gebruikt
- ii) de 'Assessment factor (AF) methode die wordt toegepast op de laagste NOEC, zie verder paragraaf 4.4.2 en Van Vlaardingen en Verbruggen (2007).

Er is geen gebruikgemaakt van de ‘Toegevoegd Risico Benadering’. Chloride is een van nature voorkomend element. Dit zou betekenen dat de ‘Toegevoegd Risico Benadering’ in principe wel toegepast zou moeten worden. Echter, de oplosbaarheid van chloride is dermate hoog, dat de achtergrondconcentratie van chloride als volledig beschikbaar moet worden beschouwd. In dat geval gaat de ‘Toegevoegd Risico Benadering’ over in de ‘Totaalbenadering’ zoals die ook voor stoffen van niet-natuurlijke oorsprong wordt toegepast.

## 4.2 Resultaten oppervlaktewater en grondwater (zoetwater)

### 4.2.1 Chronische NOEC-waarden voor chloride in zoetwater (teststof NaCl)

Er is voor 21 verschillende soorten zoetwaterorganismen een (soortgemiddelde) chronische NOEC beschikbaar uit testen met NaCl, met een totaal traject van 61 tot 3532 mg Cl<sup>-</sup>/l (zie Tabel 4.1 en de onderliggende gegevens in Bijlage 3). Deze dataset dekt de volgende belangrijke taxonomische groepen: blauw-groene algen (1 soort), algen (4 soorten) macrophyten (6 soorten), rotiferen (2 soorten), crustaceën (4 soorten), insecten (1 soort) en vissen (3 soorten).

**Tabel 4.1 (Soortgemiddelde) NOEC-waarden van chloride voor zoetwaterorganismen, uit testen met NaCl**

Species	Taxon	NOEC [mg Cl <sup>-</sup> /l]
<i>Anacystus nidulans</i>	Cyanobacteria	3994 <sup>a</sup>
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Algae	61
<i>Cosmarium sp.</i>	Algae	229
<i>Micrasterias americana</i>	Algae	86
<i>Pleurotaenium trabecula</i>	Algae	268
<i>Myriophyllum crispatum</i>	Macrophyta	610
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Macrophyta	3532
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Macrophyta	915
<i>Potamogeton tricarinatus</i>	Macrophyta	610
<i>Sagittaria latifolia</i>	Macrophyta	2444
<i>Triglochin procera</i>	Macrophyta	610
<i>Brachionus calyciflorus</i>	Rotifera	155
<i>Brachionus patulus</i>	Rotifera	475
<i>Caridina nilotica</i>	Crustacea	1160
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Crustacea	530 <sup>b</sup>
<i>Daphnia magna</i>	Crustacea	383 <sup>c</sup>
<i>Daphnia pulex</i>	Crustacea	320 <sup>d</sup>
<i>Stenodema modestum</i>	Insecta	1220 <sup>e</sup>
<i>Bydianus bydianus</i>	Pisces	1157 <sup>f</sup>
<i>Pimephales promelas</i>	Pisces	561 <sup>g</sup>
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Pisces	784 <sup>h</sup>

<sup>a</sup> Geometric mean of 3650 and 4370 mg/l, parameter growth rate

<sup>b</sup> Lowest value, parameter reproduction; geometric mean of 360 and 790 mg/l

<sup>c</sup> Lowest value, parameter reproduction; geometric mean of 280 and 525 mg/l

<sup>d</sup> Lowest value, parameter reproduction and growth

<sup>e</sup> Most sensitive life-stage, parameter molting

<sup>f</sup> Most sensitive life-stage

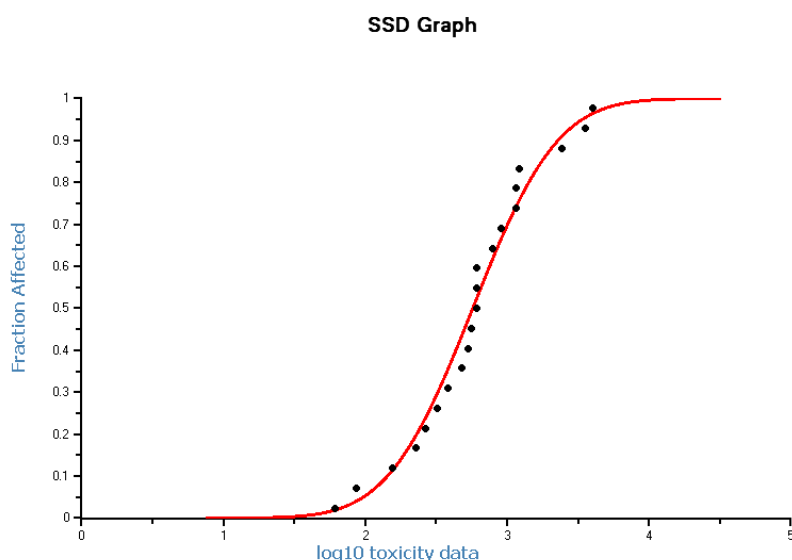
<sup>g</sup> Geometric mean of 643 and 955 mg/l, parameter growth

<sup>h</sup> Most sensitive life-stage

## 4.2.2 Ecotoxicologische risicogrenzen voor chloride in zoetwater

### 4.2.2.1 MTR volgens de 'Species Sensitivity Distribution' (SSD) methode

Volgens de INS-methodiek voldoet deze dataset ruim voldoende aan het minimaal benodigde aantal (soortgemiddelde) chronische NOEC-waarden van minimaal 10 maar bij voorkeur minimaal 15 dat beschikbaar moet zijn voor de afleiding van risicogrenzen door middel van statistische extrapolatie ('Species Sensitivity Distribution', SSD). De dataset voldoet ook aan het minimaal benodigde aantal van 8 taxonomische groepen (aangezien de genoemde vissen tot aparte groepen behoren). Toepassing van statistische extrapolatie (SSD-methode, zie onderstaande Figuur 4.1) leidt tot een mediane HC5 ('Hazardous Concentration for 5% of the species') van 94.1 mg Cl/l (range 44.1-159 mg Cl/l) en een mediane HC50 ('Hazardous Concentration for 50% of the species') van 572 mg Cl/l.



**Figuur 4.1: SSD voor aquatische soorten (zoet water)**

Volgens de INS-methodiek moet er bij de afleiding van de  $MTR_{eco}$  nog een 'assessment factor' (AF) worden toegepast op de HC5, met een maximum van 5 ( $MTR_{eco} = HC5/5$ ) en een minimum van 1 ( $MTR_{eco} = HC5$ ).

Argumenten voor AF is >1 (met een maximum van AF is 5):

- Twee van de 21 (soortgemiddelde) NOEC-waarden, die voor de groenalg *Chlorella pyrenoidosa* (61 mg Cl/l; Kalinkina en Strogonov, 1980) en de groenalg *Micrasterias americana* (86 mg Cl/l; Moss, 1973) zijn lager dan de HC5.
- De hogere toxiciteit van  $CaCl_2$ ,  $MgCl_2$ , en vooral KCl ten opzichte van NaCl. In zoetwater komt chloride vooral voor in combinatie met calcium en natrium en in minder mate met magnesium en kalium. Heijerick et al. (2003) vermelden voor de Rijn een circa tweemaal hogere calcium- dan natriumconcentratie en voor de Maas een circa vijfmaal hogere calcium- dan natriumconcentratie. In beide wateren is de magnesiumconcentratie circa twee- tot driemaal lager dan de natriumconcentratie en is de kaliumconcentratie circa vier- tot zesmaal lager

dan de natriumconcentratie. Deze gegevens, afkomstig uit Van Tilborg (2002) betreffen het Nederlandse deel van deze wateren.

#### Argumenten voor AF is 1

- De resultaten van de uitgebreide veldstudie van Birge et al. (1985), resulterend in een NOEC<sub>ecosysteem</sub> van 100 mg Cl<sup>-</sup>/l en een LOEC<sub>ecosysteem</sub> van 1100 mg Cl<sup>-</sup>/l voor zowel invertebraten als vissen en de resultaten van de veldstudie van Sonzogni et al. (1983), resulterend in een LOEC van 610 mg Cl<sup>-</sup>/l, waarbij een afname van de algenbiomassa werd gevonden en een toename van de bacteriënbiomassa (zie Bijlage 2).
- ‘Goodness-of-fit’: de dataset van de 21 NOEC-waarden voldoet volgens de resultaten van de Anderson-Darling-test, de Kolmogorov-Smirnov test en de Cramer von Mises test aan de in de SSD gebruikte log-normale verdeling, tot op het hoogste significantieniveau (P=0.10).
- Algen blijken onomstotelijk het meest gevoelig en de waarde van 94 mg/l lijkt voor algen ook beschermend om twee redenen: (1) uit de data van Moss (1973) lijkt het dat lagere concentraties NaCl eerder een positief effect op algen hebben dan een negatief effect. De MTR met een AF van 1 zou op het tweede punt in de concentratiereeks van Moss komen te liggen, waarbij stimulatie van de groei optreedt. Bovendien loopt de dosis-effectcurve bij Moss niet heel steil en dus is het mogelijke effect op de algen bij 100 mg/l nog steeds zeer gering. (2) De studie van Kalinkina en Strogonov (1980) met de NOEC van 61 mg Cl<sup>-</sup>/l heeft een LOEC van 610 mg Cl<sup>-</sup>/l, dit betekent dat de werkelijke NOEC (of EC10) in die studie heel goed hoger dan de HC5 zou kunnen zijn.
- Twee testen uit de studie van Birge et al. (1985) resulteerden in een 48-h LC50 van 1470 mg Cl<sup>-</sup>/l voor *Daphnia pulex* blootgesteld aan NaCl in kunstmatig samengesteld ASTM water respectievelijk een 48-h LC50 van 3050 mg Cl<sup>-</sup>/l voor *D. pulex* blootgesteld aan chloride bevattend effluent (‘brine water effluent’) verdund met rivierwater. De testen waren verder identiek. Dit wijst mogelijk op een geringere gevoeligheid van chloride in natuurlijk water ten opzichte van kunstmatig samengesteld water zoals vaak gebruikt in de laboratoriumtesten.
- Veldadaptatie zou een rol kunnen spelen, waardoor de gevoeligheid in het veld lager is dan gemeten in het laboratorium.
- De gegevens over chlorideconcentraties in zoete oppervlaktewateren in Nederland met een Goede Ecologische Toestand; hiervoor zijn bovengrenzen vastgesteld van 150 mg Cl<sup>-</sup>/l voor rivieren respectievelijk 200 mg Cl<sup>-</sup>/l voor meren en plassen (Evers, 2006; zie hoofdstuk 2). De HC5 van 94 mg Cl<sup>-</sup>/l ligt hier ruim onder.

Op grond van bovengenoemde argumenten voor ‘AF is 1’ respectievelijk ‘AF is >1, met een maximum van 5’ is gekozen voor een assessment factor (AF) van 1 op de HC5. De MTR<sub>eco</sub> gebaseerd op de SSD-methode wordt dan  $94/1 = 94$  mg Cl<sup>-</sup>/l.

#### 4.2.2.2 MTR volgens de ‘Assessment factor’ (AF) methode op laagste NOEC

Toepassing van de AF-methode op de laagste chronische NOEC (61 mg Cl<sup>-</sup>/l) zou met de standaardfactor van 10 leiden tot een MTR<sub>eco</sub> van 6,1 mg Cl<sup>-</sup>/l. Gezien de uitkomst van de SSD-methode en de overige gegevens, waaronder die van veldstudies, wordt een MTR<sub>eco</sub> van 6,1 mg Cl<sup>-</sup>/l als onrealistisch laag beschouwd en dus verworpen.

#### 4.2.2.3 Ernstig Risiconiveau

Het ernstig risiconiveau (ER) wordt, wanneer er meer dan drie NOEC’s beschikbaar zijn bepaald door het geometrisch gemiddelde van alle chronische gegevens te nemen met een assessment factor van 1. Het geometrisch gemiddelde van de dataset voor chloride is 572 mg Cl<sup>-</sup>/l (gelijk aan de HC50 uit de SSD). Het ER<sub>eco, water</sub> is dus 570 mg Cl<sup>-</sup>/l.



#### 4.2.2.4 Conclusie

Op basis van alle gegevens worden de volgende ecotoxicologische risicogrenzen voor chloride in zoetwater (oppervlaktewater en grondwater) voorgesteld:

Milieurisicogrens	Waarde (mg Cl/l)
MTR <sub>eco, water</sub>	94
ER <sub>eco, water</sub>	570

Gezien de zeer goede oplosbaarheid van NaCl gelden deze waarden zowel voor de opgeloste concentratie (<0,45 µm filtraat) als de totale concentratie (opgeloste fractie plus de fractie in zwevende stof). Hierbij wordt aangenomen dat de hoeveelheid chloride in zwevende stof verwaarloosbaar is ten opzichte van de hoeveelheid in water.

### 4.3 Resultaten bodem en (zoetwater) sediment

#### 4.3.1 Chronische NOEC-waarden voor chloride in bodem

Voor bodem is een aantal studies voor zowel terrestrische soorten als processen gevonden. Alleen de studies op basis van gehalte chloride per kg droge bodem zijn hierbij in beschouwing genomen. Gezien de hoge oplosbaarheid van natriumchloride is het vanzelfsprekend dat de stof zich volledig in poriewater zal bevinden. Uit vele studies blijkt dan ook dat toxische effecten gerelateerd zijn aan de concentratie van chloride in poriewater en minder specifiek aan de geleidbaarheid of osmolariteit hiervan. Echter, aangezien het vochtgehalte van de bodem veranderlijk is en daarmee de concentratie van chloride in poriewater, is er gekozen om concentraties uitgedrukt op drooggewicht van de bodem te gebruiken. Er is voor 11 verschillende terrestrische soorten een chronische EC10 beschikbaar uit testen met NaCl, met een totaal traject van 34 tot 3296 mg Cl/kg dw (zie Tabel 4.2 en de onderliggende gegevens in Bijlage 4). Deze dataset dekt de volgende belangrijke taxonomische groepen: wormachtigen (1 soort), insecten (2 soorten) macrophyten (8 soorten).

**Tabel 4.2 (Soortgemiddelde) NOEC-waarden van chloride voor bodemorganismen, uit testen met NaCl**

Species	Taxon	NOEC [mg Cl/kg dw]
<i>Eisenia fetida/andrei</i>	Annelida	201 <sup>a</sup>
<i>Folsomia candida</i>	Insecta	674
<i>Onychiurus folsomi</i>	Insecta	3296
<i>Betula alleghaniensis</i>	Macrophyta	522
<i>Catalpa bignonioides</i>	Macrophyta	837
<i>Quercus coccinea</i>	Macrophyta	571
<i>Quercus cerris</i>	Macrophyta	625
<i>Pinus banksiana</i>	Macrophyta	97 <sup>b</sup>
<i>Picea glauca</i>	Macrophyta	76 <sup>c</sup>
<i>Picea mariana</i>	Macrophyta	34 <sup>d</sup>
<i>Thuja occidentalis</i>	Macrophyta	1023

<sup>a</sup> Laagste waarde, eindpunt aantal uitgekomen coconen

<sup>b</sup> Laagste waarde, eindpunt aantal zijwortels, EC10 heeft voorkeur ten opzichte van lagere NOEC

<sup>c</sup> Eindpunt wortellengte, EC10 verkozen boven NOEC-waarde voor aantal zijwortels, vanwege slechte dosis-reponsrelatie van dit eindpunt

<sup>d</sup> Laagste waarde, eindpunt wortellengte

Naast deze studies uitgevoerd met NaCl, is er ook nog een aantal studies waarin andere chloridezouten zijn gebruikt. Deze overige chronische studies met terrestrische soorten zijn uitgevoerd met calciumchloride (CaCl<sub>2</sub>) of een mengsel van NaCl en CaCl<sub>2</sub>. De geselecteerde waarden voor deze studies (allemaal terrestrische planten) zijn in Tabel 4.3 weergegeven.

De effecten van chloride op de Westerse levensboom (*Thuja occidentalis*) zijn zowel met NaCl (zie Tabel 4.2) als CaCl<sub>2</sub> getest. De test met CaCl<sub>2</sub> leverde een iets hogere (1633 vs. 1023 mg Cl<sup>-</sup>/kg dw) EC10-waarde op (dus iets minder toxisch).

**Tabel 4.3 (Soortgemiddelde) NOEC-waarden van chloride voor bodemorganismen, uit testen met CaCl<sub>2</sub> of NaCl+CaCl<sub>2</sub>**

Species	Taxon	NOEC [mg Cl <sup>-</sup> /kg dw]
<i>Caragana arborescens</i> Lam.	Macrophyta	114 <sup>a</sup>
<i>Picea pungens</i> Engelm.	Macrophyta	209 <sup>a</sup>
<i>Pinus sylvestris</i> L.	Macrophyta	193 <sup>a</sup>
<i>Ulmus pumilla</i> L.	Macrophyta	50 <sup>a</sup>
<i>Festuca rubra</i>	Macrophyta	2661 <sup>b</sup>
<i>Lolium perenne</i>	Macrophyta	4764 <sup>b</sup>
<i>Poa pratensis</i>	Macrophyta	3351 <sup>b</sup>

<sup>a</sup> Laagste waarde, drooggewicht

<sup>b</sup> Geometrisch gemiddelde van EC10 voor bodembedekking in drie verschillende bodems

Behalve voor terrestrische soorten zijn er ook meerdere gegevens gevonden voor microbiële processen getest met NaCl. De geselecteerde waarden zijn in Tabel 4.4 weergegeven.

**Tabel 4.4 NOEC-waarden van chloride voor bodemprocessen, uit testen met NaCl**

Proces	NOEC [mg Cl <sup>-</sup> /kg dw]
CO <sub>2</sub> -evolutie	931
N-mineralisatie	2113 <sup>a</sup>
Nitrificatie	1312 <sup>b</sup>
Urease	4350
CO <sub>2</sub> -evolutie	71
Nitrificatie	160

<sup>a</sup> Laagste waarde in de stikstofkringloop, bij de bodem met het hoogste vochtgehalte na 3 weken blootstelling

<sup>b</sup> Laagste waarde in de stikstofkringloop, bij de bodem met het laagste vochtgehalte na 3 weken blootstelling

Ook voor bodemprocessen is er een studie met een mengsel van NaCl en CaCl<sub>2</sub> uitgevoerd. De resultaten daarvan zijn opgenomen in Tabel 4.5.

**Tabel 4.5 NOEC-waarden van chloride voor bodemprocessen, uit testen met CaCl<sub>2</sub> of NaCl+CaCl<sub>2</sub>**

Proces	NOEC [mg Cl <sup>-</sup> /kg dw]
C-Mineralisatie	2228 <sup>a</sup>
N-mineralisatie	3673 <sup>b</sup>

<sup>a</sup> Laagste waarde komt uit langste blootstellingsduur (6 maanden)

<sup>b</sup> Laagste waarde in de stikstofkringloop

Ook hier lijkt het erop dat CaCl<sub>2</sub> iets minder toxisch is. Echter, deze vergelijking is moeilijk te maken omdat in dit geval de processen niet in dezelfde studie en, belangrijker, niet in dezelfde bodem getest zijn.

### 4.3.2 Ecotoxicologische risicogrenzen voor chloride in bodem en waterbodem

#### 4.3.2.1 MTR volgens de ‘Evenwichtspartitie’ (EP) methode

Uitgaande van de MTR<sub>eco</sub> van 94 mg Cl<sup>-</sup>/l voor zoetwater (zie paragraaf 4.2.2) kunnen de volgende MTR<sub>eco</sub>-waarden voor bodem respectievelijk waterbodem (sediment) worden afgeleid. Normaal gesproken wordt in de evenwichtspartitiemethode een evenwicht van de stof tussen vaste bodemdeeltjes en water berekend. Natriumchloride is zo goed oplosbaar dat er vanuit gegaan mag worden dat de stof zich in bodem volledig in het poriewater zal bevinden. De grens in poriewater wordt dan gelijkgesteld aan de afgeleide milieurisicogrens voor zoetwater, waarna dan met een verdeling tussen poriewater en vaste stof de totale concentratie in bodem wordt berekend. Op deze manier kunnen hier ook de waarden voor bodem en sediment worden berekend, waarbij de bijdrage van de vaste stof verwaarloosbaar wordt geacht. Hiervoor moet dan wel uitgegaan worden van een vast poriewatergehalte van de bodem. De standaardbodem bevat per liter natte bodem op volumebasis 0,6 liter vaste stof (dichtheid 2,5 kg/l, dus 1,5 kg op gewichtsbasis), 0,2 liter water (dichtheid 1 kg/l, dus 0,2 kg op gewichtsbasis) en 0,2 liter lucht (dichtheid 1 g/l, dus 0 kg op gewichtsbasis), resulterend in 88% vaste stof en 12% water op gewichtsbasis, conform het EU Technical Guidance Document waarnaar in Van Vlaardingen en Verbruggen (2006) wordt verwezen. Het resulterende MTR<sub>eco, bodem</sub> is daarmee 13 mg Cl<sup>-</sup>/kg drooggewicht, overeenkomend met 11 mg Cl<sup>-</sup>/kg natgewicht. Het ER<sub>eco, bodem</sub> is 76 mg Cl<sup>-</sup>/kg drooggewicht, overeenkomend met 67 mg Cl<sup>-</sup>/kg natgewicht.

Standaard sediment (waterbodem) bevat per liter natte waterbodem (nieuw gevormd sediment) op volumebasis 0,1 liter vaste stof (dichtheid 2,5 kg/l, dus 0,25 kg op gewichtsbasis) en 0,9 liter water (dichtheid 1 kg/l, dus 0,9 kg op gewichtsbasis), resulterend in 22% vaste stof en 78% water op gewichtsbasis, conform het EU Technical Guidance Document waarnaar in Van Vlaardingen en Verbruggen (2006) wordt verwezen. Hierbij wordt opgemerkt dat, conform de EU TGD voor nieuw sediment de bulkfracties voor zwevend stof worden gebruikt in plaats van die voor sediment (0,2 liter vaste stof en 0,8 liter water per liter sediment). Het MTR<sub>eco, sediment</sub> is 339 mg Cl<sup>-</sup>/kg drooggewicht, overeenkomend met 74 mg Cl<sup>-</sup>/kg natgewicht. Het ER<sub>eco, sediment</sub> is dan 2059 mg Cl<sup>-</sup>/kg drooggewicht, overeenkomend met 448 mg Cl<sup>-</sup>/kg natgewicht.

*Ter vergelijking, wanneer wordt uitgegaan van sediment met 0,2 liter vaste stof en 0,8 liter water per liter sediment, resulterend in 38% vaste stof en 62% water op gewichtsbasis dan leidt dat tot de volgende resultaten: MTR<sub>eco, sediment</sub> = 151 mg Cl<sup>-</sup>/kg drooggewicht, overeenkomend met 51 mg Cl<sup>-</sup>/kg natgewicht.*

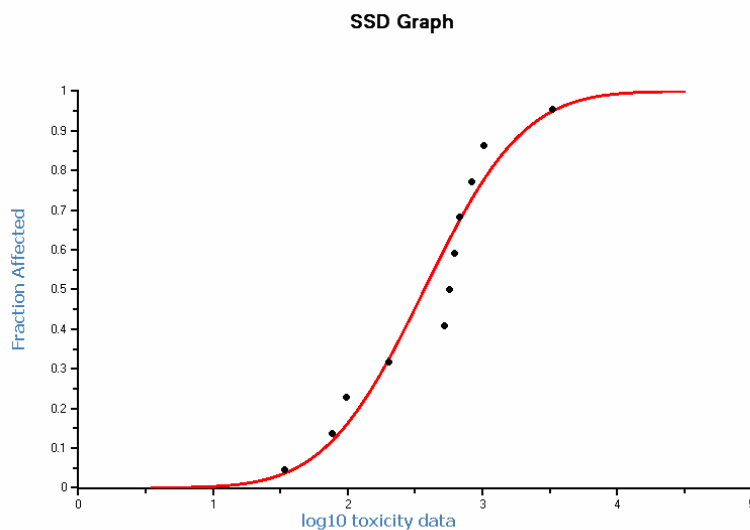
**Tabel 4.5** Overzicht van de waarden voor bodem en sediment afgeleid met behulp van evenwichtspartitie

<b>Bodem</b>		<b>Sediment</b>	
<b>MTR<sub>eco</sub></b> <b>(mg Cl<sup>-</sup>/kg</b> <b>drooggewicht)</b>	<b>ER<sub>eco</sub></b> <b>(mg Cl<sup>-</sup>/kg</b> <b>drooggewicht)</b>	<b>MTR<sub>eco</sub></b> <b>(mg Cl<sup>-</sup>/kg</b> <b>drooggewicht)</b>	<b>ER<sub>eco</sub></b> <b>(mg Cl<sup>-</sup>/kg</b> <b>drooggewicht)</b>
<b>13</b>	<b>76</b>	<b>339</b>	<b>2059</b>

#### 4.3.2.2 MTR volgens de ‘Species Sensitivity Distribution’ (SSD) methode

Voor bodemorganismen zijn 11 chronische EC10-waarden voor NaCl beschikbaar voor 1 regenworm, 2 springstaarten (insecten) en 8 terrestrische planten. Daarnaast zijn er nog eens 7 chronische EC10-waarden beschikbaar voor planten getest met CaCl<sub>2</sub> of CaCl<sub>2</sub> met NaCl. Behalve

voor soorten zijn er ook voor processen nog 6 EC10-waarden beschikbaar voor NaCl, en 2 voor CaCl<sub>2</sub> met NaCl. Voor het toepassen van statistische extrapolatie voor bodem zijn minder duidelijke vereisten dan voor water (Van Vlaardingen en Verbruggen, 2007). Er zijn hier echter chronische toxiciteitsgegevens voor 11 soorten, en alle trofische niveaus gedefiniëerd voor bodem zijn vertegenwoordigd. Daarom is de statistische extrapolatiemethode ook voor bodem toegepast. Hierbij worden terrestrische soorten en bodemprocessen van elkaar gescheiden. Toepassing van statische extrapolatie (SSD-methode, zie Figuur 4.2) op terrestrische soorten getest met NaCl leidt tot een mediane HC5 van 38,7 mg Cl<sup>-</sup>/kg dw (range 8,71-92,5 mg Cl<sup>-</sup>/kg dw) en een mediane HC50 van 387 mg Cl<sup>-</sup>/kg dw (range 179-767 mg Cl<sup>-</sup>/kg dw).



**Figuur 4.2: SSD voor terrestrische soorten**

Als de testen met CaCl<sub>2</sub> ook worden beschouwd stijgt het aantal soorten naar 17. De mediane HC5 is 33,4 mg Cl<sup>-</sup>/kg dw (range 10,2-73,6 mg Cl<sup>-</sup>/kg dw) en een mediane HC50 van 423 mg Cl<sup>-</sup>/kg dw (range 227-788 mg Cl<sup>-</sup>/kg dw).

Als voor de twee processen statistische extrapolatie wordt uitgevoerd op de 6 geselecteerde data dan is de mediane HC5 is 44,7 mg Cl<sup>-</sup>/kg dw (range 2,03-178 mg Cl<sup>-</sup>/kg dw) en een mediane HC50 van 709 mg Cl<sup>-</sup>/kg dw (range 193-2599 mg Cl<sup>-</sup>/kg dw). Met de twee extra waarden voor testen met mengsels van NaCl en CaCl<sub>2</sub> gaat de mediane HC5 verder omhoog naar 77,8 mg Cl<sup>-</sup>/kg dw (range 8,74-241 mg Cl<sup>-</sup>/kg dw) en een mediane HC50 naar 1005 mg Cl<sup>-</sup>/kg dw (range 371-2723 mg Cl<sup>-</sup>/kg dw).

Volgens de INS-methodiek moet er bij de afleiding van het MTR<sub>eco</sub> nog een 'assessment factor' (AF) worden toegepast op de HC5, met een maximum van 5 (MTR<sub>eco</sub> = HC5/5) en een minimum van 1 (MTR<sub>eco</sub> = HC5).

Argumenten voor AF is >1 (met een maximum van AF is 5):

- Eén van de 11 EC10-waarden, die voor zaailingen van de zwarte spar (*Picea mariana*) (34 mg Cl<sup>-</sup>/kg dw; Croser et al., 2001) ligt lager dan de HC5 van 38,7 mg Cl<sup>-</sup>/kg dw.
- KCl lijkt een hogere toxiciteit te hebben voor sommige bodemprocessen. De resultaten zijn echter niet consistent. Voor regenwormen bleek KCl even toxisch als NaCl.

**Argumenten voor AF is 1**

- 'Goodness-of-fit': de dataset van de voor 11 terrestrische soorten getest met NaCl voldoet volgens de resultaten van de Anderson-Darling test en de Cramer von Mises test aan de in de

SSD gebruikte log-normale verdeling, tot op het hoogste significantieniveau. Bij de Kolmogorov-Smirnov-test werd de fit alleen op het hoogste significantieniveau verworpen. Alle andere geteste combinaties werden op alle significantieniveaus geaccepteerd.

- Terrestrische planten lijken het meest gevoelig en de waarde van 39 mg/kg dw lijkt ook voor planten beschermend: uit meerdere studies blijkt dat lagere concentraties NaCl eerder een positief effect hebben dan een negatief effect, met name op de kieming van zaden. De MTR met een AF hoger dan 1 zou dus negatieve effecten kunnen veroorzaken.
- Veldadaptatie zou een rol kunnen spelen, waardoor de gevoeligheid in het veld lager is dan gemeten in het laboratorium.
- De gegevens over chlorideconcentraties in landbouwgronden en natuurgebieden in Nederland (hoofdstuk 3) laten zien dat zo'n 20% van de waarden boven de HC5 ligt. De exacte betekenis hiervan is onbekend, aangezien het mogelijk is dat een deel van deze bodems van nature salien beïnvloed is door invloed van de zee. De afgeleide HC5 heeft betrekking op niet-salien beïnvloede bodems (organismen die van nature aan een hoger zoutgehalte zijn blootgesteld, zijn niet meegenomen in de afleiding van de norm). Echter, met een assessment factor van 2 zou een zeer groot percentage van de bodems boven het MTR uitkomen.
- $\text{CaCl}_2$  lijkt zowel voor terrestrische soorten als voor terrestrische processen minder toxisch te zijn dan NaCl.
- De spreiding van de toxiciteitsgegevens voor terrestrische soorten is iets groter maar vergelijkbaar met die van aquatische soorten (0,579 vs. 0,469).
- De waarde op basis van evenwichtspartitie uit de HC5 voor aquatische organismen (13 mg Cl/kg dw) is maar een factor 3 lager dan de HC5 (39 mg Cl/kg dw) voor terrestrische organismen. Op grond van de te verwachten grotere schommelingen in saliniteit in de bodem dan in zoetwater, is het waarschijnlijk dat terrestrische organismen beter aangepast zijn aan hogere saliniteit.

Op grond van bovengenoemde argumenten voor 'AF is 1' respectievelijk 'AF is >1, met een maximum van 5' is gekozen voor een assessment factor (AF) van 1 op de HC5. Het  $\text{MTR}_{\text{eco}}$  gebaseerd op de SSD-methode wordt dan  $39/1 = 39 \text{ mg Cl/kg dw}$ .

#### 4.3.2.3 MTR volgens de 'Assessment factor' (AF) methode op laagste NOEC

Toepassing van de AF-methode op de laagste chronische NOEC (34 mg Cl/kg dw) zou met de standaardfactor van 10 leiden tot een  $\text{MTR}_{\text{eco}}$  van 3,4 mg Cl/kg dw. Gezien de uitkomst van de SSD-methode en de overige gegevens, zoals de gevonden concentraties in bodem in Nederland, wordt een  $\text{MTR}_{\text{eco}}$  van 3,4 mg Cl/kg dw als onrealistisch laag beschouwd en dus verworpen.

#### 4.3.2.4 Conclusie

Op basis van alle gegevens worden de volgende ecotoxicologische risicogrenzen voor chloride in bodem en (zoet water) sediment voorgesteld:

Milieurisicogrens	Waarde (mg Cl/kg dw)
$\text{MTR}_{\text{eco, bodem}}$	39
$\text{ER}_{\text{eco, bodem}}$	390
$\text{MTR}_{\text{eco, sediment}}$	340
$\text{ER}_{\text{eco, sediment}}$	2100

## 5 Discussie en conclusies

### 5.1 Risicogrenzen voor chloride in zoetwater

Het in deze rapportage afgeleide  $MTR_{eco}$  van 94 mg Cl/l voor chloride in zoet oppervlaktewater en grondwater is tienmaal hoger dan de door Swartjes en Verbruggen (2006) afgeleide ad-hoc  $MTT_{eco}$  van 9 mg Cl/l (gelijk gesteld aan de toenmalige laagste NOEC gedeeld door een factor 10). Dit komt vooral door de gebruikte methodiek (SSD-methode *versus* AF-methode) en verder door de verschillende databases van (soortgemiddelde) chronische NOEC-waarden.

Het in deze rapportage afgeleide  $ER_{eco}$  van 570 Cl/l is hoger dan de door Swartjes en Verbruggen (2006) afgeleide ad-hoc  $ET_{eco}$  van 420 Cl/l. In beide gevallen is de  $ER_{eco}$  gelijk gesteld aan de mediane HC50. Het verschil wordt bepaald door de verschillende databases van (soortgemiddelde) chronische NOEC-waarden. In het geval van Swartjes en Verbruggen is bij het  $ET_{eco}$  nog een achtergrondconcentratie opgeteld om tot een  $ER_{eco}$  van 445 mg Cl/l te komen.

Het nu afgeleide  $MTR_{eco}$  (94 mg Cl/l) voor zoet oppervlaktewater en grondwater is ruim twee maal lager dan het huidige, door VROM vastgestelde MTR voor chloride in zoet oppervlaktewater (200 mg Cl/l). Het  $MTR_{eco}$  van 94 mg Cl/l is ook lager dan de kwaliteitseisen voor oppervlaktewater bestemd voor de bereiding van drinkwater (150-200 mg Cl/l) en de kwaliteitseisen voor drinkwater (150-250 mg Cl/l). De kwaliteitseisen voor drinkwater zijn gebaseerd op organoleptische eigenschappen (smaak); hiervoor wordt door de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) een grenswaarde van 250 mg Cl/l gehanteerd. Er is noch in Nederland noch door de WHO een humaan-toxicologische grenswaarde voor chloride in drinkwater afgeleid, maar de hoogte van een dergelijke waarde zal zeer waarschijnlijk ruim boven het  $MTR_{eco}$  van 94 mg Cl/l liggen.

Het  $MTR_{eco}$  van 94 mg Cl/l is inclusief de natuurlijke achtergrondconcentratie van 20 mg Cl/l. De huidige Streefwaarde voor chloride in zoet grondwater (100 mg Cl/l) is ook aanzienlijk hoger is dan 20 mg Cl/l. De natuurlijke achtergrondconcentraties van chloride in grondwater zijn in grote delen van Nederland, met name in de eco-regio's 'zee- en rivierkleigebieden', 'polders en droogmakerijen' en 'laagveengebieden', aanzienlijk hoger dan 20 mg Cl/l door beïnvloeding van brak water in de ondergrond. In de betreffende gebieden komen ook veelvuldig overschrijdingen van de Streefwaarde voor. Er is door VROM geen Streefwaarde voor oppervlaktewater vastgesteld. Er moet nogmaals benadrukt worden dat de in dit rapport afgeleide milieurisicogrenzen uitsluitend zijn afgeleid voor ecosystemen waarbij van nature geen beïnvloeding door zout water voorkomt.

Het nu afgeleide  $ER_{eco}$  (570 mg Cl/l) voor zoet oppervlaktewater en grondwater is circa twee- tot viermaal hoger dan de op grond van organoleptische eigenschappen geldende kwaliteitseisen voor drinkwater. Mede gezien de organoleptische eigenschappen van chloride is het onwaarschijnlijk dat consumptie van drinkwater met een chlorideconcentratie op het niveau van het  $ER_{eco}$  leidt tot een ernstig of ontoelaatbaar risico voor de mens.

Concluderend wordt gesteld dat de nu voorgestelde  $ER_{eco}$  (570 mg Cl/l) en zeker het  $MTR_{eco}$  (94 mg Cl/l) voor zoetwater (oppervlaktewater en grondwater) zeer waarschijnlijk ook voldoende bescherming bieden voor de mens, zodat deze waarden als algemene milieurisicogrenzen kunnen worden beschouwd.

## 5.2 Risicogrenzen voor chloride in bodem en waterbodem (zoetwater)

De in deze rapportage voor bodem afgeleide risicogrenzen ( $MTR_{eco}$  en  $ER_{eco}$ : 39 respectievelijk 390 mg Cl/kg drooggewicht) zijn circa vijfmaal lager respectievelijk twee keer hoger dan de door VROM vastgestelde Streefwaarde voor bodem (200 mg/kg dw), dus  $MTR_{eco} < \text{Streefwaarde} < ER_{eco}$ , hetgeen niet in overeenstemming is met de normale hiërarchie (zou moeten zijn:  $\text{Streefwaarde} < MTR < ER$ ). Echter, de in dit rapport afgeleide milieurisicogrenzen voor bodem zijn op een uitgebreide set gegevens voor soorten en processen gebaseerd, met voor het MTR de minimale assessment factor van 1 op de HC5. De door VROM vastgestelde Streefwaarde van 200 mg Cl/kg dw is hoger dan de 95-percentielconcentratie (112 en 122 mg Cl/kg dw voor respectievelijk de boven- en ondergrond), waarbij dient te worden opgemerkt dat de 95-percentielwaarden mogelijk al anthropogeen beïnvloed zijn (onder andere landbouwbodems). De Streefwaarde van 200 mg Cl/kg dw voor bodem lijkt dus te hoog te zijn vastgesteld, dat wil zeggen, hoger dan de (natuurlijke) achtergrondconcentratie.

De in deze rapportage voor waterbodem afgeleide risicogrenzen ( $MTR_{eco}$  en  $ER_{eco}$ : 340 respectievelijk 2100 mg Cl/kg drooggewicht) zijn circa 1,5 maal respectievelijk tienmaal hoger dan de door VROM vastgestelde Streefwaarde voor waterbodem (200 mg/kg dw). Bij waterbodem gaat dus wel de normale hiërarchie ( $S < MTR < ER$ ) op. Dit komt door de, ten opzichte van bodem, veel hogere hoeveelheid water per drooggewicht.

De milieurisicogrenzen voor bodem zijn afgeleid uit terrestrische gegevens voor niet zout-beïnvloede terrestrische systemen. De milieurisicogrenzen voor waterbodem zijn afgeleid uit de risicogrenzen voor zoetwaterorganismen en dus alleen geldig voor bodems en waterbodems in niet door brak of zout water geïnfilteerde gebieden.

## 5.3 ‘Toegevoegd Risico’ versus ‘Totaal Risico’ Benadering

Chloride is een van nature in het milieu voorkomende stof. In deze rapportage is de Toegevoegd Risico Benadering echter niet gebruikt voor de afleiding van ecotoxicologische milieurisicogrenzen. Hiervoor zijn meerdere redenen aan te voeren. Ten eerste, gezien de fysisch-chemische eigenschappen van chloride wordt aangenomen dat zowel de toegevoegde concentratie als de achtergrondconcentratie van chloride volledig biologisch beschikbaar zijn, dit in tegenstelling tot de situatie bij metalen. Bij de toepassing van de Toegevoegd Risico Benadering voor metalen wordt de achtergrondconcentratie beschouwd als niet-biologisch beschikbaar, anders gezegd, niet bijdragend aan ecotoxicologische effecten. Ten tweede, de chlorideconcentraties in de controles van de geselecteerde aquatische toxiciteitstesten (voor zover bekend lager dan 10 mg Cl/l) waren zeer laag ten opzichte van de toegevoegde concentraties en de afgeleide NOEC-waarden (traject NOEC-waarden: 61 tot 4000 mg Cl/l), zodat de NOEC-waarden uitgedrukt als ‘totaal chloride’ (toegevoegde concentratie plus achtergrondconcentratie) respectievelijk als ‘toegevoegd chloride’ praktisch gelijk zijn.

## Referenties: verwerkt

Addison JA. 2002. Derivation of Matrix Soil Standards for Salt under the British Columbia Contaminated Sites Regulation. Addendum C: Soil Invertebrate Toxicity Tests: Lessons and Recommendations. Victoria, BC, Canada: Applied Research Division, Royal Roads University.

Anderson KB, Sparks RE, Paparo AA. 1978. Rapid assessment of water quality, using the fingernail clam, *Musculium transversum*. Illinois, USA: University of Illinois, Water Resources Center, Final Report Project No. B-097-ILL, Research Report No. 133.

Aronovich TM, Spektorova LV. 1974. Survival and fecundity of *Brachionus calyciflorus* in water of different salinities. Hydrobiol Bull 10: 71-74.

Batterton Jr JC, Van Baalen C. 1971. Growth response of blue-green algae to sodium chloride concentration. Arch Microbiol 76: 151-165.

Bicknell SH, Smith WH. 1975. Influence of soil salt, at levels characteristic of some roadside environments, on the germination of certain tree seeds. Plant Soil 43: 719-722.

Biesinger KE, Christensen GM. 1972. Effects of various metals on survival, growth, reproduction, and metabolism of *Daphnia magna*. J Fish Res Bd Canada 29: 1691-1700.

Birge WJ, Black JA, Westerman AG, Short TM, Taylor SB, Bruser DM, Wallingford ED. 1985. Recommendations on numerical values for regulating iron and chloride concentrations for the purpose of protecting warmwater species of aquatic life in the commonwealth of Kentucky. Lexington, KY, USA: University of Kentucky.

Birge WJ, Black JA, Westerman AG, Short TM, Taylor SB, Bruser DM, Wallingford ED. 1985. Recommendations on numerical values for regulating iron and chloride concentrations for the purpose of protecting warmwater species of aquatic life in the commonwealth of Kentucky. Environ Toxicol Chem 1-73.

BKH. 1995. Criteria setting: Compilation of procedures and effect-based criteria used in various countries. The Hague, The Netherlands: Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM), rapport nr. R0216082/567M.

Boivin ME, Verbruggen EMJ, Verweij W, Reijnders HFR. 2007. Method for setting the level of threshold values. Bilthoven, Nederland: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Briefrapport 19 februari 2007.

Bourne WS. 1932. Ecological and physiological studies on certain aquatic angiosperms. Contributions from Boyce Thompson Institute for Plant Research, Yonkers, New York, Volume 4, 425-496.

Cordukes WE, Maclean AJ. 1973. Tolerance of some turfgrass species to different concentrations of salt in soils. Can J Plant Sci 53: 69-73.



- Cowgill UM, Milazzo DP. 1990. The sensitivity of two cladocerans to water quality variables: salinity and hardness. *Arch Hydrobiol* 120(2): 185-196.
- Cowgill UM, Milazzo DP. 1991. Demographic effects of salinity, water hardness and carbonate alkalinity on *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia*. *Arch Hydrobiol* 122: 33-56.
- Cronkite DL, Gustafson AN, Bauer BF. 1985. Role of protein synthesis and ninhydrin-positive substances in acclimation of *Paramecium tetraurelia* to high NaCl. *J Exp Zool* 233, 21-28.
- Croser C, Renault S, Franklin J, Zwiazek J. 2001. The effect of salinity on the emergence and seedling growth of *Picea mariana*, *Picea glauca*, and *Pinus banksiana*. *Environ Pollut* 115: 9-16.
- Curtin D, Steppuhn H, Campbell CA, Biederbeck VO. 1999. Carbon and nitrogen mineralization in soil treated with chloride and phosphate salts. *Can J Soil Sci* 79: 427-429.
- DeGraeve GM, Cooney JD, Marsh BH, Pollock TL, Reichenbach NG. 1992. Variability in the performance of the 7-d *Ceriodaphnia dubia* survival and reproduction test: An intra- and interlaboratory study. *Environ Toxicol Chem* 11, 851-866.
- Delesalle VA, Blum S. 1994. Variation in germination and survival among families of *Sagittaria latifolia* in response to salinity and temperature. *Int J Plant Sci* 155: 187-195.
- Diamond JM, Winchester EL, Mackler DG, Gruber D. 1992. Use of the mayfly *Stenonema modestum* (Heptageniidae) in subacute toxicity tests. *Environ Toxicol Chem* 11(3): 415-425.
- Dvořáková D, Rojíčková-Padrťová R, Maršálek B. 1999. Is the replacement of *Scenedesmus quadricaudata* L. by *Selenastrum capricornutum* L. in toxicity test reasonable? *Polskie Archiwum Hydrobiologii (Pol Arch Hydrobiol)* 46(3-4): 345-352.
- EL-Sheekh MM. 2004. Inhibition of the water splitting system by sodium chloride stress in the green alga *Chlorella vulgaris*. *J Plant Physiol* 16: 25-29.
- EU. 2000. Richtlijn 2000/60/EG van het Europees parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid, Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen L 327.
- EU. 2006. Richtlijn 2006/118/EG van het Europese Parlement en de Raad van 12 december 2006 betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging en achteruitgang van de toestand, Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen L 327.
- Evers CHM. 2006. Getalswaarden voor de algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen. Lelystad, The Netherlands: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwater-behandeling (RIZA), RIZA rapport nr. 9R6513B0D0.
- Foster AC, Maun MA. 1978. Effects of highway deicing agents on *Thuja occidentalis* in a greenhouse. *Can J Bot* 56: 2760-2766.
- Geis SW, Fleming KL, Korthals, ET, Searle G, Reynolds L, Karner DA. 2000. Modifications to the algal growth inhibition test for use as a regulatory assay,

Environ Toxicol Chem 19(1): 36-41.

Groffman PM, Gold AJ, Howard G. 1995. Hydrologic tracer effects on soil microbial activities. Soil Sci Soc Am J 59: 478-481.

Guo R, Mather P, Capra MF. 1993. Effect of salinity on the development of silver perch (*Bidyanus bidyanus*) eggs and larvae. Comp Biochem Physiol 104A: 531-535.

Hall CJ, Burns CW. 2002. Mortality and growth responses of *Daphnia carinata* to increases in temperature and salinity. Freshwat Biol 47: 451-458.

Hansler RJ, Traas TP, Mennes WC. 2006. Handreiking voor de afleiding van indicatieve milieukwaliteitsnormen. Bilthoven, Nederland: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM), RIVM rapport 601503024.

Hart BT, Bailey P, Edwards R, Hortle K, James K, McMahon A, Meredith C, Swadling K. 1991. A review of the salt sensitivity of the Australian biota. Hydrobiologia 210: 105-144.

Hassell KL, Kefford BJ, Nuggeoda D. 2006. Sub-lethal and chronic salinity tolerances of three freshwater insects: *Cloeon* sp. and *Centroptilum* sp. (Ephemeroptera: Baetidae) and *Chironomus* sp. (Diptera: Chironomidae). J Exp Biol 209: 4024-4032.

Heijerick DG, De Schampelaere KAC, Janssen CR. 2003. Application of biotic ligand models for predicting zinc toxicity in European surface waters. Ghent, Belgium: Ghent University, Laboratory of Environmental Toxicology and Aquatic Ecology, Report prepared for the International Lead Zinc Research Organization (ILZRO).

Hosiaísluoma V. 1976. Effect of HCl and NaCl on the growth of *Netrium digitus* (Desmidiaceae). Ann Bot Fennici 13: 107-113.

Inubushi K, Barahona MA, Yamakawa K. 1999. Effects of salts and moisture content on N<sub>2</sub>O emission and nitrogen dynamics in Yellow soil and Andosol in model experiments. Biol Fertil Soil 29: 401-407.

Irmer U, Heuer K, Weber A. 1985. Effects of various organic chemicals on the regreening of red colored *Chlorella zofingiensis*. Ecotoxicol Environ Saf 9: 121-133.

James KR, Hart BT. 1993. Effect of salinity on four freshwater macrophytes. Mar Freshw Res 44: 769-777.

Kalinkina LG. 1979. Growth and biomass accumulation in marine and freshwater algae of the genus *Chlorella* as a function of NaCl concentration in the medium. Plant Physiol 26: 320-325.

Kalinkina LG, Strogonov BP. 1980. Excretion of glycolic acid by marine and freshwater algae under the influence of different NaCl concentrations. Soviet Plant Physiol 27: 44-50.

Kaplan DL, Hartenstein R, Neuhauser EF, Malecki MR. 1980. Physicochemical requirements in the environment of the earthworm *Eisenia foetida*. Soil Biol Biochem 12: 347-352.

Kardatzke JT. 1980. Effect of sodium chloride on larval snow-melt *Aedes* (diptera: culicidae). Mosq News 153-160.

- Lamé FPJ, Brus DJ, Nieuwenhuis RH. 2004. Achtergrondwaarden 2000. Utrecht, The Netherlands: TNO Divisie Grondwater & Bodem (Utrecht), TNO-NITG rapport 04-242-A.
- Lansing AI. 1942. Some effects of hydrogen ion concentration, total salt concentration, calcium and citrate on longevity and fecundity of the rotifer. *J Exp Zool* 91: 195-211.
- Laura RD. 1974. Effects of neutral salts on carbon and nitrogen mineralisation of organic matter in soil. *Plant Soil* 41: 113-127.
- Lee FC. 1973. Effect of various sodium chloride concentrations on the development of the mosquito *Culiseta incidens* (Thomson) (Diptera: Culicidae). *Mosq News* 33: 78-83.
- Li X, Li F, Ma Q, Cui Z. 2006. Interactions of NaCl and NaSO<sub>4</sub> on soil organic C mineralization after addition of maize straws. *Soil Biol Biochem* 38: 2328-2335.
- Martinez-Jerónimo F, Martinez-Jerónimo L. 2007. Chronic effects of NaCl salinity on a freshwater strain of *Daphnia magna* Straus (Crustacea: Cladocera): A demographic study. *Ecotox Environ Saf* 67(3): 411-416.
- McCormick RW, Wolf DC. 1980. Effect of sodium chloride on CO<sub>2</sub> evolution, ammonification, and nitrification in a Sassafras sandy loam. *Soil Biol Biochem* 12: 153-157.
- Moss B. 1973. The influence of environmental factors on the distribution of freshwater algae: An experimental study: II. The role of pH and the carbon dioxide-bicarbonate system. *Ecology* 61: 157-177.
- Peredo-Alvarez VM, Sarma SSS, Nandini S. 2003. Combined effect of concentrations of algal food (*Chlorella vulgaris*) and salt (sodium chloride) on the population growth of *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus patulus* (Rotifera). *Rev Biol Trop* 2: 399-408.
- Pickering QH, Lazorchak JM, Winks KL. 1996. Subchronic sensitivity of the one-, four-, and seven-day-old fathead minnow (*Pimephales promelas*) larvae to five toxicants. *Environ Toxicol Chem* 15(3): 353-359.
- Reijnders HFR, Van Drecht G, Prins HF, Bronswijk JJB, Boumans LJM. 2004. De kwaliteit van ondiep en middeldiep grondwater in Nederland in het jaar 2000 en verandering daarvan in de periode 1984-2000. Bilthoven, Nederland: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM rapport 714801030.
- Ristanović B, Miller CE. 1969. Salinity tolerances and ecological aspects of some fungi collected from fresh-water, estuarine and marine habitats. *Mycopathologia* 37(3): 273-280.
- Sanzo D, Hecnar SJ. 2006. Effect of road de-icing salt (NaCl) on larval wood frogs (*Rana sylvatica*). *Environ Pollut* 140: 247-256.
- Shitole MG, Joshi GV. 1984. Effect of sodium chloride on the balance between C<sub>3</sub> and C<sub>4</sub> carbon fixation pathways and growth. *Photosynthetica* (Prague) 3: 377-384.

Sindhu MA, Cornfield AH. 1967. Comparative effects of varying levels of chlorides and sulphates of sodium, potassium, calcium, and magnesium on ammonification and nitrification during incubation of soil. *Plant Soil* 27: 468-472.

Sindhu MA, Cornfield AH. 1967b. Effect of sodium chloride and moisture content on ammonification and nitrification in incubated soil. *J Sci Food Agric* 18: 505-506.

Slaughter AR. 2005. The refinement of protective salinity guidelines for South African freshwater resources. Thesis. Rhodes university, pp. 159.

Slaughter AR, Palmer CG, Muller WJ. 2007. An assessment of two-step linear regression and multifactor probit analysis as alternatives to acute to chronic ratios in the estimation of chronic response from acute toxicity data to derive water quality guidelines. *Integr Environ Assess Manag* 3: 193-202.

Spehar R. 1986. Criteria Document Data. United States Environmental Protection Agency. 19 pp.

Spehar R. 1987. Criteria Document Data. United States Environmental Protection Agency. 26 pp.

Stanley RA. 1974. Toxicity of heavy metals and salts to Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* L.). *Arch Environ Contam Toxicol* 2(4): 331-341.

Swartjes FA, Verbruggen EMJ. 2006. Toetsing van chloride in grondwater. Bilthoven, Nederland: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM/LER Briefrapport kenmerk 242/06 LER/FS/md, 21 juli 2006 (aanpassing Streefwaarde 25/08/06).

Teeter JW. 1965. Effects of sodium chloride on the sago pondweed. *J Wildl Mgmt* 29(4): 838-845.

Thornton KW, Wilhm JL. 1975. The use of life tables in demonstrating the effects of pH, phenol, and NaCl on *Chironomus attenuatus* populations. *Environ Entomol* 3: 325-328.

U.S. EPA. 1988. Ambient Water Quality Criteria for Chloride—1988, Washington, DC, USA: United States Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, EPA 440/5-88-001.

Vaidya DP, Nagabhushanam R. 1979. Influence of salt concentrations on survival, body weight and blood chloride of the freshwater snail, *Indoplanorbis exustus* (deshayes). *Hydrobiologia* 63: 195-198.

Van Tilborg WJM. 2002. Natural background/ambient concentrations of metals and abiotic conditions of fresh waters in relation to risk assessment of metals. WVTC, Rozendaal, Nederland.

Van Vlaardingen PLA, Verbruggen EMJ. 2007. Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of 'International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands' (INS). Bilthoven, Nederland: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM rapport 601782001.

Vlaardingen PLA van, Traas TP, Wintersen AM, Aldenberg T. 2004. ETX 2.0. A program to calculate hazardous concentrations and fraction affected, based on normally distributed toxicity data. Bilthoven, The Netherlands: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM rapport 601501028.

Verweij W, Reijnders HFR. 2006. Drempelwaarden in grondwater: voor welke stoffen? Bilthoven, Nederland: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM rapport 607300001.

VROM. 1999. Stoffen en normen 1999 – Overzicht van belangrijke stoffen en normen in het Milieubeleid. Alphen aan de Rijn, The Netherlands: Samson, ISBN 90 6092 802 4.

Warwick NWM, Bailey PCE. 1998. The effect of time of exposure to NaCl on leaf demography and growth for two non-halophytic wetland macrophytes, *Potamogeton tricarinatus*. *Aquat Bot* 62: 19-31.

Werkhoven CHE, Salisbury PJ, Cram WH. 1966. Germination and survival of Colorado spruce, Scots pine, Caragana, and Siberian elm at four salinity and two moisture levels. *Canadian Journal of Plant Science* 46: 1-7.

Wetherell DF. 1963. Osmotic equilibration and growth of *Scenedesmus obliquus* in saline media. *Physiol Plant* 16: 82-91.

WHO. 1996. Guidelines for drinking-water quality, Second Edition, Volume 2, Health Criteria and other supporting information. Genève, Switzerland: World Health Organization.

WHO. 2004. Guidelines for Drinking Water Quality, 3<sup>rd</sup> edition, vol. 1, Recommendations. Geneva, Switzerland: World Health Organization.

Yardley Jr. RB, Lazorchak JM, Pence MA. 1995. Evaluation of alternative reference toxicants for use in the earthworm toxicity test. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14: 1189-1194.

## Referenties: geraadpleegd (niet bruikbaar)

Agarwal AS, Singh BR, Kanehiro Y. 1971. Ionic effects of salts on mineral nitrogen release in an allophanic soil. *Soil Sci Soc Amer Proc* 35: 454-457.

Aladin NV. 1991. Salinity tolerance and morphology of the osmoregulation organs in Cladocera with special reference to Cladocera of the Aral sea. *Hydrobiologia* 225: 291-299.

Allakverdiev SI, Sakamoto A, Nishiyama Y, Inaba M, Murata N. 2000. Ionic and osmotic effects of NaCl-induced inactivation of photosystems I and II in *Synechococcus sp.* *Plant Physiol* 123: 1047-1056.

Allen MB, Arnon DI. 1955. Studies on nitrogen-fixing blue-green Algae, II. The sodium requirement of *Anabaena cylindrical*. *Physiol Plant* 8: 653-661.

Anonymus. 2007. Blauwalg moet opzouten. *Technisch Weekblad* Nr. 4 (27 januari 2007).

Arnér M, Koivisto S. 1993. Effects of salinity on metabolism and life history characteristics of *Daphnia magna*. *Hydrobiologia* 259(2): 69-77.

Bailey SA, Duggan IC, Van Overdijk CDA, Johengen TA, Reid DF, MacIsaac HJ. 2004. Salinity tolerance of diapausing eggs of freshwater zooplankton. *Freshw Biol* 49: 286-295.

Bedunah D, Trlica MJ. 1979. Sodium chloride effects on carbon dioxide exchange rates and other plant and soil variables of ponderosa pine. *Can J For Res* 9(3): 349-353.

Bostwick CD, Brown LR, Tischer RG. 1968. Some observations on the sodium requirement and potassium interactions in the blue-green alga *Anabaena flos-aqua* A-37. *Physiol Plant* 21: 466-469.

Brown DJA. 1981. The effects of various cations on the survival of brown trout, *Salmo trutta* at low pHs. *J Fish Biol* 18: 31-40.

Brown PE, Hitchcock ED. 1917. The effect of alkali salts on nitrification. *Soil Sci* 4: 207-229.

Brownell PF, Nicholas DJD. 1967. Some effects of sodium on nitrate assimilation and N fixation in *Anabaena cylindrical*. *Plant Physiol* 42: 915-921.

Dash RC, Mohapatra PK, Mohanty RC. 1995. Salt induced changes in the growth of *Chlorococcum humicola* and *Scenedesmus bijugatus* under nutrient limited cultures. *Bull Environ Contam Toxicol* 54: 695-702.

Den Dooren De Jong LE. 1965. Tolerance of *Chlorella vulgaris* for metallic and non-metallic ions. *Antonie van Leeuwenhoek* 31: 301-313.

Dickman MD, Gochnauer MB. 1978. Impact of sodium chloride on the microbiota of small stream. *Environ Pollut* 17: 109-126.

Dirr MA. 1975. Effects of salts and application methods on English ivy. *Hort Sci* 10(2): 182-184.

- Dirr MA. 1976. Selection of trees for tolerance to salt injury. *J Arboric* 2(11): 209-216.
- Dirr MA. 1978. Tolerance of seven woody ornamentals to soil-applied sodium chloride. *J Arboric* 4(7): 162-165.
- Frankenberger WT Jr, Bingham FT. 1982. Influence of salinity on soil enzyme activities. *Soil Sci Soc Am J* 46: 1173-1177.
- Gilron G, Gransden SG, Lynn DH, Broadfoot J, Scroggins R. 1999. A behavioral toxicity test using the ciliated protozoan *Tetrahymena thermophila*. I. Method description. *Environ Toxicol Chem* 18(8): 1813-1816.
- Greaves JE, Lund Y. 1921. The role of osmotic pressure in the toxicity of soluble salts. *Soil Sci* 12: 163-181.
- Hahn BE, Olson FR, Roberts JL. 1942. Influence of potassium chloride on nitrification in Bedford silt loam. *Soil Sci* 55: 113-121.
- Hall R, Hofstra G, Lumis GP. 1972. Effects of deicing salt on eastern white pine: foliar injury, growth suppression, and seasonal changes in foliar concentrations of sodium and chloride. *Can J For Res* 2: 224-249.
- Hattori R, Hattori T. 1980. Sensitivity to salts and organic compounds of soil bacteria isolated on diluted media. *J Gen Appl Microbiol* 26: 1-14.
- Hé ZH, Qin JG, Wang Y, Jiang H, Wen Z. 2001. Biology of *Moina mongolica* (Moinidae, Cladocera) and perspective as live food for marine fish larvae: review. *Hydrobiologia* 457: 25-37.
- Headley DB, Bassuk N. 1991. Effect of time and application of sodium chloride in the dormant season on selected tree seedlings. *J Environ Hort* 9(3): 130-136.
- Hofstra G, Lumis GP. 1975. Levels of deicing salt producing injury on apple trees. *Can J Plant Sci* 55(1): 113-115.
- Jahnke LS, White AL. 2003. Long-term hyposaline and hypersaline stresses produce distinct antioxidant responses in the marine alga *Dunaliella tertiolecta*. *J Plant Physiol* 160: 1193-1202.
- Jennings DH. 1976. The effects of sodium chloride on higher plants. *Biol Rev* 51: 453-486.
- Johnson DD, Guenzi WD. 1963. Influence of salts on ammonium oxidation and carbon dioxide evolution from soil. *Soil Sci Soc Am Proc* 27: 663-666.
- Jonczyk E, Gilron G, Zajdlik B. 2001. Sea urchin fertilization assay: An evaluation of assumptions related to sample salinity adjustments and use of natural and synthetic marine waters for testing. *Environ Toxicol Chem* 20(4): 804-809.
- Kalinkina LG, Spektorov KS, Bogoslovskaya VO. 1978. Effects of different concentrations of NaCl on Growth and development of *Chlorella pyrenoidosa*. *Plant Physiol* 25: 16-20.
- Kefford BJ, Palmer CGPL, Nuggeoda D. 2004. Comparing test systems to measure the salinity tolerance

of freshwater invertebrates. Water SA (Pretoria) 30: 499-506.

Lange M, Gebauer W, Markl J, Nagel R. 1995. Comparison of testing acute toxicity on embryo of zebrafish, *Brachydanio rerio* and RTG-2 cytotoxicity as possible alternatives to the acute fish test. Chemosphere 30(11): 2087-2102.

Lasier PJ, Winger PV, Hardin IR. 2006. Effects of hardness and alkalinity in culture and test waters on reproduction of *Ceriodaphnia dubia*. Environ Toxicol Chem 25(10): 2781-2786.

Lewis MA, Weber DE. 2002. Effects of substrate salinity on early seedling survival and growth of *Scirpus robustus* Pursh and *Spartina alterniflora* Loisel. Ecotoxicology 11: 19-26.

Liti D, Munguti J, Kreuzinger N, Kummer H. 2005. Effects of sodium chloride on water quality and growth of *Oreochromis niloticus* in earthen ponds. Afr J Ecol 43: 170-176.

Lowell RB, Culp JM, Wrona FJ. 1995. Toxicity testing with artificial streams: effect of differences in current velocity. Environ Toxicol Chem 14(7): 1209-1217.

Lubzens E, Minkoff G, Maron S. 1985. Salinity dependence of sexual and asexual reproduction in the rotifer *Brachionus plicatilis*. Mar Biol 85: 123-126.

Marking LL, Rach JJ, Schreier TM. 1994. Evaluation of antifungal agents for fish culture. Progressive Fish-Culturist 56(4): 225-231.

Martinez-Jerónimo F, Espinosa-Chávez F. 2005. Notes on the reproduction and survival of *Moina hutchinsoni* Brehm, 1937 (Moinidae: Anomopoda) grown in media of varying salinity. Aquatic Ecology 39: 113-118.

Martinez-Jerónimo F, Elías-Gutiérrez M, Suárez-Morales. 2004. A redescription of *Moina hutchinsoni*, a rare cladoceran (Brachiopoda: Anomopoda) found in remnants of a Mexican saline lake, with notes on its life history. J Crustacean Biol 24(2): 232-245

McGehee CF, Davis GJ. 1997. Photosynthesis and respiration in *Myriophyllum spicatum* L. as related to salinity. Limnol Oceanogr 16: 826-828.

Miracle MR, Serra M. 1989. Salinity and temperature influence in rotifer life history characteristics. Hydrobiologia 186/187: 81-102.

Mount DI, Norberg TJ. 1984. A seven-day life-cycle cladoceran toxicity test. Environ Toxicol Chem 3: 425-434.

Nelson PN, Ladd JN, Oades JM. 1996. Decomposition of <sup>14</sup>C-labelled plant material in a salt-affected soil. Soil Biol Biochem 28(4/5): 433-441.

Nielsen DL, Brock MA, Crosslé K, Harris K, Healey M, Jarosinski I. 2003. The effects of salinity on aquatic plant germination and zooplankton hatching from two wetland sediments. Freshwat Biol 48: 2214-2223.

Nielsen DL, Brock MA, Rees GN, Baldwin DS. 2003. Effects of increasing salinity on freshwater ecosystems in Australia. Aust J Bot 51: 655-665.



- Parker DL, Kumar HD, Rai LC, Singh JB. 1997. Potassium salts inhibit growth of the cyanobacteria *Microcystis spp.* in pond water and defined media: implications for control of Mycrocystin-producing aquatic blooms. *Appl Environ Microbiol* 63(6): 2324-2329.
- Pathak H, Rao DLN. 1998. Carbon and nitrogen mineralization from added organic matter in saline and alkali soils. *Soil Biol Biochem* 30(6): 692-702.
- Patrick R, Cairns J, Scheier A. 1968. The relative sensitivity of diatoms, snails, and fish to twenty common constituents of industrial wastes. *Progressive Fish-Culturist* 30: 137-140.
- Paul R, Rocher M, Impens R. 1984. [Influence of winter deicing with CaCl<sub>2</sub> on mountain ash, maple, lime and plane.] *Bull Soc R Bot Belg* 117: 277-284 (in French).
- Pourriot R, Snell TW. 1983. Resting eggs in rotifers. *Hydrobiologia* 104: 213-224.
- Rippingale RJ, Hodgkin EP. 1977. Food Availability and Salinity Tolerance in a Brackish Water Copepod. *Freshwat Biol* 28: 1-7.
- Roseberg RJ, Christensen NW, Jackson TL. 1986. Chloride, soil solution osmotic potential, and soil pH effects on nitrification. *Soil Sci Soc Am J* 50: 941-945.
- Ryan JA, Sims JL. 1974. Effect of phosphate and chloride salts on microbial activity in flooded soil. *Soil Sci* 118: 95-101.
- Salt Institute. 2007. What is salt? The Salt Institute, Alexandria (VA), USA.  
URL: [www.saltinstitute.org/15.html](http://www.saltinstitute.org/15.html).
- Schuytema GS, Nebeker AV, Stutzman TW. 1977. Salinity tolerance of *Daphnia magna* and potential for use for estuarine sediment toxicity tests. *Arch Environ Contam Toxicol* 33: 194-198.
- Seale DB, Boraas ME, Warren GJ. 1987. Effects of sodium and phosphate on growth of cyanobacteria. *Wat Res* 21(6): 625-631.
- Singh BR, Agarwal AS, Kanehiro Y. Effects of chloride salts on ammonium nitrogen release in two Hawaiian soils. *Soil Sci Soc Amer Proc* 33: 557-560.
- Skinner R, Sheldon F, Walker KF. 2001. Propagules in dry wetland sediments as indicators of ecological health: effects of salinity. *Rivers* 17: 191-197.
- Snell TW, Moffat BD, Janssen C, Persoone G. 1991. Effects of cyst age, temperature, and salinity on the sensitivity of *Brachionus calyciflorus*. *Ecotoxicol Environ Saf* 21: 308-317.
- Snell TW. 1986. Effect of temperature, salinity and food level on sexual and asexual reproduction in *Brachionus plicatilis* (Rotifera). *Mar Biol* 92: 157-162.
- Sonzogni WC, Richardson W, Rodgers P, Monteith TJ. 1983. Chloride pollution of the great lakes. *Water Pollut Control* 55: 513-521.

Sreenivasan A, Ananthanarayanan R, Kalaimani N. 1979. Relationship between high chloride and hardness with rotifers. *Environ Health Crit* 21: 287-288.

Teschner M. 1995. Effects of salinity on the life history and fitness of *Daphnia magna*: variability within and between populations. *Hydrobiologia* 307: 33-41.

Thompson JR, Rutter AJ. 1986. The salinity of motorway soils IV. Effects of sodium chloride on some native British shrub species, and the possibility of establishing shrubs on the central reserves of motorways. *J Appl Ecol* 23: 299-315.

Ungar IA. 1962. Influence of salinity on seed germination in succulent halophytes. *Ecology* 43(4): 763-764.

Upchurch RG, Elkan GH. 1977. Comparison of colony morphology, salt tolerance, and effectiveness in *Rhizobium japonicum*. *Can J Microbiol* 23: 1118-1122.

Van Houten J, Hansma H, Kung C. 1975. Two quantitative assays for chemotaxis in *Paramecium*. *J Comp Physiol* 104: 211-223.

Van Houten J, Martel E, Kasch T. 1982. Kinetic analysis of chemokinesis of *Paramecium*. *J Protozool* 29(2): 226-230.

Vivier P, Nisbet M. 1962. Toxicity of some herbicides, insecticides, and industrial wastes. In: Tarzell CM (Ed.). 1965. Biological problems in water pollution: 3<sup>rd</sup> seminar (August 13-17, 1962), U.S Public Health Serv. Publ. No. 999-W8-25, United States Department of Health, Education and Welfare.

Ward AK, Wetzel RG. 1975. Sodium: some effects on bluegreen algal growth. *J Physiol* 11: 357-363.

Wilcox DA. 1986. The effects of deicing salts on vegetation in Pinhook Bog, Indiana. *Can J Bot* 64: 865-874.

Williams MD, Ungar IA. 1972. The effect of environmental parameters on the germination, growth, and development of *Suaeda depressa* (Pursh) wats. *Amer J Bot* 59(9): 912-918.

Wurtz CB, Bridges CH. 1961. Preliminary results from macro-invertebrates bioassays *Proc Pa Acad Sci* 35, 51-56 (Publ. in Part As 3692).

Zaim M, Newson HD. 1979. Larval Development and oviposition behavior of *Aedes triseriatus* (Diptera: Culicidae) as affected by varying concentrations of sodium chloride and calcium nitrate in the water. *Entomon* 8: 326-329.



## Bijlage 1

### Toxiciteit van NaCl voor algen (zoetwater)

Omdat algen de meest gevoelige groep van de aquatische soorten blijkt te zijn is in deze bijlage ook nog een samenvatting van de verworpen studies gegeven. De geëvalueerde, maar verworpen studies omvatten testen voor zo'n 10 soorten zoetwater algen, waaronder 6 soorten groenalgen. De testen met deze soorten voldoen niet aan de huidige (OECD 201) testrichtlijn voor algentesten, vooral vanwege een te lange blootstellingsduur en geen gegevens over exponentiële groei en/of er konden geen NOEC-waarden uit worden afgeleid.

Uit een van de verworpen studies met groenalgen kon een betrouwbare 48-h NOEC (eindpunt: chlorophyllgehalte) worden afgeleid: 5000 mg NaCl/l (overeenkomend met 3050 mg Cl<sup>-</sup>/l), voor *Chlorella zofingiensis*. Deze studie (Irmer et al., 1985) werd echter verworpen omdat de test niet werd uitgevoerd met een exponentieel groeiende populatie, maar met een niet-groeiende populatie van rustende cellen ('red akinetics') en vanwege de relatief korte blootstellingsduur.

Een van de overige verworpen studies met zoetwater groenalgen (Dvořáková et al., 1999; 'microplate' test, uitgevoerd in ISO 1989 algenmedium) resulteerde voor *Scenedesmus quadricauda* in een 72-h EC50 (biomassa) van 53 mg NaCl/l (overeenkomend met 32 mg Cl<sup>-</sup>/l) en voor *Selenastrum capricornutum* in een 72-h EC50 (biomassa) van 29 mg NaCl/l (overeenkomend met 18 mg Cl<sup>-</sup>/l). Deze 72-h EC50-waarden zijn extreem laag ten opzichte van de resultaten van een andere studie met *Selenastrum capricornutum* (Geis et al., 2000); deze studie resulteerde in een 96-h EC50 (biomassa) van circa 2000 mg NaCl/l (overeenkomend met 1220 mg Cl<sup>-</sup>/l) in een 'microplate' test respectievelijk circa 3000 mg NaCl/l (overeenkomend met 1830 mg Cl<sup>-</sup>/l) in een erlemeyertest<sup>1</sup>. De testen van Geis et al. (2000) werden uitgevoerd in U.S. EPA algenmedium. In beide studies zijn de weergegeven betrouwbaarheidsintervallen van de EC50-waarden gering, maar omdat alleen de EC50 en betrouwbaarheidintervallen zijn weergegeven (numeriek in Dvořáková et al. (1999) en grafisch in Geis et al. (2000), zonder onderliggende concentratie-effect gegevens, kan de betrouwbaarheid van de EC50-waarden uit beide studies niet worden ingeschat. De EC50-waarden uit de studie van Dvořáková et al. (1999) zijn ook extreem laag ten opzichte van effectconcentraties die voor algen zijn gerapporteerd in U.S. EPA (1988), zie onderstaande.

Uit de U.S. EPA (1988) gegevens over de toxiciteit van NaCl voor 17 algensoorten, waaronder groenalgen (Chlorophyten en Desmidiatales), blauw-groene algen (Cyanobacteriën) en kiezelalgen (Diatomeeën) blijkt de gevoeligheid van algen zeer sterk te verschillen, met de laagste effectconcentraties (groeiremming; percentage remming meestal niet gerapporteerd) voor de groenalgen *Spirogira setiformis* (71 mg Cl<sup>-</sup>/l; 10-d blootstelling), *Netrium digitus* (200-250 mg Cl<sup>-</sup>/l; 21-d blootstelling) en *Chlorella pyrenoidosa* (300 mg Cl<sup>-</sup>/l; 24-h blootstelling). Voor de overige 14 algensoorten waren de effectconcentraties veel hoger, variërend van 885 mg Cl<sup>-</sup>/l voor de groenalg *Pithophora oedogonia* (10-d blootstelling) tot 36400 mg Cl<sup>-</sup>/l voor de groenalg *Chlorella luteoviridis* (28-d blootstelling), met voor 3 soorten effectconcentraties tussen de 1000 en 10000 mg Cl<sup>-</sup>/l en voor 10 soorten effectconcentraties >10000 mg Cl<sup>-</sup>/l. Uit deze gegevens blijkt dat sommige soorten groenalgen (zeer) gevoelig zijn voor chloride, maar dat de effectconcentraties voor de meeste algensoorten ver

<sup>1</sup> In Geis et al. (2000) wordt deze algensoort vermeld als *Raphidocelis subcapitata*, niet als *Selenastrum capricornutum*. De thans meest gebruikte naam voor deze soort is (*Pseudo*)*kirchneriella subcapitata*. De 96-h EC50-waarden voor *Raphidocelis subcapitata* zijn niet als zodanig gerapporteerd door Geis et al. (2000), maar afgelezen uit een figuur.

boven de effectconcentraties en NOEC-waarden voor de in Tabel 4.1 vermelde invertebraten en vissen liggen. In de meeste gevallen voldoen de in U.S EPA (1988) vermelde algenstudies niet aan de huidige (OECD 201) testrichtlijn voor algentesten. Zo was de blootstellingsduur in bijna alle studies >10 dagen (met een maximum van 120 dagen), dus veel langer dan de standaardtestduur van 72 uur. Verder zijn in U.S. EPA (1988) geen NOEC-waarden voor algen gerapporteerd. De in U.S. EPA vermelde algenstudies zijn niet geëvalueerd op basis van de oorspronkelijke publicaties.

## Bijlage 2

### Veldstudies met chloride in zoet oppervlaktewater

#### **Birge et al. (1985)**

Deze uitgebreide veldstudie naar het effect van chloride werd uitgevoerd in de 'Red River' in Kentucky in de Verenigde Staten. Deze rivier wordt vooral op één locatie beïnvloed door een puntbron van pekelwater ('brine'), dat vooral NaCl bevat. Gedurende de testperiode van 22 augustus tot 6 oktober 1984 vonden analyses plaats van de fysisch-chemische en biologische waterkwaliteit op 7 locaties stroomafwaarts van het belangrijkste lozingspunt en op 1 locatie in een niet door de lozing beïnvloede zijtak van de rivier. De gemiddelde chlorideconcentraties in het door de lozing beïnvloede deel van de rivier varieerden van 18700 mg Cl<sup>-</sup>/l op de locatie vlak na het lozingspunt tot 100 mg Cl<sup>-</sup>/l op de meest stroomafwaarts hiervan gelegen locatie. De gemiddelde concentratie op de controlelocatie was 70 mg Cl<sup>-</sup>/l. Deze gemiddelde concentraties zijn gebaseerd op 9-12 metingen gedurende de onderzoeksperiode en per locatie was de concentratie vrij constant. De biologische waterkwaliteit werd bepaald op grond van het voorkomen van vissen (eindpunt: aantal soorten) en bentische macro-invertebraten (eindpunten: aantal taxa, diversiteit, relatieve abundantie, en meest voorkomende taxa). Betreffende de meest voorkomende taxa worden de volgende groepen vermeld: Trichoptera, Ephemeroptera, Diptera, Coleoptera, Plecoptera, Oligochaeta, Megaloptera en Pelecypoda. Bij de concentratie van 1100 mg Cl<sup>-</sup>/l (de op twee na laagste concentratie ten opzichte van de controle) waren het aantal vissoorten en de relatieve abundantie van de invertebraten de helft lager dan in de controle en de verschillen met de controle namen verder toe met toenemende chlorideconcentraties (LOEC<sub>ecosysteem</sub>: 1100 mg Cl<sup>-</sup>/l) Bij de daaronder gelegen concentratie (100 mg Cl<sup>-</sup>/l, de op één na laagste concentratie ten opzichte van de controle) waren er nauwelijks verschillen met de controle (NOEC<sub>ecosysteem</sub>: 100 mg/l).

Gedurende de veldstudie werden in een mobiel laboratorium ook vier 8-dagen durende embryo-larvale testen met de vis *Pimephales promelas* uitgevoerd, waarbij de embryo's/larven werden blootgesteld aan het rivierwater van de verschillende bemonsteringslocaties. Ook deze testen resulteerden in een LOEC van 1100 mg Cl<sup>-</sup>/l en een NOEC van 100 mg Cl<sup>-</sup>/l.

#### **Sonzogni et al. (1983), geciteerd in U.S. EPA (1988)**

In U.S EPA (1988) wordt verwezen naar een veldstudie, waarin na toevoeging van een concentratie van 610 mg Cl<sup>-</sup>/l aan een klein stromend water een afname van de algen biomassa werd gevonden en een toename van de bacteriënbioomassa. De teststof is niet vermeld.

#### **Overige veldstudies**

Er zijn veel veldstudies uitgevoerd naar de relatie tussen het voorkomen van (bepaalde groepen) organismen en de saliniteit van oppervlaktewateren, waaruit blijkt dat onder andere bepaalde soorten zoetwater crustaceeën (waaronder watervlooien), rotiferen, vissen en planten in brak tot relatief zout water kunnen overleven. De meeste van deze studies zijn niet geëvalueerd in het kader van het voorliggende rapport. In het onderstaande worden kort de resultaten van twee van dergelijke studies vermeld. De referenties van meer van dergelijke studies kunnen worden gevonden in de geraadpleegde referenties (zie hoofdstuk 6).

- Hart et al. (1991) geven een uitgebreid overzicht van de gevoeligheid van in Australië voorkomende zoetwaterorganismen (bacteriën, algen, macrophyten, invertebraten, vissen, amfibieën, reptielen, zoogdieren en vogels) voor saliniteit. In deze publicatie worden voor een groot aantal individuele soorten van deze taxonomische groepen ook lethale en

sublethale effectniveaus gegeven, op basis van laboratorium- en veldgegevens. De conclusie van deze studie is dat er nadelige effecten op zoetwater ecosystemen zijn te verwachten bij een saliniteit vanaf circa 1000 mg/l.

- Bourn et al. (1932) geven een overzicht van de gevoeligheid van zoetwater macrophyten voor saliniteit, op basis van laboratorium- en veldgegevens. De veld- gegevens wijzen voor de gevoeligste soorten op een tolerantieniveau van circa 1500 mg/l. In laboratoriumtesten met vijf verschillende soorten (blootgesteld aan verdund zeewater) werd voor de gevoeligste twee soorten een effectconcentratie van 700 mg/l gevonden (groeiremming).

## Bijlage 3

### Chronische aquatische toxiciteit van chloride (zoetwater)

**Table 3.1. Chronic toxicity of chloride (added as NaCl) to aquatic organisms - freshwater**

**Table 3.2. Chronic toxicity of chloride (added as KCl, CaCl<sub>2</sub> or MgCl<sub>2</sub>) to aquatic organisms – freshwater**

#### Legend Aquatic toxicity Tables

Species	Organism used in the test, if available followed by age, size, weight or life stage. ad = adult, cm = centimeter, d = days, emb = embryo, g = gram, h = hours, juv = juvenile, m = meter, mm = millimeter, mo = months
Analysed	Y = test substance analysed in test solution N = test substance not analysed in test solution or no data
Test type	CF = continuous flow, F = flow through, IF = intermittent flow, R = static with renewal, S = static, Sc = static in closed bottles
Purity	Purity of active ingredient: ag = analytical grade, lg = laboratory grade, pa = pro analyse, rg = reagent grade, tg = technical grade
Test water	am = artificial medium, dtw = dechlorinated tap water, dw = de-ionised water, dechlorinated water or distilled water, nw = natural water such as lake water, river water or well water, rw = reconstituted water: (natural) water with additional salts, rtw = reconstituted tap water: tap water with additional salts, tw = tap water
Exposure time	d = days, h = hours, min = minutes, w = weeks, m = months, y = years
Criterion	NOEC = no observed effect concentration EC10 = effect concentration causing 10% effect; the EC10 was calculated from the concentration-response curve, unless stated otherwise
Test endpoint	see Tables
Value	Test result (concentration) The $\geq$ symbol means that no effect was observed at the listed concentration; that concentration was either the highest test concentration or the highest concentration at which the endpoint (e.g.



growth) could be measured because of reduced sample size at higher concentrations due to mortality

Quality index

Q1: Highly reliable

(Standardized test, analysis of test concentrations and statistical analysis of test results)

Q2: Reliable

(No standardized test, or some acceptable deviations from standardized test, or no analysis of test concentrations, or no statistical analysis of test results)

Q3: Unreliable

Q4: Insufficient data for estimating the reliability (for example, very limited data from reviews)

**Table 3.1. Chronic toxicity data for NaCl.**

Species properties	Purity A [%]	Test type	Test water	pH	T [°C]	Hardness [mg CaCO <sub>3</sub> /L]	Exp. time	Criterion	Test endpoint	Value [mg Cl <sup>-</sup> /l]	Q	Notes	Reference	
<b>Fungi</b>														
<i>Alternaria geophila</i>			Field culture							27450	3	1	Ristanović and Miller, 1969	
<i>Alternaria tenuis</i>			Field culture							27450	3	1	Ristanović and Miller, 1969	
<i>Aspergillus niger</i>			Field culture							26600	3	1	Ristanović and Miller, 1969	
<i>Cephalosporium sperum</i>			Field culture							18300	3	1	Ristanović and Miller, 1969	
<i>Fusarium argillaceum</i>			Field culture							30500	3	1	Ristanović and Miller, 1969	
<i>Hormodendrum cladosporioides</i>			Field culture							24400	3	1	Ristanović and Miller, 1969	
<i>Hormodendrum hordei</i>			Field culture							18300	3	1	Ristanović and Miller, 1969	
<i>Penicillium frequentans</i>			Field culture							36600	3	1	Ristanović and Miller, 1969	
<i>Trichoderma lignorum</i>			Field culture							24400	3	1	Ristanović and Miller, 1969	
<b>Cyanobacteria</b>														
freshwater cyanobacteria										3540	4	2	Moore, 1985, in Hart et al., 1991	
cyanobacteria										8850	4		Reed et al 1984 in Hart et al., 1991	
Anabaena (21 strains)										4270	4		Stulp and Stam 1984 in Hart et al., 1991	
<i>Anacystis nidulans</i>	rg	N	S	am	8.1	39		NOEC	growth rate	3650	2	3	Batterton and Van Baalen, 1971	
<i>Anacystis nidulans</i>	rg	N	S	am	8.1	39		NOEC	growth rate	4370	2	3	Batterton and Van Baalen, 1971	
<b>Algae</b>														
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>			S				48h	NOEC	biomass	2440	2	4	Kalinkina and Stroganov, 1980	
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>			S	am		36-37	72h	NOEC	biomass	61	2	5	Kalinkina and Stroganov, 1980	
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>			S	am		36-37	72h	NOEC	biomass	61	2	6	Kalinkina, 1979	
<i>Chlorella vulgaris</i>				algae from Nile river		27	10min	NOEC	photosynthesis	<3550	3	7	EI-Sheekh, 2004	
<i>Cosmarium sp.</i>	N	S		am		21±1	zie p158	≥ 7 d	EC10	growth rate	229	2	8	Moss 1973
<i>Micrasterias americana</i>	N	S		am		21±1	zie p158	≥ 7 d	EC10	growth rate	85.9	2	8	Moss 1973
<i>Netrium digitus</i>				algae from bog		6.0- 15	3w	NOEC	growth	150	3	9,10	Hosiaisluoma, 1976	

**Table 3.1. Chronic toxicity data for NaCl.**

	Species properties	Purity [%]	A	Test type	Test water	pH	T [°C]	Hardness [mg CaCO <sub>3</sub> /L]	Exp. time	Criterion	Test endpoint	Value [mg Cl <sup>-</sup> /l]	Q	Notes	Reference
<i>Netrium digitus</i>	pools algae from bog				nw	4.1-4.2	15		3w	NOEC	growth	200	3	9,11	Hosiaisluoma, 1976
<i>Phitophora oedogonia</i>	pools algae from natural ponds				am	8.5	15-16		10d	NOEC	biomass increase; Chl-a content	355	3	9,12	Shitole and Joshi, 1984
<i>Pleurotaenium trabecula</i>		N	S		am		21±1	zie p158	≥7 d	EC10	growth rate	268	2	13	Moss, 1973
<i>Scenedesmus obliquus</i>										NOEC	growth rate	2 atmos	4	14	Wetherell, 1963
<i>Spirogyra setiformis</i>	algae from natural ponds				am	8.5	15-16		10d	NOEC	biomass increase; Chl-a content	35.5	3	9,15	Shitole and Joshi, 1984
<b>Macrophyta</b>															
<i>Chara corallina</i>									7d	NOEC	survival	920	4	16	Bisson and Bartholomew 1984 in Hart et al., 1991
<i>Eleocharis acuta</i>	rooted tufts; field collected			R	tw		20/15		72d	LOEC	regrowth	1220	2	17,18	James and Hart, 1993
<i>Myriophyllum crispatum</i>	apical 15 cm of shoots, field collected			R	tw		20/15		72d	NOEC	shoots produced	610	2	18	James and Hart, 1993
<i>Myriophyllum spicatum</i>	laboratory-grown apices				tw		20		32d	EC10	root weight	3532	2	19	Stanley, 1974
<i>Potamogeton pectinatus</i>	1-8w old plants	-		N	S	tw			35 d	NOEC	growth	915	2	18	Teeter, 1965
<i>Potamogeton tricarinatus</i>	grown from turions			No	tw		25-30 (day); 15 (night)		unclear	LOEC	size	1210	2	18,20	Warwick and Bailey, 1998.
<i>Potamogeton tricarinatus</i>	rhizomes, field collected				R	tw	20/15		72d	NOEC	regrowth	610	2	18	James and Hart, 1993
<i>Sagittaria latifolia</i>	seeds from field				R	tw	21/16		5w	NOEC	seedling emergence	2444	2	21	Delesalle and Blum, 1994
<i>Typha domingensis</i>									8w	LOEC	growth	1770	4	22	Hocking 1981 in Hart et al., 1991
<i>Triglochin procera</i>	grown from seed			No	tw		25-30 (day); 15 (night)		unclear	NOEC	leaf dry weight	1210	2	23	Warwick and Bailey, 1998.

**Table 3.1. Chronic toxicity data for NaCl.**

	Species properties	Purity [%]	A	Test type	Test water	pH	T [°C]	Hardness [mg CaCO <sub>3</sub> /L]	Exp. time	Criterion	Test endpoint	Value [mg Cl <sup>-</sup> /l]	Q	Notes	Reference	
	<i>Triglochin procera</i>	rooted tufts of leaves; field collected		R	tw		(night) 20/15		72d	NOEC	regrowth	610	2	18	James and Hart, 1993	
<b>Mollusca</b>																
	<i>Indoplanorbis exustus</i>	collected from local ponds	ag		dw		25		?	NOEC	survival	2440	4	24	Vaidya and Nagabhusanam, 1979	
<b>Rotifers</b>																
	<i>Brachionus calyciflorus</i>	eggs from pond; immature females were used for tests		R	nw		23		8d	NOEC	survival and reproduction	2440	3	25	Aronovich and Spektorova, 1974	
	<i>Brachionus calyciflorus</i>	young + adults	99.9%	N	S	am	7.2-7.5	25	94	14 d	NOEC	population growth	155	2	26	Peredo-Álvarez et al., 2003
	<i>Brachionus patulus</i>	young + adults	99.9%	N	S	am	7.2-7.5	25	94	20 d	EC10	population growth	475	2	27	Peredo-Álvarez et al., 2003
	<i>Proales sp.</i>	newly hatched		N	R	am	9.4	30.3	7d	NOEC	survival	120	3	28	Lansing, 1942	
<b>Rotifera (c'td)</b>																
	<i>Proales sp.</i>	newly hatched		N	R	am	9.4	30.3	7d	NOEC	number of young	120	3	28	Lansing, 1942	
	<i>Rotifer vulgaris</i>	newly hatched		N	R	am	9.4	30.3	11d	NOEC	survival	120	3	28	Lansing, 1942	
	<i>Rotifer vulgaris</i>	newly hatched		N	R	am	9.4	30.3	11d	NOEC	survival	240	3	29	Lansing, 1942	
<b>Crustacea</b>																
	<i>Caridina nilotica</i>	45d	ag		R	dtw	24		80d	NOEC	survival; ;growth; reproduction	1160	2	30	Slaughter et al., 2007	
	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	<12 h	rg	Y?	R	rw	8.1	26.5	9d	NOEC	time to first brood; mean brood size; total number of broods	790	2	31	Cowgill and Milazzo, 1991	

**Table 3.1. Chronic toxicity data for NaCl.**

	Species properties	Purity [%]	A	Test type	Test water	pH	T [°C]	Hardness [mg CaCO <sub>3</sub> /L]	Exp. time	Criterion	Test endpoint	Value [mg Cl/l]	Q	Notes	Reference
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	<8 h old	rg	Y	R	am	-	-	-	7 d	NOEC	reproduction	360	1	32	DeGraeve et al., 1992
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	<8 h old	rg	Y	R	am	-	-	-	7 d	NOEC	survival	605	1	32	DeGraeve et al., 1992
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	neonates	rg	N	R	nw	-	25	90-110	7-9 d	NOEC	reproduction	790	2		Cowgill, 1990
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	neonates	rg	N	R	nw	-	25	90-110	7-9 d	NOEC	survival	710	4	33	Cowgill, 1990
<i>Daphnia carinata</i>	<24h old young from mothers that were obtained from a natural pond			R	am		20		20d	NOEC	survival; growth	300	3	34	Hall and Burns, 2002
<i>Daphnia magna</i>	<12 h	rg	Y?	R	rw	8	26.6	170	10d	NOEC	time to first brood	1320	2	35	Cowgill and Milazzo, 1991
<i>Daphnia magna</i>	<12 h	rg	Y?	R	rw	8	26.6	170	10d	NOEC	brood size	280	2	36	Cowgill and Milazzo, 1991
<i>Daphnia magna</i>	<24 h old		Y	R	am		21	160-180	70 d	EC10	reprod.	1035	3	37	Martinez-Jerónimo and Martinez-Jerónimo, 2007
<i>Daphnia magna</i>	<24 h old		Y	R	am		21	160-180	70 d	NOEC	survival	1220	3	37	Martinez-Jerónimo and Martinez-Jerónimo, 2007
<i>Daphnia magna</i>	<24 h old		Y	R	am		21	160-180	70 d	EC10	reprod.	735	3	37	Martinez-Jerónimo and Martinez-Jerónimo, 2007
<i>Daphnia magna</i>	<24 h old		Y	R	am		21	160-180		EC10	survival	745	3	37	Martinez-Jerónimo and Martinez-Jerónimo, 2007
<i>Daphnia magna</i>	neonates	rg	Y	R	nw	7.4-8.2	-	44-53	21 d	NOEC	reproduction	525	1	38	Biesinger and Christensen, 1972
<i>Daphnia magna</i>	neonates	rg	Y	R	nw	7.4-8.2	-	44-53	21 d	NOEC	growth	770	1	38	Biesinger and Christensen, 1972
<i>Daphnia magna</i>	neonates	rg	N	R	nw	-	25	160-180	10 d	NOEC	reproduction	280	4	33	Cowgill and Milazzo, 1990
<i>Daphnia pulex</i>	first instar	rg	Y	R	am	7.9	20	96	21 d	NOEC	reproduction	320	1	39	Birge et al., 1985
<i>Daphnia pulex</i>	first instar	rg	Y	R	am	7.9	20	96	21 d	NOEC	growth	320	1	39	Birge et al., 1985
<i>Daphnia pulex</i>	first instar	rg	Y	R	am	7.9	20	96	21 d	NOEC	survival	890	1	39	Birge et al., 1985

**Insecta**

**Table 3.1. Chronic toxicity data for NaCl.**

	Species properties	Purity A [%]	Test type	Test water	pH	T [°C]	Hardness [mg CaCO <sub>3</sub> /L]	Exp. time	Criterion	Test endpoint	Value [mg Cl <sup>-</sup> /l]	Q	Notes	Reference
	<i>Culiseta incidens</i>		S			22-27		8d	NOEC	survival	<610	4	40,41	Lee, 1973
	<i>Culiseta incidens</i>		S			22-27		8d	NOEC	length of larval developmental period	610	4	40,42	Lee, 1973
	<i>Aedes provocans</i>					21		11-12d	NOEC	survival	<610	4	43	Kardatzke, 1980
	<i>Aedes communis</i>					21		11-15d	NOEC	survival	<610	4	43	Kardatzke, 1980
	<i>Aedes fitchii</i>					21		13-20d	NOEC	survival	1220	4	43	Kardatzke, 1980
	<i>Aedes aberratus</i>					21		12-14d	NOEC	survival	610	4	43	Kardatzke, 1980
	<i>Aedes cinereus</i>					21		10-14d	NOEC	survival	1220	4	43	Kardatzke, 1980
	<i>Aedes diaantaeus</i>					17		19-24d	NOEC	survival	<610	4	43	Kardatzke, 1980
	<i>Aedes punctator</i>					21		12-13d	NOEC	survival	<610	4	43	Kardatzke, 1980
	<i>Aedes stimulans</i>					21		12-16d	NOEC	survival	610	4	43	Kardatzke, 1980
	<i>Aedes sticticus</i>					21		8-10d	NOEC	survival	610	4	43	Kardatzke, 1980

**Table 3.1. Chronic toxicity data for NaCl.**

	Species properties	Purity A [%]	Test type	Test water	pH	T [°C]	Hardness [mg CaCO <sub>3</sub> /L]	Exp. time	Criterion	Test endpoint	Value [mg Cl <sup>-</sup> /l]	Q	Notes	Reference
	<i>Aedes canadensis</i>					21		12-14d	NOEC	survival	1830	4	43	Kardatzke, 1980
	<i>Aedes provocans</i>					21		11-12d	NOEC	duration of development	>=1830	4	43	Kardatzke, 1980
	<i>Aedes communis</i>					21		11-15d	NOEC	duration of development	610	4	43	Kardatzke, 1980
	<b>Insecta (ct'd)</b>													
	<i>Aedes fitchii</i>					21		13-20d	NOEC	duration of development	610	4	43	Kardatzke, 1980
	<i>Aedes aberratus</i>					21		12-14d	NOEC	duration of development	1220	4	43	Kardatzke, 1980
	<i>Aedes cinereus</i>					21		10-14d	NOEC	duration of development	1220	4	43	Kardatzke, 1980
	<i>Aedes diantaeus</i>					17		19-24d	NOEC	duration of development	610	4	43	Kardatzke, 1980
	<i>Aedes punctator</i>					21		12-13d	NOEC	duration of development	1220	4	43	Kardatzke, 1980
	<i>Aedes stimulans</i>					21		12-16d	NOEC	duration of development	1830	4	43	Kardatzke, 1980
	<i>Aedes sticticus</i>					21		8-10d	NOEC	duration of development	2440	4	43	Kardatzke, 1980

**Table 3.1. Chronic toxicity data for NaCl.**

	Species properties	Purity [%]	A	Test type	Test water	pH	T [°C]	Hardness [mg CaCO <sub>3</sub> /L]	Exp. time	Criterion	Test endpoint	Value [mg Cl <sup>-</sup> /l]	Q	Notes	Reference
<i>Aedes candensis</i>	eggs laid by field-captured females						21		12-14d	NOEC	duration of development	2440	4	43	Kardatzke, 1980
<i>Chironomus attenuatus</i>		Y	CF	am	7.2	24			28d	NOEC	survival	>370	3	44	Thornton and Wilhm, 1975
<i>Cloeon sp.</i>	field-collected	seasalt		ftw		15			21d	NOEC	number of days alive	10 mS/cm	3	45,46, 47	Hassell et al., 2006
<i>Centroptilum sp.</i>	field-collected	seasalt		ftw		15			21d	NOEC	number of days alive	2.5 mS/cm	3	45,46, 48	Hassell et al., 2006
<i>Centroptilum sp.</i>	field-collected	seasalt		nw		15			21d	NOEC	number of days alive	2.5 mS/cm	3	45,46, 49	Hassell et al., 2006
<i>Chironomus sp.</i>	field-collected	seasalt		ftw		21			entire larval period	NOEC	time to emerge; growth rate	2.5 mS/cm	3	45,50, 51	Hassell et al., 2006
<i>Stenonema modestum</i>	4-5 mm larvae	rg	Y	R	tw	7.7	12	49	14 d	NOEC	molting	1220	2	52	Diamond et al., 1992
<i>Stenonema modestum</i>	4-5 mm larvae	rg	Y	R	tw	7.7	12	49	14 d	NOEC	survival	1650	2	52	Diamond et al., 1992
<i>Stenonema modestum</i>	4-5 mm larvae	rg	Y	R	tw	7.7	12	49	14 d	NOEC	growth	>4270	2	52	Diamond et al., 1992
<i>Stenonema modestum</i>	7-9 mm larvae	rg	Y	R	tw	7.7	12	49	14 d	NOEC	molting	2440	2	52	Diamond et al., 1992
<i>Stenonema modestum</i>	7-9 mm larvae	rg	Y	R	tw	7.7	12	49	14 d	NOEC	survival	3420	2	52	Diamond et al., 1992
<i>Stenonema modestum</i>	7-9 mm larvae	rg	Y	R	tw	7.7	12	49	14 d	NOEC	growth	>4270	2	52	Diamond et al., 1992
<b>Pisces</b>															
<i>Bidyanus bidyanus</i>	eggs before cleavage			S	sw		24-26		until hatching	EC10	hatching rate	1157	2	53	Guo et al., 1993
<i>Bidyanus bidyanus</i>	eggs at cleavage			S	sw		24-26		until hatching	EC10	hatching rate	1401	2	53	Guo et al., 1993
<i>Bidyanus bidyanus</i>	eggs at blastula stage			S	sw		24-26		until hatching	EC10	hatching rate	3649	2	53	Guo et al., 1993
<i>Bidyanus bidyanus</i>	eggs at gastrula			S	sw		24-26		until hatching	EC10	hatching rate	3776	2	53	Guo et al., 1993



**Table 3.1. Chronic toxicity data for NaCl.**

	Species properties	Purity [%]	A	Test type	Test water	pH	T [°C]	Hardness [mg CaCO <sub>3</sub> /L]	Exp. time	Criterion	Test endpoint	Value [mg Cl/l]	Q	Notes	Reference
	stage								hatching						
	early embryos			S	sw		24-26		until hatching	EC10	hatching rate	6735	2	53	Guo et al., 1993
	eggs		Y	F	nw (filtered)	7.73	10	46	90d	NOEC	survival	643	2	54,55	Spehar, 1987 Memo
	eggs		Y	F	nw (filtered)	7.73	10	46	90d	NOEC	growth	643	2	54,55	Spehar, 1987 Memo
	eggs		Y	F	nw (filtered)	7.73	10	46	90d	NOEC	egg hatchability	>2740	2	54,55	Spehar, 1987 Memo
	eggs		Y	F	nw (filtered)	7.75	9.8	44	8 weeks	NOEC	survival	1924	2	54,56, 57	Spehar, 1986 Memo
	eggs		Y	F	nw (filtered)	7.75	9.8	44	8 weeks	NOEC	growth	955	2	54,56, 58	Spehar, 1986 Memo
	eggs		Y	F	nw (filtered)	7.75	9.8	44	8 weeks	NOEC	egg hatchability	>3917	2	54,56, 59	Spehar, 1986 Memo
	eggs to larvae	-	Y	CF	-	-	-	46	-	NOEC	survival	640	4	60	Spehar, 1987
	1 d old larvae	rg	Y	R	am	7.2-8.4	25	86-94	7 d	NOEC	survival	2440	1	61	Pickering et al., 1996
	1 d old larvae	rg	Y	R	am	7.2-8.4	25	86-94	7 d	NOEC	growth	2440	1	61	Pickering et al., 1996
<b>Pisces (ct'd)</b>															
	4 d old larvae	rg	Y	R	am	7.2-	25	86-94	7 d	NOEC	survival	2440	1	61	Pickering et al., 1996

**Table 3.1. Chronic toxicity data for NaCl.**

	Species properties	Purity [%]	A	Test type	Test water	pH	T [°C]	Hardness [mg CaCO <sub>3</sub> /L]	Exp. time	Criterion	Test endpoint	Value [mg Cl <sup>-</sup> /l]	Q	Notes	Reference
						8.4									
	<i>Pimephales promelas</i>	4 d old larvae	rg	Y	R	am	7.2-25	86-94	7 d	NOEC	growth	2440	1	61	Pickering et al., 1996
						8.4									
	<i>Pimephales promelas</i>	7 d old larvae	rg	Y	R	am	7.2-25	86-94	7 d	NOEC	survival	2440	1	61	Pickering et al., 1996
						8.4									
	<i>Pimephales promelas</i>	7 d old larvae	rg	Y	R	am	7.2-25	86-94	7 d	NOEC	growth	2440	1	61	Pickering et al., 1996
						8.4									
	<i>Pimephales promelas</i>	eggs to larvae	rg	Y	CF	am	7.5	97	33 d	EC10	survival	561	1	62	Birge et al., 1985
<b>Amphibia</b>															
	<i>Rana sylvatica</i>	feeding stage tadpoles raised from eggs collected in the field	99.9		R	dw	19		90d	NOEC	survival, mean time to metamorphosis	47	4	63	Sanzo and Hecnar, 2006

Notes:

- 1 On agar plates; no real NOEC reported
- 2 Effects were noted shortly after addition, but disappeared within hours after the salinity increase.
- 3 No info on exposure time, but endpoint reported as growth rate. EC10 calculated using graphically reported data
- 4 34 mg dw/l initial density; Also data for 72 hours, but culture is in stationary phase by then for this density; LOEC = 6.1 g Cl<sup>-</sup>/l
- 5 10 mg dw/l initial density; LOEC = 0.61 g Cl<sup>-</sup>/l
- 6 Only partial results, LOEC = 12.2 g Cl<sup>-</sup>/l; article from 1980 reports more concentrations and thus a more precise NOEC and LOEC
- 7 Incubation in the dark for 10 minutes; 3.55 g Cl<sup>-</sup>/l was lowest concentration tested.
- 8 2.6 klux photoperiod 15:9 light:dark; EC10 determined from data presented in figure with a log-logistic dose-response relationship; algae were in the exponential growth phase
- 9 Exposure time too long for logarithmic growth
- 10 LOEC = 0.2 g/l; pH too high for this algal species
- 11 Unclear if background concentration (3.9 mg/l) is taken up in the reported CL<sup>-</sup> concentration; LOEC = 0.25 g/l
- 12 LOEC = 0.89 g Cl<sup>-</sup>/l

13 2.6 klux photoperiod 15:9 light:dark; EC10 determined from data presented in figure with a log-logistic dose-response relationship; algae were in the exponential growth phase

14 Results given in osmotic pressure; LOEC = 6 atmos; Copy of bad quality and results need to be read from figure.

15 LOEC = 0.071 g Cl<sup>-</sup>/l

16 LOEC = 1.77 mg Cl<sup>-</sup>/l

17 1.22 mg Cl<sup>-</sup>/l was lowest concentration tested

18 Plants grown in soil

19 ferric silicate as substrate; ratio between EC10 (not reported) and EC90 is only 2. Apices were derived from Dutch field collected plant species; EC10 calculated from reported EC50 and ratio of EC90 and EC10 , assuming  $\log EC10 = \log EC50 - 0.5 \log (EC90/\log EC10)$

20 Exposure directly after turion emergence; 1210 mg/l was lowest value tested; Result reported in g/l NaCl and recalculated into g/l Cl<sup>-</sup>

21 Seeds sown in Jiffy-7 plant starter pellets; LOEC = 0.8% NaCl = 4.9 mg Cl<sup>-</sup>/l

22 Results from internal concentrations suggest that sodium is more damaging than chloride; NOEC may be 0.92 mg Cl<sup>-</sup>/l

23 Exposure directly seed turion emergence; LOEC is 6 mg/l NaCl (only two concentrations teste); Result reported in g/l NaCl and recalculated into g/l Cl<sup>-</sup>

24 Acute study? Exposure time unclear; somewhere between 72 hours and 7 days

25 *B. calyciflorus* should be classified according to the authors because it is frequently found in brackish waters (ref 4 in article; russisch artikel)

26 NOEC is calculated through LOEC/2 (20% response at 500 mg NaCl/l). No clear dose-response relationship, so EC10 could not be calculated

27 EC10 was calculated using the reported data

28 control data not clear; LOEC is 0.24 g Cl<sup>-</sup>/l

28 control data not clear; LOEC is 0.24 g Cl<sup>-</sup>/l

28 control data not clear; LOEC is 0.24 g Cl<sup>-</sup>/l

29 control data not clear; 0.24 g Cl<sup>-</sup>/l is highest concentration tested

30 Experimental details described in thesis of Slaughter, 2005

31 LOEC = 1.32 g Cl<sup>-</sup>/l; Real NOEC may be lower but effects are not very pronounced and *C. dubia* is known for its lack of uniformity in test results according to authors

32 According to US-EPA guidelines; NOEC reported is mean from ringtest among different laboratories

33 Same as Cowgill and Milazzo, 1991

34 Not a real freshwater species; occurs in a lake with maximum salinities of 20 promille and has been recorded in other locations at salinities upto 38.5 promille ; LOEC = 0.6 mg Cl<sup>-</sup>/l; at 15 degr C treatment effects arenot as obvious

35 LOEC = 2.2 g Cl<sup>-</sup>/l

36 LOEC = 0.47 g Cl<sup>-</sup>/l

37 Test almost according to OECD211 protocol. Acclimzation of parent generations to the chloride concentrations tested.

38 Measured concentrations within 10% of nominal concentrations; method strongly resembles OECD guideline 211

39 According to ASTM and OECD 211 guidelines; ctual concentrations were within 3% of nominal concentrations

- 40 Animals were fed with yeast and breadcrumbs during the study; Unknown which water type was used  
 41 Effect on survival reported at lowest concentration tested (0.61 mg Cl<sup>-</sup>/l).  
 42 LOEC = 1.83 mg Cl<sup>-</sup>/l  
 43 Using a standardized rearing procedure<sup>1</sup>; no statistics possible so NOEC is a bit of a guess  
 44 Animals were fed with a chocolate dog candy every 2 days ; 0.37 g Cl<sup>-</sup>/l was only concentration tested.  
 45 test conducted with seasalt; unclear how mS/cm can be recalculated to just NaCl.; high mortality in controls  
 46 animals were fed with leaves  
 47 10 mS/cm is between 3.1 and 4.1 g Cl<sup>-</sup>/l; LC50 (21d) is 2.1 mS/cm = 0.65-0.86 g Cl<sup>-</sup>/l  
 48 2.5 mS/cm is between 0.78 and 1.03 g Cl<sup>-</sup>/l. LC50 (21d) is 0.89 mS/cm = 0.28-0.36 g Cl<sup>-</sup>/l.  
 49 2.5 mS/cm is between 0.78 and 1.03 g Cl<sup>-</sup>/l. LC50 (21d) = 2.7 mS/cm = 0.84 - 1.11 g Cl<sup>-</sup>/l.  
 50 animals were fed with crushed trout pellets and toilet paper  
 51 2.5 mS/cm is between 0.78 and 1.03 g Cl<sup>-</sup>/l  
 52 Method similar to ASTM guidance for sediment toxicity test with *Hexagonia sp.*; water-only systems  
 53 Experiment with seawater; EC10 calculated from reported data  
 54 According to ASTM guidelines  
 55 LOEC = 1.324 g/l Cl<sup>-</sup> ; Control = 0.0011 g/l Cl<sup>-</sup>.  
 56 experiment terminated after 8 weeks due to water problems and the occurrence of disease; LOEC = 3.917 g Cl /l  
 57 LOEC = 3.917 g Cl /l  
 58 LOEC = 1.924 g Cl /l  
 59 NOEC is highest concentration tested  
 60 Same as Spehar, 1986  
 61 According to US EPA guideline; actual concentrations within 3% of nominal concentrations  
 62 According to ASTM and OECD 210 guidelines; mean actual concentrations within 6% of nominal concentrations; EC10 calculated using reported data  
 63 Interval between concentrations too much; LOEC = 0.62 g/l Cl<sup>-</sup>

**Table 3.2. Chronic toxicity data of Chloride, added as KCl, CaCl<sub>2</sub> or MgCl<sub>2</sub> (for comparison reasons; not complete)**

	Species properties	Purity [%]	A	Test type	Test water	Test Compound	pH	T [°C]	Hardness [mg CaCO <sub>3</sub> /L]	Exp. time	Criterion	Test endpoint	Value [mg Cl <sup>-</sup> /l]	Q	Notes	Reference	
<b>Crustaceans</b>																	
	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	neonates	rg	N	R	CaCl <sub>2</sub>	nw	-	25	90-110	7-9 d	NOEC	Reproduction	410	2		Cowgill and Milazzo, 1990
	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	neonates	rg	N	R	CaCl <sub>2</sub>	nw	-	25	90-110	7-9 d	NOEC	Survival	410	2		Cowgill and Milazzo, 1990
	<i>Daphnia magna</i>	neonates	rg	N	R	CaCl <sub>2</sub>	nw	-	25	160-180	10 d	NOEC	Reproduction	430	2		Cowgill and Milazzo, 1990
	<i>Daphnia magna</i>	neonates	rg	N	R	CaCl <sub>2</sub>	nw	-	25	160-180	10 d	NOEC	Survival	430	2		Cowgill and Milazzo, 1990
	<i>Daphnia magna</i>	neonates	rg	N	R	CaCl <sub>2</sub>	nw	-	25	160-180	10 d	NOEC	growth	430	2		Cowgill and Milazzo, 1990
	<i>Daphnia magna</i>	neonates	rg	Y	R	KCl	nw	7.4-8.2	-	44-53	21 d	NOEC	Reproduction	24	1	1	Biesinger and Christensen, 1972
	<i>Daphnia magna</i>	neonates	rg	Y	R	KCl	nw	7.4-8.2	-	44-53	21 d	NOEC	Growth	72	1	1	Biesinger and Christensen, 1972
	<i>Daphnia magna</i>	neonates	rg	Y	R	CaCl <sub>2</sub>	nw	7.4-8.2	-	44-53	21 d	NOEC	Reproduction	102	1	1	Biesinger and Christensen, 1972
	<i>Daphnia magna</i>	neonates	rg	Y	R	CaCl <sub>2</sub>	nw	7.4-8.2	-	44-53	21 d	NOEC	Growth	118	1	1	Biesinger and Christensen, 1972
	<i>Daphnia magna</i>	neonates	rg	Y	R	MgCl <sub>2</sub>	nw	7.4-8.2	-	44-53	21 d	NOEC	Reproduction	120	1	1	Biesinger and Christensen, 1972
	<i>Daphnia magna</i>	neonates	rg	Y	R	MgCl <sub>2</sub>	nw	7.4-8.2	-	44-53	21 d	NOEC	Growth	122	1	1	Biesinger and Christensen, 1972
<b>Pisces</b>																	
	<i>Pimephales promelas</i>	1 d old larvae	rg	Y	R	KCl	am	7.2-8.4	25	86-94	7 d	NOEC	Survival & growth	240	1	2	Pickering et al., 1996
	<i>Pimephales promelas</i>	4 d old larvae	rg	Y	R	KCl	am	7.2-8.4	25	86-94	7 d	NOEC	Survival & growth	240	1	2	Pickering et al., 1996
	<i>Pimephales promelas</i>	7 d old larvae	rg	Y	R	KCl	am	7.2-8.4	25	86-94	7 d	NOEC	Survival	240	1	2	Pickering et al., 1996
	<i>Pimephales promelas</i>	larvae	-	-	-	KCl	-	-	-	-	-	NOEC	Survival	240	4		Weber et al., 1991 in Pickering et al., 1996

Notes

- 1 Measured concentrations within 10% of nominal concentrations; method strongly resembles OECD guideline 211.
- 2 According to US EPA guidelines; measured concentrations within 4% of nominal concentrations.

# Bijlage 4

## Terrestrische toxiciteit van chloride

**Table 4.1. Toxicity of chloride to terrestrial species and processes**

Species/process/activity	Species properties	Soil type	A	Test compound	Purity [%]	pH	o.m. [%]	clay [%]	Temp [°C]	Exp. time	Criterion	Test endpoint	Result test soil [mg/kg dw]	Validity	Notes	Reference
<b>Insecta</b>																
<i>Eisenia andrei</i>		artificial medium		NaCl						15 14 d	LC50	mortality	2377-3033	4	1	Kaplan et al., 1980
<i>Eisenia foetida</i>		artificial soil		KCl		5.3-7.7	10	20	22±2	14 d	LC50	mortality	6030	2		Yeardley et al., 1995
<i>Eisenia fetida/andrei</i>		OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		28 d	LC20	mortality	3357	2	2,3	Addison, 2002
<i>Eisenia fetida/andrei</i>		OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		56 d	EC50	Cocoon production	1143	2	2,3	Addison, 2002
<i>Eisenia fetida/andrei</i>		OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		56 d	EC50	Cocoon production	1146	2	2,3,4	Addison, 2002
<i>Eisenia fetida/andrei</i>		OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		56 d	EC10	Cocoon production	800	2	2,3,4	Addison, 2002
<i>Eisenia fetida/andrei</i>		OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		56 d	EC100	Cocoon production	1941	2	2,3	Addison, 2002
<i>Eisenia fetida/andrei</i>		OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		56 d	EC50	Hatched cocoons	550	2	2,3	Addison, 2002
<i>Eisenia fetida/andrei</i>		OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		56 d	EC50	Hatched cocoons	548	2	2,3,4	Addison, 2002
<i>Eisenia fetida/andrei</i>		OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		56 d	EC10	Hatched cocoons	<b>201</b>	2	2,3,4	Addison, 2002
												Juveniles/number of live				
<i>Eisenia fetida/andrei</i>		OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		56 d	EC50	cocoons	837	3	2,3,5,6	Addison, 2002
<i>Eisenia fetida/andrei</i>		OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		56 d	EC50	Number of live cocoons	1160	2	2,3,4	Addison, 2002
<i>Eisenia fetida/andrei</i>		OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		56 d	EC10	Number of live cocoons	880	2	2,3,4	Addison, 2002
<i>Eisenia fetida/andrei</i>		OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		28 d	EC50	Growth	2840	3	2,3,5	Addison, 2002
<b>Insecta</b>																
<i>Folsomia candida</i>	adult	Sandy loam, Clinton		NaCl		7.8	2.6	7.6		28 d	EC50	reproduction	295	2	7	Addison, 2002
<i>Folsomia candida</i>	adult	Sandy loam, Clinton		NaCl		7.8	2.6	7.6		28 d	EC100	reproduction	1941	2	7	Addison, 2002
<i>Folsomia candida</i>	adult	Sandy loam, Clinton		NaCl		7.8	2.6	7.6		28 d	EC50	reproduction	554	2	8	Addison, 2002
<i>Folsomia candida</i>	adult	Sandy loam, Scotch Creek		NaCl		7.6	1.3	5.4		28 d	EC50	reproduction	567	2	8	Addison, 2002
<i>Folsomia candida</i>	adult	OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		28 d	EC50	reproduction	1677	2	2	Addison, 2002
<i>Folsomia candida</i>	adult	OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		28 d	EC50	reproduction	1678	2	2,3,4	Addison, 2002
<i>Folsomia candida</i>	adult	OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		28 d	EC10	reproduction	<b>674</b>	2	2,3,4	Addison, 2002
<i>Folsomia candida</i>	adult	OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		28 d	EC100	reproduction	3397	2	2	Addison, 2002
<i>Folsomia candida</i>	adult	Silt loam, Saanichton		NaCl		4.9	9.7	16.8		28 d	EC50	reproduction	2252	3	5,8	Addison, 2002

Species/process/activity	Species properties	Soil type	A	Test compound	Purity [%]	pH	o.m. [%]	clay [%]	Temp [°C]	Exp. time	Criterion	Test endpoint	Result test soil [mg/kg dw]	Validity	Notes	Reference
<i>Folsomia candida</i>	adult	Silt loam, Saanichton		NaCl		4.9	9.7	16.8		28 d	EC100	reproduction	3397	2	8	Addison, 2002
<i>Protaphorura armata</i>	adult	Sandy loam, Scotch Creek		NaCl		7.6	1.3	5.4		28 d	EC50	reproduction	1305	2	8	Addison, 2002
<i>Protaphorura armata</i>	adult	Sandy loam, Scotch Creek		NaCl		7.6	1.3	5.4		28 d	EC100	reproduction	1941	2	8	Addison, 2002
<i>Proisotoma minuta</i>	adult	OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		28 d	EC50	reproduction	3892	3	2,5	Addison, 2002
<i>Onychiurus folsomi</i>	adult	OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		28 d	EC50	reproduction	3956	3	2,5	Addison, 2002
<i>Onychiurus folsomi</i>	adult	OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		28 d	EC50	reproduction	3432	2	2,3,4	Addison, 2002
<i>Onychiurus folsomi</i>	adult	OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		28 d	EC10	reproduction	<b>3296</b>	2	2,3,4	Addison, 2002
<i>Onychiurus folsomi</i>	adult	OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		28 d	EC100	reproduction	6066	2	2	Addison, 2002
<i>Folsomia candida</i>	adult	Sandy loam, Clinton		NaCl		7.8	2.6	7.6		28 d	LC20	mortality	1879	2	7	Addison, 2002
<i>Folsomia candida</i>	adult	OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		7 d	LC20	mortality	5815	2	2	Addison, 2002
<i>Folsomia candida</i>	adult	Silt loam, Saanichton		NaCl		4.9	9.7	16.8		7 d	LC20	mortality	5767	2	8	Addison, 2002
<i>Folsomia candida</i>	adult	Silt loam, Saanichton		NaCl		4.9	9.7	16.8		7 d	LC20	mortality	>6066	2	8	Addison, 2002
<i>Protaphorura armata</i>	adult	Silt loam, Saanichton		NaCl		4.9	9.7	16.8		7 d	LC20	mortality	>6066	2	8	Addison, 2002
<i>Protaphorura armata</i>	adult	OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		7 d	LC20	mortality	9777	2	8,9	Addison, 2002
<i>Protaphorura armata</i>	adult	Sandy loam, Scotch Creek		NaCl		7.6	1.3	5.4		28 d	LC20	mortality	3338	2	8	Addison, 2002
<i>Onychiurus folsomi</i>	adult	OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		7 d	LC20	mortality	9979	2	1,9	Addison, 2002
<i>Onychiurus folsomi</i>	adult	OECD		NaCl		5.8-6.1	5.6	30		28 d	LC20	mortality	3351	2	1,9	Addison, 2002
<b>Macrophyta</b>																
<i>Ailanthus altissima</i>	seeds	Artificial soil, sand:peat:soil		NaCl			~33			25 33 d	EC10	germination	>1213	2	10	Bicknell and Smith 1975
<i>Betula alleghaniensis</i>	seeds	Artificial soil, sand:peat:soil		NaCl			~33			25 33 d	EC10	germination	<b>522</b>	2	10,11	Bicknell and Smith 1975
<i>Pinus rigida</i>	seeds	Artificial soil, sand:peat:soil		NaCl			~33			25 33 d	EC10	germination	>1213	2	10	Bicknell and Smith 1975
<i>Catalpa bignonioides</i>	seeds	Artificial soil, sand:peat:soil		NaCl			~33			25 33 d	EC10	germination	<b>837</b>	2	10,11	Bicknell and Smith 1975
<i>Robinia pseudoacacia</i>	seeds	Artificial soil, sand:peat:soil		NaCl			~33			25 33 d	EC10	germination	>1213	2	10	Bicknell and Smith 1975
<i>Gleditsia triacanthos</i>	seeds	Artificial soil, sand:peat:soil		NaCl			~33			25 33 d	EC10	germination	>1213	2	10	Bicknell and Smith 1975
<i>Quercus coccinea</i>	seeds	Artificial soil, sand:peat:soil		NaCl			~33			25 33 d	EC10	germination	<b>571</b>	2	10,11	Bicknell and Smith 1975
<i>Quercus cerris</i>	seeds	Artificial soil, sand:peat:soil		NaCl			~33			25 33 d	EC10	germination	<b>625</b>	2	10,11	Bicknell and Smith 1975
<i>Caragana arborescens</i>				NaCl and												
<i>Lam.</i>	seedlings	Clay loam		CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				83 d	EC50	dry weight	1159	2	9,12	Werkhoven et al., 1966
<i>Caragana arborescens</i>				NaCl and												
<i>Lam.</i>	seedlings	Clay loam		CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				83 d	EC10	dry weight	<b>114</b>	2	9,12	Werkhoven et al., 1966
<i>Caragana arborescens</i>	seedlings	Clay loam		NaCl and		7.7				83 d	EC50	dry weight	558	2	9,13	Werkhoven et al., 1966



Species/process/activity	Species properties	Soil type	A	Test compound	Purity [%]	pH	o.m. [%]	clay [%]	Temp [°C]	Exp. time	Criterion	Test endpoint	Result test soil [mg/kg dw]	Validity	Notes	Reference
<i>Lam.</i>				CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O												
<i>Caragana arborescens</i>				NaCl and												
<i>Lam.</i>	seedlings	Clay loam		CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				83 d	EC10	dry weight	232	2	9,13	Werkhoven et al., 1966
<i>Caragana arborescens</i>				NaCl and												
<i>Lam.</i>	seeds	Clay loam		CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				30 d	NOEC	germination	≥1504	2	12,14	Werkhoven et al., 1966
<i>Caragana arborescens</i>				NaCl and												
<i>Lam.</i>	seeds	Clay loam		CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				30 d	NOEC	germination	≥1504	2	13,14	Werkhoven et al., 1966
<i>Caragana arborescens</i>				NaCl and												
<i>Lam.</i>	seedlings	Clay loam		CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				83 d	EC50	length	5129	3	9,12	Werkhoven et al., 1966
<i>Caragana arborescens</i>				NaCl and												
<i>Lam.</i>	seedlings	Clay loam		CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				83 d	EC10	length	748	3	9,12	Werkhoven et al., 1966
<i>Caragana arborescens</i>				NaCl and												
<i>Lam.</i>	seedlings	Clay loam		CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				83 d	EC50	length	925	2	9,13	Werkhoven et al., 1966
<i>Caragana arborescens</i>				NaCl and												
<i>Lam.</i>	seedlings	Clay loam		CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				83 d	EC10	length	270	2	9,13	Werkhoven et al., 1966
<i>Caragana arborescens</i>				NaCl and												
<i>Lam.</i>	seedlings	Clay loam		CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				83 d	NOEC	mortality	752	2	12	Werkhoven et al., 1966
<i>Caragana arborescens</i>				NaCl and												
<i>Lam.</i>	seedlings	Clay loam		CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				83 d	NOEC	mortality	≥1504	2	13	Werkhoven et al., 1966
<i>Picea pungens Engelm.</i>	seedlings	Clay loam		CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	EC50	dry weight	824	2	9,12	Werkhoven et al., 1966
<i>Picea pungens Engelm.</i>	seedlings	Clay loam		NaCl and												
<i>Picea pungens Engelm.</i>	seedlings	Clay loam		CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	EC10	dry weight	<b>209</b>	2	9,12	Werkhoven et al., 1966
<i>Picea pungens Engelm.</i>	seedlings	Clay loam		NaCl and												
<i>Picea pungens Engelm.</i>	seedlings	Clay loam		CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	EC50	dry weight	1222	2	9,13	Werkhoven et al., 1966
<i>Picea pungens Engelm.</i>	seedlings	Clay loam		NaCl and												
<i>Picea pungens Engelm.</i>	seedlings	Clay loam		CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	EC10	dry weight	255	2	9,13	Werkhoven et al., 1966
<i>Picea pungens Engelm.</i>	seeds	Clay loam		NaCl and												
<i>Picea pungens Engelm.</i>	seeds	Clay loam		CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				30 d	NOEC	germination	≥1504	2	12,14	Werkhoven et al., 1966
<i>Picea pungens Engelm.</i>	seeds	Clay loam		NaCl and												
<i>Picea pungens Engelm.</i>	seeds	Clay loam		CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				30 d	NOEC	germination	≥1504	2	13,14	Werkhoven et al., 1966
<i>Picea pungens Engelm.</i>	seedlings	Clay loam		NaCl and												
<i>Picea pungens Engelm.</i>	seedlings	Clay loam		CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	NOEC	length	≥1504	2	12	Werkhoven et al., 1966

Species/process/activity	Species properties	Soil type	A	Test compound	Purity [%]	pH	o.m. [%]	clay [%]	Temp [°C]	Exp. time	Criterion	Test endpoint	Result test soil [mg/kg dw]	Validity	Notes	Reference
<i>Picea pungens</i> Engelm.	seedlings	Clay loam		NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	NOEC	length	≥1504	2	13	Werkhoven et al., 1966
<i>Picea pungens</i> Engelm.	seedlings	Clay loam		NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	EC50	length	5521	3	9,13	Werkhoven et al., 1966
<i>Picea pungens</i> Engelm.	seedlings	Clay loam		NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	EC10	length	1652	2	9,13	Werkhoven et al., 1966
<i>Picea pungens</i> Engelm.	seedlings	Clay loam		NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	NOEC	mortality	376	2	12	Werkhoven et al., 1966
<i>Picea pungens</i> Engelm.	seedlings	Clay loam		NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	EC50	mortality	838	2	9,12	Werkhoven et al., 1966
<i>Picea pungens</i> Engelm.	seedlings	Clay loam		NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	EC10	mortality	377	2	9,12	Werkhoven et al., 1966
<i>Picea pungens</i> Engelm.	seedlings	Clay loam		NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	NOEC	mortality	752	2	13	Werkhoven et al., 1966
<i>Pinus sylvestris</i> L.	seedlings	Clay loam		NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	EC50	dry weight	615	2	9,12	Werkhoven et al., 1966
<i>Pinus sylvestris</i> L.	seedlings	Clay loam		NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	EC10	dry weight	<b>193</b>	2	9,12	Werkhoven et al., 1966
<i>Pinus sylvestris</i> L.	seedlings	Clay loam		NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	EC50	dry weight	1028	2	9,13	Werkhoven et al., 1966
<i>Pinus sylvestris</i> L.	seedlings	Clay loam		NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	EC10	dry weight	296	2	9,13	Werkhoven et al., 1966
<i>Pinus sylvestris</i> L.	seeds	Clay loam		NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				30 d	NOEC	germination	≥1504	2	12,14	Werkhoven et al., 1966
<i>Pinus sylvestris</i> L.	seeds	Clay loam		NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				30 d	NOEC	germination	≥1504	2	13,14	Werkhoven et al., 1966
<i>Pinus sylvestris</i> L.	seedlings	Clay loam		NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	NOEC	length	≥1504	2	12	Werkhoven et al., 1966
<i>Pinus sylvestris</i> L.	seedlings	Clay loam		NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	EC50	length	4446	3	9,12	Werkhoven et al., 1966
<i>Pinus sylvestris</i> L.	seedlings	Clay loam		NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	EC10	length	1592	2	9,12	Werkhoven et al., 1966
<i>Pinus sylvestris</i> L.	seedlings	Clay loam		NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	NOEC	length	752	2	13	Werkhoven et al., 1966

Species/process/activity	Species properties	Soil type	A	Test compound	Purity [%]	pH	o.m. [%]	clay [%]	Temp [°C]	Exp. time	Criterion	Test endpoint	Result test soil [mg/kg dw]	Validity	Notes	Reference
				CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	EC50	length	3296	3	9,13	Werkhoven et al., 1966
				CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	EC10	length	881	2	9,13	Werkhoven et al., 1966
				CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	NOEC	mortality	376	2	12	Werkhoven et al., 1966
				CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	EC50	mortality	1059	2	9,12	Werkhoven et al., 1966
				CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	EC10	mortality	428	2	9,12	Werkhoven et al., 1966
				CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	NOEC	mortality	≥1504	2	13	Werkhoven et al., 1966
				CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				98 d	EC10	mortality	625	2	9,13	Werkhoven et al., 1966
				CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				52 d	EC50	dry weight	353	2	9,12	Werkhoven et al., 1966
				CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				52 d	EC10	dry weight	50	2	9,12	Werkhoven et al., 1966
				CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				52 d	EC50	dry weight	516	2	9,13	Werkhoven et al., 1966
				CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				52 d	EC10	dry weight	48	3	9,13	Werkhoven et al., 1966
				CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				30 d	NOEC	germination	≥1504	2	12,14	Werkhoven et al., 1966
				CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				30 d	NOEC	germination	≥1504	2	13,14	Werkhoven et al., 1966
				CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				52 d	EC50	length	676	2	9,12	Werkhoven et al., 1966
				CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				52 d	EC10	length	8	3	9,12	Werkhoven et al., 1966
				CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				52 d	EC50	length	867	2	9,13	Werkhoven et al., 1966

Species/process/activity	Species properties	Soil type	A	Test compound	Purity [%]	pH	o.m. [%]	clay [%]	Temp [°C]	Exp. time	Criterion	Test endpoint	Result test soil [mg/kg dw]	Validity	Notes	Reference
<i>Ulmus pumilla L.</i>	seedlings	Clay loam		NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				52 d	EC10	length	77	3	9,13	Werkhoven et al., 1966
<i>Ulmus pumilla L.</i>	seedlings	Clay loam		NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				52 d	NOEC	mortality	752	2	12	Werkhoven et al., 1966
<i>Ulmus pumilla L.</i>	seedlings	Clay loam		NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				52 d	EC50	mortality	1596	2	9,12	Werkhoven et al., 1966
<i>Ulmus pumilla L.</i>	seedlings	Clay loam		NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				52 d	EC10	mortality	635	2	9,12	Werkhoven et al., 1966
<i>Ulmus pumilla L.</i>	seedlings	Clay loam		NaCl and CaCl <sub>2</sub> *2H <sub>2</sub> O		7.7				52 d	NOEC	mortality	≥1504	2	13	Werkhoven et al., 1966
<i>Pinus banksiana</i>	seeds	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	32 d	EC50	emergence	859	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Pinus banksiana</i>	seeds	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	32 d	EC10	emergence	585	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Pinus banksiana</i>	seeds	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	32 d	NOEC	emergence	461	2	15,16	Croser et al., 2001
<i>Pinus banksiana</i>	seeds	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC50	survival	403	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Pinus banksiana</i>	seeds	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC10	survival	242	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Pinus banksiana</i>	seeds	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	NOEC	survival	230	2	15,16	Croser et al., 2001
<i>Pinus banksiana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC50	leaf necrosis	745	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Pinus banksiana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC10	leaf necrosis	106	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Pinus banksiana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	NOEC	leaf necrosis	92	2	15,16	Croser et al., 2001
<i>Pinus banksiana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC50	shoot length	536	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Pinus banksiana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC10	shoot length	225	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Pinus banksiana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	NOEC	shoot length	230	2	15,16	Croser et al., 2001
<i>Pinus banksiana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC50	fresh weight	361	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Pinus banksiana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC10	fresh weight	125	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Pinus banksiana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	NOEC	fresh weight	92	2	15,16	Croser et al., 2001
<i>Pinus banksiana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC50	number of lateral roots	256	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Pinus banksiana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC10	number of lateral roots	97	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Pinus banksiana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	NOEC	number of lateral roots	46	2	15,16	Croser et al., 2001
<i>Pinus banksiana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC50	root length	354	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Pinus banksiana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC10	root length	133	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Pinus banksiana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	NOEC	root length	92	2	15,16	Croser et al., 2001
<i>Pinus banksiana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	NOEC	chlorophyll content	>460.8851	2	15,16	Croser et al., 2001

Species/process/activity	Species properties	Soil type	A	Test compound	Purity [%]	pH	o.m. [%]	clay [%]	Temp [°C]	Exp. time	Criterion	Test endpoint	Result test soil [mg/kg dw]	Validity	Notes	Reference
<i>Picea glauca</i>	seeds	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	32 d	EC50	emergence	294	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea glauca</i>	seeds	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	32 d	EC10	emergence	177	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea glauca</i>	seeds	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	32 d	NOEC	emergence	92	2	15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea glauca</i>	seeds	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC50	survival	234	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea glauca</i>	seeds	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC10	survival	148	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea glauca</i>	seeds	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	NOEC	survival	92	2	15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea glauca</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC50	shoot length	635	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea glauca</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC10	shoot length	112	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea glauca</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	NOEC	shoot length	92	2	15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea glauca</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC50	fresh weight	231	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea glauca</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC10	fresh weight	91	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea glauca</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	NOEC	fresh weight	92	2	15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea glauca</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC50	number of lateral roots	1276	3	11,15,16,17	Croser et al., 2001
<i>Picea glauca</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC10	number of lateral roots	17	3	11,15,16,17	Croser et al., 2001
<i>Picea glauca</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	NOEC	number of lateral roots	46	2	15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea glauca</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC50	root length	198	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea glauca</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC10	root length	76	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea glauca</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	NOEC	root length	92	2	15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea glauca</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	NOEC	chlorophyll content	>460.8851	2	15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea mariana</i>	seeds	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	32 d	EC50	emergence	485	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea mariana</i>	seeds	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	32 d	EC10	emergence	447	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea mariana</i>	seeds	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	32 d	NOEC	emergence	230	2	15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea mariana</i>	seeds	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC50	survival	296	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea mariana</i>	seeds	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC10	survival	173	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea mariana</i>	seeds	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	NOEC	survival	230	2	15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea mariana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC50	shoot length	476	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea mariana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC10	shoot length	218	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea mariana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	NOEC	shoot length	230	2	15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea mariana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC50	fresh weight	307	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea mariana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC10	fresh weight	97	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea mariana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	NOEC	fresh weight	92	2	15,16	Croser et al., 2001

Species/process/activity	Species properties	Soil type	A	Test compound	Purity [%]	pH	o.m. [%]	clay [%]	Temp [°C]	Exp. time	Criterion	Test endpoint	Result test soil [mg/kg dw]	Validity	Notes	Reference
<i>Picea mariana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC50	number of lateral roots	151	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea mariana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC10	number of lateral roots	39	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea mariana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	NOEC	number of lateral roots	46	2	15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea mariana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC50	root length	191	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea mariana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	EC10	root length	34	2	11,15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea mariana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	NOEC	root length	46	2	15,16	Croser et al., 2001
<i>Picea mariana</i>	seedlings	quartz feldspar sand (0.19-3 mm)		NaCl			0	0	15-20	6 w	NOEC	chlorophyll content	<46.08851	3	15,16,18	Croser et al., 2001
<i>Thuja occidentalis</i>	4 y	greenhouse soil	N	NaCl					15-25	21 d	EC50	foliage discolouration	3837	2	11,16,19	Foster and Maun, 1978
<i>Thuja occidentalis</i>	4 y	greenhouse soil	N	NaCl					15-25	21 d	EC10	foliage discolouration	1702	2	11,16,19	Foster and Maun, 1978
<i>Thuja occidentalis</i>	4 y	greenhouse soil	N	NaCl					15-25	21 d	NOEC	foliage discolouration	3545	2	16,19	Foster and Maun, 1978
<i>Thuja occidentalis</i>	4 y	greenhouse soil	N	CaCl <sub>2</sub>					15-25	21 d	EC50	foliage discolouration	7079	2	11,16,19	Foster and Maun, 1978
<i>Thuja occidentalis</i>	4 y	greenhouse soil	N	CaCl <sub>2</sub>					15-25	21 d	EC10	foliage discolouration	2489	2	11,16,19	Foster and Maun, 1978
<i>Thuja occidentalis</i>	4 y	greenhouse soil	N	CaCl <sub>2</sub>					15-25	21 d	NOEC	foliage discolouration	7091	2	16,19	Foster and Maun, 1978
<i>Thuja occidentalis</i>	4 y	greenhouse soil	Y	NaCl					15-25	21 d	EC50	foliage discolouration	857	2	11,19,20	Foster and Maun, 1978
<i>Thuja occidentalis</i>	4 y	greenhouse soil	Y	NaCl					15-25	21 d	EC10	foliage discolouration	357	2	11,19,20	Foster and Maun, 1978
<i>Thuja occidentalis</i>	4 y	greenhouse soil	Y	NaCl					15-25	21 d	NOEC	foliage discolouration	560	2	19,20	Foster and Maun, 1978
<i>Thuja occidentalis</i>	4 y	greenhouse soil	Y	CaCl <sub>2</sub>					15-25	21 d	EC50	foliage discolouration	1656	2	11,19,20	Foster and Maun, 1978
<i>Thuja occidentalis</i>	4 y	greenhouse soil	Y	CaCl <sub>2</sub>					15-25	21 d	EC10	foliage discolouration	643	2	11,19,20	Foster and Maun, 1978
<i>Thuja occidentalis</i>	4 y	greenhouse soil	Y	CaCl <sub>2</sub>					15-25	21 d	NOEC	foliage discolouration	1480	2	19,20	Foster and Maun, 1978
<i>Thuja occidentalis</i>	4 y	greenhouse soil	Y	NaCl					15-25	21 d	EC50	foliage discolouration	2312	2	11,19,21	Foster and Maun, 1978
<i>Thuja occidentalis</i>	4 y	greenhouse soil	Y	NaCl					15-25	21 d	EC10	foliage discolouration	1023	2	11,19,21	Foster and Maun, 1978
<i>Thuja occidentalis</i>	4 y	greenhouse soil	Y	NaCl					15-25	21 d	NOEC	foliage discolouration	2053	2	19,21	Foster and Maun, 1978
<i>Thuja occidentalis</i>	4 y	greenhouse soil	Y	CaCl <sub>2</sub>					15-25	21 d	EC50	foliage discolouration	4436	2	11,19,21	Foster and Maun, 1978
<i>Thuja occidentalis</i>	4 y	greenhouse soil	Y	CaCl <sub>2</sub>					15-25	21 d	EC10	foliage discolouration	1633	2	11,19,21	Foster and Maun, 1978
<i>Thuja occidentalis</i>	4 y	greenhouse soil	Y	CaCl <sub>2</sub>					15-25	21 d	NOEC	foliage discolouration	4285	2	19,21	Foster and Maun, 1978
<i>Festuca rubra</i>		Carp loam		CaCl <sub>2</sub>					18-24	4-5 m	EC50	cover of soil after 4th clipping	5000	2	11,22	Cordukes and MacLean, 1973
<i>Festuca rubra</i>		Carp loam		CaCl <sub>2</sub>					18-24	4-5 m	EC10	cover of soil after 4th clipping	2056	2	11,22	Cordukes and MacLean, 1973
<i>Festuca rubra</i>		Osgoode sandy loam		CaCl <sub>2</sub>					18-24	4-5 m	EC50	cover of soil after 4th clipping	8472	2	11,23	Cordukes and MacLean, 1973
<i>Festuca rubra</i>		Osgoode sandy loam		CaCl <sub>2</sub>					18-24	4-5 m	EC10	cover of soil after 4th clipping	1637	2	11,23	Cordukes and MacLean, 1973
<i>Festuca rubra</i>		Uplands sand		CaCl <sub>2</sub>					18-24	4-5 m	EC50	cover of soil after 4th clipping	20324	3	11,24	Cordukes and MacLean, 1973
<i>Festuca rubra</i>		Uplands sand		CaCl <sub>2</sub>					18-24	4-5 m	EC10	cover of soil after 4th clipping	5598	2	11,24	Cordukes and MacLean, 1973

Species/process/activity	Species properties	Soil type	A	Test compound	Purity [%]	pH	o.m. [%]	clay [%]	Temp [°C]	Exp. time	Criterion	Test endpoint	Result test soil [mg/kg dw]	Validity	Notes	Reference
<i>Lolium perenne</i>		Carp loam		CaCl <sub>2</sub>					18-24	4-5 m	EC50	cover of soil after 4th clipping	7345	2	11,22	Cordukes and MacLean, 1973
<i>Lolium perenne</i>		Carp loam		CaCl <sub>2</sub>					18-24	4-5 m	EC10	cover of soil after 4th clipping	4074	2	11,22	Cordukes and MacLean, 1973
<i>Lolium perenne</i>		Osgoode sandy loam		CaCl <sub>2</sub>					18-24	4-5 m	EC50	cover of soil after 4th clipping	7499	2	11,23	Cordukes and MacLean, 1973
<i>Lolium perenne</i>		Osgoode sandy loam		CaCl <sub>2</sub>					18-24	4-5 m	EC10	cover of soil after 4th clipping	3776	2	11,23	Cordukes and MacLean, 1973
<i>Lolium perenne</i>		Uplands sand		CaCl <sub>2</sub>					18-24	4-5 m	EC50	cover of soil after 4th clipping	13964	3	11,24	Cordukes and MacLean, 1973
<i>Lolium perenne</i>		Uplands sand		CaCl <sub>2</sub>					18-24	4-5 m	EC10	cover of soil after 4th clipping	7031	2	11,24	Cordukes and MacLean, 1973
<i>Poa pratensis</i>		Carp clay loam		CaCl <sub>2</sub>					18-24	4-5 m	EC50	cover of soil after 4th clipping	5916	2	11,22	Cordukes and MacLean, 1973
<i>Poa pratensis</i>		Carp clay loam		CaCl <sub>2</sub>					18-24	4-5 m	EC10	cover of soil after 4th clipping	3243	2	11,22	Cordukes and MacLean, 1973
<i>Poa pratensis</i>		Osgoode sandy loam		CaCl <sub>2</sub>					18-24	4-5 m	EC50	cover of soil after 4th clipping	12246	2	11,23	Cordukes and MacLean, 1973
<i>Poa pratensis</i>		Osgoode sandy loam		CaCl <sub>2</sub>					18-24	4-5 m	EC10	cover of soil after 4th clipping	1799	2	11,23	Cordukes and MacLean, 1973
<i>Poa pratensis</i>		Uplands sand		CaCl <sub>2</sub>					18-24	4-5 m	EC50	cover of soil after 4th clipping	37411	3	11,24	Cordukes and MacLean, 1973
<i>Poa pratensis</i>		Uplands sand		CaCl <sub>2</sub>					18-24	4-5 m	EC10	cover of soil after 4th clipping	7674	2	11,24	Cordukes and MacLean, 1973
<b>Processes</b>																
CO <sub>2</sub> evolution		Loam (alluvial soil)		NaCl		8.1-8.4	1.14	17	28	70 d	NOEC		1418	3	25	Li et al., 2006
CO <sub>2</sub> evolution rate		Loam (alluvial soil)		NaCl		8.1-8.4	1.14	17	28	2 d	EC10		<b>931</b>	2	26,27	Li et al., 2006
CO <sub>2</sub> evolution rate		Loam (alluvial soil)		NaCl		8.1-8.4	1.14	17	28	2 d	EC10		1569	2	27,28	Li et al., 2006
Nitrification		Cultivated clay loam		NaCl		7.1	5.78	41	30	3 w	EC50		4207	2	29,30,31	Sindhu and Cornfield, 1967
Nitrification		Cultivated clay loam		NaCl		7.1	5.78	41	30	3 w	EC10		3177	2	29,30,31	Sindhu and Cornfield, 1967
Nitrification		Cultivated clay loam		NaCl		7.1	5.78	41	30	3 w	EC50		4140	2	30,32	Sindhu and Cornfield, 1967b
Nitrification		Cultivated clay loam		NaCl		7.1	5.78	41	30	3 w	EC10		2355	2	30,32	Sindhu and Cornfield, 1967b
Nitrification		Cultivated clay loam		NaCl		7.1	5.78	41	30	6 w	EC50		4446	2	30,32	Sindhu and Cornfield, 1967b
Nitrification		Cultivated clay loam		NaCl		7.1	5.78	41	30	6 w	EC10		3296	2	30,32	Sindhu and Cornfield, 1967b
N-mineralisation		Cultivated clay loam		NaCl		7.1	5.78	41	30	6 w	EC50		4140	2	29,30	Sindhu and Cornfield, 1967b
N-mineralisation		Cultivated clay loam		NaCl		7.1	5.78	41	30	6 w	EC10		2924	2	29,30	Sindhu and Cornfield, 1967b
Nitrification		Cultivated clay loam		NaCl		7.1	5.78	41	30	3 w	EC50		3436	2	30,33	Sindhu and Cornfield, 1967b
Nitrification		Cultivated clay loam		NaCl		7.1	5.78	41	30	3 w	EC10		2307	2	30,33	Sindhu and Cornfield, 1967b
Nitrification		Cultivated clay loam		NaCl		7.1	5.78	41	30	6 w	EC50		3327	2	30,33	Sindhu and Cornfield, 1967b
Nitrification		Cultivated clay loam		NaCl		7.1	5.78	41	30	6 w	EC10		3034	2	30,33	Sindhu and Cornfield, 1967b
N-mineralisation		Cultivated clay loam		NaCl		7.1	5.78	41	30	3 w	EC50		3673	2	30,33	Sindhu and Cornfield, 1967b
N-mineralisation		Cultivated clay loam		NaCl		7.1	5.78	41	30	3 w	EC10		<b>2113</b>	2	30,33	Sindhu and Cornfield, 1967b
N-mineralisation		Cultivated clay loam		NaCl		7.1	5.78	41	30	6 w	EC50		4295	2	30,33	Sindhu and Cornfield, 1967b
N-mineralisation		Cultivated clay loam		NaCl		7.1	5.78	41	30	6 w	EC10		2582	2	30,33	Sindhu and Cornfield, 1967b

Species/process/activity	Species properties	Soil type	A	Test compound	Purity [%]	pH	o.m. [%]	clay [%]	Temp [°C]	Exp. time	Criterion	Test endpoint	Result test soil [mg/kg dw]	Validity	Notes	Reference
C-mineralisation/CO <sub>2</sub> evolution		Sandy loam soil with gulmohur leaves		NaCl and CaCl <sub>2</sub>			2.31		17-30	30 d	EC50		14289	2	30,34	Laura, 1974
C-mineralisation/CO <sub>2</sub> evolution		Sandy loam soil with gulmohur leaves		NaCl and CaCl <sub>2</sub>			2.31		17-30	30 d	EC10		3926	2	30,34	Laura, 1974
C-mineralisation		Sandy loam soil with gulmohur leaves		NaCl and CaCl <sub>2</sub>			2.31		17-30	6 mo	EC50		30061	2	30,34	Laura, 1974
C-mineralisation		Sandy loam soil with gulmohur leaves		NaCl and CaCl <sub>2</sub>			2.31		17-30	6 mo	EC10		<b>2228</b>	2	30,34	Laura, 1974
Nitrification		Sandy loam soil with gulmohur leaves		NaCl and CaCl <sub>2</sub>			2.31		17-30	6 mo	EC50		4102	2	30,34	Laura, 1974
Nitrification		Sandy loam soil with gulmohur leaves		NaCl and CaCl <sub>2</sub>			2.31		17-30	6 mo	EC10		3597	2	30,34	Laura, 1974
N-mineralisation		Sandy loam soil with gulmohur leaves		NaCl and CaCl <sub>2</sub>			2.31		17-30	6 mo	EC50		4169	2	30,34	Laura, 1974
N-mineralisation		Sandy loam soil with gulmohur leaves		NaCl and CaCl <sub>2</sub>			2.31		17-30	6 mo	EC10		<b>3673</b>	2	30,34	Laura, 1974
Extractable carbon		Sandy loam soil with gulmohur leaves		NaCl and CaCl <sub>2</sub>			2.31		17-30	6 mo	EC50		4753	2	30,34	Laura, 1974
Extractable carbon		Sandy loam soil with gulmohur leaves		NaCl and CaCl <sub>2</sub>			2.31		17-30	6 mo	EC10		4074	2	30,34	Laura, 1974
N-mineralisation		Melfort silty clay (non-saline)		KCl			7.99		21	40 d	EC50		904	2	30,35	Curtin et al., 1999
N-mineralisation		Melfort silty clay (non-saline)		KCl			7.99		21	40 d	EC10		76	3	30,35,36	Curtin et al., 1999
N-mineralisation		Melfort silty clay (non-saline)		KCl			7.99		21	40 d	NOEC		<284	2	35	Curtin et al., 1999
C-mineralisation/CO <sub>2</sub> evolution		Melfort silty clay (non-saline)		KCl			7.99		21	40 d	EC50		566	2	30,35	Curtin et al., 1999
C-mineralisation/CO <sub>2</sub> evolution		Melfort silty clay (non-saline)		KCl			7.99		21	40 d	EC10		15	3	30,35,36	Curtin et al., 1999
C-mineralisation/CO <sub>2</sub> evolution		Melfort silty clay (non-saline)		KCl			7.99		21	40 d	NOEC		<284	2	35	Curtin et al., 1999
N-mineralisation		Yellow soil		NaCl and NH <sub>4</sub> Cl (as substrate)		4.80-5.31	6.63		30	28 d	EC50		1968	2	30,37	Inubushi et al., 1999
N-mineralisation		Yellow soil		NaCl and NH <sub>4</sub> Cl (as substrate)		4.80-5.31	6.63		30	28 d	EC10		1538	2	30,37	Inubushi et al., 1999



Species/process/activity	Species properties	Soil type	A	Test compound	Purity [%]	pH	o.m. [%]	clay [%]	Temp [°C]	Exp. time	Criterion	Test endpoint	Result test soil [mg/kg dw]	Validity	Notes	Reference
Nitrification		Yellow soil		NaCl and NH <sub>4</sub> Cl (as substrate)		4.80-5.31	6.63			30 24 d	EC50		1837	2	30,37	Inubushi et al., 1999
Nitrification		Yellow soil		NaCl and NH <sub>4</sub> Cl (as substrate)		4.80-5.31	6.63			30 24 d	EC10		<b>1312</b>	2	30,37	Inubushi et al., 1999
N-mineralisation		Yellow soil		NaCl and NH <sub>4</sub> Cl (as substrate)		5.05-5.51	6.63			30 28 d	EC50		3350	2	30,38	Inubushi et al., 1999
N-mineralisation		Yellow soil		NaCl and NH <sub>4</sub> Cl (as substrate)		5.05-5.51	6.63			30 28 d	EC10		1466	2	30,38	Inubushi et al., 1999
Nitrification		Yellow soil		NaCl and NH <sub>4</sub> Cl (as substrate)		5.05-5.51	6.63			30 24 d	EC50		2018	3	30,38,39	Inubushi et al., 1999
Nitrification		Yellow soil		NaCl and NH <sub>4</sub> Cl (as substrate)		5.05-5.51	6.63			30 24 d	EC10		1374	3	30,38,39	Inubushi et al., 1999
Urease		Yellow soil		NaCl and NH <sub>4</sub> Cl (as substrate)		5.03	6.63			30 7 d	NOEC		<b>4350</b>	2	38	Inubushi et al., 1999
CO <sub>2</sub> evolution		Sassafras sandy loam		NaCl		5.1-5.6	1.36	6	25±2	14 w	EC50		1581	2	30,40,41	McCormick and Wolf, 1980
CO <sub>2</sub> evolution		Sassafras sandy loam		NaCl		5.1-5.6	1.36	6	25±2	14 w	EC10		<b>71</b>	2	30,40,41	McCormick and Wolf, 1980
CO <sub>2</sub> evolution		Sassafras sandy loam		NaCl		5.1-5.6	1.36	6	25±2	14 w	NOEC		<152	2	40,41	McCormick and Wolf, 1980
CO <sub>2</sub> evolution		Sassafras sandy loam		NaCl		5.2-5.8	1.86	6	25±2	14 w	EC50		3606	2	30,40,41,42	McCormick and Wolf, 1980
CO <sub>2</sub> evolution		Sassafras sandy loam		NaCl		5.2-5.8	1.86	6	25±2	14 w	EC10		288	2	30,40,41,42	McCormick and Wolf, 1980
CO <sub>2</sub> evolution		Sassafras sandy loam		NaCl		5.2-5.8	1.86	6	25±2	14 w	NOEC		<152	2	40,41,42	McCormick and Wolf, 1980
CO <sub>2</sub> evolution		Sassafras sandy loam		NaCl		5.3-5.8	1.36	6	25±2	14 w	EC50		5058	2	30,40,43	McCormick and Wolf, 1980
CO <sub>2</sub> evolution		Sassafras sandy loam		NaCl		5.3-5.8	1.36	6	25±2	14 w	EC10		65	3	30,36,40,43	McCormick and Wolf, 1980
CO <sub>2</sub> evolution		Sassafras sandy loam		NaCl		5.3-6.0	1.86	6	25±2	14 w	EC50		15346	2	30,40,42,43	McCormick and Wolf, 1980
CO <sub>2</sub> evolution		Sassafras sandy loam		NaCl		5.3-6.0	1.86	6	25±2	14 w	EC10		865	3	30,36,40,42,43	McCormick and Wolf, 1980
Nitrification		Sassafras sandy loam		NaCl		5.1-5.6	1.36	6	25±2	14 w	EC50		2382	2	30,40,41	McCormick and Wolf, 1980
Nitrification		Sassafras sandy loam		NaCl		5.1-5.6	1.36	6	25±2	14 w	EC10		<b>160</b>	2	30,40,41	McCormick and Wolf, 1980
Nitrification		Sassafras sandy loam		NaCl		5.1-5.6	1.36	6	25±2	14 w	NOEC		<152	2	40,41	McCormick and Wolf, 1980
Nitrification		Sassafras sandy loam		NaCl		5.2-5.8	1.86	6	25±2	14 w	EC50		2312	2	30,40,42	McCormick and Wolf, 1980
Nitrification		Sassafras sandy loam		NaCl		5.2-5.8	1.86	6	25±2	14 w	EC10		1102	2	30,40,42	McCormick and Wolf, 1980
Nitrification		Sassafras sandy loam		NaCl		5.2-5.8	1.86	6	25±2	14 w	NOEC		≥1213	2	40,41,42	McCormick and Wolf, 1980
Nitrification		Sassafras sandy loam		NaCl		5.3-5.8	1.36	6	25±2	14 w	EC50		1349	2	30,40,43	McCormick and Wolf, 1980
Nitrification		Sassafras sandy loam		NaCl		5.3-5.8	1.36	6	25±2	14 w	EC10		402	3	30,36,40,43	McCormick and Wolf, 1980
Nitrification		Sassafras sandy loam		NaCl		5.3-5.8	1.36	6	25±2	14 w	NOEC		<1516	2	40,43	McCormick and Wolf, 1980

Species/process/activity	Species properties	Soil type	A	Test compound	Purity [%]	pH	o.m. [%]	clay [%]	Temp [°C]	Exp. time	Criterion	Test endpoint	Result test soil [mg/kg dw]	Validity	Notes	Reference
Nitrification		Sassafras sandy loam		NaCl		5.3-6.0	1.86	6	25±2	14 w	EC50		2716	2	30,40,42,43	McCormick and Wolf, 1980
Nitrification		Sassafras sandy loam		NaCl		5.3-6.0	1.86	6	25±2	14 w	EC10		1746	2	30,40,42,43	McCormick and Wolf, 1980
Nitrification		Sassafras sandy loam		NaCl		5.3-6.0	1.86	6	25±2	14 w	NOEC		1516	2	40,42,43	McCormick and Wolf, 1980
CO <sub>2</sub> evolution		Rainbow silt loam		KCl		4.5				10 d	NOEC		<48	2	44	Groffman et al., 1995
N-mineralisation		Rainbow silt loam		KCl		4.5				24 h	NOEC		<48	2	44	Groffman et al., 1995
Nitrification		Rainbow silt loam		KCl		4.5				24 h	NOEC		<48	2	44	Groffman et al., 1995

### Notes

- 1 based on experiments with NaCl and KCl where equal toxicity was observed; significant weight loss at lower limit; medium consisted of 15% silt loam and 85% culture medium consisting of newsprint and minerals
- 2 37% WHC
- 3 draft OECD guideline
- 4 determined from figure and log-logistic relationship
- 5 analysis using log<sub>10</sub> (n+1) transformation of original counts is unreliable
- 6 it is not clear if this refers to the number of individual hatched juveniles or the number of cocoons without dead juveniles
- 7 40% WHC
- 8 60% WHC
- 9 determined with linear regression instead of a logistic dose-response relationship
- 10 20% moisture content on soil dry weight basis
- 11 determined with a logistic dose-response relationship from presented data
- 12 15% moisture content
- 13 22% moisture content is field capacity of the soil
- 14 752 and 1504 mg Cl<sup>-</sup>/kg had a positive effect on seed germination
- 15 13% moisture content
- 16 concentration in soil is calculated from moisture content and concentration in water added to dry soil
- 17 uncertain dose-response relationship
- 18 no dose-response relationship
- 19 moisture content near field capacity
- 20 based on measured concentration at the end of the experiment
- 21 based on average of nominal initial concentration and measured concentration at the end of the experiment
- 22 46% saturation
- 23 39% saturation
- 24 30% saturation
- 25 15 and 20% moisture content (60 and 80% of field capacity); two concentrations tested; only 5 and 8% effect seen at LOEC (2800 mg Cl<sup>-</sup>/kg); EC10 would probably be 3000-4000 mg/kg over the 70 d period but in the same order of magnitude as the NOEC for the rate of CO<sub>2</sub> evolution during the first two days
- 26 15% moisture content (60% of field capacity)
- 27 two concentrations tested; determined from two EC<sub>x</sub> data with log-logistic model
- 28 20% moisture content (60% of field capacity)
- 29 50% of maximum water holding capacity
- 30 determined with log-logistic relationship from presented figure
- 31 results for KCl and CaCl<sub>2</sub> almost identical

- 32 50% of maximum water holding capacity (pF 2.5)
- 33 75% of maximum water holding capacity (pF 1.5)
- 34 60% of maximum water holding capacity
- 35 field capacity (~32% moisture content)
- 36 result of extrapolation is considered too uncertain
- 37 45% of maximum water holding capacity
- 38 65% of maximum water holding capacity
- 39 data are rather variable in time
- 40 moisture content of 19.2% which equals 60% of the water holding capacity
- 41 sampled in March
- 42 alfalfa added
- 43 sampled in August after ploughing
- 44 field capacity; one concentration tested

**RIVM**

Rijksinstituut  
voor Volksgezondheid  
en Milieu

Postbus 1  
3720 BA Bilthoven  
[www.rivm.nl](http://www.rivm.nl)