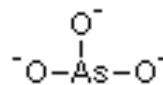
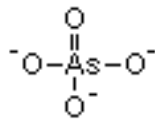




Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet

Arsen og uorganiske arsenforbindelser CAS nr. 7440-38-2

Herunder
Arsenat (As(V)) og arsenit (As(III))



As

Sedimentkvalitetskriterium	SKK _{ferskvand}	2,2 mg/kg tørvægt
Sedimentkvalitetskriterium	SKK _{saltvand}	0,4 mg/kg tørvægt
Biota-kvalitetskriterium, sekundær forgiftning	BKK _{sek.forgiftn.}	0,033 mg/kg vådvægt (musling)
Biota-kvalitetskriterium, human konsum	HKK	0,074 µg/kg vådvægt

Februar 2023

Indholdsfortegnelse

FORORD	3
ENGLISH SUMMARY AND CONCLUSIONS	4
1 INDLEDNING	8
2 FYSISK KEMISKE EGENSKABER	10
3 SKÆBNE I MILJØET	11
3.1 NEDBRYDELIGHED	11
3.2 BIOAKKUMULERING	11
3.3 NATURLIG FOREKOMST	12
4 TOKSICITETSDATA	15
4.1 TOKSICITET OVER FOR SEDIMENTLEVENDE ORGANISMER	15
4.2 TOKSICITET OVER FOR PATTEDYR OG FUGLE	16
4.3 TOKSICITET OVER FOR MENNESKER	17
5 ANDRE EFFEKTER	19
6 UDLEDNING AF VANDKVALITETSKRITERIUM	20
6.1 KVALITETSKRITERIUM FOR SEDIMENT (SKK)	20
6.2 KVALITETSKRITERIUM FOR BIOTA, SEKUNDÆR FORGIFTNING (BKK _{SEK. FORGIFTN.})	21
6.3 KVALITETSKRITERIUM FOR HUMAN KONSUM AF VANDLEVENDE ORGANISMER (HKK)	23
6.4 VANDKVALITETSKRITERIUM BASERET PÅ BKK _{SEK. FORGIFTN.} OG HKK	23
7 KONKLUSION	25
8 REFERENCER	26

Bilag A: Test data for arsen

Bilag B: Overvågningsdata for arsen, kystvande og fjorde

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 vandsøjlen, i sediment, i dyr og planter (biota) og for human konsum.

Miljøstyrelsen 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 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 (MST, 2004). Metodikken er endvidere i overensstemmelse med EU's vejledning til risikovurdering under REACH forordningen (EU, 2008).

Den seneste litteratursøgning er foretaget juli 2022.

Dette datablad indeholder kun miljøkvalitetskriterier for sediment og biota. Der foreligger et datablad med miljøkvalitetskriterier for vand fra 2008, som i 2017 blev opdateret med yderligere data for saltvandsarter (MST, 2008/2017).

English Summary and conclusions

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

Ecotoxicity and toxicity data have primarily been retrieved from reviews and summary reports such as Toxicological profile for arsenic (ATSDR, 2007) and International Programme on Chemical Safety, Arsenic and Arsenic Compounds (WHO, 2001). The studies referred to in these reports were subsequently sought for validation.

Furthermore, the following databases: SETAC's database (SETAC Sediment Advisory Group (SEDAG), Spiked Sediment Toxicity Database) and US EPA's database (ECOTOXicology knowledgebase), has been used to find data.

In this dossier only EQS' for sediment and biota was derived since EQS for water was derived in 2008, with an update on EQS for saltwater in 2017 (MST, 2008/2017).

QS for sediment

According to TGD (EU, 2018) it is relevant to derive a QS for sediment (QS_{sed}) for a substance if $\log K_{ow}$ or $\log K_{oc}$ is ≥ 3 or if there is other evidence for accumulation in sediments or high toxicity to benthic organisms. For arsenic, which is a metalloid, the K_{ow} and K_{oc} values will not be relevant, instead the sediment to water adsorption coefficient, K_p , is used, which for arsenic is ≥ 3 (table 2.1).

Ecotoxicity data for benthic organisms are shown in appendix A.

Validated data was available from freshwater sediment-spiked tests with benthic organisms representing long-term studies with four different species (*Hyaella azteca*, *Chironomus dilutus*, *Branchiura sowerbyi* and *Tubifex tubifex*) representing three taxonomic groups (crustaceans, insects and annelida). No validated long-term data for saltwater sediment was available.

The QS_{sed} for freshwater ($QS_{sed, freshwater}$) was derived using the long-term dataset (appendix A). Since no conclusion could be drawn that organic carbon (OC) would have an effect on the bioavailability of arsenic, the data was not normalized to organic carbon. In addition, the total risk approach was used, for which no distinction is made between the natural- and anthropologic pollution of arsenic into the environment. This approach is recommended by TGD (EU, 2018) and also by experts (Lagerström et al., 2021; Hermansson & Ytreberg, 2022). In addition, it has also been assessed that the background concentrations should be assessed during the implementation of the EQSs rather than during the derivation of the EQSs.

For the derivation of $QS_{sed, freshwater}$ an assessment factor of 10 cf. TGD (table 11, EU, 2018) was used on the lowest long-term effect value where the concentrations was measured in the fine fraction ($< 63 \mu m$). $QS_{sed, freshwater}$ was then derived based on the EC_{10} of 22.13 mg/kg dry weight

(dw) (Lobe *et al.*, 2021) obtained in a study with *Branchiura sowerbyi* (marked in bold in appendix A):

$$QS_{\text{sed, freshwater}} = 22.13 \text{ mg/kg dw} / 10 = \mathbf{2.2 \text{ mg/kg dw}}$$

For the derivation of the QS_{sed} for saltwater ($QS_{\text{sed, saltwater}}$) no validated long-term data was available, therefore freshwater data was used. $QS_{\text{sed, saltwater}}$ was then also derived based on the EC_{10} of 22.13 mg/kg dw, but with an assessment factor of 50 cf. TGD (table 13, EU 2018):

$$QS_{\text{sed, saltwater}} = 22.13 \text{ mg/kg dw} / 50 = \mathbf{0.4 \text{ mg/kg dw}}$$

QS for secondary poisoning

According to TGD (EU, 2018) it is relevant to derive a QS for secondary poisoning ($QS_{\text{sec. pois.}}$) if BCF (BAF) ≥ 100 . In section 3.2 BCF and BAF values for arsenic is presented, where values are ≥ 100 for several taxonomic groups, including mussels and fish. It should be noted that bioaccumulation data for metals and metalloids is dependent on the concentration of the metal/metalloid in the water. Based on the BCF/BAF values ≥ 100 , arsenics potential for being carcinogenic and the mode of action for arsenic, QS for secondary poisoning is considered relevant.

Toxicity data for mammals and avians are shown in appendix A.

The $QS_{\text{sec. pois.}}$ was derived for both mammals and avians using the lowest most relevant observed effect value. For mammals the relevant effect value was the sub-chronic NOAEL for rabbits of 0.4 mg As/kg bw/d (Nemec *et al.*, 1998), since this was the lowest effect value where a dose-response was observed. For avians the most relevant effect value was the chronic NOAEL of 33.5 mg As/kg food obtained from test with *Anas platyrhynchos* (Stanley *et al.*, 1994). Both effect values are marked in bold in appendix A.

Mussel was chosen as the critical food item due to low potential for biomagnification of arsenic.

Mammals

Method A in TGD (p. 85-86 in EU, 2018) was followed. An average bodyweight of 4400 g for the rabbits, based on data from Nemec *et al.* (1998) was used in the calculation of the daily energy expenditure (DEE).

$$\begin{aligned} \text{Log DEE [kJ/d]} &= 0.8136 + 0.7149 * \text{log bw [g]} \\ &= 0.8136 + 0.7149 * \text{log 4400} = 3.42 \end{aligned}$$

$$\text{DEE [kJ/d]} = 10^{3.42} = 2630 \text{ kJ/d}$$

Using DEE, the bodyweight converted to kg (4.4 kg) and the NOAEL of 0.4 mg/kg bw/d, the diet concentration on an energy basis was calculated as:

$$\text{Conc}_{\text{energy normalized}} [\text{mg/kJ}] = 0.4 \text{ mg/kg bw/d} * (4.4 \text{ kg} / 2630 \text{ kJ/d}) = 0.00067 \text{ mg/kJ}$$

The study used was sub-chronic and an assessment factor of 3 (table 9 in EU, 2018) was then used to convert to long-term effects. Also, an assessment factor of 10 (table 10 in EU, 2018) was used to extrapolate from laboratory to different protection levels:

$$\text{PNEC} = 0.00067 \text{ mg/kJ} / 30 = 0.000022 \text{ mg/kJ}$$

The PNEC was then energy normalised to the critical food item (mussel). Cf. TGD (EU, 2018) the energy content in mussel is 19,000 kJ/kg dw and the dry weight fraction is 8%:

$$\begin{aligned} \text{QS}_{\text{sec. pois.}} &= 0.000022 \text{ mg/kJ} * (19,000 \text{ kJ/kg dw} * 0.08) = \mathbf{0.033 \text{ mg/kg ww (mussels)}} \\ &= 0.000022 \text{ mg/kJ} * 19,000 \text{ kJ/kg dw} = \mathbf{0.42 \text{ mg/kg dw (mussels)}} \end{aligned}$$

Avians

Method B in TGD (p. 86-87 in EU, 2018) was followed. The NOAEL was energy normalized according to the diet, since the diet was not stated in the study, grass and cereal seeds is used. The energy content for grass and cereal seeds is cf. TGD (EU, 2018) 15,100 kJ/kg dw and the dry weight fraction is 85.3%.

$$\text{NOAEL}_{\text{energy normalized}} = 33.5 \text{ mg/kg food} / (18,400 \text{ kJ/kg dw} * 0.853) = 0.0021 \text{ mg/kJ}$$

The study used was chronic and an assessment factor of 1 (table 9 in EU, 2018) was then used since no conversion to long-term effects was needed. Also, an assessment factor of 10 (table 10 in EU, 2018) was used to extrapolate from laboratory to different protection levels:

$$\text{PNEC} = 0.0021 \text{ mg/kJ} / 10 = 0.00021 \text{ mg/kJ}$$

The PNEC was then energy normalised to the critical food item (mussel). Cf. TGD (EU, 2018) the energy content in mussels are 19,000 kJ/kg dw and the dry weight fraction is 8%

$$\begin{aligned} \text{QS}_{\text{sec. pois.}} &= 0.00021 \text{ mg/kJ} * (19,000 \text{ kJ/kg dw} * 0.08) = 0.32 \text{ mg/kg ww (mussel)} \\ &= 0.00021 \text{ mg/kJ} * 19,000 \text{ kJ/kg dw} = 3.99 \text{ mg/kg dw (mussel)} \end{aligned}$$

The lowest values for $\text{QS}_{\text{sec. pois.}}$ was derived based on data from mammals. This $\text{QS}_{\text{sec. pois.}}$ was then used as final value.

QS for human health

According to TGD (EU, 2018) a QS for human consumption ($\text{QS}_{\text{human health}}$) of fishery products is relevant if the substance has relevant human hazard properties. Arsenic is potentially carcinogenic and therefore the risk of cancer over the whole lifetime (70 years of exposure) of 1×10^{-6} has to be considered (EU, 2018). Assuming a linear dose response relationship, the oral intake of arsenic associated with a 10^{-6} excess lifetime risk of cancer can be estimated to 0.6 ng/kg bw/d (ECHA, 2013).

Following TGD (page 91 in EU, 2018) $\text{QS}_{\text{human health}}$ was derived as:

$$\begin{aligned} \text{QS}_{\text{human health}} &= (0.2 * \text{TL}_{\text{hh}}) / 0.00163 = (0.2 * 0.0006 \text{ } \mu\text{g/kg bw/d}) / 0.00163 = \mathbf{0.074 \text{ } \mu\text{g/kg ww}} \\ &= 0.074 \text{ } \mu\text{g/kg ww} / 0.26 = \mathbf{0.28 \text{ } \mu\text{g/kg dw}} \end{aligned}$$

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

The QS' derived for biota was converted to water concentrations (QS_{sec. pois, water} and QS_{human health, water}) to see if the QS_{water} set in Denmark at 4.3 µg/l for freshwater and 0.6 µg/l for saltwater, where the QS_{water} for saltwater is set as an added value (MST, 2008/2017), would protect biota. To derive QS_{sec. pois, water} and QS_{human health, water} the biota criteria, QS_{sec. pois.} and QS_{human health,} were divided by the BCF/BAF value for the critical food item (here mussel) for secondary poisoning and fish for human consumption. In section 3.2, BCF/BAF values for mussels are given in the range 350 to 1079 l/kg and for fish in the range 4 to 1511 l/kg. The large variation is partly due to differences in the concentration of arsenic in the water, as well as differences between fresh- and saltwater. For the conversion to a water concentration, the BAF for freshwater mussels of 1079 l/kg (at 1.9 µg As/l) and the BAF for freshwater fish of 146 l/kg (at 1.6 µg As/l) was used. For saltwater, the only BCF found was for oysters with a value of 350 l/kg. The concentration of arsenic in the water was however unknown. Thereby it was assessed that using the BAF for freshwater mussels would also cover saltwater. For saltwater fish, the mean BAF of 741 l/kg (at 1.37 to 4.48 µg As/l) was used.

$$QS_{\text{sec. pois, fresh/saltwater}} = 0.033 \text{ mg/kg ww (mussel)} / 1079 \text{ l/kg} = 0.00003 \text{ mg/l} = 0.03 \text{ µg/l}$$

$$QS_{\text{human health, freshwater}} = 0.074 \text{ µg/kg ww} / 146 \text{ l/kg} = 0.0005 \text{ µg/l} = 0.5 \text{ ng/l}$$

$$QS_{\text{human health, saltwater}} = 0.074 \text{ µg/kg ww} / 741 \text{ l/kg} = 0.0001 \text{ µg/l} = 0.1 \text{ ng/l}$$

As the above calculated water concentrations are much lower than the QS_{water}, the biota would not be protected by the value set for water. However, it was assessed that organic arsenic compounds are generally less toxic than inorganic arsenic, and that secondary poisoning is assessed to be unlikely. With that in mind and that the above calculated values only can be used as a guide value, as there are uncertainties associated with the BCF/BAF values, as they are very variable for arsenic and depend on the concentration of arsenic in the water, it was assessed that the above values should not be used as QS_{water}, as they will be too conservative and uncertain.

The natural background concentration of inorganic arsenic compounds in the surface water in Denmark is estimated to be 1 µg/l for saltwater and 2 µg/l for freshwater (MST, 2018/2017). In comparison with these, QS_{sec. pois, water} and QS_{human health, water} will be far below the background values, which also makes them unimplementable.

In conclusion, the following EQS for the aquatic environment have been derived arsenic:

QS _{sed, freshwater}	= 2.2 mg/kg dw
QS _{sed, saltwater}	= 0.4 mg/kg dw
QS _{sec. pois.}	= 0.033 mg/kg ww (mussel)
	= 0.42 mg/kg dw (mussel)
QS _{human health}	= 0.074 µg/kg ww
	= 0.28 µg/kg dw

1 Indledning

Identiteten af arsen fremgår af tabel 1.1.

Tabel 1.1. Identitet af arsen

IUPAC navn	Arsane
EU liste navn	Arsen
Strukturformel	-
CAS nr.	7440-38-2
EINECS nr.	231-148-6
Kemisk formel	As
SMILES	-
Harmoniseret klassificering (ECHA, 2022)	Acute Tox. 3; H301/331 (Giftig ved indtagelse og ved indånding) Aquatic Acute 1; H400 (Meget giftigt for vandlevende organismer) Aquatic Chronic 1; H410 (Meget giftig for vandlevende organismer med langvarige virkninger, M=1)
Selvklassificering (ECHA, 2022)	Carc. 1A; H350 (Kan være kræftfremkaldende) Repr. 1A; H360 (Kan skade forplantningsevnen eller det ufødte barn)

Den globale produktion af arsen er steget inden for de sidste par år. Fra 2010 til 2019 har produktionen været faldende fra 41.400 til 32.300 tons, men i 2020 og i 2021 var produktionen ifølge data fra Statista (2022) steget til hhv. 60.000 og 59.000 tons. Ifølge oplysninger fra ECHA (2022) produceres/importeres i alt 100 – 1.000 tons arsen pr. år til EU.

Metallisk arsen anvendes industrielt, primært i legeringer, i fremstilling af metalemner og elektronik bl.a. i halvledere og akkumulatører. Herudover anvendes det ved fremstilling af bl.a. tekstiler, papir, metalklæbemidler, cement, træbeskyttelsesmidler og ammunition. Arsen bruges også i hudgarvningsprocessen og i begrænset omfang som pesticider, fodertilsætningsstoffer og farmaceutiske produkter (WHO, 2018; ECHA, 2022).

Arsens virkemekanismer afhænger primært af, hvilken form (organisk eller uorganisk) og oxidationstrin arsenet præsenterer. Generelt påvirker arsen flere forskellige organsystemer i

kroppen, herunder hud-, åndedræt-, kardiovaskulære-, immun-, genitourinære-, reproduktion-, mave-tarm- og nervesystemet. Dertil anses de organiske forbindelser for at være mindre toksiske end de uorganiske. Den primære virkemekanisme for den trivalente uorganiske arsenform, arsenit (As(III)), anses for at være binding til proteiners sulfhydryl grupper, som kan forårsage hæmning af enzymer, så som pyruvatdehydrogenase. Pyruvatdehydrogenase indgår i gluconeogenese, som er med til at danne kroppens kulhydrater (glukose). En hæmning af processen kan føre til mangel på kulhydrater til brug for øvrige processer i kroppen (WHO, 2001). En anden form af arsen er den pentavalente uorganiske arsenform, arsenat (As(V)), som kan indgå i reduktion til den mere toksiske trivalente form As(III). As(V) er analog til fosfat og kan påvirke den oxidative fosforylering og forhindre dannelsen af kroppens energikilde, adenosintrifosfat (ATP) (WHO, 2001).

Arsen har en selvklassificering for at kunne være kræftfremkaldende (Carc. 1A; H350) (tabel 1.1), og det anses generelt, at det er den trivalente form af arsen, As(III), som er den kræftfremkaldende (WHO, 2001). Lepper *et al.* (2007) noterer, at IARC (International Agency for Research on Cancer) har foretaget en gruppevurdering af arsen og arsenforbindelser i 1973 (opdateret i 1987), hvor der blev fundet tilstrækkelig evidens for, at gruppen har kræftfremkaldende virkning over for mennesker, men kun begrænset evidens for kræftfremkaldende egenskaber over for dyr.

2 Fysisk kemiske egenskaber

De fysisk kemiske egenskaber for arsen fremgår af tabel 2.1.

Tabel 2.1. Fysisk kemiske egenskaber for arsen

Parameter	Værdi	Reference
Molekylvægt, M_w ($\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$)	74,92	Atomvægttabel MST, 2014
Smeltepunkt, T_m ($^{\circ}\text{C}$)	817	MST, 2014
Kogepunkt, T_b ($^{\circ}\text{C}$)	Sublimerer v. 614	MST, 2014
Damptryk, P_v (Pa)	Ikke relevant	
Densitet ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	5,73 ¹	MST, 2014
Henry's konstant, H ($\text{Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$)	Ikke relevant	
Vandopløselighed, S_w ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Uopløselig	MST, 2014
Dissociationskonstant, pK_a	Ikke relevant	
Octanol/vand fordelingskoefficient, $\log K_{ow}$	Ikke relevant	
Sediment/vand fordelingskoefficient, K_{oc} ($\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Ikke relevant	
Sediment/vand adsorptionskoefficient, $\log K_p$ ($\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$)	2,5 (1,6-4,3) 3,68 (median, ferskvand) 3,13 (median, marint)	EPA, 2005 ECHA, 2022 ECHA, 2022

¹ Temperaturen er ikke oplyst

3 Skæbne i miljøet

3.1 Nedbrydelighed

Arsen er et uorganisk stof, som ikke nedbrydes i miljøet.

3.2 Bioakkumulering

Vandlevende organismer kan bioakkumulere organiske arsenforbindelser efter biotransformation fra uorganisk arsen til organisk bundet arsen. Disse organiske forbindelser er dog generelt mindre toksiske end uorganisk arsen og sekundær forgiftning fra disse vurderes at være usandsynligt (MST, 2008/2017).

Tabel 3.1 viser en oversigt over biokoncentreringsfaktorer (BCF) fundet for ferskvands- og saltvandsorganismer, hvor de højeste BCF-værdier ses for alger og planter.

Tabel 3.1. BCF-værdier for arsen.

	Art	BCF (l/kg)	Reference
Ferskvand	Fytoplakton, <i>Thalassiosira pseudomonas</i> , <i>Skeletonema costatum</i> , <i>Dunaliella tertiolecta</i>	1.462-3.688	Lepper <i>et al.</i> , 2007
Ferskvand	Grøn alge, <i>Chlorella vulgaris</i>	200-300	Lepper <i>et al.</i> , 2007
Ferskvand	Akvatiske planter, <i>Hydrilla verticillata</i>	140-1.120	Lepper <i>et al.</i> , 2007
Ferskvand	Invertebrater	100-200	Fowler, 1983 refereret i Nikunen <i>et al.</i> , 2000a,b
Ferskvand	Fisk, <i>Lepomis macrochirus</i>	4	Lepper <i>et al.</i> , 2007
Ferskvand	Snegl	14	Lepper <i>et al.</i> , 2007
Saltvand	Østers, <i>Crassostrea virginica</i>	350	Lepper <i>et al.</i> , 2007

I registreringsdossieret for arsen (ECHA, 2022) er der kun angivet studier for felt-baserede bioakkumuleringsfaktorer (BAF) for fisk for både fersk- og saltvand. Her er der samlet 15 studier, som dækker 41 forskellige ferskvandlevende fisk, og fire studier, som dækker 27 forskellige saltvandslevende fisk. For ferskvand varierer BAF-værdierne fra 0,4 til 1093 l/kg, hvor medianen for artsgennemsnittet er på 16 l/kg. Dertil varierer koncentrationen af arsen i vandet fra 0,21 til 280 µg As/l. For saltvand varierer BAF-værdierne fra 17,9 til 1511 l/kg, hvor medianen for artsgennemsnittet er på 741 l/kg. Dertil varierer koncentrationen af arsen i vandet fra 1,37 til 4,48 µg As/l. Det skal noteres at for de nævnte værdier indgår både BAF-værdier bestemt for den spiselige del af fisken, samt værdier bestemt for hele fisken.

Yderligere er der fundet tre studier, som har undersøgt bioakkumulering af arsen. Ikemoto *et al.* (2008) har undersøgt bioakkumulering for 14 ferskvandsarter herunder fem krebsdyr og ni fisk. Ud fra data angivet i studiet er et geometrisk gennemsnit af BAF beregnet til 341 og 146 l/kg for henholdsvis krebsdyr og fisk ved en koncentrationen af arsen i vandet på 1,6 µg/l. Revera *et al.* (2003) har undersøgt bioakkumuleringen for tre forskellige ferskvandsmuslinger, hvor et geometrisk gennemsnit af BAF kan beregnes til 1079 l/kg for bløddelene af muslingerne ved en koncentrationen af arsen i vandet på 1,9 µg/l. Det sidste studie, Revera *et al.* (2007), har undersøgt bioakkumuleringen i ferskvandsmuslingen *Unio pictorum mancus* ved to forskellige vandkoncentrationer (0,51 og 1,36 µg/l) og ud fra data, kan BAF beregnes til 608 og 689 l/kg.

Det bør noteres, at for metaller kan BCF/BAF-værdier afhænge af eksponeringskoncentrationen i vandet. Eksempelvis kan en lav koncentration af metaller i vandet give anledning til højere BCF/BAF-værdier, da organismer akkumulerer disse i højere grad ved lave koncentrationer for at opnå deres metaboliske behov (EU, 2018). Dette kan også være tilfældet ved arsen, da der ses et større spænd mellem BAF-værdier for de enkelte taksonomiske grupper, med tilsvarende spænd for vandkoncentrationerne. For BCF-værdierne er vandkoncentrationerne ikke kendte, og derved er der også en usikkerhed ved anvendelsen af disse.

Jævnfør WHO's rapport om arsen og arsenforbindelser (WHO, 2001) indeholder marine organismer normalt arsen i koncentrationer fra < 1 til mere end 100 mg/kg. Dette er primært i form af organiske arsenforbindelser så som arsenosugars (makroalger) og arsenobetaine (invertebrater og fisk). Bioakkumuleringen i ferskvandsorganismer er mindre end i de marine organismer (WHO, 2001), hvilket overstående BAF også indikerer (ECHA, 2022). Baggrundskoncentrationer i ferskvands- og terrestrisk biota er normalt under 1 mg/kg vådvægt (WHO, 2001).

Der er ikke observeret biomagnificering i akvatiske fødekæder (Lepper *et al.*, 2007). Baseret på de tilgængelige data konkluderer Lepper *et al.* (2007), at sekundær forgiftning af fødekæden ikke er relevant, og der er derfor ikke udledt et kvalitetskriterium til beskyttelse af højere rovdyr i forbindelse med udledning af miljøkvalitetskriterier (MKK) for arsen i rapporten Lepper *et al.* (2007), som indeholder forslåede kriterier for Storbritannien.

Arsen i danske fødevarer, rapporteret for perioden 1998-2003, var hovedsagelig fundet i marine fødevarer med en gennemsnitlig koncentration i fisk på 352 til 10.700 µg/kg vådvægt (MST, 2014).

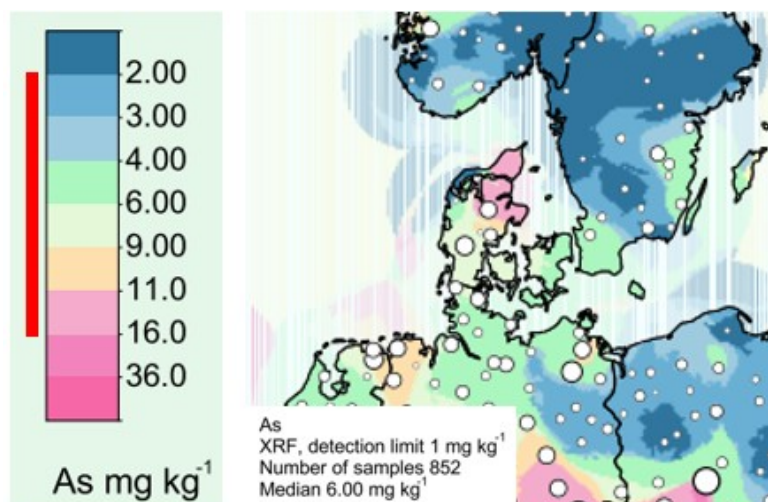
3.3 Naturlig forekomst

Arsen kan forekomme i fire oxidationstrin: -3, 0, +3 og +5. I vandig opløsning findes arsen hovedsageligt som oxiderne arsenat (As (V)) eller arsenit (As (III)), hvor arsenat er dominerende under oxidative forhold, mens arsenit er dominerende under reducerende forhold (MST, 2014).

I rapporten vedrørende forslag til MKK i Storbritannien (Lepper *et al.*, 2007) er koncentrationen af arsen i det åbne hav rapporteret til at være 1-2 µg/l og i overfladeferskvand, inklusive floder og søer, under 10 µg/l. I grundvand er arsen-niveauet rapporteret til at være 1-2 µg/l. Den gennemsnitlige sediment-koncentration er noteret at være fra 5 til 3000 mg/kg, hvor de højeste koncentrationer er for kontaminerede områder.

I FOREGS (2005) er den gennemsnitlige baggrundskoncentration af arsen i ferskvandssediment i Europa angivet til 6 mg/kg tørvægt. På kortet i figur 3.1 er variation for Danmark angivet at spænde

fra omkring 2 og op til omkring 16 mg/kg tørvægt (indikeret med den røde streg), hvor gennemsnittet for Europa på 6 mg/kg tørvægt også ville vurderes at passe for Danmark alene.



Figur 3.1. Udklip af kort fra FOREGS (2005). Direkte link til kortet findes i referencelisten.

Baggrundskoncentrationer af arsen i jord varierer fra 1 til 40 mg/kg, med et gennemsnit på 5 mg/kg (MST, 2014). Koncentrationen af arsen i danske jorde er gennemsnitlig 3,3 mg/kg tørvægt med 8,4 mg/kg tørvægt angivet som 95% percentilen (DMU, 1996 refereret i MST, 2014).

Arsens binding til jord er afhængig af arsens oxidationstrin, idet As(V) generelt bindes stærkt til mineraler i jorden, mens As(III) kun bindes til enkelte mineraler. Organisk indhold i jorden har ringe betydning for arsens adsorption i jorden (Fendorf *et al.*, 2010).

Forekomst af arsen i grundvand i Danmark i perioden 1993-2006 er rapporteret med en gennemsnitlig koncentration på 3,20 µg/l og maksimum på 120 µg/l (5140 grundvandsprøver). Det vil sige i et lidt højere niveau end angivet i Lepper *et al.* (2007) (GEUS, 2007 refereret i MST, 2014).

Tilbage i 80'erne lå forekomsten af arsen i danske farvande på 0,7-1,07 µg/l (arbejdsrapport fra MST, 1986 refereret i MST, 2017). Senest i 2021 har Miljøstyrelsen foretaget gentagne målinger i vandfasen på 24 overvågningsstationer fordelt på åbne og mere lukkede kystvande, samt fjorde. Resultatet af målingerne viste at middelværdien af koncentrationen af arsen i overfladevand på de 24 stationer lå på mellem 1,1-2,6 µg/l (Bilag B).

Der er ikke fundet data for naturlig forekomst af arsen i danske vandløb og søer. Nedenstående tabel (tabel 3.1) viser naturlige arsenkoncentrationer i overfladevand fra Australien (Australian Pesticides and Veterinary Medicines Authority refereret i MST, 2008/2017).

Tabel 3.1. Arsenkoncentrationer i overfladevand i Australien

Element	Saltvand (µg/l)	Brakvand (µg/l)	Ferskvand (µg/l)
As	1,0-1,6	1,0-3,3	<10

Undersøgelser fra canadiske vandløb fjernt fra forureningskilder viser, at baggrundskoncentrationer af uorganisk arsen typisk er på $< 2 \mu\text{g/l}$ (Canadian Environmental Protection Act, 1993 refereret i MST, 2008/2017).

MST (2008/2017) antager derfor, at den naturlige baggrundskoncentration af uorganisk arsen i overfladevand i Danmark er $1 \mu\text{g/l}$ for saltvand og $2 \mu\text{g/l}$ for ferskvand. Der er i forbindelser med udarbejdelsen af nuværende datablad for arsen, for kriterier i sediment og biota, ikke fundet nyere oplysninger for baggrundskoncentrationerne af arsen i Danmark, som taler imod tidligere antagelse, hvorved der holdes fast i den tidligere antagelse.

4 Toksicitetsdata

Der er generelt søgt efter data i let tilgængelige oversigtsværker og sammenfattende rapporter. Review rapporter så som ATSDR (2007) og WHO (2001) er anvendt, hvorefter original artiklerne er søgt frem. Endvidere er der søgt efter data for sedimentlevende organismer i SETAC's database (SETAC Sediment Advisory Group (SEDAG), Spiked Sediment Toxicity Database) og i US EPA's database (ECOTOXicology knowledgebase), hvorefter de relevante data er fundet i original litteratur.

Troværdigheden af studierne er vurderet ved tildelingen af en Klimisch score fra 1 til 4 (Klimisch et al., 1997). Score 1 angiver, at studiet kan anvendes uden forbehold, mens score 2 angiver, at studiet kan anvendes med forbehold, f.eks. at der er tilstrækkelige oplysninger tilstede, selvom studiet ikke er udført i forhold til guideline. Studier som ikke er tilstrækkeligt beskrevet tildeles score 3 eller 4. Score 4 tildeles studier, hvor det ikke er muligt at vurdere kvaliteten og dermed troværdigheden.

Alle testdata for arsen er vist i bilag A.

4.1 Toksicitet over for sedimentlevende organismer

For ferskvandssediment er der fundet kronisk toksicitetsdata for fire ferskvandsarter (*Hyalella azteca*, *Chironomus dilutus*, *Branchirua sowerbyi* og *Tubifex tubifex*), der repræsenterer de tre taksonomiske grupper: krebsdyr, insekter og ledorme.

Der er også angivet akut data for de fire overstående sedimentlevende ferskvandsarter i bilag A, men der lægges her vægt på de kroniske data, da de kroniske data anvendes til beregningerne af et sedimentkvalitetskriterie.

For hver af de fire arter er der angivet kroniske effektværdier for flere endpoints (se bilag A). Krebsdyret *H. azteca* udviser den laveste sensitivitet med en NOEC for både dødelighed og vækst på 462 mg/kg tørvægt, og dertil LC₂₀ og IC₂₀ for vækst på henholdsvis 45 og 239 mg/kg tørvægt. Slambørsteormen *T. tubifex* udviser heller ej en stor sensitivitet, hvor E(L)C₁₀-værdierne ligger fra 80,98 til 163,58 mg/kg tørvægt. De mest sensitive arter ud fra tilgængelig data er insektet *C. dilutus*, som lever sit larvestadie i ferskvandssediment, og børsteormen *B. sowerbyi*. For *C. dilutus* er NOEC-værdierne angivet fra 30-39 mg/kg tørvægt. Den laveste effektværdi ses dog hos *B. sowerbyi* med en EC₁₀ for vækst på 22,13 mg/kg tørvægt.

For saltvandssediment er der fundet ét validt studie, som har testet effekten af arsen i sediment over for to saltvandsarter (*Crassostrea gigas* og *Vibrio fischeri*), som repræsenterer de to taksonomiske grupper: muslinger og bakterier. Studiet (Mamindy-Pajanya et al., 2013) har udført en subkronisk (24 timer) test på larver af muslingen *C. gigas*, hvor effekten blev rapporteret som EC₅₀ for As(III) og As(V) på henholdsvis 1,37 og 0,92 mg/l. For den marine bakterie, *Vibrio fischeri*, blev der udført en akut test (30 min) resulterende i EC₅₀ for As(III) og As(V) på henholdsvis 121 og 22 mg/kg tørvægt. Resultaterne af studiet peger på, at toksiciteten er højere for As(V) end As(III).

Der er kun fundet ét enkelt studie, som rapporterer en kronisk effektværdi for saltvand for arten *C. gigas*. Studiet er udført som limittest og angiver en NOEC for dødelighed på 20,5 mg/kg tørvægt, dog er studiet ikke vurderet anvendeligt.

4.2 Toksicitet over for pattedyr og fugle

For pattedyr er der fundet toksicitetsdata repræsenterende studier med mus, rotter, abe og kanin, hvor studierne er fortaget med oralt indtag af arsen enten via drikkevand, foder eller via gavage¹. Al toksicitetsdata er præsenteret i bilag A.

For de subkroniske og kroniske studier på pattedyr er effektværdier ved indtagelse via drikkevand angivet i området 0,014 til 29 mg As/l ved forskellige endpoints så som nyreskader, udvikling, tumordannelse og overlevelse. Den laveste effektværdi på 0,014 mg As/l er for mus med endpointet nyreskader. Effekterne beskrives dog som begrænset, og der blev heller ikke observeret nogen histopatologiske ændringer. Ved dosering via oral gavage er effektværdierne for pattedyr i området 0,036 til 3,6 mg As/kg lgv/dag. Laveste effektværdi er NOAEL på 0,036 mg As/kg lgv/dag for aben *Macaca fascicularis*. I dette studie (Thorgeisson *et al.*, 1994) blev 20 aber eksponeret via foder i fem dage per uge i 15 år. Det undersøgte endpoint var tumordannelse, men der blev ikke observeret nogen tumor i de 11 overlevende aber ved studiets afslutning (heller ej i de ni aber, som døde under forsøgsperioden). En LOAEL-værdi på 0,07 mg total As/kg lgv/dag er bestemt for et 26 måneders studie med mus. I dette studie (Ng *et al.*, 1999a) blev mus eksponeret via drikkevand ved en koncentration på 500 µg Na-arsenat/L, dog er det ikke muligt at bestemme en NOAEL-værdi. For både Thorgeisson *et al.* (1994) og Ng *et al.* (1999a) er der kun anvendt én testkoncentration, hvorved dosis-respons ikke er opnået.

Derudover er NOAEL for oralt indtag af arsen rapporteret til mellem 1,5 og 3,5 mg As/kg lgv/dag baseret på 2-årige studier af rotter og hunde (Canadian Environmental Protection Act, 1993 refereret i MST, 2008/2017). Og for rotter er der derudover rapporteret LD₅₀-værdier fundet i området 15-293 mg/kg (MST, 2002).

Det vurderes på baggrund af data for pattedyr, at NOAEL-værdien, angivet i bilag A, på 0,4 mg As/kg lgv/dag for kaniner vil være den kritiske værdi. Denne NOAEL er valgt, da endpointet er reproduktion i form af udvikling af afkom under graviditet, samt at der ved dette studie er observeret dosis-respons, hvorfra NOAEL er bestemt.

For fugle er der fundet akutte LD₅₀-værdier for seks arter, dog er data vurderet utroværdige primært grundet manglende beskrivelse af studierne. For de subkroniske og kroniske effekter er der fundet tre troværdige studier med effektværdier i området 11,4 til 36 mg As/kg foder for forskellige endpoints så som effekter på adfærd, fødeoptag og ællingeproduktion.

I studiet af Holcman & Stibilj (1997) blev 49 uger gamle høns eksponeret for arsentrioxid gennem foderet i 19 dage. Formålet med studiet var at undersøge koncentrationen af arsen i æg, når høns blev eksponeret. Hønsenes adfærd og fødeoptag blev også observeret, men der blev ikke set en

¹ Gavage: en fodersonde føres via munden ned gennem spiserøret og ind i maven.

effekt herfor ved nogen af testkoncentrationerne. Højeste testkoncentration var 30 mg arsentrioxid/kg foder (11,4 mg As/kg foder), som angives som subkronisk NOAEL-værdi.

To øvrige studier for fugle er fundet, som begge har testet effekter på gråænder. I studiet af Whitworth *et al.* (1991) blev daggamle ællinger eksponeret for natriumarsenat gennem føden i ni uger. Endpoints, der blev undersøgt, var adfærd og generel giftighed. En signifikant effekt blev observeret ved højeste testkoncentration på 300 ppm i foder, hvortil subkroniske NOAEL-værdi sættes lig med næsthøjeste koncentration på 100 ppm (36 mg As/kg foder).

Stanley *et al.* (1994) eksponerede kønsmodende (voksne) ænder for natriumarsenat i op til 18 uger. Efter fire uger blev hunner og hanner sat sammen i par med tilgang til rede. Ællinger klækket under eksponeringen blev via føden eksponeret for samme testkoncentration som forældrene i 14 dage. Endpoints som reduceret krop- og levervægt (både voksne og ællinger), forsinket æglægning, tyndere æggeskal m.m. antages at skyldes et utilstrækkeligt fødeindtag. Der blev ikke observeret signifikante effekter på befrugtning af æg, klæknings succes eller dødelighed af ællinger ved nogen af testkoncentrationerne. Studiet lægger dog vægt på at ællingeproduktion (antal af ællinger, der er levende ved dag 14 for reder producerende en eller flere ællinger), hvor en signifikant effekt på 81% blev observeret ved højeste testkoncentration (400 µg/g foder), kan påvise at en løbende eksponering kan påvirke reproduktionssuccesen hos gråænder negativt. Den kroniske NOAEL-værdi sættes lig med næsthøjeste koncentration på 100 µg/g foder (33,5 mg As/kg foder).

Det vurderes på baggrund af data for fugle, at den kroniske NOAEL-værdi på 33,5 mg As/kg foder med effekt på ællingeproduktion vil være den kritiske værdi. Denne NOAEL er valgt, da den vurderes at være baseret på det mest relevante endpoint ift. kroniske effekter (reproduktion).

4.3 Toksicitet over for mennesker

Arsen har en harmoniseret klassificering for Acute Tox. 3; H301/331 (giftig ved indtagelse og ved indånding), Aquatic Acute 1; H400 (meget giftig for vandlevende organismer) og Aquatic Chronic 1; H410 (meget giftig for vandlevende organismer med langvarige virkninger), samt selvklassificeringerne for Carc. 1A; H350 (kan være kræftfremkaldende) og Repr. 1A; H360 (kan skade forplantningsevnen eller det ufødte barn).

Den kræftfremkaldende effekt vil være den kritiske effekt af arsen ved indtagelse, men der er ikke fastsat en nedre tærskel for den kræftfremkaldende effekt, hvorved det ikke er muligt at fastlægge en sundhedsbaseret nedre grænse for indtaget. EFSA, har tilmed i opinion fra 2009 redegjort for, at det ikke er passende at udlede en TDI-værdi for uorganisk arsen ud fra data på mennesker (MST, 2014).

Et provisorisk maksimalt tolerabelt dagligt indtag på 0,002 mg/kg lgv/dag blev fastlagt for uorganisk arsen af JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) i 1983. Dette blev af JECFA i 1988 erstattet af et provisorisk tolerabelt ugentligt indtag på 0,015 mg/kg lgv/uge, som i 2010 i forbindelse med en revurdering blev tilbagetrukket (MST, 2014).

I en rapport fra 2011 har JECFA fremlagt en lineær sammenhæng mellem eksponering til arsen og risikoen for at udvikle lungekræft ud fra oralt indtag af arsen hos normalbefolkningen (WHO/FAO, 2011), som også er refereret til i ECHA (2013) og i ECHA's Komite for Risikovurdering (RAC, 2017). Det orale indtag af arsen, forbundet med en 10^{-6} risiko for at udvikle kræft i løbet af levetiden, kan ud fra en lineære dosis-respons sammenhæng estimeres til 0,6 ng/kg lgv/dag. Dette er

baseret på en $BMDL_{0.5}$ (benchmark dosis niveau for 0,5% risiko for lungekræft) på 3 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dag}$ (ECHA, 2013).

En af de væsentligste kilder til oral eksponering for arsen er gennem fødevarer, så som ris og tang. For risprodukter foreligger der i EU, jf. forordning 2015/1006, en grænseværdi for uorganisk arsen på 0,1-0,3 mg/kg som summen af As(III) og As(V) (EU, 2015).

Eksponering kan også forgå gennem drikkevand. I REACH registreringen beregnes en oral DNEL på 1,7 $\mu\text{g As}/\text{kg lgv}/\text{dag}$ baseret på et epidemiologisk studie med arsen i drikkevand (ECHA, 2022).

I Danmark er der fastsat en grænseværdi for indholdet af arsen i drikkevand på 5 $\mu\text{g As}/\text{l}$ ved taphane som drikkevandskvalitetskrav (Bekendtgørelse nr. 972 af 21/06/2022 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsygningsanlæg). Der er desuden udledt et sundhedsbaseret jordkvalitetskriterium på 20 mg/kg jord for arsen (MST, 2002).

5 Andre effekter

Alle uorganiske arsenforbindelser er klassificeret som kræftfremkaldende af IARC (International Agency for Research on Cancer) (Group 1, Carcinogens to humans). Arsenforbindelser som gruppe er ikke klassificeret som kræftfremkaldende i EU.

Følgende arsenforbindelser er klassificerede som kræftfremkaldende i henhold til CLP-reguleringen (EC) 1272/2008: arsen trioxid, arsen pentoxid, arsen syre og dets salte.

6 Udledning af vandkvalitetskriterium

Miljøkvalitetskriterierne i dette datablad er fastsat i overensstemmelse med EU's Guidance Document no. 27: Technical Guidance Document (TGD) for Deriving Environmental Quality Standards (EU, 2018).

6.1 Kvalitetskriterium for sediment (SKK)

Jf. TGD (EU, 2018) skal der udledes et sedimentkvalitetskriterie, hvis K_{oc} eller K_{ow} er ≥ 3 eller hvis der er anden evidens for høj toksicitet overfor benthiske organismer. For arsen, som er et metallisk grundstof, er K_{oc} og K_{ow} ikke relevant, og i stedet ses på K_p -værdier, som generelt ligger over 3 (tabel 2.1), hvorved det er relevant at udlede et sedimentkvalitetskriterie (SKK).

En række europæiske lande har fastsatte eller foreslåede sedimentkvalitetskriterier, men der er en forholdsvis stor spredning i værdierne. Spredningen skyldes tildels forskel i anvendte metoder eller valg af udslagsgivende studie. Eksempelvis har Norge fastsat et kriterie for både ferskvands- og marint sediment på 3 mg/kg tørvægt ud fra ligevægtsbetragtning og som added risk approach, hvor baggrundskoncentrationen på 15 mg/kg tørvægt skal lægges til (Miljødirektoratet, 2014). Frankrig har i deres udkast til sedimentkriterier fra 2015 anvendt toksicitetsdata (NOEC på 30 mg/kg tørvægt for insektlarven *Chironomus dilutus*), og ud fra dette bestemt sedimentkriterier for ferskvands- og marint sediment på henholdsvis 0,6 og 0,06 mg/kg tørvægt. Som nyeste eksempel har Calmers Universitet i Sverige foreslået sedimentkriterier for ferskvands- og marint sediment på henholdsvis 2,2 og 0,4 mg/kg tørvægt (Hermansson & Ytreberg, 2022). Ligesom Frankrigs forslag er Calmers kriterier også baseret på toksicitetsdata, dog et nyere studie fra 2021 (EC_{10} på 22,13 mg/kg tørvægt for børsteormen *Branchiura sowerbyi*). Tilmed er Calmers kriterier bestemt ud fra total risk approach (Hermansson & Ytreberg, 2022). For både Frankrigs og Calmers forslag til kriterier er der ikke foretaget en normalisering til organisk karbon (OC).

I dette datablad er udledning af et SKK for arsen foretaget på baggrund af tilgængelige data fra sedimenttest med benthiske organismer (bilag A). Dertil er der valgt ikke at lave en normalisering til OC, da der ikke er nok tilgængelige data til at teste om der er en korrelation mellem OC og koncentrationen af arsen i sediment, og tilmed heller ej er fundet litteratur, der viser en sammenhæng. Det er dog vist at have lav betydning i jord (afsnit 3.3). Derudover anvendes total risk approach, hvortil der ikke skelnes mellem den naturlige baggrundskoncentration og den menneskeskabte udledning af arsen til miljøet. Denne fremgangsmåde er både anbefalet af TGD (EU, 2018) og af eksperter, da added risk approach vil være økologisk uhensigtsmæssigt (Lagerström et al., 2021; Hermansson & Ytreberg, 2022). Dertil er det også vurderet at baggrundskoncentrationerne bør vurderes under implementeringen af miljøkvalitetskriterierne frem for under udledningen af kriterierne (Lagerström et al., 2021; Hermansson & Ytreberg, 2022), derved tages der her heller ikke højde for baggrundskoncentrationen af arsen.

Til beregning af SKK anvendes kroniske toksicitetsdata, hvorfra der haves troværdigt data for fire ferskvandsarter fordelt på tre taksonomiske grupper. Dertil er der ikke tilgængelige troværdige data for saltvand.

For ferskvands sediment anvendes på baggrund af troværdig data en usikkerhedsfaktor på 10 jf. TGD (tabel 11, EU, 2018) på den lavest effektværdi, hvor sedimentkoncentrationen er målt i den fine fraktion ($> 63 \mu\text{m}$). SKK udledes derfor på baggrund af EC_{10} bestemt for væksten af *Branchiura sowerbyi* på 22,13 mg/kg tørvægt (markeret med fed i bilag A).

$$\text{SKK}_{\text{ferskvand}} = 22,13 \text{ mg/kg tørvægt} / 10 = \mathbf{2,2 \text{ mg/kg tørvægt}}$$

Udledning af SKK for marine sedimenter baseres også på ferskvandsdata, da der ikke er nogen troværdige data for saltvand. Derved anvendes en usikkerhedsfaktor på 50 jf. TGD (tabel 13, EU, 2018) på den laveste effektværdi, som også her er den for ferskvandarten *B. sowerbyi*:

$$\text{SKK}_{\text{saltvand}} = 22,13 \text{ mg/kg tørvægt} / 50 = \mathbf{0,4 \text{ mg/kg tørvægt}}$$

6.2 Kvalitetskriterium for biota, sekundær forgiftning ($BKK_{\text{sek. forgiftn.}}$)

Tyskland, Norge, Holland og Storbritannien (Wenzel, 2014; Miljødirektoratet, 2014; IKS, 2009; Lepper *et al.*, 2007) har i forbindelse med fastsættelsen af nationale miljøkvalitetskriterier for arsen ikke udledt et kriterie for sekundær forgiftning, da arsen ikke anses for at biomagnificere. Tilmed noterer Lepper *et al.* (2007), at da der ingen tegn er på biomagnificering af arsen i fødekæder med undtagelse af i alger og højere planter, betragtes sekundær forgiftning af rovdyr, f.eks. pattedyr og fugle, ikke at udgøre en betydelig risiko.

Jævnfør TGD (EU, 2018) skal der udeledes et biotakvalitetskriterie ($BKK_{\text{sek. forgiftn.}}$) for sekundær forgiftning, hvis BCF (BAF) ≥ 100 . I afsnit 3.2 er angivet BCF/BAF -værdier for arsen, hvor værdierne ligger over 100 for flere taksonomiske grupper, herunder musling og fisk. Det bør dog noteres, at for metaller hænger BCF/BAF -værdien oftest sammen med den testede vandkoncentration, og at man dertil bør være kritisk i forhold til anvendelsen af BCF/BAF for metaller. Det vurderes dog relevant at beregne et $BKK_{\text{sek. forgiftn.}}$, da flere bioakkumuleringsstudier angiver BCF/BAF -værdier over 100, og da arsen og uorganiske arsenforbindelser potentielt er kræftfremkaldende, samt på baggrund af arsens virkemekanismer (afsnit 1).

$BKK_{\text{sek. forgiftn.}}$ bestemmes ud fra kroniske studier for pattedyr og fugle med dosering via foder, hvor den laveste troværdige toksicitetsværdi anvendes i beregningerne. Der er her foretaget beregninger for både pattedyr og fugle, hvorefter den laveste beregnede værdi anvendes som endelig værdi for $BKK_{\text{sek. forgiftn.}}$.

Muslinger anses som værende den kritiske fødekilde på grund af ringe opkoncentrering af arsen gennem fødekæden.

Pattedyr

For beregning af $BKK_{\text{sek. forgiftn.}}$ for pattedyr anvendes NOAEL-værdien på 0,4 mg As/kg/dag for effekter på udviklingen af afkom hos kaniner (Nemec *et al.*, 1998) (markeret med fed i bilag A).

Jf. TGD (EU, 2018) skal NOAEL-værdien energinormaliseres ved at anvende metode A s. 85 i TGD (EU, 2018) for at beregne DEE². Her anvendes en gennemsnitlig legemsvægt på 4400 g for en kanin, ud fra data angivet i Nemeč *et al.* (1998). Følgende ligning anvendes for pattedyr:

$$\begin{aligned}\text{Log DEE [kJ/d]} &= 0,8136 + 0,7149 * \log \text{lgv [g]} \\ &= 0,8136 + 0,7149 * \log 4400 = 3,42\end{aligned}$$

$$\text{DEE [kJ/d]} = 10^{3,42} = 2630 \text{ kJ/d}$$

Dernæst anvendes ovenstående værdi (DEE), legemsvægten angivet i kg (4,4 kg) og NOAEL-værdien på 0,4 mg/kg lgv/dag til at energinormalisere NOAEL (s. 86, EU, 2018):

$$\begin{aligned}\text{Konc}_{\text{energinormaliseret}} [\text{mg/kJ}] &= \text{dose} * (\text{lgv}/\text{DEE}) \\ &= 0,4 \text{ mg/kg lgv/dag} * (4,4 \text{ kg} / 2630 \text{ kJ/d}) = 0,00067 \text{ mg/kJ}\end{aligned}$$

Det anvendte toksicitetsstudie betragtes som subkronisk med eksponeringen udført i mere end 10 dage under drægtighedsperioden. Der skal derved jf. s. 88 i TGD (EU, 2018) anvendes en ekstrapoleringsfaktor på 3 for at ekstrapolere til langtidseffekter, da eksponeringen foregår under den kritiske fase af embryoudviklingen. Dertil skal der ekstrapoleres fra laboratorie til forskellige beskyttelsesniveauer ved anvendelse af en faktor på 10 (tabel 10 i EU, 2018). Samlet fås en faktor på 30, som $\text{Konc}_{\text{energinormaliseret}}$ divideres med, resulterende i følgende PNEC-værdi:

$$\text{PNEC} = 0,00067 \text{ mg/kJ} / 30 = 0,000022 \text{ mg/kJ}$$

Herefter energinormaliseres PNEC i forhold til det kritiske fødeemne (musling). TGD angiver energiindholdet for muslinger til 19.000 kJ/kg tørvægt og et tørstofindhold på 8% (tabel 7 i EU, 2018). Deraf fås $\text{BKK}_{\text{sek. forgiftn.}}$ for pattedyr til:

$$\begin{aligned}\text{BKK}_{\text{sek. forgiftn.}} &= 0,000022 \text{ mg/kJ} * (19.000 \text{ kJ/kg tørvægt} * 0,08) = 0,033 \text{ mg/kg musling vådvægt} \\ &= 0,000022 \text{ mg/kJ} * 19.000 \text{ kJ/kg tørvægt} = 0,42 \text{ mg/kg musling tørvægt}\end{aligned}$$

Fugle

For beregning af $\text{BKK}_{\text{sek. forgiftn.}}$ for fugle anvendes NOAEL-værdien fra forsøg med gråænder, *Anas platyrhynchos*, på 33,5 mg As/kg foder (Stanley *et al.*, 1994) (markeret med fed i bilag A).

Jf. TGD (EU, 2018) skal NOAEL-værdien energinormaliseres i forhold til energiindholdet i foder ved at anvende metode B s. 86-87 i TGD (EU, 2018), da NOAEL-værdien ikke er en effektværdi baseret på daglig dosis. Energiindholdet for føden i det pågældende studie er ikke oplyst, og derfor anvendes værdierne for græs- og kornfrø i tabel 8 i TGD (EU, 2018), der beskriver et energiindhold på 18.400 kJ/kg tørvægt og et tørstofindhold på 85,3%:

$$\text{NOAEL}_{\text{energinormaliseret}} = 33,5 \text{ mg As/kg foder} / (18.400 \text{ kJ/kg tørvægt} * 0,853) = 0,0021 \text{ mg/kJ}$$

² Daily Energy Expenditure, som refererer til den daglige føde organismen skal indtage for at møde dens energikrav.

Da NOAEL-værdien er baseret på langtidseffekter divideres $NOAEL_{\text{energinormaliseret}}$ med en usikkerhedsfaktor på 1, idet studiet betragtes som kronisk (tabel 9 i EU, 2018), samt en usikkerhedsfaktor på 10 (tabel 10 i EU, 2018) for at ekstrapolere fra laboratorieforsøg, resulterende i følgende PNEC-værdi:

$$PNEC = 0,0021 \text{ mg/kJ} / 10 = 0,00021 \text{ mg/kJ}$$

PNEC-værdien skal herefter energinormaliseres i forhold til det kritiske fødeemne (musling). Energiindholdet for muslinger er 19.000 kJ/kg tørvægt med et tørstofindhold på 8% (tabel 7 i EU, 2018). Deraf fås $BKK_{\text{sek. forgiftn.}}$ for fugle til:

$$\begin{aligned} BKK_{\text{sek. forgiftn.}} &= 0,00021 \text{ mg/kJ} * (19.000 \text{ kJ/kg tørvægt} * 0,08) = 0,32 \text{ mg/kg musling vådvægt} \\ &= 0,00021 \text{ mg/kJ} * 19.000 \text{ kJ/kg tørvægt} = 3,99 \text{ mg/kg musling tørvægt} \end{aligned}$$

Det anbefales at anvende den laveste af de to beregnede værdier for $BKK_{\text{sek. forgiftn.}}$, som her er den bestemt for pattedyr, hvorved de endelige værdier for $BKK_{\text{sek. forgiftn.}}$ fastsættes til:

$$\begin{aligned} BKK_{\text{sek. forgiftn.}} &= \mathbf{0,033 \text{ mg/kg musling vådvægt}} \\ &= \mathbf{0,42 \text{ mg/kg musling tørvægt}} \end{aligned}$$

6.3 Kvalitetskriterium for human konsum af vandlevende organismer (HKK)

Stoffet er ikke biomagnificerende, men på grund af selvklassificeringerne som potentielt kræftfremkaldende og reproduktionsskadeligt, samt IARC's gruppeklassificering som kræftfremkaldende for de uorganiske arsenforbindelser (afsnit 5) skal der udledes et kvalitetskriterium for human konsum (HKK).

Det orale indtag af arsen, der kan forbindes med en 10^{-6} risiko for at udvikle kræft i løbet af levetiden, kan ud fra den lineære dosis-responsammenhæng estimeres til 0,6 ng/kg lgv/dag (ECHA, 2013). Denne værdi anvendes ved udledningen af HKK, hvortil der anvendes en allokeringsfaktor på 20%, da det antages, at 20% af dosis er fra fisk og skaldyr, samt et standardindtag på 0,00163 kg fiskeprodukt vådvægt/kg lgv/dag (EU, 2018). For at omregne HKK til tørvægt anvendes et tørstofindhold på 26% (tabel 7, EU, 2018). Deraf fås følgende værdier for HKK:

$$\begin{aligned} HKK &= (0,2 * TL_{hh}) / 0,00163 = (0,2 * 0,0006 \text{ } \mu\text{g/kg lgv/dag}) / 0,00163 = \mathbf{0,074 \text{ } \mu\text{g/kg vådvægt}} \\ &= 0,074 \text{ } \mu\text{g/kg vådvægt} / 0,26 = \mathbf{0,28 \text{ } \mu\text{g/kg tørvægt}} \end{aligned}$$

6.4 Vandkvalitetskriterium baseret på $BKK_{\text{sek. forgiftn.}}$ og HKK

For at se om vandkvalitetskravene sikrer beskyttelse af biota, kan biotakriterierne tilbageregnes til en vandkoncentration ved at dividere med BCF/BAF-værdien for hhv. det kritiske fødeemne (her musling) for sekundær forgiftning og fisk for human konsum. Jf. afsnit 3.2 er der angivet BCF/BAF-værdier for muslinger i området 350 til 1079 l/kg og for fisk i området 4 til 1511 l/kg. Den store variation skyldes til dels forskel i koncentration af arsen i vandet, samt forskelle mellem fersk- og saltvand. For tilbageregning til en vandkoncentration anvendes her BAF for ferskvandsmuslinger på 1079 l/kg (ved 1,9 $\mu\text{g As/l}$) og BAF for ferskvandsfisk på 146 l/kg (ved 1,6 $\mu\text{g As/l}$). Til sammenligning med saltvand er der kun angivet en BCF for østers på 350 l/kg, hvor

koncentrationen af arsen i vandet er ukendt. Derved vurderes det, at BAF for ferskvandsmusling her også dækker saltvand. For saltvandslevende fisk er der angivet gennemsnitlig BAF på 741 l/kg (ved 1,37 til 4,48 µg As/l).

Heraf fås følgende værdier:

$$BKK_{\text{fersk/saltvand}} = 0,033 \text{ mg/kg vådvægt (musling)} / 1079 \text{ l/kg} = 0,00003 \text{ mg/l} = 0,03 \text{ µg/l}$$

$$HKK_{\text{ferskvand}} = 0,074 \text{ µg/kg vådvægt} / 146 \text{ l/kg} = 0,0005 \text{ µg/l} = 0,5 \text{ ng/l}$$

$$HKK_{\text{saltvand}} = 0,074 \text{ µg/kg vådvægt} / 741 \text{ l/kg} = 0,0001 \text{ µg/l} = 0,1 \text{ ng/l}$$

I Danmark er der fastsat et vandkvalitetskrav for ferskvand på 4,3 µg/l og et for saltvand på 0,6 µg/l, hvor saltvandskravet er fastsat som tilføjet værdi, hvortil baggrundskoncentrationen skal lægges til (MST, 2008/2017). Ifølge ovenstående er alle værdier lavere end de fastsatte vandkvalitetskrav, hvilket ville betyde at vandkvalitetskravene ikke sikrer beskyttelse af sekundær forgiftning eller human konsum. Dog er det vurderet at de organiske arsenforbindelser generelt er mindre toksiciske end uorganisk arsen, og at sekundær forgiftning fra disse vurderes at være usandsynligt. Med den baggrund og at overstående beregnede værdier kun kan anvendes vejledende, da der vil være usikkerheder forbundet med anvendelsen af BCF/BAF-værdier for metaller – for arsen er BCF/BAF-værdierne meget varierende og afhænger af koncentrationen af arsen i vandet – vurderes det ikke at overstående værdier bør anvendes som VKK, da de vil være for konservative og usikre.

Det antages jf. afsnit 3.3, at den naturlige baggrundskoncentration af uorganiske arsenforbindelser i overfladevandet i Danmark skønnes at være 1 µg/l for saltvand og 2 µg/l for ferskvand. BKK_{vand} og HKK_{vand} vil i sammenhold med disse ligge langt under baggrundsværdierne, hvilket også gør dem uanvendelige.

7 Konklusion

Følgende kvalitetskriterier for vandmiljøet er bestemt for arsen:

Sedimentkvalitetskriterium

SKK_{ferskvand} 2,2 mg/kg tørvægt

SKK_{saltvand} 0,4 mg/kg tørvægt

Biotakvalitetskriterium, sekundær forgiftning

BKK_{sek.forgiftn.} 0,033 mg/kg vådvægt (musling)
0,42 mg/kg tørvægt (musling)

Biotakvalitetskriterium, human konsum

HKK 0,074 µg/kg vådvægt
0,28 µg/kg tørvægt

8 Referencer

ATSDR (2007). Toxicological profile for arsenic. U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. August 2007.

Blakley, B., Sisodia, C. & Mukkur, T. (1980). The effect of methylmercury, tetraethyllead and sodium arsenite on the humoral immune response in mice. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 52, 245–254.

Canadian Environmental Protection Act. (1993). Arsenic and its Compounds. Priority Substances List Assessment Report. Government of Canada.

Carmignani, M., Boscolo, P. & Iannaccone, A. (1983). Effects of chronic exposure to arsenate on the cardiovascular function of rats. *British Journal of Industrial Medicine*, 40, 280–284.

DMU (1996). Tungmetaller i danske jorder. TEMA-rapport fra DMU, Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser 1996/4.

http://www2.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_temaraapporter/rapporter/87-7772-235-3.pdf

ECHA (2013). Final report for Arsenic. Services to support the assessment of remaining cancer risks related to the use of chromium- and arsenic-containing substances in Applications for Authorisation November 2013. ECHA/2011/01-SR-11.

ECHA (2022). Registreringsdossier for arsen, CAS 7440-38-2.

<https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/22366>

EPA (2005). Partition coefficients for metals in surface water, soil, and waste. US Environmental Protection Agency.

Ettajani, H., Amiard-Triquet, C., Jeantet, A.Y. & Amiard, J.C. (1996). Fate and effects of soluble or sediment-bound arsenic in oysters (*Crassostrea gigas* Thun). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 31, 38–46.

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 (2015). Kommissionens forordning (EU) 2015/1006 af 25. juni 2015 om ændring af forordning (EF) nr. 1881/2006 for så vidt angår grænseværdier for uorganisk arsen i fødevarer.

https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/?uri=uriserv%3AOJ.L_.2015.161.01.0014.01.DAN

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

FOREGS (2005). Geochemical Baseline Mapping Programme. Online homepage: <http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/index.php>. Direkte link til kortet over målinger af arsen i Europa: http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/maps/StreamSed/s_xrf_as_edit.pdf.

Fowler, B.A. (1983). Ärsenical metabolism and toxicity to freewater and marine species. In: Fowler, B.A. (Ed.) Biological and Environmental Effects of Ärsenic, Elsevier, Amsterdam, pp. 155-170.

Fendorf, S., Nico, P.S., Kocar, B.D., Masue, Y. & Tufano, K.J. (2010). Arsenic chemistry in soils and sediments. Developments in Soil Science, Vol. 34, 2010, p. 357-378.

GEUS (2007). Grundvand. Status og udvikling 1989-2006. www.grundvandsovervaagning.dk

Goulet, R.R. & Thompson, P. (2018). Bioaccumulation and Toxicity of Uranium, Arsenic, and Nickel to Juvenile and Adult *Hyalella azteca* in Spiked Sediment Bioassays. Environmental Toxicology and Chemistry, 37 (9): 2340-2349.

Hermansson, A.L. & Ytreberg, E. (2022). Arsenic in sediment – an environmental quality standard overview. <https://research.chalmers.se/publication/530952>

Hill, E.F. & Camardese, M.B. (1986). Lethal dietary toxicities of environmental contaminants and pesticides to Cotumix. Fish and Wildlife Technical Report 2. Department of the Interior Fish and Wildlife Service.

Holcman, A. & Stibilj, V. (1997). Arsenic residues in eggs from laying hens fed with a diet containing arsenic (III) oxide. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 32, 407–410.

Holson, J.F., Stump, D.G., Clevidence, K.J., Knapp, J.F. & Farr, C.H. (2000). Evaluation of the prenatal developmental toxicity of orally administered arsenic trioxide in rats. Food Chem Toxicol 38:459-466.

Hudson, R.H., Tucker, R.K. & Haegele, M.A. (1984). Handbook of toxicity of pesticides to wildlife. Resource Publication 153. Ashington, DC, U.S. Department of the Interior Fish and Wildlife Service.

Hughes, M. & Thompson, D. (1996). Subchronic dispositional and toxicological effects of arsenate administered in drinking water to mice. Journal of Toxicology and Environmental Health, 49, 177–196.

Ikemoto, T., Tu, N.P.C., Okuda, N., Iwata, A., Omori, K., Tanabe, S., Tuyen, B.C. & Takeuchi, I. (2008). Biomagnification of Trace Elements in the Aquatic Food Web in the Mekong Delta, South Vietnam Using Stable Carbon and Nitrogen Isotope Analysis. Arch Environ Contam Toxicol, 54: 504-515.

IKSR (2009). Ableitung von Umweltqualitätsnormen für die Rhein-relevanten Stoffe – Juli 2009. Bericht nr. 164.

https://www.iksr.org/fileadmin/user_upload/DKDM/Dokumente/Fachberichte/DE/rp_De_0164.pdf

INERIS (2015). Valeur Guide Environnementale. Arsenic et ses derives inorganiques – CAS: 7440-38-2; 7784-40-9; 7778-43-0; 1327-53-3 1303-28-2.

<https://substances.ineris.fr/fr/substance/cas/7440-38-2/3>

Jensen, J., Sanderson, H., Larsen, M.M., Johansson, L.S. & Kallestrup, H. (2019). Assessment of hazardous substances in Danish sediment and biota according to Norwegian, Swedish and Dutch quality, Technical Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No146, 2019.

Klimisch, H., Andreae, M. & Tillmann, U. (1997). A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. Regul Toxicol Pharm, 25, 1-5.

Lagerström, M., Hermansson, A.L. & Ytreberg, E. (2021). Copper as a HELCOM core indicator, report: <https://research.chalmers.se/en/publication/?id=527564>.

Lepper, P., Sorokin, N., Maycock, D., Crane, M., Atkinson, C., Hope, S-J. & Comber, S. (2007). Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: arsenic (total dissolved). Environment Agency.

Liber, K., Doig, L.E. & White-Sobey, S.L. (2011). Toxicity of uranium, molybdenum, nickel, and arsenic to *Hyalella azteca* and *Chironomus dilutus* in water-only and spiked-sediment toxicity tests, Ecotoxicology and Environmental Safety p. 1171-1179.

Lobo, H., Méndez-Fernández, L., Martínez-Madrid, M., Daam, M.A. & Espíndola, E.L.G. (2016). Acute toxicity of zinc and arsenic to the warmwater aquatic oligochaete *Branchiura sowerbyi* as compared to its coldwater counterpart *Tubifex tubifex* (Annelida, Clitellata). Journal of Soils and Sediments, 16(12), p. 2766-2774.

Lobo, H., Méndez-Fernández, L., Martínez-Madrid, M., Rodriguez, P., Daam, M.A. & Espíndola, E.L.G. (2021). Bioaccumulation and chronic toxicity of arsenic and zinc in the aquatic oligochaetes *Branchiura sowerbyi* and *Tubifex tubifex* (Annelida, Clitellata). Aquatic Toxicology, 239, 105955.

Mamindy-Pajanya, Y., Hurel, C., Gélet, F., Galgani, F., Battaglia-Brunet, F., Marmier, N. & Roméo, M. (2013). Arsenic in marine sediments from French Mediterranean ports: Geochemical partitioning, bioavailability and ecotoxicology. Chemosphere, March 2013, Volume 90, Issue 11, Pages 2730–2736.

Martinez, E.A., World, L. Moore, B.C., Schaumloffel, J. & Dasgupta, N. (2006). Morphologic and Growth Responses in *Chironomus tentans* to Arsenic Exposure. Arch Environ Contam Toxicol, 51: 529-536.

Miljødirektoratet (2014). Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder. Rapport nr. M-241.

MST (2002). Arsen Jordkvalitetskriterium. December 2002 ENI/IFSE.

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

<https://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2004/nov/principper-for-fastsaettelse-af-vandkvalitetskriterier-for-stoffer-i-overfladevand/>

MST (2008/2017). Arsen (CAS nr. 7440-38-2). Fastsættelse af vandkvalitetskriterier.
<https://mst.dk/media/196467/arsen-7440-38-2.pdf>

MST (2014). Arsenic, inorganic and soluble salts. Evaluation of health hazards and proposal of a health-based quality criterion for drinking water. Environmental Project No. 1532, 2014.

Nemec, M.D., Holson, J.F., Farr, C.H. & Hood, R.D. (1998). Developmental toxicity assessment of arsenic acid in mice and rabbits. *Reprod Toxicol* 12(6):647-658.

Ng, J.C., Seawright, A.A., Qi, L., Garnett, C.M., Chiswell, B. and Moore, M.R. (1999). Tumours in mice induced by exposure to sodium arsenate in drinking water. *Arsenic Exposure and Health Effects*, edited by Chappell, W.R, Abernathy, C.O. & Calderon, R.L. pp. 217–223. Elsevier Science 1999.

Nikunen, E., R. Leinonen, B. Kemiläinen & A. Kultamaa (2000a). Environmental properties of chemicals, volume 1. Finnish Environment Institute, Helsinki.

Nikunen, E., R. Leinonen, B. Kemiläinen & A. Kultamaa (2000b). Environmental properties of chemicals, volume 2. Finnish Environment Institute, Helsinki.

Office of Pesticide Programs (2000). Pesticide Ecotoxicity Database. [Formerly Environmental Effects Database (EEDB)]. Washington, DC: US EPA Environmental Fate and Effects Division.
<https://ecotox.ipmcenters.org/index.cfm?menuid=5>

Pant, N., Murthy, R. & Srivastava, S. (2004). Male reproductive toxicity of sodium arsenite in mice. *Human & Experimental Toxicology*, 23, No. 8, 399–403.

RAC (2017). Committee for Risk Assessment, RAC, Opinion on Arsenic acid and its inorganic salts. ECHA/RAC/A77-O-0000001412-86-148/F, Adopted 29 May 2017.

Soffritti, M., Belpoggi, F., Esposti, D.D. & Lambertini, L. (2006). Results of a long-term carcinogenicity bioassay on Sprague-Dawley rats exposed to sodium arsenite administered in drinking water. *Ann N Y Acad Sci.* 2006 Sep; 1076:578-91.

Stanley, T., Spann, J., Smith, G. & Roscoe, R. (1994). Main and interactive effects of arsenic and selenium on mallard reproduction and duckling growth and survival. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 26, No. 4, 444–451.

Statista (2022). <https://www.statista.com/statistics/797505/arsenic-worldwide-production/>

Thorgeirsson, U., Dalgard, D., Reeves, J. & Adamson, R. (1994). Tumour incidence in a chemical carcinogenesis study of nonhuman primates. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 19, 130–151.

Wenzel, A. (2014). EQS datasheet – Environmental Quality Standard – Arsenic.

Whitworth, M., Pendleton, G., Hoffman, D. & Camardese, M. (1991). Effects of dietary boron and arsenic on the behaviour of mallard ducklings. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10, 911–916.

WHO (2001). *Environmental Health Criteria 224: Arsenic and Arsenic Compounds* (2nd edn.). International Programme on Chemical Safety (IPCS). World Health Organization, Geneva, 2001. <https://inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc224.htm#7.1.10>

WHO (2002). World Health Organization (WHO). 2002. *Concise International Chemical Assessment Document 47. Arsine: human health aspects*. Geneva: WHO. Available from: <http://www.who.int/ipcs/publications/cicad/en/>

WHO (2018). Arsenic, Key facts. <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/arsenic>

WHO/FAO (2011). *WHO food additives series 63, FAO JECFA monographs 8. Safety evaluation of certain contaminants in food / prepared by the Seventy-second meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA). Arsenic (addendum)*.

Bilag A

Toksicitet over for sedimentlevende organismer (EC_x, LC_x, NOEC, osv.)

Ferskvandsorganismer

Akut toksicitet

Arter	Form/salt	Varighed	Effekt	Værdi mg/kg tørvægt	Bemærkninger	Reference	Troværdighed (1-4)
Krebsdyr <i>Hyalella azteca</i>	Natrium metaarsenit; As(III)	10 dage	LC ₅₀	532	Naturligt sediment: 72,7% vand, 7,4% total organisk kulstof (TOC), 1,7 µmol/g AVS, 57% sand (> 53 µm), 24% silt (2-53 µm) og 19% ler (< 2 µm). Målt baggrunds-koncentration: 2,42 µg As/g tørvægt (tv) (sediment) og 0,66 µg/l (porevand). Målinger foretaget i total sediment.	Liber <i>et al.</i> , 2011	2 ¹
<i>Hyalella azteca</i>	Natrium metaarsenit; As(III)	10 dage	IC ₅₀ , vækst	>468, <724	Naturligt sediment: 72,7% vand, 7,4% TOC, 1,7 µmol/g AVS, 57% sand (> 53 µm), 24% silt (2-53 µm) og 19% ler (< 2 µm). Målt baggrunds-koncentration: 2,42 µg As/g tv (sediment) og 0,66 µg/l (porevand). Målinger foretaget i total sediment.	Liber <i>et al.</i> , 2011	2
<i>Hyalella azteca</i>	Natrium metaarsenit; As(III)	14 dage	LC ₅₀	165	Naturligt sediment. Informationer om sedimentets indhold er ikke angivet. Test på voksne (>21 dage).	Goulet & Thompson, 2018	2 ¹
<i>Hyalella azteca</i>	Natrium metaarsenit; As(III)	14 dage	LC ₅₀	134	Naturligt sediment. Informationer om sedimentets indhold er ikke angivet. Test på juvenile (2-9 dage).	Goulet & Thompson, 2018	2 ¹

Insekter <i>Chironomus dilutus</i>	Natrium metaarsenit; As(III)	10 dage	LC ₅₀	642	Naturligt sediment: 72,7% vand, 7,4% TOC, 1,7 µmol/g AVS, 57% sand (> 53 µm), 24% silt (2-53 µm) og 19% ler (< 2 µm). Målt baggrunds-koncentration: 2,42 µg As/g tv (sediment) og 0,66 µg/l (porevand). Målinger foretaget i total sediment.	Liber <i>et al.</i> , 2011	2 ¹
<i>Chironomus dilutus</i>	Natrium metaarsenit; As(III)	10 dage	IC ₅₀ , vækst	342	Naturligt sediment: 72,7% vand, 7,4% TOC, 1,7 µmol/g AVS, 57% sand (> 53 µm), 24% silt (2-53 µm) og 19% ler (< 2 µm). Målt baggrunds-koncentration: 2,42 µg As/g tv (sediment) og 0,66 µg/l (porevand). Målinger foretaget i total sediment.	Liber <i>et al.</i> , 2011	2
Ledorme <i>Branchiura sowerbyi</i>	Dinatriumhydrogen arsenat; As(V)	28 dage	LC ₅₀	102,87	Naturligt sediment: 46% groft sand (0,5-0,25 mm), 48% fint sand (0,25-0,105 mm) 5% silt (0,105-0,053 mm) og 1% silt-ler (<0,053 mm), 1,7 % organisk materiale (OM). Målt baggrundskoncentration: 2,7 mg As/kg tv. Målinger foretaget i den fine fraktion af sedimentet (< 63 µm).	Lobo <i>et al.</i> , 2021	2 ¹
<i>Branchiura sowerbyi</i>	Dinatriumhydrogen arsenat; As(V)	28 dage	EC ₅₀ , vækst	36,61	Naturligt sediment: 46% groft sand (0,5-0,25 mm), 48% fint sand (0,25-0,105 mm) 5% silt (0,105-0,53 mm) og 1% silt-ler (<0,053 mm), 1,7 % OM. Målt baggrundskoncentration: 2,7 mg As/kg tv. Målinger foretaget i den fine fraktion af sedimentet (< 63 µm).	Lobo <i>et al.</i> , 2021	2 ¹

<i>Tubifex tubifex</i>	Dinaturumhydrogen arsenat; As(V)	28 dage	LC ₅₀	189,15	Naturligt sediment: 49% groft sand (0,5-0,25 mm), 39% fint sand (0,25-0,125 mm) 8% silt (0,125-0,63 mm) og 4% siltler (<0,063 mm), 0,8% OM. Målt baggrundskoncentration: 5,0 mg As/kg tv. Målinger fortaget i den fine fraktion af sedimentet (< 63 µm).	Lobo <i>et al.</i> , 2021	2 ¹
<i>Tubifex tubifex</i>	Dinaturumhydrogen arsenat; As(V)	28 dage	EC ₅₀ , reproduktion	254,52	Naturligt sediment: 49% groft sand (0,5-0,25 mm), 39% fint sand (0,25-0,125 mm) 8% silt (0,125-0,63 mm) og 4% siltler (<0,063 mm), 0,8% OM. Målt baggrundskoncentration: 5,0 mg As/kg tv. Målinger fortaget i den fine fraktion af sedimentet (< 63 µm).	Lobo <i>et al.</i> , 2021	2 ¹
<i>Tubifex tubifex</i>	Dinaturumhydrogen arsenat; As(V)	14 dage	EC ₅₀ , autotomi	210	Naturligt sediment: 49% groft sand (0,5-0,25 mm), 39% fint sand (0,25-0,125 mm) 8% silt (0,125-0,63 mm) og 4% siltler (<0,063 mm), 0,8% OM. Målt baggrundskoncentration: 5,0 mg As/kg tv. Målinger fortaget i den fine fraktion af sedimentet (< 63 µm).	Lobo <i>et al.</i> , 2016	2 ¹
<i>Tubifex tubifex</i>	Dinaturumhydrogen arsenat; As(V)	14 dage	LC ₅₀	251	Naturligt sediment: 49% groft sand (0,5-0,25 mm), 39% fint sand (0,25-0,125 mm) 8% silt (0,125-0,63 mm) og 4% siltler (<0,063 mm), 0,8% OM. Målt baggrundskoncentration: 5,0 mg As/kg tv. Målinger fortaget i den fine fraktion af sedimentet (< 63 µm).	Lobo <i>et al.</i> , 2016	2 ¹

¹ Studie også angivet og vurderet troværdigt i Hermansson & Ytreberg (2022)

Ferskvandsorganismer

Kronisk toksicitet

Værdien markeret med fed indgår i beregningerne af SKK.

Arter	Form/salt	Varighed	Effekt	Værdi mg/kg tørvægt	Bemærkninger	Reference	Troværdighed (1-4)
Krebsdyr <i>Hyalella azteca</i>	Natrium metaarsenit; As(III)	10 dage	NOEC, dødelighed	462	Naturligt sediment: 72,7% vand, 7,4% TOC, 1,7 µmol/g AVS, 57% sand (> 53 µm), 24% silt (2-53 µm) og 19% ler (< 2 µm). Målt baggrunds-koncentration: 2,42 µg/g tv (sediment) og 0,66 µg/l (porevand). Målinger foretaget i total sediment.	Liber <i>et al.</i> , 2011	2 ¹
<i>Hyalella azteca</i>	Natrium metaarsenit; As(III)	10 dage	NOEC, vækst	462	Naturligt sediment: 72,7% vand, 7,4% TOC, 1,7 µmol/g AVS, 57% sand (> 53 µm), 24% silt (2-53 µm) og 19% ler (< 2 µm). Målt baggrunds-koncentration: 2,42 µg/g tv (sediment) og 0,66 µg/l (porevand). Målinger foretaget i total sediment.	Liber <i>et al.</i> , 2011	2 ¹
<i>Hyalella azteca</i>	Natrium metaarsenit; As(III)	14 dage	LC ₂₀	45	Naturligt sediment. Informationer om sedimentets indhold er ikke angivet. Test på voksne (>21 dage).	Goulet & Thompson, 2018	2 ¹
<i>Hyalella azteca</i>	Natrium metaarsenit; As(III)	14 dage	IC ₂₀ , vækst	239	Naturligt sediment. Informationer om sedimentets indhold er ikke angivet. Test på voksne (>21 dage).	Goulet & Thompson, 2018	2 ¹

Insekter <i>Chironomus dilutus</i>	Natrium metaarsenit; As(III)	10 dage	NOEC, dødelighed	39	Naturligt sediment: 72,7% vand, 7,4% TOC, 1,7 µmol/g AVS, 57% sand (> 53 µm), 24% silt (2-53 µm) og 19% ler (< 2 µm). Målt baggrunds- koncentration: 2,42 µg/g tv (sediment) og 0,66 µg/l (porevand). Målinger foretaget i total sediment.	Liber <i>et al.</i> , 2011	2 ¹
<i>Chironomus dilutus</i>	Natrium metaarsenit; As(III)	10 dage	NOEC, vækst	<39	Naturligt sediment: 72,7% vand, 7,4% TOC, 1,7 µmol/g AVS, 57% sand (> 53 µm), 24% silt (2-53 µm) og 19% ler (< 2 µm). Målt baggrunds- koncentration: 2,42 µg/g tv (sediment) og 0,66 µg/l (porevand). Målinger foretaget i total sediment.	Liber <i>et al.</i> , 2011	2 ¹
<i>Chironomus dilutus</i> (og kendt som <i>Chironomus</i> <i>tentans</i>)	As(III) sulfid	10-50 dage	NOEC, udvikling	30	Partikelstørrelse < 200 µm. Ingen yderligere oplysninger om sedimentets oprindelse eller indhold.	Martinez <i>et al.</i> , 2006	2 ¹
Ledorme <i>Branchiura sowerbyi</i>	Dinatriumhydrogen arsenat; As(V)	28 dage	LC ₁₀	86,54	Naturligt sediment: 46% groft sand (0,5-0,25 mm), 48% fint sand (0,25-0,105 mm) 5% silt (0,105-0,053 mm) og 1% silt-ler (<0,053 mm), 1,7% organisk materiale (OM). Målt baggrunds- koncentration: 2,7 mg As/kg tv. Målinger	Lobo <i>et al.</i> , 2021	2 ¹

<i>Branchiura sowerbyi</i>	Dinitirumhydrogen arsenat; As(V)	28 dage	EC ₁₀ , vækst	22,13	fortaget i den fine fraktion af sedimentet (< 63 µm). Naturligt sediment: 46% groft sand (0,5-0,25 mm), 48% fint sand (0,25-0,105 mm) 5% silt (0,105-0,053 mm) og 1% silt-ler (<0,053 mm), 1,7% OM. Målt baggrundskoncentration: 2,7 mg As/kg tv. Målinger fortaget i den fine fraktion af sedimentet (< 63 µm).	Lobo <i>et al.</i> , 2021	2 ¹
<i>Tubifex tubifex</i>	Dinitirumhydrogen arsenat; As(V)	28 dage	LC ₁₀	163,58	Naturligt sediment: 49% groft sand (0,5-0,25 mm), 39% fint sand (0,25-0,125 mm) 8% silt (0,125-0,63 mm) og 4% silt-ler (<0,063 mm), 0,8% OM. Målt baggrunds-koncentration: 5,0 mg As/kg tv. Målinger fortaget i den fine fraktion af sedimentet (< 63 µm).	Lobo <i>et al.</i> , 2021	2 ¹
<i>Tubifex tubifex</i>	Dinitirumhydrogen arsenat; As(V)	28 dage	EC ₁₀ , reproduktion	96,1	Naturligt sediment: 49% groft sand (0,5-0,25 mm), 39% fint sand (0,25-0,125 mm) 8% silt (0,125-0,63 mm) og 4% silt-ler (<0,063 mm), 0,8% OM. Målt baggrundskoncentration: 5,0 mg As/kg tv. Målinger fortaget i den fine fraktion af	Lobo <i>et al.</i> , 2021	2 ¹

<i>Tubifex tubifex</i>	Dinitirumhydrogen arsenat; As(V)	14 dage	EC ₁₀ , autotomi	80,98	sedimentet (< 63 µm). Naturligt sediment: 49% groft sand (0,5-0,25 mm), 39% fint sand (0,25-0,125 mm) 8% silt (0,125-0,63 mm) og 4% silt-ler (<0,063 mm), 0,8% OM. Målt baggrundskoncentration: 5,0 mg As/kg tv. Målinger fortaget i den fine fraktion af sedimentet (< 63 µm).	Lobo <i>et al.</i> , 2016	2 ¹
<i>Tubifex tubifex</i>	Dinitirumhydrogen arsenat; As(V)	14 dage	LC ₁₀	116	Naturligt sediment: 49% groft sand (0,5-0,25 mm), 39% fint sand (0,25-0,125 mm) 8% silt (0,125-0,63 mm) og 4% silt-ler (<0,063 mm), 0,8% OM. Målt baggrundskoncentration: 5,0 mg As/kg tv. Målinger fortaget i den fine fraktion af sedimentet (< 63 µm).	Lobo <i>et al.</i> , 2016	2 ¹

¹ Studie også angivet og vurderet troværdigt i Hermansson & Ytreberg (2022)

Saltvandsorganismer

Akut toksicitet

Arter	Form/salt	Varighed	Effekt	Værdi mg/kg tørvægt	Bemærkninger	Reference	Troværdighed (1-4)
Bakterier <i>Vibrio fischeri</i>	Arsenit; As(III)	30 min	EC ₅₀ , Inhibering af bioluminescence	121	Microtox fastfasetest. Re-suspenderet naturligt marint sediment.	Mamindy-Pajanya <i>et al.</i> , 2013	2
<i>Vibrio fischeri</i>	Arsenat; As(V)	30 min	EC ₅₀ , Inhibering af bioluminescence	22	Microtox fastfasetest. Re-suspenderet naturligt marint sediment.	Mamindy-Pajanya <i>et al.</i> , 2013	2

Saltvandsorganismer

Subkronisk toksicitet

Arter	Form/salt	Varighed	Effekt	Værdi mg/L	Bemærkninger	Reference	Troværdighed (1-4)
Musling <i>Crassostrea gigas</i>	Arsenit; As(III)	24 timer	EC ₅₀ , udvikling af larve	1,37	Re-suspenderet naturligt marint sediment.	Mamindy-Pajanya <i>et al.</i> , 2013	2
<i>Crassostrea gigas</i>	Arsenat; As(V)	24 timer	EC ₅₀ , udvikling af larve	0,92	Re-suspenderet naturligt marint sediment.	Mamindy-Pajanya <i>et al.</i> , 2013	2

Saltvandsorganismer

Kronisk toksicitet

Arter	Form/salt	Varighed	Effekt	Værdi mg/kg tørvægt	Bemærkninger	Reference	Troværdighed (1-4)
Musling <i>Crassostrea gigas</i>	Arsensyre; As(V)	21 dage	NOEC, dødelighed	20,5	Marint sediment. Kun testet ve én koncentration.	Ettajani <i>et al.</i> , 1996	3/4

Toksicitet over for pattedyr og fugle (LD_x, NOAEL, LOAEL osv.)

Akut toksicitet

	Form/salt	Varighed	Effekt	Værdi	Bemærkning	Reference	Troværdighed (1-4)
Fugle							
Den nordlige bobhvid <i>Colinus virginianus</i>	Arsensyre; As(V)	14 dage	LD ₅₀	24 mg As/kg lgv ¹ (46 mg arsensyre/kg lgv)	18 uger gamle vagtler (ved start) eksponeret oralt via kapsler.	Office of Pesticide Programs, 2000	4
Den nordlige bobhvid <i>Colinus virginianus</i>	Arsensyre; As(V)	21 dage	LD ₅₀	15,3 mg As/kg lgv ¹ (28,9 mg arsensyre/kg lgv)	27 uger gamle vagtler eksponeret oralt via kapsler.	Office of Pesticide Programs, 2000	4
Japansk vagtel <i>Coturnix coturnix japonica</i>	Natrium methyларsonat; As(V)	5 dage	LC ₅₀	> 2313 mg As/kg foder ² (> 5000 mg natrium methyларsonat/kg foder)	14 dage gamle vagtler eksponeret via foder.	Hill & Camardese, 1986	3
Gråand <i>Anas platyrhynchos</i>	Silvistar-510; 27,14% total As	Minimum 14 dage	LD ₅₀	> 2400 mg/kg	3-4 måneder gamle hunænder. Dosering ikke angivet.	Hudson <i>et al.</i> , 1984	3
Gråand <i>Anas platyrhynchos</i>	Natrium arsenit; As(III)	Minimum 14 dage	LD ₅₀	323 mg/kg	3 måneder gamle hunænder. Dosering ikke angivet.	Hudson <i>et al.</i> , 1984	3
Californisk topvagtlet <i>Callipepla californica</i>	Natrium arsenit; As(III)	Minimum 14 dage	LD ₅₀	47,6 mg/kg	9-12 måneder gamle hanvagtler. Dosering ikke angivet.	Hudson <i>et al.</i> , 1984	3
Fasan <i>Phasianus colchicus</i>	Natrium arsenit; As(III)	Minimum 14 dage	LD ₅₀	386 mg/kg	3-4 måneder gamle hanfasaner. Dosering ikke angivet.	Hudson <i>et al.</i> , 1984	3
Stenhøns <i>Alectoris chucar</i>	Silvistar-510; 27,14% total As	Minimum 14 dage	LD ₅₀	≥ 2000 mg/kg	4 måneder gamle stenhøns og haner. Dosering ikke angivet.	Hudson <i>et al.</i> , 1984	3

¹ Koncentration omregnet fra arsensyre (H₃AsO₄, molvægt: 141,94 g/mol) til arsen (As, molvægt: 74,922 g/mol) ved: Konc. As = Konc. arsensyre × molvægt As / molvægt arsensyre.

² Koncentration omregnet natrium metyларsonat (CH₃AsO₃H₂, molvægt: 161,95 g/mol) til arsen (As, molvægt: 74,922 g/mol) ved: Konc. As = Konc. CH₃AsO₃H₂ × molvægt As / molvægt CH₃AsO₃H₂.

Subkronisk toksicitet

Værdien markeret med fed indgår i berengingerne af BKK.

	Form/salt	Varighed	Effekt	Værdi	Bemærkning	Reference	Troværdighed (1-4)
Pattedyr Kanin	Arsensyre; As(V)	29 dage (eksponeret i 13 dage)	NOAEL, udvikling	0,40 mg As/kg lgv/dag ¹ (0,75 mg arsensyre/kg lgv/dag)	Oral gavage, akklimeret i minimum 30 dage, eksponeret fra GD 6 til 18, aflivet ved GD 29.	Nemec <i>et al.</i>, 1998	2
Mus	Arsensyre; As(V)	18 dage (eksponeret i 10 dage)	NOAEL, udvikling	3,6 mg As/kg lgv/dag ¹ (7,5 mg arsensyre/kg lgv/dag)	Oral gavage, akklimeret i 22 dage, eksponeret fra graviditetsdag (GD) 6 til 15, aflivet ved GD 18.	Nemec <i>et al.</i> , 1998	2
Mus	Natrium arsenat; As(V)	28 dage	LOAEL, nyreskade, dog ingen histopatologiske ændringer	0,014 mg As/l svarende til 0,0002 mg As/dag (0,025 mg AsO ₄ ³⁻ /l)	96 ± 2 dage gamle hannus eksponeret via drikkevand. Koncentration 0,025 mg AsO ₄ ³⁻ /l (0,014 mg As/l) og 2,5 mg AsO ₄ ³⁻ /l (1,4 mg As/l).	Hughes & Thompson, 1996	2
Mus	Natrium arsenit; As(III)	3 uger	LOAEL, immunosuppression	0,3 mg As/l ⁴ (0,5 mg Na-arsenit/l)	5-6 uger (ved start) gamle hannus eksponeret via drikkevand ved koncentration 0, 0,5, 2,0 og 10,0 ppm.	Blakley <i>et al.</i> , 1980	2
Fugle Gråand <i>Anas platyrhynchos</i>	Natrium arsenat; As(V)	9 uger	NOAEL, adfærd og generel giftighed	36 mg As/kg foder ² (100 mg Na-arsenat/kg foder)	Daggamle ællinger (ved start) eksponeret via foder.	Whitworth <i>et al.</i> , 1991	2
Rhode Island Red høns	Arsentrioxide; As(III)	19 dage	NOAEL, fødeoptag, adfærd m.m.	11,4 mg As/kg foder ⁵ (30 mg arsenetrioxid/kg foder)	49 uger gamle høns (ved start) eksponeret via foder. Testet ved koncentration 7,5, 15 og 30 mg/kg	Holcman and Stibilj, 1997	2

foder. Igen effekter observeret.

¹ Koncentration omregnet fra arsensyre (H₃AsO₄, molvægt: 141,94 g/mol) til arsen (As, molvægt: 74,922 g/mol) ved: $\text{Konc. As} = \text{Konc. H}_3\text{AsO}_4 \times \text{molvægt As} / \text{molvægt H}_3\text{AsO}_4$.

² Koncentration omregnet fra natrium arsenat (Na₃AsO₄, molvægt: 207,8885 g/mol) til arsen (As, molvægt: 74,922 g/mol) ved: $\text{Konc. As} = \text{Konc. Na}_3\text{AsO}_4 \times \text{molvægt As} / \text{molvægt Na}_3\text{AsO}_4$.

³ Omregning foretaget i Lepper *et al.* (2007).

⁴ Koncentration omregnet fra natrium arsenit (NaAsO₂, molvægt: 129,91 g/mol) til arsen (As, molvægt: 74,922 g/mol) ved: $\text{Konc. As} = \text{Konc. NaAsO}_2 \times \text{molvægt As} / \text{molvægt NaAsO}_2$.

⁵ Koncentration omregnet fra arsentrioxid (As₂O₃, molvægt: 197,84 g/mol) til arsen (As, molvægt: 74,922 g/mol) ved: $\text{Konc. As} = \text{Konc. HNa}_2\text{AsO}_4 \times \text{molvægt As} / \text{molvægt HNa}_2\text{AsO}_4$.

Kronisk toksicitet

Værdien markeret med fed indgår i berengingerne af BKK.

	Form/salt	Varighed	Effekt	Værdi	Bemærkning	Reference	Troværdighed (1-4)
Pattedyr Javamakak abe <i>Macaca fascicularis</i>	Natrium arsenat; As(V)	15 år	NOAEL, tumordannelse	0,036 mg As/kg lgv /dag ¹ (0,1 mg Na-arsenat/kg lgv/dag)	Oral dosering, 5 dage pr. uge, 20 vilde aber blev anvendt, alder ved test start er ikke defineret. Kun testet ved én koncentration. Igen effekt set på tumordannelse.	Thorgeirsson <i>et al.</i> , 1994	2
Rotte	Natrium arsenit; As(III)	104 uger (2 år)	NOAEL, tumordannelse	29 mg As/l ² (50 mg Na-arsenit/l)	8 uger gamle rotter (ved start) eksponeret via drikkevand. Signifikant effekt set hos hanrotter ved 100 mg Na-arsenat/l.	Soffritti <i>et al.</i> , 2006	2

Rotte	Natrium arsenat; As(V)	320 dage	LOAEL, effekter på nyrer og lever	18 mg As/l ¹ (50 mg Na-arsenat/l)	Dosering via drikkevand. Kun testet ved én koncentration. Effekter set på nyrer og lever. LOAEL- værdi kan sættes ved samme koncentration ved effekt på kardiovaskulære parametre (Camignani <i>et al.</i> , 1985 citeret i WHO, 2001 & Lepper <i>et al.</i> , 2007).	Carmignani <i>et al.</i> , 1983	2
Rotte	Arsentrioxide; As(III)	34 dage	NOAEL, udvikling	1,2 mg As/kg lgv/dag ³ (5 mg arsenitoxid/kg lgv/dag)	Akklimatiseret i 12 dage. Daglig eksponering via oral gavage, eksponeret 14 dage før parring og indtil GD 19, aflivet ved GD 20.	Holson <i>et al.</i> , 2000	2
Mus	Natrium arsenat; As(V)	26 måneder	LOAEL, overlevelse, tumordannelse	0,07 mg total As/kg lgv/dag	Eksponeret via drikkevand ved koncentration på 500 µg Na-arsenat/l. Kun testet ved én koncentration. Effektværdi beregnet ud fra dagligt indtag per mus med vægt på 30 g.	Ng <i>et al.</i> , 1999	2
Mus	Natrium arsenat; As(V)	26 måneder	LOAEL, øget frekvens af tumordannelse	0,18 mg As/l ¹ (0,5 mg Na-arsenat/l)	Dosering via drikkevand.	Ukendt studie ⁴ omtalt i WHO, 2001	4
Mus	Natrium arsenit; As(III)	365 dage	LOAEL, reproduktion	4 mg As/l (53,39 µmol Na-arsenit/l)	8 til 19 uger (ved start) gamle hanrotter eksponeret via drikkevand. Kun testet ved én koncentration. Effekter set på det hanlige reproduktions-organ.	Pant <i>et al.</i> , 2004	2

Fugle Gråand <i>Anas platyrhynchos</i>	Natrium arsenat; As(V)	7-8 uger	NOAEL, ællingeproduktion	33,5 mg As/kg foder ¹ (93 mg Na-arsenat/kg)	Dosering via foder. Testet ved 0, 25, 100 og 400 µg/g gennemsnitligt målt til 0,26, 22, 93 og 403 µg/g.	Stanley <i>et al.</i>, 1994	2
--	---	-----------------	---	---	--	------------------------------------	----------

¹ Koncentration omregnet fra natrium arsenat (Na₃AsO₄, molvægt: 207,8885 g/mol) til arsen (As, molvægt: 74,922 g/mol) ved: $\text{Konc. As} = \text{Konc. Na}_3\text{AsO}_4 \times \text{molvægt As} / \text{molvægt Na}_3\text{AsO}_4$.

² Koncentration omregnet fra natrium arsenit (NaAsO₂, molvægt: 129,91 g/mol) til arsen (As, molvægt: 74,922 g/mol) ved: $\text{Konc. As} = \text{Konc. NaAsO}_2 \times \text{molvægt As} / \text{molvægt NaAsO}_2$.

³ Koncentration omregnet fra arsenitoxid (As₂O₃, molvægt: 197,84 g/mol) til arsen (As, molvægt: 74,922 g/mol) ved: $\text{Konc. As} = \text{Konc. HNa}_2\text{AsO}_4 \times \text{molvægt As} / \text{molvægt HNa}_2\text{AsO}_4$.

⁴ Studiet omtales også i WHO (2002), hvor det noteres at det ukendte studie kun er publiceret som et abstract.

Bilag B

Overvågningsdata fra måling af opløst arsen i havvand oktober til decembr 2021. Data fra de udvalgte 24 stationer herunder er hentet fra <https://miljoedata.miljoportal.dk/>.



Nr.	StedID	Stedtekst	Vandområde	Middelværdi af målte koncentrationer (µg/l)
1	91500007	Blåvand-Landegrænse, åbne del	Nordsøen, Blåvand-Landegrænsen	2,3
2	91330001	Vesterhavet	Ringkøbing Fjord-Nymindegab	2,6
3	93730002	Løgstør st. 17	Løgstør – Livø Bredning	2,0
4	93740007	Skive st. 29	Skive Fjord	1,8
5	93600004	Dokkedal 10 m	Kattegat, Aalborg Bugt, Syd	1,7
6	93530074	Uggelhuse	Randers Fjord, midter del	1,2
7	94400007	ARH170006	Aarhus Bugt	2,1
8	94330002	Husodde	Husodde	1,6
9	94300001	Nordlige Lillebælt	Nordlige Bælthav, Fyn, Nord	1,9
10	95300001	6100021	Lillebælt, Bredningen, Nord	1,8
11	95820001	Åbenrå Fjord	Åbenrå Fjord	2,2
12	95700001	Flensborg Fjord	Flensborg Fjord, åbne del	1,5
13	95600002	6300043	Lillebælt, Syd	1,5
14	94230001	ODF17	Odense Fjord, ydre del	1,5
15	96100015	6700053	Storebælt, Øst	2,0
16	96600005	6500053	Langelandssundet	1,6
17	96220008	Karrebæksminde Bugt	Karrebæksminde Bugt	1,2
18	96420001	NV for Kåreholm	Nakskov Fjord	1,5
19	98220043	Rødsand	Lambo farvand	1,6
20	99200001	Darss Tærsklen	Østersøen, Falster-Møn, Øst	1,1
21	93210005	321 Isefjord Yderbredning	Isefjord Yderbredning	1,3
22	93220011	322 Roskilde Fjord	Roskilde Bredning	1,8
23	97120010	712 Køge Bugt	Køge Bugt, åbne del	1,1
24	97200002	720 Øresund, nord, åbne del	Øresund	1,2