

# Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet

## Uran CAS nr. 7440-61-1

### U

Vandkvalitetskriterium	VKK <sub>ferskvand</sub>	0,015 µg/L tilføjet
Vandkvalitetskriterium	VKK <sub>saltvand</sub>	0,015 µg/L tilføjet
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK <sub>ferskvand</sub>	2,3 µg/L tilføjet
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK <sub>saltvand</sub>	2,3 µg/L tilføjet
Kriterium for biota	BKK	7,4 µg/kg føde
Kriterium for beskyttelser af mennesker	HKK	10 µg/kg føde

August-2011

# Indhold

<b>FORORD</b>	<b>4</b>
<b>ENGLISH SUMMARY AND CONCLUSIONS</b>	<b>5</b>
<b>1 INDLEDNING</b>	<b>7</b>
<b>2 FYSISK KEMISKE EGENSKABER</b>	<b>8</b>
<b>3 SKÆBNE I MILJØET</b>	<b>9</b>
3.1 NEDBRYDELIGHED	9
3.2 BIOAKKUMULERING	9
3.3 NATURLIG FOREKOMST	11
<b>4 GIFTIGHEDSDATA</b>	<b>12</b>
4.1 GIFTIGHED OVER FOR VANDLEVENDE ORGANISMER	12
4.2 GIFTIGHED OVER FOR SEDIMENTLEVENDE ORGANISMER	13
4.3 GIFTIGHED OVER FOR PATTEDYR OG FUGLE	14
4.4 GIFTIGHED OVER FOR MENNESKER	14
<b>5 ANDRE EFFEKTER</b>	<b>FEJL! BOGMÆRKE ER IKKE DEFINERET.</b>
<b>6 UDLEDNING AF VANDKVALITETSKRITERIUM</b>	<b>15</b>
6.1 VANDKVALITETSKRITERIUM (VKK)	15
6.2 KORTTIDSVANDKVALITETSKRITERIUM (KVKK)	15
6.3 KVALITETSKRITERIUM FOR SEDIMENT (SKK)	16
6.4 KVALITETSKRITERIUM FOR BIOTA (BKK)	16
6.5 KVALITETSKRITERIUM FOR HUMAN KONSUM AF VANDLEVENDE ORGANISMER (HKK)	17
<b>7 KONKLUSION</b>	<b>18</b>
<b>8 REFERENCER</b>	<b>19</b>

Bilag A: Test data for uran



# Forord

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

Miljøstyrelsen (MST) udarbejder på vegne af Naturstyrelsen (NST) kvalitetskriterier for kemikalier i vandsøjlen (vandkvalitetskriterium), i sediment og i dyr og planter (biota).

NST 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 risikovurdering ("TGD") (EU 2003), EU's vejledning til fastsættelse af kvalitetskriterier i vandmiljøet (EU 2010) og Miljøstyrelsens vejledning til fastsættelse af vandkvalitetskriterier (Miljøstyrelsen 2004).

Den sidste litteratursøgning er foretaget juli 2011.

# English Summary and conclusions

EC<sub>10</sub> or NOEC data are available for algae, Cnidaria and Crustacea. There is as well an unreliable NOEC for the fish *Salvelinus fontinalis*. As fish in the acute tests are among the least sensitive organisms it is unlikely that fish EC<sub>10</sub> or NOEC values will be lower than the *Chlorella* EC<sub>10</sub> of 0.7 µg/l, and an assessment factor (AF) of 10 was applied to calculate the freshwater quality standard (QS<sub>freshwater, eco</sub>).

There are no data on marine species but as a positive correlation between EC<sub>50</sub> and hardness was found in *Hydra viridissima*, *Daphnia magna* and *Salvelinus fontinalis* and a positive correlation between EC<sub>50</sub> in the bivalve *Velesunio angasi*, uranium will most likely be less toxic in the marine environment, and an AF of 10 was used to calculate the saltwater QS (QS<sub>saltwater, eco</sub>).

In the acute toxicity data-set 22 species covering 6 major taxonomic groups are represented. The dataset does not fulfil the requirements for performing a species sensitivity distribution analysis (SSD), but because the dataset is quite big, albeit not sufficient for SSD, the AF is reduced to 10 and 100 for freshwater and saltwater respectively. The lowest EC<sub>50</sub> is 21 µg/l for *Hyaella*. This study is however a 7 day test, where the standard is 4 days. The value is very close to the EC<sub>50</sub> of 23 µg/l for *Chlorella* from a standard test. Therefore the maximum acceptable concentration (MAC) is based on the *Chlorella* EC<sub>50</sub>.

There are no data on toxicity to sediment dwelling organisms, and calculation of sediment QS with the equilibrium-partitioning model resulted in values more than 1000 times lower than values measured in streams in the FOREGS database, and no reliable QS<sub>sediment</sub> could be set.

In toxicity tests with mammals the lowest effect concentration was a LOAEL of 0.05 mg/kg bw/day from a 91 day test with rabbits. In the health hazard assessment (Nielsen et al 2008) an assessment factor of 3 has been used to transform the LOAEL to a NOAEL. This NOAEL has been employed as the basis for the calculation of the QS<sub>biota, secondary poisoning</sub>.

Nielsen et al. 2008 calculated a TDI of 0.17 µg/kg bw/day. This TDI formed the basis for calculating the QS<sub>human consumption</sub> assuming that only 1/10 of a persons exposure is through consumption of sea-food.

A BCF of 495 was used in the calculations of QS<sub>biota, secondary poisoning water</sub> and QS<sub>human consumption water</sub>, i.e. concentrations in water that should not result in toxic concentrations in biota.

QS<sub>biota, secondary poisoning</sub> is lower than the QS<sub>water, eco</sub>, and thus becomes the overall QS<sub>water</sub>.

As the QS values in water may be equal or close to natural background levels the added approach is employed. The values should thus be added to the natural background levels.

It is probable that bioavailability models could be developed in future research, as several studies on acute effects have noted correlations between different abiotic factors and acute toxicity.

The calculated QS values are as follows:

QS <sub>freshwater</sub> = QS <sub>biota, secondary poisoning water</sub> =	<b>0.015</b>	<b>µg/l added</b>
QS <sub>saltwater</sub> = QS <sub>biota, secondary poisoning water</sub> =	<b>0.015</b>	<b>µg/l added</b>
QS <sub>freshwater, eco</sub> =	0.07	µg/l added
QS <sub>saltwater, eco</sub> =	0.07	µg/l added
MAC <sub>freshwater</sub> =	<b>2.3</b>	<b>µg/l added</b>
MAC <sub>saltwater</sub> =	<b>2.3</b>	<b>µg/l added</b>
QS <sub>biota, secondary poisoning</sub> =	<b>7.4</b>	<b>µg/kg food</b>

**Q**human consumption = 10  $\mu\text{g}/\text{kg}$  food

# 1 Indledning

Identiteten af uran fremgår af tabel 1.1.

Tabel 1.1. Identitet

IUPAC navn	Uranium
Strukturformel	U
CAS nr.	7440-61-1
EINECS nr.	231-170-6
Kemisk formel	U
SMILES	U

## 2 Fysisk kemiske egenskaber

De fysisk kemiske egenskaber for uran fremgår af tabel 2.1.

Tabel 2.1. Fysisk kemiske egenskaber for uran

Parameter	Værdi	Reference
Molekylvægt, $M_w$ ( $\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$ )	238	Chemfinder ( <a href="http://chemfinder.cambridgesoft.com/chemfinder/Forms/Home/ContentArea/Home.aspx">http://chemfinder.cambridgesoft.com/chemfinder/Forms/Home/ContentArea/Home.aspx</a> )
Smeltepunkt, $T_m$ ( $^{\circ}\text{C}$ )	1132 (metallisk)	Merck Index, 12th Edition 1996
Kogepunkt, $T_b$ ( $^{\circ}\text{C}$ )	4000 (metallisk)	Den Store Danske. Gyldendals åbne encyklopædi <a href="http://www.denstoredanske.dk/It,_teknik_og_naturvidenskab/Kemi/Grundstoffer/uran">http://www.denstoredanske.dk/It,_teknik_og_naturvidenskab/Kemi/Grundstoffer/uran</a>
Vandopløselighed, $S_w$ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	Afhængig af forbindelse	
Sediment/vand fordelingskoefficient, $K_p$ ( $\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	5 (partikulært materiale-vand)	IAEA 2010



# 3 Skæbne i miljøet

## 3.1 Nedbrydelighed

Uran er et grundstof

## 3.2 Bioakkumulering

Parkhurst et al. 1984 bestemte BCF i ørreden *Salvelinus fontinalis* i laboratorieforsøg og BAF i ørredarten *Salmo trutta* i felten. Laboratorieforsøget fulgte retningslinier fra ASTM og US-EPA. I laboratorieforsøget blev der fundet en klar negativ sammenhæng mellem koncentrationen i vandet og BCF. BCF for *Salvelinus fontinalis* var 1,9 ved 9,08 mg/l og 4,3 ved 0,23 mg/l.

I feltundersøgelsen blev der fundet BAF værdier på 0,08 – 5,9 ved vandkoncentrationer fra 1 – 39 µg/l.

Tildeles en score på 1-2.

Barillet et al. 2011 undersøgte biokoncentreringen af uran i zebrafisk og følgende tabel er deres tabel 2 med fundne BCF-værdier ± standardfejl med 10 værdier i hver gruppe.

BCF i *Danio rerio*:

	20 µg/L	100 µg/L	500 µg/L
12 h	7.4*	14.8 ± 9.4	23.8 ± 21.2
36 h	56.1 ± 68.9	20.3 ± 24.6	40.4 ± 26.5
3 d	66.1 ± 43.7	96.2 ± 139.9	42.0 ± 17.5
5 d	42.0 ± 21.9	52.1 ± 51.4	61.5 ± 51.9
10 d	67.9 ± 60.8	177.8 ± 116.7	63.7 ± 28.0
20 d	1033.3 ± 768.8	359.5 ± 250.9	92.8 ± 91.2
Middel/mean value for dag 20:	495		

Barillet et al. konkluderer at der er en negativ sammenhæng mellem koncentrationen og BCF, men som det kan ses af deres tabel 2 gælder dette i givet fald kun efter 20 dage, og denne fordeling af BCF værdier på de tre koncentrationer kan ligeså godt være en tilfældighed. Der er således fuldstændig overlap mellem konfidensintervallerne. Som repræsentativ værdi bruges derfor gennemsnittet af værdierne for dag 20:

Det er derimod tydeligt, at der næppe er indtrådt ligevægt efter 20 dage og at BCF derfor må forventes at være højere i zebrafisk.

Undersøgelsen er publiceret i et referyet tidsskrift og er udmærket beskrevet. Der er dog meget store standardfejl i estimerne og undersøgelsen tildeles derfor en Klimisch score på 2.

Tran et al. 2004 målte koncentrationerne af uran i muslingen *Corbicula fluminea* og i testvandet. Koncentrationerne i muslingerne er angivet i ng/g og i vandet med µmol/l. Eksponeringen er over 15 dage og kurven er ”fladet ud”, men har øjensynligt ikke nået det endelige niveau helt endnu.

Koncentrationen opløst i vandet er angivet til 0,19  $\mu\text{mol/l}$  og inklusiv bundet til alger til 0,22  $\mu\text{mol/l}$ . BAF beregnes på basis af koncentrationen i vandet.

Koncentrationerne i muslingerne er vist i en graph fig. 4, og det skønnes ud fra figuren at den højeste koncentration er ca. 9790  $\text{ng/g} = 9790 \mu\text{g/kg}$ .

Atomvægten = 238  $\text{g/mol} = 238 \mu\text{g}/\mu\text{mol}$ .  $0,19 \mu\text{mol} \approx 0,19 \cdot 238 \mu\text{g} = 45 \mu\text{g}$ .  $0,19 \mu\text{mol/l} = 45 \mu\text{g/l}$ .

BAF bliver således  $= 9790/45 = 217$ .

Tildeles en Klimisch skore på 1-2

Australian Government 2011 har målt uran i bløddelene af muslinger og i fisk og vand indsamlet i en flod i Australien. Fisken er en malle, *Arius graeffei*, mens det ikke er angivet hvilken eller hvilke arter muslingen, der er tale om.

Koncentrationerne i dyrene er angivet som  $\text{mg/kg}$  tørvægt. Der er anvendt konverteringsfaktorer fra CRESP 2006 og Dahlgaard et al.2001 (gennemsnit) til omregning af Australian Government værdierne til  $\text{mg/kg}$  vådvægt. For muslinger er den anvendte faktor 5,7 og for fisk er den 5.

Koncentrationerne i dyr og i vand er vist som grafer i artiklen og de anvendte værdier til beregning af BAF er skønnet ud fra graferne. Da optaget af uran i dyrene omfatter både det direkte optag fra vandet og optag via føden er de beregnede akkumuleringsfaktorer BAF og ikke BCF værdier.

Koncentration i dyr		Koncentration i vand	
Tørvægt, $\text{mg/kg}$	Vådvægt, $\text{mg/kg}$	$\mu\text{g/l}$	BAF
<i>Fisk (Arius graeffei)</i>			
0,016	0,003	0,05	60
0,020	0,004	0,032	125
0,0096	0,002	0,022	91
<i>Muslinger</i>			
0,35	0,07	0,03	2333
0,33	0,06	0,015	4000
0,48	0,08	0,039	2051
0,38	0,07	0,020	3500

Der mangler detaljerede oplysninger om udførelsen af undersøgelsen, men undersøgelsen er udført og brugt af de australske miljømyndigheder. Undersøgelsen bruges som supplerende information.

IAEA 2010 har optegnet bl.a. Kd værdier og BAF værdier.

Gennemsnitlige Kd for vand-partikulært materiale er 5 med min. på 2 og maks. 1000. (fra kun én reference).

Gennemsnits BAF for fisk = 2,4 (2 referencer)

Gennemsnits BAF for invertebrater = 170 (min. 3,6, maks. 6000)(9 referencer)

Gennemsnits BAF for planter i vand = 210 (min. 91, maks. 520) (4 referencer)

Der er tale om ret få referencer og invertebrater er ikke delt op i de forskellige organismegrupper.

Data for BAF bruges derfor kun som supplerende information.

Grant et al. 2010? har undersøgt urankoncentrationer i muslingen *Margaritifera falcata* og i vandet i en flod i Kanada

BAF = 135 og 158 på to forskellige målestationer. Disse værdier stemmer meget godt overens med værdien i Tran et al. 2004.

Der er ikke angivet detaljer om undersøgelsen og måledata er ikke vist, så BAF værdierne bruges kun som supplerende information.

Oversigt over BCF eller BAF værdier			
		Fisk	Muslinger
Parkhurst et al. 1984	Lab.	1,9-4,3	
	Felt	0,08-5,9	
Barillet et al. 2011	Lab.	495	
Tran et al. 2004	Lab.		217
Desuden er der værdierne fra Australian Government 2011 med værdier for muslinger på 2051-4000 og for fisk på 60-125			

### 3.3 Naturlig forekomst

FOREGS databasen har målinger fra 5 lokaliteter i Danmark (vandløb) med en medianværdi på 0,039 µg/l, middelværdi på 0,15 µg/l.

De 5 værdier er som følger: 0,003 µg/l; 0,008 µg/l; 0,039 µg/l; 0,054 µg/l; 0,66 µg/l. Alle målingerne er fra Jylland.

For hele EU er medianen 0,32 µg/l, middel 0,89 µg/l, 90% percentilen 2,4 µg/l, min. <0,002 µg/l, maks. 21,4 µg/l og antallet af målinger 807.

I vandløbssediment for de 5 danske lokaliteter er der målt urankoncentrationer fra 0,5-2 mg/kg. For EU er medianværdien 2 mg/kg og middelværdien er 3,7 mg/kg. 90% percentilen er på 7 mg/kg.

# 4 Giftighedsdata

## 4.1 Giftighed over for vandlevende organismer

Udvalgte effektkoncentrationer over for vandlevende organismer er sammenstillet i tabel 4.1. En fuld oversigt over de testede arter, effektkoncentrationer og referencer til videnskabelige publikationer findes i bilag A. Alle data skønnes at få en Klimisch score på mindst 2 (hvor 1 er højest).

Tabel 4.1. Opsummering af kronisk giftighed over for vandlevende organismer. Informationerne er udvalgt fra bilag A1. Da undersøgelserne er udført under varierende forhold er den laveste værdi for hver art valgt i stedet for det geometriske gennemsnit.

Summary of chronic data for aquatic organisms. The full dataset is given in Annex A1. As the tests have been performed under varying conditions the lowest value was chosen rather than the geometric mean.

Systematisk gruppe	Antal studier	Effekt mål	Giftighedsinterval ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) fra udvalgte studier
<b>Alger</b>			
Chlorella sp.	1	3 dg EC10	0,7 $\mu\text{g/l}$
<b>Polypper (Cnidaria)</b>			
Hydra viridissima	1	4 dg EC10	56 $\mu\text{g/l}$
<b>Krebsdyr</b>			
Daphnia magna	1	21 dg EC10	100 $\mu\text{g/l}$
Ceriodaphnia dubia	1	7 dg EC10	1,2 $\mu\text{g/l}$
Moinodaphnia macleayi	2	5dg NOEC	10 $\mu\text{g/l}$
<b>Fisk</b>			
Salvelinus fontinalis	1(1)	77 dg NOEC	>9080 $\mu\text{g/l}$

Tabel 4.2. Opsummering af akut giftighed over for vandlevende organismer. Informationerne er udvalgt fra bilag A1. Da undersøgelserne er udført under varierende forhold er den laveste værdi for hver art valgt i stedet for det geometriske gennemsnit.

Summary of chronic data for aquatic organisms. The full dataset is given in Annex A1. As the tests have been performed under varying conditions the lowest value was chosen rather than the geometric mean.

Systematisk gruppe	Antal studier	Effekt mål	Giftighedsinterval ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) fra udvalgte studier
<b>Alger</b>			

Chlorella sp.	3	3 dg EC50	<b>23 µg/l</b>
<b>Polypdyr (Cnidaria)</b>			
Hydra viridissima	3	96 t EC50	108 µg/l
Hydra vulgaris	1		400 µg/l
<b>Bløddyr</b>			
Corbicula sp.	1	96 t EC50	1870000 µg/l
Velesunio angasi	2	48 t EC50	78 µg/l
<b>Krebsdyr</b>			
Daphnia magna	2	48 t EC50	1200 µg/l
Ceriodaphnia dubia	1	48 t EC50	50 µg/l
Diaphanosoma excisum	1	24 t EC50	1000 µg/l
Latonopsis fasciculata	1	24 t EC50	410 µg/l
Dadaya macrops	1	24 t EC50	1100 µg/l
Moinodaphnia macleayi	3	48 t EC50	90 µg/l
Hyaella azteca	1	7 dg EC50	<b>21 µg/l</b>
<b>Insekter</b>			
Chironomus tentans	1	96 t EC50	15000 µg/l
<b>Fisk</b>			
Brachydanio rerio	2	96 t EC50	3050 µg/l
Melanotaenia nigra	1	96 t EC50	1700 µg/l
M. splendida	1	96 t EC50	890 µg/l
Craterecephalus marianae	1	96 t EC50	1220 µg/l
Pseudomugil tenellus	1	96 t EC50	730 µg/l
Ambassus macleayi	1	96 t EC50	800 µg/l
Mogurnda mogurnda	4	96 t EC50	890 µg/l
Pimephales promelas	1	96 t EC50	>10000 µg/l
Salvelinus fontinalis	1	96 t EC50	5500 µg/l

#### 4.2 Giftighed over for sedimentlevende organismer

Ingen oplysninger

#### 4.3 Giftighed over for pattedyr og fugle

Se Bilag A2 (Annex A2). Laveste effektværdi er en LOEC for nyreskader hos kaniner på 0,05 mg/kg lgv/dg.

#### 4.4 Giftighed over for mennesker

Nielsen et al. angiver en TDI på 0,17 µg/kg lgv. pr. dag.

# 5 Udledning af vandkvalitetskriterium

## 5.1 Vandkvalitetskriterium (VKK)

Der haves EC50 værdier for 1 algeart, 2 arter polypdyr, 7 krebsdyr arter, 1 insektart og 9 fiskearter. Endvidere haves EC10- eller NOEC-værdier for 1 algeart, 1 art polypdyr, 3 krebsdyrarter samt en NOEC ”større end” værdi for fisk.

NOEC værdien for fisk (*Salvelinus fontinalis*) på  $>9080 \mu\text{g/l}$  er ikke brugbar da denne værdi er større end LC50 for samme art og da arten ikke er den mest følsomme fiskeart i akutte testene (*Pseudomugil tenellus*, EC50 =  $730 \mu\text{g/l}$ ). Der er dog brugbare EC10 eller NOEC værdier for tre overordnede systematiske grupper (alger., polypdyr og krebsdyr) og da fisk i de akutte forsøg ikke er blandt de mest følsomme organismer anses det for usandsynligt, at EC10 eller NOEC for diverse fiskearter vil være lavere end den laveste EC10 eller NOEC noteret for andre organismer.

Det vælges derfor at anvende en usikkerhedsfaktor på 10 på den laveste EC10 eller NOEC værdi til beregning af vandkvalitetskriteriet (VKK) for ferskvand. Da der er meget, der tyder på, at giftigheden mindskes ved høj hårdhed og pH (se nedenfor), bruges der ikke en ekstra UF på 10 for saltvand.

$\text{VKK}_{\text{ferskvand}} \text{ bliver således } 0,7 \mu\text{g/l} : 10 = 0,07 \mu\text{g/l} = 70 \text{ ng/l} = \text{VKK}_{\text{saltvand}}$

## 5.2 Korttidsvandkvalitetskriterium (KVKK)

Data i Riethmuller et al. 2001 og Poston et al. 1984 viser en positiv sammenhæng mellem EC<sub>50</sub> og hårdheden for henholdsvis *Hydra viridissima* og *Daphnia magna*. Ligeledes viser data i Parkhurst et al. 1984 en positiv sammenhæng mellem LC<sub>50</sub> og både hårdhed og alkalinitet hos fisken *Salvelinus fontinalis*. Data i Markich et al. 2000 + Markich & Camilleri 1997 viser en positiv sammenhæng mellem EC<sub>50</sub> og pH hos muslingen *Velesunio angasi*.

Der er således klare tegn på, at giftigheden mindskes ved højere hårdhed og sikkert også ved højere pH. Af denne grund bruges der ikke en ekstra UF til beregning af KVKK for saltvand.

Der er ikke tilstrækkeligt med overordnede systematiske grupper repræsenteret til at udføre en fordelingsanalyse.

Der er dog EC50 værdier for 22 arter fra 6 overordnede systematiske grupper, og derfor bruges en usikkerhedsfaktor på 10 på laveste EC50.

Laveste EC50 er  $21 \mu\text{g/l}$  for *Hyaella azteca*, men dette er fra et 7-dages forsøg, hvor standard er 4 dage. Næstlaveste EC50 er på  $23 \mu\text{g/l}$  for *Chlorella* fra et standardforsøg. Disse to værdier er næsten ens og det vælges at bruge *Chlorella* EC50 fra standardforsøget. Således bliver

$\text{KVKK}_{\text{ferskvand, øko}} = 23 \mu\text{g/l} : 10 = 2,3 \mu\text{g/l} = \text{KVKK}_{\text{saltvand, øko}}$

### 5.3 Kvalitetskriterium for sediment (SKK)

Der er ikke fundet værdier for giftigheden af uran overfor organismer, der lever i sediment i forsøg med sediment.

Den eneste mulighed, der derfor haves er at anvende ligvægtsfordelingsmetoden (equilibrium-partitioning model, EqP):

$$SKK_{OC} = VKK * K_{OC}$$

Der haves ikke en  $K_{OC}$ , men der findes en  $K_p$  for vand-partikulært materiale (5) og denne værdi bruges som en  $K_p$ -sediment.

$$SKK = VKK * K_{\text{sediment-vand}} / RHO_{\text{sed}} \quad K_{\text{sediment-vand}} = F_{\text{vand}} + F_{\text{fast}} * K_{p_{\text{sed}}} * RHO_{\text{fast}} / 1000$$

For følgende af faktorerne er der standardværdier (EU 2010):

$$F_{\text{vand}} = 0,8$$

$$F_{\text{fast}} = 0,2$$

$$RHO_{\text{sed}} = 1300 \text{ kg/m}^3$$

$$RHO_{\text{fast}} = 2500 \text{ kg/m}^3$$

$$K_{\text{sediment-vand}} = 0,8 + 0,2 * 5 * 2500 / 1000 = 3,3$$

$$SKK_{\text{ferskvand}} = 0,07 \text{ } \mu\text{g/l} * 3,3 / 1300 * 1000 \text{ kg/l} = 0,18 \text{ } \mu\text{g/kg} \approx 0,2 \text{ } \mu\text{g/kg}$$

$$SKK_{\text{saltvand}} = 0,007 \text{ } \mu\text{g/l} * 3,3 / 1300 * 1000 \text{ kg/l} = 0,018 \text{ } \mu\text{g/kg} \approx 0,02 \text{ } \mu\text{g/kg}$$

Disse værdier er mere end en faktor 1000 lavere end værdier målt i sediment i danske vandløb (FOREGS databasen) og regnes derfor for helt upålidelige.

Det skønnes derfor ikke muligt at fastsætte SKK.

### 5.4 Kvalitetskriterium for biota (BKK)

Laveste effektkoncentration er en LOAEL = 0,05 mg/kg lgv/dag fra et 91 dages forsøg med kaniner.

I sundhedsvurderingen (Nielsen et al. 2008) bruges en faktor på 3 til omregning fra LOAEL til NOAEL. NOAEL = 0,05 mg/kg lgv/dg : 3 = 0,0166 mg/kg lgv/dg  $\approx$  0,02 mg/kg lgv/dg.

NOAEL kan omregnes til NOEC i føde med en konverteringsfaktor, hvor standardværdien er 33,3 for kaniner (EU 2010).

$$NOEC = 0,02 \text{ mg/kg lgv/dg} * 33,3 \text{ g lgv/g føde/dg} = 0,67 \text{ mg/kg føde.}$$



Med NOEC fra et 91 dages forsøg beregnes BKK med en usikkerhedsfaktor på 90 (EU 2010):

$$\text{BKK} = 0,67 \text{ mg/kg}/90 = 0,0074 \text{ mg/kg} = 7,4 \text{ } \mu\text{g/kg}$$

BKK omsat til en koncentration i vand,  $\text{BKK}_{\text{vand}}$ , bliver  $\text{BKK}/(\text{BCF} \cdot \text{BMF}) = \text{BKK}/\text{BAF}$

BMF sættes til 1 både for ferskvand og saltvand.

$$\text{BKK}_{\text{vand}} = 7,4 \text{ } \mu\text{g/kg} : 495 \text{ l/kg} = 0,015 \text{ } \mu\text{g/l} = 15 \text{ ng/l.}$$

## 5.5 Kvalitetskriterium for human konsum af vandlevende organismer (HKK)

TDI = 0,17  $\mu\text{g/kg}$  lgv. pr. dag.

Bidraget via fisk og skaldyr udgør kun 1/10 af TDI: TDI via fisk o.l. = 0,17  $\mu\text{g/kg}$  lgv. pr. dag: 10 = 0,017  $\mu\text{g/kg}$  lgv. pr. dag

For en 70 kg person: 0,017  $\mu\text{g/kg}$  lgv. pr. dag \* 70 kg lgv = 1,19  $\mu\text{g/dag}$

Der regnes med at personen spiser 0,115 kg fisk om dagen

HKK bliver således: 1,19  $\mu\text{g/dag} : 0,115 \text{ kg/dag} = 10 \text{ } \mu\text{g/kg}$  føde (fisk o.l.)

BCF  $\approx$  495

BMF sættes = 1

Omsat til en koncentration i vand bliver  $\text{HKK}_{\text{vand}} = \text{HKK}/\text{BCF} \cdot \text{BMF} = 10 \text{ } \mu\text{gkg}^{-1}/495 \text{ lkg}^{-1} \cdot 1 = 0,02 \text{ } \mu\text{g/l.}$

## 5.6 Overordnet VKK

$\text{BKK}_{\text{vand}}$  er lavere end  $\text{VKK}_{\text{vand, øko}}$  og  $\text{HKK}_{\text{vand}}$  og det overordnede  $\text{VKK}_{\text{vand}}$  bliver derfor 0,015  $\mu\text{g/l} = 15 \text{ ng/l.}$

## 6 Konklusion

Da VKK vil kunne være under eller nær den naturlige baggrundskoncentration bruges værdierne som tilføjede værdier. Flere forfattere har noteret sammenhænge mellem den akutte giftighed (EC50) og visse abiotiske faktorer. Det er derfor ikke utænkeligt at biotilgængelighedsmodeller ville kunne udvikles med hensyn til kronisk og akut giftighed sådan at kvalitetskriterierne kunne relateres til den tilgængelige koncentration.

Der er store usikkerheder i fastsættelsen af BCF eller BAF værdier. Således nævner bl.a. Australian Government 2011 værdier for muslinger helt op til 4000, og generelt varierer værdierne meget fra undersøgelse til undersøgelse. Dette resulterer i stor usikkerhed omkr. fastsættelsen af  $BKK_{\text{vand}}$  og  $HKK_{\text{vand}}$ .

SKK blev forsøgt fastsat ved hjælp af EqP metoden. Der er store usikkerheder ved denne metode. Alene bestemmelsen af  $K_p$  værdien, som jo kan være forskellig fra sediment til sediment, har indbygget store usikkerheder. Beregningerne gav SKK værdier mere end 1000 gange lavere end koncentrationer målt i vandløbssediment i Danmark, og de betragtes som helt urealistiske.

$VKK_{\text{ferskvand}} =$	0,015 $\mu\text{g/l}$ tilføjet
$VKK_{\text{saltvand}} =$	0,015 $\mu\text{g/l}$ tilføjet
$KVKK_{\text{ferskvand}} =$	2,3 $\mu\text{g/l}$ tilføjet
$KVKK_{\text{saltvand}} =$	2,3 $\mu\text{g/l}$ tilføjet
$BKK =$	7,4 $\mu\text{g/kg}$
$HKK =$	10 $\mu\text{g/kg}$

# 7 Referencer

Australian Government 2011. Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities, Supervising Scientist Division. Last updated: Friday, 25-Mar-2011  
<http://www.environment.gov.au/ssd/monitoring/explanatory-bioaccum.html#uraniummussel>

Barata, C.; D.J. Baird & S.J. Markich 1998: Influence of genetic and environmental factors on the tolerance of *Daphnia magna* Straus to essential and non-essential metals. *Aquatic Toxicology* 42(2): 115-137

Barata, C; D.J. Baird & S.J. Markich 1999: Comparing Metal Toxicity Among *Daphnia magna* Clones: An Approach Using Concentration-Time-Response Surfaces. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 37 (3): 326-331

Barillet, S; C. Adam-Guillermin, O. Palluel, J.-M. Porcher & A. Devaux 2011: Uranium bioaccumulation and biological disorders induced in zebrafish (*Danio rerio*) after a depleted uranium waterborne exposure. *Environmental Pollution* 159 (2): 495-502

Borgmann, U.; Y. Couillard, P. Doyle & D.G. Dixon 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

Brown, P.L. & S.J. Markich 2000: Evaluation of the free ion activity model of metal-organism interaction: extension of the conceptual model. *Aquatic Toxicology* 51: 177-194

Bywater, J.F.; R. Banaczowski & M. Bailey 1991: Sensitivity to uranium of six species of tropical freshwater fishes and four species of cladocerans from northern Australia. *Environmental Toxicology and Chemistry* 10: 1449-1458

Charles, A.L.; S.J. Markich, J.L. Stauber & L.F. De Filippis 2002: The effect of water hardness on the toxicity of uranium to a tropical freshwater alga (*Chlorella sp.*). *Aquatic Toxicology* 60 (1-2): 61-73

CRESP 2006. Consortium for Risk Evaluation with Stakeholder Participation. Note on: Wet to dry weight conversions for biota from Amchitka and Kiska. March 13, 2006  
[http://www.cresp.org/Amchitka/Final\\_WW\\_DW\\_3\\_13\\_06.pdf](http://www.cresp.org/Amchitka/Final_WW_DW_3_13_06.pdf)

Dahlgaard, H.; M. Eriksson, E. Elus, T. Ryan, C.A. McMahon & S.P. Nielsen 2001: A. Kudo ed.: *Plutonium in the environment* p. 15-29. Elsevier Science Ltd., Amsterdam.

Domingo, J.L.; J.L. Paternain, J.M. Llobet & J. Corbella 1989: The developmental toxicity of uranium in mice. *Toxicology* 55:143-152

Domingo, J.L. ; A. Ortega, J.L. Paternain, & J. Corbella 1989: Evaluation of the Perinatal and Postnatal Effects of Uranium in Mice upon Oral Administration. Archives of Environmental Health 44 (6): 395-398

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

EU 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances, and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market.

EU 2010. Chemicals and the Water Framework Directive: Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. Draft.

FOREGS Geochemical Atlas of Europe, ISBN 951-690-913-2.

<http://www.gsf.fi/publ/foregsatlas/index.php>

Franklin, N.M.; J.L. Stauber, S.J. Markich & R.P. Lim 2000: pH-dependant toxicity of copper and uranium to a tropical freshwater alga (*Chlorella* sp.). Aquatic Toxicology 48: 275-289

Grant, A ; W. Floyd, G. Floyd, M. Grant & R.W. Plotnikoff (2010?): Bioaccumulation of Uranium in Mussels in the Kettle River, British Columbia

<http://www.boundaryalliance.org/bioreptcombined.pdf>

Holdway, D.A. 1992: Uranium toxicity to two species of Australian tropical fish. The Science of the Total Environment 125: 137-158

Hyne, R.V.; G.D. Rippon & G. Ellender 1992: pH-dependent uranium toxicity to freshwater hydra. Science of the Total Environment 125: 159-173

Hyne, R.V. ; G.D. Rippon, J. White & G. Ellender 1992: Accumulation of uranium by freshwater hydra into discharged nematocysts. Aquatic Toxicology 23 (3-4): 231-246

Hyne, R.V.; Padovan, D.L. Parry & S.M. Renaud 1993: Increased Fecundity of the Cladoceran *Moinodaphnia macleayi* on a Diet Supplemented with a Green Alga and its Use in Uranium Toxicity tests. Australian Journal of Marine & Freshwater Research 44 (3): 389-399

IAEA, International Atomic Energy Agency 2010: Handbook of Parameter Values for the prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. IAEA Technical Reports Series No. 472. Wien [http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/trs472\\_web.pdf](http://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/trs472_web.pdf)

Labrot, F.; J.F. Narbonne, P. Ville, M. Saint Denis & D. Ribera 1999: Acute Toxicity, Toxicokinetics, and Tissue Target of Lead and Uranium in the Clam *Corbicula fluminea* and the Worm *Eisenia fetida*: Comparison with the Fish *Brachydanio rerio*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 36 (2): 167-178

- Markich, S.J.; P.L. Brown, R.A. Jeffree & R.P. Lim 2000: Valve movement responses of *Velesunio angasi* (Bivalvia: Hyriidae) to manganese and uranium: An Exception to the free ion activity model. *Aquatic Toxicology* 5: 155-175
- Markich, S. & C. Camilleri 1997: Investigation of metal toxicity to tropical biota. Recommendations for revision of the Australian water quality guidelines. Supervising Scientist Report 127, Supervising Scientist, Canberra
- Nendza, M. 2003: Stoffdatenblatt Uran, Entwurf, Stand: 26.11.2009. Entwicklung von Umweltqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern, Umweltbundesamt, Berlin, F+E-Vorhaben FKZ 202 24 276. Et udkast til tysk kvalitetskriterie.
- Miljøstyrelsen 2004. Principper for fastsættelse af vandkvalitetskriterier for stoffer i overfladevand. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4, 2004.
- Nielsen, Elsa; K. Greve, O. Ladefoged 2008: Evaluation of health hazards by exposure to uranium, inorganic and soluble salts and proposal of a health based quality criterion for drinking water. Rapport fra Fødevareinstituttet, Danmarks Tekniske Universitet
- Ortega, A.; J.L. Domingo, J.M Llobet, J.M Tomás & J.L. Paternain 1989: Evaluation of the Oral Toxicity of Uranium in a 4-Week Drinking-Water Study in Rats. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 42: 935-941
- Parkhurst, B.R.; R.G. Elder, J.S. Meyer, D.A. Sanchez, R.W. Pennak & W.T. Waller 1984: An environmental hazard evaluation of uranium in a Rocky Mountain stream. *Environmental Toxicology and Chemistry* 3: 113-124
- Paternain, J.L.; J.L. Domingo, A. Ortega & J.M. Llobet 1989: The Effects of Uranium on Reproduction, Gestation, and Postnatal Survival in Mice. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 17 (3): 291-296
- Pickett, J.B.; W.L. Specht & J.L. Keyes 1993: Acute and chronic toxicity of uranium compounds to *Ceriodaphnia dubia*. Westinghouse Savannah River Company report WSRC-RP-92-995. Prepared for the Department of Energy Under Contract DE-AC09-89SR18035. Available to the public from the National Technical Information Service, U.S. Department of Commerce, 5285 Port Royal Rd., Springfield, VA 22161.
- Poston, T.M.; R.W. Hanf Jr. & M.A. Sommons 1984: Toxicity of uranium to *Daphnia magna*. *Water Air and Soil Pollution* 22: 289-298
- Ribera, D.; F. Labrot, G. Tisnerat & J.-F. Narbonne 1996: Uranium in the Environment: Occurrence, Transfer, and Biological Effects. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 146: 53-89
- Rietmuller, N.; S. Markich, D. Parry & R. van Dam 2000: The effect of true water hardness and alkalinity on the toxicity of Cu and U to two tropical Australian freshwater organisms. Supervising Scientist Report 155, Supervising Scientist, Canberra

Rietmuller, N.; S.J. Markich, R.A. van Dam & D. Parry 2001: Effects of water hardness and alkalinity on the toxicity of uranium to a tropical freshwater hydra (*Hydra viridissima*). *Biomarkers* 6: 45-51

Semaan, M.; D.A. Holdway & R.A. van Dam 2001: Comparative Sensitivity of Three Populations of the Cladoceran *Moinodaphnia macleayi* to Acute and Chronic Uranium Exposure. *Environmental Toxicology* 16 (5) : 365-376

Tran, D.; J.-C. Massabuau & J. Garnier-Laplace 2004 : Effect of carbon dioxide on uranium bioaccumulation in the freshwater clam *Corbicula fluminea*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23 (3): 739-747.



# Bilag A1/Annex A1

Økotoksikologiske data for uran. Målt: j betyder koncentrationerne blev målt i vandet, n at de ikke blev målt. Fv = ferskvand. Sv = saltvand.

Ecotoxicological data for uranium. Målt = measured, j = yes, n = no. Fv = fresh water. Sv = salt water. Bemærkninger = Comments.

”beregnet ud fra fig. 1 i artiklen” = ”estimated from fig. 1 in the reference article”. ”Omregnet fra” = ”recalculated from”. ”Skalbevægelse”

= ”Valve movement”. ”Fodret med vitamin berigede alger. pH = 6,6 - 6,8. EC50 beregnet ud fra data i referencens tab.8” = ”Fed vitamins enriched algae. pH = 6,6 - 6,8. EC50 estimated from data in table 8 of the reference article”. “Median af tre værdier. pH 6,9 (middel af start og slut)” = ”Median of three values. pH 6.9 (mean of initial value and value at end of test)”. “Geometrisk gennemsnit” “ “Geometric

mean”. “Skønnet. Efter 2 dage i 21 dages test” = ”Estimated. After 2 days in 21 day test”. “Dødelighed” = “Lethality”. “Anvendte salt” =

“Salt employed”. “forbindelse” = “compound”. ”Den ene værdi er en NOEC, som svarer til EC9” = ”One of the values is a NOEC

corresponding to EC9”. ”Gamle” = ”old”. ”Unge” = ”young”. ”Hårdhed” = ”H” = hardness expressed as mg calcium carbonate per liter

Uran økotoksikologiske data (µg/l)	EC 10	NOEC	LOEC	EC50	Målt	Tid	Fv/Sv	Bemærkninger	Reference
<b>ALGER</b>									
<i>Chlorella sp.</i>	0,7			56	j	72 t	F	BEC10 og EC50. H 8 (mg CaCO <sub>3</sub> /l); pH 7; OC<0,2 mg/l; Alk. 8 (mg CaCO <sub>3</sub> /l)	Charles et al. 2002
<i>Chlorella sp.</i>	0,7			72	j	72 t	F	EC10≈BEC10. H 40; pH 7; OC<0,2 mg/l; Alk 8	Charles et al. 2002
<i>Chlorella sp.</i>	2,3			150	j	72 t	F	EC10≈BEC10. H 100; pH 7; OC<0,2 mg/l; Alk 8	Charles et al. 2002
<i>Chlorella sp.</i>	4,5			270	j	72 t	F	EC10≈BEC10. H 400; pH 7; OC<0,2 mg/l; Alk 8	Charles et al. 2002
<i>Chlorella sp.</i>	0,9			23		48 t	F	EC10≈BEC10. pH 7; H 8	Charles 2000, citeret i Charles et al. 2002
<i>Chlorella sp.</i>	21			78	j	72 t	F	EC10≈BEC10. pH 5,7; H 2-4	Franklin et al. 2000
<i>Chlorella sp.</i>	11			44	j	72 t	F	EC10≈BEC10. pH 6,5; H 2-4	Franklin et al. 2000 Bringmann & Kühn 1959 citeret i Nendza 2003
<i>Scenedesmus quadricauda</i>		2200				96 t	F	TGK ≈ NOEC	
<b>COELENTERATA</b>									
<i>Hydra viridissima</i>	89	150	200				F	. pH 6,1 - 6,7. EC10 beregnet ud fra fig. 1 i artiklen	Hyne et al. 1992a
<i>Hydra viridissima</i>				114		96 t	F	pH 6; H 6,6; Alk. 4,0. 95% CI 107-121)	Riethmuller et al.2001
<i>Hydra viridissima</i>				177		96 t	F	pH 6; H 165; Alk.4,0. 95% CI 166-188	Riethmuller et al.2001
<i>Hydra viridissima</i>				171		96 t	F	pH 6; H 165; Alk. 102. 95% CI150-192	Riethmuller et al.2001



<i>Hydra viridissima</i>		219	96 t	F	pH 6; H 330; Alk. 4,0; 95% CI 192-246	Riethmuller et al.2001
<i>Hydra viridissima</i>	56	108	96 t	F	EC10≈BEC10. pH 6: H 4	Markich & Camilleri 1997
<i>Hydra vulgaris</i>		400		F		Hyne et al. 1992a
<b>BLØDDYR</b>						
		1,87*10 <sup>6</sup>	96	F	pH 7,86	Labrot et al. 1999
<i>Corbicula sp.</i>		1,87*10 <sup>6</sup>	96 t	F	Efter OECD TG	Ribera et al. 1996
<i>Velesunio angasi</i>		78 j	48 t	F	pH 5,0; DOC ≈ 0; H 3,9; Alk 4,1; Omregnet fra UO <sub>2</sub> +2	Markich & Camilleri 1997
<i>Velesunio angasi</i>		103 j	48 t	F	pH 5,0; DOC ≈ 0; H 3,9; Alk 4,1; Omregnet fra UO <sub>2</sub> +2	Markich et al. 2000
		99 j	48 t	F	pH 5,0; H 3,9; Alk 4,1; DOC ≈ 3,7mg/l; Omregnet fra UO <sub>2</sub> +2. Skalbevægelse	Markich & Camilleri 1997
<i>Velesunio angasi</i>		127 j	48 t	F	pH 5,0; H 3,9; Alk 4,1; DOC ≈ 3,7mg/l; Omregnet fra UO <sub>2</sub> +2. Skalbevægelse	Markich et al. 2000
		171 j	48 t	F	pH 5,0; H 3,9; Alk 4,1; DOC ≈ 8,9 mg/l; Omregnet fra UO <sub>2</sub> +2. Skalbevægelse	Markich & Camilleri 1997
<i>Velesunio angasi</i>		218 j	48 t	F	pH 5,0; H 3,9; Alk 4,1; DOC ≈ 8,9 mg/l; Omregnet fra UO <sub>2</sub> +2. Skalbevægelse	Markich et al. 2000
		93 j	48 t	F	pH 5,3; H 3,9; Alk 4,1; DOC ≈ 0; Omregnet fra UO <sub>2</sub> +2. Skalbevægelse	Markich & Camilleri 1997
<i>Velesunio angasi</i>		124 j	48 t	F	pH 5,3; H 3,9; Alk 4,1; DOC ≈ 0; Omregnet fra UO <sub>2</sub> +2. Skalbevægelse	Markich et al. 2000
		111 j	48 t	F	pH 5,5; H 3,9; Alk 4,1; DOC ≈ 0; Omregnet fra UO <sub>2</sub> +2. Skalbevægelse	Markich & Camilleri 1997
<i>Velesunio angasi</i>		144 j	48 t	F	pH 5,5; H 3,9; Alk 4,1; DOC ≈ 0; Omregnet fra UO <sub>2</sub> +2. Skalbevægelse	Markich et al. 2000
		167 j	48 t	F	pH 5,5; H 3,9; Alk 4,1; DOC ≈ 3,7mg/l; Omregnet fra UO <sub>2</sub> +2. Skalbevægelse	Markich & Camilleri 1997
<i>Velesunio angasi</i>		213 j	48 t	F	pH 5,5; H 3,9; Alk 4,1; DOC ≈ 3,7mg/l; Omregnet fra UO <sub>2</sub> +2. Skalbevægelse	Markich et al. 2000
		352 j	48 t	F	pH 5,5; H 3,9; Alk 4,1; DOC ≈ 8,9 mg/l; Omregnet fra UO <sub>2</sub> +2. Skalbevægelse	Markich & Camilleri 1997

<i>Velesunio angasi</i>	438 j	48 t	F	pH 5,5; H 3,9; Alk 4,1; DOC ≈ 8,9 mg/l; Omregnet fra UO <sub>2</sub> <sup>+2</sup> . Skalbevægelse	Markich et al. 2000
	185 j	48 t	F	pH 5,8; H 3,9; Alk 4,1; DOC ≈ 0; Omregnet fra UO <sub>2</sub> <sup>+2</sup> . Skalbevægelse	Markich & Camilleri 1997
<i>Velesunio angasi</i>	256 j	48 t	F	pH 5,8; H 3,9; Alk 4,1; DOC ≈ 0; Omregnet fra UO <sub>2</sub> <sup>+2</sup> . Skalbevægelse	Markich et al. 2000
	393 j	48 t	F	pH 6,0; H 3,9; Alk 4,1; DOC ≈ 0; Omregnet fra UO <sub>2</sub> <sup>+2</sup> . Skalbevægelse	Markich & Camilleri 1997
<i>Velesunio angasi</i>	559 j	48 t	F	pH 6,0; H 3,9; Alk 4,1; DOC ≈ 0; Omregnet fra UO <sub>2</sub> <sup>+2</sup> . Skalbevægelse	Markich et al. 2000
	526 j	48 t	F	pH 6,0; H 3,9; Alk 4,1; DOC ≈ 3,7 mg/l; Omregnet fra UO <sub>2</sub> <sup>+2</sup> . Skalbevægelse	Markich & Camilleri 1997
<i>Velesunio angasi</i>	726 j	48 t	F	pH 6,0; H 3,9; Alk 4,1; DOC ≈ 3,7 mg/l; Omregnet fra UO <sub>2</sub> <sup>+2</sup> . Skalbevægelse	Markich et al. 2000
	805 j	48 t	F	pH 6,0; H 3,9; Alk 4,1; DOC ≈ 8,9 mg/l; Omregnet fra UO <sub>2</sub> <sup>+2</sup> . Skalbevægelse	Markich & Camilleri 1997
	829 j	48 t	F	pH 6,0; H 3,9; Alk 4,1; DOC ≈ 8,9 mg/l; Omregnet fra UO <sub>2</sub> <sup>+2</sup> . Skalbevægelse	Markich & Camilleri 1997
<i>Velesunio angasi</i>	1082 j	48 t	F	pH 6,0; H 3,9; Alk 4,1; DOC ≈ 8,9 mg/l; Omregnet fra UO <sub>2</sub> <sup>+2</sup> . Skalbevægelse	Markich et al. 2000
<b>KREBSDYR</b>					
<i>Diaphanosoma excisum</i>	1000 j	24 t	F	LC1 = 900. pH = 6,6	Bywater et al. 1991
<i>Latonopsis fasciculata</i>	410 j	24 t	F	LC1 = 170. pH = 6,6	Bywater et al. 1991
<i>Dadaya macrops</i>	1100 j	24 t	F	LC1 = 140. pH = 6,6	Bywater et al. 1991
<i>Moinodaphnia macleayi</i>	1290 j	24 t	F	LC1 = 490. pH = 6,6	Bywater et al. 1991
<i>Moinodaphnia macleayi</i>	176 j	48 t	F	Fodret med vitamin berigede alger. pH = 6,6 - 6,8. EC50 beregnet ud fra data i referencens tab.8	Hyne et al. 1993
<i>Moinodaphnia macleayi</i>	160	48 t	F	pH 6,63-6,92	Semann et al. 2001
<i>Moinodaphnia macleayi</i>	240	48 t	F	pH 6,63-6,92	Semann et al. 2001
<i>Moinodaphnia macleayi</i>	360	48 t	F	pH 6,5	Semann et al. 2001
<i>Moinodaphnia macleayi</i>	260	48 t	F	pH 6,5	Semann et al. 2001
<i>Moinodaphnia macleayi</i>	390	48 t	F	pH 7,7	Semann et al. 2001
<i>Moinodaphnia macleayi</i>	210	48 t	F	pH 7,7	Semann et al. 2001
<i>Moinodaphnia macleayi</i>	90	48 t	F	pH 7,7	Semann et al. 2001

<i>Moinodaphnia macleayi</i>	25		5 d	F	Median af tre værdier. pH 6,9 (middel af start og slut)	Semann et al. 2001
<i>Moinodaphnia macleayi</i>	27		5 d	F	Median af to værdier. pH 6,5	Semann et al. 2001
<i>Moinodaphnia macleayi</i>	26,5		5 d	F	Median af to værdier. pH 7,7	Semann et al. 2001
<i>Moinodaphnia macleayi</i>	10	j	5 d	F	Fodret med vitamin berigede alger. pH = 6,6 - 6,8	Hyne et al. 1993
<i>Daphnia magna</i>		6315 j	48 t	F	Geometrisk gennemsnit af tre værdier. pH 7,9 - 8,0. H 67 - 73. Alk. 54-60	Poston et al. 1984
<i>Daphnia magna</i>		36834 j	48 t	F	Geometrisk gennemsnit af to værdier. pH 7,9 - 8,0. H 126 - 140. Alk. 92 - 93	Poston et al. 1984
<i>Daphnia magna</i>		46877 j	48 t	F	Geometrisk gennemsnit af to værdier. pH 7,9 - 8,0. H 188 - 205. Alk. 124 - 133	Poston et al. 1984
<i>Daphnia magna</i>		6600 j	48 t	F	Skønnet. Screening test. pH 7,9-8. H 66-73. Alk.54-60 mg/l CaCo <sub>3</sub>	Poston et al. 1984
<i>Daphnia magna</i>		1200 j	48 t	F	Skønnet. Efter 2 dage i 21 dages test, test 1. pH 7,6-8,1. H 66-73. Alk. 54-60. DOC 1,15 mg/l	Poston et al. 1984
<i>Daphnia magna, geometrisk gen.</i>		3684 j	48 t	F	Geometrisk gennemsnit af værdier for H=66-73	Poston et al. 1984
<i>Daphnia magna</i>	200	j	21 d	F	Dødelighed. Test 1. Skønnet. pH 7,6-8,1. H 66-73. Alk 54-60. DOC 1,15 mg/l	Poston et al. 1984
<i>Daphnia magna</i>	600	j	21 d	F	Dødelighed. Test 2. Skønnet. pH 7,6-8,1. H 66-73. Alk 54-60. DOC 1,15 mg/l	Poston et al. 1984
<i>Daphnia magna</i>	100	j	21 d	F	Reproduktion /♀. Skønnet. pH 7,6-8,1. H 66-73. Alk 54-60. DOC 1,15 mg/l	Poston et al. 1984
<i>Daphnia magna</i>		9360 j	48 t	F	pH 7,7; H 90,7; Alk. 62,1. "Klon C"	Barata et al. 1998
<i>Daphnia magna</i>		5870 j	48 t	F	pH 7,7; H 90,7; Alk. 62,1. "Klon F"	Barata et al. 1998
<i>Daphnia magna</i>		25400 j	48 t	F	pH 8,1; H 179; Alk. 126. "Klon C"	Barata et al. 1998
<i>Daphnia magna</i>		17300 j	48 t	F	pH 8,1; H 179; Alk. 126. "Klon F"	Barata et al. 1998
<i>Ceriodaphnia dubia</i>		72 j	48 t	F	pH 5,6; H 3,8; Alk 1,2. Anvendte salt uranyl nitrat. Geomerisk gennemsnit af 3 værdier, alle målte	Pickett et al. 1993
<i>Ceriodaphnia dubia</i>		107	48 t	F	pH 5,6; H 3,8; Alk 1,2. Anvendt forbindelse hydrogen uranyl fosfat. Geomerisk gennemsnit af 4 værdier, heraf to målte	Pickett et al. 1993
<i>Ceriodaphnia dubia</i>		50 n	48 t	F	pH 5,6; H 3,8; Alk 1,2. Anvendt forbindelse uran dioxid	Pickett et al. 1993

<i>Ceriodaphnia dubia</i>	1,2	j	7 d	F	pH 5,6; H 3,8; Alk 1,2. Anvendt forbindelse uranyl nitrat. Geometrisk gennemsnit af to værdier. Begge værdier målt. Den ene værdi er en NOEC, som svarer til EC <sub>9</sub> . EC <sub>10</sub> værdier beregnet udfra tallene i tabellerne	Pickett et al. 1993
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	5,1	j	7 d	F	pH 5,6; H 3,8; Alk 1,2. Anvendt forbindelse hydrogen uranyl fosfat. Geometrisk gennemsnit af 4 værdier, heraf tre målte. En værdi er en NOEC, som svarer til EC <sub>12</sub> . EC <sub>10</sub> værdier beregnet udfra tallene i tabellerne	Pickett et al. 1993
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	13	n	7 d	F	pH 5,6; H 3,8; Alk 1,2. Anvendt forbindelse uran dioxid. Circa-værdi. NOEC = 30 som svarer til ca EC <sub>25</sub> .	Pickett et al. 1993
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	1,9		7 d	F		Kuhne et al. 2002 citeret i Nendza 2003
<i>Hyalella azteca</i>		21 j	7 d	F	Nominelle koncentration 54 µg/l. H 18; Alk 14; DOC 0,28 mg/l; pH 7,4-8,3	Borgmann et al. 2005
<i>Hyalella azteca</i>		1651 n	7 d	F	H 124; Alk. 84; DOC 1,1 mg/l; pH 8,2-8,5	Borgmann et al. 2005
<b>INSEKTER</b>						
<i>Chironomus tentans</i>		15000 j	96 t	F	Skønnet udfra screening test. pH 7,9-8. H 66-73. Alk 54-60. DOC 1,15 mg/l	Poston et al. 1984
<b>FISK</b>						
<i>Brachydanio rerio</i>		3050	96 t	F	pH 7,86 LC1 = 370. 7 dage gamle. pH = 6,6. Alkalinitet 3,26 mg/l	Labrot et al. 1999
<i>Melanotaenia nigrans</i>		1700 j	96 t	F		Bywater et al. 1991
<i>Melanotaenia nigrans</i>		1900 j	96 t	F	LC1 = 920. 90 d gamle. pH = 6,6. Alkalinitet 3,26 mg/l	Bywater et al. 1991
<i>Melanotaenia splendida</i>		2660 j	96 t	F	LC1 = 880. 7 dage gamle. pH = 6,6. Alkalinitet 3,26 mg/l	Bywater et al. 1991
<i>Melanotaenia splendida</i>		3460 j	96 t	F	LC1 = 260. 90 dage gamle. pH = 6,6. Alkalinitet 3,26 mg/l	Bywater et al. 1991
<i>Melanotaenia splendida inorata</i>		1390	96 t	F	14 dg gamle. pH 6,6; alkalinitet 3,2 mg/l (CaCO <sub>3</sub> ), TOC 9,2 mg/l; DOC 5,8 mg/l; + div. Metaller m.m.. Se reference	Holdway 1992
<i>Melanotaenia splendida inorata</i>		890	7dg	F	31 dg gamle. Eksponeret i 7 dage+observeret 7 dg efter. LC50 efter 14 dg. pH 6,3; alkalinitet 1,8 mg/l; TOC 2,7 mg/l;DOC 1,5 mg/l; + div. metaller, se reference.	Holdway 1992

<i>Craterocephalus marianae</i>	1220 j	96 t	F	LC1 = 260. "unge", 18,6 mm. pH = 6,6. Alkalinit 3,26 mg/l	Bywater et al. 1991
<i>Pseudomugil tenellus</i>	730 j	96 t	F	LC1 = 71. "nge", 20,5 mm. pH = 6,6. Alkalinit 3,26 mg/l	Bywater et al. 1991
<i>Ambassus mcleayi</i>	800 j	96 t	F	LC1 = 73. "Unge", 8,1 mm. pH = 6,6. Alkalinit 3,26 mg/l	Bywater et al. 1991
<i>Mogurnda mogurnda</i>	1568	96 t	F	pH 6; H 3,9; Alk. 4,1;	Markich & Camilleri 1997
<i>Mogurnda mogurnda</i>	1110 j	96 t	F	LC1 = 158. 7 dage gamle. pH = 6,6. Alkalinit 3,26 mg/l	Bywater et al. 1991
<i>Mogurnda mogurnda</i>	1460 j	96 t	F	LC1 = 230. 90 dage gamle. pH = 6,6. Alkalinit 3,26 mg/l	Bywater et al. 1991
<i>Mogurnda mogurnda</i>	1290 j	14 dg	F	1 dg gamle. Eksponeret i 14 dage+observeret 15 dg efter. LC50 efter 29 dg. pH 6,4; alkalinitet 3,0mg/l (CaCO3); TOC 5,4 mg/l; DOC 5,1 mg/l + diverse metaller, se reference	Holdway 1992
<i>Mogurnda mogurnda</i>	1590 j	7 dg	F	1 dg gamle. pH 6,6; alkalinitet 3,2 mg/l, TOC 9,2 mg/l; DOC 5,8 mg/l; + div. Metaller m.m.. Se reference	Holdway 1992
<i>Mogurnda mogurnda</i>	890 j	7dg	F	1 dg gamle. Eksponeret i 7 dage+observeret 7 dg efter. LC50 efter 14 dg. pH 6,3; alkalinitet 1,8 mg/l; TOC 2,7 mg/l;DOC 1,5 mg/l; + div. metaller, se reference.	Holdway 1992
<i>Mogurnda mogurnda</i>	1570 j	96 t	F	6 dg gamle. pH 6,6; alkalinitet 3,2 mg/l, TOC 9,2 mg/l; DOC 5,8 mg/l; + div. metaller m.m.. Se reference	Holdway 1992
<i>Mogurnda mogurnda</i>	3290 j	96 t	F	40 dg gamle. pH 6,6; alkalinitet 3,2 mg/l, TOC 9,2 mg/l; DOC 5,8 mg/l; + div. metaller m.m.. Se reference	Holdway 1992
<i>Mogurnda mogurnda</i>	3290 j	96 t	F	70 dg gamle. pH 6,6; alkalinitet 3,2 mg/l, TOC 9,2 mg/l; DOC 5,8 mg/l; + div. metaller m.m.. Se reference	Holdway 1992
<i>Mogurnda mogurnda</i>	2690 j	7 dg	F	40 dg gamle. pH 6,6; alkalinitet 3,2 mg/l, TOC 9,2 mg/l; DOC 5,8 mg/l; + div. metaller m.m.. Se reference	Holdway 1992
<i>Mogurnda mogurnda</i>	3290 j	7 dg	F	70 dg gamle. pH 6,6; alkalinitet 3,2 mg/l, TOC 9,2 mg/l; DOC 5,8 mg/l; + div. metaller m.m.. Se reference	Holdway 1992
<i>Mogurnda mogurnda</i>	2700 j	7 dg	F	70 dg gamle. Eksponeret i 7 dage+observeret 7 dg efter. LC50 efter 14 dg. pH 6,6; alkalinitet 3,2 mg/l, TOC 9,2 mg/l; DOC 5,8 mg/l; + div. metaller m.m.. Se reference	Holdway 1992

<i>Mogurnda mogurnda</i>		1730 j	96 t	F	H 6,6 mg/l; pH 6; Alk 4 mg/l;	Riethmuller et al 2000
<i>Mogurnda mogurnda</i>		1965 j	96 t	F	H 6,6 mg/l; pH 6; Alk 4 mg/l;	Riethmuller et al 2000
<i>Mogurnda mogurnda</i>		1335 j	96 t	F	H 165 mg/l; pH 6; Alk 4 mg/l;	Riethmuller et al 2000
<i>Mogurnda mogurnda</i>		1710 j	96 t	F	H 165 mg/l; pH 6; Alk 4 mg/l;	Riethmuller et al 2000
<i>Mogurnda mogurnda</i>		1270 j	96 t	F	H 330 mg/l; pH 6; Alk 4 mg/l;	Riethmuller et al 2000
<i>Mogurnda mogurnda</i>		1770 j	96 t	F	H 330 mg/l; pH 6; Alk 4 mg/l;	Riethmuller et al 2000
<i>Salvelinus fontinalis</i>		5500 j	96 t	F	Hårdhed 32; pH 6,7; Alkalinitet 12; semi statisk	Parkhurst et al. 1984
<i>Salvelinus fontinalis</i>		23000 j	96 t	F	H 210; Alk 54; pH 7,5; semi statisk	Parkhurst et al. 1984
<i>Salvelinus fontinalis</i>		59000 j	48 t	F	H 184; Alk 146; pH 7,4; flow through	Parkhurst et al. 1984
			77			
<i>Salvelinus fontinalis</i>	>9080	j	dg	F	H 201; Alk 189; pH 8,0	Parkhurst et al. 1984
<i>Brachydanio rerio</i>		3020	96 t	F	Efter OECD TG	Ribera et al. 1996
					Skønnet udfra screening test. pH 7,9-8. H 66-73. Alk	
<i>Pimephales promelas</i>		>100000	96 t	F	54-60. DOC 1,15 mg/l	Poston et al. 1984

## Bilag A2/Annex A2

### Giftighed overfor pattedyr og mennesker

#### Toxicity to mammals and humans

Varighed = duration. "Mus" = mice, "Rotter" = rats, "kaniner" = rabbits, "mennesker" = humans, lgv = body weight, "Dag 6-15 efter befrugtning" = day 6-15 after fertilization, "før parring" = before mating, "efter fødsel" = after birth, "Eksponering gennem drikkevand" = exposure through drinking water, "Antal resorptioner af fostre dag 13 efter parring. Doser omregnet til ..." = number of resorptions of fetuses day 13 after mating. Doses recalculated to..., "Antal døde unger /kuld efter fødsel" = number of dead young/litter after birth, "Længde af unger" = length of young, "Kropsvægt" = body weight, "Hormonforstyr." = endocrine disruption, "Lever og nyreeffekter" = effects on liver and kidneys, "Div effekttyper ekskl. Nyreskader" = different types of effects excl. renal effects, "Nyreskader" = damage to kidneys.

	NOAEL	LOEC	varighed	
	<2,8		Dag 6-15	
	mg/kg		efter	
Mus	lgv/dg		befrugtning	mg U/kg lgv/dg. Teratogene effekter.
				Domingo et al. 1989a

Rotter	2 mg/kg lgv/dg				NOAEL, mg U/kg lgv/dg. Eksponering gennem drikkevand. Rotterne 70-90 g.	Ortega et al. 1989
Mus	5,6 mg/kg lgv/dg			♀♀: 14 dg før parring til 21 dg efter fødsel. ♂♂: 60 dg før parring til parring	Antal resorptioner af fostre dag 13 efter parring. Doser omregnet til mg U/kg lgv/dg.	Paternain et al. 1989
Mus	5,6 mg/kg lgv/dg			♀♀: 14 dg før parring til 21 dg efter fødsel. ♂♂: 60 dg før parring til parring	Antal døde unger /kuld efter fødsel. Doser omregnet til mg U/kg lgv/dg.	Paternain et al. 1989
Mus	5,6 mg/kg lgv/dg			♀♀: 14 dg før parring til 21 dg efter fødsel. ♂♂: 60 dg før parring til parring	Længde af unger. Doser omregnet til mg U/kg lgv/dg.	Paternain et al. 1989
Mus	5,6 mg/kg lgv/dg			♀♀: 14 dg før parring til 21 dg efter fødsel. ♂♂: 60 dg før parring til parring	Kropsvægt af unger. NOEC er egentlig < 2,8 mg/kg lgv/dg, men 5,6 < EC10 < 14 mg/kg lgv/dg. Doser omregnet til mg U/kg lgv/dg.	Paternain et al. 1989
Rotter	35,3 mg/kg lgv/dg	40 mg/kg lgv/dg	28 dg		♂♂, NOAEL og LOAEL, mg U/kg lgv/dg. Oralt.	Gilman et al 1988a citeret i Nielsen et al. 2008
Rotter	<40 mg/kg lgv/dg	40 mg/kg lgv/dg	28 dg		♀♀, NOAEL og LOAEL, mg U/kg lgv/dg. Oralt.	Gilman et al 1988a citeret i Nielsen et al. 2008

Rotter	0,42 mg/kg lgv/dg		91 dg	♀♀, NOAEL, mg U/kg lgv/dg. Oralt. Hormonforstyr.	Gilman et al 1988a citeret i Nielsen et al. 2008
Rotter		0,09 mg/kg lgv/dg	91 dg	♀♀, LOAEL, mg U/kg lgv/dg. Oralt. Lever og nyreeffekter	Gilman et al 1988a citeret i Nielsen et al. 2008
Rotter	<0,06 mg/kg lgv/dg	0,06 mg/kg lgv/dg	91 dg	♂♂, NOAEL og LOAEL, mg U/kg lgv/dg. Oralt. Hormonforstyr.	Gilman et al 1988a citeret i Nielsen et al. 2008
Kaniner	28,7 mg/kg lgv/dg		91 dg	♂♂, NOAEL, mg U/kg lgv/dg. Oralt. Div. Effekttyper ekskl. Nyreskader	Gilman et al 1988b citeret i Nielsen et al. 2008
Kaniner		0,05 mg/kg lgv/dg	91 dg	♂♂, LOAEL, mg U/kg lgv/dg. Oralt. Nyreskader	Gilman et al 1988b citeret i Nielsen et al. 2008
Kaniner	43 mg/kg lgv/dg		91 dg	♀♀, NOAEL og LOAEL, mg U/kg lgv/dg. Oralt. Div effekttyper ekskl. Nyreskader	Gilman et al 1988b citeret i Nielsen et al. 2008
Kaniner		0,49 mg/kg lgv/dg	91 dg	♀♀, NOAEL og LOAEL, mg U/kg lgv/dg. Oralt. Nyreskader	Gilman et al 1988b citeret i Nielsen et al. 2008
Kaniner		1,36 mg/kg lgv/dg	91 dg	♂♂, NOAEL og LOAEL, mg U/kg lgv/dg. Oralt. Nyre- og leverskader	Gilman et al 1988c citeret i Nielsen et al. 2008
Kaniner	41 mg/kg lgv/dg		91 dg	♂♂, NOAEL og LOAEL, mg U/kg lgv/dg. Oralt. Div. Effekttyper ekskl. nyre- og leverskader	Gilman et al 1988c citeret i Nielsen et al. 2008
Kaniner		0,93 mg/kg lgv/dg	91 dg	♂♂, NOAEL og LOAEL, mg U/kg lgv/dg. Oralt. Div. Nyreskader	McDonald-Taylor et al. citeret i Nielsen et al. 2008



Kaniner, rotter og mus

Reproduktionsskader: Alle NOAEL og  
LOAEL værdierne højere end for  
nyreskader.

Nielsen et al. 2008

Mennesker

TDI = 0,17 µg/kg lgv/dag

Nielsen et al. 2008

