



Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet

Tin og uorganiske tinforbindelser

7440-31-5

Forbindelser:

**7772-99-8, 7646-78-8, 21651-19-4, 18282-10-5, 7783-47-3, 1314-95-0,
7488-55-3, 12026-24-3, 12142-33-5, 12125-03-0, 12058-66-1, 12027-70-2**

Sn

Kvalitetskriterier for opløst tin i ferskvand og saltvand

Vandkvalitetskriterium	VKK _{ferskvand}	0,44 µg/l
Vandkvalitetskriterium	VKK _{saltvand}	0,04 µg/l
VKK er på niveau eller lavere end detektionsgrænser for opløst tin i tilgængelige danske miljøundersøgelser.		
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK _{ferskvand}	Ikke beregnet
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK _{saltvand}	Ikke beregnet
Den opløselige fraktion af tin i vandmiljøet ser ikke ud til at forårsage akut toksicitet over for vandlevende organismer.		
Sedimentkvalitetskriterium	SKK _{ferskvand}	18,2 mg/kg tørvægt (5% OC)
		365 mg/kg tørvægt x foc
Sedimentkvalitetskriterium	SKK _{saltvand}	1,8 mg/kg tørvægt (5% OC)
		36,5 mg/kg tørvægt x foc
SKK angiver total uorganisk tin (ikke opløst tin).		
Biota-kvalitetskriterium, sekundær forgiftning	BKK _{sek.forgiftn.}	Ikke beregnet
Biota-kvalitetskriterium, humant konsum	HKK	Ikke beregnet

Marts 2011 – revurderet juni 2024

Indholdsfortegnelse

FORORD	3
ENGLISH SUMMARY AND CONCLUSIONS	4
1 INDLEDNING	7
2 FYSISK-KEMISKE EGENSKABER	9
3 SKÆBNE I MILJØET	12
3.1 NEDBRYDELIGHED	12
3.2 BIOAKKUMULERING	12
3.3 NATURLIG FOREKOMST	15
4 TOKSICITETSDATA	17
4.1 TOKSICITET OVER FOR VANDLEVENEDE ORGANISMER	17
4.2 TOKSICITET OVER FOR SEDIMENTLEVENEDE ORGANISMER	19
4.3 TOKSICITET OVER FOR PATTEDYR OG FUGLE	19
4.4 TOKSICITET OVER FOR MENNESKER	20
5 ANDRE EFFEKTER	21
6 UDLEDNING AF VANDKVALITETSKRITERIUM	22
6.1 VANDKVALITETSKRITERIUM (VKK)	22
6.2 KORTTIDSVANDKVALITETSKRITERIUM (KVKK)	23
6.3 KVALITETSKRITERIUM FOR SEDIMENT (SKK)	23
6.4 KVALITETSKRITERIUM FOR BIOTA, SEKUNDÆR FORGIFTNING (BKK _{SEK. FORGIFTN.})	25
6.5 KVALITETSKRITERIUM FOR HUMANT KONSUM AF VANDLEVENEDE ORGANISMER (HKK)	25
6.6 VANDKVALITETSKRITERIUM BASERET PÅ BKK _{SEK. FORGIFTN.} OG HKK	26
7 KONKLUSION	27
8 REFERENCER	28
BILAG A TEST DATA FOR TIN	34
<i>Toksicitet over for vandorganismer (EC_x, LC_x, NOEC, osv.)</i>	34
<i>Toksicitet over for sedimentlevende organismer</i>	46

Forord

Et kvalitetskriterium i vandmiljøet er det højeste koncentrationsniveau, ved hvilket der skønnes, ikke at forekomme uacceptable negative effekter på vandøkosystemer.

Miljøstyrelsen (MST) udarbejder kvalitetskriterier for kemikalier i vandsøjen, i sediment, i dyr og planter (biota) og for humant konsum.

Miljøstyrelsen bruger kvalitetskriterierne som det faglige grundlag til at kunne fastsætte miljøkvalitetskrav, hvorved der forstår den endelige koncentration af et bestemt forurenende stof i vand, sediment eller biota, som ikke må overskrides af hensyn til beskyttelsen af miljøet og menneskers sundhed.

Metodikken, der anvendes til udarbejdelse af miljøkvalitetskrav, er harmoniseret i EU og baserer sig på vandrammedirektivet (EU, 2000), EU's vejledning til fastsættelse af kvalitetskriterier i vandmiljøet (EU, 2018) og Miljøstyrelsens vejledning til fastsættelse af vandkvalitetskriterier (Miljøstyrelsen, 2004). Metodikken er endvidere i overensstemmelse med EU's vejledning til risikovurdering under REACH forordningen (EU, 2008).

Den sidste litteratursøgning er foretaget den 21.02.2024.

English Summary and conclusions

Derivation of environmental quality standards (EQS) for the aquatic environment follows the EU Guidance Document No. 27, Technical Guidance Document (TGD) for Deriving Environmental Quality Standards (EU, 2018).

Tin is a grey-white metal and a naturally occurring element with two oxidation states, Sn^{2+} and Sn^{4+} . The main inorganic tin compounds are tin(II) and tin(IV) chloride, tin(II) oxide, tin(II) difluoride, as well as potassium and sodium stannate.

Tin occurs as a trace element in natural water. In the environment, tin compounds are generally insoluble or slightly soluble in water. Therefore, they are considered immobile as they bind to soil, sediments and suspended matter.

Due to precipitation and low water solubility of most tin compounds, dissolved tin concentrations are often below detection limits, which poses challenges in toxicity testing of dissolved tin species.

Inorganic tin and its salts have limited potential for bioaccumulation due to their poor absorption, relative insolubility and rapid excretion by organisms.

AA-EQS for water

Chronic effect concentrations were available for two freshwater species, the alga *Raphidocelis subcapitata* and crustacean *Ceriodaphnia dubia*. Chronic saltwater toxicity data were not available. The lowest relevant chronic effect concentration was a NOEC (mortality, 7 days, pH 8.5, H: 200 mg/L) for *C. dubia* at 22 µg/L.

NOECs are available for two species representing two taxonomic groups, therefore an assessment factor (AF) of 50 was applied.

$$\begin{aligned}\text{AA-EQS}_{\text{freshwater}} &= \text{NOEC} / \text{AF} \\ &= 22 \mu\text{g/L} / 50 \\ &= \mathbf{0.44 \mu\text{g/L}}\end{aligned}$$

Correspondingly, an AF of 500 was used to calculate the AA-EQS for saltwater:

$$\begin{aligned}\text{AA-EQS}_{\text{saltwater}} &= \text{NOEC} / \text{AF} \\ &= 22 \mu\text{g/L} / 500 \\ &= \mathbf{0.04 \mu\text{g/L}}\end{aligned}$$

It is noted that the AA-EQS are corresponding to or lower than the detection limits for dissolved tin in Danish environmental studies.

MAC-EQS for water

E(L)C₅₀ data are available for alga *R. subcapitata* and fish *Pimephales promelas* and *Limanda limanda*. All values are reported as concentrations higher than the measured effect concentrations (> 0.019, > 0.012 and > 0.035 dissolved tin/L, respectively), i.e., no effects were observed at these concentrations. According to the TGD, E(L)C₅₀> cannot be used for the calculation of EQS.

The data indicate that the soluble fraction of tin in the aquatic environment does not cause acute toxicity to aquatic organisms. MAC-EQS were therefore no calculated.

QS for sediment

It is relevant to develop a QS_{sed} based on partitioning coefficents (K_{oc} or K_d) ≥ 1000 L/kg.

Only one reliable toxicity study was available for larvae of *Chironomus riparius* exposed to precipitated inorganic tin, with a NOEC of 1,000 mg/kg dry weight (dw).

The sediment criteria were calculated based on the NOEC of 1,000 mg/kg dw (2.74% OC) with AF of 100 and 1,000 for freshwater and saltwater sediment, respectively.

QS _{sed, freshwater}	= NOEC / 100
	= 1,000 mg/kg dw / 100
	= 10 mg/kg dw (2.74% OC)
	= 365 mg/kg dw x foc
	= 18.2 mg/kg dw (5% OC)
QS _{sed, freshwater}	= NOEC / 1,000
	= 1,000 mg/kg dw / 1,000
	= 1 mg/kg dw (2.74% OC)
	= 36.5 mg/kg dw x foc
	= 1.8 mg/kg dw (5% OC)

The QS_{sed} were compared with QS_{sed, EqP} (calculated based on equilibrium partitioning, EqP) which arrived at similar values (QS_{sed, EqP, freshwater} and S_{sed, EqP, saltwater} at 20 and 2 mg/kg dw, respectively). To allow for adjusting for organic carbon content, the QS_{sed} were chosen as the most relevant criteria.

QS for secondary poisoning

Inorganic tin has limited potential for bioaccumulation. Data do not indicate high intrinsic toxicity to mammals. Therefore, QS for secondary poisoning was not derived.

QS for human health

The harmonised and notified classifications for inorganic tin compounds and the low bioaccumulation potential indicate that inorganic tin does not pose a risk to human health through consumption by aquatic organisms. A QS for human health was therefore not derived.

QS_{water} based on QS_{sec. pois.} and QS_{human health}

According to TGD (EU,2018) the derived quality criteria for biota (QS_{sec. pois.} and QS_{human health}) should be converted to a water quality criterion (QS_{water}) to ensure that the water quality criteria (AA-EQS) set for direct effects are sufficiently conservative to protect against secondary effects through bioaccumulation in food chains. As QS_{sec. pois.} and QS_{human health} were not derived, the calculation of a QS_{water} was not relevant.

In conclusion, the following EQS for the aquatic environment have been derived for inorganic tin compounds:

AA-EQS _{freshwater}	= 0.44 µg dissolved tin/l
AA-EQS _{saltwater}	= 0.04 µg dissolved tin /l
MAC-EQS _{freshwater}	Not calculated
MAC-EQS _{saltwater}	Not calculated
QS _{sediment, freshwater}	= 18.2 mg total inorganic tin/kg dry weight (5% OC)
	= 365 mg total inorganic tin/kg x f _{oc}
QS _{sediment, saltwater}	= 1.8 mg total inorganic tin/kg dry weight (5% OC)
	= 36.5 mg total inorganic tin/kg x f _{oc}
QS _{sec. pois.}	Not calculated
QS _{human health}	Not calculated

1 Indledning

Tin er et grå-hvidt metal. De vigtigste uorganiske tinforbindelser er tin(II)- og tin(IV)chlorid, tin(II)oxid, tin(II)difluorid, samt kalium- og natriumstannater (IPCS, 2005). Tin forekommer naturligt i jordskorpen. Derfor vil tin blive tilført miljøet ved forvitring af klipper, jordpartikler og vulkanudbrud. Den største tilførsel af tin til miljøet sker dog ved menneskeskabte aktiviteter som minedrift og hertil relaterede aktiviteter, fremstilling af tinforbindelser, brug af tinmetaller, genindvinding og bortskaffelse af affald. Tin tilføres oftest miljøet via atmosfæren (HSDB, 2006).

Under REACH er metallisk tin registreret i tonnagebåndet ≥ 10.000 til < 100.000 ton per år.

Tin anvendes hovedsageligt til produktion af tinplader til brug i beholdere, loddemetal, mønter, bronze, typemetal (trykning), smykker og i andre legeringer. Uorganiske tinforbindelser anvendes i forskellige sammenhænge, f.eks. som glasforstærkning, katalysatorer, stabilisatorer i parfume og sæbe og som anticariogene midler i tandpleje (RIVM, 2005).

Tin har også mange anvendelser i organiske tinforbindelser, som dog ikke er omfattet af dette datablad. Organiske tinforbindelser anvendes f.eks. i plast (som stabilisatorer), i polyuretanskum og som pesticider. Når organiske tinforbindelser nedbrydes (biotisk eller abiotisk) i miljøet, vil der i sidste ende opstå uorganisk tin. Omvendt kan uorganisk tin også methyleres, primært under anaerobe forhold, således at der opstår den organiske tinforbindelse methyltin (Rüdel, 2003; ICPS, 2005; CA Environment, 2009).

Tin forekommer som sporstof i naturligt vand (IPCS, 2005).

Identiteten af metallisk tin fremgår af Tabel 1-1.

Tabel 1-1. Identitet af metallisk tin

IUPAC navn	Tin
Strukturformel	Sn
CAS nr.	7440-31-5
EINECS nr.	231-141-8
Kemisk formel	Sn
SMILES	Sn
Harmoniseret klassificering	Tin, CAS nr. 7440-31-5, har ikke en harmoniseret klassificering.
Selvklassificering	Fællesregistrering af flertallet af dataindberetttere angiver ingen klassificeringen. Nogle dataindberetttere angiver en klassificering som: Eye Irrit. 2, H319 - Forårsager alvorlig øjenirritation STOT SE 3, H335 - Kan forårsage irritation af luftvejene.

I Tabel 1-2 fremgår de uorganiske tinforbindelser, som der i dette datablad er søgt efter data på.

Tabel 1-2. Uorganiske tinforbindelser

Stof	Cas nr.
Tin, Sn	7440-31-5
Tin(II)dichlorid, SnCl ₂	7772-99-8
Tin(IV)tetrachlorid, SnCl ₄	7646-78-8
Tin(II)oxid, SnO	21651-19-4
Tin(IV)oxid, SnO ₂	18282-10-5
Tin(II)difluorid, SnF ₂	7783-47-3
Tin(II)sulfid, SnS	1314-95-0
Tin(II)sulfat, SnSO ₄	7488-55-3
Tin(II)hydroxid, Sn(OH) ₂	12026-24-3
Kalium stannat, K ₂ SnO ₃	12142-33-5
Kalium stannat, K ₂ Sn(OH) ₆	12125-03-0
Natrium stannat, Na ₂ SnO ₃	12058-66-1
Natrium stannat trihydrat, Na ₂ Sn(OH) ₆	12027-70-2

2 Fysisk-kemiske egenskaber

De fysisk-kemiske egenskaber for metallisk tin samt nogle tinforbindelser fremgår af tabel 2-1.

Damptrykket for metallisk tin er ubetydeligt, og de høje kogepunkter for metallisk tin og mange uorganiske tinforbindelser indikerer, at de ikke er flygtige i miljøet (IPCS, 2005).

I miljøet er tinforbindelser generelt ikke eller svagt opløselige i vand og er derfor relativt immobile, fordi de binder sig til jord og sedimenter (IPCS, 2005). I vand kan uorganisk tin forekomme som enten divalente (Sn^{2+}) eller tetravalente (Sn^{4+}) kationer under naturlige forhold. Tin(II) forekommer i iltfattigt vand og vil under disse forhold hurtigt udfældes som tin(II)sulfid eller – i alkalisk vand – som tin(II)hydroxid. Tin(IV) hydrolyseres hurtigt og kan udfældes som tin(IV)hydroxid (IPCS, 2005).

Ved udledning til havet bliver uorganisk tin hovedsageligt omdannet til uopløselige hydroxider og hurtigt bundet til partikler. Efterfølgende frigivelse af uorganisk tin fra sedimenter er usandsynligt, undtagen på meget anaerobe steder (IPCS, 2005).

Registranten for metallisk tin angiver, at der stort set ingen tilgængelig viden foreligger om effekten af varierende fysisk-kemiske forhold i miljøet på tin-fordelingskoefficienter. På grund af den lave opløselighed i vand for de fleste tinforbindelser er tinkoncentrationerne ofte under detektionsgrænserne, og der er kun få fordelingskoefficienter for uorganisk tin tilgængelige i den videnskabelige litteratur (ECHA, 2023).

Tabel 2-1. Fysisk-kemiske egenskaber for metallisk tin, tin(II)dichlorid, tin(IV)tetrachlorid, og tin(II)oxid

Parameter	Metallisk tin	Reference	Tin(II)di-chlorid	Reference	Tin(IV)tetrachlorid	Reference	Tin(II)oxid	Reference
Molekylevægt, M_w ($\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$)	118,71	Periodisk system	189,6	IPCS, 2005	260,5	IPCS, 2005	134,7	IPCS, 2005
Smeltepunkt, T_m ($^{\circ}\text{C}$)	231,9	ECHA, 2023	247	IPCS, 2005	-33 -35,8	IPCS, 2005 ECHA, 2022c	1080	IPCS, 2005
Kogepunkt, T_b ($^{\circ}\text{C}$)	2507	ECHA, 2023	Dekomponerer ved 623-652	IPCS, 2005	114 111	IPCS, 2005 ECHA, 2022c	-	IPCS, 2005
Damptryk, P_v (Pa)	Ubetydeligt 1^1	IPCS, 2005 ECHA, 2023	0	ECHA, 2022a	20700 (ved 20 $^{\circ}\text{C}$) ⁸	ECHA, 2022c	Ikke relevant	ECHA, 2019
Henry's konstant, H ($\text{Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$)	-	-	-	-	-	-	-	-
Vandopløselighed, S_w ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Ikke opløseligt $4,0 \times 10^{-6}^2$	IPCS, 2005 ECHA, 2023	Opløseligt 178 (ved 20 $^{\circ}\text{C}$)	IPCS, 2005 ECHA, 2022a	Svagt opløseligt (reagerer med vand)	IPCS, 2005	Ikke opløseligt ca. 0 (ved 25 $^{\circ}\text{C}$ og pH 7)	IPCS, 2005 ECHA, 2019
Dissociationskonstant, pK_a	Ikke relevant	ECHA, 2023	Ikke relevant	-	Ikke relevant	-	Ikke relevant	-
Octanol/vand fordelingskoefficient, $\log K_{ow}$	Ikke relevant	ECHA, 2023	Ikke relevant (-2.15 (ved 20 $^{\circ}\text{C}$)) ⁶	ECHA, 2022a	Ikke relevant	ECHA, 2022c	Ikke relevant	ECHA, 2019
Sediment/vand fordelingskoefficient, normaliseret til organisk karbon, K_{oc} ($\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$)	-	-	1.905 (ved 20 $^{\circ}\text{C}$) ⁷	ECHA, 2022a	-	-	-	ECHA, 2019
Partikel/vand fordelingskoefficient, K_d ($\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$)	7.943 ^{3,4} (jord) 389.045 ^{3,5} (susp. materiale) 40.738 ^{3,5} (sediment) 354.813 ⁹ 389.045 ¹⁰ (susp. materiale)	Janik et al., 2010 i ECHA, 2023 ECHA, 2023 ECHA, 2023 Li et al. 1984 i RIVM, 1992	-	-	-	-	-	-

¹ Ved 1224 °C. Damptryk er svært at måle ved lavere temperaturer for tin, oxider og sulfider kan også påvirke damptrykket af tin.

² Ved 20 °C. Detektionsgrænsen for den analytiske metode, det forventes at vandopløseligheden er meget lavere end denne værdi.

³ Værdierne er beregnet ud fra log værdier i Janik et al. (2010), som angivet i ECHA 2023. Log værdierne er 3,9, 5,59 og 4,61 for hhv. jord, suspenderet materiale og sediment.

⁴ Log Kd af 3,9 (Kd 7.943) er eksperimentelt bestemt for Sn(IV) fra 484 jordprøver fra hele Europa. Tin blev tilsat som tin(IV)chloridpentahydrat. De målte Log Kd-værdier varierede fra 0 til 4,4 med en medianværdi på 3,9.

⁵ Værdien er et gennemsnit af tilgængelige studier, som ikke har god troværdighedsscore.

⁶ Værdi kun fastsat for CSA under REACH, ikke bestemt eksperimentalt eller estimeret.

⁷ Ingen reference til originallitteratur eller baggrund for denne værdi angivet i kilden.

⁸ EU Method A.4 (Vapour Pressure), Dynamic method, Reference substance name: Tin tetrachloride

⁹ I vandløbsvand (Hudson river). Beregnet fra log Kp på 5,55 som angivet i RIVM (1992).

¹⁰ I vandløbsvand + havvand. Samme værdi som refereres af ECHA (2023). Beregnet fra log Kp på 5,59 som angivet i RIVM (1992).

3 Skæbne i miljøet

3.1 Nedbrydelighed

Tin er et grundstof og er således ikke nedbrydeligt.

3.2 Bioakkumulering

Der er fundet begrænsede oplysninger om tins potentiale for bioakkumulering. Der er taget udgangspunkt i vurderingen fra det tidligere datablad (Miljøstyrelsen, 2011), ICPS (2005), ATSDR (2005), inkl. de deri nævnt referencer, samt registreringsdossierne for tin og tinforbindelser. Der er søgt efter data om bioakkumulering og biokoncentrering i videnskabelige databaser (Google Scholar, EuropePMC, ACS publications), men der er kun fundet to yderligere relevante, ældre studier (Hodge et al., 1979; Rüdel, 2003).

Biokoncentringsfaktorer (BCF) fundet i ovenstående referencer er listet og beskrevet i Tabel 3-1. Data fra ATSDR (2005) er ikke listet særskilt, fordi publikationen henviser til de samme data som ICPS (2005).

I registreringsdossieret for tin (Sn; ECHA, 2023) angives det, at opløste former af tin almindeligvis undergår hydrolyse i vandige systemer og danner faste udfældninger af tinoxider eller hydroxider. Registranten vurderer, at det er usandsynligt, at disse faste udfældninger er tilgængelige for bioakkumulering (ECHA, 2023).

Registranter henviser til at det er forsøgt at beregne vejledende bioakkumuleringsfaktorer baseret på overvågningsdata af tin i vandlevende organismer, især i marine systemer. Disse undersøgelser kan ifølge registranten dog ikke bruges til at bestemme graden af biokoncentrering eller bioakkumulering af uorganisk tin på grund af den potentielle tilstedeværelse af organiske tinforbindelser i miljøet. Organiske tinforbindelser, såsom tributyltin, er kendt for at være bioakkumulerende, og analyse af totale tinkoncentrationer i biota vil inkludere tin fra organiske tinkilder (ECHA, 2023).

I registreringsdossieret for tindioxid (SnO_2 ; ECHA, 2022) refereres til et studie, hvori bioakkumulering af tin i fisk via fødeindtag blev undersøgt (McEneff et al., 2017). I et *in vivo*-eksperiment blev unge regnbueørreder (*Oncorhynchus mykiss*) udelukkende fodret med blåmuslinger (*Mytilus edulis*), som var indsamlet fra henholdsvis en uberørt lokalitet og en spildevandsforenet lokalitet, begge lokaliteter i Irland. Undersøgelsen fulgte OECD guideline nr. 305 om bioakkumulering i fisk. Tin blev, sammen med andre metaller, analyseret i muslinger og fiskevæv (muskel og skind).

Muslingerne havde gennemsnitlige tin-koncentrationer på 0,005 og 0,085 µg/g tørvægt fra henholdsvis den uberørte og den forurenede lokalitet. Data om miljøkoncentrationer af tin fra de to lokaliteter var ikke tilgængelige i studiet. I fiskemuskel blev der ikke påvist tin i nogen af eksponeringsgrupperne, hverken på dag 0, 14 eller 28 af eksponeringen (LOD ikke oplyst). I fiskeskind blev tin påvist i gennemsnitlige koncentrationer på $0,012 \pm 0,006$ µg/g tørvægt på dag 28 i begge eksponeringsgrupper, hvilket viser at niveauet af tin i foderet ikke påvirkede indholdet af tin i fiskene, samt at indholdet i fiskevæv var lavere end indholdet i foderet. Samlet set indikerer

undersøgelsesresultaterne, at tin ikke bioakkumuleres i fisk via foder (McEneff et al. 2017).

Resultaterne tyder også på, at optag og/eller udskillelse af tin reguleres i fisk.

Det bemærkes, at der i dette studie kun er analyseret for grundstoffet tin, og der er således ikke taget højde for bidraget fra hhv. organiske eller uorganiske tinforbindelser. Ligeledes kan der ikke konkluderes på en potentiel biokoncentration i muslinger, fordi der ikke foreligger analyser af tilhørende vandkoncentrationer. McEneff et al. (2017) angiver, at arter fra højere trofiske niveauer ofte har mere udviklede mekanismer til at regulere optag, fordeling og udskillelse af stoffer end organismer fra lavere trofiske niveauer. Dette forhold kan bidrage til forklaringen af, hvorfor vævskoncentrationer i muslinger er højere end i fisk. Der foreligger dog ikke specifik viden om optag, fordeling og udskillelse af uorganisk tin i vandlevende organismer.

Registreringsdossieret for tin dioxid (SnO_2 ; ECHA, 2022) konkluderer, at uorganisk tin og dets salte har ringe potentielle til bioakkumulering pga. deres ringe absorption, relativ uopløselighed af deres oxider og hurtig udskillelse fra organismer (ECHA, 2022).

I registreringsdossieret for tin(II)dichlorid (SnCl_2 ; ECHA 2022a) angives en BCF på 6,41 for muslinger, dog uden yderligere reference til baggrunden for denne værdi. Værdien antages at stamme fra samme studie som beskrevet i registreringsdossieret for tin(II)difluorid.

I registreringsdossieret for tin(II)difluorid (SnF_2 ; ECHA 2019a) henvises til et muslingestudie fra 1982, som ikke er udført efter en standardmetode. I studiet udsættes muslinger for fire koncentrationer af tin(IV) tilsat som SnCl_4 (0, 100, 250, 500 $\mu\text{g/l}$), og BCF beregnes efter 30 dages eksponering samt efter yderligere 30 dages depurationsfase (Tabel 3-1). BCF efter 30 dage var mellem 0,76-6,41, mens BCF efter depurationsfasen var lavere end de nævnte (Table 3-1). På baggrund af studiets resultater vurderer registranten, at tin har lavt potentielle til bioakkumulering i vandlevende organismer.

I registreringsdossieret for tin(II)sulfid (SnS ; ECHA, 2022b) argumenteres for lavt potentielle for bioakkumulering, baseret på manglende opløselighed i vand og forventet log Kow <3. Efter opfordring fra en kompetent myndighed har registranten udført et guideline studie for fisk med resulterende BCF værdier mellem 24 – 558.

I registreringsdossieret for tin(II)sulfat (SnSO_4 ; ECHA, 2023a) angives det, at tin(II) hurtigt vil oxideres til tin(IV) i miljøet, hvorfor potentiaret for bioakkumulering af tin(II) anses som ubetydeligt.

I registreringsdossieret for tin(IV)tetrachlorid (SnCl_4 ; ECHA 2022c), tin monoxid (SnO ; ECHA, 2019), vandfri natriumstannat (Na_2SnO_3 ; ECHA, 2018), natriumstannat ($\text{Na}_2\text{Sn(OH)}_6$; ECHA, 2019b) er ingen informationer om bioakkumulation tilgængelige. For de resterende tinforbindelser (Tabel 1-2) foreligger der ikke registreringsdossierer.

Tabel 3-1 Værdier for bioakkumulationsfaktorer (BCF) indsamlet fra litteraturen.

Organisme	Stof	BCF (test-koncentration)	Reference	Bemærkning
Marine og ferksvandsplanter	tin	100	Thompson et al., 1972	Estimerede BCF. Grundlag for estimeringen er ikke beskrevet i detaljer i originalitteraturen. Thompson et al. (2017) bemærker dog, at BCF data for tin er sparsomme. Pga. manglende information og fordi data er estimerede, lægges der ikke vægt på BCF fra Thompson et al. (2017).
Hvirvelløse dyr		1.000	Thompson et al., 1972	
Fisk		3.000	Thompson et al., 1972	
Marine makroalger	tin	1.900	Seidel et al., 1980, i IPCS, 2005	Seidel et al. (1980) har målt uorganisk tin og organiske tinforbindelse i sediment, makroalger og marine hvirvelløse dyr. Koncentrationer af totalt tin og uorganiske tinforbindelser i makroalger er tilgængelige for 11 algearter fra 17 forskellige prøvetagningslokationer fordelt over San Diego bugten og San Francisco bugten, USA. Resultater for tinkoncentrationer i vand er ikke rapporteret. Seidel et al. (1980) har ikke beregnet en BCF for makroalger, og det er ikke klart, hvordan BCF på 1.900 i IPCS (2005) er afledt. Pga. manglende information og uklarhed om BCF er relevant for uorganisk tin, lægges der ikke vægt på BCF fra Seidel et al. (1980).
Musling <i>Mytilus edulis</i>	organisk og totalt tin	5.000 – 60.000	Zoulian & Jensen (1989), i Miljøstyrelsen 2011	Baseret på dyrenes tørvægt. Formålet med studiet af Zoulian & Jensen (1989) var at følge optagelsen af organisk og totalt tin i blåmuslingen under naturlige forhold i en dansk marina forurenset med organiske tinforbindelser. De refererede BCF gælder organisk og totalt tin, og der tages derfor ikke højde for disse BCF.
		877 – 10.526	Zoulian & Jensen (1989), i Miljøstyrelsen 2011	Omregnet til vådvægt. Se ovenstående.
Musling	-	6,41	ECHA, 2022a	BCF-værdien angives i registreringsdossieret for tin dichlorid. Der foreligger ingen informationer om baggrunden for denne værdi, men den formodes at stamme fra samme studie som nedenstående.
Musling <i>Brachidontes variabilis</i> (Krauss)	Sn ⁴⁺	6,41 (100 µg/l) 1,92 (250 µg/l) 0,76 (500 µg/l)	Study 1982 i ECHA, 2019a	Registranten anvender dette studie som key study med troværdighedsvurdering 2. Studiet er velbeskrevet i dossieret, men originalreference er ikke tilgængelig. BC Fer er beregnet med vævskoncentrationen på dag 30 af eksponeringsfasen, inden depuration. BC Fer efter depurationsfasen var lavere (hhv. 1,32, 0,23 og 0,14 for eksponeringsgrupperne 100, 250 og 500 µg/l). Udskillelsesraten af tin blev fundet til at være uafhængig af interne vævskoncentration. Studiet vurderes som anvendeligt, og der lægges vægt på studiet i dette datablad.

Fisk	SnS	24 – 558	Ikke-refereret studie i ECHA, 2022b	Originalreference er ikke tilgængelig, og studiet er ikke velbeskrevet i registreringsdossieret. Studiet er udført under henvisning til OECD Guideline 305 "Bioconcentration (non GLP): Flow-through Fish Test". Under testen (28 d) var BCF-værdien for teststoffet mellem 24 og 558, når fiskene blev utsat for den overmættede opløsning af teststoffet.
------	-----	----------	-------------------------------------	-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

For mange metaller ses en omvendt proportional sammenhæng mellem koncentrationen i vand og BCF. Dette gælder i særdeleshed for essentielle metaller, der optages aktivt ved lave koncentrationer i vand og udskilles ved højere koncentrationer i vand. Men det ses også for nogle ikke-essentielle metaller, f.eks. bly. Dette kan skyldes, at optagemechanismerne for de essentielle metaller ikke er så specifikke, så andre metaller også ”kommer med” (Miljøstyrelsen, 2011).

Der foreligger ikke entydige konklusioner om, hvorvidt tin kan betragtes som et essentielt metal. De fleste reviews angiver, at tin ikke er essentielt, med undtagelser af enkelte organismer (f.eks. rotter, IPCS, 2005). Det kan dog ikke udelukkes, at tin spiller en rolle i vandlevende organismers funktion.

Rüdel (2003) angiver i sit review om biotilgængelighed af tin, at den potentielle biotilgængelighed af tin afhænger af koncentrationen af de opløste ionarter. Biokoncentrering i organismer og dermed økotoksicitet er afhængig af den biotilgængelige fraktion. Biotilgængeligheden er højest ved neutral og let alkalisk pH og reduceres ved tilstedsvarsel af opløst organisk kulstof (Rüdel, 2003).

På baggrund af de tilgængelige data, herunder især studiet af McEneff (2017) og muslingestudiet fra ECHA (2019a; Tabel 3-1), samt overvejelser af fysisk-kemiske egenskaber (lav opløselighed af de fleste tinforbindelser) og biotilgængelighed, vurderes tin og uorganiske tinforbindelser til at have ringe potentiale til bioakkumulering.

Det bemærkes, at denne vurdering står i modsætning til vurderingen i det tidligere datablad om tin (Miljøstyrelsen, 2011).

3.3 Naturlig forekomst

Tin er et grundstof, der forekommer i naturen i ni mineralske former (RIVM, 2005), hvoraf en af de vigtigste kilder til tin er cassiterit (tinsten, et tinoxidmineral) (GEUS, 2015).

Der foreligger data for målinger af tin i det danske miljø fra den danske miljøportalen¹.

I en ud af 11 vandløbsmålinger fra 1992 i Aarhus Å blev der målt tin i koncentrationen over detektionsgrænsen (detektionsgrænsen varierer mel. 0,3 - 30 µg/l), og den målte koncentration angives til samme værdi som detektionsgrænsen (0,3 µg/l)². Målinger af tinkoncentrationer i vandløbssediment foreligger fra 2022 fra forskellige vandområder og ligger i intervallet fra <0,2–0,98 mg/kg tørstof³, med 7 ud af 21 målinger over detektionsgrænsen.

¹ https://miljodata.miljoeportal.dk/?cp=1008_347. Opslag på Tin.

² Analysefraktion er ikke angivet, men det formodes at angive opløst tin ud fra koncentrationsniveauet.

³ Sedimentmålinger angiver totalt tin.

I 13 ud af 85 målinger fra 2021 ved de marine stationer i de danske fjorde blev der målt opløst tin i koncentrationer over detektionsgrænsen på 0,4 µg/l. Koncentrationer i havvand ligger i intervallet fra <0,4 – 1,1 µg/l. Målinger af tinkoncentrationer i marint sediment foreligger for perioden 1985-1991 og ligger i intervallet fra <0,1 – 6,0 mg/kg tørstof, med 131 ud af 234 målinger over detektionsgrænsen.²

Der foreligger ingen information om de målte koncentrationer er naturlige eller skyldes menneskelig aktivitet.

FOREGS databasen, som indeholder geokemiske basisdata for Europa baseret på prøver af bl.a. vandløbsvand, sediment fra vandløb og jord, angiver en median, gennemsnits- og 90-percentil koncentration på hhv. 2,25, 4,79 og 8,20 mg/kg for vandløbssediment. Data for vandløbsvand er ikke tilgængelige i FOREGS databasen (Salminen et al., 2005).

4 Toksicitetsdata

Toksicitetsdata er blevet identificeret fra flere kilder og relevante studier er listet i Bilag A.

Der er taget udgangspunkt i de data, der er rapporteret i databladet fra 2011 (Miljøstyrelsen, 2011). Derudover er foretaget søgninger efter yderligere/oppdaterede data i offentligt tilgængelige review rapporter (åben søgning via Google), specifikke søgninger på diverse nationale myndigheders hjemmesider, på videnskabelige databaser (via PubChem, ACS Publications, PMC Europe, Google Scholar), i REACH registreringsdossierne på ECHAs hjemmeside, på ECOTOX-databasen (US EPA, 2023) og CompTox databasen (Comptox Chemicals Dashboard, 2024).

Dataene er blevet CRED-troværdighedsurderet baseret på oplysninger givet i originalreferencen eller beskrivelserne i sekundære litteraturkilder. Originalreferencer fra studier listet i REACH registreringsdossierne har typisk ikke været tilgængelige, og studier er derfor blevet troværdighedsurderet på baggrund af beskrivelserne givet i registreringsdossierne. Hvis beskrivelserne af studierne i registreringsdossierne har været detaljerede nok for at kunne gennemføre en troværdighedsurdering, og dataene er blevet vurderet som troværdige, er studierne tildelt en troværdighedsscore 2 og anvendes til udledning af miljøkvalitetskriterier. I tilfælde, hvor originalreferencen ikke har været tilgængelig, og beskrivelsen af studierne har været utilstrækkelig (f.eks. for studier listet i ECOTOX databasen eller registreringsdossierne), er studierne blevet tildelt en troværdighedsscore 3 eller 4. Dette er dog et udtryk for, at der mangler oplysninger for at troværdighedsurdere studiet, og ikke at originalreferencen er af ringe kvalitet.

4.1 Toksicitet over for vandlevende organismer

De fleste tilgængelige økotoksikologiske test er udført med den opløselige tinforbindelse tin(II)chlorid eller svært opløseligt tin(IV). Tin(II) hydrolyseres til SnOH^+ , Sn(OH)_2 og Sn(OH)_3^- ved lave koncentrationer, hvorimod polynukleare forbindelser som $\text{Sn}_2(\text{OH})_2^{2+}$ og $\text{Sn}(\text{OH})_4^{2+}$ dominerer ved højere koncentrationer (IPCS, 2005). De forskellige tinhydroxider er ikke vandopløselige og vil således udfældes. Dette betyder, at opløst tin(II) bliver fjernet fra vandfasen via udfældning til partikler.

Dubey & Rai (1990) undersøgte blandt andet toksiciteten af tin(II)chlorid ift. afhængighed af salinitet (NaCl) på cyanobakterien *Anabaena dolichum* og fandt aftagende toksicitet med stigende salinitet (NaCl koncentrationer 0, 5, 10 og 20 mM, alle svarende til salinitet der måtte forekomme i ferskvand). Dubey & Rai (1990) angiver dog ikke en forklaring på mekanismen eller en vurdering af, om salinitet i saltvand måtte have en øget beskyttende effekt.

Udfældning af kationiske testmaterialer (såsom tin ioner) igennem adsorption til opløst organisk kulstof er et velkendt fænomen for metalioner (OECD, 2000). Toksiciteten af kationiske metaller kan mindskes igennem adsorption til opløst organisk kulstof. Test af toksicitetsreduktion er blevet udført med fisk, da fisk er mindst modtagelige over for fysiske effekter som følge af tilstopning

og/eller belægning af gæller med udfældede partikler (OECD, 2000). Det formodes, at de samme fysiske effekter kan gøre sig gældende for partikler af uorganiske tinforbindelser.

Wilson et al. (2017)⁴ har vurderet anvendeligheden af resultater fra økotoksikologiske test ift. den ringe vandopløselighed af uorganiske tinforbindelser samt tendens til udfældning i vandige opløsningsnoder.

Forfatterne foretog en række eksperimenter for at undersøge stabiliteten af opløst tin i simuleret naturligt vand (ikke i et testmedie, som normalt ville bruges i økotoksikologiske tests) afhængig af pH, vandets hårdhed og startkoncentrationen af tin. Testkoncentrationer blev målt flere gange over en periode på 28, i nogle tilfælde op til 42, dage. Ligevægtskoncentrationer mellem opløst og bundfældet tin blev som regel opnået efter 5-21 dage (enkelte tilfælde efter 28 og 42 dage) afhængig af pH, hårdhed og startkoncentrationen. Startkoncentrationer var 2, 20, 200 og 2000 µg/l opløst tin, og ligevægtskoncentrationer efter 5-42 dage lå i området 0,2 – 13,6 µg/l opløst tin, hvorved der ikke var en direkte sammenhæng mellem start- og ligevægtskoncentration. Generelt var opløseligheden af tin størst i testmediet med høj pH og lav hårdhed.

Resultater af stabilitetstestene (koncentrationer af opløst tin over tid) blev brugt af Wilsons et al. (2017) til at tilpasse en model for beregning af udfældning af tin i vandige opløsningsnoder. Modellen blev valideret vha. OECD-standard alge- og *D. magna*-tests, som blev gennemført med ligevægtskoncentrationer. Modellen blev efterfølgende anvendt til at vurdere tiden til ligevægt og dermed de faktiske eksponeringskoncentrationer i test fra en række historiske publikationer. Forfatterne konkluderer, at i de udvalgte historiske publikationer var ligevægtskoncentrationer ikke opnået, og organismer er derfor blevet utsat over for både opløst tin og udfældede tinpartikler (Wilson et al. 2017). Det vides således ikke, om de observerede toksiske effekter er en følge af eksponeringen til opløst tin eller en følge af fysiske (eller kemiske) effekter forårsaget af udfældede tinpartikler.

Forfatterne anbefaler, at eksponeringsopløsningsnoder i økotoksicitetstests får lov til at opnå/tilnærme sig ligevægtskoncentrationer i min. 14 dage før testen påbegyndes, for at reducere muligheden for, at der sker udfældning af tin under testen. Derudover vil filtrering af opløsningen sikre, at udfældet materiale fjernes fra testopløsningen, og at eventuelle observerede effekter kan tilskrives ikke-fysiske faktorer (Wilson et al., 2017).

På baggrund af ovenstående og gennemgang af testene i Bilag A kan det konkluderes, at toksiciteten af opløst tin ikke kan vurderes ud fra nominelle koncentrationer af enten tin(II)- eller tin(IV)chlorid i tests, hvis ikke der tages højde for mulig udfældning. Udfældningen af tin kan også være årsag til, at der i flere studier ikke observeres dosis-respons sammenhæng mellem nominelle koncentrationer og observerede effekter. Da formålet med dette datablad er at udarbejde miljøkvalitetskriterier for opløst tin, tages der kun studier i betragtning, hvor opløst tin er målt i eksponeringsopløsningsnoder, og/eller der er taget hensyn til ligevægtsdannelse i og filtrering af opløsningsnoder. Studier, hvor der ikke tages højde for udfældning, ligevægtsdannelse eller måling af testkoncentrationer under testens forløb, vurderes som udgangspunkt med en troværdighedsscore 3 eller 4.

⁴ Projektet, som er beskrevet i denne peer-reviewede artikel, blev finansieret af ITRI Ltd på vegne af REACH Tin Metal Konsortiet.

Der er fundet troværdige akutte effektværdier for tre ferskvandsarter (*Raphidocelis subcapitata*, *Daphnia magna* og *Pimephales promelas*), som repræsenterer tre taksonomiske grupper (alger, krebsdyr og fisk). Dertil er der fundet troværdige akutte effektværdier for én saltvandsart (*Limanda limanda*), som repræsenterer den taksonomisk gruppe fisk.

Der er fundet troværdige kroniske effektværdier for to ferskvandsarter (*Raphidocelis subcapitata* og *Ceriodaphnia dubia*), som repræsenterer tre taksonomiske grupper (alger, krebsdyr og fisk). Der er ikke fundet kroniske effektværdier for saltvandsarter.

4.2 Toksicitet over for sedimentlevende organismer

Der er fundet ét troværdigt studie med kroniske effektkoncentrationer for larver af *Chironomus riparius* (dansemyg) eksponeret til udfældet, uorganisk tin i registreringsdossieret for tin (ECHA, 2023, se Bilag A).

Formålet med studiet var at vurdere toksiciteten af udfældet tin, der stammer fra ustabile tinopløsninger. Udfældede tinhydroxider opstår som følge af den dynamiske opløsning af tinioner og efterfølgende hydrolyse. Larver blev utsat for udfældet tin i 28 dage i seks eksponeringsgrupper ved 0 (kontrol), 10, 32, 100, 320 and 1000 mg udfældet tin (IV)/kg tørvægt (tv). Koncentrationerne angiver nominelle koncentrationer. Det kunstige sediment anvendt i testen indeholdt også betydelige mængder tin, men det var ikke muligt entydigt at bestemme de faktiske koncentrationer.

Der blev ikke observeret nogen signifikante effekter på larveoverlevelse, -vækst og fremkomst af voksne dansemyg op til 1000 mg/kg udfældet tin (højeste koncentration testet). Studiet blev udført efter OECD Guideline 218.

4.3 Toksicitet over for pattedyr og fugle

Toksicitetsdata af uorganisk tin over for pattedyr er tilgængelige fra flere review-rapporter, herunder ATDSR (2005), IPCS (2005), EFSA (2018) samt CompTox databasen og REACH registreringsdossierne.

Der tages udgangspunkt i vurderinger af ATDSR (2005) og EFSA (2018) under hensyntagen til omfanget, aktualitet, sporbarhed (angivelse af referencer) og troværdighed af vurderinger af toksicitetsdata. Begge reviews gennemgår toksicitetsstudier med pattedyr, som er relevante for human sundhed (mus, rotter, kaniner, hamster). De mest relevante NOAEL-værdier er listet i nedenstående Tabel 4-1.

Både EFSA (2018) og ATDSR (2005) fremhæver resultater fra De Groot et al. (1973) som de mest relevante, og der er ikke foretaget en særskilt troværdighedsvurdering af studiet i forbindelse med udarbejdelse af dette datablad.

Data for fugle blev ikke identificeret fra de nævnte kilder.

Tabel 4-1. NOAEL for pattedyr.

Forbindelse	Organisme	Dosering og varighed	Effekt	Værdi (mg/kg lgv. /dag)	Reference
SnCl ₂	Wistar rotter	Via foder, 28 dage	Hæmatologiske effekter	32	De Groot et al. 1973, citeret i ATDSR, 2005
SnCl ₂	Wistar rotter	Via foder, 28 dage	Effekter på kropsvægt og hæmatologiske effekter	13,5	De Groot et al. 1973, citeret i EFSA, 2018
SnCl ₂	Wistar rotter	Via foder, 90 dage	Effekter på kropsvægt og hæmatologiske effekter	63	De Groot et al. 1973, citeret i EFSA, 2018

4.4 Toksicitet over for mennesker

Metallisk tin (CAS nr. 7440-31-5) har ikke en harmoniseret klassificering.

Tin(IV)tetrachlorid har en harmoniseret klassificering som ætsende for huden (Skin Corr. 1B, H314) og skadelig for vandlevende organismer, med langvarige virkninger (Aquatic Chronic 3, H412).

De resterende uorganiske tinforbindelser omfattet af dette datablad har ingen harmoniseret klassificering. For flere forbindelser angiver flertallet af dataindberettere hudsensibiliseringe egenskaber (Skin Sens. 1 H317; f.eks. tin(II)dichlorid, tin(II)oxid, tin(IV)oxid, tin(II)sulfat).

Flertallet af dataindberettere angiver også, at nogle forbindelser er giftige eller skadelige for vandmiljøet (Aquatic Chronic 2, H411 eller Aquatic Chronic 3, H412; tin(II)dichlorid, tin(II)difluorid, tin(II)sulfat, natrium stannat, natrium stannat trihydrat).

Ingen af stofferne angives (af fællesregistreringer og/eller flertallet af dataindberettere) at være giftige/skadelige ved indtagelse (H300, H301, H302), at have kræftfremkaldende egenskaber (H351, H350), at have genetiske effekter (H340, H341), at kunne forårsage organskader (H373) eller reprotoksiske egenskaber, der kunne skade børn, der ammes (H360, H361, H362).

Den europæiske komité for fødevarekontaktmateriale og artikler har i deres udkast til en vejledning for sikre koncentrationer af metaller i fødevarekontaktmateriale (EDQM EU, 2022) gennemgået tilgængelige humantoksikologiske grænseværdier.

EDQM EU (2022) refererer til en af JECFA (1989) udviklet PTWI⁵ på 14 mg/kg lgv./uge, svarende til en TDI på 2 mg/kg lgv./dag.

EDQM EU (2022) refererer også til en grænseværdi på 0,22 mg/kg lgv./dag (13,2 mg/dag), som ikke præsenterer et sikkert øvre niveau, men vurderes ikke at give skadelige virkninger hos mennesker (EVM, 2003, citeret i EDQM EU, 2022). Denne grænseværdi er baseret på en NOAEL for levercelleforandringer og anæmi på 22-33 mg/kg lgv./dag fra et subkronisk studie i rotter med usikkerhedsfaktorer på 10 for variation mellem arter og 10 for variation inden for arter.

WHO (2004) konkluderer, at den lave toksicitet af tin og uorganiske tinforbindelser i høj grad er et resultat af dets lave absorption, lav vævsakkumulering og hurtig udskillelse, primært i fæces.

⁵ PTWI Provisional tolerable weekly intake (Vejledende tolerabelt ugentligt indtag)

5 Andre effekter

Der er ikke identificeret oplysninger om andre relevante effekter.

6 Udledning af vandkvalitetskriterium

6.1 Vandkvalitetskriterium (VKK)

Der er fundet troværdige kroniske effektværdier for to ferskvandsarter (*Raphidocelis subcapitata* og *Ceriodaphnia dubia*) og ingen data for saltvandsarter.

Der kan således ikke laves en statistisk sammenligning mellem ferskvandsdata og saltvandsdata.

NOEC for algen *R. subcapitata* er angivet som 0,019 mg opløst tin/l (72 timer, vækstrate).

NOEC for krebsdyret *C. dubia* er angivet som <0,005 (svarende til detektionsgrænsen, 7 dage, dødelighed, pH 6,5), 0,83 mg opløst tin/l (7 dage, dødelighed, pH 8,5 ved testens begyndelse) og ≥0,022 mg opløst tin/l (7 dage, dødelighed, pH 8,5 ved testens afslutning).

Den laveste NOEC på <0,005 mg opløst tin/l svarer til detektionsgrænsen i studiet og angiver således en maksimumskoncentration, dvs. den faktiske NOEC kunne være lavere, men der kunne i principippet også være slet ingen opløst tin i testsystemet. Værdien vurderes derfor ikke som anvendelig til udledning af VKK, og en 'mindre end NOEC' kan ifølge vejledningen (s. 144 i EU, 2018) ikke bruges direkte til beregning af vandkvalitetskriterier

I stedet anvendes NOEC på 0,022 mg opløst tin/l som den relevante kroniske effektkoncentration. Denne NOEC anses som tilstrækkeligt konservativ, da den er målt ved testens afslutning og er lavere end den målte koncentration ved testens begyndelse.

NOEC på 0,022 mg opløst tin/l anvendes derfor til beregning af VKK.

Jf. TGD (Tabel 3 s. 40 i EU, 2018) kan der anvendes en usikkerhedsfaktor (UF) på 50 til udledning af $VKK_{ferskvand}$, hvis kroniske effektkoncentrationer er tilgængelige for arter fra to taksonomiske grupper.

$$VKK_{ferskvand} = 22 \mu\text{g/l} / 50 = 0,44 \mu\text{g/l}$$

Tilsvarende anvendes jf. TGD (Tabel 4 s. 49 i EU, 2018) en UF på 500 til udledning af $VKK_{saltvand}$.

$$VKK_{saltvand} = 22 \mu\text{g/l} / 500 = 0,04 \mu\text{g/l}$$

Det bemærkes, at VKK er på niveau med eller lavere end de almindelige detektionsgrænser for opløst tin i de danske miljøundersøgelser (0,3 - 30 µg opløst tin/l, se afsnit 3.3).

I tidligere datablad var $VKK_{ferskvand}$ og $VKK_{saltvand}$ bestemt til hhv. 2 og 0,2 µg/l (Miljøstyrelsen, 2011), baseret på en EC₅₀ for alger på 0,2 mg/l (ingen kronisk data tilgængeligt) og en UF på hhv. 100 og 1000. I nuværende datablad skærpes værdierne, da der er inkluderet mere data inkl. kronisk data, og der er foretaget troværdighedsvurderinger af data, hvilket har ført til, at tidligere anvendte EC₅₀ data nu er vurderet ikke anvendelige.

6.2 Korttidsvandkvalitetskriterium (KVKK)

Der er fundet troværdige akutte effektværdier for tre ferskvandsarter (*Raphidocelis subcapitata*, *Daphnia magna*, *Pimephales promelas*) og én saltvandsart (*Limanda limanda*).

Der er således ikke nok data til at lave en statistisk sammenligning mellem ferskvandsdata og saltvandsdata, og data for fersk- og saltvandsarter anvendes derfor sammen for at udlede kriterier for både fersk- og saltvand, hhv. KVKK_{ferskvand} og KVKK_{saltvand}.

E(L)C₅₀ for *R. subcapitata*, *P. promelas* og *L. limanda* er angivet som koncentrationer, som er større end de målte effektkoncentrationer (hhv. > 0,019, > 0,012 og > 0,035 mg opløst tin/l), dvs. der blev ikke observeret nogen effekter ved disse koncentrationer. Ifølge vejledningen (s. 144 i EU, 2018) kan 'større end' værdier ikke anvendes til beregning af KVKK.

Resterende data fra troværdige studier for *R. subcapitata* og *D. magna* angiver ikke målte koncentrationer af opløst tin og kan derfor ikke anvendes til beregning af KVKK for opløst tin.

De tilgængelige data indikerer derfor, at den opløselige fraktion af tin i vandmiljøet ikke medfører akut toksicitet over for vandlevende organismer.

I tidligere datablad var KVKK_{ferskvand} og KVKK_{saltvand} begge bestemt til 20 µg/l (Miljøstyrelsen, 2011), baseret på en EC₅₀ for alger på 0,2 µg/l og en UF på 10. I nuværende datablad kan der ikke udledes værdier for KVKK, da tidligere anvendte studie vurderes ikke anvendeligt, og de troværdige effektkoncentrationer er angivet som 'større end' værdier.

6.3 Kvalitetskriterium for sediment (SKK)

Det er relevant at udarbejde et SKK baseret på, at flere fordelingskoefficienter, K_{oc} eller K_d, er ≥ 1000, som indikerer et væsentligt potentiale for sorption i sedimenter.

Den relevante effektkoncentration for *Chironomus riparius* (28 dage) er en NOEC på 1.000 mg udfældet tin/kg tv, som var den højeste koncentration testet.

Der foreligger ingen oplysninger for toksicitet af opløst tin i sedimenter, og der foreligger heller ikke specifik viden om, hvilke parametre (f.eks. pH, indhold af organisk karbon (OC), mineralsk sammensætning af sediment) der bestemmer biotilgængeligheden af tin i sedimenter.

SKK beregnes derfor både med a) toksicitetsdata og b) EqP-metoden.

a) Toxicitetsdata

Idet der kun findes toksicitetsdata for en enkelt art, anvendes, jf. tabel 11 (s. 101 i EU, 2018), en UF på 100 for at beregne SKK for ferskvand:

$$\begin{aligned}\text{SKK}_{\text{ferskvand}} &= \text{NOEC} / \text{UF} \\ &= 1.000 \text{ mg/kg tv} / 100 \\ &= 10 \text{ mg/kg tv} (2,74\% \text{ OC}) \\ &= 10 \text{ mg/kg tv} / 0,0274 \\ &= \mathbf{365 \text{ mg/kg tv x foc}}\end{aligned}$$

$$= 18,2 \text{ mg/kg tv (5% OC)}$$

Tilsvarende benyttes en UF på 1.000 jf. tabel 13 (s. 110 i EU, 2018) til beregning af SKK for saltvand:

$$\begin{aligned} \mathbf{SKK}_{\text{saltvand}} &= \text{NOEC / UF} \\ &= 1.000 \text{ mg/kg tv / 1.000} \\ &= 1 \text{ mg/kg tv (2,74% OC)} \\ &= 1 \text{ mg/kg tv / 0,0274} \\ &= 36,5 \text{ mg/kg tv x foc} \\ &= 1,8 \text{ mg/kg tv (5% OC)} \end{aligned}$$

Det bemærkes, at der er en vis usikkerhed forbundet med disse SKK, fordi sorption af uorganisk tin formodentlig ikke alene afhænger af organisk karbon-indholdet i sedimenter.

b) EqP-metoden

Hvis toksicitetsdata er mangelfulde, kan SKK beregnes vha. antagelser om ligevægtsfordelingen ("equilibrium partitioning") mellem vandfase og sediment som beskrevet i TGD (s. 102 og s. 109 i EU, 2018). Da tin er et metal, anvendes K_d i stedet for K_{oc} .

SKK kan beregnes ud fra fordelingskoefficienten mellem sediment og vand $K_{\text{sed water}}$, standardværdien for sedimenters vægtfyldede ρ_{sed} (1300 kg vådvægt/m³) og VKK.

$K_{\text{sed water}}$ beregnes ud fra en antagelse om et indhold af 80% vand ($F_{\text{water sed}}$) og 20% faststof ($F_{\text{solid sed}}$) i sedimentet, K_d og en vægtfyldet ρ_{solid} på 2500 kg tørvægt/m³. Jf. vejledning (s. 109 i EU, 2018) kan der anvendes K_d værdier for sediment eller suspenderet materiale. Der anvendes den mere konservative K_d for sediment på 40.738 L/kg som fordelingskoefficient mellem sediment og vand (se **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.**).

$$\begin{aligned} K_{\text{sed water}} &= F_{\text{water sed}} + F_{\text{solid sed}} \cdot (K_d / 1000) \cdot \rho_{\text{solid}} \\ &= 0,8 + 0,2 \cdot (40.738 \text{ L/kg} / 1000 \text{ L/m}^3) \cdot 2500 \text{ kg/m}^3 \\ &= 20.370 \end{aligned}$$

SKK_{ferskvand} i vådt sediment (vådvægt, vv) beregnes ud fra $K_{\text{sed water}}$ og vægtfyldte i vådt sediment ρ_{sed} :

$$\begin{aligned} \mathbf{SKK}_{\text{ferskvand, vv, EqP}} &= (K_{\text{sed water}} / \rho_{\text{sed}}) \cdot \text{VKK}_{\text{ferskvand}} \cdot 1.000 \\ &= 20.370 / 1.300 \text{ kg vv/m}^3 \cdot 0,5 \mu\text{g/L} \cdot 1.000 \text{ L/m}^3 \\ &= 7.835 \mu\text{g/kg vv} \\ &= 7,8 \text{ mg/kg vv} \end{aligned}$$

Tilsvarende beregnes SKK_{saltvand} med VKK_{saltvand}:

$$\begin{aligned} \mathbf{SKK}_{\text{saltvand, vv, EqP}} &= (K_{\text{sed-water}} / \rho_{\text{sed}}) \cdot \text{VKK}_{\text{saltvand}} \cdot 1.000 \\ &= 20.370 / 1.300 \text{ kg vv/m}^3 \cdot 0,05 \mu\text{g/L} \cdot 1.000 \text{ L/m}^3 \\ &= 784 \mu\text{g/kg vv} \\ &= 0,78 \text{ mg/kg vv} \end{aligned}$$

Begge SKK omregnes til koncentrationer i tørvægt (tv) vha. standardkonverteringsfaktoren CONV_{sed} på 2,6 kg vådvægt/kg tørvægt:

$$\begin{aligned}\text{SKK}_{\text{ferskvand, tv, EqP}} &= 7,8 \text{ mg/kg vv} \cdot 2,6 \text{ kg vv/kg tv} \\ &= \mathbf{20 \text{ mg/kg tv}}\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}\text{SKK}_{\text{saltvand, tv, EqP}} &= 0,78 \text{ mg/kg vv} \cdot 2,6 \text{ kg vv/kg tv} \\ &= \mathbf{2,0 \text{ mg/kg tv}}\end{aligned}$$

Det bemærkes, at sammenhængen mellem vand- og sedimentkoncentration af uorganisk tin ikke er velkendt, og de med EqP-metoden beregnede SKK må derfor betragtes som usikre. Den anvendte K_d i beregningen af SKK_{EqP} indeholder ikke information om indhold af organisk karbon, hvorfor SKK_{EqP} ikke angives i forhold til foc.

Sammenfattede kan det siges, at beregningen af SKK ved metode a) og b) giver stort set det samme resultat. Fordi OC-indholdet antages at være en vigtig parameter for sorption af uorganisk tin i sedimentet, anvendes SKK fra metode a).

6.4 Kvalitetskriterium for biota, sekundær forgiftning (BKK_{sek. forgiftn.})

De tilgængelige data om bioakkumulering indikerer, at uorganiske tinforbindelser har ringe potentiale til bioakkumulering. Der foreligger ingen data, som indikerer høj toksicitet over for pattedyr og fugle. Jf. vejledningen (s. 20-22 i EU, 2018) udledes BKK_{sek.forgiftn.} derfor ikke.

6.5 Kvalitetskriterium for humant konsum af vandlevende organismer (HKK)

Kvalitetskriterier for humant konsum skal jf. vejledningen (s. 22 i EU, 2018) beregnes, hvis forekomsten af stoffet medfører en sundhedsrisiko for mennesker igennem konsum af vandlevende organismer.

De harmoniserede og indberettede klassificeringer og det ringe bioakkumuleringspotentiale indikerer, at uorganisk tin ikke medfører en sundhedsrisiko for mennesker igennem konsum af vandlevende organismer. HKK udledes derfor ikke.

I Forordning 2023/915 om grænseværdier for kontaminanter i fødevarer⁶ er der fastsat maksimale grænseværdier for tin i mad- og drikkevarer på dåser i intervallet mellem 50 – 200 mg/kg vådvægt føde-/drikkevarer.

⁶ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:02023R0915-20230810>

6.6 Vandkvalitetskriterium baseret på BKK_{sek. forgiftn.} og HKK

Jævnfør TGD (EU, 2018) skal der foretages en tilbageregning fra biotakvalitetskriterierne (BKK_{sek.forgiftn.} og HKK) til en vandkoncentration for at se, om vandkvalitetskriteriet fastsat for direkte effekter også beskytter for sekundær forgiftning gennem fødekæden.

Beregning af et vandkvalitetskriterium baseret på BKK_{sek.forgiftn.} eller HKK er ikke relevant for tin.

7 Konklusion

Følgende kvalitetskriterier for vandmiljøet er udregnet for tin:

Vandkvalitetskriterium

VKK _{ferskvand}	0,44 µg/l
VKK _{saltvand}	0,04 µg/l

Det bemærkes, at VKK er på niveau med eller lavere end de almindelige detektionsgrænser for opløst tin i miljøundersøgelser.

Korttidsvandkvalitetskriterium

KVKK _{ferskvand}	Ikke beregnet
KVKK _{saltvand}	Ikke beregnet

Den opløselige fraktion af tin i vandmiljøet ser ikke ud til at forårsage akut toksicitet over for vandlevende organismer.

Sedimentkvalitetskriterium

SKK _{ferskvand}	18,2 mg/kg tørvægt (5% OC)
	365 mg/kg tørvægt x f _{oc}
SKK _{saltvand}	1,8 mg/kg tørvægt (5% OC)
	36,5 mg/kg tørvægt x f _{oc}

Koncentrationen angiver total uorganisk tin (ikke opløst tin).

Biotakvalitetskriterium, sekundær forgiftning

BKK _{sek.forgiftn.}	Ikke beregnet
------------------------------	---------------

Biotakvalitetskriterium, human konsum

HKK	Ikke beregnet
-----	---------------

8 Referencer

Anderson, B.G. (1948). The Apparent Thresholds of Toxicity to *Daphnia magna* for Chlorides of Various Metals when Added to Lake Erie Water. *Trans. Am. Fish. Soc.* 78:96-113.

Biesinger, K.E. & Christensen, G.M. (1972). Effects of various metals on survival, growth, reproduction, and metabolism of *Daphnia magna*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 29:1691–1700. DOI: <https://doi.org/10.1139/f72-269>

Birge, W.J. (1978). Aquatic toxicology of trace elements of coal and fly ash. In: Thorp, J.H., Gibbons, J.W., eds. *Energy and environmental stress in aquatic systems*. Augusta, GA, US Department of Energy, pp. 219–240 (DOE Symposium Series 48).

Birge, W.J., Hudson, J.E., Black, J.A. & Westerman, A.G. (1978). Embryo-larval bioassays on inorganic coal elements and in situ biomonitoring of coal-waste effluents. In: Samuel, D.E., Stauffer, J.R., Hocutt, C.H., Mason, W.T. Jr., eds. *Surface mining and fish/wildlife needs in the eastern United States*. Morgantown, WV, US Fish and Wildlife Service, pp. 97–104 (CONF-781240).

Birge, W.J., Black, J.A. & Westerman, A.G. (1979). Evaluation of Aquatic Pollutants Using Fish and Amphibian Eggs as Bioassay Organisms. In: Nielsen, S.W., Migaki, G. & Scarpelli, D.G. (Eds.), *Symp. Animals Monitors Environ. Pollut.* 1977, Storrs, CT12:108-118.

Birge, W.J., Black, J.A., Westerman, A.G. & Hudson, J.E. (1980). Aquatic Toxicity Tests on Inorganic Elements Occurring in Oil Shale. In: Gale, C. (Ed.), *EPA-600/9-80-022, Oil Shale Symposium: Sampling, Analysis and Quality Assurance*, March 1979, U.S.EPA, Cincinnati, OH: 519-534.

Birge, W.J., Black, J.A. & Ramey, B.A. (1981). The Reproductive Toxicology of Aquatic Contaminants. In: Saxena, J. & Fisher, F. (Eds.), *Hazard Assessment of Chemicals: Current Developments*, Academic Press, New York, NY1:59-115.

Borgmann, U., Couillard, Y., Doyle, P. & Dixon, D.G. (2005). Toxicity of Sixty-Three Metals and Metalloids to *Hyalella azteca* at Two Levels of Water Hardness. *Environ. Toxicol. Chem.* 24(3): 641-652.

Cabejszek, I. & Stasiak, M. (1960). Studies on the toxic effects of some metals on the water biocenosis — *Daphnia magna* employed as index (Part II). *Roczniki Panstwowego Zakladu Higieny Warszaw*, 11:533–540 (in Polish).

CA Environment (2009). Follow-up to the 1993 Ecological Risk Assessment of Organotin Substances on Canada's Domestic Substances List. Environment Canada, August 2009.

CA Environment (Environment Canada, 2009). Follow-up to the 1993 Ecological Risk Assessment of Organotin Substances on Canada's Domestic Substances List

(<https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/canadian-environmental-protection-act-registry/publications/follow-up-ecological-risk-assessment-organotin.html>).

Comptox Chemicals Dashboard (2024). U.S. Environmental Protection Agency. Opslug på CAS nr. <https://comptox.epa.gov/dashboard/chemical/details/DTXSID6027133>. (21.02.2024).

De Jong, L.E.D. (1965). Tolerance of Chlorella vulgaris for Metallic and Non-Metallic Ions. Antonie van Leeuwenhoek (Gedrukt) 31:301-313.

Dubey, S.K. & Rai, L.C. (1990). Heavy metal toxicity in a N₂-fixing cyanobacterium, Anabaena doliolum: regulation of toxicity by certain environmental factors. Biomedical and Environmental Sciences 3: 240-249.

ECHA (2018). Registreringsdossier for Disodium tin trioxide, EC nr: 235-030-5 | CAS nr: 12058-66-1. <https://echa.europa.eu/de/registration-dossier/-/registered-dossier/25472/1/2> (31.01.2024).

ECHA (2019). Registreringsdossier for Tin monooxide, EC nr: 244-499-5 | CAS nr: 21651-19-4. <https://echa.europa.eu/de/registration-dossier/-/registered-dossier/5458/5/4/2> (31.01.2024).

ECHA (2019a). Registreringsdossier for Tin difluoride, EC nr: 231-999-3 | CAS nr: 7783-47-3. <https://echa.europa.eu/de/registration-dossier/-/registered-dossier/17354/1/2> (31.01.2024).

ECHA (2019b). Registreringsdossier for Disodium tin hexahydroxide
EC nr: 234-724-5 | CAS nr: 12027-70-2. <https://echa.europa.eu/de/registration-dossier/-/registered-dossier/25530/1/2> (31.01.2024).

ECHA (2022). Registreringsdossier for Tin dioxide, EC nr: 242-159-0 | CAS nr: 18282-10-5. <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/14736/1/1> (31.01.2024).

ECHA (2022a). Registreringsdossier for Tin dichloride, EC nr: 231-868-0 | CAS nr: 7772-99-8. <https://echa.europa.eu/de/registration-dossier/-/registered-dossier/13167/1/2> (31.01.2024).

ECHA (2022b). Registreringsdossier for Tin sulphide, EC nr: 215-248-7 | CAS nr: 1314-95-0. <https://echa.europa.eu/de/registration-dossier/-/registered-dossier/2149/5/4/2> (31.01.2024).

ECHA (2022c). Registreringsdossier for Tin tetrachloride, EC nr: 231-588-9 | CAS nr: 7646-78-8. <https://echa.europa.eu/de/registration-dossier/-/registered-dossier/14578> (31.01.2024).

ECHA (2023). Registreringsdossier for tin, EC nr: 231-141-8, CAS nr: 7440-31-5. <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/15457/1/2> (31.01.2024).

ECHA (2023a). Registreringsdossier for Tin sulphate, EC nr: 231-302-2 | CAS nr: 7488-55-3. <https://echa.europa.eu/de/registration-dossier/-/registered-dossier/15968/4/9> (31.01.2024).

EDQM EU (European Directorate for the Quality of Medicines & HealthCare, 2022). Technical Guide on Metals and Alloys used in food contact materials and articles, 2nd edition, Draft for public consultation of stakeholders, European Committee for Food Contact Materials and Articles (Partial Agreement) (CD-P-MCA).

El-Nady, F.E. & Atta, M.M. (2008). Toxicity and Bioaccumulation of Heavy Metals to Some Marine Biota from the Egyptian Coastal Waters. *J. Environ. Sci. Health. Part A, Environ. Sci. Eng. Toxic Hazard. Substance Control* 31(7): 1529-1545.

Elsabae et al. (2001). Molar acute toxicity of eleven heavy metals to two marine species. *J. Pest. Cont. & Environ. Sci.* 9(1): 129-140. Citeret i ECHA (2022a): Long-term toxicity to fish, CAS 7772-99-8 (key study 001) (originalreference ikke tilgængelig)

EU (2000). Europa-Parlamentets og Rådets Direktiv 2000/60/EF om fastsættelse af en ramme for fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger af 23. oktober 2000.

EU (2008). ECHA: Guidance on information requirements and chemical safety assessment Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment (https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r10_en.pdf/bb902be7-a503-4ab7-9036-d866b8ddce69)

EU (2018). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Technical Guidance Document for Deriving Environmental Quality Standards.

<https://circabc.europa.eu/sd/a/ba6810cd-e611-4f72-9902-f0d8867a2a6b/Guidance%20No%2027%20-%20Deriving%20Environmental%20Quality%20Standards%20-%20version%202018.pdf>

Fargašová, A. (1994). A comparative study of the toxicity and inhibitory effects of inorganic tin compounds on various biological subjects. *Biologia*, vol. 49(3), pp. 307–311.

Fargašová, A. (1999). Ecotoxicology of Metals Related to Freshwater Benthos. *Gen. Physiol. Biophys.* Vol. 18 (Focus Issue), pp. 48-53.

GEUS (2015). Fakta om Råstoffer. Faktablad nr. 5, marts 2015. https://mima.geus.dk/wp-content/uploads/MiMa-faktablad-5_Tin1.pdf

Harry, H. W. & Aldrich, D. V. (1963). The distress syndrome in *Taphius glabratus* (Say) as a reaction to toxic concentrations of inorganic ions. *International journal of malacology*, vol. 1(2), pp. 283-289.

Han, G.C. & Cooney, J.J. (1995). Effects of butyltins and inorganic tin on chemotaxis of aquatic bacteria. *Journal of Industrial Microbiology*, 14(3–4):293–299.

Hodge, V. F., Seidel, S. L., & Goldberg, E. D. (1979). Determination of tin (IV) and organotin compounds in natural waters, coastal sediments and macro algae by atomic absorption spectrometry. *Analytical chemistry*, 51(8), 1256-1259.

HSDB (2006): Hazardous Substances Data Bank, online: <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~89oTwC:1>

IPCS (2005): Concise International Chemical Assessment Document (CICAD) nr. 65, Tin and Inorganic Tin compounds, United Nations Environment Programme, International

Labour Organisation, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety. Geneve <https://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad65.htm> (15.01.2024).

Kapur, K. & Yadav, N.A. (1982). The effects of certain heavy metal salts on the development of eggs in common carp, *Cyprinus carpio* var. *communis*. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologia*, 10(5):517-522.

Khangarot, B.S. (1991). Toxicity of metals to a freshwater tubificid worm, *Tubifex tubifex* (Muller). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 46:906–912.

Khangarot, B.S. & Das, S. (2009). Acute Toxicity of Metals and Reference Toxicants to a Freshwater Ostracod, *Cypris subglobosa* Sowerby, 1840 and Correlation to EC50 Values of Other Test Models. *J. Hazard. Mater.* 172(2/3): 641-649.

Martin, T.R. & Holdich, D.M. (1986). The acute lethal toxicity of heavy metals to peracarid crustaceans (with particular reference to fresh-water asellids and gammarids). *Water Res* 20: 1137-1147.

McEneff, G., Quinn, B., Bennion, M., Dolan, S., O'Rourke, K., & Morrison, L. (2017). Bioaccumulation of metals in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) via dietary exposure to blue mussels. *Chemosphere*, 188, 548-556.

Miljøstyrelsen (2004). Principper for fastsættelse af vandkvalitetskriterier for stoffer i overfladevand. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4, 2004.

Miljøstyrelsen (2011). Tin (CAS nr. 7440-31-5) Vandkvalitetskriterier, Datablad, 4/4-2011.

Okamoto, A., Yamamuro, M. & Tatarazako, N. (2014). Acute toxicity of 50 metals to *Daphnia magna*. *J. Appl. Toxicol.* 35, 824-830.

Pawlak-Skowronska, B., Kaczorowska, R. & Skowronski, T. (1997). The impact of inorganic tin on the planktonic cyanobacterium *Synechobacterium aquatilis*: the effect of pH and humic acid. *Environ Pollut* 97: 65-69.

RIVM (1992). Towards integrated environmental quality objectives for surface water, ground water, sediment and soil for nine trace metals. RIVM Rapport 679101005.

RIVM (2005). Report 601501029: Environmental Risk Limits for Nine Trace Elements. Authors: Van Vlaardingen, P. L. A., Posthumus, R. & Posthuma-Doodeman, C. J. A. M. National Institute for Public Health and the Environment, The Netherlands.

Rüdel H. (2003). Case study: bioavailability of tin and tin compounds. *Ecotoxicology and environmental safety*, 56(1), 180–189. DOI: [https://doi.org/10.1016/s0147-6513\(03\)00061-7](https://doi.org/10.1016/s0147-6513(03)00061-7)

Salminen, R. (Chief-editor), Batista, M. J., Bidovec, M., Demetriades, A., De Vivo, B., De Vos, W., Duris, M., Gilucis, A., Gregorauskiene, V., Halamic, J., Heitzmann, P., Lima, A., Jordan, G., Klaver, G., Klein, P., Lis, J., Locutura, J., Marsina, K., Mazreku, A., O'Connor, P. J., Olsson, S.Å., Ottesen, R.-T., Petersell, V., Plant, J.A., Reeder, S., Salpeteur, I., Sandström, H., Siewers, U.,

Steenfelt, A., Tarvainen, T., (2005). Geochemical Atlas of Europe. URL:
<http://weppi.gtk.fi/publ/foregatlas/article.php?id=15> (15.01.2024).

Sauvant, M.P., Pepin, D., Bohatier, J. & Groliere, C.A. (1995a). Microplate Technique for Screening and Assessing Cytotoxicity of Xenobiotics with *Tetrahymena pyriformis*. Ecotoxicol. Environ. Saf. 32(2): 159-165.

Sauvant, M.P., Pepin, D., Groliere, C.A. & Bohatier, J. (1995b). Effects of Organic and Inorganic Substances on the Cell Proliferation of L-929 Fibroblasts and *Tetrahymena pyriformis* GL Protozoa Used for Toxicological Bioassays. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 55(2): 171-178. Severstal 2012

Seidel, S. L., Hodge, V. F., & Goldberg, E. D. (1980). Tin as an environmental pollutant. Conference paper, Thalassia Jugosl., 16, 209-223.

Sisman, T. (2009). Early Life Stage and Genetic Toxicity of Stannous Chloride on Zebrafish Embryos and Adults: Toxic Effects of Tin on Zebrafish. Wiley Periodicals, Inc. Environ Toxicol 26: 240-249, 2011.

Taylor, D., Maddock, B. & Mance, G. (1985). The acute toxicity of nine "grey list" metals (arsenic, boron, chromium, copper, lead, nickel, tin, vanadium and zinc) to two marine fish species: dab (*Limanda limanda*) and grey mullet (*Chelon labrosus*). Aquatic toxicology, 7:135-144.

Thomulka, K. W., McGee, D. J. & Lange, J. H. (1993a). Detection of biohazardous materials in water by measuring bioluminescence reduction with the marine organism *Vibrio harveyi*. Journal of Environmental Science and Health. Vol. 28, issue 9, pp. 2153-2166. DOI:
<https://doi.org/10.1080/10934529309375998>

Thompson, S. E., Burton, C. A., Quinn, D. J., & Ng, Y. C. (1972). Concentration factors of chemical elements in edible aquatic organisms (No. UCRL-50564 (Rev. 1)). California Univ., Livermore. Lawrence Livermore Lab.

Tsuji, S., Tonogai, Y., Ito, Y. & Kanoh, S. (1986). The Influence of Rearing Temperatures on the Toxicity of Various Environmental Pollutants for Killifish (*Oryzias latipes*). Jpn. J. Toxicol. Environ. Health 32(1): 46-53.

Walsh, G.E., McLaughlan, L.L., Lores, E.M., Louie, M.K. & Deans, C.H. (1985). Effects of organotins on growth and survival of 2 marine diatoms, *Skeletonema costatum* and *Thalassiosira pseudonana*. Chemosphere, 14(3-4):383-392.

Wang, Z., Song, L., Zhang, F. & Wang, D.G. (2020). Comparative Acute Toxicity and Oxidative Stress Responses in Three Aquatic Species Exposed to Stannic Oxide Nanoparticles and Stannic Chloride. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 105(6): 841-846.

Wilson, I., Peters, A., Merrington, G., Pearce, J., Rickwood, J., Cusack, P., & Nimmo, K. (2017). Solubility of Tin in Aqueous Media: Implications for Regulatory Ecotoxicity Testing?. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 98, 601-606.

Wong, P.T.S., Chau, Y.K., Kramar, O. & Bengert, G.A. (1982). Structure-toxicity relationship of tin compounds on algae. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 39(3):483-488.

Zencirci, N. (1980). Contribution to the Study of the Accumulation and Toxicity of Tin and Lead in Gammarid crustaceans. Hydrobiologia 69(1/2): 179-186.

Zuolian, C., & A. Jensen (1989). Accumulation of Organic and Inorganic Tin in Blue Mussel, *Mytilus edulis*, Under Natural Conditions. Mar. Pollut. Bull. 20(6): 281-286.

Bilag A Test data for tin

Toksicitet over for vandorganismer (EC_x, LC_x, NOEC, osv.)

Ferskvandsorganismer – Akut toksicitet

H = Hårdhed af vand udtrykt som mg CaCO₃ L⁻¹

Organisme	Salt/ion	Målt	Varighed	Effekt	Værdi mg Sn/L (mg salt/L) ^a	Bemærkning	Reference	Troværdighed (1-4)
Bacteria								
- Proteobacteria								
<i>Pseudomonas putida</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	16 timer	EC ₅₀ , væksthæmning	0,002 ^b	pH ikke angivet	ECHA, 2022a, Unnamed study report 001, årstal ikke angivet (orginalreference ikke angivet)	3
- Cyanobacteria								
<i>Anabaena doliolum</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	2 timer	EC ₅₀ , CO ₂ optagelse	52 ^{c, d}	pH: 7,5	Dubey & Rai, 1990	3
<i>Anabaena flos-aquae</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	4 timer	IC ₅₀ , primær produktivitet	> 5	pH: 8	Wong et al., 1982	4
<i>Anabaena flos-aquae</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	4 timer	IC ₅₀ , primær produktivitet	> 5	pH: 8	Wong et al., 1982	4
Algae (alger)								
- Chlorophyta (grønalge)								
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	4 timer	IC ₅₀ , primær produktivitet	14	pH: 8	Wong et al., 1982	4
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	8 dage	IC ₅₀ , vækst	12	pH: 8	Wong et al., 1982	3
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	4 timer	IC ₅₀ , primær produktivitet	12	pH: 8	Wong et al., 1982	4

Organisme	Salt/ion	Målt	Varighed	Effekt	Værdi mg Sn/L (mg salt/L) ^a	Bemærkning	Reference	Troværdighed (1-4)
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	8 dage	IC ₅₀ , vækst	2		Wong et al., 1982	3
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	4 timer	IC ₅₀ , primær produktivitet	> 50	pH: 8	Wong et al., 1982	3
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	4 timer	IC ₅₀ , primær produktivitet	> 50	pH: 8	Wong et al., 1982	3
<i>Raphidocelis subcapitata</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Ja	72 timer	EC ₅₀ , vækstrate	> 0,019 ^k	pH: 7,4-8,5	ECHA, 2023, Unnamed key study 001, 2010 (originalreference ikke angivet)	2
<i>Raphidocelis subcapitata</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Ja	72 timer	EC ₅₀ , antal celler	> 0,019 ^k	pH: 7,4-8,5	ECHA, 2023, Unnamed key study 001, 2010 (originalreference ikke angivet)	2
<i>Raphidocelis subcapitata</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	72 timer	EC ₅₀ , antal celler	9,8	pH: 7,8-8,1	ECHA, 2023, Unnamed study report 002, 2009 (originalreference ikke angivet)	3
<i>Raphidocelis subcapitata</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	72 timer	EL ₅₀ , vækstrate	> 100 ^{b, c}	pH: 8,1 H: 24	ECHA, 2022c, Unnamed key study 001, 2010 (originalreference ikke angivet)	2 (3) ^j
<i>Raphidocelis subcapitata</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	72 timer	EL ₅₀ , biomasse	>1,0 - <3,2 ^{b, c}	pH: 8,1 H: 24	ECHA, 2022c, Unnamed key study 001, 2010 (originalreference ikke angivet)	2 (3) ^j
<i>Raphidocelis subcapitata</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	72 timer	EL ₅₀ , vækst (yield)	< 1,0 ^{b, c}	pH: 8,1 H: 24	ECHA, 2022c, Unnamed key study 001, 2010 (originalreference ikke angivet)	2 (3) ^j

Organisme	Salt/ion	Målt	Varighed	Effekt	Værdi mg Sn/L (mg salt/L) ^a	Bemærkning	Reference	Troværdighed (1-4)
Protozoa (ciliat)								
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	Sn, klorid form	Nej	9 timer	IC ₅₀ , vækst	90	pH ikke angivet	Sauvant et al., 1995b	4
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	9 timer	IC ₅₀ , vækst	54	pH ikke angivet	Sauvant et al., 1995a	4
Annelida (ledorm)								
<i>Tubifex tubifex</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	96 timer	EC ₅₀ , immobilisering	21,2	pH: 7,6 H: 245 Testet i vand	Khangarot, 1991	4
<i>Tubifex tubifex</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	96 timer	LC ₅₀	30	pH: 7,4 Testet i vand	Fargašová, 1994 & Fargašová, 1999	3
<i>Tubifex tubifex</i>	Na ₂ SnO ₃ / Sn ⁴⁺	Nej	96 timer	LC ₅₀	27,5	pH: 7,4 Testet i vand	Fargašová, 1994 & Fargašová, 1999	3
Crustaceae (krebsdyr) - Branchiopoda								
<i>Daphnia magna</i>	SnCl ₄	Ja	48 timer	EC ₅₀ , immobilisering	2,8 (6,2)	pH: 6,5-8,5	Okamoto et al., 2014	4
<i>Daphnia magna</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	48 timer	LC ₅₀	12,2 (19,5)	pH: 7,4-7,8 H: 235-260	Khangarot et al., 1987	4
<i>Daphnia magna</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	-	48 timer	EC ₅₀ , dødelighed /immobilisering	55	pH: 7,4-8,2 H: 44-53	Biesinger & Christensen, 1972	3
<i>Daphnia magna</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	48 timer	EC ₅₀ , immobilisering	21,6	pH: 7,2-7,8 H: 235-260	Khangarot & Ray, 1989	4
<i>Daphnia magna</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	-	24 timer	LC ₅₀	15,4 (33,7)	pH ikke angivet	Cabejszek & Stasiak, 1960	4
<i>Daphnia magna</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	-	48 timer	LC ₅₀	15 (32,9)	pH ikke angivet	Cabejszek & Stasiak, 1960	4

Organisme	Salt/ion	Målt	Varighed	Effekt	Værdi mg Sn/L (mg salt/L)^a	Bemærkning	Reference	Troværdighed (1-4)
<i>Daphnia magna</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	-	72 timer	LC ₅₀	14 (30,7)	pH ikke angivet	Cabejszek & Stasiak, 1960	4
<i>Daphnia magna</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	-	96 timer	LC ₅₀	13,6 (29,9)	pH ikke angivet	Cabejszek & Stasiak, 1960	4
<i>Daphnia magna</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	-	120 timer	LC ₅₀	13,4 (29,5)	pH ikke angivet	Cabejszek & Stasiak, 1960	4
<i>Daphnia magna</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	48 timer	EL ₅₀ , dødelighed /immobilisering	> 100 ^{b, c}	pH: 7,8	ECHA, 2022c, Unnamed key study 001, 2010 (Originalreference ikke angivet)	2 (3) ^j
<i>Daphnia magna</i> (yngel)	SnCl ₄ /Sn ⁴⁺	-	96 timer	EC ₅₀ , dødelighed /immobilisering	66,5 (146)	pH ikke angivet	Anderson et al., 1948	4
<i>Leptodora kindtii</i>	SnCl ₄ /Sn ⁴⁺	-	96 timer	EC ₅₀ , dødelighed /immobilisering	51,9 (114)	pH ikke angivet	Anderson et al., 1948	4
- Copepoda								
<i>Cyclops vernalis</i>	SnCl ₄ /Sn ⁴⁺	-	96 timer	EC ₅₀ , dødelighed /immobilisering	57 (125)	pH ikke angivet	Anderson et al., 1948	4
- Malacostraca								
<i>Hyalella azteca</i>	Sn	Nej	7 dage	LC ₅₀	> 1	Blødt vand indeholdende 10% Lake Ontario vand og 90% Milli-Q. pH: 7,37-8,27	Borgmann et al., 2005	3
<i>Hyalella azteca</i>	Na ₂ SnO ₃ / Sn ²⁺	Nej	7 dage	LC ₅₀	> 1	Blødt vand indeholdende 10% Lake Ontario vand og 90% Milli-Q. pH: 7,37-8,27	Borgmann et al., 2005	3

Organisme	Salt/ion	Målt	Varighed	Effekt	Værdi mg Sn/L (mg salt/L) ^a	Bemærkning	Reference	Troværdighed (1-4)
<i>Hyalella azteca</i>	Sn	Nej	7 dage	LC ₅₀	> 3,15	Lake Ontario vand. pH: 8,21-8,46	Borgmann et al., 2005	3
<i>Gammarus pulex</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	-	LD ₅₀	25	pH ikke angivet	Zencirci, 1980	4
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	96 timer	LC ₅₀	31,4 (50,1)	pH: 7,8 H: 148	Martin & Holdrich, 1986	3
- Oligostraca								
<i>Cypris subglobosa</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	48 timer	EC ₅₀ , immobilisering	50,75 ^f	pH: 7,6 H: 245	Khangarot & Das, 2009	4
Mollusca (bløddyr)								
- Gastopoda								
<i>Taphius glabratus</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	-	24 timer	NOEC, opførsel	> 10		Harry & Aldrich, 1963	3
Piscea (fisk)								
<i>Carassius auratus</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Ja	7 dage	LC ₅₀	2,14 ^f	pH 7,4 H: 195	Birge, 1978	3
<i>Cyprinus carpio</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	Ikke defineret	LC ₅₀ , klækning	185 (295)	pH: 7,51 H: 360	Kapur & Yadav, 1982	4
<i>Danio rerio</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	96 timer	LC ₅₀	> 1000 ^b	pH: 8,3	Hoechst, 1995, citeret i ECHA (2022c) (originalreference ikke tilgængelig)	3
<i>Danio rerio</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	4 dage	LC ₅₀	0,38 ^f	i.a.	Wang et al., 2020	3
<i>Danio rerio</i>	SnCl ₂	Nej	120 timer	NOEC, antal micronucleus	3,0 (4,7) ^g (25 µM SnCl ₂)	pH ikke angivet	Sisman, 2009	3
<i>Danio rerio</i>	SnCl ₂	Nej	120 timer	NOEC, dødelighed	≥ 29,7 (≥ 47,4) ^h	pH ikke angivet	Sisman, 2009	3

Organisme	Salt/ion	Målt	Varighed	Effekt	Værdi mg Sn/L (mg salt/L) ^a	Bemærkning	Reference	Trovær dighed (1-4)
					(\geq 250 μ M SnCl ₂)			
<i>Danio rerio</i> , embryo	SnCl ₂	Nej	cirka 5 dage	LC ₅₀	2,7 (4,3) ⁱ (22,8 μ M SnCl ₂)	pH ikke angivet	Sisman, 2009	3
<i>Micropterus salmoides</i> (embryo-larve bioassay)	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	8 dage	LC ₅₀	1,89	pH: 7,2-7,8 H: 93-105	Birge et al., 1978	3
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (embryo-larve bioassay)	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	28 dage	LC ₅₀	0,42 ^f	pH 6,9-7,8 H: 92-110	Birge et al., 1980	3
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (embryo-larve bioassay)	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Ja	28 dage	LC ₅₀	0,4 ^f	pH 7,4 H: 195	Birge, 1978	3
<i>Oryzias latipes</i>	Udfældet SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	48 timer	LC ₅₀	480 ^f	pH: 6	Tsuji et al., 1986	4
<i>Pimephales promelas</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Ja	96 timer	LC ₅₀	> 0,012	pH: 6,9-8,6 H: 146	ECHA, 2023, Unnamed key study 001, 2010 (originalreference ikke angivet)	2
<i>Pimephales promelas</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	7 dage	LC ₅₀	> 100	pH: 6,5, ikke filtreret H: 240-270	ECHA, 2023, Unnamed study report 002, 2009 (originalreference ikke angivet)	3
<i>Pimephales promelas</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	7 dage	LC ₅₀	> 100	pH: 6,5, filtreret H: 240-270	ECHA, 2023, Unnamed study report 002, 2009 (originalreference ikke angivet)	3
<i>Pimephales promelas</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	7 dage	LC ₅₀	10	pH: 8,5, ikke filtreret H: 240-270	ECHA, 2023, Unnamed study report 002, 2009 (originalreference ikke angivet)	3

Organisme	Salt/ion	Målt	Varighed	Effekt	Værdi mg Sn/L (mg salt/L) ^a	Bemærkning	Reference	Troværdighed (1-4)
<i>Pimephales promelas</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	7 dage	LC ₅₀	> 100	pH: 8,5, filtreret H: 240-270	ECHA, 2023, Unnamed study report 002, 2009 (originalreference ikke angivet)	3
Amphibia								
- Anura (padder)								
<i>Gastrophryne carolinensis</i> (embryo-larve bioassay)	Sn	Ja	7 dage	LC ₅₀	0,09 ^f	pH: 7-7,8 H: 50-200	Birge et al., 1979	3
<i>Gastrophryne carolinensis</i> (embryo-larve bioassay)	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Ja	7 dage	LC ₅₀	0,09 ^f	pH 7,4 H: 195	Birge, 1978	3
- Urodea (salamander)								
<i>Ambystoma opacum</i> (embryo-larve bioassay)	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	8 dage	LC ₅₀	0,85	pH: 7,2-7,8 H: 93-105	Birge et al., 1978	3

^a Hvis effektværdien i studiet ikke er angivet som mg Sn/L, er denne omregnet, og værdien for saltet, som er angivet i studiet, er indsat i parentes derefter.

^b Effektkoncentration er baseret på nominel koncentration af testmateriale, ikke opløst tin (jf. ECHA dossier).

^c Ikke angivet om koncentration angiver opløst tin eller totalt tin. Ud fra beskrivelse i originalitteraturen, formodes det at angive totalt tin.

^d Baseret på beregning i RIVM (2005), som har vurderet studiet som anvendelig.

^e Testkoncentrationer blev også målt, men målte koncentrationer var < LOD på 0,006 mg opløst Sn/L og kunne derfor ikke bestemmes.

^f Uvist om koncentration angiver tin som ion eller totalt tin.

^g Omregning: $25 \times 10^{-6} \text{ M} \times 189,61 \text{ g/mol} \times 1000 = 4,7 \text{ mg/L SnCl}_2$. Idet Sn udgør 63% af molvægten af SnCl₂ kan koncentrationen af opløst Sn²⁺ beregnes: $0,63 \times 4,7 \text{ mg/L SnCl}_2 = 3,0 \text{ mg/L Sn}^{2+}$

^h Omregning: $250 \times 10^{-6} \text{ M} \times 189,61 \text{ g/mol} \times 1000 = 47,4 \text{ mg/L SnCl}_2$ svarende til: $0,63 \times 47,3 \text{ mg/L SnCl}_2 = 29,7 \text{ mg/L Sn}^{2+}$

ⁱ Omregning: $22,8 \times 10^{-6} \text{ M} \times 189,61 \text{ g/mol} \times 1000 = 4,3 \text{ mg/L SnCl}_2$ svarende til: $0,63 \times 4,3 \text{ mg/L SnCl}_2 = 2,7 \text{ mg/L Sn}^{2+}$

^j Studiet vurderes som troværdig, men effektkoncentration vurderes ikke at kunne anvendes for opløst tin.

^k Ingen effekter observeret op til 100% opløselighed (ECHA, 2023, Unnamed key study 001, 2010).

Ferskvandsorganismer – Kronisk toksicitet

H = Hårdhed af vand udtrykt som mg CaCO₃ L⁻¹

Organisme	Salt/ion	Målt	Varighed	Effekt	Værdi mg/L	Bemærkning	Reference	Troværdighed (1-4)
Bacteria - Cyanobacteria								
<i>Anabaena doliolum</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	9 dage	EC ₁₀ , vækst	25 ^e	pH: 7,5	Dubey & Rai, 1990 (citeret i RIVM, 2005)	3
<i>Synechocystis aquatilis</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	96 timer	EC ₁₀ , vækst	0,03	pH: 7,2 H: 35	Pawlak-Skowronska et al., 1997	3
Algae (alger)								
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	8 dage	NOEC, vækst	14	pH: 8	Wong et al., 1982	3
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	8 dage	NOEC, vækst	0,053	pH: 8	Wong et al., 1982	3
<i>Chlorella vulgaris</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	-	3-4 måneder	LOEC, populations-ændringer	0,81 (1,3)	pH < 7	De Jong, 1965	3
<i>Chlorella vulgaris</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	-	3-4 måneder	NOEC, populations-ændringer	0,56 (0,9)	pH < 7	De Jong, 1965	3
<i>Raphidocelis subcapitata</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Ja	72 timer	NOEC, vækstrate	0,019	pH: 7,4-8,5	ECHA, 2023, Unnamed key study 001, 2010 (originalreference ikke angivet)	2
<i>Raphidocelis subcapitata</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Ja	72 timer	NOEC, antal celler	0,019	pH: 7,4-8,5	ECHA, 2023, Unnamed key study 001, 2010 (originalreference ikke angivet)	2
<i>Raphidocelis subcapitata</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	72 timer	NOEC, antal celler	1,0	pH: 7,8-8,1	ECHA, 2023, Unnamed study report 002, 2009 (originalreference ikke angivet)	3

<i>Raphidocelis subcapitata</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	72 timer	NOELR, vækstrate	< 1,0 ^h	pH: 8,1 H: 24	ECHA, 2022c, Unnamed key study 001, 2010 (originalreference ikke angivet)	2 (3) ⁱ
<i>Raphidocelis subcapitata</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	72 timer	NOELR, biomasse	< 1,0 ^h	pH: 8,1 H: 24	ECHA, 2022c, Unnamed key study 001, 2010 (originalreference ikke angivet)	2 (3) ⁱ
<i>Raphidocelis subcapitata</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	72 timer	NOELR, vækst (yield)	< 1,0 ^h	pH: 8,1 H: 24	ECHA, 2022c, Unnamed key study 001, 2010 (originalreference ikke angivet)	2 (3) ⁱ
Crustaceae (krebsdyr) - Branchiopoda								
<i>Daphnia magna</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	21 dage	EC ₁₆ , reproduktion	0,35	pH: 7,4-8,2 H: 44-53	Biesinger & Christensen, 1972	3
<i>Daphnia magna</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	21 dage	NOEC, reproduktion	0,18 ^f	pH: 7,4-8,2 H: 44-53	Biesinger & Christensen, 1972	3
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	7 dage	NOEC, reproduktion	0,1	pH: 8,15-8,21 H: 84	ECHA, 2023, Unnamed key study 001, 2009 (originalreference ikke angivet)	3
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	7 dage	EC ₁₀ , reproduktion	0,13	pH: 8,15-8,21 H: 84	ECHA, 2023, Unnamed key study 001, 2009 (originalreference ikke angivet)	3
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Ja	7 dage	NOEC, dødelighed	107,3 ^b	pH: 6,5, ikke filtreret H: 240	ECHA, 2023, Unnamed study report 002, 2009 (originalreference ikke angivet)	2 (3) ⁱ
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Ja	7 dage	NOEC, dødelighed	< 0,005 ^b (LOD 0,005)	pH: 6,5, filtreret H: 200	ECHA, 2023, Unnamed study report 002, 2009 (originalreference ikke angivet)	2
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Ja	7 dage	NOEC, dødelighed	139,3 ^b	pH: 8,5, ikke filtreret H: 270	ECHA, 2023, Unnamed study report 002, 2009 (originalreference ikke angivet)	2 (3) ⁱ

<i>Ceriodaphnia dubia</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Ja	7 dage	NOEC, dødelighed	0,83 ^b	pH: 8,5, filtreret H: 270	ECHA, 2023, Unnamed study report 002, 2009 (originalreference ikke angivet)	2
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Ja	7 dage	NOEC, dødelighed	≥0,022 (koncentration ved testens afslutning) ^b	pH: 8,5, filtreret H: 270	ECHA, 2023, Unnamed study report 002, 2009 (originalreference ikke angivet)	2
Piscea (fisk)								
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (embryo-larve bioassay)	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	28 dage	LC ₁	0,016	pH: 7,2-7,8 H: 93-105	Birge et al., 1978	3
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (embryo-larve bioassay)	Sn	Ja	27 dage	EC ₁₀ , dødelighed	0,076	pH: 7,7 H: 102	Birge et al., 1980	3
<i>Danio rerio</i> (embryo)	SnCl ₂	Nej	6-120 hpf ^c	NOEC, udvikling af larver	4,7 ^d (25 µM)	pH ikke angivet H ikke angivet	ECHA 2022a, Unnamed key study 001, 2009 (originalreference ikke angivet)	3

^b NOEC vurderes ud fra beskrivelsen at være baseret på målinger ved testens begyndelse. NOEC for ikke-filtrerede prøver betegner totalt tin i prøverne (inkl. udfældet tin). Ved NOEC i filtrerede prøver er (størstedelen af) udfældet tin filtreret fra. I den initiale testoplösning på 0,83 mg opløst tin/L blev der kun målt 0,022 mg opløst tin/L ved testens afslutning.

^c Hours Post Fertilization (timer efter undfangelse) forkortes hpf.

^d Omregning: $25 \times 10^{-6} \text{ M} \times 189,61 \text{ g/mol} \times 1000 = 4,7 \text{ mg/L SnCl}_2$

^e Baseret på beregning i RIVM (2005), som har vurderet studiet som anvendelig. Ikke angivet om koncentration angiver opløst tin eller totalt tin. Ud fra beskrivelse i originalitteraturen, formodes det at angive totalt tin.

^f NOEC beregnet som EC₁₆ / 2.

^g Begrænset information tilgængelig i originalitteraturen. Uvist om koncentration betegner salt, opløst eller total tin.

^h Effektkoncentration er baseret på nominel koncentration af testmateriale, ikke opløst tin (jf. ECHA dossier). Testkoncentrationer blev også målt, men målte koncentrationer var < LOD på 0,006 mg opløst Sn/L og kunne derfor ikke bestemmes.

ⁱ Studiet vurderes som troværdig, men effektkoncentration vurderes ikke at kunne anvendes for opløst tin.

Saltvandsorganismer – Akut toksicitet

S = Salinitet (%)

Organisme	Salt/ion	Målt	Varighed	Effekt	Værdi mg/l	Bemærkning	Reference	Troværdighed (1-4)
Bacteria - Proteobacteria								
<i>Vibrio harveyi</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺ ^a	Nej	1 time	EC ₅₀ , luminescence	1,64	S: 25 pH ikke angivet	Thomulka et al., 1993a, citeret i RIVM (2005) (originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	60 minutter	EC ₅₀ , levedygtighed	245 ^b (9,4×10 ⁻⁴ M)	pH 7,2 ^d	Han & Cooney, 1995	3
<i>Serratia sp.</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	60 minutter	EC ₅₀ , levedygtighed	287 ^c (1,1×10 ⁻³ M)	pH 7,2 ^d	Han & Cooney, 1995	3
Algea (alger) - Diatoméer								
<i>Skeletonema costatum</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	72 timer	EC ₅₀ , vækst	0,21 (0,33)	S: 30 pH: 8,1	Walsh et al., 1985	3
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	72 timer	EC ₅₀ , vækst	0,2 (0,32)	S: 30 pH: 8,1	Walsh et al., 1985	3
Crustaceae (krebsdyr) - Malacostraca								
<i>Gammarus locusta</i>	SnCl ₄ / Sn ⁴⁺	Nej	-	LD ₅₀	25	pH ikke angivet	Zencirci, 1980	4
<i>Idotea balthica</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	24 timer	LC ₅₀	96 ^e	S: 38 pH ikke angivet	El-Nady & Atta, 1996 (citeret i RIVM, 2005)	3
Piscea (fisk)								
<i>Limanda limanda</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Ja	96 timer	LC ₅₀	> 0,035 ^f	S: 34,5 pH: 7,7	Taylor et al., 1985	2
<i>Tapes decussata</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	96 timer	LC ₅₀	9	pH og S ikke angivet	Elsabae et al., 2001, citeret i ECHA (2022a) (originalreference ikke tilgængelig)	4

<i>Venerupis aurea</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	96 timer	LC ₅₀	50	pH og S ikke angivet	Elsabae et al., 2001, citeret i ECHA (2022a) (originalreference ikke tilgængelig)	4
------------------------	--------------------------------------	-----	----------	------------------	----	----------------------	-----------------------------------------------------------------------------------	---

^a Ifølge RIVM (2005) er det testede stof ikke kendt, men det antages at det er SnCl₄. Resultatet vurderes som ikke anvendelig her, fordi testkoncentrationen er ikke målt og det testede stof er ikke kendt.

^b Omregning: 0,00094 M × 260,5 g/mol × 1000 = 245 mg/L

^c Omregning: 0,0011 M × 260,5 g/mol × 1000 = 287 mg/L

^d Kulturer er eksponeret for tributyltin (TBT) før forsøgsstart.

^e LC₅₀ beregnet af RIVM (2005) ved at fitte et logistisk dosis-respons model på baggrund af data fra El-Nady & Atta, 1996.

^f Koncentrationen på 0,035 mg/L var den højeste koncentration som kunne forblive opløst i saltvand. Udfældet tin er filteret fra.

Toksicitet over for sedimentlevende organismer

Toksicitetsdata for sedimentlevende organismer i ferskvand

Organisme	Salt/ion	Målt	Varighed	Effekt	Værdi	Bemærkning	Reference	Troværdighed (1-4)
Akut toksicitet								
Insecta (insekter)								
<i>Chironomus plumosus</i>	SnCl ₂ / Sn ²⁺	Nej	96 timer	LC ₅₀	3,6	pH ikke angivet	Fargašová, 1994	4
<i>Chironomus plumosus</i>	Na ₂ SnO ₃ / Sn ⁴⁺	Nej	96 timer	LC ₅₀	3,0	pH ikke angivet	Fargašová, 1994	4
Kronisk toksicitet								
Insecta (insekter)								
<i>Chironomus riparius</i> (Larve i første stадie)	Sn i udfældede tin(IV)(hydr)oxider	Nej	28 dage	EC ₅₀ , fremkomst af dansemyg	> 1.000 mg/kg sediment tørvægt ^a	pH: 6,9-8,5 H: 244-384 (på dag 0 - dag 28) OC: 2,74%	ECHA, 2023, Unnamed key study 001, 2010 (original-reference ikke angivet)	2
<i>Chironomus riparius</i> (Larve i første stадie)	Sn i udfældede tin(IV)(hydr)oxider	Nej	28 dage	NOEC, fremkomst af dansemyg	1.000 mg/kg sediment tørvægt ^a	pH: 6,9-8,5 H: 244-384 (på dag 0 - dag 28) OC: 2,74%	ECHA, 2023, Unnamed key study 001, 2010 (original-reference ikke angivet)	2

^a Højeste koncentration testet. Tinkoncentrationer i sedimentet blev målt, men baggrundskoncentrationer af tin (karakteriseret som "høj" af registranten) og tilsatte koncentrationer af tin kunne ikke adskilles i målingen. Testkoncentrationen angiver den nominelle, tilsatte koncentration.

