



Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet

Vanadium og uorganiske vanadiumforbindelser 7440-62-2

V

Kvalitetskriterier for opløst vanadium i ferskvand og saltvand

Vandkvalitetskriterium	VKK _{ferskvand}	4,8 µg/l
Vandkvalitetskriterium	VKK _{saltvand}	0,48 µg/l
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK _{ferskvand}	100 µg/l
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK _{saltvand}	100 µg/l
Sedimentkvalitetskriterium	SKK _{ferskvand}	4,2 mg/kg tørvægt
Sedimentkvalitetskriterium	SKK _{saltvand}	0,42 mg/kg tørvægt
Biota-kvalitetskriterium, sekundær forgiftning	BKK _{sek.forgiftn.}	Ikke muligt
Biota-kvalitetskriterium, human konsum	HKK	Ikke muligt

Marts 2023

Indhold

FORORD	3
ENGLISH SUMMARY AND CONCLUSIONS	4
1 INDLEDNING	9
2 FYSISK KEMISKE EGENSKABER	11
3 SKÆBNE I MILJØET	12
3.1 NEDBRYDELIGHED	12
3.2 BIOAKKUMULERING	12
3.3 NATURLIG FOREKOMST	13
4 TOKSICITETSDATA	16
4.1 TOKSICITET OVER FOR VANDLEVENDE ORGANISMER	16
4.2 TOKSICITET OVER FOR SEDIMENTLEVENDE ORGANISMER	18
4.3 TOKSICITET OVER FOR PATTEDYR OG FUGLE	19
4.4 TOKSICITET OVER FOR MENNESKER	20
5 ANDRE EFFEKTER	21
6 UDLEDNING AF VANDKVALITETSKRITERIUM	22
6.1 VANDKVALITETSKRITERIUM (VKK)	22
6.2 KORTTIDSVANDKVALITETSKRITERIUM (KVKK)	23
6.3 KVALITETSKRITERIUM FOR SEDIMENT (SKK)	24
6.3.1 <i>SKK beregnet ved toksicitetsdata</i>	25
6.3.2 <i>SKK beregnet ved EqP-metoden</i>	25
6.3.3 <i>Konklusion på udledning af SKK</i>	26
6.4 KVALITETSKRITERIUM FOR BIOTA, SEKUNDÆR FORGIFTNING (BKK _{SEK. FORGIFTN.})	26
6.5 KVALITETSKRITERIUM FOR HUMAN KONSUM AF VANDLEVENDE ORGANISMER (HKK)	27
6.6 VANDKVALITETSKRITERIUM BASERET PÅ BKK _{SEK. FORGIFTN.} OG HKK	27
7 KONKLUSION	28
8 REFERENCER	29

Bilag A: Testdata for vanadium

Bilag B: Bioakkumuleringsdata

Bilag C: Species Sensitivity Distribution (SSD) analyser

Bilag D: Bestemmelse af effektkoncentrationer for udvalgte studier

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

Den sidste litteratursøgning er foretaget januar 2023.

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 (TGD) for Deriving Environmental Quality Standards (EU, 2018).

When using a Species Sensitivity Distribution (SSD) analysis clear guidance on which assessment factor (AF) to apply on the HC₅ (hazardous concentration for 5% of species) value are lagging. Following TGD (EU, 2018) an AF of 5 is used by default for the long-term HC₅ and a default AF of 10 is used short-term HC₅, but they may be reduced where evidence removes residual uncertainty.

In this dossier SSD-analysis is used for both long-term (AA-EQS) and short-term (MAC-EQS) toxicity data. In the derivation of AA-EQS the following indicators were used as a starting point:

AF = 5, when the dataset contains 10-14 species and is representing 8-9 taxonomic groups

AF = 4, when the dataset contains 15-20 species or is representing 10-11 taxonomic groups

AF = 3, when the dataset contains 21-30 species or is representing 12-14 taxonomic groups

AF = 2, when the dataset contains ≥ 31 species or is representing ≥ 15 taxonomic groups

For the MAC-EQS the same approach as above was used however, the AF's was multiplied by 2 since the default AF used for MAC-EQS cf. TGD is 10, twice the size as the default AF used for AA-EQS.

The above indicators are used as a guide. Other evidence is also taken into account, such as dispersion of data, special taxonomic groups, comparison of acute and chronic data etc.

AA-EQS for water

Relevant data from long-term exposure in freshwater organisms was found for 14 species representing 7 taxonomic groups. For saltwater long-term effects was found for only one species, the crustacean *Americamysis bahia*.

With only one species represented for saltwater there was not enough data to statistically demonstrate if there was a difference in sensitivity between fresh- and saltwater species. However, for the short-term dataset (see derivation of MAC-EQS for water), statistically analysis indicated that there was no difference in sensitivity between fresh- and saltwater. Therefore, it was suggested that the long-term dataset could be combined. The combined dataset for fresh- and saltwater contained 15 species representing 8 taxonomic groups, which was sufficient to perform a species sensitivity distribution (SSD) cf. TGD (EU, 2018).

The SSD-analysis was performed in the program ETX v. 2.3 developed by RIVM (RIVM, 2020). The EC₁₀/NOEC-values used in the analysis is marked with bold in appendix A in the tables for long-term effects in fresh- and saltwater organisms. Screenshots from the analysis in ETX are shown in appendix C1.

HC₅ = 0.024 mg/l, with a lower and upper 90% confidence limit at 0.0047 mg/l and 0.0066 mg/l, respectively. The standard deviation of the log₁₀ transformed data was 0.79. All three goodness of fit test (Anderson-Darling, Kolmogorov-Smirnov and Kramer von Mises) in ETX accepted that the data was log_{normal} distributed.

The only saltwater species was also marked in the SSD-curve (see appendix C1), to see if it would be in the sensitive end on the curve. Since this was not the case, the dataset remained combined.

With 15 species representing 8 taxonomic groups, an AF of 5 was used to derive the AA-EQS for freshwater:

$$\text{AA-EQS}_{\text{freshwater}} = 0.024 \text{ mg/l} / 5 = 0.0048 \text{ mg/l} \approx \mathbf{4.8 \mu\text{g/l}}$$

Since no additional marine taxonomic groups were present in the dataset, an extra AF of 10 cf. TGD (p. 51, EU, 2018) on top of the AF used for freshwater was used to derive the AA-EQS for saltwater:

$$\text{AA-EQS}_{\text{saltwater}} = 0.024 \text{ mg/l} / 50 = 0.00048 \text{ mg/l} \approx \mathbf{0.48 \mu\text{g/l}}$$

MAC-EQS for water

For the short-term exposure, relevant data was found for 28 species representing 9 taxonomic groups for freshwater organisms, and 7 species representing 5 taxonomic groups for saltwater organisms.

For the short-term dataset, there was sufficient data to perform a non-parametric test, to see if there was a difference in sensitivity between fresh- and saltwater organisms. The test was performed as a Mann Whitney U-test, and showed no statistically difference between fresh- and saltwater (U = 67; U' = 50; Z = -1.28; P = 0.05). Therefore, the two dataset were combined and the dataset contained 35 species representing 12 taxonomic groups, which was sufficient to perform a SSD cf. TGD (EU, 2018).

The SSD-analysis was performed in the program ETX v. 2.3 developed by RIVM (RIVM, 2020). The E(L)C₅₀-values used in the analysis is marked with bold in appendix A in the tables for short-term effects in fresh- and saltwater organisms. Screenshots from the analysis in ETX are shown in appendix C2.

HC₅ = 0.40 mg/l, with a lower and upper 90% confidence limit at 0.2 mg/l and 0.69 mg/l, respectively. The standard deviation of the log₁₀ transformed data was 0.61. All three goodness of fit test (Anderson-Darling, Kolmogorov-Smirnov and Kramer von Mises) in ETX accepted that the data was log_{normal} distributed.

When a SSD is used to derive the MAC-EQS a default AF of 10 is usually applied cf. p. 53 in TGD (EU, 2018). The short-term dataset was somewhat larger than the criteria for using SSD cf. TGD (EU, 2018 – 10 species representing 8 taxonomic groups). However, the variances were similar (F-test, F = 2.3; F-critical = 3.8; P = 0.2), and since the combined dataset contained several special taxonomic groups (Annelida, Rotifera, Hydrozoa and Echinodermata) including two additional taxonomic marine groups, the AF was lowered to 4 and no additional AF was used for saltwater. Therefore, the MAC-EQS for fresh- and saltwater was derived to:

$$\text{MAC-EQS}_{\text{freshwater}} = 0.40 \text{ mg/l} / 4 = 0.1 \text{ mg/l} \approx 100 \text{ }\mu\text{g/l}$$

$$\text{MAC-EQS}_{\text{saltwater}} = 0.40 \text{ mg/l} / 4 = 0.1 \text{ mg/l} \approx 100 \text{ }\mu\text{g/l}$$

QS for sediment

Following TGD (EU, 2018) a QS for sediment ($\text{QS}_{\text{sediment}}$) should be derived if $\log K_{\text{oc}}$ or $\log K_{\text{ow}}$ is ≥ 3 , or if there is evidence of accumulation in the sediment or evidence for high toxic effects for benthic organisms. For vanadium, data for both K_{oc} and K_{ow} was not available, and data on exposure of vanadium to benthic organisms was very limited. However, the distribution coefficient between water and solids (K_p) was 2.66 l/kg for soil and 5.06 l/kg for sediment, especially the latter indicate that vanadium has a relatively high affinity for binding in sediment, and therefore a $\text{QS}_{\text{sediment}}$ is relevant.

Only data from one species, the freshwater crustacean *Hyalella azteca*, was found (table 4.3). Two studies has tested the effects of vanadium exposure to *H. azteca*.

Nedrich et al. (2018) tested the effects of exposure on mortality and growth in natural sediments containing vanadium in a 7-days short-term test with *H. azteca*. The resulting effect concentrations (table 4.3) was presented as “larger than” values ($> 1125 \text{ mg/kg dry weight (dw)}$) since no effects was observed. Cf. TGD (EU, 2018) larger than values are not recommended to be used directly in the derivation of EQS values, but as supporting data.

Bennett (2016) tested the effects of exposure on mortality and growth in spiked sediments in a 28-days long-term test with *H. azteca*. The spiked sediment used had a low content of organic carbon (OC) (geometric mean of 2.5%) and acid volatile sulfides (AVS) (geometric mean of $0.007 \text{ }\mu\text{mol/g dw}$). The test resulted for the endpoint mortality in a LC_{10} of 417 mg/kg dw and for growth in a NOEC of 498 mg/kg dw .

In the derivation of a $\text{QS}_{\text{sediment}}$, the LC_{10} of 417 mg/kg dw was used. Since data for only one species was available, an AF of 100 was applied for freshwater cf. table 11 in TGD (EU, 2018):

$$\text{QS}_{\text{sediment, freshwater}} = 417 \text{ mg/kg dw} / 100 = 4.2 \text{ mg/kg dw}$$

For saltwater an AF of 1000 was applied cf. table 13 in TGD (EU, 2018):

$$\text{QS}_{\text{sediment, saltwater}} = 417 \text{ mg/kg dw} / 1000 = 0.42 \text{ mg/kg dw}$$

The values was not converted to an EU standard sediment with 5% OC cf. TGD (EU, 2018), since there was not enough data available to test if there was a correlation between OC and the concentration of vanadium in the sediment. Also, total risk approach was used.

The above derived QS values for sediment was also compared to values derived using the equilibrium partitioning (EqP) method following TGD (EU, 2018), but the above values derived from toxicity data was chosen as final values.

QS for secondary poisoning

Following TGD (EU, 2018) a QS for secondary poisoning ($QS_{\text{sec. pois.}}$) should be derived if there is evidence of a bioaccumulation potential. This is e.g. the case if $BMF > 1$ or BCF (BAF) ≥ 100 . For vanadium reliable BCF- and BAF-values are summarised in table 3.1. The BCF values < 100 , but for the BAF's higher values than 100 were observed for both crustaceans, mussels and fish. This trigger the derivation of $QS_{\text{sec. pois.}}$.

RIVM (2009) refers to a LOAEL of 2.1 mg V/kg bw/day from Domingo et al. (1986). In this study, Sprague Dawley rats were exposed by intragastric doses of 5 mg $NaVO_3$ /kg bw/day before mating (14 days before for females and 60 days before for males), and the females was continually exposed until the pups were 21 days of age. Effects were observed on body weight, tail length and the relative organ weight of the liver, spleen and kidneys in the pups. No effects were observed for the adults. Domingo et al. (1986) was also a part of the data material under the evaluation of the new classifications for divanadium pentaoxide (EU, 2022), where the study was validated as not reliable (Klimisch score 3). Therefore, it was assessed not to use the results from Doming et al. (1986) to derive a $QS_{\text{sec. pois.}}$.

Another study was available (Leuschner et al., 1994), which was validated as reliable (Klimisch score 1) under the evaluation of the new classifications for divanadium pentaoxide (EU, 2022). However, the effect value is a 14-days acute LD_{50} value (221,1 mg/kg bw) and the rats was only exposed once in the beginning of the test duration, and so no daily dose can be determined. Therefore, it was assessed not possible to use the results from Leuschner et al. (1994) to derive a $QS_{\text{sec. pois.}}$.

Since no reliable chronic data, or useable acute data, have been found for oral exposure of vanadium to either mammals or birds, it is not currently possible to determine a value for $QS_{\text{sec. pois.}}$.

QS for human health

Vanadium does not have any harmonized classifications. Only one of the included vanadium compounds, divanadium pentoxide (V_2O_5), has relevant classifications (carcinogenic (Carc. 1B; H350), toxic to reproduction (Repr. 2; H361d) and mutagenic (Muta. 2; H341)) cf. TGD (EU, 2018) for the derivation of a QS for human health ($QS_{\text{human health}}$).

Two reference values was found, but none of which was assessed reliable for the derivation of $QS_{\text{human health}}$. The TDI of 2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ bw/day (RIVM, 2009) based on the LOAEL of 2.1 mg V/kg bw/day from Domingo et al. (1986), and an AF of 1000, was not used since Domingo et al. (1986) was assessed not reliable. The RfD of 9 $\mu\text{g}/\text{kg}$ bw/day for V_2O_5 (IRIS, 2009) – which can be converted to a TDI of 5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ bw/day for vanadium – based on a NOAEL of 0,89 mg/kg/day from a unpublished study, and a AF of 100, was not used since the value could not be assessed.

Since V_2O_5 is considered carcinogenic, a cancer risk of 10^{-6} could also be possible to use in the derivation of $QS_{\text{human health}}$, however this will be more relevant for the compound V_2O_5 rather than for dissolved vanadium.

Since no robust or valid values, ADI, TDI, etc., has been found for vanadium and vanadium compounds, and since only one of the included compounds has a relevant classification, it is currently not considered possible to calculate $QS_{\text{human health}}$ for vanadium.

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

According to TGD (EU, 2018) the derived quality criteria for biota (QS_{sec. pois.} and QS_{human health}) should be converted to a water concentration (QS_{water}) to ensure that the water quality criteria (AA-EQS) set for direct effects are sufficiently conservative to protect against secondary effects through bioaccumulation in food chains. No values for QS_{sec. pois.} or QS_{human health} was derived, and therefore no conversion was made.

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

AA-EQS _{freshwater}	= 4.8 µg/l
AA-EQS _{saltwater}	= 0.48 µg/l
MAC-EQS _{freshwater}	= 100 µg/l
MAC-EQS _{saltwater}	= 100 µg/l
QS _{sediment, freshwater}	= 4.2 mg/kg dw
QS _{sediment, saltwater}	= 0.42 mg/kg dw
QS _{sec. pois.}	= Not possible
QS _{human health}	= Not possible

1 Indledning

Identiteten af metallisk vanadium fremgår af tabel 1.1.

Tabel 1.1. Identitet af vanadium

IUPAC navn	Vanadium
Strukturformel	V
CAS nr.	7440-62-2
EINECS nr.	231-171-1
Kemisk formel	V
SMILES	V
Harmoniseret klassificering	Vanadium, 7440-62-2, har ikke nogen harmoniserede klassificeringer. Vanadiumpentaoxid, 1314-62-1*: Muta. 2; H341 (mistænkt for at forårsage genetiske defekter) Repr. 2; H361d (mistænkt for at skade forplantningsevnen eller det ufødte barn) Acute Tox. 4; H302, H332 (farlig ved indtagelse, farlig ved indånding) STOT SE 3; H335 (kan forårsage irritation af luftvejene) STOT RE 1; H372 (forårsager organskader ved længerevarende eller gentagen eksponering) Aquatic Chronic 2; H411 (giftig for vandlevende, med langvarig virkning)
Selvklassificering	Øvrige uorganiske vanadiumforbindelser (tabel 1.2) har en række selvklassificeringer. Her henvises til registreringsdossierne på ECHAs hjemmeside (ECHA, 2021a).

*I november 2023 ændres klassificeringen til den præsenteret i teksten under tabel 1.1.

I 2020 kom et nyt forslag til ændringer af den harmoniserede CLP-klassificering for vanadiumpentaoxid (tabel 1.1.). Forslaget har været diskuteret i RAC (Committee for Risk Assessment), jf. opinion fra 2020 (ECHA, 2021b), og har ført til nedenstående klassificeringer, som vil blive optaget på Annex VI i CLP-forordning efter anvendelsesdatoen i november 2023 jf. Kommissionens delegerede forordning (EU) 2022/692 af 16. februar 2022 (EU, 2022).

Carc. 1B; H350 (kan fremkalde kræft)

Muta. 2; H341 (mistænkt for at forårsage genetiske defekter)

Repr. 2; H361fd (mistænkt for at skade forplantningsevnen eller det ufødte barn)

Lact.; H362 (kan skade børn, der ammes)

Acute Tox. 2; H330 (livsfarlig ved indånding)

Acute Tox. 3; H301 (giftig ved indtagelse)
STOT SE 3; H335 (kan forårsage irritation af luftvejene)
STOT RE 1; H372 (forårsager skader på luftveje ved længerevarende eller gentagen indånding)
Aquatic Chronic 2; H411 (giftig for vandlevende, med langvarig virkning)

Ændringerne er primært i forhold til klassificeringer for reproduktion og akut toksicitet. Dertil er en ny klassificering foreslået for vanadiumpentaoxidets kræftfremkaldende egenskaber.

Vanadium (CAS nr. 7440-62-2) er et blødt sølvgråt metal, der kan findes på forskellige oxidationstrin: -1, 0, +2, +3, +4, og +5. Kommercielt er vanadiumpentaoxid (V_2O_5 , CAS nr. 1314-62-1) den vigtigste form. Grundstoffet er vidt udbredt, og det bliver primært udvundet i miner i Sydafrika, Rusland og Kina. Ved smeltning af jernmalm fremkommer vanadium slagge, som indeholder vanadiumpentaoxid, der bruges til at producere metallisk vanadium (IPCS, 2001).

Vanadium anvendes i visse typer af stållegeringer. Disse meget hårde legeringer anvendes bl.a. i armerede biler, flykonstruktioner og rumteknologi. Vanadium anvendes endvidere i den kemiske industri som katalysator i produktionen af anti-fouling maling og andre typer af kemiske produkter. Udslip til miljøet kan forekomme fra varmeværk ved forbrænding af fossile brændstoffer og fra stålindustrier, der producerer vanadium/stål-legeringer (RIVM, 2005). Tabel 1.2 viser en oversigt over almindeligt forekommende uorganiske vanadiumforbindelser.

Tabel 1.2. Uorganiske vanadiumforbindelser

Stof	Cas nr.
Vanadium, V	7440-62-2
Vanadiumpentaoxid, V_2O_5	1314-62-1
Natrium metavanadat, $NaVO_3$	13718-26-8
Natrium ortho-vanadat, Na_3VO_4	13721-39-6
Ammonium metavanadat, NH_4VO_3	7803-55-6
Vanadium oxytri-chlorid, $VOCl_3$	7727-18-6
Vanadyl sulfat, $VOSO_4$	27774-13-6
Vanadyl oxydi-chlorid, $VOCl_2$	10213-09-9
Vanadium trioxid, V_2O_3	1314-34-7

2 Fysisk kemiske egenskaber

De fysisk kemiske egenskaber for vanadium fremgår af tabel 2.1.

Tabel 2.1. Fysisk kemiske egenskaber for metallisk vanadium

Parameter	Værdi	Reference
Molekylvægt, M_w ($\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$)	50,9	Periodisk system
Smeltepunkt, T_m ($^{\circ}\text{C}$)	1890 1910	IUCLID, 2000 ECHA, 2021c
Kogepunkt, T_b ($^{\circ}\text{C}$)	3380 3407	IUCLID, 2000 ECHA, 2021c
Damptryk, P_v (Pa)	-	
Henry's konstant, H ($\text{Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$)	-	
Vandopløselighed, S_w ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Uopløselig	IUCLID, 2000
Dissociationskonstant, pK_a	-	
Partikel/vand fordelingskoefficient, $\log K_p$ ($\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$)	3,76 ^a 2,66 ^b 5,06 ^c 4,5 ^a	RIVM, 2005 ECHA, 2021c ECHA, 2021c ECHA, 2021c
Octanol/vand fordelingskoefficient, $\log K_{ow}$	-	
Sediment/vand fordelingskoefficient, normaliseret til organisk karbon, K_{oc} ($\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$)	-	

^a i suspenderet materiale

^b i jord

^c i sediment

Metallisk vanadium er stort set uopløseligt i vand, men mange af vanadiumforbindelserne er letopløselige. Eksempelvis har vanadiumpentaoxid (V_2O_5), ammonium metavanadat (NH_4VO_3) og natrium metavanadat (NaVO_3) en vandopløselighed på hhv. 8, 58 og 211 g/L (IPCS, 2001). Log K_p -værdier for vanadium ligger mellem 2,66 og 5,06 l/kg. Log K_p -værdien på 3,76 l/kg for suspenderet materiale (se tabel 2.1) er et geometrisk gennemsnit af flere forskellige målte værdier i miljøet (RIVM, 2005).

Sedeño-Díaz et al. (2019) noterer at stoffer med en log K_d (eller K_p)-værdi > 5 indikerer at stoffet har affinitet for at binde og blive i sedimentet; en værdi på $3 < \log(K_{d/p}) < 4$ indikerer at stoffet bliver frigivet fra sedimentet til vandfasen; og en $\log(K_{d/p}) < 3$ indikerer at stoffet forbliver i vandfasen. Med disse indikationer vurderes det på baggrund af log K_p -værdierne for suspenderet materiale (3,76 – 4,5 l/kg) og sediment (5,06 l/kg), at vanadium har en forholdsvis høj affinitet for sediment og organiske partikler i vandsøjlen.

3 Skæbne i miljøet

3.1 Nedbrydelighed

Vanadium er et grundstof og er således ikke nedbrydeligt.

3.2 Bioakkumulering

Der er fundet data for laboratorie- og feltstudier for bioakkumulering af vanadium for de taksonomiske grupper; krebsdyr, musling og fisk. Størstedelen af data er fundet for saltvandsorganismer. Tabel 3.1 er en opsummering af anvendelige biokoncentreringsfaktorer (BCF) og bioakkumuleringsfaktorer (BAF). Alle værdier kan ses i bilag B.

Tabel 3.1. Opsummering af biokoncentrerings- og bioakkumuleringsdata for krebsdyr, musling og fisk i hhv. saltvand (S) og ferskvand (F).

Taksonomisk gruppe	BCF (l/kg vådvægt)	BAF (l/kg vådvægt)
Crustacea (krebsdyr)	6 – 20 (S) ^a	26 – 179 (S) ^c
Mollusca (musling)		202 – 1163 (F) ^d
Pisces (fisk)	25,5 – 27,9 (F) ^b	44 – 220 (S) ^c

^aMiramand et al. (1981)

^bHoldway et al. (1983)

^cIkemoto et al. (2008)

^dRavera et al. (2003 og 2007)

Ud over de overstående BCF-værdier er der fundet et enkelt eksperimentelt bioakkumuleringsstudie med fisk (*Cyprinus carpio*) udført med vanadiumpentaoxid (V_2O_5), som resulterede i BCF-værdier mellem 3,4 og 14 l/kg (NITE, 2006). Resultaterne for studiet er fra den Japanske database J-CHECK, som har vurderet studiet troværdigt (troværdighedsscore = 1). De noterer dog at man ved anvendelse af data skal holde det op imod studie rapporten, som ikke er tilgængelig, hvorved værdierne ikke er medtaget i tabel 3.1.

Det Nationale Institut for Sundhed og Miljø (RIVM) i Holland har i 2009 i fastsættelsen af miljømæssige grænseværdier for bl.a. vanadium anvendt en BAF-værdi på 171 l/kg vådvægt til udregning af en grænseværdi for vand, som dækker fødekædeeffekter (RIVM, 2009). Denne BAF er et geometrisk gennemsnit af BAF-værdierne for fisk (102 l/kg vådvægt¹) og musling (241 og 202 l/kg vådvægt²) angivet i tabel 26 og 27 i RIVM (2009).

Generelt ligger BCF-værdierne i den meget lave ende sammenlignet med, hvornår et stof jf. REACH (2007) angives som værende bioakkumulerende (BCF >2000). I fastsættelsen af

¹ Geometrisk gennemsnit af BAF-værdierne; 66, 140, 166, 220, 218, 44, 57, 77 og 87 l/kg vådvægt, bestemt ud fra data fra studiet Ikemoto et al. (2008) og angivet i RIVM (2009).

² Værdier fra studiet af Ravera et al. (2007).

miljøkvalitetskriterier medtages også potentialet for, at et stof kan være bioakkumulerende, som jf. TGD (EU, 2018) vurderes at være muligt, hvis BCF- eller BAF-værdier ≥ 100 . Selvom BCF-værdierne for vanadium er lave, så høves BAF-værdier > 100 for alle tre taksonomiske niveauer, specielt for ferskvandsmuslinger.

Det bør noteres, at for metaller kan BCF/BAF-værdier afhænge af eksponeringskoncentrationen i vandet, eks. kan en lav koncentration af metallet 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). BCF- og BAF-værdierne angivet i tabel 3.1 er ved koncentrationer i vand på hhv. $2 - 100 \mu\text{g V/l}$ og $0,12 - 1,05 \mu\text{g V/l}$, hvilket kan være årsagen til at BCF-værdierne er noget lavere eller på niveau med de laveste BAF-værdier. Specielt for ferskvandsmuslinger, hvor de højeste BAF-værdier ses, er der testet ved de laveste koncentrationer på $0,12 - 0,43 \mu\text{g/l}$.

Overstående dækker kun vanadiums potentiale for at biokoncentrere (når optaget af vanadium fra det omgivende vand er større end det den levende organisme udskiller) og bioakkumulere (når koncentrationen af vanadium øges i takt med indtag fra luft, vand og/eller føde i den levende organisme), men ikke vanadiums eventuelle potentiale for at biomagnificere (når koncentrationen af vanadium øges op gennem fødekæden).

Enkelte studier har undersøgt vanadiums potentiale for at biomagnificere og for at have en negativ effekt på menneskers sundhed, men de er fælles om konklusionen at vanadium ikke forventes at biomagnificere.

Liu et al. (2017) har undersøgt vanadiums tilstedeværelse i akvatiske organismer (forskellige skaldyr og fisk) i Laizhou Bay i Kina, samt potentialet for at de fundne koncentrationer af vanadium i organismene kan udgøre en risiko for menneskets sundhed. Studiets resultater antyder at vanadium hverken biomagnificerer eller biofortynder. Ved biofortynding forstås at koncentrationen af et stof i organismer falder med stigende trofisk niveau. Tilmed blev konklusionen at de fundne koncentrationer ikke forventes at udgøre en risiko for mennesker ved indtagelse af de analyserede akvatiske organismer. I et andet studie, Jardine et al. (2019), antyder resultaterne også at vanadium ikke forventes af biomagnificere, men her bliver en biofortynding af den analyseret fødekæde dog observeret. Studiet har undersøgt fødekæden periphyton \rightarrow invertebrater \rightarrow små fisk \rightarrow store fisk i floden Slave River i Canada. Dertil er konklusionen også at der ikke vil være en risiko for mennesker ved indtagelse af fisk fra det analyserede område.

Vanadium vurderes samlet set ud fra overstående at have et lavt potentiale for at biokoncentrere, grundet de noget lave BCF-værdier, samt at have et potentiale for at bioakkumulere grundet BAF-værdier ≥ 100 . Tilmed vurderes det at vanadium ikke har et potentiale for at biomagnificere.

3.3 Naturlig forekomst

Metallisk vanadium forekommer ikke naturligt i miljøet. Det vanadium, der findes naturligt, er i form af mineraler og ioner. I akvatiske miljøer findes vanadium primært som vanadat ionen (V^{5+}) i forbindelserne H_2VO_4^- og HVO_4^{2-} under oxiderede forhold og som vanadyl ionen (V^{4+}) i forbindelserne VO^{2+} og $\text{VO}(\text{OH})^+$ under reducerede forhold (RIVM, 2005).

I en rapport fra Miljøstyrelsen fra 2004 (Miljøstyrelsen, 2004b) er typiske baggrundskoncentrationer af vanadium angivet for ferskvand, saltvand, sediment, jord og jordskorpe (tabel 3.1). Intervallet for

ferskvand er dog meget bredt, og kan derfor ikke anvendes direkte til at bestemme en baggrundskoncentration, som vandkvalitetskriteriet kan holdes op imod. Værdierne angivet i rapporten er hentet fra forskellige kilder.

Tabel 3.1. Typiske koncentrationer af vanadium i miljøet. Data fra Miljøstyrelsen (2004b)

Koncentrationer	Ferskvand (µg/L)	Saltvand (µg/L)	Sediment (mg/kg)	Jord (mg/kg)	Jordskorpe (mg/kg)
Typisk baggrundskoncentration	0,01-20	0,9-2,5	105	3-500	160

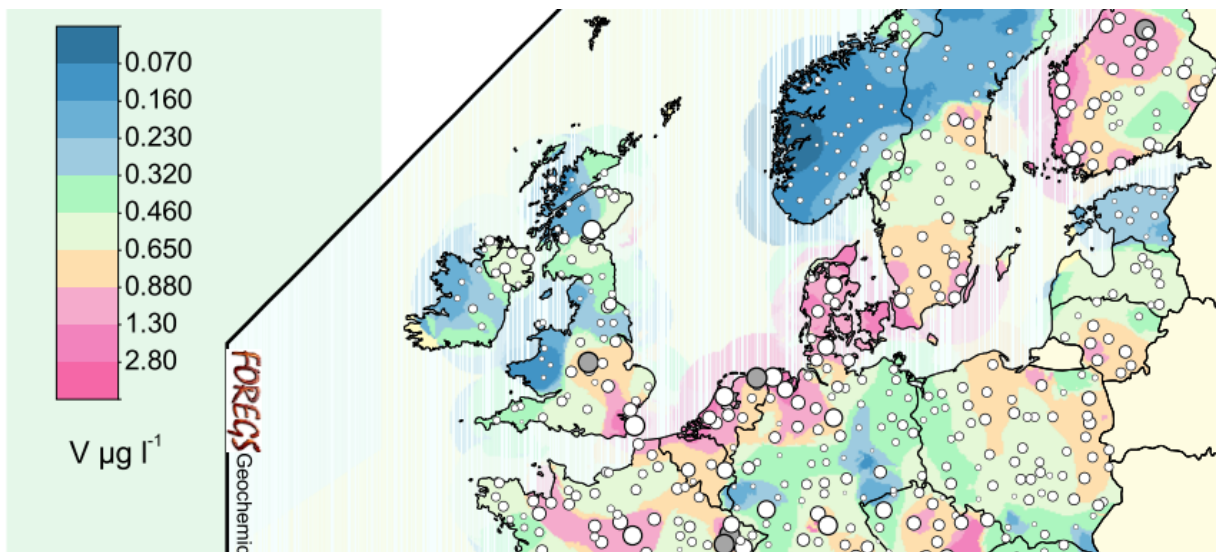
I FOREGS (2009) er der angivet naturlige baggrundsværdier for målinger i Europa (tabel 3.2), der er dog ikke angivet et årstal for målingerne. Her er der fundet en middelværdi i overfladevand i Europa på 0,829 µg/L og en 90 percentil på 1,66 µg/L.

Tabel 3.2. Typiske koncentrationer af vanadium i miljøet i Europa. Data fra FOREGS (2009)

Media	Parameter	Unit	Count	Minimum	Median	Mean	Standard deviation	Percentile 90	Maximum
Water	V	µg/l	807	<0.05	0.46	0.829	1.46	1.66	19.5
Stream sediment	V	mg/kg	852	<2.0	62.0	68.3	44.6	122	407
Stream sediment	V (AR)	mg/kg	845	4.00	29.0	33.0	24.0	55.0	306
Floodplain sediment	V	mg/kg	747	<2.0	56.0	59.6	35.3	105	266
Floodplain sediment	V (AR)	mg/kg	747	3.00	29.0	31.1	16.6	53.0	140

AR = Aqua regia digestion method

Ifølge FOREGS (2009) ligger målinger i ferskvand i Danmark på omkring 0,5 til 2 µg/L (figur 3.1), hvilket hælder til den høje ende af skalaen i forhold til middelværdien for Europa på 0,829 µg/l. Målingerne i Danmark ligger jf. FOREGS (figur 3.1) omtrent i samme område som målinger i blandt andet det sydlige Sverige, nordvestlige Tyskland og Holland.



Figur 3.1. Udklip af kort fra FOREGS (2009). Direkte link til kortet findes i referencelisten.

Det nyeste skud på stammen i forhold til angivelse af baggrundsværdier for vanadium, findes i en rapport fra 2014 (Bak & Larsen, 2014). Her er der angivet baggrundsværdier for vanadium i Danmark som 10-percentil af de målte koncentrationer. Baggrundsværdierne er angivet til 11 mg/kg tørvægt i sediment i søer og 0,11 µg/l i vandet i vandløb. For vandet i søer var der ikke nok data tilgængelig til at beregne en baggrundsværdi.

Opsummeret er følgende værdier fundet i litteraturen for baggrundsværdier i ferskvand for vanadium i Danmark: 0,01-20 µg/l (Miljøstyrelsen 2004b), 0,5-2 µg/l (FOREGS, 2009) og 0,11 µg/l (Bak & Larsen, 2014).

I 2005 fastsatte Holland vandkvalitetskriterier for vanadium ved anvendelse af *added risk approach*³, hvor den naturlige baggrundskoncentration af opløst vanadium for ferskvand blev bestemt til 0,82 µg/L (geometrisk middelværdi) (RIVM, 2005). De målte værdier i Danmark og Holland ligger i samme område jf. FOREGS, men hvor datamaterialet er større i Holland. Det kan dertil diskuteres om baggrundsværdien anvendt i Holland også kan anvendes i Danmark, da gennemsnitsværdien i Holland (0,82 µg/l) er noget højere end værdien (0,11 µg/l) bestemt af Bak & Larsen (2014) baseret på data fra Danmark.

I nuværende datablad anvendes der ikke *added risk approach*, men derimod *total risk approach*⁴, som ikke kræver at den naturlige baggrundsværdi skal lægges til kriteriet. Dog kan overstående værdier anvendes til at give en indikation af, hvor vandkvalitetskriterierne vil ligge i forhold til baggrundskoncentrationerne.

³ Ved anvendelse af *added risk approach* antages det, at organismer i miljøet er tilpasset den naturlige baggrundskoncentration og at det derved kun er den menneskeskabte koncentration, der udgør en risiko. Dermed er det kun den menneskeskabte koncentration, der anses som værende biotilgængelig for organismene, og derfor skal den naturlige baggrundskoncentration lægges til det udledte kvalitetskriterie.

⁴ Ved anvendelse af *total risk approach* antages det, at organismer ikke skelner mellem den naturlige baggrundskoncentration og den menneskeskabte koncentration i miljøet, hvorved begge dele anses som værende biotilgængelig for organismene. Derfor lægges den naturlige baggrundskoncentration ikke til kvalitetskriteriet.

4 Toksicitetsdata

Troværdigheden af studierne anvendt til udledning af vand- og sedimentkvalitetskriterierne er vurderet ved tildelingen af en CRED score fra 1 til 4 (Moermond et al., 2016). 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 til stede, selvom studiet ikke er udført i forhold til guideline. Studier som ikke er tilstrækkeligt beskrevet tildeles score 3 eller 4, hvor score 4 tildeles studier, hvor det ikke er muligt at vurdere kvaliteten og dermed troværdigheden. Nogle studier angives eks. med score 2-(4), hvor tallet uden for parentes er det, der vægtes højest i den samlede score.

I tilfælde, hvor samme organisme er repræsenteret i flere forskellige studier, men hvor testforholdene (eks. hårdhed af vandet og pH) er forskellige, vælges den laveste troværdige effektkoncentration.

I tilfælde, hvor flere troværdige værdier (3 eller flere) er angivet for samme organisme, og hvor testforholdene er sammenlignelige, er det geometriske gennemsnit anvendt.

4.1 Toksicitet over for vandlevende organismer

En opsummering af troværdige effektkoncentrationer over for vandlevende organismer er sammenstillet i tabel 4.1 og 4.2 for hhv. korttidstests og langtidstests. En fuld oversigt over de testede arter, effektkoncentrationer og referencer til videnskabelige publikationer findes i bilag A.

Der er identificeret troværdige akutte testdata for 28 arter dækkende 9 taksonomiske grupper (når der skældes mellem forskellige grupper af alger og krebsdyr) af ferskvandsorganismer og 7 arter dækkende 5 taksonomiske grupper for saltvandsorganismer. For metaller nævner EU-vejledningen (EU, 2018) til fastsættelse af miljøkvalitetskriterier, som her betegnes TGD, at data ikke bør slås sammen, med mindre der er statistisk evidens for at der ikke er forskel på sensitiviteten mellem ferskvand- og saltvandsdata. Sensitivitetsforskellen testes ved den non-parametriske test, Mann-Whitney U-test, for data markeret med fed i bilag A (tabellerne med akut toksicitetsdata for fersk- og saltvandslevende organismer). Testen viste ingen statistisk signifikant forskel mellem det akutte datasæt for fersk- og saltvandsorganismer ($U = 67$; $U' = 50$; $Z = -1,28$; $P = 0,05$). De to datasæt behandles derfor som et samlet datasæt. I det samlede datasæt indgår derfor akut data for 35 arter dækkende 12 taksonomiske grupper. Derved er mængden af data mere end tilstrækkelig jf. TGD⁵ (EU, 2018) til at udføre en SSD-analyse (Species Sensitivity Distribution) til fastsættelse af korttidsvandkvalitetskriterier (KVKK).

⁵ TGD (EU, 2018) anbefaler et minimum på 10 forskellige arter dækkende 8 taksonomiske grupper.

Tabel 4.1. Opsummering af troværdigt akut toksicitetsdata over for vandlevende organismer samlet for fersk- og saltvandslevende organismer (udvalgt fra bilag A)

Taksonomisk gruppe	Antal testede arter (antal studier)	Effekt mål	Toksicitetsinterval (mg·L ⁻¹) fra udvalgte studier
Alger	4 (6)	EC ₅₀	2,9 – 8,0
Hydroider	1 (2)	L(E)C ₅₀	1,74 – 7,96
Bløddyr	1 (1)	EC ₅₀	0,53
Ledorme	1 (1)	LC ₅₀	30,8
Pighuder	1 (1)	EC ₅₀	0,78
Hjuldyr	1 (1)	EC ₅₀	0,61
Krebsdyr	7 (6)	L(E)C ₅₀	0,37 – 12,3
Fisk	16 (15)	LC ₅₀	0,62 – 27,8
Insekter	2 (1)	LC ₅₀	52 – 63,2
Vandplanter	1 (1)	EC ₅₀	34,4

Med hensyn til kroniske tests er der identificeret troværdige kroniske testdata for 14 arter dækkende 7 taksonomiske grupper (når der skældes mellem forskellige grupper af alger) af ferskvandsorganismer. For saltvandsorganismer er der kun identificeret troværdigt kronisk testdata for én art; et krebsdyr, *Americamysis bahia*.

For det kroniske datasæt er der ikke nok saltvandsdata tilgængelig til at udføre statistisk test på sensitiviteten mellem fersk- og saltvandslevende organismer. Dog vælges det i nuværende datablad at samle data, på baggrund af det yderst begrænsede data for saltvandsarter, samt at der for det akutte datasæt ikke ses en signifikant forskel i sensitiviteten mellem fersk- og saltvandslevende organismer. Det samlede datasæt består derfor af 15 arter dækkende 8 taksonomiske grupper. Derved er mængden af data tilstrækkelig jf. TGD⁶ (EU, 2018) til at udføre en SSD-analyse til fastsættelse af vandkvalitetskriterier (VKK).

Tabel 4.2. Opsummering af troværdigt kronisk toksicitetsdata over for vandlevende organismer samlet for fersk- og saltvandslevende organismer (udvalgt fra bilag A)

Taksonomisk gruppe	Antal testede arter (antal studier)	Effekt mål	Toksicitetsinterval (mg·L ⁻¹) fra udvalgte studier
Alger	5 (7)	EC ₁₀	0,27 – 5,72
Ledorme	1 (1)	EC ₁₀	0,081
Hjuldyr	1 (1)	EC ₁₀	0,26
Krebsdyr	5 (7)	EC ₁₀ , NOEC	0,05 – 6,4
Fisk	2 (2)	NOEC	0,041 – 0,48
Vandplanter	1 (1)	EC ₁₀	12,8

Det fremgår af tabel 4.1 og 4.2 at flere af de specielle grupper som bløddyr, hjuldyr og ledorme er mest sensitive, men også arter under grupperne krebsdyr og fisk for både akut og kronisk ligger på niveau med de specielle grupper. Det fremgår også, at der er et relativt stort interval i toksicitetsværdierne for de enkelte taksonomiske grupper, eks. varierer EC₅₀-værdierne for fisk fra 0,62 til 27,8 mg/L. En del af variationen kan naturligvis skyldes variation i følsomhed mellem testorganismer, almindelig laboratorieusikkerhed m.m., som forventes at kunne tilskrives forskelle i

⁶ TGD (EU, 2018) anbefaler et minimum på 10 forskellige arter dækkende 8 taksonomiske grupper.

følsomhed mellem livsstadier. Størsteparten af både akutte og kroniske testværdier i den lave ende af skalaen stammer fra tidlige livsstadier (dvs. æg eller larver), som generelt er mere følsomme end voksne individer. Eksempelvis har Fichet & Miramand (1998) fundet betydeligt lavere effektværdier for larvestadier af marine invertebrater end for voksne individer. Forfatterne forklarer denne forskel med, at der kan være afgiftningsmekanismer i voksne organismer, som endnu ikke er udviklet i larvestadiet.

Vanadiums virkningsmekanismer inkluderer hæmning af forskellige enzymer herunder ATPase, fosfortransferase, nuclease og kinase. *In vitro* studier har desuden vist, at vanadium forstyrrer vækstfaktorer i cellerne og ovennævnte *in vivo* forsøg med invertebratlarver viste teratogene effekter efter eksponering med vanadium (Fichet & Miramand, 1998). Vanadiumpentaoxid er desuden klassificeret som reproduktionstoksisk i EU (Repr. Kat. 2). Det vurderes derfor, at tidlige livsstadier af invertebrater (og muligvis også vertebrater) er mere følsomme over for påvirkninger af vanadium end voksne individer.

4.2 Toksicitet over for sedimentlevende organismer

Der er meget begrænset data for toksiciteten af vanadium og vanadiumforbindelser over for sedimentlevende organismer. Der er fundet to studier, som begge har testet vanadiums toksicitet over for ferskvandskrebsdyret *Hyaella azteca*. Effektværdierne fundet i studierne er angivet i tabel 4.3.

Tabel 4.3. Toksicitetsdata for sedimentlevende organismer. Studierne, der indgår i tabellen, er begge vurderet til en CRED-score på 2.

Arter	Varighed	Effekt	Værdi (mg/kg tørvægt)	Reference
<i>Hyaella azteca</i>	28 dage	LC ₁₀	417	Bennett, 2016
<i>Hyaella azteca</i>	28 dage	NOEC, vækst	498	Bennett, 2016
<i>Hyaella azteca</i>	7 dage	EC ₅₀ , dødelighed	> 1125 ^a	Nedrich et al., 2018
<i>Hyaella azteca</i>	7 dage	EC ₅₀ , vækst	> 1125 ^a	Nedrich et al. 2018

^a Der blev ikke observeret nogen effekter ved højeste testkoncentration.

Bennett (2016) har udført en 28-dages kronisk test med *H. azteca*, hvor toksiciteten med endpoints dødelighed og vækst, blev testet ved syv koncentrationer af spiket sediment, samt en kontrol og sammenlignet med et referencesediment. Ved alle testede koncentrationer havde sedimentet generelt et lavt indhold af organisk karbon (OC) og *acid volatile sulfides* (AVS) på hhv. 2,4-2,8 % (geometrisk gennemsnit = 2,5 %) og 0,003-0,028 µmol/g tørvægt (geometrisk gennemsnit = 0,007 µmol/g tørvægt), og det kan derved antages at studiet er udført under optimal biotilgængelighed⁷. Testen resulterede i en LC₁₀ på 417 mg/kg tørvægt, samt en NOEC for vækst på 498 mg/kg tørvægt (angivet i tabel 4.3).

Nedrich et al. (2018) har udført en 7-dages akut test på *H. azteca*, med naturligt sediment fra fire forskellige lokationer, herunder en kontrol og et referencesediment. Kontrollen og referencesedimentet havde et indhold på hhv. 31,24 mg V/kg og 118,16 mg V/kg. Sammenlignet med kontrollen og referencesedimentet blev der ikke observeret nogen effekter på overlevelse eller vækst

⁷ Jævnfør TGD (s. 60 og 108, EU, 2018) medtages studier ikke, hvis DOC > 2 mg/l og/eller AVS > 1 µmol/g, da det repræsenterer lav biotilgængelighed.

hos *H. azteca* for de to testsedimenter, der havde en koncentration på hhv. 807,45 og 1124,72 mg V/kg. Derfor angives effektkoncentrationerne som > 1125 mg V/kg i tabel 4.3. I forhold til OC og AVS angiver studiet kun et forhold mellem SEM-AVS (*simultaneously extracted metals – acid volatile sulfides*) og fraktionen af OC (f_{OC}). Dette forhold, angivet som SEM-AVS/ f_{OC} ⁸, er for kontrollen, referencesedimentet og de to testsedimenter angivet til hhv -9,59, 43,34, 70,39 og 72,53, hvilket er forholdsvist lavt, og betyder at der ikke forventes at ses en toksicitet under forholdene i det givne sediment. Dette kan være årsagen til, at der ikke blev observeret nogen effekter hos *H. azteca* selv i testsedimentet med den højeste vanadiumkoncentration.

4.3 Toksicitet over for pattedyr og fugle

RIVM (2009) refererer til en LOAEL-værdi på 2,1 mg V/kg lgv/dag fra studiet Domingo et al. (1986). Studiet er et rottestudie, med Sprague Dawley (SD) rotter, hvor der blev testet for natrium metavanadats ($NaVO_3$) påvirkning på afkom. Forældrene blev inden parring (antal eksponeringsdage inden parring: 14 dage for hunner og 60 dage for hanner) og under opfostring af afkommet eksponeret for $NaVO_3$ ved intragastrisk⁹ dosering af hhv. 0, 5, 10 og 20 mg $NaVO_3$ /kg lgv/dag (svarende til 0, 2,1, 4,2 og 8,4 mg V/kg lgv/dag¹⁰). Studiet viste ingen signifikante effekter på fertiliteten, reproduktionen eller fødslen hos mødrene, men resulterede i et signifikant fald på både kropsvægt, halelængde og den relative organvægt af lever, milt og nyrer hos afkommet. Studiet indgår i det samlede datamateriale for den nye klassificering for vanadiumpentaoxid (V_2O_5) (se afsnit 1), men er vurderet utroværdigt med en Klimisch score 3, hovedsageligt grundet manglende oplysninger om renligheden af stoffet, samt den valgte administrationsvej, intragastrisk dosering (ECHA, 2021b). Der vil derved være usikkerheder forbundet med at anvende resultaterne i udledningen af kvalitetskriterier.

Et andet studie, som derimod er vurderet troværdigt med Klimisch score 1 ved den nye klassificering (ECHA, 2021b), er det akutte rottestudie af Leuschner et al. (1994). Studiet har testet toksiciteten af tre forskellige former af V_2O_5 med høj renlighed, hhv. *analytical grade* pulveriseret, *technical grade fused* og *technical grade* pulveriseret. Testene resulterede i LD₅₀-værdier fra 221,1 til 715,7 mg V_2O_5 /mg lgv (afhængig af køn og form). Dosering med formen *technical grade* pulveriseret resulterede i de laveste LD₅₀-værdier på hhv. 313,8 mg/kg lgv (hanner) og 221,1 mg/kg lgv (hunner). Hver testgruppe bestod af fem hanner og fem hunner, som blev tvangsfodret med 20 ml/kg lgv af testopløsningen på dag 1, og derefter observeret hyppigt i 14 dage. De effekter, som blev observeret og anset som tegn på toksicitet, var ud over dødelighed, ataksi, muskulær hypotoni, dyspnø og reduceret vægtøgning. Ved testen, som resulterede i de laveste LD₅₀-værdier, var testkoncentrationerne hhv. 147, 215, 316 og 681 mg/kg lgv for både hunner og hanner, dertil blev en gruppe af hanner også testet ved 454 mg/kg lgv.

To studier er derudover citeret i Jelnes (1996), hvor intravenøs injektion af vanadiumpentaoxid har medført reproduktions/udviklingseffekter, dog uden at der fra disse studier kan udledes en NOAEL.

⁸ SEM-AVS/ f_{OC} anvendes generelt til at skønne forekomsten af et stofs toksicitet i et naturligt sediment i forhold til biotilgængelighed for et metal. Generelt vil toksicitet ikke forventes at observeres ved en værdi <130 $\mu\text{mol/g}$, for værdier mellem 130 og 3000 $\mu\text{mol/g}$ vil der være en usikkerhed om toksiciteten, og ved værdier >3000 $\mu\text{mol/g}$ forventes det at toksicitet observeres (US EPA, 2005).

⁹ Dosering gives gennem et rør, som føres ned i maven.

¹⁰ Domingo et al. (1986) noterer at en koncentration af testmediet på 5 mg $NaVO_3$ /kg lgv/dag svarer til cirka 2,1 mg V/kg lgv/dag. Derved må testmediet indeholde cirka 42% vanadium (V-indhold: $2,1 / 5 \times 100 = 42\%$).

Der er ikke fundet troværdigt data fra længerevarende studier med oral eksponering af vanadium eller vanadiumforbindelser gennem føden over for hverken pattedyr eller fugle.

4.4 Toksicitet over for mennesker

Selve grundstoffet vanadium er ikke klassificeret i EU. Af de inddragede uorganiske vanadiumforbindelser (tabel 1.2) har kun vanadiumpentaoxid (V_2O_5) harmoniserede klassificeringer (afsnit 1); Carc. 1B (H350), Muta. 2 (H341), Repr. 2 (H361fd), Lact. (H362), Akut Tox. 2 og 3 (H330, H301), STOT SE 3 (H335), STOT RE 1 (H372) og Aquatic Chronic 2 (H411).

Miljøstyrelsen har ikke fastsat en TDI eller ADI for vanadium.

I den amerikanske database IRIS (2009) er der angivet en reference dosis (RfD, svarende til TDI/ADI) på 9 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lgv/dag for V_2O_5 , der kan omregnes til en TDI på 5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lgv/dag for vanadium. RfD-værdien er baseret på en NOAEL-værdi på 0,89 mg/kg/dag (effekt: reduceret hårcystin) fra et upubliceret studie, samt en usikkerhedsfaktor på 100.

Der er endvidere fundet en TDI på 2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lgv/dag fastsat af Det Nationale Institut for Sundhed og Miljø i Holland (RIVM, 2009). Denne TDI er baseret på en LOAEL-værdi på 2,1 mg V/kg lgv fra Domingo et al. (1986) og en usikkerhedsfaktor på 1000. Der er dog en vis usikkerhed ved anvendelse af TDI-værdien grundet studiet, som i forbindelse med revurderingen af klassificeringen for V_2O_5 er vurderet til en Klimisch score på 3 (se beskrivelse af studiet i afsnit 4.3).

5 Andre effekter

Der er ikke fundet oplysninger om andre typer af effekter for vanadium.

6 Udledning af vandkvalitetskriterium

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

Ved anvendelse af en SSD-analyse, er der ingen klare retningslinjer for valg af usikkerhedsfaktorer (UF) anvendt på HC₅-værdien. TGD (EU, 2018) angiver, at der som udgangspunkt anvendes en UF på 5, som kan reduceres alt efter evidensen for at fjerne den residuale usikkerhed.

For dette datablad er der anvendt SSD-analyser for både kronisk og akut data. Nedenfor beskrives den linje, der som udgangspunkt er lagt her i forbindelse med valg af UF.

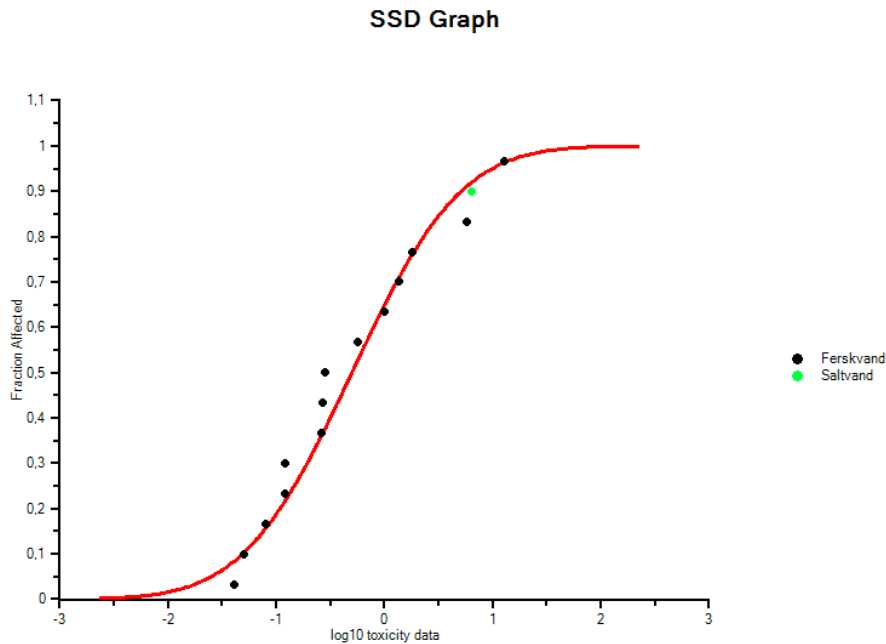
For kronisk data, til beregning af et vandkvalitetskriterium (VKK), er udgangspunktet en UF = 5, når der er mellem 10-14 arter og 8-9 systematiske hovedgrupper; UF = 4, hvis der er mellem 15-20 arter eller antallet af hovedgrupper er 10-11; UF = 3, hvis der er mellem 21-30 arter eller antallet af hovedgrupper er 12-14; UF = 2, hvis der er ≥ 31 arter eller antallet af hovedgrupper er ≥ 15 .

For akut data, til beregning af et kortidsvandkvalitetskriterium (KVKK), er udgangspunktet ifølge TGD (EU, 2018) en UF = 10, altså det dobbelte i forhold til udgangspunktet for kronisk data. Den linje, som er lagt her, er at bruge ovennævnte UF gange 2, men ved meget store datamængder at sænke UF så langt ned som til 2.

Overstående anvendes vejledende. Øvrig evidens så som spredning af data, specielle taksonomiske grupper, sammenligning af akut og kronisk data m.m. tages også med i betragtning.

6.1 Vandkvalitetskriterium (VKK)

Som beskrevet i afsnit 4.1 er der for det samlede kronisk datasæt fundet data for 15 arter dækkende 8 taksonomiske grupper, hvilket opfylder kravet for at VKK kan udledes ved anvendelse af en SSD-analyse. SSD-analysen er udført i programmet ETX v. 2.3 (RIVM, 2020) og de anvendte EC₁₀/NOEC-værdierne er markeret med fed i bilag A i tabellen for kronisk fersk- og saltvandsdata. SSD-analysen ses nedenfor i figur 6.1 samt i bilag C1 med skærmbillede af resultatet fra analysen i ETX.



Figur 6.1. Species Sensitivity Distribution (SSD) af kronisk toksicitet for fersk- og saltvandslevende organismer. Symboler med sort og grøn farve repræsenterer hhv. fersk- og saltvandsarter.

SSD-analysen resulterer i $HC_5 = 0,024 \text{ mg/l}$, med en nedre 90% konfidensgrænse på $0,0047 \text{ mg/l}$ og en øvre på $0,066 \text{ mg/l}$.

Standardafvigelsen for de \log_{10} transformerede data er 0,79.

Alle tre "goodness of fit" test (Anderson-Darling, Kolmogorov-Smirnov og Cramer von Mises) i ETX accepterer at data er \log_{normal} fordelt.

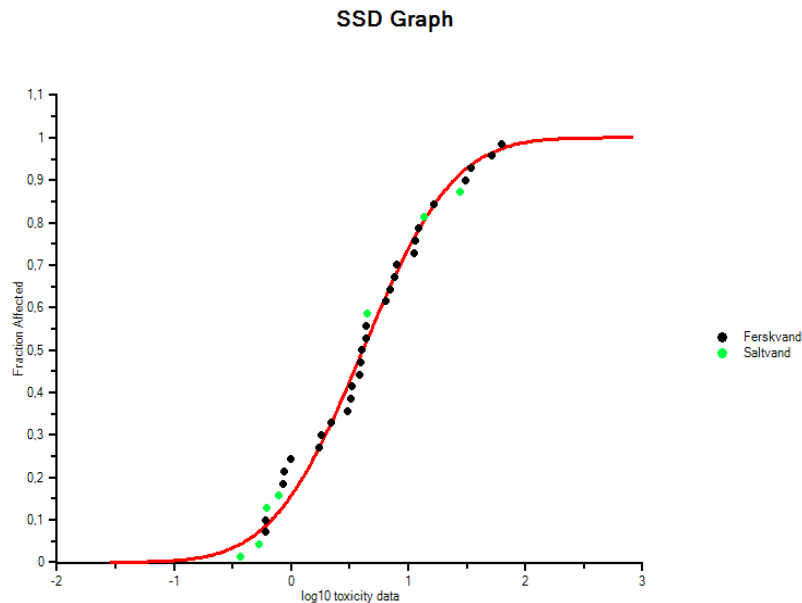
Kriteriet for SSD-analysen er opfyldt, da der haves 15 arter fordelt på 8 taksonomiske grupper. Derved anvendes en UF på 5 ved fastsættelsen af VKK for ferskvand. For saltvand er der ikke nogen specielle taksonomiske grupper repræsenteret i datasættet, hvorved der jf. TGD (s. 51, EU, 2018) anvendes en ekstra UF på 10 oven i den UF, der er anvendt for ferskvand. Dette resulterer i en samlet UF på 50 for VKK for saltvand. Derved bliver VKK for fersk- og saltvand udledt til:

$$VKK_{\text{ferskvand}} = 0,024 \text{ mg/l} / 5 = 0,0048 \text{ mg/l} \approx 4,8 \mu\text{g/l}$$

$$VKK_{\text{saltvand}} = 0,024 \text{ mg/l} / 50 = 0,00048 \text{ mg/l} \approx 0,48 \mu\text{g/l}$$

6.2 Korttidsvandkvalitetskriterium (KVKK)

Som beskrevet i afsnit 4.1 er der for det samlede akutte datasæt fundet data for 35 arter dækkende 12 taksonomiske grupper, hvilket opfylder at KVKK kan udledes ved en SSD-analyse. SSD-analysen er udført i programmet ETX v. 2.3 (RIVM, 2020). I analysen indgår $E(L)C_{50}$ -værdier markeret med fed i bilag A i tabellerne for akut fersk- og saltvandsdata. SSD-kurven ses nedenfor i figur 6.4 samt i bilag C2 med skærmbillede af resultaterne fra analysen i ETX.



Figur 6.4. Species Sensitivity Distribution (SSD) af akut toksicitet for fersk- og saltvandslevende organismer. Symboler med sort og grøn farve repræsenterer hhv. fersk- og saltvandsarter.

SSD-analysen resulterer i $HC_5 = 0,40 \text{ mg/l}$, med en nedre 90% konfidensgrænse på $0,2 \text{ mg/l}$ og en øvre på $0,69 \text{ mg/l}$.

Standardafvigelsen for de \log_{10} transformerede data er $0,61$.

Alle tre "goodness of fit" test (Anderson-Darling, Kolmogorov-Smirnov og Cramer von Mises) i ETX accepterer at data er \log_{normal} fordelt.

Som udgangspunkt anvendes en UF på 10, når kriteriet for SD-analysen er opfyldt (toksicitetsdata for 10 arter dækkende 8 taksonomiske grupper jf. EU, 2018). Datasættet er noget større end kriteriet for, hvornår der kan laves en SSD og variansen for hhv. fersk- og saltvandsdata vurderes at være ens ud fra en F-test ($F = 2,3$; $F\text{-kritisk} = 3,8$; $P = 0,2$). Tilmed indeholder datasættet også arter fra specielle taksonomiske grupper (ledorme, hjuldyr, hydroider og pighuder), herunder er to af dem specielle saltvandsgrupper. Det vurderes derfor passende at anvende samme UF på HC_5 -værdien for både fersk- og saltvand (jf. s. 51 i EU, 2018), samt at sænke UF til 4. Derved bliver KVKK baseret på det samlede datasæt for fersk- og saltvand udledt til:

$$KVKK_{\text{ferskvand}} = 0,40 \text{ mg/l} / 4 = 0,1 \text{ mg/l} \approx 100 \text{ } \mu\text{g/l}$$

$$KVKK_{\text{saltvand}} = 0,40 \text{ mg/l} / 4 = 0,1 \text{ mg/l} \approx 100 \text{ } \mu\text{g/l}$$

6.3 Kvalitetskriterium for sediment (SKK)

Jævnfør TGD (EU, 2018) skal der udledes et sedimentkvalitetskriterie (SKK), hvis $\log K_{oc}$ eller $\log K_{ow}$ er lig eller større end 3. For vanadium er der hverken data for K_{oc} eller K_{ow} . Et SKK kan også udledes, hvis der er anden evidens for akkumulering af stoffet i sedimentet eller evidens for høj toksicitet af stoffet over for sedimentlevende organismer. For vanadium og vanadiumforbindelser er toksicitetsdata for sedimentlevende organismer yderst begrænset, da der kun foreligger to studier med toksicitetsdata på ferskvandskrebsdyret *Hyalomma azteca*.

Fordelingskoefficienten mellem vand og fast stof eks. sediment ($\log K_p$) angivet i tabel 2.1 varierer mellem 2,66 l/kg (i jord) og 5,06 l/kg (i sediment). Værdien på 5,06 l/kg indikerer at vanadium har en forholdsvis høj affinitet for at binde til sedimentet, og det vil derfor være relevant at udlede et SKK.

6.3.1 SKK beregnet ved toksicitetsdata

I afsnit 4.2 er der angivet to studier, hvoraf det ene har akutte ”større end” effektværdier for *H. azteca*, som generelt ikke bør anvendes i udledningen af miljøkvalitetskriterier jf. TGD (EU, 2018). Dette betyder at kun ét kronisk ferskvandsstudie for sedimentlevende organismer er tilgængelig til fastsættelsen af et SKK. Til bestemmelse af SKK for ferskvand anvendes LC_{10} -værdien for *H. azteca* på 417 mg/kg tørvægt, samt en UF på 100 jf. tabel 11 i TGD (EU, 2018). Det er valgt ikke at lave en normalisering til organisk karbon (OC), da der ikke er nok tilgængelige data til at teste, om der er en korrelation mellem OC og koncentrationen af vanadium i sedimentet. SKK for ferskvand bliver derved:

$$SKK_{\text{ferskvand}} = 417 \text{ mg/kg tørvægt} / 100 = 4,2 \text{ mg/kg tørvægt}$$

Grundet yderst begrænset data og ingen kendskab til toksiciteten over for sedimentlevende organismer i saltvand, udledes der et separat SKK for saltvand. Her anvendes ligeledes LC_{10} -værdien på 417 mg/kg tørvægt og en UF på 1000 jf. tabel 13 i TGD (EU, 2018):

$$SKK_{\text{saltvand}} = 417 \text{ mg/kg tørvægt} / 1000 = 0,42 \text{ mg/kg tørvægt}$$

Overstående udledte værdier er bestemt ved optimal biotilgængelighed, dvs. lave AVS- og OC-indhold. 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).

6.3.2 SKK beregnet ved EqP-metoden

Da der kun er få eksperimentelle toksicitetsdata for sedimentlevende organismer, kan $SKK_{\text{ferskvand}}$ og SKK_{saltvand} udledt på baggrund af den direkte toksicitet sammenlignes med et SKK udledt ved ligevægtsfordelingsmetoden, også kaldet EqP-metoden (equilibrium partitioning method), hvor $VKK_{\text{ferskvand}}$ (4,8 µg/l) og VKK_{saltvand} (0,48 µg/l) udledt i afsnit 6.1 indgår.

Metoden for EqP er beskrevet jf. side 102-104 i TGD (EU, 2018). Formlerne side 103 og 104 kan skrives sammen til nedenstående formel for beregning af SKK i tørvægt, hvor værdierne for $F_{\text{water}_{\text{sed}}}$ (0,8 m³/m³), $F_{\text{solid}_{\text{sed}}}$ (0,2), RHO_{solid} (2500 kg/m³) og RHO_{sed} (1300 kg/m³) er tabelværdier angivet i TGD (EU, 2018). For $K_{p_{\text{sed}}}$ anvendes en værdi på 114.851 L/kg (omregnet fra $\log K_p$ på 5,06 l/kg jf. tabel 2.1). Dertil er værdien på 2,6 en faktor, der anvendes til at omregne fra vådvægt til tørvægt.

$$SKK_{\text{EqP, tørvægt}} = ((F_{\text{water}_{\text{sed}}} + F_{\text{solid}_{\text{sed}}} \times (K_{p_{\text{sed}}} / 1000) \times RHO_{\text{solid}}) / RHO_{\text{sed}}) \times VKK_{\text{ferskvand}} \text{ (eller } VKK_{\text{saltvand}}) \times 1000 \times 2,6$$

SKK for ferskvand og saltvand ved EqP beregnes derved til:

$$\text{SKK}_{\text{EqP, ferskvand}} = ((0,8 + 0,2 \times (114.851 / 1000) \times 2500) / 1300) \times 0,0048 \text{ mg/L} \times 1000 \times 2,6 \\ = 551,3 \text{ mg/kg tørvægt}$$

$$\text{SKK}_{\text{EqP, saltvand}} = ((0,8 + 0,2 \times (114.851 / 1000) \times 2500) / 1300) \times 0,00048 \text{ mg/L} \times 1000 \times 2,6 \\ = 55,1 \text{ mg/kg tørvægt}$$

6.3.3 Konklusion på udledning af SKK

Kriterierne udledt ved EqP-metoden er noget højere end kriterierne udledt ved brug af eksperimentelle data. Dertil skal det noteres, at der ved anvendelse af EqP-metoden antages at være en ligevægt mellem matricerne (vand og sediment/porevand), og der kan derfor være nogle usikkerheder forbundet med anvendelse af EqP-metoden. Det bør også noteres, at der kun er fundet begrænset eksperimentelle data for sedimentlevende organismer, og der kan derved også være usikkerheder forbundet med SKK udledt heraf. Det vurderes, at de laveste udledte kriterier, baseret på eksperimentelle data, bør anvendes som endelige kriterier for SKK:

$$\text{SKK}_{\text{ferskvand}} = 4,2 \text{ mg/kg tørvægt}$$

$$\text{SKK}_{\text{saltvand}} = 0,42 \text{ mg/kg tørvægt}$$

6.4 Kvalitetskriterium for biota, sekundær forgiftning ($\text{BKK}_{\text{sek. forgiftn.}}$)

Jævnfør TGD (EU, 2018) skal der udledes et biotakvalitetskriterie for sekundær forgiftning (BKK), hvis der er evidens for, at stoffet har potentiale for at bioakkumulere. Dette er tilfældet, hvis stoffet har en $\text{BMF} > 1$ eller en $\text{BCF (BAF)} \geq 100$. I tabel 3.1 i afsnit 3.2 er BCF/BAF -værdier angivet for vanadium. BCF -værdierne (fra 6 til 27,9 l/kg) overstiger ikke kriteriet for udledning af BKK, men BAF -værdierne (fra 26 til 1163 l/kg) for både krebsdyr, musling og fisk gør og dermed bør BKK bestemmes.

Det Nationale Institut for Sundhed og Miljø (RIVM) i Holland har i 2009 udledt et kriterie for biota på 46,7 $\mu\text{g V/kg}$ foder (RIVM, 2009) ved at anvende LOAEL -værdien på 2,1 mg V/kg lgv/dag for rotter fra Domingo et al. (1986), som er yderligere beskrevet i afsnit 4.3. RIVM (2009) følger dog metoden angivet i en ældre version af TGD, og har beregnet kriteriet ved at anvende en række konverterings- og ekstrapoleringsfaktorer. Studiet, som RIVM har anvendt, er senere hen i forbindelse med ændring af klassificering for V_2O_5 vurderet utroværdigt (afsnit 4.3). Det vurderes derfor i nuværende datablad ikke at baserer beregningerne for $\text{BKK}_{\text{sek. forgiftn.}}$ på resultaterne fra Domingo et al. (1986).

Det andet rottestudie (Leuschner et al., 1994) beskrevet i afsnit 4.3 blev vurderet troværdigt ifm. ændring af klassificering for V_2O_5 . Dette er dog et akut 14-dages studie, hvor rotterne kun eksponeres ved dag 1. Her er laveste LD_{50} fundet til 221,1 mg $\text{V}_2\text{O}_5/\text{mg lgv}$, som kan omregnes til 61,93 mg

V/mg lgv¹¹. Det vurderes for konservativt af omregne værdien til en daglig dosis, og derfor vurderes det at resultaterne fra Leuschner et al. (1994) ikke kan anvendes til at bestemme BKK_{sek. forgiftn.}.

Da der ikke er fundet troværdigt kronisk data, eller anvendeligt akut data, for oral eksponering af vanadium over for hverken pattedyr og fugle er det på nuværende tidspunkt ikke muligt at bestemme en værdi for BKK_{sek. forgiftn.}.

6.5 Kvalitetskriterium for human konsum af vandlevende organismer (HKK)

Vanadium har ingen harmoniserede klassificeringer. Kun én af de inddragede vanadiumforbindelser, vanadiumpentaoxid (V₂O₅), har relevante klassificeringer (kræftfremkaldende, mutagent og reproduktionstoksisk) for fastsættelsen af et kvalitetskriterium til beskyttelse af mennesker ved konsum af forurenede fisk og skaldyr (EU, 2018).

Der er usikkerheder forbundet med anvendelse af begge referenceværdier angivet i afsnit 4.4 på hhv. 2 og 9 µg/kg lgv/dag. TDI-værdien på 2 µg/kg lgv/dag er bestemt ud fra et studie, som er vurderet utroværdigt, og RfD-værdien på 9 µg/kg lgv/dag er bestemt ud fra et upubliceret studie. Da V₂O₅ er klassificeret som kræftfremkaldende, er der også mulighed for at anvende en kræftisiko på 10⁻⁶ i bestemmelsen af HKK. Denne vil dog have mere betydning for vanadiumforbindelsen V₂O₅ end for opløst vanadium.

Da der ikke er fundet en robust eller valid referenceværdi, herunder ADI, TDI m.m., for vanadium og vanadiumforbindelser, og at det tilmed kun er én af de inddragede forbindelser, der har relevant klassificering, vurderes det på nuværende tidspunkt ikke muligt at beregne HKK for vanadium.

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

Jævnfør TGD (EU, 2018) skal der laves en tilbageregning fra biotakvalitetskriterierne (BKK_{sek. forgiftn.} og HKK) til en vandkoncentration, for at se om vandkvalitetskriteriet sat for direkte effekter, også beskytter for sekundær forgiftning gennem fødekæden, samt beskytter mod forgiftning ved human konsum af fiskeriprodukter. Der er i nuværende datablad ikke muligt at bestemme en værdi for hverken BKK_{sek. forgiftn.} eller HKK, hvortil der ikke kan foretages en tilbageregning.

¹¹ Koncentration omregnet fra vanadiumpentaoxid (V₂O₅, molvægt: 181,879 g/mol) til vanadium (V, molvægt: 50,942 g/mol) ved: $\text{Konc. V} = \text{Konc. V}_2\text{O}_5 \times \text{molvægt V} / \text{molvægt V}_2\text{O}_5$

7 Konklusion

Følgende kvalitetskriterier for vandmiljøet er bestemt for opløst vanadium:

Vandkvalitetskriterium

VKK _{ferskvand}	4,8 µg/l
VKK _{saltvand}	0,48 µg/l

Korttidsvandkvalitetskriterium

KVKK _{ferskvand}	100 µg/l
KVKK _{saltvand}	100 µg/l

Sedimentkvalitetskriterium

SKK _{ferskvand}	4,2 mg/kg tørvægt
SKK _{saltvand}	0,42 mg/kg tørvægt

Biotakvalitetskriterium, sekundær forgiftning

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

Biotakvalitetskriterium, human konsum

HKK	Ikke muligt
-----	-------------

8 Referencer

Abbasi, S.A. Nipanay, P.C. & Soni, R. (1993). An examination of the water quality criteria of vanadium with reference to impact studies on freshwater teleost *Nuria denricus* (Hamilton). *Pollut. Res.* 12: 85-90.

Allen, Y., Calow, P. & Baird, D.J. (1995). A Mechanistic Model of Contaminant-induced Feeding Inhibition in *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14: 1625-1630.

Asadpour, Y.A., Nejatkhah Manavi, P. & Baniamam, M. (2013). Evaluating the Bioaccumulation of Nickel and Vanadium and their effects on the Growth of *Artemia urmiana* and *A. franciscana*. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 12: 183-192.

Bak, J. & Larsen M.M. (2014). Baggrundsværdier for barium, zink, kobber, nikkel og vanadium i fersk- og havvand. 11 s.
(https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2014/baggrundsniveau_fersk_havvand.pdf)

Beusen, J.M. & Neven, B. (1987). Toxicity of vanadium to different freshwater organisms. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 39, 194-201.

Birge, W.J. (1978). Aquatic Toxicology of Trace Elements of Coal and Fly Ash. In: J.H.Thorp and J.W.Gibbons (Eds.), *Dep.Energy Symp.Ser., Energy and Environmental Stress in Aquatic Systems*, Augusta, GA48:219-240.

Borgmann, U., Couillard, Y., Doyle, P. & Dixon, G. (2005). Toxicity of sixty-three metals and metalloids to *Hyalella Azteca* at two levels of water hardness. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24 (3): 641-652.

De Jong, L.E.D.D. (1965). Tolerance of *Chlorella vulgaris* for metallic and non-metallic ions. *Antonie van Leeuwenhoek* 31: 301-313.

Ding, S.R. (1980). Acute Toxicities of Vanadium, Nickel, and Cobalt to Several Species of Aquatic Organisms. *Environ. Qual.* 1:17-21. (Ikke tilgængelig).

Dorfman, D. (1977). Tolerance of *Fundulus heteroclitus* to different metals in salt waters. *Bull New Jersey Acad Sci* 22: 21-23.

ECHA (2021a). ECHA registreringsdossier for forskellige vanadiumforbindelser.
(https://echa.europa.eu/da/search-for-chemicals?p_p_id=dissimplesearch_WAR_disssearchportlet&p_p_lifecycle=0&_dissimplesearch_WAR_disssearchportlet_searchOccurred=true&_dissimplesearch_WAR_disssearchportlet_sessionCriteriaId=dissSimpleSearchSessionParam101401634906166888)

- ECHA (2021b). Registry of CLH intentions until outcome. Divanadium pentaoxide.
<https://echa.europa.eu/da/registry-of-clh-intentions-until-outcome/-/dislist/details/0b0236e1814e26d1>
(Direkte link til RAC opinion: <https://echa.europa.eu/documents/10162/6c9565dd-6350-5498-4d9d-b239ddbc88c8>)
- ECHA (2021c). ECHA registeringsdossier for vanadium, CAS: 7440-62-2.
<https://echa.europa.eu/da/registration-dossier/-/registered-dossier/15421>
- ECOTOX (2021). U.S. Environmental Protection Agency. ECOTOX Database System. Available: <http://www.epa.gov/ecotox/>. Online database (søgning foretaget januar 2023).
- Ernst, W.R. & Garside, E.T. (1987). Lethal effects of vanadium to two life stages of brook trout *Salvelinus fontinalis* (Mitchill). *Can. J. Zool.* 65: 628-634.
- EU (2000). Europa-Parlamentets og Rådets Direktiv 2000/60/EF om fastsættelse af en ramme for fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger af 23. oktober 2000.
- EU (2018). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Technical Guidance Document for Deriving Environmental Quality Standards.
<https://circabc.europa.eu/sd/a/ba6810cd-e611-4f72-9902-f0d8867a2a6b/Guidance%20No%2027%20-%20Deriving%20Environmental%20Quality%20Standards%20-%20version%202018.pdf>
- EU (2022). Kommissionens delegerede forordning (EU) 2022/692 af 16. februar 2022 om ændring med henblik på tilpasning til den tekniske og videnskabelige udvikling, ad Europa- Parlamentets og Rådets forordning (EF) nr. 1272/2008 om klassificering, mærkning og emballering af stoffer og blandinger.
- Fargašová, A. (1998). Comparative acute toxicity of Cu²⁺, Cu⁺, Mn²⁺, Mo⁶⁺, Ni²⁺ and V⁵⁺ to *Chironomus plumosus* larvae and *Tubifex tubifex* worms. *Biologia* 53: 315-319.
- Fargasova, A., Bumbálová, A. & Havránek, E. (1999). Ecotoxicological effects and uptake of metals (Cu⁺, Cu²⁺, Mn²⁺, Mo⁶⁺, Ni²⁺, V⁵⁺) in freshwater alga *Scenedesmus quadricauda*. *Chemosphere* 35: 1165-1173.
- Fichet, D. & Miramand, P. (1998). Vanadium toxicity to three marine invertebrates larvae: *Crassostrea gigas*, *Paracentrotus lividus* and *Artemia salina*. *Chemosphere*, vol. 37, s. 1363-1368.
- FOREGS (2009). Geochemical Baseline Mapping Programme. Online homepage: <http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/index.php>
Direkte link til kortet over målinger af vanadium i Europa:
http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/maps/Water/w_icpms_v_edit.pdf
- Giles, M.A., Klaverkamp, J.F. & Lawrence S.G. (1979). The Acute Toxicity of Saline Groundwater and of Vanadium to Fish and Aquatic Invertebrates. Project No.AF 3.2.1, Prepared for the Alberta Oil Sands Environmental Research Program, Edmonton, Alberta: 237 p.

Gillio Meina E, Raes K, Liber K. (2019). Models for the acute and chronic aqueous toxicity of vanadium to *Daphnia pulex* under a range of surface water chemistry conditions. *Ecotoxicol Environ Saf* 179:301–309.

Gillio Meina, E., Niyogi, S. & Liber, K. (2020a). Investigating the mechanism of vanadium toxicity in freshwater organisms. *Aquatic Toxicology* 229: 105648.

Gillio Meina, E., Niyogi, S. & Liber, K. (2020b). Multiple Linear Regression Modeling Predicts the Effects of Surface Water Chemistry in Acute Vanadium Toxicity to Model Freshwater Organisms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 39, No. 9, pp. 1737-1745.

Gravenmier, J.J., Johnston, D.W. & Arnold, W.R. (2005). Acute Toxicity of Vanadium to the Threespine Stickleback, *Gasterosteus aculeatus*. *Environmental Toxicology*, vol. 20, s. 18-22.

Hamilton, S.J. (1995). Hazard assessment of inorganics to three endangered fish in the Green River Utah. *Ecotoxicol Environ Saf* 30: 134-142.

Hamilton, S.J. & Buhl, K.J. (1990). Safety Assessment of Selected Inorganic Elements to Fry of Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 20(3): 307-324.

Hamilton, S.J. & K.J. Buhl. (1997). Hazard Evaluation of Inorganics, Singly and in Mixtures, to Flannelmouth Sucker *Catostomus latipinnis* in the San Juan River, New Mexico. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 38(3):296-308.

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

Holdway, D.A. & Sprague, J.B. (1979). Chronic toxicity of vanadium to flagfish. *Water Research*, vol. 13, s. 905-910.

Holdway, D.A., Sprague, J.B. & Dick, J.G. (1983). Bioconcentration of vanadium in American flagfish over one reproductive cycle. *Water Res* 17: 937-941.

Ikemoto, T., Phuc Cam Tu, N., Okuda, N., Iwata, A., Omori, K., Tanabe, S., Cach Tuyen, B. & 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.

IPCS (2001). Concise International Chemical Assessment Document (CICAD) nr. 29, Vanadium pentoxide and other inorganic vanadium compounds, United Nations Environment Programme, International Labour Organisation, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety. Geneva, <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad29.htm>

IRIS (2009). Integrated Risk Information System. Online database: https://iris.epa.gov/ChemicalLanding/&substance_nmbr=125

Jardine, T.D., Doig, L.E., Jones, P.D., Bharadwaj, L., Carr, M., Tendler, B. & Lindenschmidt, K.-E. (2019). Vanadium and thallium exhibit biodilution in a northern river food web. *Chemosphere* 233: 381-386.

Jelnes, J.E. (1996). Evaluation of health hazards by exposure to vanadium and estimation of a limit value in ambient air. Institutet for toksikologi, Levnedsmiddelstyrelsen. Baggrundsrapport udarbejdet for Miljøstyrelsen.

Kimball, G. (1978). The Effects of Lesser Known Metals and One Organic to Fathead Minnows (*Pimephales promelas*) and *Daphnia magna*. Manuscript, Dep.of Entomology, Fisheries and Wildlife, University of Minnesota, Minneapolis.

Knudtson, B.K. (1979). Acute Toxicity of Vanadium to Two Species of Freshwater Fish. *Bulleting of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 23, s. 95-99.

Krishnakumari, L., Varshney, P.K., Gajbhiye, K., Govindan, K. & Niar, V.R. (1983). Toxicity of Some Metals on the Fish *Therapon jarbua* (Forsskal, 1775). *Indian J. Mar. Sci.* 12(1): 64-66.

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

Liu, Y., Liu, G., Yuan, Z., Liu, H. & Lam, P.K.S. (2017). Presence of arsenic, mercury and vanadium in aquatic organisms of Laizhou Bay and their potential health risk. *Marine Pollution Bulletin* 125: 334-340.

Lee, K., Nalewajko, C. & Jack, T.R. (1979). Effects of vanadium on freshwater algae. Proc Fifth Annual Aquatic Toxicity Workshop, Hamilton, Ontario, November 7-9, 1978. *Fis Mar Serv Tech Rep* 862: 297-310. (Refereret i Smit, 2012).

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

Meisch, H.-U. & Benzschawel, H. (1978). The role of vanadium in green plants. III. Influence on cell division of *Chlorella*. *Arch Microbiol* 114: 67-70.

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

Miljøstyrelsen (2004b). Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 4 2004, Miljøprojekt Nr. 700 2002 Grundstofferne i 2. geled - et miljøproblem nu eller i fremover?

Miljøstyrelsen, DCE & GEUS (2017). NOVANA - Det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur 2021-21. <https://mst.dk/media/141463/novana-2017-21-programbeskrivelse.pdf>

Miramand, P. & Ünsal, M. (1978). Toxicite aigue de vanadium vis-a-vis de quelques especes benthiques et phytoplancioniques marines. *Chemosphere* 10, 827-832.

Miramand, P., Guary, J.C. & Fowler, S.W. (1981). Uptake, assimilation, and excretion of vanadium in the shrimp, *Lysmata seticaudata* (Risso) and the crab, *Carcinus maenas* (L.). *J Exp Mar Biol Ecol* 49: 267-287.

Mitterer (1999a). Algal growth inhibition test (*Scenedesmus subspicatus*) of V₂O₅/flakes according to EU guideline L 383 A: C.3. and OECD method 201. Ikke publiseret.

Mitterer (1999b). Algal growth inhibition test (*Scenedesmus subspicatus*) of ammoniumpolyvanadate according to EU guideline L 383 A: C.3. and OECD method 201. Ikke publiseret.

Mitterer (1999b). Algal growth inhibition test (*Scenedesmus subspicatus*) of sodium vanadate according to EU guideline L 383 A: C.3. and OECD method 201. Ikke publiseret.

Moermond, C.T.A., Kase, R., Korkaric, M. & Ågerstrand, M. (2016). CRED: Criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 35, No. 5, pp. 1297-1309.

Nalewajko, C., Lee, K. & Olaveson, M. (1995). Responses of freshwater algae to inhibitory vanadium concentrations: the role of phosphorus. *J Phycol* 31: 332-343.

NITE (2006). National Institute of Technology and Evaluation; Japan, (Tidl. MITI) database, CHRIP (Chemical Risk Information Platform), online:
https://www.nite.go.jp/chem/jcheck/template.action?ano=28500&mno=1-0559&cno=1314-62-1&request_locale=en

OECD (2011). OECD Guideline for the Testing of Chemicals. Freshwater Alga and Cyanobacteria, Growth Inhibition Test. No. 201.

Ravera, O., Cenci, R., Beone, G.M., Dantas, M. & Lodigiani, P. (2003). Trace element concentrations in freshwater mussels and macrophytes as related to those in their environment. *J Limnol* 62: 61-70.

Ravera, O., Beone, G.M., Trincerini, P.R. & Riccardi, N. (2007). Seasonal variations in metal content of two *Unio pictorum* *mancus* (Mollusca, Unionidae) populations from two lakes of different trophic state. *J Limnol* 66: 28-39.

Ray, D. & Banerjee, S.K. (1998). Hematological and Histopathological Changes in *Clarias batrachus* (Linn) Exposed to Nickel and Vanadium. *Environ. Ecol.* 16(1): 151-156.

REACH (2007). Berigtigelse til Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EF) nr. 1907/2006 af 18. december 2006 om registrering, vurdering og godkendelse af samt begrænsninger for kemikalier (REACH), om oprettelse af et europæisk kemikalieagentur og om ændring af direktiv 1999/45/EF og ophævelse af Rådets forordning (EØF) nr. 793/93 og Kommissionens forordning (EF) nr. 1488/94 samt Rådets direktiv 76/769/EØF og Kommissionens direktiv 91/155/EØF, 93/67/EØF, 93/105/EF og 2000/21/EF (EUT L 396 af 30.12.2006). Online adgang: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/?uri=celex%3A32006R1907R%2801%29>

- Ringelband, U. (2001). Salinity Dependence of Vanadium Toxicity against the Brackish Water Hydroid *Cordylophora caspia*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 48, s. 18-26.
- Ringelband, U. & Karbe, L. (1996). Effects of vanadium on population growth and Na-K-ATPase activity of the brackish water hydroid *Cordylophora caspia*. *Bull Environ Contam Toxicol* 57: 118-124.
- RIVM (2005). Environmental Risk Limits for Nine Trace Elements. RIVM Report no. 601501029
- RIVM (2009). Aanvulling milieurisicogrenzen voor negen sporenelementen. Afleiding volgens Kaderrichtlijn Water-methodiek. RIVM Report no. 601714011 (på hollandsk).
- RIVM (2012). Environmental risk limits for vanadium in water. RIVM Letter Report no. 601714021/2012.
- RIVM (2020). ETX v. 2.3 by RIVM – Normal Distribution based Hazardous Concentration and Fraction Affected. Softwareprogram.
- Sauvant, M.P., Pepin, D., Bohatier, J. & Groliere, C.A. (1995). Microplate technique for screening and assessing cytotoxicity of xenobiotics with *Tetrahymena pyriformis*. *Ecotoxicology and environmental safety* 32: 159-165.
- Schiffer, S. & Liber, K. (2017a). Estimation of vanadium water quality benchmarks for the protection of aquatic life with relevance to the Athabasca Oil Sands region using species sensitivity distributions. *Environ Toxicol Chem* 36:3034–3044.
- Schiffer, S. & Liber, K. (2017b). Toxicity of aqueous vanadium to zooplankton and phytoplankton species of relevance to the Athabasca Oil Sands region. *Ecotoxicol Environ Saf* 137:1–11.
- Sedeño-Díaz, J.E., López-López, E., Mendoza-Martínez, E., Rodríguez-Romero, A.J. & Morales-García, S.S. (2019). Distribution Coefficient and Metal Pollution Index in Water and Sediments: Proposal of a New Index for Ecological Risk assessment of Metals. *Water* 2020, 12, 29; doi:10.3390/w12010029.
- Smith, D.P., Kennedy, J.H. & Dickson, K.L. (1991). An evaluation of a naidid oligochaete as a toxicity test organism. *Environ Toxicol Chem* 10: 1459-1465.
- Srivastava, D.K. & Tyagi, R.K. (1984). Toxicity of selenium and vanadium to the striped gourami, *Colisa fasciatus* (Bloch and Schneider). *Acta Hydrobiol* 25/26: 481-486.
- Stendahl, D.H. & Sprague, J.B. (1982). Effects of water hardness and pH on vanadium lethality to rainbow trout. *Water Res* 16: 1479-1488.
- Stephan, C.E. (1978a). Chronic Screening Toxicity Test with *Daphnia magna*. Sept.29th Memo to D. Friedman, U.S.EPA, Washington, DC: 3 p.
- Stephan, C.E. (1978b). Results of Toxicity Tests. Feb.13th Memo to J.Carroll, U.S.EPA, Washington, DC: 2 p.

Stubblefield (2017a). Chronic toxicity of Vanadium to the aquatic oligochaete, *Aeolosoma sp.*. Ikke publiseret.

Stubblefield (2017b). Chronic toxicity of Vanadium to the freshwater rotifer, *Brachionus calyciflorus*. Ikke publiseret.

Tarzwel, C.M. & Henderson, C. (1960). Toxicity of Less Common Metals to Fishes. Ind. Wastes 5:12-.

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

US EPA (2005). Procedures for the Derivation of Equilibrium Partitioning Sediment Benchmarks (ESBs) for the Protection of Benthic Organisms: Metal Mixtures /Cadmium, Copper, Lead, Nickel, Silver, and Zinc). EPA-600-R-02-011. Office of Research and Development. Washington, DC 20460.

Van de Plassche, E.J., Mrs. Polder, M.D. & Canton, J.H. (1992). Maximum permissible concentrations for water, sediment and soil derived from toxicity data for nine trace metals. RIVM Report no. 679101002.

Van der Hoeven, N. (1990). Effect of 3,4-Dichloroaniline and Matavanadate on *Daphnia* Population. Ecotoxicology and environmental safety 20: 53-70.

van Leeuwen, C.J., Niebeek, G. & Rijkeboer, M. (1987). Effects of chemical stress on the population of *Daphnia magna*: A comparison of two test procedures. Ecotoxicology and Environmental Safety, vol. 14, s. 1-11.

Wenzel (2017a). Freshwater Alga, Growth Inhibition Test (OECD 201). Sodium metavanadate: Effects on *Ankistrodesmus falcatus*. Ikke publiseret.

Wenzel (2017b). Freshwater Alga, Growth Inhibition Test (OECD 201). Sodium metavanadate: Effects on *Raphidocelis subcapitata*. Ikke publiseret.

Wenzel (2017c). Freshwater Alga, Growth Inhibition Test (OECD 201). Sodium metavanadate: Effects on *Navicula pelliculosa*. Ikke publiseret.

Wenzel (2017d). Lemna sp., Growth Inhibition Test (OECD 201). Sodium metavanadate: Effects on the growth of Lemna minor. Ikke publiseret.

Wilson, W.B. & Freeburg, L.R. (1980). Toxicity of metals to marine phytoplankton cultures. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EPA/600/3-80/025.

Woods, R., Davi, R. & Arnold, W. (2004). Toxicity of Vanadium to the Estuarine Mysid, *Americamysis bahia* (Molenock) (Formerly *Mysidopsis bahia*). Bulletin Environmental Contamination and Toxicology, vol. 73, s. 635-643.

Bilag A

Toksicitet over for vandorganismer (EC₅₀, NOEC, EC_x, PNEC osv.)

Ferskvandsorganismer

Akut toksicitet

Værdier markeret med fed anvendes i beregningerne af vandkvalitetskriteriet. Værdier fremhævet med gråt er de data, som et geometrisk gennemsnit er baseret på.

	Form/salt	Målt	Varighed	Effekt	Værdi mg/L	Bemærkning ¹	Reference	Troværdighed (1-4)
Cyanophyta (cyanobakterier)								
<i>Anabaena flos-aquae</i>	Na ₃ VO ₄	-	7 dage	EC ₅₀ , antal celler	0,00008 ²	pH: 6,8	Lee et al., 1979	3
<i>Anabaena flos-aquae</i>	Na ₃ VO ₄	-	7-10 dage	EC ₅₀ , vækst	> 50,9 ^{3,4}	pH: 6,5 (start) - 8 (slut)	Nalewajko et al., 1995	3
<i>Synechococcus leopoliensis</i>	Na ₃ VO ₄	-	7-10 dage	EC ₅₀ , vækst	> 50,9 ^{3,4}	pH: 6,5 (start) - 8 (slut)	Nalewajko et al., 1995	3
Algae (alger)								
Chlorophyta (grønalge)								
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	NaVO ₃	Ja	72 timer	EC ₅₀ , vækst	3,94	pH: 7,62-8,01 (kontrol), 7,56-7,98 (test)	Wenzel, 2017a	1
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	Na ₃ VO ₄	-	7-10 dage	EC ₅₀ , vækst	0,071 ³	pH: 6,5 (start) - 8 (slut)	Nalewajko et al., 1995	3
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Na ₃ VO ₄	-	7 dage	EC ₅₀ , antal celler	0,046 ²	pH: 6,8	Lee et al., 1979	3
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Na ₃ VO ₄	-	7-10 dage	EC ₅₀ , vækst	41,0 ³	pH: 6,5 (start) - 8 (slut)	Nalewajko et al., 1995	3
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	NH ₄ VO ₃	-	3 dage	EC ₅₀ , cellevolumen	0,1 ⁵	pH ikke angivet	Meisch & Benzschawel, 1978	3-(4)
<i>Desmodesmus subspicatus</i>	V ₂ O ₅	Ja	72 timer	E _b C ₅₀ , vækst	2,9	pH: 7,9-8,8	Mitterer, 1999a	2
<i>Desmodesmus subspicatus</i>	NH ₄ V ₃ O ₈	Ja	72 timer	E _b C ₅₀ , vækst	3,9	pH: 7,8-8,8	Mitterer, 1999b	2
<i>Desmodesmus subspicatus</i>	NaVO ₃	Ja	72 timer	E _b C ₅₀ , vækst	7,6	pH: 7,9-8,4	Mitterer, 1999c	2

<i>Desmodesmus subspicatus</i>, geometrisk gennemsnit					4,4			
<i>Dictyosphaerium planctonicum</i>	Na ₃ VO ₄	-	7-10 dage	EC ₅₀ , vækst	> 50,9 ^{3,4}	pH: 6,5 (start) - 8 (slut)	Nalewajko et al., 1995	3
<i>Kirchneriella lunaris</i>	Na ₃ VO ₄	-	7-10 dage	EC ₅₀ , vækst	0,076 ³	pH: 6,5 (start) - 8 (slut)	Nalewajko et al., 1995	3
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	NaVO₃	Ja	72 timer	EC₅₀, vækst	7,55	pH: 7,78-8,58 (kontrol), 7,68-8,46 (test)	Wenzel, 2017b	1
<i>Scenedesmus acutus</i>	Na ₃ VO ₄	-	7-10 dage	EC ₅₀ , vækst	2,3 ³	pH: 6,5 (start) - 8 (slut)	Nalewajko et al., 1995	3
<i>Scenedesmus obliquus</i>	Na ₃ VO ₄	-	7 dage	EC ₅₀ , antal celler	0,24	pH: 6,8	Lee et al., 1979	3
Diatoméer <i>Diatoma elongatum</i>	Na ₃ VO ₄	-	7-10 dage	EC ₅₀ , vækst	0,032 ³	pH: 6,5 (start) - 8 (slut)	Nalewajko et al., 1995	3
<i>Navicula pelliculosa</i>	Na ₃ VO ₄	-	7 dage	EC ₅₀ , antal celler	> 1 ^{2,4}	pH: 6,8	Lee et al., 1979	3
<i>Navicula pelliculosa</i>	NaVO₃	Ja	72 timer	EC₅₀, vækst	8,0	pH: 8,66-8,13 (kontrol), 8,67-8,1 (test)	Wenzel, 2017c	1
Protozoer <i>Tetrahymen pyriformis</i>	VOSO ₄	Nej	36 timer	IC ₅₀ , vækst	9,00	pH ikke angivet	Sauvant et al., 1995	(2)-4
Annelida (ledorme) <i>Pristina leidyi</i>	Na₃VO₄	Ja	48 timer	LC₅₀	30,8	pH: 7,9, H: 105 Testet i vand uden sediment	Smith et al., 1991	2
<i>Tubifex tubifex</i>	V ₂ O ₅	Nej	96 timer	LC ₅₀	0,21	pH: 7,8±0,5, H: 80 Testet i vand uden sediment	Fargasova, 1998	3
Rotifera (hjuldyr) <i>Brachionus calyciflorus</i>	NaVO₃	Ja	48 timer	EC₅₀, vækst	0,61	pH: 7,5-7,7, H: 108	Stubblefield, 2017b	2

Crustacea (krebsdyr)								
Malacostraca								
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	NaVO ₃	Nej	96 timer	EC ₅₀	12,3	pH: 6,7-6,8, H: 45-55	Martin & Holdich, 1986	2-(4)
<i>Hyaella azteca</i>	V	Nej	7 dage	LC ₅₀	1,03	pH ikke angivet	Borgmann et al., 2005	3
Branchiopoda								
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	NaVO ₃	Ja	48 timer	LC ₅₀	0,60	pH: 8,1-8,2, H: 109±1	Schiffer & Liber, 2017b	2
<i>Daphnia dentifera</i>	NaVO ₃	Ja	48 timer	LC ₅₀	0,88	pH: 8,1-8,3, H: 109	Schiffer & Liber, 2017b	2
<i>Daphnia magna</i>	NaVO ₃	Ja	48 timer	EC ₅₀ , ubevægelighed	3,5 ⁶	pH: 7,7-8,5, H: 223	Beusen & Neven, 1987	2
<i>Daphnia magna</i>	V ₂ O ₅	Ja	48 timer	LC ₅₀	1,37	pH: 8,57	Kimball, 1978	2
<i>Daphnia magna</i>	V ₂ O ₅	Ja	96 timer	LC ₅₀	0,85	pH: 8,57	Kimball, 1978	2
<i>Daphnia magna</i>	NaVO ₃	-	48 timer	LC ₅₀	0,0031	pH ikke angivet	Allen et al., 1995	4
<i>Daphnia magna</i>	V	Ja	48 timer	LC ₅₀	1,55 ⁷	pH ikke angivet	Stephan, 1978a	4
<i>Daphnia magna</i>	NaVO ₃	Nej	48 timer	LC ₅₀	2,3 ⁷	pH ikke angivet	Ding, 1980	4
<i>Daphnia magna</i>	NaVO ₃	-	48 timer	LC ₅₀	3	pH ikke angivet	Gillio Meina et al., 2020a	4
<i>Daphnia pulex</i>	NaVO ₃	Ja	48 timer	LC ₅₀	1,0 ⁸	pH: 8, H: 105	Gillio Meina et al., 2019	2
<i>Daphnia pulex</i>	NaVO ₃	Ja	48 timer	LC ₅₀	2,17	pH: 8,1-8,5, H: 108±2	Schiffer & Liber, 2017b	2
<i>Simocephalus serrulatus</i>	NaVO ₃	Ja	48 timer	LC ₅₀	1,72	pH: 8,1-8,2, H: 100±5	Schiffer & Liber, 2017b	2
Piscea (fisk)								
<i>Brachydanio rerio</i>	NaVO ₃	Ja	7 dage	LC ₅₀	4,0 ⁹	pH: 7,7-8,5, H: 223	Beusen & Neven, 1987	2
<i>Carassius auratus</i>	V ₂ O ₅	Nej	6 dage	LC ₅₀	8,08	pH: 6,2, H: 65	Knudtson, 1979	3
<i>Carassius auratus</i>	VOSO ₄	Nej	6 dage	LC ₅₀	2,95	pH: 6,2, H: 65	Knudtson, 1979	3
<i>Carassius auratus</i>	NH ₄ VO ₃	Nej	6 dage	LC ₅₀	3,82	pH: 6,2, H: 65	Knudtson, 1979	3
<i>Carassius auratus</i>	NaVO ₃	Nej	6 dage	LC ₅₀	2,45	pH: 6,2, H: 65	Knudtson, 1979	3

<i>Carassius auratus</i>	V ₂ O ₅	Ja	7 dage	LC ₅₀	4,60	pH: 7,4, H: 195	Birge, 1978	3
<i>Carassius auratus</i>	NaVO ₃	Nej	96 timer	LC ₅₀	15,6 ⁷	pH ikke angivet	Ding, 1980	4
<i>Catostomus latipinnis</i>	NaVO₃	Nej	96 timer	LC₅₀	11,5	pH: 7,9, H: 144	Hamilton & Buhl, 1997	2
<i>Claria batrachus</i>	NaVO ₃	Nej	96 timer	LC ₅₀	24,5	pH ikke angivet	Ray & Banerjee, 1998	4
<i>Colisa fasciatus</i>	VOSO₄	Nej	96 timer	LC₅₀	6,41	pH: 7,3, H: 68	Srivastava & Tyagi, 1985	2
<i>Cyprinus carpio</i>	NaVO ₃	Nej	96 timer	LC ₅₀	27,8 ⁷	pH ikke angivet	Ding, 1980	4
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Na₃VO₄	Ja	96 timer	LC₅₀	3,2¹⁰	pH: 7,2-8,3, H: 74-100	Gravenmier et al., 2005	2
<i>Gila elegans, fry</i>	NaVO ₃	Nej	96 timer	LC ₅₀	5,3	pH: 7,8±0,3, H: 196±5	Hamilton, 1995	2
<i>Gila elegans, juvenile</i>	NaVO₃	Nej	96 timer	LC₅₀	2,2	pH: 7,8±0,3, H: 196±5	Hamilton, 1995	2
<i>Jordanella floridae, adult</i>	V₂O₅	Ja	96 timer	LC₅₀	11,2	pH: 8,17, H: 275	Holdway & Sprague, 1979	2
<i>Lebistes reticulatus</i>	NaVO ₃	Nej	6 dage	LC ₅₀	0,49	pH: 6,2, H: 65	Knudtson, 1979	3
<i>Lebistes reticulatus</i>	NH ₄ VO ₃	Nej	6 dage	LC ₅₀	1,49	pH: 6,2, H: 65	Knudtson, 1979	3
<i>Lebistes reticulatus</i>	V ₂ O ₅	Nej	6 dage	LC ₅₀	1,05	pH: 6,2, H: 65	Knudtson, 1979	3
<i>Lebistes reticulatus</i>	VOSO ₄	Nej	6 dage	LC ₅₀	0,37	pH: 6,2, H: 65	Knudtson, 1979	3
<i>Nuria danrica</i>	NH ₄ VO ₃	Nej	96 timer	LC ₅₀	2,6	pH: 6,3, H: 4,7	Abbasi et al., 1993	(2)-3
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	V ₂ O ₅	Ja	7 dage	LC ₅₀	1,9 ¹¹	pH: 7,7, H: 30	Stendahl & Sprague, 1982	2
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	V ₂ O ₅	Ja	7 dage	LC ₅₀	3,4 ¹¹	pH: 7,7, H: 100	Stendahl & Sprague, 1982	2
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	V ₂ O ₅	Ja	7 dage	LC ₅₀	2,5 ¹¹	pH: 7,7, H: 355	Stendahl & Sprague, 1982	2
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NaVO ₃	Ja	96 timer	LC ₅₀	7,1	pH: 8, H: 100	Gillio Meina et al., 2020b	2
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NaVO ₃	Ja	96 timer	LC ₅₀	14,8	pH: 7,9±0,1, H: 108±3	Schiffer & Liber. 2017a	2
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	V ₂ O ₅	Nej	96 timer	LC ₅₀	8,15	pH: 7, H: 90	Giles et al., 1979	(2)-4
<i>Oncorhynchus mykiss, geometrisk gennemsnit</i>					4,4			

<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	NaVO ₃	Nej	96 timer	LC ₅₀	16,5	pH: 7,8, H: 211	Hamilton & Buhl, 1990	2
<i>Pimephales promelas</i>	V ₂ O ₅	Ja	96 timer	LC ₅₀	1,80	pH: 8,07	Kimball, 1978	2
<i>Pimephales promelas</i>	NaVO ₃	Ja	96 timer	LC ₅₀	4,0	pH: 8,0±0,2, H: 93±10	Schiffer & Liber, 2017a	2
<i>Pimephales promelas</i>	V ₂ O ₅	Nej	96 timer	LC ₅₀	13	pH: 7,4, H: 20	Tarzwel & Henderson, 1960	3
<i>Pimephales promelas</i>	VOSO ₄	Nej	96 timer	LC ₅₀	4,8	pH: 7,4, H: 20	Tarzwel & Henderson, 1960	3
<i>Pimephales promelas</i>	V	Ja	96 timer	LC ₅₀	1,8	pH ikke angivet	Stephan, 1978b ⁵	4
<i>Poecilia reticulata</i>	NaVO ₃	Ja	7 dage	LC ₅₀	3,3	pH: 7,7-8,5, H: 223	Beusen & Neven, 1987	2
<i>Ptychocheilus lucius</i> , fry	NaVO ₃	Nej	96 timer	LC ₅₀	7,8	pH: 7,8±0,3, H: 196±5	Hamilton, 1995	2
<i>Ptychocheilus lucius</i> , juvenile	NaVO ₃	Nej	96 timer	LC ₅₀	3,8	pH: 7,8±0,3, H: 196±5	Hamilton, 1995	2
<i>Salvelinus fontinalis</i> , alevins	V ₂ O ₅	Ja	96 timer	LC ₅₀	24,0	pH: 6,5-7,9, H: 37±10	Ernst & Garside, 1987	2
<i>Salvelinus fontinalis</i> , juvenile	V ₂ O ₅	Ja	96 timer	LC ₅₀	7,0	pH: 6,5-8, H: 35,4±4,8	Ernst & Garside, 1987	2
<i>Xyrauchen texanus</i> , fry	NaVO ₃	Nej	96 timer	LC ₅₀	8,8	pH: 7,8±0,3, H: 196±5	Hamilton, 1995	2
<i>Xyrauchen texanus</i> , juvenile	NaVO ₃	Nej	96 timer	LC ₅₀	3,0	pH: 7,8±0,3, H: 196±5	Hamilton, 1995	2
Insecta (insekter)								
<i>Chironomus plumosus</i> , larver	V ₂ O ₅	Nej	96 timer	LC ₅₀	0,22	pH: 7,8±0,5, H: 80	Fargasova, 1998	3
<i>Chironomus dilitus</i>	NaVO ₃	Ja	96 timer	LC ₅₀	52	pH: 8,1±0,2, H: 117±8	Schiffer & Liber, 2017a	2
<i>Chironomus riparius</i>	NaVO ₃	Ja	96 timer	LC ₅₀	63,2	pH: 8,0±0,1, H: 99±5	Schiffer & Liber, 2017a	2
Amphibia (padder)								
<i>Gastrophyne caroliensis</i>	V ₂ O ₅	Ja	7 dage	LC ₅₀	0,25	pH: 7,4, H: 195	Birge, 1978	3
Akvatiske planter								

<i>Lemna minor</i>	NaVO ₃	Ja	7 dage	EC ₅₀ , vækst, frond areal	34,4	pH: 5,49-6,72 (kontrol), 5,68-6,69 (test)	Wenzel, 2017d	2
--------------------	-------------------	----	--------	---------------------------------------	------	---	---------------	---

¹ Værdier for total hårdhed (H) er i enheden mg/l.

² Den angivet effektkoncentration er estimeret ud fra non-linear regression i excel. Punkterne er aflæst manuelt fra figur 4, 5, 6 og 7 i Lee et al. (1979). Aflæste punkter og grafer med fitting kan ses i bilag D.

³ Den angivet effektkoncentration er estimeret ud fra non-linear regression i excel. Punkterne er aflæst manuelt fra figur 2 i Nalewajko et al. (1995). Aflæste punkter og grafer med fitting kan ses i bilag D.

⁴ Den estimerede EC₅₀ ligger over højeste testkoncentration.

⁵ Den angivet effektkoncentration er estimeret ud fra non-linear regression i excel. Punkterne er angivet i tabel 1 i Meisch & Benzschawel (1978). Punkter og grafer med fitting kan ses i bilag D.

⁶ Geometrisk gennemsnit af de akutte EC₅₀-værdier; 3,8, 2,9, 3,9, 3,6 og 3,3 for *D. magna* angivet i tabel 1 i studiet af Beusen & Neven (1987).

⁷ Værdi angivet i ECOTOX (2021), da studiet ikke kunne tilgås.

⁸ Aflæst ud fra figur 3 ved pH 8 i studiet af Gillio Meina et al. (2019).

⁹ Geometrisk gennemsnit af de akutte LC₅₀-værdier; 2,9, 4,1 og 5,3 for *B. rerio* angivet i tabel 2 i studiet af Beusen & Neven (1987).

¹⁰ Geometrisk gennemsnit af akutte LC₅₀-værdier; 3,66, 2,85, 2,58, 4,06 og 2,94 for *G. aculeatus* angivet i tabel 3 i studiet af Gravenmier et al. (2005).

¹¹ Værdierne er angivet i tabel 3 i studiet af Stendahl & Sprague (1982). Her er valgt at angive laveste justerede LC₅₀ for hver af de tre grupper repræsenterende lav, middel og høj hårdhed.

Ferskvandsorganismer

Kronisk toksicitet

Værdier markeret med fed anvendes i beregningerne af vandkvalitetskriteriet.

	Form/salt	Målt	Varighed	Effekt	Værdi mg/L	Bemærkning ¹	Reference	Troværdighed (1-4)
Cyanophyta (cyanobakterier)								
<i>Anabaena flos-aquae</i>	Na ₃ VO ₄	-	7 dage	EC ₁₀ , antal celler	0,00044 ²	pH: 6,8	Lee et al., 1979	3
<i>Anabaena flos-aquae</i>	Na ₃ VO ₄	-	7-10 dage	EC ₁₀ , vækst	4,2 ³	pH: 6,5 (start) - 8 (slut)	Nalewajko et al., 1995	3
<i>Synechococcus leopoliensis</i>	Na ₃ VO ₄	-	7-10 dage	EC ₁₀ , vækst	5,7 ³	pH: 6,5 (start) - 8 (slut)	Nalewajko et al., 1995	3
Algae (alger)								
Chlorophyta (grønalge)								
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	NaVO ₃	Ja	72 timer	EC ₁₀ , vækst	1,01	pH: 7,62-8,01 (kontrol), 7,56-7,98 (test)	Wenzel, 2017a	1
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	Na ₃ VO ₄	-	7-10 dage	EC ₁₀ , vækst	< 0,01 ^{3,4}	pH: 6,5 (start) - 8 (slut)	Nalewajko et al., 1995	3
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Na ₃ VO ₄	-	7-10 dage	EC ₁₀ , vækst	0,036 ³	pH: 6,5 (start) - 8 (slut)	Nalewajko et al., 1995	3
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	NH ₄ VO ₃	-	3 dage	EC ₁₀ , cellevolumen	0,006 ⁵	pH ikke angivet	Meisch & Benzschawel, 1978	3
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Na ₃ VO ₄	-	7 dage	NOEC, antal celler	1,0 ²	pH: 6,8	Lee et al., 1979	3
<i>Chlorella vulgaris</i>	VOSO ₄	Nej	120 dage	NOEC, vækst	1,20	pH ikke angivet	De Jong, 1965	3
<i>Desmodesmus subspicatus</i>	V ₂ O ₅	Ja	72 timer	EC ₁₀ , vækst	0,72	pH: 7,9-8,8	Mitterer, 1999a	2
<i>Desmodesmus subspicatus</i>	NH ₄ V ₃ O ₈	Ja	72 timer	EC ₁₀ , vækst	1,8	pH: 7,8-8,8	Mitterer, 1999b	2
<i>Desmodesmus subspicatus</i>	NaVO ₃	Ja	72 timer	EC ₁₀ , vækst	4,3	pH: 7,9-8,4	Mitterer, 1999c	2
<i>Desmodesmus subspicatus</i>, geometrisk gennemsnit					1,8			
<i>Dictyosphaerium planctonicum</i>	Na ₃ VO ₄	-	7-10 dage	EC ₁₀ , vækst	0,063 ³	pH: 6,5 (start) - 8 (slut)	Nalewajko et al., 1995	3

<i>Kirchneriella lunaris</i>	Na ₃ VO ₄	-	7-10 dage	EC ₁₀ , vækst	< 0,01 ^{3,4}	pH: 6,5 (start) - 8 (slut)	Nalewajko et al., 1995	3
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	NaVO₃	Ja	72 timer	EC₁₀, vækst	1,38	pH: 8,4-8,7, H: 110±6	Schiffer & Liber, 2017b	2
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	NaVO ₃	Ja	72 timer	EC ₁₀ , vækst	1,93	pH: 7,78-8,58 (kontrol), 7,68-8,46 (test)	Wenzel, 2017b	1
<i>Scenedesmus acutus</i>	Na ₃ VO ₄	-	7-10 dage	EC ₁₀ , vækst	0,22 ³	pH: 6,5 (start) - 8 (slut)	Nalewajko et al., 1995	3
<i>Scenedesmus obliquus</i>	Na ₃ VO ₄	-	7 dage	EC ₁₀ , antal celler	0,75 ²	pH: 6,8	Lee et al., 1979	3
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	V ₂ O ₅	Nej	12 dage	EC ₅₀ , vækst	2,23	pH ikke angivet	Fargasova et al., 1999	3
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	NaVO₃	Ja	72 timer	EC₁₀, vækst	0,27	pH: 8,2-8,5, H: 111±3	Schiffer & Liber, 2017b	2
Diatoméer								
<i>Diatoma elongatum</i>	Na ₃ VO ₄	-	7-10 dage	EC ₁₀ , vækst	< 0,01 ^{3,4}	pH: 6,5 (start) - 8 (slut)	Nalewajko et al., 1995	3
<i>Navicula pelliculosa</i>	Na ₃ VO ₄	-	7 dage	EC ₁₀ , antal celler	> 1 ²	pH: 6,8	Lee et al., 1979	3
<i>Navicula pelliculosa</i>	NaVO₃	Ja	72 timer	EC₁₀, vækst	5,72	pH: 8,66-8,13 (kontrol), 8,67-8,1 (test)	Wenzel, 2017c	1
Annelida (ledorme)								
<i>Aelosoma sp.</i>	NaVO ₃	Ja	14 dage	EC ₁₀ , populations størrelse	0,081	pH: 6,9-7,7, H: 52	Stubblefield, 2017a	2
Rotifera (hjuldyr)								
<i>Brachionus calyciflorus</i>	NaVO ₃	Ja	48 timer	EC ₁₀ , vækst	0,26	pH: 7,5-7,7, H: 108	Stubblefield, 2017b	2
Crustacea (krebsdyr)								
Branchiopoda								
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	NaVO ₃	Ja	8 dage	EC ₁₀ , reproduktion	0,28	pH: 8,1-8,3, H: 108±5	Schiffer & Liber, 2017b	2
<i>Daphnia dentifera</i>	NaVO ₃	Ja	21 dage	EC ₁₀ , reproduktion	0,05	pH: 8,1-8,8, H: 113±6	Schiffer & Liber, 2017b	2

<i>Daphnia magna</i>	V ₂ O ₅	Ja	28 dage	NOEC, reproduktion	> 0,94	pH: 8,4	Kimball, 1978	2
<i>Daphnia magna</i>	NaVO ₃	Nej	23 dage	NOLC, overlevelse	1,6	pH: 8,1, H: 223	Beusen & Neven, 1987	2
<i>Daphnia magna</i>	NaVO ₃	Nej	23 dage	NOEC, reproduktion	1,34 ⁶	pH: 8,1, H: 223	Beusen & Neven, 1987	2
<i>Daphnia magna</i>	V₂O₅	Nej	97 dage	NOEC, formationen af ephippia⁷, overlevelse	0,56	pH: 8.1	Van der Hoeven, 1990	2
<i>Daphnia magna</i>	NaVO ₃	Ja	21 dage	EC ₁₀ , reproduktion	1,00	pH: 8,1±0,1, H: 225	Van Leeuwen et al., 1987	2-(4)
<i>Daphnia pulex</i>	NaVO ₃	Ja	21 dage	EC ₁₀ , reproduktion	0,2 ⁸	pH: 8 H: 104	Gillio Meina et al., 2019	2
<i>Daphnia pulex</i>	NaVO₃	Ja	21 dage	EC₁₀, reproduktion	0,12	pH: 8,1-8,7 H: 114±5	Schiffer & Liber, 2017b	2
Pisces (fisk)								
<i>Jordanella floridae</i>⁹	V₂O₅	Ja	34 dage	NOEC, vækst	0,041	pH: 8,15, H: 347	Holdway & Sprague, 1979	2
<i>Pimephales promelas</i> , early lifestage	V ₂ O ₅	Ja	28 dage	NOEC, overlevelse	0,48	pH: 8,12	Kimball, 1978	2
<i>Pimephales promelas</i>, early lifestage	V₂O₅	Ja	28 dage	NOEC, længde	0,12	pH: 8,12	Kimball, 1978	2
<i>Pimephales promelas</i> , early lifestage	V ₂ O ₅	Ja	28 dage	NOEC, vægt	0,24	pH: 8,12	Kimball, 1978	2
Akvatiske planter								
<i>Lemna minor</i>	NaVO₃	Ja	7 dage	EC₁₀, vækst, frond areal	12,8	pH: 5,49-6,72 (kontrol), 5,68-6,69 (test)	Wenzel, 2017d	2

¹Værdier for total hårdhed (H) er i enheden mg/l.

²Effekt-koncentration estimeret ud fra non-linear regression. Punkter aflæst fra figur 4-7 i Lee et al. (1979). Aflæste punkter og grafer med fitting kan ses i bilag C.

³Effekt-koncentration estimeret ud fra non-linear regression. Punkter aflæst fra figur 2 i Nalewajko et al. (1995). Aflæste punkter og grafer med fitting kan ses i bilag C.

⁴Den estimerede EC₅₀ værdi ligger under lavest testkoncentration.

⁵Effekt-koncentration estimeret ud fra non-linear regression. Punkter angivet i tabel 1 i Meisch & Benzschawel (1978). Punkter og grafer med fitting kan ses i bilag C.

⁶Beregnet som NOEC = MATC/√2 (EU, 2018, s. 154) ud fra en MATC på 1,9 mg/l.

⁷Ephippia: Æggene produceres med et ekstra lag skal, kaldet *ephippium*, for at være mere modstandsdygtig over for hårde miljøforhold.

⁸Værdien er i studiet af Gillio Meina et al. (2019) angivet under supplerende data (tabel S7) i studiets bilag A.

⁹Første generations æg fra fisk eksponeret i 96 dage.

Saltvandsorganismer

Akut toksicitet

Værdier markeret med fed anvendes i beregningerne af vandkvalitetskriteriet.

	Form/salt	Målt	Varighed	Effekt	Værdi mg/L	Bemærkning ¹	Reference	Troværdighed (1-4)
Algae (alger)								
Dinoflagellata								
<i>Gymnodinium splendens</i>	V	Nej	48 timer	NOEC ² , vækst	0,5 - 18	S: 28, pH: 8,0-8,2	Wilson & Freeburg, 1980	3
<i>Gymnodinium halli</i>	V	Nej	48 timer	NOEC ² , vækst	1-10	S: 28, pH: 8,0-8,2	Wilson & Freeburg, 1980	3
Haptophyte								
<i>Isochrysis galbana</i>	V	Nej	48 timer	NOEC ² , vækst	18-40	S: 28, pH: 8,0-8,2	Wilson & Freeburg, 1980	3
Diatoméer								
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	V	Nej	48 timer	NOEC ² , vækst	5-30	S: 28, pH: 8,0-8,2	Wilson & Freeburg, 1980	3
Hydroider								
<i>Cordylophora caspia</i>	NH ₄ VO ₃	Nej	10 dage	LC ₅₀ , vækst	5,8	S:10, pH: 8	Ringelband & Karbe, 1996	2
<i>Cordylophora caspia</i>	NH ₄ VO ₃	-	9 dage	EC ₅₀ , vækst	7,96	S: 20, pH: 8	Ringelband, 2001	2
<i>Cordylophora caspia</i>	NH₄VO₃	-	9 dage	EC₅₀, vækst	4,50	S: 10, optimal vækst i kontrol³, pH: 8	Ringelband, 2001	2
<i>Cordylophora caspia</i>	NH ₄ VO ₃	-	9 dage	EC ₅₀ , vækst	4,68	S: 5, pH: 8	Ringelband, 2001	2
<i>Cordylophora caspia</i>	NH ₄ VO ₃	-	9 dage	EC ₅₀ , vækst	1,74	S: 2, pH: 8	Ringelband, 2001	2
Annelida (ledorme)								
<i>Nereis diversicolor</i>	V ₂ O ₅	-	9 dage	LC ₅₀	10	S: 38, pH ikke angivet	Miramand & Ünsal, 1978	4
Mollusca (bløddyr)								
Bivalvia (musling)								
<i>Crassostrea gigas</i>, larver	V₂O₅	Nej	48 timer	EC₅₀, normal udvikling	0,53⁴	S: 34, pH: 8,1	Fichet & Miramand, 1998	2

<i>Mytilus galloprovincialis</i>	V ₂ O ₅	-	9 dage	LC ₅₀	65	S: 38, pH ikke angivet	Miramand & Ünsal, 1978	4
Crustacea (krebsdyr) Malacostraca								
<i>Carcinus maenus</i>	V ₂ O ₅	-	9 dage	LC ₅₀	35	S: 38, pH ikke angivet	Miramand & Ünsal, 1978	4
Branchiopoda								
<i>Artemia franciscana</i>		Nej	24 timer	LC ₅₀	0,011	S: 35, pH ikke angivet	Asadpour et al., 2013	3
<i>Artemia salina</i> , larver	V ₂ O ₅	Nej	8 dage	LC ₅₀	0,37 ⁵	S: 34, pH: 8,1	Fichet & Miramand, 1998	2
<i>Artemia urmiana</i>		Nej	24 timer	LC ₅₀	0,0114	S: 35, pH ikke angivet	Asadpour et al., 2013	3
Echinodermata (pighuder)								
<i>Paracentrotus lividus</i> , larver	V ₂ O ₅	Nej	48 timer	EC ₅₀ , normal udvikling	0,78 ⁴	S: 34, pH: 8,1	Fichet & Miramand, 1998	2
Pisces (fisk)								
<i>Fundulus heteroclitus</i>	NH ₄ VO ₃	Nej	96 timer	LC ₅₀	13,5	S: 6, pH ikke angivet	Dorfman, 1977	2
<i>Fundulus heteroclitus</i>	NH ₄ VO ₃	Nej	96 timer	LC ₅₀	17,5	S: 21,6, pH ikke angivet	Dorfman, 1977	2
<i>Limanda limanda</i>	NH ₄ VO ₃	Ja	96 timer	LC ₅₀	27,8	S: 34,6, pH: 7,7	Taylor, 1985	2
<i>Terapon jarbua</i>	V ₂ O ₅	Nej	96 timer	LC ₅₀	0,62	S: 35,8-36,4, pH ikke angivet	Krishnakumari et al., 1983	2

¹Værdier for salinitet (S) er angivet i promille (‰). pH er ikke angivet for flere af studierne for saltvand, men det antages at pH i testene ligger omkring 8, da dette er naturligt for saltvand.

²I studiet af Wilson & Freeburg (1980), angives NTL-værdier (*non-toxic level*), som her betegnes som NOEC-værdier. Der er i studiet udført flere forsøg, derved angives både laveste og højeste NOEC-værdi.

³Ringelband (2001) beskriver at *C. caspia* har optimal vækst i vand med en salinitet på 10-16 ‰, derfor vælges denne værdi.

⁴Punkterne er aflæst manuelt fra figur 1 i Fichet & Miramand (1978). Aflæste punkter og graf med fitting kan ses i bilag D.

⁵Punkterne er aflæst manuelt fra figur 2 i Fichet & Miramand (1978). Aflæste punkter og graf med fitting kan ses i bilag D.

Saltvandsorganismer

Kronisk toksicitet

Værdier markeret med fed anvendes i beregningerne af vandkvalitetskriteriet.

	Form/salt	Målt	Varighed	Effekt	Værdi mg/l	Bemærkning ¹	Reference	Troværdighed (1-4)
Algae (alger) Chlorophyta (grønalge) <i>Dunaliella marina</i>	NaVO ₃	Nej	15 dage	EC ₁₀ , overlevelse	0,34	S: 38, pH ikke angivet	Miramand & Ünsal, 1978	4
Diatoméer <i>Asterionella japonica</i>	NaVO ₃	Nej	15 dage	EC ₁₀ , overlevelse	≥ 0,1 ²	S: 38, pH ikke angivet	Miramand & Ünsal, 1978	4
Dinoflagellata <i>Prorocentrum micans</i>	NaVO ₃	Nej	15 dage	EC ₁₀ , overlevelse	≥ 0,1 ²	S: 38, pH ikke angivet	Miramand & Ünsal, 1978	4
Crustacea (krebsdyr) Malacostraca <i>Americamysis bahia</i>	NaVO ₃	Ja	7 dage	NOEC, overlevelse	6,4	S: 24-25, pH: 7,8-8,4	Woods et al., 2004	2

¹Værdier for salinitet (S) er angivet i promille (‰).

²Aflæst på figur 3 i Miramand & Ünsal (1978).

Bilag B

Tabel B1. Bioakkumuleringsdata for vanadium over for akvatiske organismer. Laboratorie studier.

	Fersk (F) / Salt (S)	Koncentration i vand (mg V/L)	Koncentration i organisme (mg/kg tørvægt)	BCF (l/kg vådvægt)	Bemærkninger	Reference
Krebsdyr <i>Lysmata seticaudata</i>	S	0,002		11 ¹	Hele kroppen Temp.: 13 °C Salinitet: 38 ‰ Periode: 21 dage	Miramand et al., 1981
<i>Lysmata seticaudata</i>	S	0,002		7 ²	Hele kroppen Temp.: 13 °C Salinitet: 38 ‰ Periode: 14 dage	Miramand et al., 1981
<i>Lysmata seticaudata</i>	S	0,002		8 ²	Hele kroppen Temp.: 18 °C Salinitet: 38 ‰ Periode: 14 dage	Miramand et al., 1981
<i>Lysmata seticaudata</i>	S	0,002		20 ³	Hele kroppen Temp.: 13 °C Salinitet: 28 ‰ Periode: 18 dage	Miramand et al., 1981
<i>Lysmata seticaudata</i>	S	0,002		10 ³	Hele kroppen Temp.: 13 °C Salinitet: 38 ‰ Periode: 18 dage	Miramand et al., 1981
<i>Lysmata seticaudata</i>	S	0,002		10,5 ⁴	Hele kroppen Temp.: 13 °C Salinitet: 38 ‰ Periode: 18 dage	Miramand et al., 1981
<i>Lysmata seticaudata</i>	S	0,025		7,2 ⁴	Hele kroppen Temp.: 13 °C Salinitet: 38 ‰ Periode: 18 dage	Miramand et al., 1981
<i>Lysmata seticaudata</i>	S	0,05		6,8 ⁴	Hele kroppen Temp.: 13 °C Salinitet: 38 ‰	Miramand et al., 1981

<i>Lysmata seticaudata</i>	S	0,1		6 ⁴	Periode: 18 dage Hele kroppen Temp.: 13 °C Salinitet: 38 ‰ Periode: 18 dage	Miramand et al., 1981
Fisk <i>Jordanella floridae</i>	F	0,041	4,39	25,5 ⁵	Hele kroppen Vådvægt/tørvægt ratio: 0,24	Holdway et al., 1983
<i>Jordanella floridae</i>	F	0,041	4,79	27,9 ⁵	Hele kroppen Vådvægt/tørvægt ratio: 0,24	Holdway et al., 1983

¹BCF beregnet som forholdet mellem radioaktivitet i hele rejen og vandet, som er målt regelmæssigt under eksponeringen. Værdien kan aflæses ud fra figur 1a i Miramand et al. (1981).

²BCF beregnet som forholdet mellem radioaktivitet i hele rejen og vandet under eksponering. Værdierne er aflæst ud fra figur 3a i Miramand et al. (1981).

³BCF beregnet som forholdet mellem radioaktivitet i hele rejen og vand under eksponering. Værdierne er aflæst ud fra figur 3b i Miramand et al. (1981).

⁴BCF beregnet som forholdet mellem radioaktivitet i hele rejen og vandet efter 18-dags eksponering. BCF er beregnet ud fra figur 4 i Miramand et al. (1981), hvor den aflæste adsorberet koncentration (0,021, 0,18, 0,34 og 0,6 µg/g vådvægt) er divideret med aflæste vandkoncentrationer (2, 25, 50 og 100 µg/l).

⁵BCF referere til første generation (F1). Forsøget startede med testorganismerne i ægge-stadie, hvorefter de blev eksponeret i 70 dage. BCF er beregnet ud fra den laveste eksponeringskoncentration i vand på 0,041 mg V/L, da denne gav anledning til højeste BCF-værdier. BCF er beregnet som koncentrationen i organismen i tørvægt divideret med koncentrationen i vandet, og derefter ganget med en vådvægt til tørvægt ratio på 0,24 ($BCF = (K_{\text{organisme, tørvægt}} / K_{\text{vand}}) * \text{ratio}_{\text{vådvægt/tørvægt}}$).

⁶BCF referere til første generation (F1). Forsøget startede med testorganismerne i ægge-stadie, hvorefter de blev eksponeret i 96 dage. BCF er beregnet ud fra den laveste eksponeringskoncentration i vand på 0,041 mg V/L, da denne gav anledning til højeste BCF-værdier. BCF er beregnet som koncentrationen i organismen i tørvægt divideret med koncentrationen i vandet, og derefter ganget med en vådvægt til tørvægt ratio på 0,24 ($BCF = (K_{\text{organisme, tørvægt}} / K_{\text{vand}}) * \text{ratio}_{\text{vådvægt/tørvægt}}$).

Tabel B2. Bioakkumuleringsdata for vanadium over for akvatiske organismer. Felt studier.

	Fersk (F) / Salt (S)	Koncentration i vand (mg V/L)	Koncentration i organisme (mg/kg tørvægt)	BAF ² (l/kg vådvægt)	Bemærkninger	Reference
Krebsdyr <i>Macrbachium rosenbergii</i>	S	0,00105 ¹	0,37	105	Hele kroppen Vandindhold: 70,2 %	Ikemoto et al., 2008
<i>Macrbachium equidens</i>	S	0,00105 ¹	0,72	179	Hele kroppen Vandindhold: 73,9 %	Ikemoto et al., 2008
<i>Macrbachium sp.</i>	S	0,00105 ¹	0,24	65	Hele kroppen Vandindhold: 71,4 %	Ikemoto et al., 2008
<i>Macrbachium sp.</i>	S	0,00105 ¹	0,54	110	Hele kroppen Vandindhold: 78,7 %	Ikemoto et al., 2008
<i>Metapeneaus tenuis</i>	S	0,00105 ¹	0,11	26	Hele kroppen Vandindhold: 75,2 %	Ikemoto et al., 2008

Musling						
<i>Anodonta cygnea</i>	F	0,00043	0,6	614	Blødt væv Vådvægt/tørvægt ratio: 7,58	Ravera et al., 2003
<i>Dreissena polymorpha</i>	F	0,00043	2	1163	Blødt væv Vådvægt/tørvægt ratio: 4,00	Ravera et al., 2003
<i>Unio pictorum mancus</i>	F	0,00012	0,21	202	Blødt væv Vådvægt/tørvægt ratio: 9,66	Ravera et al., 2007
<i>Unio pictorum mancus</i>	F	0,00028	0,65	240	Blødt væv Vådvægt/tørvægt ratio: 8,65	Ravera et al., 2007
<i>Unio pictorum mancus</i>	F	0,00043	2	259	Blødt væv Vådvægt/tørvægt ratio: 5,38	Ravera et al., 2003
Fisk						
<i>Clupeoides sp.</i>	S	0,00105 ¹	0,38	66	Hele kroppen Vandindhold: 81,9 %	Ikemoto et al., 2008
<i>Cyclocheilichthys armatus</i>	S	0,00105 ¹	0,23	140	Hele kroppen Vandindhold: 74,2 %	Ikemoto et al., 2008
<i>Cynoglossus sp.</i>	S	0,00105 ¹	0,95	166	Hele kroppen Vandindhold: 75,7 %	Ikemoto et al., 2008
<i>Eleotris melanosoma</i>	S	0,00105 ¹	0,39	220	Hele kroppen Vandindhold: 79,2 %	Ikemoto et al., 2008
<i>Glossogobius aureus</i>	S	0,00105 ¹	0,98	218	Hele kroppen Vandindhold: 76,7 %	Ikemoto et al., 2008
<i>Parambassis wolffii</i>	S	0,00105 ¹	0,36	44	Hele kroppen Vandindhold: 74,7 %	Ikemoto et al., 2008
<i>Pisodonaphis boro</i>	S	0,00105 ¹	0,57	57	Hele kroppen Vandindhold: 74,3 %	Ikemoto et al., 2008
<i>Polynemus paradiseus</i>	S	0,00105 ¹	0,20	77	Hele kroppen Vandindhold: 76,9 %	Ikemoto et al., 2008
<i>Puntioplites proctozysron</i>	S	0,00105 ¹	0,85	87	Hele kroppen Vandindhold: 79,5 %	Ikemoto et al., 2008

¹Geometrisk gennemsnit af to vandkoncentrationer på hhv. 1,0 og 1,1 µg/l angivet i tabel 2 i Ikemoto et al. (2008).

²BAF er beregnet ud fra data angivet i hhv. Ikemoto et al. (2008) og Ravera et al. (2003 og 2007). Fra Ikemoto et al. (2008) er BAF beregnet ved at omregne koncentrationen i organismen fra tørvægt til vådvægt ($K_{\text{organisme, vådvægt}} = K_{\text{organisme, tørvægt}} * (1 - \text{vandindhold})$), og derefter dividere med koncentrationen i vand ($\text{BAF} = K_{\text{organisme, vådvægt}} / K_{\text{vand}}$). For data angivet i Ravera et al. (2003 og 2007) er BAF beregnet ved at dividere koncentrationen i organismen i tørvægt med en vådvægt/tørvægt ratio, og derefter dividere med koncentrationen i vand ($K_{\text{organisme, vådvægt}} = (K_{\text{organisme, tørvægt}} / \text{ratio}_{\text{vådvægt/tørvægt}}) / K_{\text{vand}}$).

Bilag C

C1. SSD-analyse af samlet datasæt til bestemmelse af $VKK_{\text{ferskvand}}$ og VKK_{saltvand}

I SSD-analysen for bestemmelse af VKK med et samlet datasæt for fersk- og saltvand indgår værdier markeret med fed i bilag A i tabellerne for kronisk toksicitet for fersk- og saltvandsorganismer. Nedenstående skærmbillede er fra ETX-programmet v. 2.3, hvor HC_5 -værdien, nedre (LL) og øvre (UL) konfidensgrænse, samt standardafvigelsen (s.d.) af de \log_{10} transformerede data er angivet.

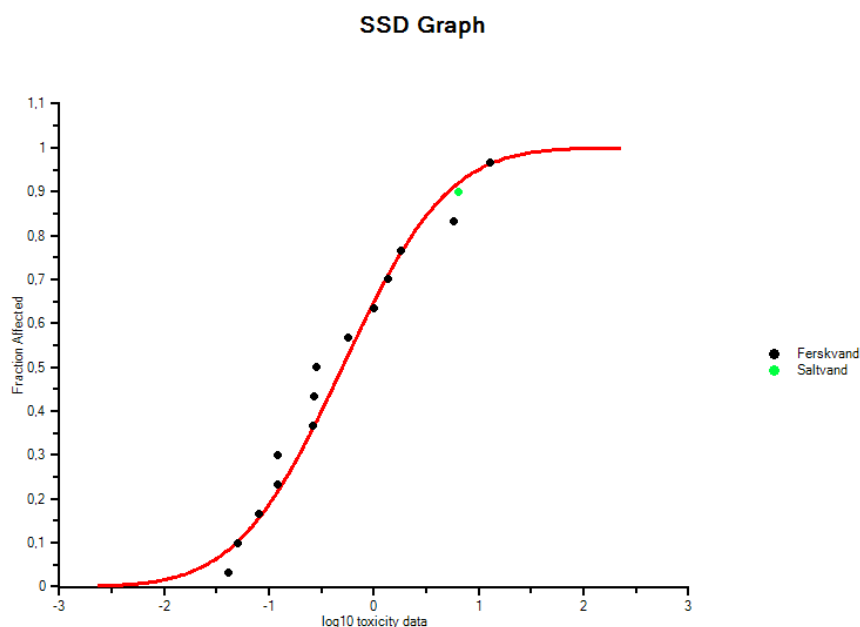
Parameters of the normal distribution

Name	Value	Description
mean	-3,01E-1	mean of the log toxicity values
s.d.	7,89E-1	sample standard deviation
n	1,50E1	sample size

HC5 results

Name	Value	\log_{10} (Value)	Description
LL HC5	4,727E-3	-2,325E0	lower estimate of the HC5
HC5	2,361E-2	-1,627E0	median estimate of the HC5
UL HC5	6,612E-2	-1,180E0	upper estimate of the HC5
sprHC5	1,399E1	1,146E0	spread of the HC5 estimate

Nedenstående er et skærmbillede af SSD-kurven over fordelingen af de log-transformerede $EC_{10}/NOEC$ -værdier, samt resultaterne fra normalfordelingstestene (Anderson-Darling, Kolomogorov-Smirnov og Cramer von Mises).



Toxicity data

Anderson-Darling test for normality

Sign. level	Critical	Normal?
0,1	0,631	Accepted
0,05	0,752	Accepted
0,025	0,873	Accepted
0,01	1,035	Accepted

AD Statistic: **3,14E-1**
n: **15**

Note: below n=8, this test may not perform well.

Kolmogorov-Smirnov test for normality

Sign. level	Critical	Normal?
0,1	0,819	Accepted
0,05	0,895	Accepted
0,025	0,995	Accepted
0,01	1,035	Accepted

KS Statistic: **6,48E-1**
n: **15**

Note: below n=20, this test may not perform well.

Cramer von Mises test for normality

Sign. level	Critical	Normal?
0,1	0,104	Accepted
0,05	0,126	Accepted
0,025	0,148	Accepted
0,01	0,179	Accepted

CM Statistic: **4,00E-2**
n: **15**

Note: below n=20, this test may not perform well.

C2. SSD-analyse af samlet datasæt til bestemmelse af KVKK_{ferskvand} og KVKK_{saltvand}

I SSD-analysen for bestemmelse af KVKK med et samlet datasæt for fersk- og saltvand indgår værdier markeret med fed i bilag A i tabellerne for akut toksicitet for fersk- og saltvandsorganismer. Nedenstående skærmbillede er fra ETX-programmet v. 2.3, hvor HC₅-værdien, nedre (LL) og øvre (UL) konfidensgrænse, samt standardafvigelsen (s.d) af de log₁₀ transformerede data er angivet.

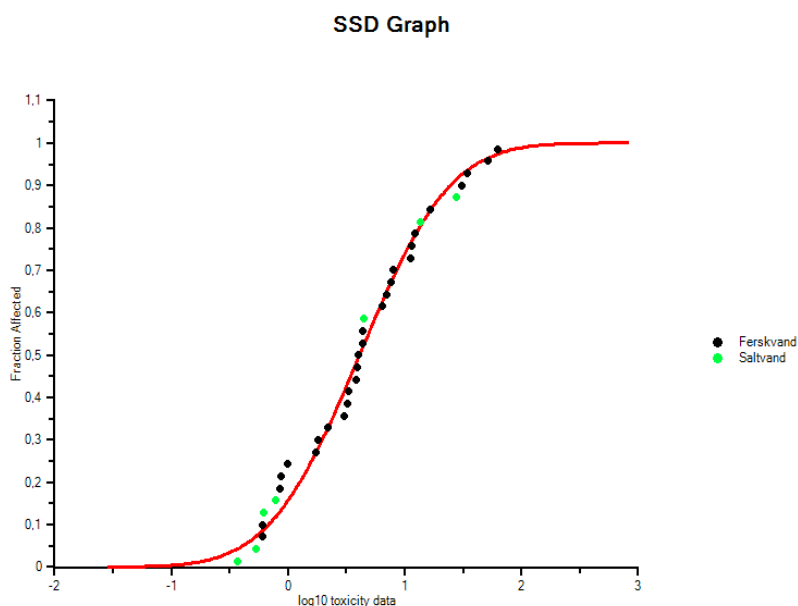
Parameters of the normal distribution

Name	Value	Description
mean	6,12E-1	mean of the log toxicity values
s.d.	6,08E-1	sample standard deviation
n	3,50E1	sample size

HCS results

Name	Value	log10 (Value)	Description
LL HC5	1,972E-1	-7,050E-1	lower estimate of the HC5
HC5	4,013E-1	-3,966E-1	median estimate of the HC5
UL HC5	6,868E-1	-1,632E-1	upper estimate of the HC5
sprHC5	3,482E0	5,419E-1	spread of the HC5 estimate

Nedenstående er et skærmbillede af SSD-kurven over fordelingen af de log-transformerede L(E)C₅₀-værdier, samt resultaterne fra normalfordelingstestene (Anderson-Darling, Kolomogorov-Smirnov og Cramer von Mises).



Toxicity data

Anderson-Darling test for normality

Sign. level	Critical	Normal?
0,1	0,631	Accepted
0,05	0,752	Accepted
0,025	0,873	Accepted
0,01	1,035	Accepted

AD Statistic: **3,31E-1**
n: **35**

Note: below n=8, this test may not perform well.

Kolmogorov-Smirnov test for normality

Sign. level	Critical	Normal?
0,1	0,819	Accepted
0,05	0,895	Accepted
0,025	0,995	Accepted
0,01	1,035	Accepted

KS Statistic: **6,06E-1**
n: **35**

Note: below n=20, this test may not perform well.

Cramer von Mises test for normality

Sign. level	Critical	Normal?
0,1	0,104	Accepted
0,05	0,126	Accepted
0,025	0,148	Accepted
0,01	0,179	Accepted

CM Statistic: **3,95E-2**
n: **35**

Note: below n=20, this test may not perform well.

Bilag D

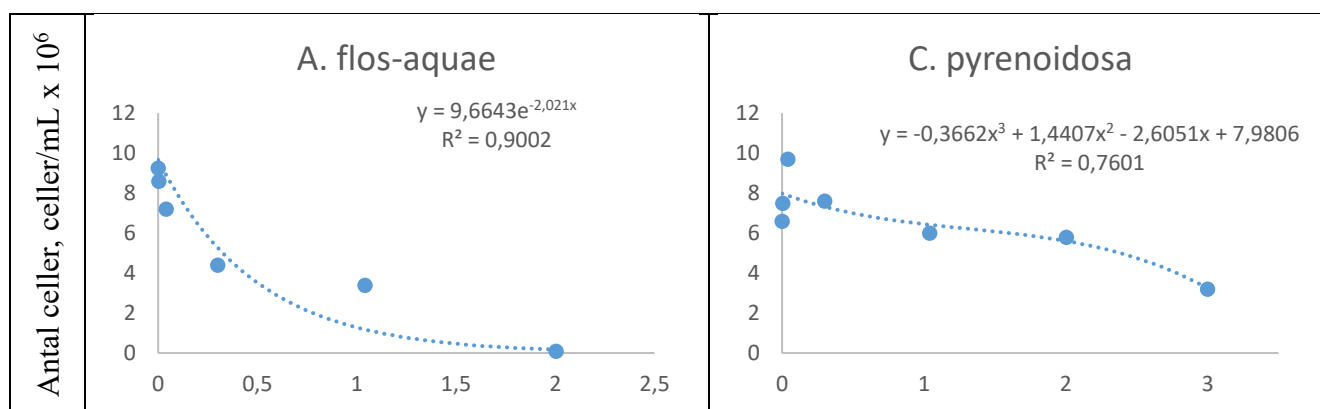
D1. Lee et al., 1979

Lee et al. (1979) har testet effekten af vanadium på fire forskellige arter af cyanobakterier og alger (*Anabaena flos-aquae*, *Chlorella pyrenoidosa*, *Scenedesmus obliquus* og *Navicula pelliculosa*) ved et 7-dags studie med fokus på følgende endpoints; antal celler, tørvægt og klorofyl a indhold. Der blev observeret effekter i en mere eller mindre grad hos *A. flos-aquae*, *C. pyrenoidosa* og *S. obliquus*, men *N. pelliculosa* så ikke ud til at være påvirket af vanadium koncentrationer på op til 1000 µg V/L. For alle fire arter er data for endpointet antal celler aflæst manuelt ud fra figurerne 4-7 i studiet. Derefter er data fittet i en graf i excel, x isoleret i tendenslinjen og ECx-værdierne beregnet. Der ses et tydeligt fald i antal celler som funktion af stigende vanadium koncentration for *A. flos-aquae* (figur D1), og for *S. obliquus* ses først en tydelig effekt ved højeste testkoncentration (figur D1).

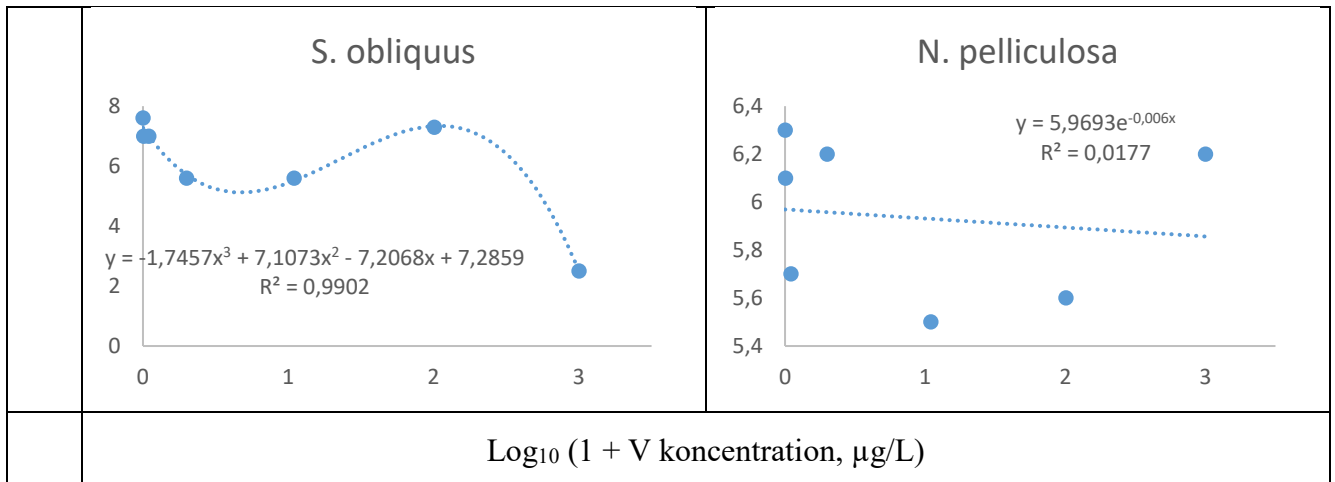
Studiet af Lee et al. (1979) er efter en CRED¹²-vurdering vurderet ikke anvendeligt (score 3) i beregningerne af et vandkvalitetskriterie. De undersøgte endpoints, indgår ikke, og derfor anvendes værdierne heller ej som supplerende data.

Tabel D1. Antal celler af cyanobakterier og alger efter eksponering til vanadium. Data er aflæst manuelt ud fra figur 4, 5, 6 og 7 i Lee et al. (1979).

Koncentration µg V/L	Antal celle, celler/mL x 10 ⁶			
	<i>A. flos-aquae</i>	<i>C. pyrenoidosa</i>	<i>S. obliquus</i>	<i>N. pelliculosa</i>
0,0	9,25	6,6	7,6	6,3
0,01	8,6	7,5	7,0	6,1
0,1	7,2	9,7	7,0	5,7
1	4,4	7,6	5,6	6,2
10	3,4	6,0	5,6	5,5
100	0,1	5,8	7,3	5,6
1000	NA	3,2	2,5	6,2



¹² CRED står for *Criteria for Reporting and Evaluating Ecotoxicity Data*, metoden er beskrevet af Moermond et al. (2016).



Figur D1. Non-lineær regression (i excel) på data fra fire forskellige arter af cyanobakterier og alger. Data er angivet i tabel D1.

D2. Nalewajko et al., 1995

Nalewajko et al. (1995) har studeret effekten af vanadium på forskellige arter af cyanobakterier og alger. Studiet havde til formål at undersøge organismernes respons ved eksponering af vanadium ved både korttids-fotosyntese tests og langtids-vækst tests med fokus på, hvilken effekt eksponering af vanadium har på optaget af fosfor i organismerne.

Ved en CRED-vurdering af studiet vurderes det til en score på 3, betydende at det ikke vil indgå i beregningerne af miljøkvalitetskriterier, men kun som supplerende data. Studiet er generelt svagt i beskrivelsen af metoderne, og der er nogle væsentlige punkter, der trækker troværdigheden ned. De noterer at de anvender "natrium orthovanadate (NaVO_3)", NaVO_3 er dog notationen for natrium metavanadate, Na_3VO_4 er den korrekte notation for natrium orthovanadate. Studiet anvender en relativ lang eksponeringstid for alger (7-10 dage), hvor det ellers anbefales af standardtestguidelines at anvende 72 timer, eks. ved OECD 201 (OECD, 2011), da alger skal være i den eksponentielle voksende fase under hele testen. Studiet noterer dog, at der dagligt tages prøver ud, og at det data, der indgår i analyserne, er fra den eksponentielle voksende fase, det er dog ikke tydeligt, hvornår på de 7-10 dage, det anvendte data er fra eller om den eksponentielle voksende fase opretholdes gennem hele testen. Ved testens start er pH angivet til 6,5, denne stiger gennem forsøgt til en slut pH på 8. OECD 201 (OECD, 2011) tillader generelt en stigning i pH på maksimalt 1,5, men noterer også at særligt for metaller, som delvist ioniserer ved en pH omkring test-pH, bør pH holdes forholdsvis stabilt. Det er ikke vurderet om pH stigningen kan have en effekt på vanadium-ionen, men det kan ikke udelukkes.

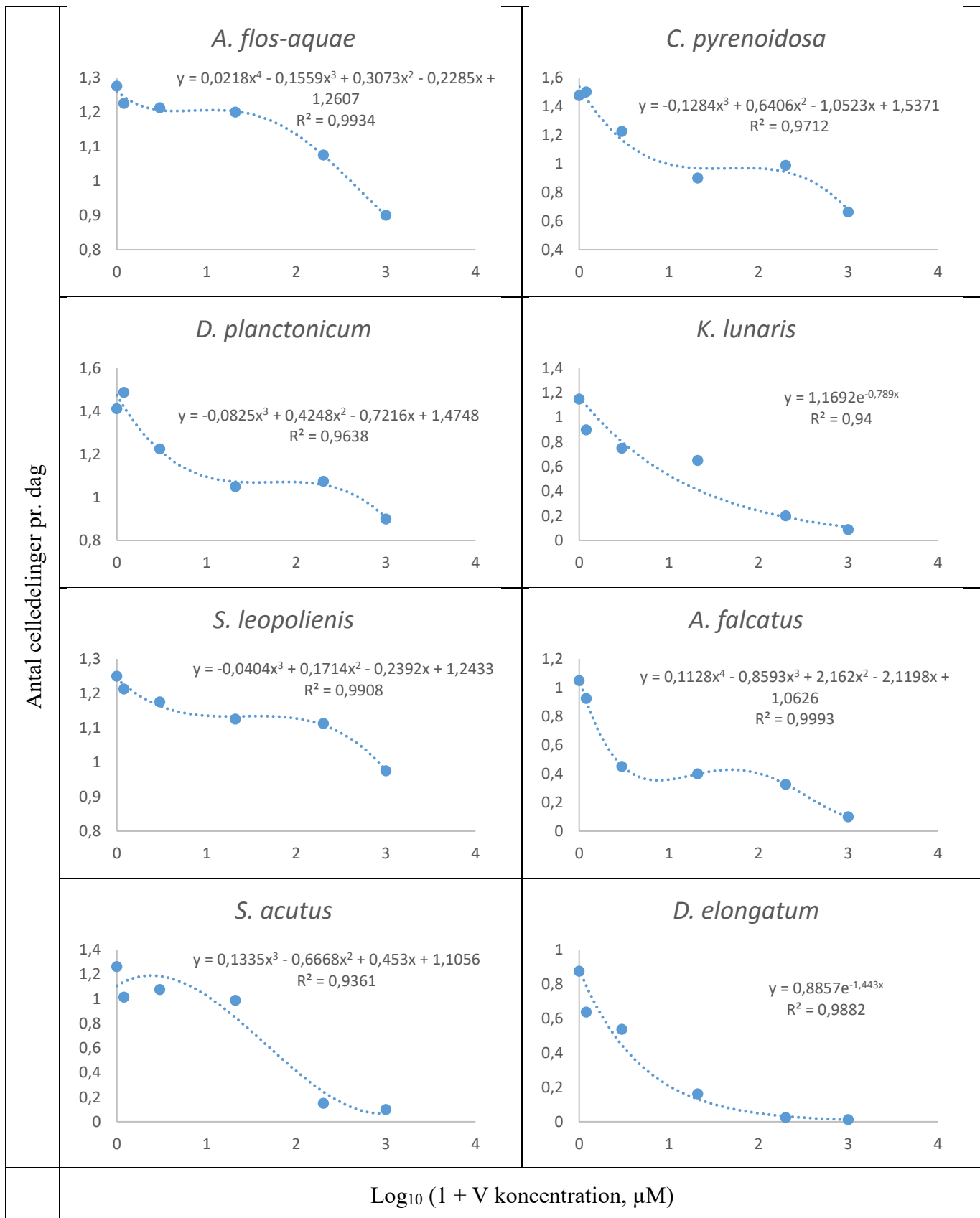
Data for langtidstesten på otte forskellige cyanobakterier og alger er angivet i en dosis-respons kurve i figur 2 i Nalewajko et al. (1995). Punkterne på figuren er aflæst og indsat i nedenstående tabel D2. EC_{10} og EC_{50} -værdier angivet for studiet i bilag A er estimeret ud fra non-lineær regression vist i figur D2.

Tabel D2. Celledeling af cyanobakterier og alger efter eksponering til vanadium. Data er aflæst ud fra figur 2 i Nalewajko et al. (1995). Bemærk værdierne er afrundet til to decimaler.

Koncentration µg V/L	Antal celledelinger pr. dag			
	<i>A. flos-aquae</i>	<i>C. pyrenoidosa</i>	<i>D. planctonicum</i>	<i>K. lunaris</i>
0,0	1,28	1,48	1,41	1,15
10,2	1,23	1,50	1,49	0,90
102	1,21	1,23	1,23	0,75
1019	1,20	0,90	1,05	0,65
10188	1,08	0,99	1,08	0,20
50942	0,90	0,66	0,90	0,09

Tabel D2. fortsat

Koncentration µg V/L	Antal celledelinger pr. dag			
	<i>S. leopolienis</i>	<i>A. falcatus</i>	<i>S. acauts</i>	<i>D. elongatum</i>
0,0	1,25	1,05	1,26	0,88
10,2	1,21	0,93	1,01	0,64
102	1,18	0,45	1,08	0,54
1019	1,13	0,40	0,99	0,16
10188	1,11	0,33	0,15	0,03
50942	0,98	0,10	0,10	0,01



Figur D2. Non-linær regression (i excel) på data fra otte forskellige arter af cyanobakterier og alger. Data er angivet i tabel D2.

D3. Meisch & Benzschawel, 1978

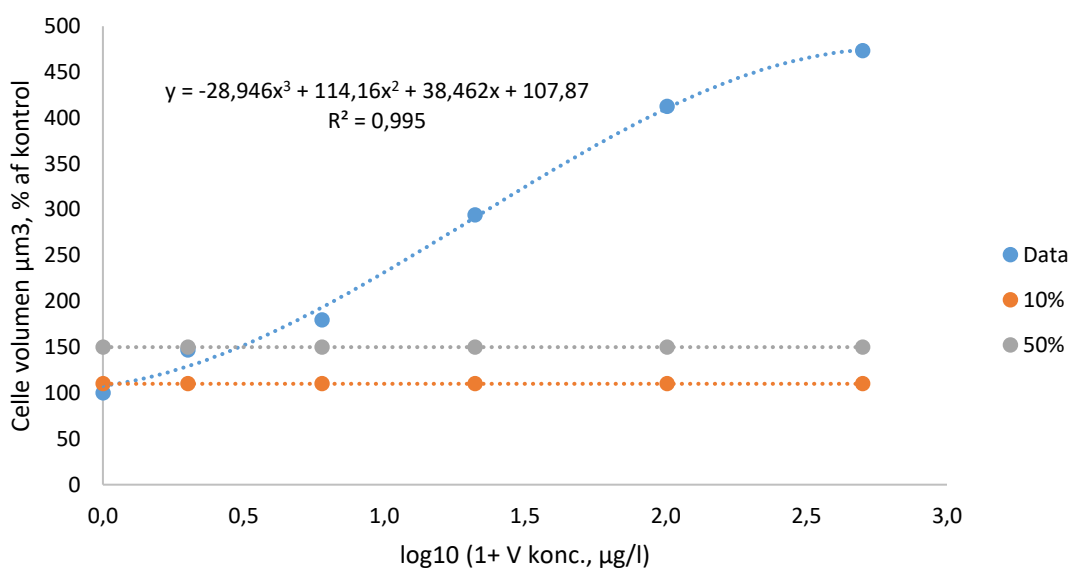
Meisch & Benzschawel (1978) har studeret effekten af vanadium (tilsat som NH_4VO_3) på grønalgen *Chlorella pyrenoidosa*. De observerede at celledelingen hæmmes efter tilsætningen af vanadium, som øvrige studier også har observeret (eks. Nalewajko et al., 1995). Ligeledes observerede de at vanadium også påvirker til et øget antal af såkaldte ”kæmpe-celler”, hvor volumen af cellerne kan være op til 16x normalen. Meisch & Benzschawel (1978) eksponerede *C. pyrenoidosa* for vanadiumkoncentrationer fra 0 - 100.000 $\mu\text{g V/l}$ (som NH_4VO_3) i tre dage, hvorefter cellerne blev målt. De observerede at tilsætning af bare 1 $\mu\text{g V/l}$ gav en signifikant forøgelse af cellevolumen, samt at den maximale effekt lå på 500 $\mu\text{g/l}$, med en 5x forøgelse sammenlignet med kontrollen.

I en CRED-vurdering af studiet er der givet en score på 3. Studiet mangler noget vigtige informationer, specielt angivelse af pH, som for metaller er vigtigt at kontrollere. Dertil har studiet fokus på endpointet cellevolumen, som jf. TGD (EU, 2018) og OECD 201 (OECD, 2011) ikke er angives som et standardiseret endpoint. Derfor anvendes dette studie ikke i beregningerne af et miljøkvalitetskriterie, men som supplerende data.

I nedenstående tabel D3 er indsat data for vanadium koncentrationerne og cellevolumen i μm^3 angivet i tabel 1 i Meisch & Benzschawel (1978), dertil er cellevolumen omregnet til procent i forhold til kontrollen. I figur D3 er vist et non-lineær regression på data fra tabel D3, som er anvendt til at estimere EC_{10} og EC_{50} på hhv. 0,006 og 0,1 mg V/l , også angivet i bilag A.

Tabel D3. Cellevolumen for grønalgen *C. pyrenoidosa*. Data er taget fra tabel 1 i Meisch & Benzschawel (1978).

Vanadium koncentration $\mu\text{g/l}$	Cellevolumen	
	μm^3	% af kontrol
0	319	100
1	468	146,7
5	573	179,6
20	938	294
100	1316	412,5
500 (max)	1510	473,4
1000	1161	363,9
10000	1147	359,6
100000	920	288,4



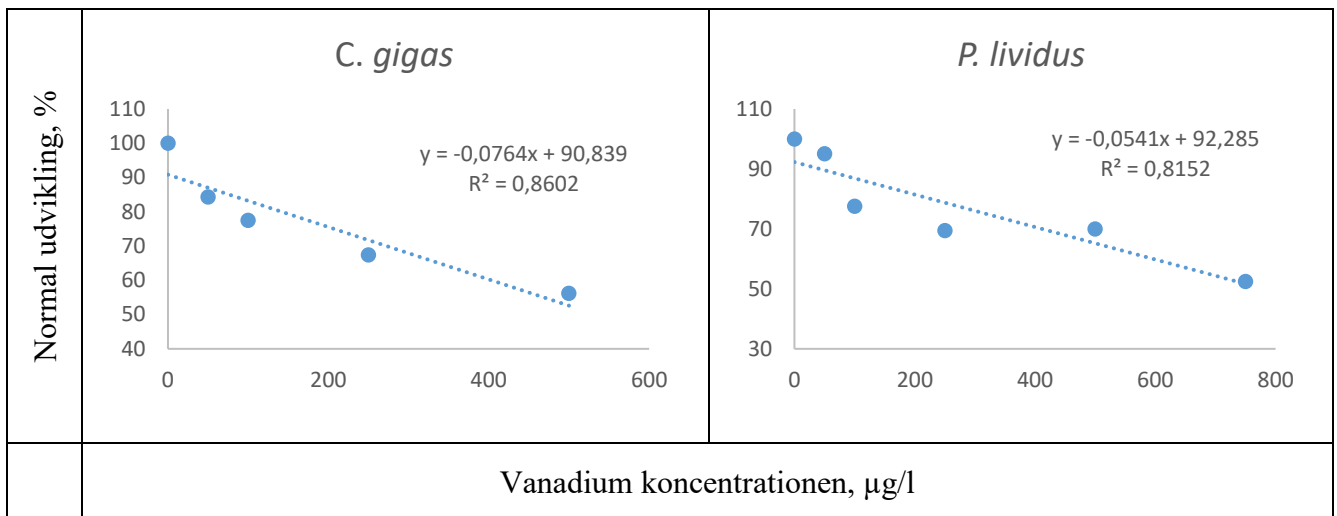
Figur D3. Non-lineær regression (i excel) på data fra test med *C. pyrenoidosa*. Data er angivet i tabel D3. Tendenslinjerne for 10% og 50% indikere niveauet for en 10% effekt og 50% effekt i forhold til kontrollen.

D4. Fichet & Miramand, 1998

Fichet & Miramand (1998) har testet toksiciteten af vanadium for tre invertebrat larver ved akut 48 timers-test med endpoint normal udvikling (*C. gigas* D-formet larve og *P. lividus* pluteus) og klækning (*A. salina* nauplii), samt ved en 8-dags test med endpoint overlevelse (*A. salina* nauplii). Data er aflæst ud fra figur 1 og 2 i studiet, og plottet i excel som testkoncentrationen af vanadium (µg/l) som funktion af normal udvikling/klækning/overlevelsen af larverne i procent (%). Herefter er x i tendenslinjen isoleret, og $E(L)C_{50}$ -værdierne beregnet. For *A. salina* nauplii blev der ved klækning ikke observeret statistisk signifikans forskel fra kontrollen, hvorfor der ikke er beregnet en effektkoncentration for denne. For udvikling af *C. gigas* og *P. lividus* blev EC_{50} beregnet til hhv. 534,5 µg/l (\approx 0,53 mg/l) og 781,6 µg/l (\approx 0,78 mg/l) (data fra tabel D4.1 og figur D4.1). For overlevelsen af *A. salina* nauplii blev LC_{50} beregnet til 374,234 µg/l (\approx 0,37 mg/l) (data fra tabel D4.2 og figur D4.2).

Tabel D4.1. Normal udvikling i % for *C. gigas* D-formet larve og *P. lividus* pluteus. Data er aflæst fra figur 1 i Fichet & Miramand (1998).

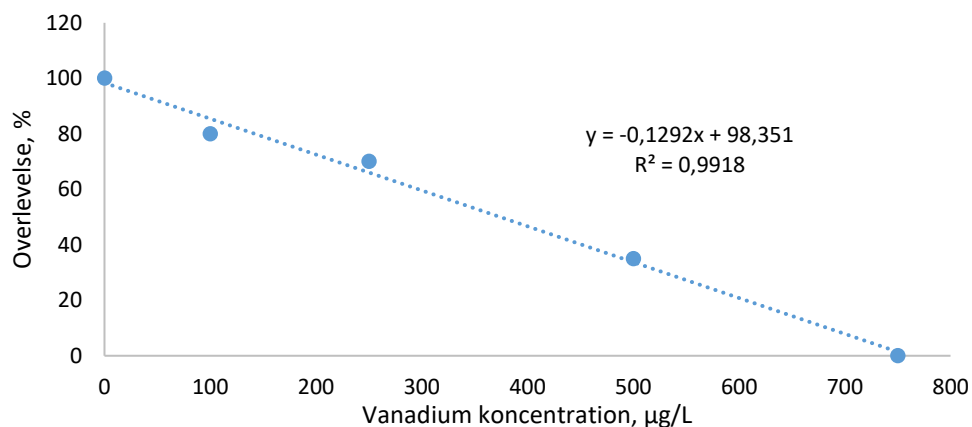
Vanadium koncentration µg/l	Normal udvikling %	
	<i>C. gigas</i>	<i>P. lividus</i>
0	89	80
50	75	76
100	69	62
250	60	55,5
500	50	56
750	51	42



Figur D4.1. Lineær regression (i excel) på data fra test med *C. gigas* D-formet larve og *P. lividus* pluteus. Data er angivet i tabel D4.1.

Tabel D4.2. Overlevelsesraten i % for *A. salina* nauplii. Data er aflæst fra figur 2 i Fichet & Miramand (1998).

Vanadium koncentration µg/l	Overlevelse %
0	100
100	80
250	70
500	35
750	0



Figur D4.2. Lineær regression (i excel) på data fra test med *A. salina* nauplii. Data er angivet i tabel D4.2.