

Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet

Sølv 7440-22-4

Ag

Vandkvalitetskriterium	VKK _{ferskvand}	0,017 µg/L tilføjet
Vandkvalitetskriterium	VKK _{saltvand}	0,2 µg/L tilføjet
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK _{ferskvand}	0,36 µg/L tilføjet
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK _{saltvand}	1,2 µg/L tilføjet
Kriterium for sediment	SKK _{ferskvand}	1500 µg/kg dw

24. juni 2009

Indhold

FORORD	3
ENGLISH SUMMARY AND CONCLUSIONS	4
1 INDLEDNING	6
2 FYSISK KEMISKE EGENSKABER	7
3 SKÆBNE I MILJØET	8
3.1 NEDBRYDELIGHED	8
3.2 BIOAKKUMULERING	8
3.3 NATURLIG FOREKOMST	9
4 GIFTIGHEDSDATA	10
4.1 GIFTIGHED OVER FOR VANDLEVENDE ORGANISMER	10
4.2 GIFTIGHED OVER FOR SEDIMENTLEVENDE ORGANISMER	12
4.3 GIFTIGHED OVER FOR PATTEDYR OG FUGLE	12
4.4 GIFTIGHED OVER FOR MENNESKER	12
5 ANDRE EFFEKTER	14
6 UDLEDNING AF KVALITETSKRITERIER FOR VANDMILJØET	15
6.1 VANDKVALITETSKRITERIUM (VKK)	15
6.2 KORTTIDSVANDKVALITETSKRITERIUM (KVKK)	16
6.3 KVALITETSKRITERIUM FOR SEDIMENT (SKK)	17
6.4 KVALITETSKRITERIUM FOR BIOTA (BKK)	18
6.5 KVALITETSKRITERIUM FOR HUMAN KONSUM AF VANDLEVENDE ORGANISMER (HKK)	18
7 KONKLUSION	19
8 REFERENCER	20
Bilag A: Sølv's giftighed overfor vandlevende organismer	21
Bilag B: Sølv's giftighed overfor sedimentlevende organismer	30

Forord

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

Miljøstyrelsen (MST) udarbejder på vegne af By- og Landskabsstyrelsen (BLST) kvalitetskriterier for kemikalier i vandsøjlen (vandkvalitetskriterium), i sediment og i dyr og planter (biota).

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

Metodikken, der anvendes til udarbejdelse af miljøkvalitetskrav er harmoniseret i EU og baserer sig på vandrammedirektivet (EU 2000), EU's vejledning til risikovurdering ("TGD") (EU 2003), EU's vejledning til fastsættelse af kvalitetskriterier i vandmiljøet (EU 2009) og Miljøstyrelsens vejledning til fastsættelse af vandkvalitetskriterier (Miljøstyrelsen 2004).

Den sidste litteratursøgning er foretaget den 15. april 2009.

English Summary and conclusions

Environmental quality standards EQS's were calculated for dissolved silver (CAS No. 7440-22-4).

The most toxic form of silver is the free Ag^+ ion. However, most silver that is discharged to water treatment plants is in the form of $\text{Ag}(\text{S}_2\text{O}_3)_n^{2-}$ which is transformed to Ag_2S that binds strongly to sludge and is almost completely removed in the treatment plants. In the aquatic environment the silver fraction that will be present as Ag^+ depends on water characteristics such as DOC, chloride, sulphide and thiosulfate content.

The natural background concentration of silver in Danish surface waters could not be established from the available data. Background concentrations from other countries range from 3.1 ng/L to 0.4 $\mu\text{g/L}$.

A statistical analysis showed that silver was significantly more toxic to freshwater species than to marine species. Therefore the two datasets were treated individually.

Acute toxicity data was available for 55 freshwater species covering 12 higher taxonomic groups and 33 marine species covering 8 higher taxonomic groups (appendix A). Statistical extrapolating methods were used to derive a HC_5 for acute toxicity. Using assessment factors of 3 for freshwater and 4 for saltwater, this yielded MAC values of 0.36 $\mu\text{g/L}$ and 1.2 $\mu\text{g/L}$ for freshwater and saltwater respectively.

Chronic NOEC values were available for 14 freshwater species covering 8 higher taxonomic groups and 12 marine species covering 7 higher taxonomic groups. A HC_5 were derived for chronic freshwater. Using an assessment factor of 4 this resulted in an $\text{EQS}_{\text{freshwater}}$ of 0.017 $\mu\text{g/L}$. For saltwater the lowest chronic NOEC of 2 $\mu\text{g/L}$ for the marine microalgae *Glenodinium halli* where applied with an assessment factor of 10. This resulted in an $\text{EQS}_{\text{saltwater}}$ of 0.2 $\mu\text{g/L}$.

Toxicity data on sediment dwelling organisms was sparse (appendix B) and therefore the equilibrium partitioning method (EqP) was applied. Using a $\log K_p$ value of 5, the $\text{EQS}_{\text{sediment}}$ could be calculated as 1.5 mg/kg dw.

The environmental quality standards for dissolved silver are thus:

Freshwater

$\text{EQS}_{\text{freshwater}}$ 0.017 $\mu\text{g Ag/L added}$

$\text{MAC}_{\text{freshwater}}$ 0.36 $\mu\text{g Ag/L added}$

$\text{EQS}_{\text{sediment}}$ 1500 $\mu\text{g Ag/kg dw}$

Saltwater

$\text{EQS}_{\text{saltwater}}$ 0.2 $\mu\text{g Ag/L added}$

$\text{MAC}_{\text{saltwater}}$ 1.2 $\mu\text{g Ag/L added}$

1 Indledning

Identiteten af sølv og de her behandlede sølvforbindelser fremgår af tabel 1.1 og 1.2. Sølv anvendes bl.a. i smykker, bestik, medicinsk udstyr i den fotografiske industri og i elektronik. Desuden anvendes sølv som aktivstof i biocider (HSDB 2009), hvor det kan indgå som nanopartikler.

Sølv forekommer naturligt i syv oxidationstrin, hvor de mest almindeligt forekommende er metallisk sølv (Ag^0) og den monovalente ion (Ag^+) (Eisler, 1996). Den mest giftige sølvform er Ag^+ . I miljøet vil Ag^+ bindes til eksempelvis DOC (opløst organisk kulstof), sulfid, chlorid og thiosulfat, hvilket vil reducere giftigheden. I iltrigt ferskvand er andelen af Ag^+ ofte lavere end 40 % af den totale opløste sølvkoncentration hvor resten er bundet til DOC eller forekommer som neutrale $\text{AgCl}_{\text{aqua}}$ komplekser (Hogstrand & Wood, 1998). På grund af sølvionernes evne til at danne komplekser med chlorid, forventes giftigheden at være højere i ferskvand end i saltvand som følge af det højere chloridindhold i saltvand (RIVM 1999). Vandets hårdhed har også indflydelse på giftigheden af sølv men denne effekt synes at være relativ lav i forhold til effekten af DOC, sulfid og chlorid.

Tabel 1.1. Identitet

IUPAC navn	Silver
Strukturformel	Ag
CAS nr.	7440-22-4
EINECS nr.	231-131-3
Kemisk formel	Ag
SMILES	Ag

Tabel 1.2. Udvalgte sølvforbindelser

Navn	Kemisk formel	CAS nr.
Sølvthiosulfat	$\text{Ag}(\text{S}_2\text{O}_3)_n^2$	-
Sølvulfid	Ag_2S	21548-73-2
Sølvnitrat	AgNO_3	7761-88-8
Sølvchlorid	AgCl	7783-90-6
Sølvoxid, monovalent	Ag_2O	20667-12-3
Sølvoxid, divalent	AgO	1301-96-8; 35366-11-1

2 Fysisk kemiske egenskaber

De fysisk kemiske egenskaber for sølv fremgår af tabel 2.1.

Log $K_{p,susp.materiale}$ på $5 \text{ L}\cdot\text{kg}^{-1}$ betyder, at en fraktion af sølvionerne vil bindes til organisk materiale i vandsøjlen eller sedimentet.

Tabel 2.1. Fysisk kemiske egenskaber for sølv og almindeligt forekommende salte

Parameter	Værdi	Reference
Molekylvægt, M_w ($\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$)		
– Ag^0 (metallisk)	107,87	Oxtoby <i>et al.</i> , 1999
– AgNO_3	169,89	WHO, 2002
– Ag_2S	247,80	WHO, 2002
– AgCl	143,34	WHO, 2002
Smeltepunkt, T_m ($^{\circ}\text{C}$)		
– Ag^0 (metallisk)	960	Warrington, 1996
– AgNO_3	212	HSDB, 2009
Kogepunkt, T_b ($^{\circ}\text{C}$)		
– Ag^0 (metallisk)	2.212	Warrington, 1996
– AgNO_3	440	WHO, 2002
– Ag_2S	810	WHO, 2002
– AgCl	1550	WHO, 2002
Damptryk, P_v (Pa)	-	
Henry's konstant, H ($\text{pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$)	-	
Vandopløselighed, S_w ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)		
– Ag^0 (metallisk)	Uopløseligt	WHO, 2002
– AgNO_3	2.160	WHO, 2002
– Ag_2S	Uopløseligt	WHO, 2002
– AgCl	0,00193	WHO, 2002
Dissociationskonstant, pK_a	-	
Octanol/vand fordelingskoefficient, K_{ow}	-	
Susp. materiale/vand fordelingskoefficient, $\log K_p$ ($\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$)		
– Ag	5	Wen <i>et al.</i> , 1997
– AgCl	3,3 - 5,5	Hogstrand & Wood, 1998

3 Skæbne i miljøet

3.1 Nedbrydelighed

Sølv er et grundstof og derved ikke nedbrydeligt. Sølv kan indgå i forskellige forbindelser og komplekser hvor forekomsten af de forskellige sølvforbindelser bl.a. vil afhænge af forskellige fysiske og kemiske forhold i vandmiljøet. Hovedbestanddelen af den sølv, som udledes via spildevand, består af sølvthiosulfat komplekser ($\text{Ag}(\text{S}_2\text{O}_3)_n^{2-}$) der anvendes i den fotografiske industri (RIVM, 1999). Disse komplekser omdannes næsten fuldstændigt ved spildevandsrensning til uopløseligt sølvsulfid (Ag_2S) som bindes til slam og dermed fjernes fra vandet. Undersøgelser har vist, at ca. 95 % af sølvindholdet i vand fjernes i rensningsanlæg og at udløbsvand indeholder mindre end $0,07 \mu\text{g Ag}^+/\text{L}$ uanset koncentrationen i indløbsvandet (WHO, 2002). Koncentrationen af Ag^+ i vandsøjlen vil bl.a. afhænge af de geokemiske forhold i det lokale vandmiljø.

3.2 Bioakkumulering

Akkumulering af sølv varierer betragteligt mellem forskellige arter. Oplysninger, som er fundet om bioakkumulering af sølv mangler dog ofte informationer om sølvkoncentrationen i vandet. De sparsomme data om BCF, hvor der er oplysninger om koncentrationen i forsøgsvandet, er fra forsøg, hvor koncentrationen i vandet langt overstiger realistiske koncentrationer i miljøet (laveste viste koncentration er 1 mg/l) (Tab. 3.2).

Værdierne i tabel 3.2 tyder snarere på en positiv sammenhæng mellem koncentrationen i vandet og BCF end det modsatte, som man oftere ser med metaller. Materialet er dog alt for spinkelt til at konkludere noget. En evt. forklaring kunne være at sølv inducerer dannelse af metallothionein, hvilket muliggør deponering af metallet på uskadelig form i kroppen.

Tabel 3.1 viser biokoncentreringsfaktorer for akvatiske organismer mens figur 3.2 viser biokoncentreringsfaktorer for ferskvandsfisk ved forskellige eksponeringskoncentrationer.

Sølv akkumuleres i meget høj grad hos marine bløddyr og i høj til mindre grad hos andre organismer. Den primære kilde i det akvatiske miljø er den opløste sølvfraktion, mens den sølvfraktion der er bundet til organisk materiale i vandsøjlen eller i sedimentet kun i mindre grad er biotilgængeligt (WHO, 2002). Koncentrationen af sølv i vævet hos vildtlevende fisk er generelt lavt, hvor de højeste koncentrationer er fundet i leveren (Hogstrand & Wood, 1998).

Tabel 3.1. Biokoncentreringsfaktorer (BCF) for sølv i akvatiske organismer.

Organisme	Studier	BCF	Kilde
Mikroalger	3	4,8 - 240	ECOTOX, 2009 WHO, 2002
Krebsdyr	-	61 -4.000	ECOTOX, 2009 WHO, 2009

Bløddyr	4	330 – 18.700	WHO, 2002
---------	---	--------------	-----------

Tabel 3.2. Biokoncentreringsfaktor (BCF) for sølv i ferskvandsfisk (Warrington, 1999).

Art	Eksponeringstid (dage)	Koncentration (mg AgNO ₃ /L)	BCF	Vævstype
<i>Micropterus salmoides</i>	120	1	11	Fillet
<i>Micropterus salmoides</i>	120	10	19	Fillet
<i>Lepomis macrochirus</i>	180	10	15	Hel fisk
<i>Lepomis macrochirus</i>	180	100	150	Hel fisk

Det er vigtigt at understrege, at ovenstående BCF værdier er udledt fra forsøg med AgNO₃, som dissocierer fuldstændigt, og derved giver betragtelige mængder af de biotilgængelige Ag⁺ ioner i opløsning. I vandmiljøet vil som oftest kun en lille (men varierende) andel af det totale sølvindhold være i form af Ag⁺.

WHO forventer ikke, at sølv biomagnificeres via fødekæden (WHO, 2002).

3.3 Naturlig forekomst

Der er kun fundet sparsomme oplysninger om den naturlige baggrundskoncentration af sølv i vandmiljøet. Foregs Geochemical Atlas of Europe indeholder ikke angivelser af koncentrationer i de enkelte medlemslande men citerer et fåtal af studier, hvor generelle baggrundskoncentrationer er angivet til 0,3 µg/L for ferskvand, 0,4 µg/L for saltvand og 5 – 120 µg/kg for sediment (Foregs, 2009).

Opstrøms i Coloradofloden er sølvkoncentrationen angivet til 3,1 til 21 ng/L og prøver af grundvand i Holland viser koncentrationer varierende fra under detektionsgrænse (20 ng/L) til 90 ng/L (RIVM, 1999).

I USA ligger det naturlige baggrundsniveau omkr. 10 ng/L (WHO 2002).

Det må konkluderes at de fundne oplysninger er for sparsomme til med sikkerhed at kunne fastsætte en naturlig baggrundskoncentration af sølv i det danske vandmiljø, men det er formentlig i størrelsesordenen omkring 10 ng/L.

4 Giftighedsdata

4.1 Giftighed over for vandlevende organismer

Giftigheden af sølv afhænger i høj grad af hvilken kemisk form der er tilstede i miljøet og korrelerer med tilgængeligheden af den frie sølvion Ag^+ . Langt hovedparten af de tilgængelige studier af sølvs giftighed er udført med AgNO_3 som har en høj vandopløselighed og let afgiver sølvioner i opløsning. I vandmiljøet vil andelen af Ag^+ være forholdsvis lav da sølv ofte vil forekomme som forholdsvis svært opløselige forbindelser (Ag_2S og $\text{Ag}(\text{S}_2\text{O}_3)_n^{2-}$) som neutrale $\text{AgCl}_{\text{aqua}}$ komplekser eller bundet til opløst organisk materiale. Alle disse forbindelser har en langt lavere giftighed end Ag^+ (RIVM, 1999). Andelen af frie Ag^+ ioner afhænger bl.a. af de geokemiske egenskaber i det lokale vandmiljø.

Akut og kronisk giftighed af sølv over for vandlevende organismer er opsummeret i tabellerne 4.1 og 4.2. En fuld oversigt over de testede arter, effektkoncentrationer og referencer til videnskabelige publikationer findes i bilag A. Der er fundet akutte data for 55 ferskvandsarter fra 12 højere taksonomiske grupper og 33 saltvandsarter fra 8 højere taksonomiske grupper. Med hensyn til længerevarende forsøg, er der fundet kroniske data fra 14 ferskvandsarter fra 8 højere taksonomiske grupper og 12 saltvandsarter fra 7 højere taksonomiske grupper. Det betyder, at der er tilstrækkelige mængder af data til at anvende statistiske ekstrapoleringsmetoder til udregning af vandkvalitetskriterier for ferskvand og til udregning af korttidsvandkvalitetskriterium for saltvand.

Tabel 4.1. Opsummering af akut giftighed over for vandlevende organismer. Informationerne er udvalgt fra bilag A og består af L(E)C₅₀ værdier fra korttidforsøg.

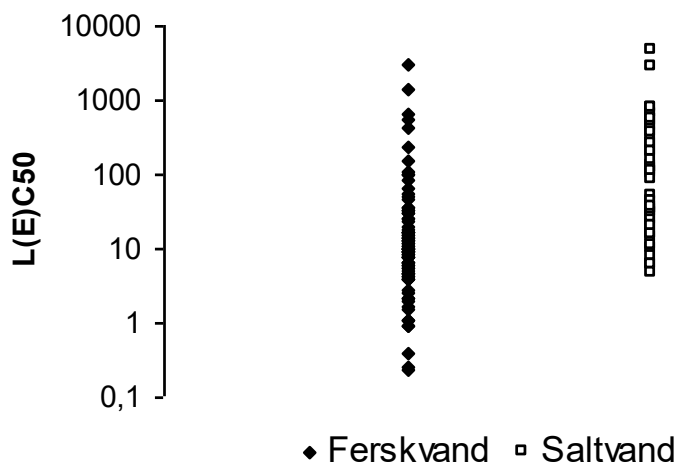
Systematisk gruppe	Ferskvand, giftighedsinterval ($\mu\text{g Ag}\cdot\text{L}^{-1}$) fra udvalgte studier	Saltvand, giftighedsinterval ($\mu\text{g Ag}\cdot\text{L}^{-1}$) fra udvalgte studier
Bakterier	-	38
Alger	8 – 9,3	4,8 – 450
Protozoer	8,5	-
Højere planter	100	-
Hjuldyr	7,5 – 1.400	120
Polypdyr	26	-
Rundorme	100	-
Bløddyr	4,2 - 155	5,8 – 200
Ledorme	31 - 53	108
Pighuder	-	24 – 130
Krebsdyr	0,24 - 550	15 – 256
Insekter	2,5 – 3.160	-
Fisk	2,13 – 110	110 – 4.500
Padder	4,1 - 240	-

Tabel 4.2. Opsummering af kronisk giftighed over for vandlevende organismer. Informationerne er udvalgt fra bilag A og består af NOEC værdier fra længerevarende forsøg.

Systematisk gruppe	Ferskvand, giftighedsinterval ($\mu\text{g Ag}\cdot\text{L}^{-1}$) fra udvalgte studier	Saltvand, giftighedsinterval ($\mu\text{g Ag}\cdot\text{L}^{-1}$) fra udvalgte studier
Bakterier	6	3 - 40
Blågrønalger	0,7	-
Alger	9,5	2 - 200
Protozoer	2,6 - 580	-
Polypdyr	-	12
Bløddyr	2,6 - 7,8	12 - 20
Pighuder	-	10,8
Krebsdyr	0,53 - 8,8	11 - 32
Insekter	3,1 - 3,7	-
Fisk	0,09 - 1,07	54

Kroniske NOEC værdier for opløst sølv varierer fra 0,53 til 580 $\mu\text{g/L}$. Dette gør sølv til et af de mest giftige metalsalte i laboratorieforsøg. Fisk er den mest følsomme organismegruppe hvor sølvionerne virker som et overfladeaktivt giftstof der bindes til gællerne og forårsager tab af Na^+ og Cl^- i gællespalterne (RIVM, 1999).

Sølv er mere giftigt over for ferskvandsorganismer end for saltvandsorganismer (figur 4.1). Da data er normalfordelt (skævhed = 0,63) og der er ens varians (F-test; $P = 0,92$) blev data for ferskvand og saltvand sammenlignet med en T-test. Denne viste at forskellen i giftighed er statistisk signifikant ($P = 3,06 \cdot 10^{-9}$). De to dataset er derfor som udgangspunkt blevet behandlet hver for sig.



Figur 4.1. Sammenligning af sølvs giftighed overfor henholdsvis ferskvandsorganismer og saltvandsorganismer.

4.2 Giftighed over for sedimentlevende organismer

Giftighedsdata over for sedimentlevende organismer er sammenstillet i bilag B. Der er kun fundet effektkoncentrationer for krebsdyret *Hyalella azteca*, som blev testet med fire forskellige sølvfirbindelser; AgNO₃, AgCl_n, Ag(S₂O₃)_n og Ag₂S (Rodgers *et al.*, 1997; Hirsch, 1998 citeret i RIVM, 1999). Der blev kun observeret giftige effekter af sølv i forsøgene med AgNO₃, hvor LC₅₀ værdierne varierede fra 1,6 til 380 mg Ag/kg dw. Giftigheden var afhængig af sedimentets sammensætning men data er for sparsomme til at udlede en korrelation mellem giftigheden og de målte parametre (redox, cation exchange capacity CEC, acid volatile sulphide AVS, pH og lerindhold).

4.3 Giftighed over for pattedyr og fugle

Der er ikke fundet giftighedsdata for vildtlevende pattedyr og fugle. Derimod findes data for opdrættede fjerkræ (kalkuner og høns), gnavere (mus, marsvin, kaniner og rotter), hunde og aber (Eisler, 1996).

Orale LD₅₀ værdier mellem 50 og 100 mg/kg bw er rapporteret i akutte forsøg med mus eksponeret for forskellige sølvsalte. I semikroniske forsøg (125 dage) blev der observeret hyperaktiv adfærd hos mus ved koncentrationer på 4,5 mg/kg bw/dag (WHO, 1996).

De fleste tests for mutagenicitet var negative, men enkelte *in vitro* forsøg var positive. Forsøg på rotter viste ingen tegn på kræftfremkaldende egenskaber (WHO, 1996).

Der er ikke fundet NOAEL værdier, som er egnede til fastsættelse af NOEC_{oral.fugl} eller NOEC_{oral.pattedyr}.

4.4 Giftighed over for mennesker

Den bedst kendte kliniske effekt af sølvforgiftning er argyria, som er en blågrå misfarvning af hud, hår og øjne som skyldes deponering af sølv i forskellige organer og sølvinduceret melanin i dermis. Argyria medfører ikke i sig selv deciderede sundhedseffekter og forårsages af lavere sølvkoncentrationer end andre sølvinducerede effekter (Toxnet, 2009).

En oral reference dosis (RfD) for udvikling af argyria hos mennesker på 5 µg/kg/dag er fundet på Toxnet (2009). Denne værdi kan anvendes som TDI ved beregning af kvalitetskriterium for koncentrationen af sølv i fisk og skaldyr, der bruges til menneskeføde (HKK). Det skal dertil nævnes, at der er en vis usikkerhed/sikkerhedsmargin ved denne dosis samt at effekten ikke er en decideret sundhedsmæssig effekt, men en misfarvning man kan ophobe gennem livet.

Af de sølvforbindelser, som er angivet i tabel 4.3, er det kun sølvnitrat, som er klassificeret inden for EU med R-sætningerne R 34 og R50/53.

Tabel 4.3. Klassificering af udvalgte sølvforbindelser.

Sølvforbindelse	CAS nr.	EU klassificering
Ag (metallisk)	7440-22-4	-
$\text{Ag}(\text{S}_2\text{O}_3)_n^{2-}$	-	-
Ag_2S	21548-73-2	-
AgNO_3	7761-88-8	R 34; R50/53
AgCl	7783-90-6	-
Ag_2O	20667-12-3	-
AgO	1301-96-8; 35366-11-1	-

5 Andre effekter

Der er ikke fundet informationer om, at sølv eller sølvforbindelser skulle give afsmag i vand, fisk eller skaldyr. Ligeledes er der ingen informationer om undvigeadfærd hos organismer eksponeret for sølv.

Der er indikationer på, at sølv kan være medvirkende til resistensdannelse hos mikroorganismer. Dette er observeret i forbindelse med metallisk sølv, sølvnitrat og sølv sulphadiazin, der anvendes som bredspektret antibiotika ved behandling af infektioner og kroniske hudsår (Lansdown & Williams, 2007).

6 Udledning af kvalitetskriterier for vandmiljøet

6.1 Vandkvalitetskriterium (VKK)

Ferskvand

Der findes tilstrækkelige mængder af kroniske data til at anvende statistiske ekstrapoleringsmetoder til fastsættelse af vandkvalitetskriterium for ferskvand. Til dette formål er de kroniske NOEC værdier for ferskvandsorganismer i bilag A blevet anvendt. Værdierne er sorteret således, at der kun indgår en værdi for hver art i beregningerne. Normalt anvendes den geometriske middelværdi i de tilfælde, hvor der findes mindst tre NOEC værdier for den samme art fra forsøg udført under ens forhold. I dette tilfælde er NOEC værdierne for *Daphnia magna* og *Oncorhynchus mykiss* udledt fra forsøg med forskellige vandhårdheder. Den laveste NOEC værdi er derfor valgt i stedet for den geometriske middelværdi.

De ln transformerede data kan betragtes som værende normalfordelt (skævhed = 1,02). Middelværdien og standardafvigelsen er henholdsvis 1,095 og 2,245.

HC₅ er udregnet fra følgende ligning:

$$HC_5 = e^{(x-sd*k)}$$

X = Middelværdien af de ln-transformerede effektværdier

Sd = standardafvigelsen for ln transformerede effektværdier

K = 1,6837; ekstrapoleringskonstant fra Aldenberg & Jaworska (2000), n = 14

Herved kan HC₅ udregnes: 0,0682 µg/L.

Det nedre (95%) og øvre (5%) konfidensinterval udregnet efter K_{nedre} = 2,6144 og K_{øvre} = 1,0985:

HC_{5, nedre} = 0,0084 µg/L

HC_{5, øvre} = 0,254 µg/L

Der anvendes en usikkerhedsfaktor på 4, idet en UF = 2 kræver et omfattende materiale, hvor usikkerheden er meget reduceret, er ikke meget større end minimumskravene. Til gengæld er variationen i NOEC værdier generelt lille og derfor anvendes faktor 4 i stedet for 5.

Herved er PNEC_{ferskvand} for opløst sølv = 0,017 µg/L = 17 ng/L.

Saltvand

Der er ikke tilstrækkelige mængder af tilgængelige kroniske data for saltvandsorganismer til at anvende statistiske ekstrapoleringsmetoder. Derfor anvendes den laveste troværdige NOEC eller EC₁₀ værdi fra et længerevarende studie til fastsættelse af PNEC_{saltvand}. De tre laveste NOEC værdier for saltvandsorganismer er alle angivet som intervaller. Dette gælder for bakterier (3-40 µg/L) og to algearter (2-30 µg/L).

NOEC værdierne for bakterier er angivet som interval fordi de repræsenterer forskellige bakteriestrengte, som er mere eller mindre følsomme over for sølv. Disse data anvendes ikke til beregning af PNEC, da bakterierne er isoleret fra termofile dybhavspolychater i et miljø, der er væsentligt forskelligt fra overfladevand i Danmark.

NOEC værdierne for vækstrate hos de to algearter *Glenodinium halli* og *Gymnodinium splendens* på henholdsvis 2-20 µg/L og 2-30 µg/L (48 timer) er udledt af Wilson & Freeburg (1980). Det har ikke været muligt at fremskaffe originalstudiet af til kvalitetssikring. Der er dog adskillige lave L(E)C₅₀ værdier fra korttidsforsøg på saltvandsorganismer (eksempelvis 4,8 µg/L for alger og 5,8 µg/L for bløddyr), som bekræfter troværdigheden af, at NOEC for længerevarende forsøg er 2 µg/L. Denne værdi anses derfor som troværdig og brugbar til fastsættelse af PNEC_{saltvand}.

Der findes kroniske NOEC værdier for 13 arter fra 7 højere taksonomiske grupper inklusiv typiske marine grupper som pighuder, polyptydyr og bløddyr. Derfor sættes usikkerhedsfaktoren til 10.

Herved er PNEC_{saltvand} for opløst sølv = 0,2 µg/L = 200 ng/L

6.2 Korttidsvandkvalitetskriterium (KVKK)

Ferskvand

Der findes tilstrækkelige mængder af data til at udregne HC₅. Her anvendes L(E)C₅₀ værdier fra bilag A, hvor hver art repræsenteres med én værdi. I tilfælde hvor der findes to værdier fra samme art er laveste værdi valgt. I tilfælde hvor der findes mindst tre værdier for en art, fra forsøg udført under ens forhold, er den geometriske middelværdi anvendt. I dette tilfælde er den geometriske middelværdi anvendt for *D. magna* (4,37), *H. azteca* (0,82), *L. macrochirus* (29,8), *O. mykiss* (11,88) og *P. promelas* (9,62).

Ekstrapoleringskonstanten K ved n=55 er 1,6549 med øvre og nedre konfidensinterval på 1,3294 og 2,0650 (Aldenberg & Jaworska, 2000).

De ln transformerede data kan betragtes som værende normalfordelt (skævhed = 0,73). Middelværdi og standardafvigelse er henholdsvis 2,6616 og 1,5586.

HC₅ er således 1,09 µg/L

Det nedre og øvre konfidensinterval er:

$$HC_{5, \text{nedre}} = 0,57 \mu\text{g/L}$$

$$HC_{5, \text{øvre}} = 1,80 \mu\text{g/L}$$

Der anvendes en usikkerhedsfaktor på 3, da datamaterialet er omfattende med adskillige flere arter og højere systematiske grupper end mindstekravet (12 højere systematiske grupper mod 8, 55 arter mod 10)

Herved bliver $KVKK_{\text{ferskvand}}$ for opløst sølv $0,36 \mu\text{g/L} = 360 \text{ ng/L}$.

Saltvand

Der er fundet akut giftighedsdata for 33 saltvandsarter fra 8 højere taksonomiske grupper, hvilket giver mulighed for anvendelse af statistisk ekstrapolering. Værdierne i bilag A er sorteret således at hver art er repræsenteret med en værdi. Den geometriske middelværdi er anvendt for *O. maculosus* (494) mens flere værdier er forkastet for *T. pseudonana* da eksponeringstiden på 9 dage og det angivne endepunkt "biomassevækst" vurderes at være af lavere troværdighed end den angivne 48 timers EC_{50} for vækstrate på $120 \mu\text{g/L}$.

Ekstrapoleringskonstanten K ved $n=33$ er 1,6620 med øvre og nedre konfidensinterval på 1,2498 og 2,2198 (Aldenbergs & Jaworska, 2000).

Data kan betragtes som værende normalfordelt (skævhed = 0,41). Middelværdi og standardafvigelse er henholdsvis 4,3159 og 1,6446.

HC_5 er således $4,87 \mu\text{g/L}$

Det nedre og øvre konfidensinterval er:

$$HC_{5, \text{nedre}} = 1,94 \mu\text{g/L}$$

$$HC_{5, \text{øvre}} = 9,59 \mu\text{g/L}$$

Der anvendes en usikkerhedsfaktor på 4, da der er betydeligt flere arter repræsenterede end minimumskravet.

herved bliver $KVKK_{\text{saltvand}}$ for opløst sølv $1,2 \mu\text{g/L}$.

6.3 Kvalitetskriterium for sediment (SKK)

Fordelingskoefficienten mellem octanol og sediment (K_{oc}) kan udregnes fra K_p ved følgende ligning (EU, 2009):

$$K_{oc} = \frac{K_{p, \text{susp.materiale}}}{Foc_{\text{susp,TGD}}}$$

Hvor $\log K_{p, \text{susp.materiale}}$ værdien på 5,0 anvendes og Foc sættes til 0,1 (EU standard).

Herved er $K_{oc} = 1.000.000$ hvilket betyder at kriterierne i høj grad er opfyldt for at vurdere giftigheden af sølv over for sedimentlevende organismer.

Der er ikke tilstrækkelige mængder af data for sedimentlevende organismer til at udregne en valid PNEC. Det er dog muligt at udregne vandkvalitetskriteriet for sediment (SKK) ved hjælp af equilibrium partitioning (EqP) hvor følgende ligning anvendes (RIVM, 2001):

$$SKK = VKK \cdot K_{p.sediment}$$

$K_{p.susp.materiale}$ kan omregnes til $K_{p.sediment}$ ved at dividere med 1,5 (RIVM, 1999).

Herved bliver SKK $(0,0227 \mu\text{g/L} * 100.000 \text{ L/kg}/1.5) = 1,5 \text{ mg Ag/kg dw}$

Det er vigtigt at tilføje, at equilibrium fordelingsmetoden kun tager højde for eksponering via vandfasen (porevand). Andre vigtige eksponeringsveje for sedimentlevende organismer via sediment-fouragering og direkte kontakt med sedimentet er dermed ikke vurderet. Dette medfører, at det totale optag af sølv muligvis undervurderes ved anvendelse af EqP. Resultatet betragtes derfor som usikkert, men er samtidigt det bedste der kan udregnes med de tilgængelige data for sedimentlevende organismer.

6.4 Kvalitetskriterium for biota (BKK)

Visse arter af bløddyr kan biokoncentrere høje koncentrationer af sølv, men det er ikke muligt ud fra tilgængelige data, at udlede en sammenhæng mellem biokoncentrering og koncentration af sølv i vandfasen. Desuden er der ikke fundet NOAEL værdier, som er egnede til fastsættelse af $NOEC_{oral.fugl}$ eller $NOEC_{oral.pattedyr}$, hvorved det ikke er muligt at beregne et kvalitetskriterium for biota.

6.5 Kvalitetskriterium for human konsum af vandlevende organismer (HKK)

Sølv er ikke klassificeret med R-sætninger, som medfører, at beskyttelse af mennesker ved konsum af vandlevende organismer skal inddrages i vurderingen.

7 Konklusion

Følgende kvalitetskriterier for vandmiljøet er udregnet for opløst sølv:

Ferskvand

Vandkvalitetskriterium	VKK _{ferskvand}	0,017 µg Ag/L
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK _{ferskvand}	0,36 µg Ag/L
Sedimentkriterium	SKK _{ferskvand}	1500 µg Ag/kg dw

Saltvand

Vandkvalitetskriterium	VKK _{saltvand}	0,2 µg Ag/L
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK _{saltvand}	1,2 µg Ag/L

Da VKK'erne og KVKK'erne er inden for samme område som den naturlige baggrundskoncentration fastsættes disse som *tilføjede værdier*.

Usikkerheder

Sedimentkriteriet er baseret på ligevægts fordelingsmetoden (equilibrium-partitioning model), som indeholder en del usikkerheder (se tekst ved udregning af SKK).

Sølv er vurderet ved hjælp af traditionelle risikovurderingsmetoder. Der er ikke taget specielle forholdsregler for sølv på nanoform i denne vurdering.

Det er vigtigt at gøre opmærksom på, at de angivne VKK og KVKK gælder for opløst sølv. Den totale sølvkoncentration i vandmiljøet vil være højere end fraktionen af opløst sølv.

Referencer

- Aldenbergh, T. & J.S. Jaworska (2000). Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46: 1-18.
- Eisler, R. 1996. Silver hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. *Contaminant Hazard Reviews*, Report No. 32, 63 pp.
- EU 2000. Europa-Parlamentets og Rådets Direktiv 2000/60/EF om fastsættelse af en ramme for fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger af 23. oktober 2000.
- EU 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances, and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market.
- EU 2009. Udkast, forventes udgivet sommeren 2009: Chemicals and the Water Framework Directive: Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards.
- Foregs Geochemical Atlas of Europe 2009. <http://www.gsf.fi/foregs/geochem/>
- Hogstrand, C. & C.M. Wood 1998. Toward a better understanding of the bioavailability, physiology, and toxicity of silver in fish: implications for water quality criteria. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17(4): 547-561.
- HSDB 2009. Hazardous Substances Databank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search>
- Jeanthon, C & D. Prieur 1990. Susceptibility to heavy metals and characterization of heterotrophic bacteria isolated from two hydrothermal vent polychaete annelids, *Alvinella pompejana* and *Alvinella caudate*. *Applied and Environmental Microbiology* 56(11): 3308-3314.
- Klein-McPhee, G., Cardin, J.A. & W.J. Berry 1984. Effects of silver on eggs and larvae of the winter flounder. *Transactions of the American Fisheries Society* 113: 247-251.
- Lansdown, A. & A. Williams 2007. Bacterial resistance to silver-based antibiotics. *Nursing Times* 103(9): 48-49.
- Miljøstyrelsen 2004. Principper for fastsættelse af vandkvalitetskriterier for stoffer i overfladevand. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4, 2004.
- Oxtoby, D.W., Gillis, H.P. & N.H. Nachtrieb 1999. Principles of modern chemistry. Saunders College Publishing, 876 pp.

RIVM 1999. Risk limits for boron, silver, titanium, tellurium, uranium and organosilicon compounds in the framework of EU Directive 76/464/EEC. RIVM report 601501005, 73 pp.

RIVM 2001. Ecotoxicological serious risk concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. 263 pp.

Toxnet 2009. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search>

Warrington, P.D. 1999. Ambient water quality criteria for silver. Ministry of Environment, Lands and Parks. Province of British Columbia. <http://www.env.gov.bc.ca/wat/wq/BCguidelines/silver/>

Wen, L.-S., Santschi, P.H., Gill, G.A., Paternostro, C.L. & R.D. Lehman 1997. Colloidal and particulate silver in river and estuarine waters of Texas. *Environmental Science and Technology* 31(3): 723-731.

WHO 1996. Silver in Guidelines for drinking water quality, 2nd ed. Vol 2. Health criteria and other supporting information. Geneva World Health Organization pp. 338-343.

WHO 2002. Silver and silver compounds. Environmental Aspects. CICADS 44.

Wilson, W.B. & L.R. Freeburg 1980. Toxicity of metals to marine phytoplankton cultures. EPA-600/3-80-025, U.S. EPA, Narragansett, RI: 110 p.

Bilag A

Giftighed overfor vandorganismer (EC₅₀, NOEC, EC_x, PNEC osv.)

Ferskvandsorganismer

Akut giftighed

	Form/salt	Målt	Hårdhed (mg CaCO ₃ /l)	Varighed	Effekt	Værdi µg/l	Reference
Alger							
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	AgNO ₃	Ja	I.A.	6-8 d	EC ₅₀ , ændring i N	8	Stokes, 1981**
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	AgNO ₃	Nej	11,3	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	9,3	Ghosh <i>et al.</i> , 1990**
Protozoer							
<i>Spirostomum ambiguum</i>	AgNO ₃	Nej	2,8	48 t	EC ₅₀ , misdannelser	8,5	Nalecz-Jawecki & Sawicki, 1998**
Karplanter							
<i>Elodea canadensis</i>	AgNO ₃	Nej	I.A.	24 t	EC ₅₀ , fotosyntese	100	Brown & Rattigan, 1979**
Hjuldyr							
<i>Brachionus calyciflorus</i>	I.A.	Nej	I.A.	24 t	LC ₅₀ , dødelighed	7,5	Snell, 1991**
<i>Philodina acuticornis</i>	AgNO ₃	Nej	25	96 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	1400	Buikema <i>et al.</i> , 1974**
Polypper							
<i>Hydra sp.</i>	AgNO ₃	Ja	49,7	48 t	EC ₅₀ , adfærd	26	Brooke <i>et al.</i> , 1986**
Rundorme							
<i>Caenorhabditis elegans</i>	AgNO ₃	Nej	I.A.	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	100	Williams & Dusenbery, 1990**
Bløddyr							
<i>Actinonaias pectorosa</i>	AgNO ₃	Ja	82	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	16,3	Keller, 2000**
<i>Aplexa hypnorum</i>	AgNO ₃	Ja	44,7	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	83	Holcombe <i>et al.</i> , 1987**
<i>Corbicula manilensis</i>	AgNO ₃	Ja	I.A.	8 d	LC ₅₀ , dødelighed	155	Diamond <i>et al.</i> , 1990**
<i>Lymnaea luteola</i>	AgNO ₃	Nej	195	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	4,2	Khengarot & Ray, 1988**
Ledorme							
<i>Nepheleopsis obscura</i>	AgNO ₃	Ja	48,2	96 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	53	Brooke <i>et al.</i> , 1986**
<i>Tubifex tubifex</i>	AgNO ₃	Nej	I.A.	96 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	31	Khengarot 1991**

	Form/salt	Målt	Hårdhed (mg CaCO ₃ /l)	Varighed	Effekt	Værdi µg/l	Reference
Krebsdyr							
<i>Alona affinis</i>	AgNO ₃	Nej	109	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	37	Ghosh <i>et al.</i> , 1990**
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	AgNO ₃	Ja	88,3	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	0,4	Brooke, 1993**
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	AgNO ₃	Ja	I.A.	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	0,92	Rodgers <i>et al.</i> , 1997**
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	I.A.	Ja	45	48 t	LC ₅₀ , dødelighed	11	Mount & Norberg, 1984**
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	AgNO ₃	Nej	I.A.	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	1,7	Elnabarawy <i>et al.</i> , 1986
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	AgNO ₃	Nej	50	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	6	Martin & Holdich, 1986**
<i>Cyclops varicans</i>	AgNO ₃	Nej	109	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	12	Ghosh <i>et al.</i> , 1990**
<i>Cypris subglobosa</i>	AgNO ₃	Nej	109	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	3,8	Ghosh <i>et al.</i> , 1990**
<i>Daphnia magna</i>	I.A.	Ja	47	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	0,24	Chapman, 1980**
<i>Daphnia magna</i>	I.A.	Ja	47	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	9,5	Chapman, 1980**
<i>Daphnia magna</i>	I.A.	Nej	45	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	14	Mount & Norberg, 1984**
<i>Daphnia magna</i>	I.A.	Nej	72	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	1,5	LeBlanc, 1980**
<i>Daphnia magna</i>	AgNO ₃	Ja	44,7	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	0,9	Holcombe <i>et al.</i> , 1987**
<i>Daphnia magna</i>	AgNO ₃	Ja	33	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	1,1	Nebeker <i>et al.</i> , 1983**
<i>Daphnia magna</i>	AgNO ₃	Ja	73	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	14,9	Nebeker, 1982**
<i>Daphnia magna</i>	AgNO ₃	Ja	255	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	48	Nebeker, 1982**
<i>Daphnia magna</i>	AgNO ₃	Ja	241	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	17	Barera & Adams, 1983**
<i>Daphnia pulex</i>	AgNO ₃	Nej	I.A.	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	1,9	Elnabarawy <i>et al.</i> , 1986**
<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	I.A.	I.A.	I.A.	48 t	LC ₅₀ , dødelighed	4,5	Office of Pesticide Programs, 2000**
<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	AgNO ₃	Ja	44,3	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	4,7	Lima <i>et al.</i> , 1982**
<i>Hyalella azteca</i>	I.A.	Ja	18	7 d	LC ₅₀ , dødelighed	0,25	Borgmann <i>et al.</i> , 2005**
<i>Hyalella azteca</i>	I.A.	Nej	124	7 d	LC ₅₀ , dødelighed	1,05	Borgmann <i>et al.</i> , 2005**
<i>Hyalella azteca</i>	AgNO ₃	Ja	47,8	48 t	LC ₅₀ , dødelighed	2,1	Brooke, 1993**
<i>Moina dubia</i>	AgNO ₃	Nej	109	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	4,5	Ghosh <i>et al.</i> , 1990**
<i>Orconectes immunis</i>	AgNO ₃	Ja	44,7	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	550	Holcombe <i>et al.</i> , 1987**
<i>Simocephalus vetulus</i>	I.A.	Nej	45	48 t	LC ₅₀ , dødelighed	15	Mount & Norberg, 1984**
Insekter							
<i>Chironomus tentans</i>	AgNO ₃	Nej	25	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	10,4	Khargarot & Ray, 1989**
<i>Chironomus tentans</i>	AgNO ₃	Ja	12,5	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	676	Rodgers <i>et al.</i> , 1997**
<i>Isonychia bicolor</i>	AgNO ₃	Ja	35,2	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	6,8	Diamond <i>et al.</i> , 1990**
<i>Leuctra sp.</i>	AgNO ₃	Ja	35,2	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	2,5	Diamond <i>et al.</i> , 1990**
<i>Pteronarcys californicus</i>	I.A.	Nej	I.A.	7 d	LC ₅₀ , dødelighed	4	Goettl <i>et al.</i> , 1976**

	Form/salt	Målt	Hårdhed (mg CaCO ₃ /l)	Varighed	Effekt	Værdi µg/l	Reference
<i>Stenonema modestum</i>	AgNO ₃	Ja	35,2	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	3,9	Diamond <i>et al.</i> , 1990**
<i>Tanytarsus dissimilis</i>	AgNO ₃	Ja	44,3	48 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	3160	Lima <i>et al.</i> , 1982**
<i>Tanytarsus dissimilis</i>	AgNO ₃	Ja	44,7	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	420	Holcombe <i>et al.</i> , 1987**
Fisk							
<i>Anguilla anguilla</i>	AgNO ₃	Ja	I.A.	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	34,3	Grosell <i>et al.</i> , 2000**
<i>Barbus sophore</i>	AgNO ₃	Nej	250	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	7,55	Khengarot & Ray, 1988**
<i>Carassius auratus</i>	I.A.	Nej	195	7 d	LC ₅₀ , dødelighed	30	Birge <i>et al.</i> , 1979**
<i>Channa punctata</i>	AgNO ₃	Nej	250	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	18,9	Khengarot & Ray, 1988**
<i>Cottus bairdi</i>	AgNO ₃	Nej	30	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	5,3	Goettl & Davies, 1978**
<i>Cottus bairdi</i>	AgNO ₃	Nej	250	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	13,6	Goettl & Davies, 1978**
<i>Cyprinus carpio</i>	AgNO ₃	Ja	118	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	2,7	Rao <i>et al.</i> , 1975**
<i>Gambusia affinis</i>	AgNO ₃	Ja	35,2	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	23,5	Diamond <i>et al.</i> , 1990**
<i>Ictalurus punctatus</i>	AgNO ₃	Ja	44,4	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	17,3	Holcombe <i>et al.</i> , 1983**
<i>Jordanella floridae</i>	AgNO ₃	Ja	44,3	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	9,2	Lima <i>et al.</i> , 1982**
<i>Lepomis macrochirus</i>	I.A.	I.A.	I.A.	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	64	Office of Pesticide Programs, 2000**
<i>Lepomis macrochirus</i>	AgNO ₃	Ja	44,7	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	13	Holcombe <i>et al.</i> , 1987**
<i>Lepomis macrochirus</i>	AgNO ₃	Ja	35,2	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	31,7	Diamond <i>et al.</i> , 1990**
<i>Micropterus salmoides</i>	AgNO ₃	Ja	100	8 d	LC ₅₀ , dødelighed	110	Birge <i>et al.</i> , 1978**
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	I.A.	Nej	350	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	13	Goettl <i>et al.</i> , 1976**
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	I.A.	Nej	20	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	6,2	Goettl <i>et al.</i> , 1976**
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	I.A.	I.A.	I.A.	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	51,4	Office of Pesticide Programs, 2000**
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	AgNO ₃	Ja	31	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	5,3	Davies <i>et al.</i> , 1978**
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	AgNO ₃	Ja	350	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	13	Davies <i>et al.</i> , 1978**
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	AgNO ₃	Ja	I.A.	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	10,2	Grosell <i>et al.</i> , 2000**
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	AgNO ₃	Ja	75	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	11,5	Lemke, 1981**
<i>Pimephales promelas</i>	I.A.	I.A.	I.A.	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	36,3	Office of Pesticide Programs, 2000**
<i>Pimephales promelas</i>	I.A.	Nej	200	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	8,94	Klaine <i>et al.</i> , 1996**
<i>Pimephales promelas</i>	I.A.	Nej	100	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	2,13	Klaine <i>et al.</i> , 1996**
<i>Pimephales promelas</i>	AgNO ₃	Ja	49	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	7,8	Erickson <i>et al.</i> , 1998**
<i>Pimephales promelas</i>	AgNO ₃	Ja	44,3	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	10,8	Lima <i>et al.</i> , 1982**
<i>Pimephales promelas</i>	AgNO ₃	Ja	38	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	16	LeBlanc <i>et al.</i> , 1984**
<i>Pimephales promelas</i>	AgNO ₃	Ja	45	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	8,2	Norberg-King, 1987**

	Form/salt	Målt	Hårdhed (mg CaCO ₃ /l)	Varighed	Effekt	Værdi µg/l	Reference
<i>Poecilia reticulata</i>	AgNO ₃	Nej	250	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	6,44	Khangarot & Ray, 1988**
<i>Rhinichthys osculus</i>	AgNO ₃	Nej	30	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	4,9	Goettl & Davies, 1978**
<i>Rhinichthys osculus</i>	AgNO ₃	Nej	250	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	13,6	Goettl & Davies, 1978**
<i>Thymallus arcticus</i>	AgNO ₃	Nej	I.A.	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	6,7	Nishiuchi, 1979**
Padder							
<i>Ambystoma opacum</i>	AgNO ₃	I.A.	I.A.	4 d E.K.	LC ₅₀ , dødelighed	240	Birge & Zuiderveen, 1996**
<i>Bufo melanostictus</i>	AgNO ₃	Nej	185	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	4,1	Khangarot & Ray, 1987**
<i>Gastrophryne carolinensis</i>	I.A.	Nej	195	7 d	LC ₅₀ , dødelighed	10	Birge <i>et al.</i> , 1979**
<i>Rana catesbeiana</i>	AgNO ₃	I.A.	I.A.	4 d E.K.	LC ₅₀ , dødelighed	20	Birge & Zuiderveen, 1996**
<i>Rana hexadactyla</i>	AgNO ₃	Nej	20	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	25,7	Khangarot <i>et al.</i> , 1985
<i>Rana palustris</i>	AgNO ₃	I.A.	I.A.	96 t E.K.	LC ₅₀ , dødelighed	10	Birge & Zuiderveen, 1996**
<i>Rana pipiens</i>	AgNO ₃	I.A.	I.A.	96 t E.K.	LC ₅₀ , dødelighed	10	Birge & Zuiderveen, 1996**

Ferskvandsorganismer
Kronisk giftighed

	Form/salt	Målt	Hårdhed (mg CaCO ₃ /l)	Varighed	Effekt	Værdi (µg Ag/l)	Reference
Bakterier <i>Pseudomonas putida</i>	AgNO ₃	Nej	42,5	16 t	NOEC, vækst	6	Bringmann & Kühn, 1977*
Blågrønalger <i>Microcystis putida</i>	AgNO ₃	Nej	28,7	8 d	NOEC, vækst	0,7	Bringmann & Kühn, 1978*
Alger <i>Scenedesmus quadricauda</i>	AgNO ₃	Nej	28,7	8 d	NOEC, vækst	9,5	Bringmann & Kühn, 1978*
Protozoer <i>Chilomonas paramecium</i>	AgNO ₃	Nej	42,3	48 t	NOEC, vækst	2,6	Bringmann & Kühn, 1980a*
<i>Entosiphon sulcatum</i>	AgNO ₃	Nej	35,3	72 t	NOEC, vækst	580	Bringman, 1978*
<i>Uronema parduczi</i>	AgNO ₃	Nej	35,3	20 t	NOEC, vækst	100	Bringmann & Kühn, 1980b*
Krebsdyr <i>Ceriodaphnia dubia</i>	AgNO ₃	Ja	I.A.	10 d	NOEC, reproduktion	0,53	Rodgers <i>et al.</i> , 1997**
<i>Daphnia magna</i>	AgNO ₃	Ja	60	21 d	NOEC, reproduktion	1,6	Nebeker <i>et al.</i> , 1983*
<i>Daphnia magna</i>	AgNO ₃	Ja	75	21 d	NOEC, reproduktion	8,8	Nebeker <i>et al.</i> , 1983*
<i>Daphnia magna</i>	AgNO ₃	Ja	180	21 d	NOEC, reproduktion	3,4	Nebeker <i>et al.</i> , 1983*
<i>Hyalella azteca</i>	AgNO ₃	Ja	34,8	21 d	NOEC, dødelighed	0,9	Diamond <i>et al.</i> , 1990*
Insekter <i>Isonychia bicolor</i>	AgNO ₃	Ja	34,8	14 d	NOEC, dødelighed	3.1	Diamond <i>et al.</i> , 1990*
<i>Stenonema modestum</i>	AgNO ₃	Ja	48,5	14 d	NOEC, dødelighed	3,7	Diamond <i>et al.</i> , 1992**
Bløddyr <i>Corbicula fluminea</i>	AgNO ₃	Ja	43,8	21 d	NOEC, dødelighed	7,8	Diamond <i>et al.</i> , 1990*
<i>Corbicula fluminea</i>	AgNO ₃	Ja	43,8	21 d	NOEC, vækst	2,6	Diamond <i>et al.</i> , 1990*

	Form/salt	Målt	Hårdhed (mg CaCO ₃ /l)	Varighed	Effekt	Værdi µg/l	Reference
Fisk							
<i>Oncorhynchus mykiss</i> , æg	AgNO ₃	Ja	30,4	10 u	NOEC, dødelighed	< 0,6	Davies <i>et al.</i> , 1978*
<i>Oncorhynchus mykiss</i> , æg	AgNO ₃	Ja	27,5	18 m	NOEC, dødelighed	0,09	Davies <i>et al.</i> , 1978*
<i>Oncorhynchus mykiss</i> , æg	AgNO ₃	Ja	27,5	2 m	NOEC, vækst	0,09	Davies <i>et al.</i> , 1978*
<i>Oncorhynchus mykiss</i> , æg	AgNO ₃	Ja	27,5	3 m	NOEC, vækst	0,17	Davies <i>et al.</i> , 1978*
<i>Oncorhynchus mykiss</i> , æg	AgNO ₃	Ja	7	2 m	NOEC, vækst	0,36	Nebeker <i>et al.</i> , 1983*
<i>Oncorhynchus mykiss</i> , æg	AgNO ₃	Ja	7	2 m	NOEC, vækst	0,1	Nebeker <i>et al.</i> , 1983*
<i>Pimehales promelas</i>	AgNO ₃	Ja	45	28 d	NOEC, misdannelser	1,07	Holcombe <i>et al.</i> , 1983*
<i>Pimehales promelas</i>	AgNO ₃	Ja	45	28 d	NOEC, reproduktion	0,37	Holcombe <i>et al.</i> , 1983*
<i>Pimehales promelas</i>	AgNO ₃	Ja	45	28 d	NOEC, vækst	0,65	Holcombe <i>et al.</i> , 1983*

Saltvandsorganismer

Akut giftighed

	Form/salt	Målt	Salinitet (%)	Varighed	Effekt	Værdi (µg Ag/l)	Reference
Bakterier							
<i>Bakterier sp.</i>	I.A.	I.A.	I.A.	1-5 t	Vækstrate	38	Thomulka <i>et al.</i> , 1993*
Alger							
<i>Ditylum brightwellii</i>	AgNO ₃	Nej	I.A.	5 d	EC ₅₀ , vækst BM	8	Canterford & Canterford, 1980**
<i>Gymnodinium splendens</i>	I.A.	Nej	28	48 t	EC ₅₀ , vækstrate	15	Wilson & Freeburg, 1980**
<i>Gymnodinium splendens</i>	I.A.	Nej	20	48 t	EC ₅₀ , vækstrate	30	Wilson & Freeburg, 1980**
<i>Isochrysis galbana</i>	I.A.	Nej	16	48 t	EC ₅₀ , vækstrate	11	Wilson & Freeburg, 1980**
<i>Isochrysis galbana</i>	I.A.	Nej	28	48 t	EC ₅₀ , vækstrate	550	Wilson & Freeburg, 1980**
<i>Skeletonema costatum</i>	I.A.	Ja	7,5	96 t	EC ₅₀ , vækstrate	5,9	Sanders & Abbe, 1989**
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	I.A.	Nej	21	48 t	EC ₅₀ , vækst	52	Wilson & Freeburg, 1980**
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	I.A.	Nej	22,5	9 d	EC ₅₀ , vækst BM	10	Sanders & Abbe, 1989**
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	I.A.	Nej	7,5	9 d	EC ₅₀ , vækst BM	4,8	Sanders & Abbe, 1989**
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	I.A.	Nej	21	48 t	EC ₅₀ , vækstrate	120	Wilson & Freeburg, 1980**
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	I.A.	Nej	3	48 t	EC ₅₀ , vækstrate	200	Wilson & Freeburg, 1980**
Hjuldyr							
<i>Brachionus plicatilis</i>	I.A.	I.A.	15	24 t	LC ₅₀ , dødelighed	120	Snell <i>et al.</i> , 1991**
Pighuder							
<i>Arbacia punctulata</i>	I.A.	Nej	30	5 t	EC ₅₀ , genetik	130	Jackim & Nacci, 1986**
<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>	AgNO ₃	Ja	30	5 d	EC ₅₀ , udvikling	24	Dinnel <i>et al.</i> , 1989**
Bløddyr							
<i>Argopecten irradians</i>	AgNO ₃	Nej	25	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	33	Nelson <i>et al.</i> , 1976**
<i>Crassostrea gigas</i> , larve	AgNO ₃	Nej	30	48 t	EC ₅₀ , skaludvikling	19	Dinnel <i>et al.</i> , 1983**
<i>Crassostrea virginica</i>	AgNO ₃	Nej	25	48 t	LC ₅₀ , dødelighed	5,8	Calabrese <i>et al.</i> , 1973**
<i>Crassostrea virginica</i>	AgNO ₃	Nej	24	12 d	LC ₅₀ , dødelighed	25	Calabrese <i>et al.</i> , 1977**
<i>Loligo opalescens</i>	AgNO ₃	Nej	30	96 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	100-200	Dinnel <i>et al.</i> , 1989**
<i>Mercenaria mercenaria</i>	AgNO ₃	Nej	I.A.	10 d	LC ₅₀ , dødelighed	32,4	Calabrese <i>et al.</i> , 1977**
<i>Mytilus edulis</i>	AgNO ₃	Nej	33,8	72 t	EC ₅₀ , udvikling	14	Martin <i>et al.</i> , 1981**
<i>Mytilus edulis</i>	AgNO ₃	Nej	25	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	159	Nelson <i>et al.</i> , 1988**
<i>Perna viridis</i>	AgNO ₃	Nej	33	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	30	Mathew & Menon, 1983**

	Form/salt	Målt	Salinitet (‰)	Varighed	Effekt	Værdi (µg Ag/l)	Reference
Ledorme							
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	AgNO ₃	Nej	I.A.	10 d	EC ₅₀ , adfærd	108	Pesch & Hoffman, 1983**
Krebsdyr							
<i>Acartia clausi</i>	I.A.	Nej	30	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	15	Cardin, 1980**
<i>Acartia clausi</i>	AgNO ₃	Nej	30	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	43	Lussier & Cardin, 1985**
<i>Acartia tonsa</i>	I.A.	Nej	30	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	43	Cardin, 1980**
<i>Acartia tonsa</i>	AgNO ₃	Ja	30	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	36,3	Lussier & Cardin, 1985**
<i>Americamysis bahia</i>	I.A.	Ja	30	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	249	Lussier <i>et al.</i> , 1985**
<i>Americamysis bahia</i>	AgNO ₃	Ja	28	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	256	Schimmel, 1981**
<i>Ampelisca abdita</i>	AgNO ₃	Ja	31	10 d	LC ₅₀ , dødelighed	20	Berry <i>et al.</i> , 1999**
<i>Cancer magister</i>	AgNO ₃	Ja	30	96 t	EC ₅₀ , ubevægelighed	33	Dinnel <i>et al.</i> , 1989**
<i>Tigriopus brevicornis</i>	AgNO ₃	Nej	37	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	87,5	Forget <i>et al.</i> , 1995**
Fisk							
<i>Apeltes quadracus</i>	AgNO ₃	Nej	30	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	547	Cardin, 1981**
<i>Cymatogaster aggregata</i>	AgNO ₃	Ja	29,3	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	356	Dinnel <i>et al.</i> , 1989**
<i>Cyprinodon variegatus</i>	AgNO ₃	Ja	28	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	441	Schimmel, 1981**
<i>Cyprinodon variegatus</i>	AgNO ₃	Nej	28	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	2684	Schimmel, 1981**
<i>Fundulus heteroclitus</i>	AgNO ₃	Nej	24	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	4500	Dorfman, 1977**
<i>Menidia menidia</i>	AgNO ₃	Ja	32	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	110	Cardin, 1981**
<i>Oligocottus maculosus</i>	I.A.	I.A.	25	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	409	Ferguson <i>et al.</i> , 1996**
<i>Oligocottus maculosus</i>	I.A.	I.A.	32	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	661	Ferguson <i>et al.</i> , 1996**
<i>Oligocottus maculosus</i>	AgNO ₃	Ja	25	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	331	Shaw <i>et al.</i> , 1998**
<i>Oligocottus maculosus</i>	AgNO ₃	Ja	32	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	664	Shaw <i>et al.</i> , 1998**
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	AgNO ₃	Ja	28,3	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	488	Dinnel <i>et al.</i> , 1989**
<i>Parophrys vetulus</i>	AgNO ₃	Nej	29,5	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	800	Dinnel <i>et al.</i> , 1983**
<i>Pleuronectes americanus</i>	AgNO ₃	Ja	30	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	196	Cardin, 1981**
<i>Scorpaenichthys marmoratus</i>	AgNO ₃	Nej	27	96 t	LC ₅₀ , dødelighed	800	Dinnel <i>et al.</i> , 1983**

Saltvandsorganismer

Kronisk giftighed

	Form/salt	Målt	Salinitet (%)	Varighed	Effekt	Værdi (µg Ag/l)	Reference
Bakterier <i>Bakterier</i> sp.	AgNO ₃	Nej	I.A.	10 d	LOEC	3-40 ¹	Jeanthon & Prieur, 1990
Alger <i>Glennodinium halli</i>	I.A.	Nej	28	48 t	NOEC, vækstrate	2-20	Wilson & Freeburg, 1980**
<i>Gymnodinium splendens</i>	I.A.	Nej	28	48 t	NOEC, vækstrate	2-30	Wilson & Freeburg, 1980**
<i>Isochrysis galbana</i>	I.A.	Nej	28	48 t	NOEC, vækstrate	10-200	Wilson & Freeburg, 1980**
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	I.A.	Nej	28	48 t	NOEC, vækstrate	30-60	Wilson & Freeburg, 1980**
Polypper <i>Phymactis cavernata</i>	AgNO ₃	Ja	I.A.	28 d	MATC, vækst	12	Breteler <i>et al.</i> , 1982**
Bløddyr <i>Crassostrea gigas</i>	I.A.	Nej	I.A.	21 d	NOEC, biokemi	20	Geret <i>et al.</i> , 2002**
<i>Mytilus edulis</i>	I.A.	Nej	I.A.	21 d	NOEC, biokemi	20	Geret <i>et al.</i> , 2002**
<i>Mytilus edulis</i>	AgNO ₃	Ja	I.A.	28 d	NOEC, vækst	12	Breteler <i>et al.</i> , 1983**
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	AgNO ₃	Nej	35	28 d	NOEC, dødelighed	20	Metayer <i>et al.</i> , 1990*
Pighuder <i>Paracentrotus lividus</i> , æg	AgNO ₃	Nej	I.A.	3 d	NOEC, misdannelser	10,8	Warnau <i>et al.</i> , 1996**
Krebsdyr <i>Americamysis bahia</i>	I.A.	Ja	30	29-51 d	NOEC, dødelighed	32	Lussier <i>et al.</i> , 1985**
<i>Americamysis bahia</i>	I.A.	Ja	30	21-51 d	NOEC, reproduktion	11	Lussier <i>et al.</i> , 1985**
Fisk <i>Pseudopleuronectes americanus</i> , larve	I.A.	I.A.	I.A.	18 d	NOEC, dødelighed	54	Klein-McPhee <i>et al.</i> , 1984

*citeret fra RIVM, 1999

**citeret fra ECOTOX, 2009

¹ Testorganismerne er bakterier isoleret fra termofile dybhavspolychater. Variationen i følsomhed fra 3-40 µg/l skyldes at der er testet forskellige strenge som er mere eller mindre følsomme over for sølvioner.

Bilag B

Giftighed overfor sedimentlevende organismer

Ferskvandsorganismer

Akut giftighed

	Form/salt	% om	% ler	pH	CEC (Mg/100 g)	AVS ($\mu\text{mol/g}$)	Eksp. (dage)	Effekt-mål	Værdi (mg Ag/kg dw)	Reference
Krebsdyr										
<i>Hyalella azteca</i>	AgNO ₃	1,68	2,7	6,0	1,50	4,63	10	LC ₅₀	60,7	Rodgers <i>et al.</i> , 1997*
<i>Hyalella azteca</i>	AgNO ₃	0,29	<0,01	6,8	0,11	0,36	10	LC ₅₀	1,62	Rodgers <i>et al.</i> , 1997*
<i>Hyalella azteca</i>	AgNO ₃	3,94	3,18	7,3	7,77	<0,01	10	LC ₅₀	45,4	Rodgers <i>et al.</i> , 1997*
<i>Hyalella azteca</i>	AgNO ₃	2,31	0,56	7,5	2,40	70,8	10	LC ₅₀	379,7	Rodgers <i>et al.</i> , 1997*
<i>Hyalella azteca</i>	AgCl _n	1,68	2,7	6,0	1,50	4,63	10	LC ₅₀	>2560	Rodgers <i>et al.</i> , 1997*
<i>Hyalella azteca</i>	AgCl _n	0,29	<0,01	6,8	0,11	0,36	10	LC ₅₀	>2560	Rodgers <i>et al.</i> , 1997*
<i>Hyalella azteca</i>	AgCl _n	3,94	3,18	7,7	7,77	<0,01	10	LC ₅₀	>2560	Rodgers <i>et al.</i> , 1997*
<i>Hyalella azteca</i>	AgCl _n	2,31	0,56	7,5	2,40	70,8	10	LC ₅₀	>2560	Rodgers <i>et al.</i> , 1997*
<i>Hyalella azteca</i>	Ag(S ₂ O ₃) _n	1,68	2,7	6,0	1,50	4,63	10	LC ₅₀	>1165	Rodgers <i>et al.</i> , 1997*
<i>Hyalella azteca</i>	Ag(S ₂ O ₃) _n	0,29	<0,01	6,8	0,11	0,36	10	LC ₅₀	>648	Rodgers <i>et al.</i> , 1997*
<i>Hyalella azteca</i>	Ag(S ₂ O ₃) _n	3,94	3,18	7,3	7,77	<0,01	10	LC ₅₀	>569	Rodgers <i>et al.</i> , 1997*
<i>Hyalella azteca</i>	Ag(S ₂ O ₃) _n	2,31	0,56	7,5	2,40	70,8	10	LC ₅₀	>682	Rodgers <i>et al.</i> , 1997*
<i>Hyalella azteca</i>	Ag ₂ S	2,55	6	-	-	5,35	10	LC ₅₀	>753	Hirsch, 1998*

CEC = cation exchange capacity

AVS = acid volatile sulphide

Om = organisk materiale

*citeret fra RIVM, 1999