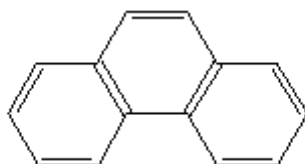




# Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet

## Phenanthren CAS nr. 85-01-8



Vandkvalitetskriterium	VKK <sub>ferskvand</sub>	0,94 µg/l
Vandkvalitetskriterium	VKK <sub>saltvand</sub>	0,94 µg/l
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK <sub>ferskvand</sub>	6,26 µg/l
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK <sub>saltvand</sub>	6,26 µg/l
Sedimentkvalitetskriterium	SKK <sub>ferskvand</sub>	0,39 mg/kg tørstof, 5% OC 7,8 mg/kg tørstof x f <sub>OC</sub>
Sedimentkvalitetskriterium	SKK <sub>saltvand</sub>	0,39 mg/kg tørstof, 5% OC 7,8 mg/kg tørstof x f <sub>OC</sub>
Biota-kvalitetskriterium, sekundær forgiftning	BKK <sub>sek.forgiftn.</sub>	2,4 mg/kg vådvægt (musling)
Biota-kvalitetskriterium, human konsum	HKK	4,9 mg/kg fiskeriprodukt, vådvægt

# Indhold

<b>FORORD</b>	<b>3</b>
<b>ENGLISH SUMMARY AND CONCLUSIONS</b>	<b>4</b>
<b>1 INDLEDNING</b>	<b>8</b>
<b>2 FYSISK KEMISKE EGENSKABER</b>	<b>9</b>
<b>3 SKÆBNE I MILJØET</b>	<b>10</b>
3.1 NEDBRYDELIGHED	10
3.2 BIOAKKUMULERING	11
3.3 NATURLIG FOREKOMST	13
<b>4 TOKSICITETSDATA</b>	<b>14</b>
4.1 TOKSICITET OVER FOR VANDLEVENDE ORGANISMER	14
4.2 TOKSICITET OVER FOR SEDIMENTLEVENDE ORGANISMER	15
4.3 TOKSICITET OVER FOR PATTEDYR OG FUGLE	16
4.4 GIFTIGHED OVER FOR MENNESKER	17
<b>5 ANDRE EFFEKTER</b>	<b>18</b>
<b>6 UDLEDNING AF VANDKVALITETSKRITERIUM</b>	<b>19</b>
6.1 VANDKVALITETSKRITERIUM (VKK)	19
6.2 KORTTIDSVANDKVALITETSKRITERIUM (KVKK)	21
6.3 KVALITETSKRITERIUM FOR SEDIMENT (SKK)	22
6.4 KVALITETSKRITERIUM FOR BIOTA, SEKUNDÆR FORGIFTNING (BKK <sub>SEK.FORGIFTN.</sub> )	22
6.5 KVALITETSKRITERIUM FOR HUMANKONSUM AF VANDLEVENDE ORGANISMER (HKK)	23
6.6 VANDKVALITETSKRITERIUM BASERET PÅ BKK <sub>SEK.FORGIFTN.</sub> OG HKK	23
<b>7 KONKLUSION</b>	<b>25</b>
<b>8 REFERENCER</b>	<b>26</b>

Bilag A: Test data for phenanthren

Bilag B: SSD-analyse til bestemmelse af VKK og KVKK

Bilag C: Sammenligning af PAH'er til bestemmelse af BKK<sub>sek.forgiftn.</sub>

# 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).

Dette datablad er oprindeligt udarbejdet i 2008, men er opdateret i 2022 og, hvis data var tilgængelig, udvidet med kriterier for sediment, biota og human konsum af fiskeprodukter.

Den sidste litteratursøgning i forbindelse med udarbejdelse af nærværende datablad er foretaget i januar 2022.

# English summary and conclusions

Phenanthrene belongs to the group of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). The substance occurs i.e. as a constituent in UVCB<sup>1</sup>. Phenanthrene is derived from coal and petroleum (FR-MSCA, 2018).

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

## AA-EQS for water

Relevant ecotoxicity data are presented in EU's RAR for Coal-Tar Pitch (ECB, 2008) and in RIVMs report with environmental risk limits for PAHs (Verbruggen, 2012). Several studies are presented in both reports, but only Verbruggen (2012) has given each study a Klimisch score. In the present dossier, only data with a Klimisch score of 1 or 2 given by Verbruggen (2012) or by the Danish EPA is used in the assessment. The complete dataset is listed in appendix A.

Chronic effect values are available for nine freshwater species (*Pseudokirchneriella subcapitata*, *Scenedesmus vacuolatus*, *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna*, *Daphnia pulex*, *Hyalella azteca*, *Brachydanio rerio*, *Oncorhynchus mykiss* and *Oryzias latipes*), representing four taxonomic groups, when distinguishing between the different classes of crustaceans: algae (green algae), crustaceans (branchiopoda and amphipoda) and fish. Further, chronic effect values are available for five marine species (*Acartia tonsa*, *Arbacia punctulata*, *Paracentrotus lyvidus*, *Mytilus galloprovincialis* and *Ciona intestinalis*), representing four taxonomic groups: crustacean, echinodermata, bivalvia and tunicate.

There is no statistically significant difference between the effect values for freshwater and saltwater, Mann-Whitney U-test:  $U_1 = 8$ ,  $U_2 = 37$ ;  $0.1 > P > 0.05$ , which means that the datasets can be combined. The combined dataset consists of 14 species representing eight taxonomic groups. According to TGD27 (EU, 2018) the requirement for a Species Sensitivity Distribution (SSD) is fulfilled. The AA-EQS is determined based on the probabilistic approach (SSD).

Appendix A covers the ecotoxicity data, effect values marked with bold were applied in the SSD. The SSD was performed using ETX v. 2.3 from 2020 developed by RIVM. The HC<sub>5</sub> resulted in 4.7 µg/l with a lower and upper 90% confidence limit of 1.4 µg/l and 9.9 µg/l. The standard deviation for log<sub>10</sub> transformed data was 0.6. All three "goodness of fit" tests (Anderson-Darling, Kolmogorov-Smirnov and Cramer von Mises) accepted a log<sub>normal</sub> distribution of the data.

According to TGD27 (EU, 2018) an assessment factor of 5 is used as a default for determination of AA-EQS<sub>freshwater</sub>. Based on the available amount of species and taxonomic groups and a standard deviation >0.5, an assessment factor of 5 seems appropriate.

Since the dataset covers two additional marine taxonomic groups (echinodermata and tunicate), no additional assessment factor is applied for the determination of AA-EQS<sub>saltwater</sub>, resulting in the following AA-EQS for both freshwater and saltwater:

---

<sup>1</sup> Substances of Unknown or Variable composition, Complex reaction products or Biological materials

$$\text{AA-EQS}_{\text{freshwater}} = \text{AA-EQS}_{\text{saltwater}} = 4.7 \mu\text{g/l} / 5 = 0.94 \mu\text{g/l}$$

### MAC-EQS for water

Acute effect values are available for 11 freshwater species (*Pseudokirchneriella subcapitata*, *Scenedesmus vacuolatus*, *Nitzschia palea*, *Anabaena flos-aqua*, *Daphnia magna*, *Daphnia pulex*, *Diporeia spp.*, *Gammarus minus*, *Chironomus tentans*, *Chironomus riparius* and *Oncorhynchus mykiss*), representing seven taxonomic groups, when distinguishing between the different groups of algae and classes of crustaceans; algae (green algae and diatom), cyanobacteria, crustacean (branchiopoda and amphipoda), insect and fish. Further, acute effect values are available for eight marine species (*Vibrio phosphoreum*, *Vibrio fischeri*, *Neanthes araenaceodontata*, *Mytilus edulis*, *Artemia salina*, *Acartia tonsa*, *Oithona davisae* og *Palaemonetes pugio*), representing seven taxonomic groups, when distinguishing between the different classes of crustaceans: bacteria, annelida, bivalvia and crustacean (branchiopoda, amphipoda, copepod and decapoda).

There is no statistic significant difference between the effect values for freshwater and saltwater, Mann-Whitney U-test:  $U_1 = 36$ ,  $U_2 = 26$ ,  $P > 0.2$ , which means that the datasets can be combined. The combined dataset consist of 19 species representing 12 taxonomic groups. The base set is fulfilled and as for the chronic dataset, fish seems to be the most sensitive group. According to TGD27 (EU, 2018) the requirement for a Species Sensitivity Distribution (SSD) is fulfilled. The MAC-EQS is determined based on the probabilistic approach (SSD).

Appendix A covers the ecotoxicity data, effect values marked with bold was applied in the SSD. The SSD was performed using ETX v. 2.3 from 2020 developed by RIVM. The HC<sub>5</sub> resulted in 50.1  $\mu\text{g/l}$  with a lower and upper 90% confidence limit of 23.1  $\mu\text{g/l}$  and 84.7  $\mu\text{g/l}$ . The standard deviation for log<sub>10</sub> transformed data was 0.45. "Goodness of fit" test Anderson-Darling and Cramer von Mises accepted a log<sub>normal</sub> distribution of the data at all significant levels except at 0.1, where Kolmogorov-Smirnov accepted a log<sub>normal</sub> distribution of the data at all significant levels.

According to TGD27 (EU, 2018) an assessment factor of 10 is used as a default for determination of MAC-EQS<sub>freshwater</sub>, but can be lowered if e.g. the interspecies variations are low (standard deviation of the log<sub>10</sub> transformed L(E)C<sub>50</sub> values is  $> 0.5$ ). The available amount of species, taxonomic groups and a SD  $< 0.5$ , argue for lowering the assessment factor to 8. Since the dataset contains two additional marine taxonomic groups (annelid and mollusc), no additional assessment factor is applied for the determination of MAC-EQS<sub>saltwater</sub>, resulting in the following MAC-EQs for both freshwater and saltwater:

$$\text{MAC-EQS}_{\text{freshwater}} = \text{MAC-EQS}_{\text{saltwater}} = 50.1 \mu\text{g/l} / 8 = 6.26 \mu\text{g/l}$$

### QS for sediment

Phenanthrene has a log K<sub>ow</sub> of 4.57 and hereby fulfils the criteria for determine a QS for sediment according to TGD27 (EU, 2018).

Relevant data for chronic effects of phenanthrene on sediment-dwelling organisms are available, which comprise useful endpoints (EC<sub>10</sub> or NOEC values) for six species from four taxonomic groups, when distinguishing between the different classes of crustaceans; crustaceans (amphipod and copepod), insect and annelid worms. Both freshwater and marine species are represented. The most sensitive species is the marine crustacean *Schizopera knabeni* for which the EC<sub>10</sub>

(reproduction, 14 days) was 7.8 mg/kg<sub>dw</sub>, 10% OC (recalculated by Verbruggen (2012) from originally reported result of 2.0 mg/kg<sub>dw</sub>, 2.6% OC). This corresponds to 3.9 mg/kg<sub>dw</sub>, 5% OC (EU std. sediment).

According to TGD27 (EU, 2018) and assessment factor of 10 should be applied for determining both a QS sediment for freshwater and saltwater.

$$QS_{\text{sediment, freshwater}} = QS_{\text{sediment, saltwater}} = 3.9 \text{ mg/kg dw (5\% OC)} / 10 = \mathbf{0.39 \text{ mg/kg dw (5\% OC)}}$$
$$0.39 \text{ mg/kg dw} / 0.05 = 7.8 \text{ mg/kg dw} \times f_{oc}$$

### QS for secondary poisoning

Phenanthrene has a log K<sub>ow</sub> of 4.57 and BCF values > 100 and hereby fulfils criteria for determine a QS for secondary poisoning according to TGD27 (EU, 2018).

Relevant data for effects of phenanthrene on birds and mammals are not available, which the EU RAR (2008) also concluded. The report on Environmental risk limits for phenanthrene by Verbruggen and Herwijnen (2011) compare derived QS values for secondary poisoning based on toxicity data for naphthalen and fluoranthen. For naphthalen a value of 11 mg/kg<sub>food</sub> was applied as the QS value. EU EQS dossiers exist for both naphthalene, anthracene and fluoranthene with tentative QS values for secondary poisoning of 12.266 mg/kg wet weight (ww), 92.222 mg/kg ww and 11.522 mg/kg ww, respectively. Based on the dose, body weight and food item (bivalves), these QS values can be converted according to the new methodology described in TGD27 (EU, 2018), resulting in 2.6 mg/kg ww (naphthalene), 19.6 mg/kg ww (anthracene) and 2.4 mg/kg ww (fluoranthene) (see annex C for calculations).

Based on chemical structure, physical and chemical properties, the toxicity of phenanthrene is expected to be within the above described range by the QS values and that the QS values for naphthalene and fluoranthene will protect against secondary poisoning. Thus, the QS for secondary poisoning will be **2.4 mg/kg ww bivalves**.

### QS for human health

Phenanthrene has no harmonized classification, but a self-classification of Acute Tox. 4; H302 (harmful if swallowed). Phenanthrene has a high potential of bioaccumulation, with BCF values way above 100. Therefore, a determination of QS<sub>human health</sub> seems reasonable.

No ADI, RfD etc. was found for phenanthrene, except for a TDI value of 0.040 mg/kg bw/day determined by RIVM (Verbruggen & van Herwijnen, 2011). This TDI value was applied for the determination of a QS for human health, using section 4.5.3 in the TGD27 (EU, 2018):

$$QS_{\text{human health}} = (0.2 * TL_{hh}) / 0,00163 = (0.2 * 40 \mu\text{g/kg bw/day}) / 0,00163 \text{ kg}$$

$$QS_{\text{human health}} = \mathbf{4908 \mu\text{g/kg} \approx 4.9 \text{ mg/kg fish product, wet weight}}$$

### QS<sub>water</sub> based on QS<sub>sec.pois.</sub> and QS<sub>human health</sub>

The corresponding concentration in water for QS<sub>sec.pois.</sub> was calculated based on BCF values for molluscs (1260 l/kg):

$$QS_{\text{sec. pois., water, bivalves}} = \mathbf{2.4 \text{ mg/kg wet weight} / 1260 \text{ l/kg} = 0.0019 \text{ mg/l} \approx 1.9 \mu\text{g/l}}$$

The concentration of phenanthrene covers both fresh- and saltwater, since phenanthrene is not expected to biomagnify through the food chain.

The corresponding concentration in water for  $QS_{\text{human health}}$  was calculated based on BCF value for fish (1750 l/kg), as it is considered that most people probably cover their consumption of fishery products solely by consuming fish instead of molluscs, a QS for human health based on fish is deemed most relevant:

$$QS_{\text{human health, water}} = 4908 \mu\text{g/kg fish product, wet weight} / 1750 \text{ l/kg} = 2.8 \mu\text{g/l}$$

The AA-EQS of 0.94  $\mu\text{g/l}$  for fresh- and saltwater is lower than the above  $QS_{\text{sec. pois., water}}$  and  $QS_{\text{human health, water}}$ , which suggests that the water criteria does protect biota.

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

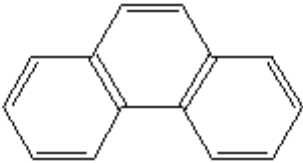
AA-EQS <sub>freshwater</sub>	= 0.94 $\mu\text{g/l}$
AA-EQS <sub>saltwater</sub>	= 0.94 $\mu\text{g/l}$
MAC-EQS <sub>freshwater</sub>	= 6.36 $\mu\text{g/l}$
MAC-EQS <sub>saltwater</sub>	= 6.36 $\mu\text{g/l}$
$QS_{\text{sediment, freshwater}}$	= 0.39 mg/kg dw (5% OC) 7.8 mg/kg dw x $f_{oc}$
$QS_{\text{sediment, saltwater}}$	= 0.39 mg/kg dw (5% OC) 7.8 mg/kg dw x $f_{oc}$
$QS_{\text{sec.pois.}}$	= 2.4 mg/kg ww (bivalves)
$QS_{\text{human health}}$	= 4.9 mg/kg fish product ww

# 1 Indledning

Phenanthren tilhører stofgruppen af polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH). Stoffet har ingen kendte anvendelser af betydning og produceres derfor ikke kommercielt, men forekommer bl.a. som en bestanddel i UVCB<sup>2</sup> afledt af kul og olie. Phenanthren (o.a. PAH) dannes også utilsigtet ved ufuldstændig forbrænding af organisk materiale såsom træ og andet plantemateriale, kul, olie mv. (FR-MSCA, 2018).

Oplysninger om identiteten af phenanthren fremgår af tabel 1.1.

Tabel 1.1. Identitet og struktur af phenanthren (FR-MSCA, 2018).  
Klassificeringerne stammer fra CLP-forordningen (EF 1272/2008).

IUPAC navn	Phenanthrene
Strukturformel	
CAS nr.	85-01-8
EINECS nr.	-
Kemisk formel	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>
SMILES	C12ccccc1c3ccccc3cc2 (Verbruggen og van Herwijnen, 2011)
Harmoniseret klassificering	Ingen
Selvklassificering	Acute Tox. 4; H302 (skadelig ved indtagelse) Aquatic Acute 1; H400 (meget giftig for vandlevende organismer) Aquatic Chronic 1; H410 (meget giftig for vandlevende organismer med langvarige virkninger)

Phenanthren er opført på "Kandidatlisten" under REACH, da det er et særligt problematisk stof (SVHC<sup>3</sup>) grundet dets "meget persistente og meget bioakkumulerende" egenskaber (vPvB) (ECHA, 2018a).

<sup>2</sup> "Substance of Unknown or Variable composition, Complex reaction products or Biological Materials".

<sup>3</sup> "Substance of Very High Concern"



## 2 Fysisk kemiske egenskaber

De fysisk kemiske egenskaber for phenanthren fremgår af tabel 2.1.

Tabel 2.1. Fysisk-kemiske egenskaber for phenanthren (The Netherlands, 2008).

Parameter	Værdi
Molekylvægt, $M_w$ ( $\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$ )	178,2
Smeltepunkt, $T_m$ ( $^{\circ}\text{C}$ )	100,5
Kogepunkt, $T_b$ ( $^{\circ}\text{C}$ )	340
Damptryk, $P_v$ (Pa)	$2,6 \times 10^{-2}$ <sup>1</sup>
Henry's konstant, $H$ ( $\text{Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$ )	3,7 <sup>1</sup>
Vandopløselighed, $S_w$ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	0,95 <sup>2</sup>
Dissociationskonstant, $\text{pK}_a$	
Octanol/vand fordelingskoefficient, $\log K_{ow}$	4,57 <sup>1</sup>
Sediment/vand fordelingskoefficient, normaliseret til organisk karbon, $\log K_{oc}$ ( $\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	4,36

<sup>1</sup> ved 25 °C

<sup>2</sup> ved 24 °C

## 3 Skæbne i miljøet

SVHC-støttedokumentet for klassificering af phenanthren som SVHC pga. vPvB egenskaber (ECHA, 2018b.) inkluderer en nyere gennemgang af tilgængelige data og relevante dokumenter, bl.a. SVHC-støttedokumentet for 'Coal-Tar Pitch, High Temperature' (CTPHT), EU's risikovurderingsrapport for CTPHT<sup>4</sup> (ECB, 2008) og Annex XV Transitional Dossier for CTPHT (ECHA, 2018b).

Phenanthren er klassificeret under REACH ((EC) 1907/2006) som et SVHC på grund af dets høje persistens og meget bioakkumulerende egenskaber (vPvB) (ECHA, 2018a).

### 3.1 Nedbrydelighed

Generelt bidrager hydrolyse ikke til nedbrydning af PAH i miljøet, grundet disse stoffers kemiske stabilitet, og dette vurderes også at gælde for phenanthren. PAH kan nedbrydes abiotisk ved fotolyse og processen beskrives nærmere i SVHC-støttedokumentet (ECHA, 2018b) med EU RAR (ECB, 2008) som oprindelig kilde. Overordnet vurderes fotolyse af phenanthren ikke at være en vigtig kilde til nedbrydning af stoffet i vand, da fotolyse kun forventes at forekomme i betydende omfang i de øverste lag af vandkolonnen (ECHA, 2018b). En vigtig note vedrørende fotolyse er, at denne type reaktion, i varierende grad, kan medføre en højere toksicitet af PAH-stoffer, da fotolyse kan resultere i dannelse af meget reaktive oxygen-molekyler (såkaldt singlet oxygen;  $^1O_2$ ), som kan være skadelige for biologisk materiale, og/eller danne nye mere giftige komponenter ved fotomodifikation (ofte oxidation) (ECHA, 2009).

Hvorvidt der kan forekomme aerob bionedbrydning af PAH afhænger af antallet af aromatiske ringe i det enkelte stof. PAH med fire ringe eller mindre siges at kunne bionedbrydes aerobt, hvorimod en aerob bionedbrydning af PAH med flere end fire aromatiske ringe foregår meget langsomt. Phenanthren, der kun har tre aromatiske ringe, forventes derfor at kunne bionedbrydes under aerobe forhold i miljøet, men da stoffet har en lav vandopløselighed og en høj tendens til at binde sig stærkt til organisk materiale<sup>5</sup> er tilgængeligheden af stoffet en begrænsende faktor for bionedbrydning.

Beregnet halveringstid for phenanthren i vand angives at være 12-42 dage og længere end 420-1250 dage i sediment (ECHA, 2018b).

---

<sup>4</sup> EU's endelige risikovurderingsrapport er inkluderet i 'Annex XV Transitional Report. Documentation of the work done under the Existing Substance Regulation (EEC) No 793/93 and submitted to the European Chemicals Agency according to Article 136(3) of Regulation (EC) No 1907/2006. 2009. Tilgængt via: [https://echa.europa.eu/da/information-on-chemicals/transitional-measures/annex-xv-transitional-reports?diss=true&search\\_criteria\\_ecnumber=266-028-2&search\\_criteria\\_casnumber=65996-93-2&search\\_criteria\\_name=Pitch%2C+coal+tar%2C+high-temp.](https://echa.europa.eu/da/information-on-chemicals/transitional-measures/annex-xv-transitional-reports?diss=true&search_criteria_ecnumber=266-028-2&search_criteria_casnumber=65996-93-2&search_criteria_name=Pitch%2C+coal+tar%2C+high-temp.)

<sup>5</sup> For PAH er der et lineært forhold mellem  $K_{ow}$  og  $K_{oc}$  i jord og sediment, og PAH med  $\log K_{ow}$ -værdier på 4,6-6,6 har derfor også et højt potentiale til at binde sig til jord og sediment. Da phenanthren har en  $\log K_{ow}$  værdi på 4,57 vurderes stoffet at have et højt adsorptionspotentiale til partikler og organisk materiale i miljøet (ECHA, 2017).

### 3.2 Bioakkumulering

Overordnet beskriver EU's risikovurdering af 'Coal-Tar Pitch, High Temperature' (ECB, 2008), at der er mange indikationer på, at biomagnifikation af PAH ikke forekommer i hverken akvatiske eller terrestriske organismer (ECB, 2008). Der er oftest tale om 'biominifikation', dvs, at koncentrationen af PAH bliver lavere i akvatiske organismer jo højere det trofiske niveau er. Dette skyldes organismernes forskellige evne til at metabolisere og derved biotransformere PAH.

Metaboliseringen af phenanthren kan ligesom andre PAH (f.eks. benz(a)pyren) ske via cytochrom P450-systemet i vertebrater. Det fremgår af SVHC-støttedokumentet, at metaboliseringen også kan forekomme ved andre mekanismer end via cytochrom P450 enzymer, og det nævnes, at bløddyr måske har evnen til at metabolisere PAH i nogen grad (ECHA, 2018b).

Det Nationale Institut for befolknings sundhed og miljø i Holland (RIVM) publicerede i 2011 (Verbruggen & van Herwijnen, 2011) en rapport vedrørende miljøkvalitetskriterier for phenanthren som også fremhæves og omtales i SVHC-støttedokumentet (ECHA, 2018b). Bilag I i RIVM rapporten inkluderer detaljerede tabeller med tilgængelige værdier for biokoncentrationsfaktorer (BCF) og biomagnifikationsfaktor (BMF) for phenanthren. **Fejl! Henvissningskilde ikke fundet.** nedenfor er fra samme rapport, og giver et overblik over pålidelige<sup>6</sup> anvendelige bioakkumuleringsdata for phenanthren. Ligeledes angives der i tabel 3.2 pålidelige bioakkumuleringsfaktorer (BAF) for phenanthren.

---

<sup>6</sup> Tildelt en troværdighedsscore på 1 eller 2 jf. Klimisch et al., 1997

Tabel 3.1. Overblik af biokoncentreringsfaktorer (BCF) og biomagnificeringsfaktor (BMF) for phenanthren, fra tabel 4 i Verbruggen & van Herwijnen (2011).

Parameter	Value (L/kg)	Remark
BCF (fish)	1750	Geometric mean of most reliable BCF value for <i>Cyprinodon variegatus</i> (1149) and <i>Pimephales promelas</i> , all data normalized to 5% lipid. Species geometric mean for <i>Pimephales promelas</i> was first calculated from five values.
BCF (molluscs)	1260	Geometric mean of the BCF values for <i>Mya arenaria</i> and <i>Mytilus edulis</i> . These BCFs could not be normalized to 5% lipid
BCF (crustaceans – human consumption)	210	BCF for <i>Crangon septemspinosa</i> , this is the only BCF for a crustacean suitable for human consumption
BCF (crustaceans)	648	Geometric mean of BCF values for all crustacean species. Species geometric mean was calculated first for <i>Diporeia</i> sp. Only one of the BCF values could be normalized to 5% lipid
BCF (insects)	1340	Geometric mean of all BCF values for <i>Hexagenia limbata</i> normalized to 5% lipid
BCF (worms)	1616	Geometric mean of the BCF values for <i>Stylodrilus heringianus</i> and <i>Nereis virens</i> . These BCFs could not be normalized to 5% lipid
BCF (plants)	30	Geometric mean of all BCF values for <i>Lemna gibba</i> not normalized to 5% lipid
BMF	1	Biomagnification has not been observed (Nfon et al., 2008, Wan et al., 2007, Takeuchi et al., 2009) <sup>1</sup>

<sup>1</sup> In a study into foodweb distribution of PAHs (Vives et al., 2005), a biomagnification factor of 1.5 kg.kg<sup>-1</sup> is reported. This value was based on phenanthrene concentrations in the fish diet and a fat normalized concentration in the fish liver. Since the phenanthrene concentration in the fish liver is in general higher than in the whole fish, this reported value supports the use of a BMF of 1.

Tabel 3.2. Felt baserede bioakkumuleringsfaktorer (BAF) for phenanthren, aflæst og beregnet ud fra data i appendix 1 i Verbruggen & van Herwijnen (2011).

Art	BAF-værdi (L/kg)	Bemærkning
Musling	2656	Geometrisk gennemsnit af mest troværdige BAF-værdier for muslinger, normaliseret til 5% lipid
Krebsdyr	793	BAF for <i>Hemigrapsus penicillatus</i> , dette er den eneste troværdige BAF for krebsdyr. Normaliseret til 5% lipid.
Fisk	1043	BAF for <i>Acanthogobius flavimanus</i> , dette er den eneste troværdige BAF for fisk. Normaliseret til 5% lipid.

Verbruggen & van Herwijnen (2011) konkluderer, at BAF-værdierne afledt fra feltprøver indikerer, at BCF-værdierne afledt af laboratorieforsøg er sammenlignelige med bioakkumuleringen i felten. Da der oftest ses en lav fedtprocent i organismer i felten, har Verbruggen & van Herwijnen (2011) taget denne usikkerhed i betragtning ved at normaliserer BCF-værdierne til 5% lipidindhold.

SVHC-støttedokumentet rapporterer nyere studier for fisk med BCF-værdier mellem 76 L/kg (japansk skrubbe) og 1954 L/kg (bundlevende fisk). SVHC-støttedokumentet beskriver, at de nyere studier for fisk, som ikke er inkluderet i Verbruggen & van Herwijnen (2011), ikke svækker tidligere publicerede data. Hertil nævner støttedokumentet at BCF for fisk ligger mellem 2.229-6.118 L/kg, for krebsdyr mellem 5.513-28.145 L/kg, for copepoder mellem 5.252-71.077 L/kg og for orme mellem 5.222 L/kg, hvilket er tilsvarende de BCF-værdier, som er anvendt i beregningen af de geometriske gennemsnit af Verbruggen & van Herwijnen (2011), og dermed vurderes phenanthren at opfylde B og vB kriterierne (ECHA, 2018b).

### 3.3 Naturlig forekomst

Phenanthren forekommer naturligt i miljøet, da det dannes ved ufuldstændig forbrænding af organisk materiale og derfor frigives til miljøet ved f.eks. skovbrande. I EU's RAR nævnes vulkansk aktivitet også som en naturlig kilde til PAH i miljøet (ECB, 2008).

# 4 Toksicitetsdata

## 4.1 Toksicitet over for vandlevende organismer

Der foreligger en del data om phenanthrens toksicitet over for vandlevende organismer. Langt de fleste er opsummeret og vurderet i EU's RAR for Coal-Tar Pitch (ECB, 2008) og/eller i RIVM's fastlæggelse af miljørisikoniveauer for PAH'er (Verbruggen, 2012). Al data er præsenteret i bilag A.

Der er i forbindelse med opdateringen af dette datablad foretaget søgninger efter eventuelle nyere data om økotoksikologiske effekter af phenanthren i vandmiljøet, dels hos ECHA og i US EPA's ECOTOX database og endelig ved en supplerende bibliografisk søgning med Google Scholar. Der er identificeret to studier af relevans for fastsættelse af VKK/KVKK, som ikke allerede fremgår af EU's RAR (ECB, 2008) og af Verbruggen (2012). Studierne er angivet i bilag A med tilhørende troværdighedsscore.

I RIVM's review (Verbruggen, 2012) er der nævnt et studie med en EC<sub>10</sub> på 29 µg/L for den marine musling *Mytilus galloprovincialis*, hvor der blev observeret hæmning af larvernes udvikling. Studiet har en varighed på 48 timer, men betragtes som et kronisk studie.

Der er dermed fundet kroniske effektkoncentrationer for ni ferskvandsarter (*Pseudokirchneriella subcapitata*, *Scenedesmus vacuolatus*, *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna*, *Daphnia pulex*, *Hyalella azteca*, *Brachydanio rerio*, *Oncorhynchus mykiss* og *Oryxias latipes*), der repræsenterer fire taksonomiske grupper, når der skelnes mellem forskellige klasser af krebsdyr: alge (*grønalge*), krebsdyr (*branchiopoda* og *amphipoda*) og fisk.

Ydermere findes der effektkoncentrationer for yderligere to fiskearter: *Danio rerio* og *Mecropterus salmoides*, som hhv. har angivet en "større end" værdi og en LC<sub>50</sub>-værdi. Førstnævnte anvendes derfor ikke direkte i udledningen af et vandkvalitetskriterium, men som supplerende data

Der er fundet kroniske effektkoncentrationer for fem saltvandsarter (*Acartia tonsa*, *Arbacia punctulata*, *Paracentratus lyvidus*, *Mytilus galloprovincialis* og *Ciona intestinalis*), der repræsenterer fire taksonomiske grupper: krebsdyr, pighuder, musling og sækdyr. Ydermere findes der effektkoncentrationer for tre fiskearter: *Clupea horengus*, *Gadus morhua* og *Scophthalmus maximus*, dog alle med effektkoncentrationer angivet som "større end" værdier, der kun indgår som supplerende information.

Der er også fundet akutte effektkoncentrationer, her for 11 ferskvandsarter (*Pseudokirchneriella subcapitata*, *Scenedesmus vacuolatus*, *Nitzschia palea*, *Anabaena flos-aqua*, *Daphnia magna*, *Daphnia pulex*, *Diporeia spp.*, *Gammarus minus*, *Chironomus tentans*, *Chironomus riparius* og *Oncorhynchus mykiss*), der repræsenterer syv taksonomiske grupper, når der skelnes imellem de forskellige grupper af alger og klasser af krebsdyr: alger (*grønalger* og *diatom*), cyanobakterie, krebsdyr (*branchiopoda* og *amphipoda*), insekt og fisk. Der er fundet effektkoncentration for yderligere en fisk, *Pimephales promelas*, hvor effektkoncentrationen er angivet som en "større end" værdi.

Dertil er der fundet akutte effektkoncentrationer for otte saltvandsarter (*Vibrio phosphoreum*, *Vibrio fischeri*, *Neanthes araneodentata*, *Mytilus edulis*, *Artemia salina*, *Acartia tonsa*, *Oithona davisae* og *Palaemonetes pugio*), der repræsenterer syv taksonomiske grupper, når der skelnes imellem de forskellige klasser af krebsdyr: bakterier, ledorme, musling, krebsdyr (*branchiopoda*, *amphipoda*, *copepoda* og *decapoda*).

#### 4.2 Toksicitet over for sedimentlevende organismer

EU's RAR fra 2008 omfatter ikke studier med sedimentlevende organismer, kun vandlevende organismer i ferskvand og saltvand. RIVM's omfattende review og vurdering af PAH (Verbruggen, 2012) indeholder derimod relevante data om kroniske effekter på sedimentlevende organismer, som opsummeres i tabel 4.1 og 4.2 herunder.

Ved den opfølgende datasøgning, som beskrevet ovenfor (afsnit 4.1), er der kun identificeret et yderligere studie med effekter på sedimentlevende organismer. Studiet af Stringer et al. (2013) undersøgte toxiciteten af phenanthren i spiket sediment på den New Zealandske harpacticoid copepod *Quinquelaophonte* sp.. Der blev beregnet en EC<sub>10</sub> på 0,0035 µg/g ved et organisk karbon (OC) indhold på 1,03 % for reproduktionsendpointet total afkom. Studiet bekræfter at copepoder udviser den største sensitivitet overfor phenanthren, som det også ses af tabel 4.2 for copepoden *Schizopera knabeni* (Lotufo, 1997). Studiet af Stringer et al. (2013) angiver en noget lavere EC<sub>10</sub>-værdi end angivet i tabel 4.1. og vil derfor være udslagsgivende. Dog grundet manglende oplysninger om bl.a. reproduktions responset fra kontrollen, manglende information omkring behandlingen af det anvendte naturlige sediment og hvorvidt sedimentet før spiking indeholdte koncentrationer af teststoffet eller af andre forurenende stoffer, vurderes studiet at være for usikkert at anvende som udslagsgivende og studiet gives derved en CRED-score 4 for validiteten (der mangler oplysninger, der er nødvendige for at foretage en vurdering af undersøgelsen).

Tabel 4.1. Giftighed af phenanthren over for sedimentlevende organismer i ferskvand jf. Verbruggen (2012). Endpoint-værdierne er angivet i tabel 42 og 128 i Verbruggen (2012), hvor værdierne er omregnet til et sediment med 10% OC, og i dette datablad genberegnet til et standardsediment med 5% OC (anført i parentes). Alle de nævnte studier er af Verbruggen givet scoren 2 for validitet.

Art	Testvarighed	OC indhold i sediment	Effekt	Værdi mg/kg tv, 10% OC (værdi ved 5% OC)	Reference i Verbruggen, 2012
<b>Ledorm</b> <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (ferskvand/saltvand)	10 dage	1,2%	EC <sub>10</sub> , Sediment egestion	92 (46)	Lotufo & Fleeger, 1996
<i>Lumbriculus variegatus</i>	28 dage	12-14%	EC <sub>10</sub> , Reproduktion	26 (13)	Paumen et al., 2008
<b>Krebsdyr</b> <i>Hyalella azteca</i>	14 dage	5,1%	EC <sub>10</sub> , Længde	167 <sup>1</sup> (83)	Lemy-Enrici et al., 2003
<b>Insekt</b> <i>Chironomus riparius</i>	28 dage	5,1%	EC <sub>10</sub> , Emergence/dødelighed	91 <sup>2</sup> (45)	Lemy-Enrici et al., 2003; Bleeker et al., 2003

<sup>1</sup> Geometrisk gennemsnit af EC<sub>10</sub>-værdier på hhv. 339, 113 og 122 mg/kg tørvægt ved 10% OC for det mest sensitive endpoint (længde).

<sup>2</sup> Geometrisk gennemsnit af E(L)C<sub>10</sub>-værdier på hhv. 79, 84 og 114 mg/kg tørvægt ved 10% OC for de mest sensitive endpoint (emergence/dødelighed).

Tabel 4.1. Giftighed af phenanthren over for sedimentlevende organismer i saltvand jf. Verbruggen (2012). Endpoint-værdierne er angivet i tabel 42 og 128 i Verbruggen (2012), hvor værdierne er omregnet til et sediment med 10% OC, og i dette datablad genberegnet til et standardsediment med 5% OC (anført i parentes). Alle de nævnte studier er af Verbruggen givet scoren 2 for validitet.

Art	Testvarighed	OC indhold i sediment	Effekt	Værdi mg/kg tv, 10% OC (værdi ved 5% OC)	Reference i Verbruggen, 2012
<b>Krebsdyr</b> <i>Rhepoxynius abronis</i>	10 dage	4,9%	LC <sub>10</sub> , Dødelighed	122 <sup>1</sup> (61)	Schwartz et al., 1997
<i>Schizopera knabeni</i>	14 dage	2,6%	EC <sub>10</sub> , Reproduktion	7,8 (3,9)	Lotufo, 1997

<sup>1</sup> Geometrisk gennemsnit af LC<sub>10</sub>-værdierne på hhv. 125 og 120 mg/kg tørvægt ved 10% OC for det mest sensitive endpoint (dødelighed).

Det mest følsomme endpoint for sedimentlevende organismer er således EC<sub>10</sub> på 7,8 mg/kg sediment tørvægt (10% OC) for saltvandsorganismen *Schizopera knabeni*. Værdien svarer til 3,9 mg/kg sediment tørvægt (5% OC).

### 4.3 Toksicitet over for pattedyr og fugle

EU's RAR konkluderer at der hverken ligger toksicitetsdata for fugle eller pattedyr, som er anvendelige til at kunne udlede et biotakriterie for phenanthren. I REACH registreringsdossieret for phenanthren angives et enkelt akut oralt toksicitetsstudie for mus med en effekt-koncentration på ca. 700 mg/kg lgv. Studiet eller effekt-koncentrationen er ikke nærmere beskrevet og studiet har ikke været muligt at tilgå, hvorved det ikke anvendes.

Det Nationale Institut for Befolkningssundhed og Miljø i Holland (RIVM) fandt ved deres søgning for data til bestemmelse af miljøkvalitetskriterier for phenanthren heller ingen anvendelige data for toksiciteten over for pattedyr og fugle (Verbruggen & van Herwijnen, 2011). RIVM ønskede at beregne den tilsvarende vandkoncentration af biotakriteriet for sekundær forgiftning af phenanthren, og da ingen data var tilgængelig, blev der skelet til data anvendt til bestemmelse af TDI for phenanthren. TDI blev bestemt på baggrund af et 90 dages rottestudie med administration af naphthalen, fluorene, anthracene, fluoranthren og pyren, hvor den laveste NOEL på 50 mg/kg lgv/dag blev observeret for naphthalen. Til beregning af biotakriteriet blev der anvendt en konverteringsfaktor på 20 og en usikkerhedsfaktor på 90, grundet studiets varighed, hvilket resulterede i PNEC<sub>oral</sub> på 11 mg/kg føde. Dertil beregnede RIVM også et biotakriterie på baggrund af et studie med mus, som gav en NOEC-værdi på 250 mg/kg lgv/dag for fluoranthren. Her blev der anvendt en konverteringsfaktor på 8,3 og en usikkerhedsfaktor på 90, hvilket resulterede i PNEC<sub>oral</sub> 23 mg/kg føde. Den mere restriktive værdi på 11 mg/kg føde for naphthalen blev anvendt i beregningerne for phenanthren (Verbruggen & van Herwijnen, 2011).



Ved datasøgningen i 2022 blev der ikke identificeret noget data for pattedyr eller fugle til at kunne udlede et biotakriterie for phenanthren. Der foreligger EU-fastsatte biotakriterier for sekundær forgiftning for en række PAH'er (naphthalen, anthracen og fluoranthren), som kan være relevante at holde phenanthren op imod, idet stoffet til en vis grad kan relateres til disse ud fra strukturelle ligheder og fysisk kemiske egenskaber (bilag C). Phenanthren afviger bl.a. fra naphthalen ift. at stoffet ikke vurderes at have kræftfremkaldende effekter. Sammenligning ift. bestemmelse af biotakriteriet er beskrevet i afsnit 6.4.

#### 4.4 Giftighed over for mennesker

Ifølge CLP-forordningen er phenanthren ikke klassificeret som farlig for mennesker. Phenanthren har ikke nogen harmoniseret klassificering, som farlig for mennesker, ifølge CLP-forordningen (Nr. 1272/2008). Stoffet har dog en selvklassificering Acute Tox. 4; H302 (skadelig ved indtagelse). RIVM har på baggrund af deres vurdering konkluderet at phenanthren muligvis er kræftfremkaldende, men med et ekstremt lavt potentiale og har på denne baggrund anvendt en human toksikologisk værdi for det Tolerable Daglige Indtag (TDI) på 0,040 mg/kg lgv/dag (Verbruggen & van Herwijnen, 2011) til beregning af en grænseværdi.

## 5 Andre effekter

Det vurderes, at phenanthren ikke har andre relevante effekter.

## 6 Udledning af vandkvalitetskriterium

Vandkvalitetskriterierne er fastsat i overensstemmelse med EU's Technical Guidance Document for Deriving Environmental Quality Standards, nr. 27 (EU, 2018).

EU's RAR (ECB, 2008) og Verbruggen (2012) nævner en stor del af de samme toksicitetsstudier i deres udledning af et vandkvalitetskriterium for phenanthren. Det er dog kun i Verbruggen (2012) at der angives Klimisch troværdighedsscorer. I udledningen af et dansk vandkvalitetskriterium er det kun studier med en Klimisch troværdighedsscore på 1 eller 2, som anvendes.

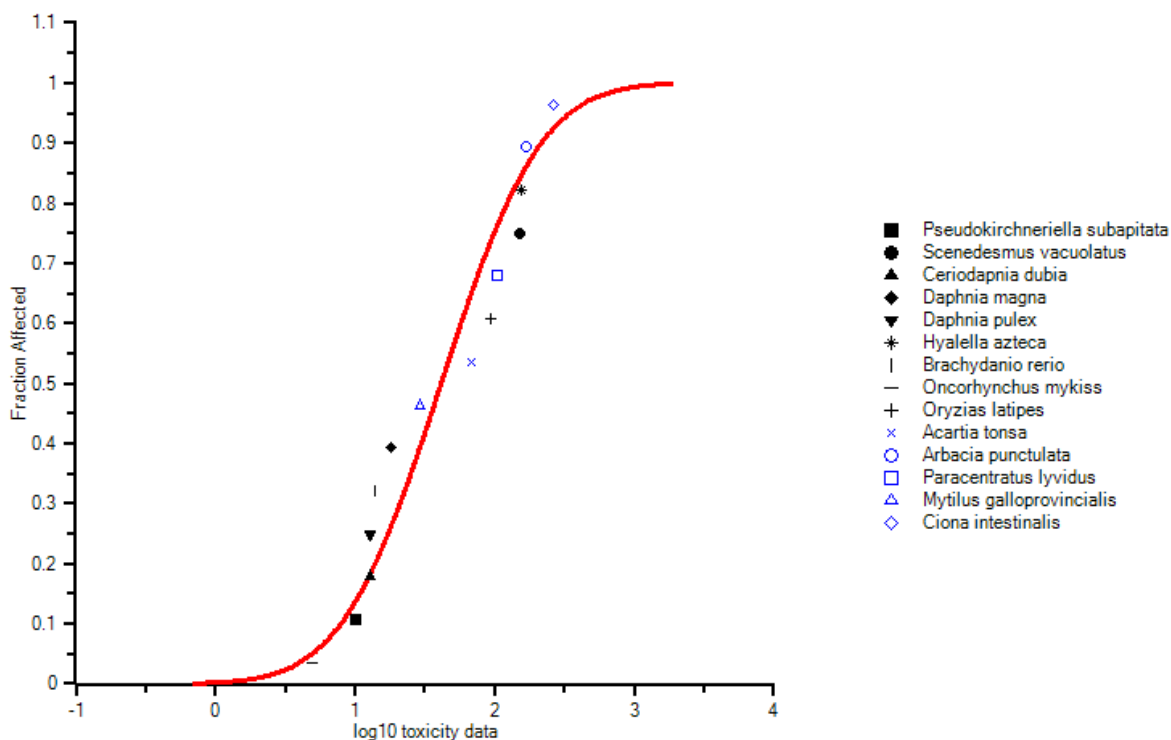
Ydermere anvendes studier, hvor effektkoncentrationen er angivet som en større eller mindre end værdi, ikke direkte i udledningen af hverken vandkvalitetskriteriet eller korttidsvandkvalitetskriteriet jf. TGD27 s. 144 (EU, 2018).

### 6.1 Vandkvalitetskriterium (VKK)

Som beskrevet i afsnit 4.1 foreligger der kronisk effektdata for ni ferskvandsarter repræsenterende fire taksonomiske grupper og fem saltvandsarter repræsenterende fire taksonomiske grupper. Mængden af data er stor nok til at udføre en statistisk sammenligning af fersk- og saltvandsdata for at se om datasættene kan puljes. Datasættene for fersk- og saltvand er ikke statistisk signifikant forskellige ved sammenligning af de to datasæts medianer med den non-parametriske Mann-Whitney U-test:  $U_1 = 8$ ,  $U_2 = 37$ ,  $0,1 > P > 0,05$ . Derved kan datasættene for fersk- og saltvand puljes. Det samlede datasæt består af 14 arter repræsenterende otte taksonomiske grupper. Jf. TGD27 (EU, 2018) kan der herved udføres en artsfordelingsanalyse, en såkaldt Species Sensitivity Distribution (SSD).

De toksicitetsværdier, der indgår i SSD-analysen er markeret med fed i bilag A. SSD-analysen er udført i programmet ETX v. 2.3 fra 2020 udviklet af RIVM. SSD-grafen ses nedenfor i figur 6.1 og resultaterne af analysen er beskrevet nedenfor samt indsat med skærmprent fra ETX-programmet i bilag B.

## SSD Graph



Figur 6.1. Species Sensitivity Distribution af kronisk toksicitet for fersk- og saltvandslevende organismer. Symbolerne med sort og blå farve repræsenterer hhv. ferskvandsarter og saltvandsarter.

HC<sub>5</sub> = 4,7 µg/l, med en nedre 90% konfidensgrænse på 1,4 µg/l og en øvre på 9,9 µg/l.

Standardafvigelsen for de log<sub>10</sub> transformererede data er 0,6.

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

Jf. TGD27 (EU, 2018) er udgangspunktet for valg af usikkerhedsfaktor til bestemmelse af VKK<sub>ferskvand</sub> en faktor 5. På baggrund af den tilgængelige data og standardafvigelsen vurderes en usikkerhedsfaktor på 5 passende, hvilket resulterer i følgende kriterie:

$$\text{VKK}_{\text{ferskvand}} = 4,7 \mu\text{g/l} / 5 = 0,94 \mu\text{g/l}$$

Da datasættet indeholder to specielle marine taksonomiske grupper (pighuder og sækdyr) anvendes der jf. TGD27 s. 51 (EU, 2018) ikke en ekstra usikkerhedsfaktor til bestemmelsen af VKK<sub>saltvand</sub>, hvilket resulterer i følgende kriterie:

$$\text{VKK}_{\text{saltvand}} = 4,7 \mu\text{g/l} / 5 = 0,94 \mu\text{g/l}$$

Til sammenligning fastsættes vandkvalitetskriterierne for både fersk- og saltvand i EU-RAR (ECB, 2008) til 1,3 µg/l på baggrund af den deterministiske metode ved anvendelse af EC<sub>10</sub>-værdien på 13 µg/l for krebsdyret *Ceriodaphnia dubia* og en usikkerhedsfaktor på 10.

Den tyske myndighed, UBA, har fastsat et vandkvalitetskrav på 0,5 µg/l på baggrund af den deterministiske metode ved anvendelse af NOEC-værdien på 5 µg/l for fisken *Oncorhynchus mykiss* og en usikkerhedsfaktor på 10 (Jahnle et al., 2004).

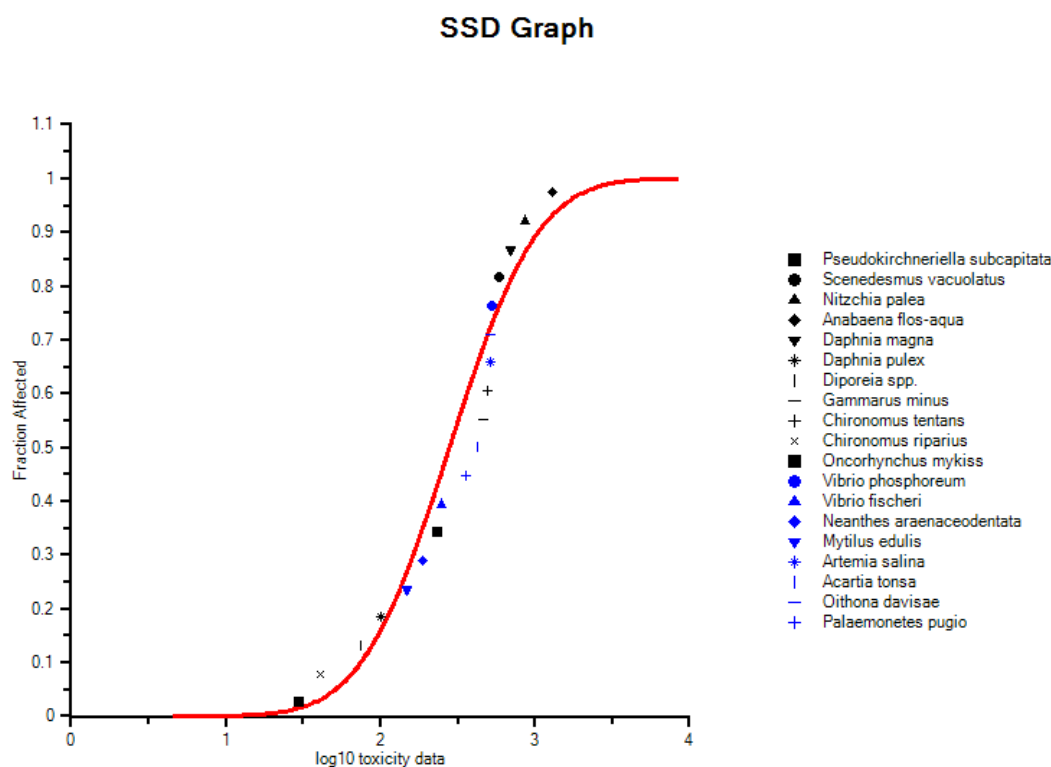
## 6.2 Korttidsvandkvalitetskriterium (KVKK)

Som beskrevet i afsnit 4.1 foreligger der akut effektdata for 11 ferskvandsarter repræsenterende syv taksonomiske grupper og otte saltvandsarter repræsenterende syv taksonomiske grupper.

Mængden af data er stor nok til at udføre en statistisk sammenligning af fersk- og saltvandsdata for at se om data kan puljes. Datasættene for fersk- og saltvand er ikke statistisk signifikant forskellige ved sammenligning af de to datasæts medianer med den non-parametriske Mann-Whitney U-test:  $U_1 = 36$ ,  $U_2 = 26$ ,  $P > 0,2$ .

Derved kan datasættene for fersk- og saltvand puljes. Det samlede datasæt består af 19 arter repræsenterende 12 taksonomiske grupper. Basissættet er opfyldt, og ligesom for det kroniske data ses fisk at være den mest sensitive gruppe.

På baggrund af den tilgængelige data kan der jf. TGD27 (EU, 2018) udføres en SSD-analyse. De toksicitetsværdier, der indgår i SSD-analysen er markeret med fed i bilag A. SSD-analysen er udført i programmet ETX v. 2.3 fra 2020 udviklet af RIVM. SSD-grafen ses nedenfor i figur 6.2 og resultaterne af analysen er beskrevet nedenfor samt indsat med skærmprent fra ETX-programmet i bilag B.



Figur 6.2. Species Sensitivity Distribution af akut toksicitet for fersk- og saltvandslevende organismer. Symbolerne med sort og blå farve repræsenterer hhv. ferskvandsarter og saltvandsarter.

$HC_5 = 50,1 \mu\text{g/l}$ , med en nedre 90% konfidensgrænse på  $23,1 \mu\text{g/l}$  og en øvre på  $84,7 \mu\text{g/l}$ .

Standardafvigelsen for de  $\log_{10}$  transformerede data er 0,45

”Goodness of fit” test Anderson-Darling og Cramer von Mises accepterer at data er  $\log_{\text{normalt}}$  fordelt ved alle signifikans niveauer på nær 0,1, hvor Kolmogorov-Smirnov accepterer at data er  $\log_{\text{normalt}}$  fordelt ved alle signifikans niveauer.

Jf. TGD27 (EU, 2018) er udgangspunktet for valg af usikkerhedsfaktor til bestemmelse af  $KVKK_{\text{ferskvand}}$  en faktor 10. Usikkerhedsfaktoren kan sænkes, hvis fx spredningen af data er lav ( $<0,5$ ). Det repræsenterede antal af arter og taksonomiske grupper samt en lav spredning, hvor  $SD < 0,5$  ( $SD = 0,45$ ) argumenterer for at sænke usikkerhedsfaktoren til 8, hvilket resulterer i følgende kriterie:

$$KVKK_{\text{ferskvand}} = 50,1 \mu\text{g/l} / 8 = 6,26 \mu\text{g/l}$$

Da datasættet indeholder to specielle marine taksonomiske grupper (ledorme og musling) anvendes der jf. TGD27 s. 56 (EU, 2018) ikke en ekstra usikkerhedsfaktor til bestemmelsen af  $KVKK_{\text{saltvand}}$ , hvilket resulterer i følgende kriterie:

$$KVKK_{\text{saltvand}} = 50,1 \mu\text{g/l} / 8 = 6,26 \mu\text{g/l}$$

Til sammenligning bestemmer Verbruggen (2012)  $KVKK$  for både fersk- og saltvand til  $6,7 \mu\text{g/l}$  på baggrund af en  $HC_5$ -værdi på  $67 \mu\text{g/l}$  og en usikkerhedsfaktor på 10.

### 6.3 Kvalitetskriterium for sediment (SKK)

SKK skal jf. TGD27 (EU, 2018) beregnes for stoffer med en  $\text{Log } K_{ow} \geq 3$ . Phenanthren har en  $\text{Log } K_{ow}$  på 4,57 (tabel 2.1) og det er derfor relevant at beregne SKK.

Jf. afsnit 4.2 foreligger der relevante og valide data for kroniske effekter af phenanthren på både fersk- og saltvands sedimentlevende organismer. Der er effektværdier for seks arter, der repræsenterer fire taksonomiske grupper, når der skelnes imellem de forskellige klasser af krebsdyr. Da datasættet ikke er større, puljes fersk- og saltvands data. Den laveste effektværdi er for saltvands krebsdyret, *Schizopera knabeni*, med en  $EC_{10} = 3,9 \text{ mg/kg}$  tørvægt (5% OC). Det vurderes derfor, jf. TGD27 (EU, 2018) at  $SKK_{\text{ferskvand}}$  og  $SKK_{\text{saltvand}}$  kan fastsættes ved brug af en usikkerhedsfaktor på 10.

$$SKK_{\text{ferskvand}} = 3,9 \text{ mg/kg sediment (5\% OC)} / 10 = \mathbf{0,39 \text{ mg/kg tørvægt (5\% OC)}}$$
$$0,39 \text{ mg/kg tørvægt} / 0,05 = 7,8 \text{ mg/kg tørvægt} \times f_{oc}$$

$$SKK_{\text{saltvand}} = 3,9 \text{ mg/kg sediment (5\% OC)} / 10 = \mathbf{0,39 \text{ mg/kg tørstof (5\% OC)}}$$
$$0,39 \text{ mg/kg tørvægt} / 0,05 = 7,8 \text{ mg/kg tørvægt} \times f_{oc}$$

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

Phenanthren har en  $\text{Log } K_{ow}$  på  $>3$  (4,57 jf. tabel 2.1) og BCF-værdier for både krebsdyr, fisk og musling  $> 100$  (jf. afsnit 3.2), og der er dermed, jf. TGD27 (EU, 2018), belæg for udledning af et biotakvalitetskriterium for sekundær forgiftning ( $BKK_{\text{sek.forgiftn.}}$ ).

Som beskrevet i afsnit 4.3 er der ikke identificeret toksicitetsstudier for pattedyr eller fugle. RIVM har beregnet og anvendt et biotakvalitetskriterium for sekundær forgiftning på  $11 \text{ mg/kg}$  baseret på en NOEL-værdi for naphthalen på  $50 \text{ mg/kg}$  lgv/dag for rotter (afsnit 4.3)<sup>7</sup>. De foreløbige

<sup>7</sup> Kriteriet er beregnet efter en ældre version af TGD27, og anvender derfor ikke energinormalisering og det vil formodes at værdien vil være en anden, hvis den genberegnes efter TGD27 (EU, 2018).

biotakriterier beregnet i EU-databladene for naphthalen, anthracen og fluoranthen er angivet til hhv. 12,266 mg/kg vådvægt (EU EQS dossier, 2011a), 92,222 mg/kg vådvægt (EU EQS dossier, 2011b) og 11,522 mg/kg vådvægt (EU EQS dossier, 2011c). Jf. den nye metode til fastsættelse af biotakriterie i TGD27 (EU, 2018), vil ovenstående tre kriterier svare til 2,6 mg/kg vådvægt, 19,6 mg/kg vådvægt og 2,4 mg/kg vådvægt, hvor alle er fastsat for musling som det kritiske fødeemne. Selve omregningerne kan ses i bilag C.

Det vurderes, at phenanthrens toksicitet over for fugle og pattedyr vil ligge inden for ovenstående beskrevne værdier og at et biotakriterie på niveau med naphthalen og fluoranthen vil sikre beskyttelse. Derfor fastsættes biotakriteriet for sekundær forgiftning til **2,4 mg/kg vådvægt for musling**.

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

Kriterier for, hvorvidt der skal beregnes et kvalitetskriterium for human konsum af vandlevende organismer (HKK), fremgår af EU (2018), afsnit 2.4.3.2. I dette afsnit fremgår at dette udelukkende baseres på de fareegenskaber, som stoffet besidder. Ydermere fremgår det, at stoffer som forårsager effekter på reproduktion, fertilitet og udvikling er af særlig vigtighed, da disse har længerevarende effekter, som kan have en indflydelse på populationer.

Phenanthren har ikke nogen harmoniseret klassificering, men en selvklassificering for Acute Tox. 4; H302 (skadelig ved indtagelse). Da stoffet også har potentiale for at bioakkumulere med BCF-værdier langt over 100, vurderes det relevant at udlede et kvalitetskriterium for human konsum af vandlevende organismer.

Der er ikke fundet oplysninger om et Acceptabelt Daglig Indtage (ADI) for phenanthren. Dog har RIVM tidligere anvendt en human toksikologisk TDI-værdi på 0,040 mg/kg lgv/dag til beregning af et kvalitetskriterium for human konsum af vandlevende organismer (Verbruggen & van Herwijnen, 2011). Denne TDI-værdi anvendes til de videre beregninger.

Da der ikke foreligger et datagrundlag til en vurdering af koncentrationsindtaget af phenanthren via fisk, anvendes standardværdien 20 % som allokeringfaktor (EU, 2018). Det antages at en gennemsnitsborger på 70 kg spiser 115 g fisk og skaldyr pr. dag svarende til et dagligt indtag på 0,00163 kg fisk/lgv (EU, 2018) og HKK kan dermed beregnes som følgende:

$$\text{HKK} = (0,2 * \text{TL}_{\text{hh}}) / 0,00163 = (0,2 * 40 \mu\text{g/kg lgv/dag}) / 0,00163 \text{ kg fiskeriprodukt/kg lgv/dag}$$

$$\text{HKK} = 4908 \mu\text{g/kg} \approx 4,9 \text{ mg/kg fiskeriprodukt, vådvægt}$$

#### 6.6 Vandkvalitetskriterium baseret på $\text{BKK}_{\text{sek.forgiftn}}$ og HKK

Jf. EU's TGD27 (EU, 2018) bør biotakvalitetskriterierne,  $\text{BKK}_{\text{sek.forgiftn}}$  og HKK, konverteres til vandkoncentrationer for at se om vandkvalitetskriterierne baseret på direkte effekter er tilstrækkelige konservative til at sikre beskyttelse mod sekundær forgiftning gennem fødekæden.

For phenanthren kan en konvertering af  $\text{BKK}_{\text{sek.forgiftn}}$  på 2,4 mg/kg vådvægt for musling beregnes til en tilsvarende vandkoncentration ved at dividere med BCF for musling på 1260 l/kg:

$$\mathbf{BKK_{sek.forgiftn., vand, musling} = 2,4 \text{ mg/kg vådvægt} / 1260 \text{ l/kg} = 0,0019 \text{ mg/l} \approx 1,9 \text{ } \mu\text{g/l}}$$

Da phenanthren ikke forventes at biomagnificere gennem fødekæden dækker koncentrationen både fersk- og saltvand.

For phenanthren kan en konvertering af HKK på 4,9 mg/kg fiskeriprodukt, vådvægt ligeledes beregnes til en tilsvarende vandkoncentration. Det vurderes ikke at være relevant for størstedelen af den danske befolkning at anvende en BCF-værdi for musling, da det vurderes at de færreste får dækket deres konsum af fiskeriprodukter udelukkende ved indtagelse af muslinger og andre bløddyr. Derfor beregnes den tilsvarende vandkoncentration ved anvendes af BCF-værdien for fisk på 1750 l/kg:

$$\mathbf{HKK_{vand, fisk} = 4908 \text{ } \mu\text{g/kg fiskeriprodukt} / 1750 \text{ l/kg} = 2,8 \text{ } \mu\text{g/l}}$$

Ovenstående vandkoncentrationer er højere end det beregnede vandkvalitetskriterie for fersk- og saltvand på 0,94  $\mu\text{g/l}$ . Dette betyder at vandkriterierne sikrer beskyttelse af biota ved sekundær forgiftning og human konsum.



# 7 Konklusion

Sammenfattende er følgende miljøkvalitetskriterier beregnet for phenanthren:

VKK <sub>ferskvand</sub>	= 0,94 µg/l
VKK <sub>saltvand</sub>	= 0,94 µg/l
KVKK <sub>ferskvand</sub>	= 6,36 µg/l
KVKK <sub>saltvad</sub>	= 6,36 µg/l
SKK <sub>ferskvand</sub>	= 0,39 mg/kg tørvægt (5% OC) 7,8 mg/kg tørvægt x f <sub>oc</sub>
SKK <sub>saltvand</sub>	= 0,39 mg/kg tørvægt (5% OC) 7,8 mg/kg tørvægt x f <sub>oc</sub>
BKK <sub>sek.forgiftn.</sub>	= 2,4 mg/kg vådvægt (musling)
HKK	= 4,9 mg/kg fiskeriprodukt, vådvægt

## 8 Referencer

- Abernethy, S., Bobra, A.M., Shiu, W.Y., Wells, P.G. & Mackay, D. (1986). Acute lethal toxicity of hydrocarbons and chlorinated hydrocarbons to two planktonic crustaceans: The key role of organism-water partitioning. *Aquat. Toxicol.*, 8: 163-174.
- Aksmann, A. & Tukaj, Z. (2004). The effect of anthracene and phenanthrene on the growth, photosynthesis, and SOD activity of the green alga *Scenedesmus armatus* depends on the PAR irradiance and CO<sub>2</sub> level. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 47: 177-184.
- Altenburger, R., Walter, H. & Grote, M. (2004). What contributes to the combined effect of a complex mixture? *Environ. Sci. Technol.*, 38(23): 6353-6362.
- Arfsten, D.P., Davenport, R. & Schaeffer, D.J. (1994). UV-A coexposure enhances the toxicity of aromatic hydrocarbons, munitions, and metals to *Photobacterium phosphoreum*. *Biomed. Environ. Sci* 7: 101-108.
- Bastian, M.V. & Toetz, D.W. (1982). Effect of eight polynuclear hydrocarbons on growth of *Anabaena flos-aquae*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 29: 531-538.
- Bastian, M.V. & Toetz, D.W. (1985). Effect of polynuclear hydrocarbons on algal nitrogen fixation (acetylene reduction). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 35: 258-265.
- Bellas, J. & Thor, P. (2007). Effects of selected PAHs on reproduction and survival of the calanoid copepod *Acartia tonsa*. *Ecotoxicology*, 16: 465-474.
- Bellas, J., Saco-Álvarez, L., Nieto, Ó. & Beiras, R. (2008). Ecotoxicological evaluation of polycyclic aromatic hydrocarbons using marine invertebrate embryo-larval bioassays. *Mar. Pollut. Bull.*, 57: 493-502.
- Bisson, M., Dujardin, R., Flammarion, P., Garric, J., Babut, M., Lamy, M-H., Porcher, J-M., Thybaud, É. & Vindimian, É. (2000). Complément au SEQ-Eau: méthode de détermination des seuils de qualité pour les substances génotoxiques. Verneuil-en-Halatte, France: Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS), Agence de l'eau Rhin-Meuse.
- Black, J.A., Birge, W.J., Westerman, A.G. & Francis, P.C. (1983). Comparative aquatic toxicology of aromatic hydrocarbons. *Fundam. Appl. Toxicol.*, 3: 353-358.
- Bleeker, E.A.J., Wiegman, S., Droge, S.T.J., Kraak, M.H.S. & Van Gestel, C.A.M. (2003). Towards an improvement of the risk assessment of polycyclic (hetero)aromatic hydrocarbons. Amsterdam, The Netherlands: Aquatic Ecology and Ecotoxicology, Faculty of Science, University of Amsterdam and Animal Ecology, Institute of Ecological Science, Faculty of Earth and Life Sciences, Vrije Universiteit Amsterdam. Report 2003-01 (UvA)/Report 2003-04 (VU).
- Bobra, A.M., Shiu, W.Y. & Mackay, D. (1983). Acute toxicity of fresh and weathered crude oils to *Daphnia magna*. *Chemosphere*, 12: 1137-1149.

- Burýšková, B., Hilscherová, K., Bláha, L., Maršálek, B. & Holoubek, I. (2006). Toxicity and modulations of biomarkers in *Xenopus laevis* embryos exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons and their *N*-heterocyclic derivatives. *Environ. Toxicol.* 21: 590-598.
- Call, D.J., Brooke, L.T., Harting, S.L., Poirier, S.H. & McCauley, D.J. (1986). Toxicity of phenanthrene to several freshwater species. University of Wisconsin – Superior, Center for Lake Superior Environmental Studies, Superior, WI.
- Djomo, J.E., Dauta, A., Ferrier, V., Narbonne, J.F., Monkiedje, A., Njine, T. & Garrigues, P. (2004). Toxic effects of some major polyaromatic hydrocarbons found in crude oil aquatic sediments on *Scenedesmus subspicatus*. *Water Res.*, 38(7): 1817-1821.
- Donkin, P., Widdows, J., Evans, S.V., Worrall, C.M. & Carr, M. (1989). Quantitative structure-activity relationships for the effects of hydrophobic organic chemicals on rate of feeding by mussels (*Mytilus edulis*). *Aquat. Toxicol.*, 14: 277-294.
- Donkin, P., Widdows, J., Evans, S.V. & Brinsley, M.D. (1991). QSARs for the sublethal responses of marine mussels (*Mytilus edulis*). *Sci. Total. Environ.*, 109/110: 461-476.
- Eastmond, D.A., Booth, G.M. & Lee, M.L. (1984). Toxicity, accumulation, and elimination of polycyclic aromatic sulfur heterocycles in *Daphnia magna*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 13: 105-111.
- ECB (2008). European Union Risk Assessment Report. Coal-tar pitch, high temperature. Risk Assessment Environment. European Chemicals Bureau. Final version, May 2008. Rapporteur Member State: The Netherlands.
- ECHA (2009). Support Document for Identification of Coal Tar Pitch, High Temperature as a Substance of Very High Concern because of its PBT and CMR Properties. Adopted on 2 December 2009. <https://echa.europa.eu/da/registry-of-svhc-intentions/-/dislist/details/0b0236e180e4a178>
- ECHA (2018a). Agreement of the member state committee on the identification of phenanthrene as a substance of very high concern. According to Articles 57 and 59 of the Regulation (EC) 1907/2006. Adopted on 12 december 2018.
- ECHA (2018b). Member state committee support document for identification of phenanthrene as a substance of very high concern because of its vPvB (article 57E) properties. Adopted on 12 december 2018.
- Edsall, C.C. (1991). Acute toxicities to larval rainbow trout of representative compounds detected in Great Lakes fish. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 46: 173-178.
- EF 1272/2008. Europa-Parlamentets og Rådets Forordning (EF) Nr. 1272/2008 af 16. december 2008 om klassificering, mærkning og emballering af stoffer og blandinger og om ændring og ophævelse af direktiv 67/548/EØF og 1999/45/EF og om ændring af forordning (EF) nr. 1907/2006.
- El-Alawi, Y.S., Dixon, D.G. & Greenberg, B.M. (2001). Effects of a pre-incubation period on the photoinduced toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to the luminescent bacterium *Vibrio fischeri*. *Environ. Toxicol.*, 16: 277-286.

Emery, Jr. V.L. & Dillon, T.M. (1996). Chronic toxicity of phenanthrene to the marine polychaete worm, *Nereis (Neanthes) arenaceodentata*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 56: 265-270.

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

EU (2008). ECHA Guidance on information requirements and chemical safety assessment Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment ([https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information\\_requirements\\_r10\\_en.pdf/bb902be7-a503-4ab7-9036-d866b8ddce69](https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r10_en.pdf/bb902be7-a503-4ab7-9036-d866b8ddce69))

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

EU EQS dossier (2011a). Naphthalene. <https://circabc.europa.eu/sd/a/2fc1dfd1-fc77-44af-9d23-2a0c1735ce6d/Naphthalene%20EQS%20dossier%202011.pdf> – sidst besøgt marts 2022

EU EQS dossier (2011b). Anthracene. <https://circabc.europa.eu/sd/a/60c3c0c0-ea7b-4aa6-81ca-91241a251a79/Anthracene%20EQS%20dossier%202011.pdf> – sidst besøgt marts 2022

EU EQS dossier (2011c). Fluoranthene. <https://circabc.europa.eu/sd/a/4336e1e5-ba0c-4545-abee-7743d2085bc3/Fluoranthene%20EQS%20dossier%202011.pdf> – sidst besøgt marts 2022

Evans, A.D. & Nipper, M. (2008). The influence of biomass on the toxicity of hydrophobic organic contaminants. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 54: 219-225.

Feldmannová, M., Hilscherová, K., Maršálek, B. & Bláha, L. (2006). Effects of N-heterocyclic polyaromatic hydrocarbons on survival, reproduction, and biochemical parameters in *Daphnia magna*. Environ. Toxicol., 21: 425-431.

FR-MSCA (2018). Annex XV report. Proposal for identification of a substance of very high concern on the basis of the criteria set out in REACH article 57. Substance Name: Phenanthrene. EC Number: 201-581-5. CAS Number: 85-01-8. Submitted by: FR-MSCA. Date: August 2018.

Geiger, J.G. & Buikema, Jr. AL. (1981). Oxygen consumption and filtering rate of *Daphnia pulex* after exposure to water-soluble fractions of naphthalene, phenanthrene, No. 2 fuel oil, and coal-tar creosote. Bull Environ. Contam. Toxicol., 27: 783-789.

Geiger, J.G. & Buikema, Jr. AL. (1982). Hydrocarbons depress growth and reproduction of *Daphnia pulex* (Cladocera). Can. J. Fish. Aquat. Sci., 39: 830-836.

Halling-Sørensen B, Nyholm N, Baun A. (1996). Algal toxicity test with volatile and hazardous compounds in air-tight test flasks with CO<sub>2</sub> enriched headspace. Chemosphere, 32: 1513-1526.

Hawkins, S.A., Billiard, S.M., Tabash, S.P., Brown, R.S. & Hodson, P.V. (2002). Altering cytochrome P4501A activity affects polycyclic aromatic hydrocarbon metabolism and toxicity in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Environ. Toxicol. Chem., 21:1845-1853.

Hooffman, R.N. & Evers-de Ruiter, A. (1992). Investigations into the aquatic toxicity of phenanthrene (cover-report for reproduction tests with the waterflea *Daphnia magna* and an Early Life Stage (ELS) test with the zebra fish *Brachydanio rerio*. Delft, the Netherlands: TNO Environmental and Energy Research, TNO Institute of Environmental Sciences. TNO-report R 92/290.

Huang, X-D., Dixon, D.G. & Greenberg, B.M. (1993). Impacts of UV radiation and photomodification on the toxicity of PAHs to the higher plant *Lemna gibba* (duckweed). Environ. Toxicol. Chem., 12: 1067-1077.

Hutchinson, T.C., Hellebust, J.A., Tam, D., Mackay, D., Mascarenhas, R.A. & Shiu, W.Y. (1980). The correlation of the toxicity to algae of hydrocarbons and halogenated hydrocarbons with their physico-chemical properties. In: Afghan, B.K. & Mackay, D., Hydrocarbons and halogenated hydrocarbons in the aquatic environment. New York, NY, USA: Plenum Press. pp. 577-586.

Jee, J-H., Kim, S-G. & Kang, J-C. (2004): Effects of phenanthrene on growth and basic physiological functions of the olive flounder, *Paralichthys olivaceus*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 304: 123-136.

John Hopkins University, Animal Care and Use Committee;  
<https://web.jhu.edu/animalcare/procedures/mouse.html> - sidst besøgt marts 2022.

Kagan, J., Kagan, E.D., Kagan, I.A. & Kagan, P.A. (1987). Do polycyclic aromatic hydrocarbons, acting as photosensitizers, participate in the toxic effects of acid rain? In: Zika RG, Cooper WJ, eds. Photochemistry of environmental aquatic systems. ACS Symposium Series 327. Washington, DC: American Chemical Society., 191-204.

Kaiser, K.L.E. & Palabrica, V.S. (1991). *Photobacterium phosphoreum* toxicity data index. Water Poll Res J Can 26: 361-431.

Klimish, H.J., Andreae, M. & Tillmann, U. (1997). A systemic Approach for Evaluating the Quality of Experimental Toxicological and Ecotoxicological Data. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*. Vol 25 (1), pp 1-5.

Lampi, M.A., Gurska, Y., McDonald, K.I.C., Xie, F., Huang, X.-D. & Dixon, D.G. (2006). Photoinduced toxicity of PAHs to *Daphnia magna*: UV-mediated effects and the toxicity of PAH photoproducts. Environmental Toxicology & Chemistry, Vol. 25, pp. 1079-1087.

Lamy-Enrici, M.H., Dondeyne, A. & Thybaud, E. (2003). Influence of the organic matter on the bioavailability of phenanthrene for benthic organisms. Aquatic Ecosystem Health and Management, Vol. 6, pp. 391-396.

Landrum, P.F., Lotufo, G.R., Gossiaux, D.C., Gedeon, M.L. & Lee, J-H. (2003). Bioaccumulation and critical body residue of PAHs in the amphipod, *Diporeia* spp.: Additional evidence to support toxicity additivity for PAH mixtures. Chemosphere, 51: 481-489.

Laughlin Jr., R.B. & Neff, J.M. (1979). Interactive effects of salinity, temperature and polycyclic aromatic hydrocarbons on the survival and development rate of larvae of the mud crab *Rhithropanopeus harrisi*. Mar. Biol., 53: 281-291.

Lee, J.H., Landrum, P.F. & Koh, C.H. (2002). Prediction of time-dependent PAH toxicity in *Hyalella azteca* using a damage assessment model. *Environ. Sci. Technol.*, 36(14): 3131-3138.

Loibner, A.P., Szolar, O.H.J., Braun, R. & Hirmann, D. (2004). Toxicity testing of 16 priority polycyclic aromatic hydrocarbons using Lumistox®. *Environ. Toxicol. Chem.*, 23: 557-564.

Lotufo, G.R. & Fleeger, J.W. (1996). Toxicity of sediment-associated pyrene and phenanthrene to *Limnodrilus hoffmeisteri* (oligochaete: tubificidae). *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 15, pp. 1508-1516

Lotufo, G.R. (1997). Toxicity of sediment-associated PAHs to an estuarine copepod: Effects on survival, feeding, reproduction and behavior. *Marine Environmental Research*, Vol. 44, pp. 149-166.

McConkey, B.J., Duxbury, C.L., Dixon, D.G. & Greenberg, B.M. (1997). Toxicity of PAH photooxidation product to the bacteria *Photobacterium phosphoreum* and the duckweed *Lemna gibba*: Effects of phenanthrene and its primary photoproduct, phenanthrenequinone. *Environ. Toxicol. Chem.*, 16: 892-899.

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

Milleman, R.E., Birge, W.J., Black, J.A., Cushman, R.M., Daniels, K.L., Franco, P.J., Giddings, J.M., McCarthy, J.F. & Stewart, A.J. (1984). Comparative acute toxicity to aquatic organisms of components of coal-derived synthetic fuels. *Trans. Am. Fisher. Soc.*, 113: 74-85.

Muñoz, M.J. & Tarazona, J.V. (1993). Synergistic effect of two- and four-component combinations of the polycyclic hydrocarbons: Phenanthrene, anthracene, naphthalene and acenaphthene on *Daphnia magna*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 50: 363-368.

Okay, O.S. & Karacik, B. (2007). Photoinduced toxicity of selected PAHs to the marine microalga *Phaeodactylum tricornutum*. *J. Environ. Sci. Health, Part A* 42: 707-714.

Olmstead, A.W. & LeBlanc, G.A. (2005). Joint action of polycyclic aromatic hydrocarbons: Predictive modeling of sublethal toxicity. *Aquat. Toxicol.*, 75: 253-262.

Oris, J.T. & Giesy, Jr. J.P. (1987). The photo-induced toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to larvae of the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Chemosphere*, 16: 1395-1404.

Parkhurst, B.R., Bradshaw, A.S., Forte, J.L. & Wright, G.P. (1981). The chronic toxicity to *Daphnia magna* of acridine, a representative azaarene present in synthetic fossil fuel products and wastewaters. *Environ. Pollut. Ser. A.*, 24: 21-30.

Paumen, L.M., Stol, P., Ter Laak, T.L., Kraak, M.H.S., Van Gestel C.A.M & Admiraal, W. (2008). Chronic exposure of the oligochaete *Lumbriculus variegatus* to polycyclic aromatic compounds (PACs): Bioavailability and effects on reproduction. *Environmental Science and Technology*, Vol. 42, pp. 3434-3440.

Passino, D.R.M. & Smith, S.B. (1987). Acute bioassays and hazard evaluation of representative contaminants detected in Great Lakes fish. *Environ. Toxicol. Chem.*, 6: 901-907.

- Passino-Reader, D.R., Berlin, W.H. & Hickey, J.P. (1995). Chronic bioassays of rainbow trout fry with compounds representative of contaminants in Great Lakes fish. *J Great Lakes Res* 21: 373-383.
- Petersen, G.I. & Kristensen, P. (1998). Bioaccumulation of lipophilic substances in fish early life stages. *Environ. Toxicol. Chem.*, 17: 1385-1395.
- Pillai, M.C., Vines, C.A., Wikramanayake, A.H. & Cherr, G.N. (2003). Polycyclic aromatic hydrocarbons disrupt axial development in sea urchin embryos through a  $\beta$ -catenin dependent pathway. *Toxicology* 186: 93-108.
- Renoux, A.Y., Millette, D., Tyagi, R.D. & Samson, R. (1999). Detoxification of fluorene, phenanthrene, carbazole and *p*-cresol in columns of aquifer sand as studied by the Microtox® assay. *Water Res* 33: 2045-2052.
- Rhodes, S., Farwell, A., Hewitt, L.M., MacKinnon, M. & Dixon, D.G. (2005). The effect of dimethylated and alkylated polycyclic aromatic hydrocarbons on the embryonic development of the Japanese medaka. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 60: 247-258.
- Rogerson, A., Shiu, W.Y., Huang, G.L., Mackay, D. & Berger, J. (1983). Determination and interpretation of hydrocarbon toxicity to ciliate protozoa. *Aquat. Toxicol.*, 3: 215-228.
- Rosen, G. & Miller, K. (2011). A postexposure feeding assay using the marine polychaete *Neantes arenaceodentata* suitable for laboratory and in situ exposures. *Environmental Toxicology & Chemistry*, Vol. 30, No. 3, pp. 730-737.
- Rossi, S.S. & Neff, J.M. (1978). Toxicity of polynuclear aromatic hydrocarbons to the polychaete *Neantes arenaceodentata*. *Mar. Pollut. Bull.*, 9: 220-223.
- Savino, J.F. & Tanabe, L.L. (1989). Sublethal effects of phenanthrene, nicotine, and pinane on *Daphnia pulex*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 42: 778-784.
- Smith, S.B., Savino, J.F. & Blouin, M.A. (1988). Acute toxicity to *Daphnia pulex* of six classes of chemical compounds potentially hazardous to Great Lakes aquatic biota. *J Great Lakes Res*, 14: 394-404.
- Stringer, T.J., Glover, C.N., Keesing, B., Northcott, G.L., Gaw, S. & Tremblay, L.A. (2013). Development of acute and chronic sediment bioassays with the harpacticoid copepod *Quinquelaophonte* sp. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol 99, pp. 82-91.
- Swartz, R.C., Ferraro, S.P., Lamberson, J.O., Cole, F.A., Ozretich, R.J., Boese, B.L., Schults, D.W., Behrenfeld, M. & Ankley, G.T. (1997). Photoactivation and toxicity of mixtures of polycyclic aromatic hydrocarbon compounds in marine sediment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 16, pp. 2151-2157.
- Trucco, R.G., Engelhardt, F.R. & Stacey, B. (1983). Toxicity, accumulation and clearance of aromatic hydrocarbons in *Daphnia pulex*. *Environ. Pollut. Ser. A.*, 31: 191-202.
- Jahnel, J., Neamtu, M., Abbt-Braun, G., Haak, D. & Goradalla, B. (2004). Entwicklung von Umweltqualitätsnormen zum Schutz aquatischer Biota in Oberflächengewässern für

flussgebietsspezifische Stoffe. Länderfinanzierungsprogramm Wasser und Boden 2003 (LAWA-Projekt-Nr. 0 10.03). VGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut. Prof. Dr.Dr. habil F.H. Frimmel - <http://webtox.uba.de/webETOX/public/basics/ziel.do?id=3270>.

Verbruggen, E. (2012). Environmental risk limits for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). For direct aquatic, benthic, and terrestrial toxicity. RIVM Report 607711007/2012. National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), The Netherlands, 2012.

Verbruggen, E, M, J., og van Herwijnen, R. (2011). Environmental risk limits for phenanthrene. RIVM Report 601357007/2011. National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), The Netherlands.

Verrhiest, G., Clément, B. & Blake, G. (2001). Single and combined effects of sediment-associated PAHs on three species of freshwater macroinvertebrates. *Ecotoxicology*, 10: 363-372.

Wernersson, A-S. (2003). Predicting petroleum phototoxicity. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 54: 355-365.

Xie, F., Koziar, S.A., Lampi, M.A., Dixon, D.G., Norwood, W.P., Borgmann, U., Huang, X-D. & Greenberg, B.M. (2006). Assessment of the toxicity of mixtures of copper, 9,10-phenanthrenequinone, and phenanthrene to *Daphnia magna*: Evidence for a reactive oxygen mechanism. *Environ. Toxicol. Chem.*, 25: 613-622.





## Bilag A

### Toksicitet over for vandorganismer (EC<sub>50</sub>, NOEC, EC<sub>x</sub>, PNEC osv.)

Værdier fremhævet med gråt er de data, som et geometrisk gennemsnit er baseret på.

Værdier, som indgår i SSD analyse er skrevet med **fed skrift**.

#### Ferskvandsorganismer

##### Akut toksicitet

	Målt	Varighed	Effekt	Værdi µg/l	Reference	Troværdighed (1-4) af Verbruggen, 2012 Bemærkninger
<b>Alger</b>						
<i>Chlorophyta (grønalger)</i>						
<i>Chlamydomonas angulosa</i>	Nej	3 timer	EC <sub>50</sub> , fotosyntese/assimilation 14C	940	Hutchinson et al., 1980	3
<i>Chlorella vulgaris</i>	Nej	3 timer	EC <sub>50</sub> , fotosyntese/assimilation 14C	1200	Hutchinson et al., 1980	3
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Ja	4 timer	EC <sub>50</sub> , assimilation 14C	940	Milleman et al., 1984	2
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Nej	2 dage	EC <sub>50</sub> , vækst	<b>233</b>	Halling-Sørensen et al., 1996	2 Geometrisk gennemsnit af 180 og 302 µg/L for endpointet, vækst rate, under optimal vækst forhold (2 dage, pH begrænset til 7,0- 7,3)
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Nej	7 dage	EC <sub>50</sub> , vækst	50240	Djomo et al., 2004	3 Testkoncentration over phenanthrens vandopløselighed.
<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Ja	24 timer	EC <sub>50</sub> , celle antal	<b>590</b>	Altenburger et al., 2004	2
<i>Diatom</i>						

<i>Nitzschia palea</i>	Ja	4 timer	EC <sub>50</sub> , assimilation 14C	<b>870</b>	Milleman et al., 1984	2
<b>Cyanobakterier</b> <i>Anabaena flos-aqua</i>	Ja	2 timer	EC <sub>50</sub> , nitrogen fiksering	<b>1300</b>	Bastian & Toetz, 1985	2 EC <sub>50</sub> bestemt fra data i studiet med log-logistisk dosis-respons forhold
<b>Makrofytter</b> <i>Lemna gibba</i>	Nej	8 dage	EC <sub>50</sub> , vækst	710	Huang et al., 1993	3
<i>Lemna gibba</i>	Nej	8 dage	EC <sub>50</sub> , vækst	3480	McConkey et al., 1997	3
<b>Polypdyr (cnidaria)</b> <b>Coelenterate</b> <i>Hydra sp.</i>	-	96 timer	EC <sub>50</sub> , forkortet tentakler og kropssøjle	0,096	Call et al., 1986	4 <sup>1</sup>
<b>Ledorme</b> <i>Lumbriculus variegatus</i>	-	96 timer	EC <sub>50</sub> , immobilitet	>0,419	Call et al., 1986	4 <sup>1</sup>
<b>Krebsdyr</b> <b>Branchiopoda</b> <i>Daphnia magna</i>	Nej	24 timer	EC <sub>50</sub> , immobilitet	269	Verrhiest et al., 2001	3 Sediment test
<i>Daphnia magna</i>	Ja	48 timer	EC <sub>50</sub> , immobilitet	199	Verrhiest et al., 2001	3 Sediment test
<i>Daphnia magna</i>	Nej	48 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	1200	Bobra et al., 1983	3 Testopløsningerne er fremstillet af mættede opløsninger i medium, som ikke var malt, men i stedet sammenholdt med vandopløselighedsdata og beregnet fra vandopløseligheden
<i>Daphnia magna</i>	Nej	48 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	843	Eastmond et al., 1984	3
<i>Daphnia magna</i>	Ja	48 timer	EC <sub>50</sub> , immobilitet	<b>700</b>	Milleman et al., 1984	2

<i>Daphnia magna</i>	Nej	48 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	210	Abernethy et al., 1986	3 Testopløsningerne er fremstillet af mættede opløsninger i medium, som ikke var malt, men i stedet sammenholdt med vandopløselighedsdata og beregnet fra vandopløseligheden
<i>Daphnia magna</i>	Nej	48 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	1000	Parkhurst et al., 1981	4
<i>Daphnia magna</i>	Nej	27 timer	EC <sub>50</sub> , immobilitet	378	Wernersson, 2003	3
<i>Daphnia magna</i>	Ja	48 timer	EC <sub>50</sub> , immobilitet	>400 <sup>2</sup>	Bisson et al., 2000	2
<i>Daphnia magna</i>	Nej	48 timer	EC <sub>50</sub> , immobilitet	570	Feldmannová et al., 2006	3
<i>Daphnia magna</i>	Nej	2 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	450	Kagan et al., 1987	3
<i>Daphnia magna</i>	Nej	48 timer	EC <sub>50</sub> , immobilitet	472	Lampi et al., 2006	3
<i>Daphnia magna</i>	Nej	48 timer	EC <sub>50</sub> , immobilitet	383	Muñoz & Tarazona, 1993	3
<i>Daphnia magna</i>	Nej	48 timer	EC <sub>50</sub> , immobilitet	950	Xie et al., 2006	3
<i>Daphnia magna</i>	-	48 timer	EC <sub>50</sub> , immobilitet	117	Call et al., 1986	4 <sup>1</sup>
<i>Daphnia pulex</i>	Nej	48 timer	EC <sub>50</sub> , immobilitet	350	Smith et al., 1988	3
<i>Daphnia pulex</i>	Nej	48 timer	EC <sub>50</sub> , immobilitet	734	Passino & Smith, 1987	3
<i>Daphnia pulex</i>	Nej	48 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	>1140	Geiger & Buikema, 1981, 1982	3
<b><i>Daphnia pulex</i></b>	Ja	96 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	<b>100</b>	Trucco et al., 1983	2
<b>Amphipoda</b>						
<i>Diporeia spp.</i>	Ja	48 timer	EC <sub>50</sub> , immobilitet	295	Landrum et al., 2003	2
<i>Diporeia spp.</i>	Ja	120 timer	EC <sub>50</sub> , immobilitet	<b>74,3</b>	Landrum et al., 2003	2
<i>Gammarus minus</i>	Ja	48 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	<b>460</b>	Milleman et al., 1984	2
<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	-	96 timer	EC <sub>50</sub> , immobilitet	126	Call et al., 1986	4 <sup>1</sup>
<b>Insekter</b>						
<b>Diptera</b>						
<i>Aedes aegypti</i>	Nej	<24 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	500	Kagan et al., 1987	3
<i>Chironomus tentans</i>	Ja	48 timer	EC <sub>50</sub> , immobilitet	<b>490</b>	Milleman et al., 1984	2
<i>Chironomus riparus</i>	Ja	96 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	<b>41</b>	Bleeker et al., 2003	2

<b>Fisk</b>						
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Nej	96 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	3200	Edsall, 1991	3
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Ja	23 dage + 4 dage efter klækning	LC <sub>50</sub> , dødelighed	40	Black et al., 1983	2
<b><i>Oncorhynchus mykiss</i></b>	Ja	27 dage + 4 dage efter klækning	LC <sub>50</sub> , dødelighed	<b>30</b>	Milleman et al., 1984	2
<i>Pimephales promelas</i>	Ja	96 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	≥10	Oris & Giesy, 1987	2 Kun en koncentration testet
<i>Salmo garidneri</i>	-	96 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	375	Call et al., 1986	4 <sup>1</sup>
<i>Salmo garidneri</i>	-	96 timer	EC <sub>50</sub>	50	Call et al., 1986	4 <sup>1</sup>
<i>Lepomis macrochirus</i>	-	96 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	234	Call et al., 1986	4 <sup>1</sup>
<i>Lepomis macrochirus</i>	-	96 timer	EC <sub>50</sub>	49	Call et al., 1986	4 <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Studiet af Call et al. (1986) indgår ikke i Verbruggen (2011). Troværdigheden af studiet er vurderet af miljøstyrelsen.

<sup>2</sup> Studiet af Bisson et al. (2000) angiver en større end toksicitetsværdi for arten *Daphnia magna*. Jf. TGD27 s. 144 (EU, 2018) kan værdien ikke anvendes direkte i udledningen af et vandkriterie.

## Ferskvandsorganismer

### Kronisk toksicitet

	Målt	Varighed	Effekt	Værdi µg/l	Reference	Troværdighed (1-4) af Verbruggen, 2012
<b>Protozoer</b>						
<i>Colpidium colpoda</i>	Ja	18 timer	NOEC, dødelighed	≥6600	Rogerson et al., 1983	3
<i>Tetrahymena elliotti</i>	Ja	24 timer	NOEC, dødelighed	≥6600	Rogerson et al., 1983	3
<b>Cyanobakterier</b>						
<i>Anabaena flos-aqua</i>	Ja	2 uger	NOEC, vækst	320	Bastian & Toetz, 1982	3
<i>Anabaena flos-aqua</i>	Ja	2 uger	EC <sub>10</sub> , vækst	450	Bastian & Toetz, 1982	3
<b>Alger</b>						
<b><i>Chlorophyta (grønalger)</i></b>						
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Ja	72 timer	EC <sub>10</sub> , vækst	26	Bisson et al., 2000	2
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Ja	2 dage	EC <sub>10</sub> , vækst	<b>10</b>	Halling-Sørensen et al., 1996	2

<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Nej	7 dage	EC <sub>10</sub> , vækst	4910	Djomo et al., 2004	3
<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Ja	24 timer	EC <sub>10</sub> , antal celler	<b>150</b>	Altenburger et al., 2004	2
<b>Makrofytter</b>						
<i>Lemna gibba</i>	Nej	8 dage	EC <sub>10</sub> , vækst	240	Huang et al., 1993	3
<i>Lemna gibba</i>	Nej	8 dage	EC <sub>16</sub> , vækst	2000	Huang et al., 1993	3
<i>Lemna gibba</i>	Nej	8 dage	EC <sub>10</sub> , vækst	459	McConkey et al., 1997	3
<b>Padder</b>						
<i>Xenopus laevis</i>	Nej	96 timer	NOEC, misdannelser	≥1600	Burýsková et al., 2006	3
<b>Krebsdyr</b>						
<i>Branchiopoda</i>						
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Ja	7 dage	EC <sub>10</sub> , reproduktion	<b>13</b>	Bisson et al., 2000	2
<i>Daphnia magna</i>	Ja	21 dage	NOEC, reproduktion	<b>18</b>	Hooftman & Evers-de Rooter, 1992	2
<i>Daphnia magna</i>	Ja	19 dage	NOEC, dødelighed	75	Hooftman & Evers-de Rooter, 1992	2
<i>Daphnia magna</i>	Nej	7 dage	EC <sub>10</sub> , vækst	77	Olmstead & Leblanc, 2005	3
<i>Daphnia magna</i>	-	21 dage	NOEC, reproduktion	57	Call et al., 1986	2 <sup>1</sup>
<i>Daphnia pulex</i>	Ja	16 dage	EC <sub>10</sub> , reproduktion	<b>13</b>	Savino & Tanabe, 1989	2
<i>Daphnia pulex</i>	Ja	livstid	NOEC, reproduktion	110	Geiger & Buikema, 1982	3
<i>Amphipoda</i>						
<i>Hyalella azteca</i>	Ja	10 dage	LC <sub>10</sub> , dødelighed	<b>155</b>	Lee et al., 2002	2
<b>Insekter</b>						
<i>Chironomus riparius</i>	Ja	28 dage	LC <sub>50</sub> , dødelighed	55	Bleeker et al., 2003	3
<i>Chironomus riparius</i>	Ja	28 dage	LOEC, tilstedeværelse	43	Bleeker et al., 2003	3 Sediment test
<i>Chironomus riparius</i>	Ja	28 dage	LOEC, tilstedeværelse	43	Bleeker et al., 2003	3 Sediment test
<b>Fisk</b>						
<i>Brachydanio rerio</i>	Ja	28 dage	NOEC, længde	<b>14</b>	Hooftman & Evers-de Rooter, 1992	2

<i>Brachydanio rerio</i>	Ja	28 dage	NOEC, vægt	24	Hooftman & Evers-de Ruiten, 1992	2
<i>Danio rerio</i>	Ja	48 dage	NOEC, misdannelser	<155	Petersen & Kristensen, 1998	2 Kun en koncentration testet og studiet var sat op som et biokoncentrations eksperiment med fiskeæg og larver
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Nej	60 dage	EC <sub>10</sub> , vægt	28	Passino-reader et al., 1995	2 EC <sub>10</sub> for vægt er beregnet ved interpolering ud fra figur 1 i artiklen
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Ja	7 dage	LC <sub>10</sub> , dødelighed	11	Black et al., 1983	2 LC <sub>10</sub> for dødelighed er beregnet ved regression ud fra data i tabel 1 i artiklen
<i>Oncorhynchus mykiss</i> <i>Oncorhynchus mykiss</i>	Nej -	22 dage 90 dage inkl. inkubation	NOEC, dødelighed NOEC, dødelighed	<500 <b>5</b>	Hawkins et al., 2002 Call et al., 1986	3 2 <sup>1</sup>
<i>Micropterus salmoides</i>	Ja	7 dage	LC <sub>50</sub> , dødelighed	250	Milleman et al., 1984 <sup>2</sup>	2 Inkl. 4 dage efter klækning
<i>Oryzias latipes</i>	Nej	18 dage	EC <sub>10</sub> , misdannelser	<b>93</b>	Rhodes et al., 2005	2 EC <sub>10</sub> for misdannelser er bestemt ved aflæsning fra figur 3B i artiklen

<sup>1</sup> Studiet af Call et al. (1986) indgår ikke i Verbruggen (2011). Troværdigheden af studiet er vurderet af miljøstyrelsen.

<sup>2</sup> Det har ikke været muligt at bestemme en kronisk effektkoncentration fra studiet.

### Saltvandsorganismer

#### Akut toksicitet

	Målt	Varighed	Effekt	Værdi µg/l	Reference	Troværdighed (1-4) af Verbruggen, 2012
<b>Alger</b> <i>Chlorophyta (grønalge)</i> <i>Scenedesmus armatus</i>	Ja	24 timer	EC <sub>50</sub> , vækst	12.000	Aksman & Tukaj, 2004	3

<b>Kiselalge</b>						
<i>Phaeodactylum tricorutum</i>	Nej	96 timer	EC <sub>50</sub> , vækst	121	Okay & Karacik, 2007	3
<b>Bakterier</b>						
<i>Vibrio phosphoreum</i>	Nej	15 min.	EC <sub>50</sub> , bioluminescens	230	Arfsten et al., 1994	3
<b><i>Vibrio phosphoreum</i></b>	Ja	15 min.	EC <sub>50</sub> , bioluminescens (uden lys)	<b>530</b>	McConkey et al., 1997	2
<i>Vibrio phosphoreum</i>	Ja	15 min.	EC <sub>50</sub> , bioluminescens (med lys)	530	McConkey et al., 1997	2
<i>Vibrio phosphoreum</i>	-	5-30 min.	EC <sub>50</sub> , bioluminescens	41,8-72,6	Kaiser & Palabrica, 1991	4
<b><i>Vibrio fischeri</i></b>	Nej	15 min.	EC <sub>50</sub> , bioluminescens (uden lys)	510	El-Alawi et al., 2001	2
<b><i>Vibrio fischeri</i></b>	Nej	15 min.	EC <sub>50</sub> , bioluminescens (med lys)	520	El-Alawi et al., 2001	2
<i>Vibrio fischeri</i>	Ja	30 min.	EC <sub>50</sub> , bioluminescens	480	Loibner et al., 2004	2
<b><i>Vibrio fischeri</i></b>	Ja	15 min.	EC <sub>50</sub> , bioluminescens	142	Renoux et al., 1999	2
<i>Vibrio fischeri</i>	Ja	15 min	EC <sub>50</sub> , bioluminescens	144	Renoux et al., 1999	2
<i>Vibrio fischeri</i>	Ja	15 min	EC <sub>50</sub> , bioluminescens	182	Renoux et al., 1999	2
<b><i>Vibrio fischeri</i>, geometrisk gennemsnit</b>				<b>250</b>		
<b>Ledorme</b>						
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	Nej	96 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	51	Emery & Dillon, 1996	3
<b><i>Neanthes arenaceodentata</i></b>	Ja	96 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	<b>187</b>	Rossi & Neff, 1978	2
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	Ja	48 timer	EC <sub>50</sub> , fødeindtagelsesrate	345	Rosen & Miller, 2011	2 <sup>1</sup>
<b>Bløddyr</b>						
<b><i>Musling</i></b>						
<b><i>Mytilus edulis</i></b>	Ja	48 timer	EC <sub>50</sub> , føde filtration	<b>148</b>	Donkin et al., 1989, 1991	2
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Nej	7 dage	NOEC, filtration	100	Okay & karacik, 2008	3
<b>Krebsdyr</b>						
<b><i>Branchiopoda</i></b>						
<i>Artemia salina</i>	Nej	24 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	680	Abernethy et al., 1986	3
						Testopløsningerne er fremstillet af mættede opløsninger i medium, som ikke var malt, men i stedet sammenholdt med vandopløselighedsdata og

<i>Artemia salina</i>	Ja	24 timer	EC <sub>50</sub> , immobilitet	<b>520</b>	Foster & Tullis, 1984	beregnet fra vandopløseligheden 2
<b>Amphipoda</b>						
<i>Acartia tonsa</i>	Nej	48 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	<b>422</b>	Bellas & Thor, 2007	2
<i>Corophium multisetosum</i>	Nej	48 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	215,2	Sanz-Lazaro et al., 2008	3
<i>Gammarus aequicauda</i>	Nej	48 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	173,85	Sanz-Lazaro et al., 2008	3
<i>Gammarus locusta</i>	Nej	48 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	147,64	Sanz-Lazaro et al., 2008	3
<b>Copepoda</b>						
<i>Oithona davisae</i>	Ja	48 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	<b>522</b>	Barata et al., 2005	2
<b>Decapoda</b>						
<i>Palaemonetes pugio</i>	Ja	60 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	<b>360</b>	Unger et al., 2007	2
<b>Fisk</b>						
<i>Cyprinodon variegatus</i>	Nej	96 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	478	Moreau et al., 1999	3

<sup>1</sup> Studiet af Rosen & Miller (2011) indgår ikke i Verbruggen (2011). Troværdigheden af studiet er vurderet af miljøstyrelsen.

### Saltvandsorganismer

#### Kronisk toksicitet

	Målt	Varighed	Effekt	Værdi µg/l	Reference	Troværdighed (1-4) af Verbruggen, 2012
<b>Alger</b>						
<b>Chlorophyta (grønalge)</b>						
<i>Scenedesmus armatus</i>	Ja	24 timer	EC <sub>10</sub> , vækst	620	Aksman & Tukaj, 2004	3
<b>Bakterier</b>						
<i>Vibrio fischeri</i>	Nej	18 timer	EC <sub>10</sub> , vækst (med og uden lys)	810	El-Alawi et al., 2001	3
<i>Vibrio fischeri</i>	Nej	18 timer	EC <sub>10</sub> , bioluminescens	870	El-Alawi et al., 2001	3
<b>Ledorme</b>						
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	Nej	14 dage	LC <sub>50</sub> , dødelighed	501	Emery & Dillon, 1996	3
<i>Neanthes arenaceodentata</i>	Nej	8 uger	NOEC, dødelighed	<20	Emery & Dillon, 1996	3
Kun en koncentration testet						



<b>Krebsdyr</b>						
<b><i>Copepoda</i></b>						
<i>Acartia tonsa</i>	Nej	48 timer	EC <sub>10</sub> , produktion af æg	109	Bellas & Thor, 2007	2
<i>Acartia tonsa</i>	Nej	72 timer	EC <sub>10</sub> , klækning	165	Bellas & Thor, 2007	2
<b><i>Acartia tonsa</i></b>	Nej	72 timer	EC <sub>10</sub> , recruitment	<b>69</b>	Bellas & Thor, 2007	2
<b><i>Decapoda</i></b>						
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	Nej	til voksen	NOEC, dødelighed	100	Laughlin & Neff, 1979	3
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	Nej	til voksen	NOEC, dødelighed	150	Laughlin & Neff, 1979	3
<b>Pighuder</b>						
<b><i>Echinoidea (søpindsvin)</i></b>						
<b><i>Arbacia punctulata</i></b>	Ja	1 time	EC <sub>10</sub> , fertilitet	<b>169</b>	Evans & Nipper, 2008	2 EC <sub>10</sub> for fertilitet er beregnet som et geometrisk gennemsnit af to beregnede EC <sub>10</sub> -værdier ud fra figur 1A i artiklen
<i>Lytechinus anemesis</i>	Nej	Indtil sen gastrula stadie	EC <sub>10</sub> , misdannelser	100	Pillai et al., 2003	3
<b><i>Paracentrotus lividus</i></b>	Ja	48 timer	EC <sub>10</sub> , larve udvikling	<b>105</b>	Bellas et al., 2008	2
<b>Bløddyr</b>						
<b><i>Musling</i></b>						
<b><i>Mytilus galloprovincialis</i></b>	Ja	48 timer	EC <sub>10</sub> , larve udvikling	<b>29</b>	Bellas et al., 2008	2
<b>Sækdyr</b>						
<b><i>Ciona intestinalis</i></b>	Ja	20 timer	EC <sub>10</sub> , larve udvikling	<b>262</b>	Bellas et al., 2008	2
<b>Fisk</b>						
<b><i>Clupea harengus</i></b>	Ja	96 timer	NOEC, misdannelser	<150	Petersen & Kristensen, 1998	2 Kun en koncentration testet og studiet var sat op som et biokoncentrations eksperiment med fiskeæg og larver
<i>Gadus morhua</i>	Nej	120 timer	NOEC, misdannelser	<125	Petersen & Kristensen, 1998	2

<i>Paralichthys olivaceus</i>	Nej	4 uger	EC <sub>10</sub> , vægt	68	Jee et al., 2004	Kun en koncentration testet og studiet var sat op som et biokoncentrations eksperiment med fiskeæg og larver
<i>Scophthalmus maximus</i>	Ja	72 timer	NOEC, misdannelser	<168	Petersen & Kristensen, 1998 <sup>1</sup>	3 2 Kun en koncentration testet og studiet var sat op som et biokoncentrations eksperiment med fiskeæg og larver

<sup>1</sup> Studiet af Petersen & Kristensen (1998) angiver en mindre end toksicitetsværdi for arterne *Scophthalmus maximus*, *Gadus morhua* og *Clupea harengus*. Jf. TGD27 s. 144 (EU, 2018) kan værdierne ikke anvendes direkte i udledningen af et vandkriterie.



## Bilag B

### SSD-analyse til bestemmelse af VKK og KVKK

Til SSD-analysen for bestemmelse af VKK og KVKK indgår hhv. kroniske og akutte toksicitetsværdier for både fersk- og saltvandslevende organismer. Fersk- og saltvandsdata er puljet for hhv. kronisk og akut data på basis af resultaterne af den non-parametriske statistiske test for sammenligning af medianer (Mann-Whitney U test). Resultaterne er beskrevet i afsnit 6.1 for VKK og 6.2 for KVKK. Toksicitetsværdierne, der indgår i hhv. SSD-analysen for VKK og KVKK er markeret med fed i Bilag A i de respektive tabeller.

SSD-analyserne er udført i programmet ETX v. 2.3 fra 2020 udviklet af RIVM. Nedenstående skærmprents fra ETX-programmet viser resultaterne af SSD-analyserne, samt "goodness of fit" testresultaterne og graferne over artssensitivitetsfordelingen.

#### Resultater for VKK

##### Parameters of the normal distribution

Name	Value	Description
mean	1,62E0	mean of the log toxicity values
s.d.	5,62E-1	sample standard deviation
n	1,40E1	sample size

##### HC5 results

Name	Value	log10 (Value)	Description
LL HC5	1,408E0	1,485E-1	lower estimate of the HC5
HC5	4,690E0	6,712E-1	median estimate of the HC5
UL HC5	9,994E0	9,998E-1	upper estimate of the HC5
sprHC5	7,099E0	8,512E-1	spread of the HC5 estimate

##### FA At HC5 results

Name	Value	Description
FA lower	0,92	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
FA median	5,00	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC5
FA upper	16,63	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC5

##### HC50 results

Name	Value	log10 (Value)	Description
LL HC50	2,243E1	1,351E0	lower estimate of the HC50
HC50	4,136E1	1,617E0	median estimate of the HC50
UL HC50	7,626E1	1,882E0	upper estimate of the HC50
sprHC50	3,400E0	5,315E-1	spread of the HC50 estimate

##### FA At HC50 results

Name	Value	Description
FA lower	33,01	5% confidence limit of the FA at standardised median logHC50
FA median	50,00	50% confidence limit of the FA at standardised median logHC50
FA upper	66,99	95% confidence limit of the FA at standardised median logHC50

## 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: **5,90E-1**  
n: **14**

**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: **6,67E-1**  
n: **14**

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

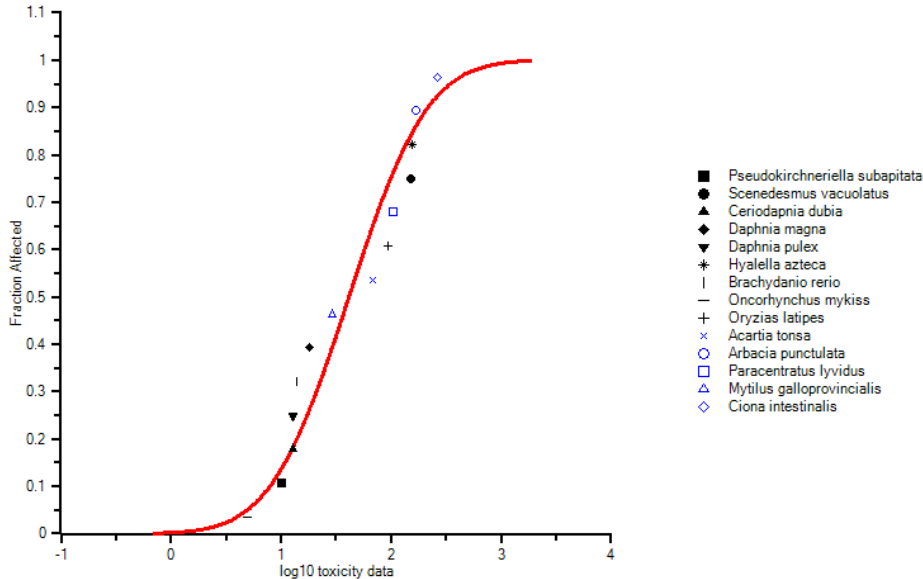
### Cramer von Mises test for normality

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: **9,50E-2**  
n: **14**

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

## SSD Graph



## Resultater for KVKK

### Parameters of the normal distribution

Name	Value	Description
mean	2,45E0	mean of the log toxicity values
s.d.	4,48E-1	sample standard deviation
n	1,90E1	sample size

### HCS results

Name	Value	log10 (Value)	Description
LL HCS	2,314E1	1,364E0	lower estimate of the HCS
HCS	5,014E1	1,700E0	median estimate of the HCS
UL HCS	8,468E1	1,928E0	upper estimate of the HCS
sprHCS	3,660E0	5,635E-1	spread of the HCS estimate

### FA At HCS results

Name	Value	Description
FA lower	1,22	5% confidence limit of the FA at standardised median logHCS
FA median	5,00	50% confidence limit of the FA at standardised median logHCS
FA upper	14,39	95% confidence limit of the FA at standardised median logHCS

### HC50 results

Name	Value	log10 (Value)	Description
LL HC50	1,866E2	2,271E0	lower estimate of the HC50
HC50	2,812E2	2,449E0	median estimate of the HC50
UL HC50	4,237E2	2,627E0	upper estimate of the HC50
sprHC50	2,271E0	3,562E-1	spread of the HC50 estimate

### Toxicity data

#### Anderson-Darling test for normality

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

AD Statistic: **6,59E-1**  
n: **19**

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: **8,16E-1**  
n: **19**

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

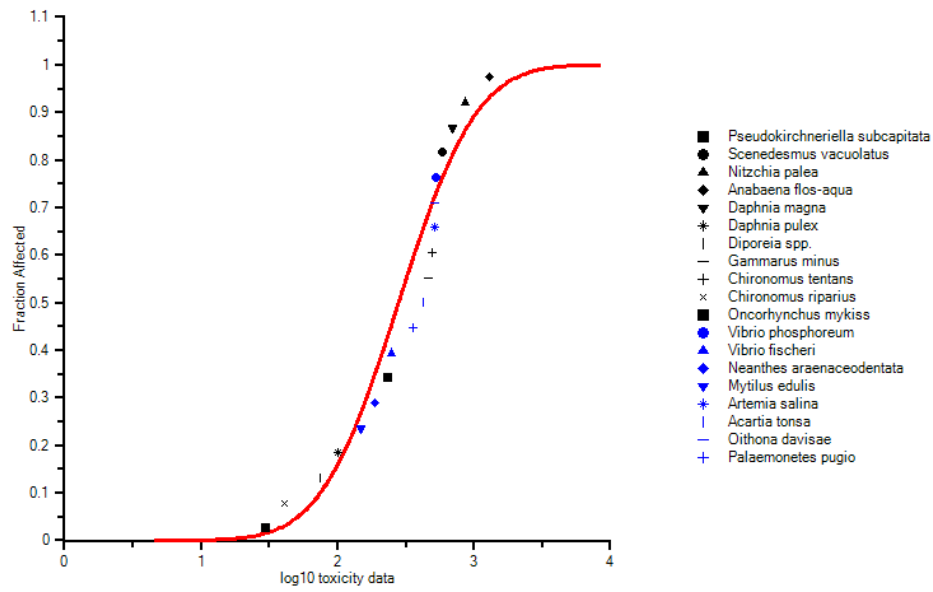
#### Cramer von Mises test for normality

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

CM Statistic: **1,11E-1**  
n: **19**

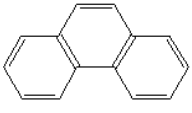
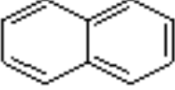
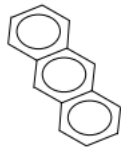
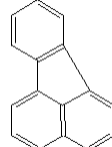
Note: below n=20, this test may not perform well.

### SSD Graph



# Bilag C

## Sammenligning af PAH'er til bestemmelse af BKK<sub>sek.forgiftn.</sub>

	Phenanthren	Naphthalen	Anthracen	Fluoranthen
				
<b>CAS nr</b>	85-01-8	91-20-3	120-12-7	206-44-0
<b>Molekyle formel</b>	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	C <sub>10</sub> H <sub>8</sub>	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>
<b>Molekyle vægt</b>	178,229	128,2	178,2	202,3
<b>Vandopløselighed mg/l</b>	0,95	31,9	0,047	0,2
<b>Log Kow</b>	4,36	3,34	4,68	5,2
<b>Harmoniseret klassificering</b>	-	Acute Tox. 4; H302 Carc. 2; H351 Aquatic acute 1; H400 Aquatic chronic 1; H410	-	-
<b>Selvklassificering</b>	Acute Tox. 4; H302 Aquatic acute 1; H400 Aquatic chronic 1; H410		Eye Irrit. 2; H319	Acute Tox. 4; H302 Aquatic acute 1; H400 Aquatic chronic 1; H410
<b>Forløbige EU-fastsatte BKK<sub>sek.forgiftn.</sub></b>	-	12,266 mg/kg føde vådvægt  NOEC = 1.104 mg/kg føde vådvægt UF = 90  Ref. EU EQS dossier (2011a)	92,222 mg/kg føde vådvægt  NOEC = 8.300 mg/kg føde vådvægt UF = 90  Ref. EU EQS dossier (2011b)	11,522 mg/kg føde vådvægt  NOEC = 1.037 mg/kg føde vådvægt UF = 90  Ref. EU EQS dossier (2011c)
<b>EU-fastsatte BKK<sub>sek.forgiftn.</sub> omregnet efter metode A i TGD27 (EU, 2018)</b>		NOAEL på 133 mg/kg lgv/d fra 90 dages studie med mus. Legemsvægt = 25,75  DEE = 64,6  Konc <sub>energinormaliseret</sub> = 0,051 mg/kJ  Konc <sub>musling</sub> = 77,52 mg/kg vådvægt  UF = 30  BKK <sub>sek.forgiftn.</sub> = 2,6 mg/kg vådvægt (musling)	NOAEL på 1000 mg/kg lgv/d fra 13 ugers studie med mus. Legemsvægt = 25,75  DEE = 64,6  Konc <sub>energinormaliseret</sub> = 0,388 mg/kJ  Konc <sub>musling</sub> = 589,76 mg/kg vådvægt  UF = 30  BKK <sub>sek.forgiftn.</sub> = 19,6 mg/kg vådvægt (musling)	NOAEL på 125 mg/kg lgv/d fra 90 dages studie med mus. Legemsvægt = 25,75  DEE = 64,6  Konc <sub>energinormaliseret</sub> = 0,048 mg/kJ  Konc <sub>musling</sub> = 72,96 mg/kg vådvægt  UF = 30  BKK <sub>sek.forgiftn.</sub> = 2,4 mg/kg vådvægt (musling)

De EU-fastsatte BKK<sub>sek.forgiftn.</sub> for naphthalen, anthracen og fluoranthen, vil efter den nye metode beskrevet i TGD27 (EU, 2018) følge nedenstående generelle metode.

NOAEL-værdierne energinormaliseres til det daglige fødeindtag et dyr skal indtage, for at møde dets energikrav (DEE) ved nedenstående formel:

$$\text{Log DEE [kJ/d]} = 0,8136 + 0,7149 * \log \text{lgv [g]}$$

En gennemsnitsværdi på 25,75 g<sup>8</sup> for legemsvægten af han og hun mus anvendes og resulterer i en DEE-værdi på 64,6 for alle tre PAH'er.

Herefter energinormaliseres NOAEL-værdierne på hhv. 133 mg/kg lgv/dag (naphthalen), 1000 mg/kg lgv/dag (anthracen) og 125 mg/kg lgv/dag for (fluoranthen) via nedenstående formel:

$$\text{Konc}_{\text{energinormaliseret}} [\text{mg/kJ}] = \text{dosis} * (\text{lgv [kg]} / \text{DEE})$$

Konc<sub>energinormaliseret</sub> resulterer i 0,051 mg/kJ (naphthalen), 0,388 mg/kJ (anthracen) og 0,048 mg/kJ (fluoranthen). Værdierne normaliseres i forhold til det kritiske fødeemne, i dette tilfælde musling.

$$\text{Konc}_{\text{musling}} [\text{mg/kg}_{\text{vådvægt}}] = \text{Konc}_{\text{energinormaliseret}} [\text{mg/kJ}] * \text{Energiindhold}_{\text{musling}} [\text{kJ/kg}_{\text{tørvægt}}] * (1 - \text{vandindhold}_{\text{musling}})$$

Der anvendes et energiindhold på 19000 kJ/kg og et vandindhold på 92% for musling, hvilket resulterer i en konc<sub>musling</sub> på 77,52 mg/kg vådvægt (naphthalen), 589,76 mg/kg vådvægt (anthracen) og 72,96 mg/kg vådvægt (fluoranthen).

En usikkerhedsfaktor på 30 (usikkerhedsfaktor på 3 fra tabel 9, grundet de subkroniske studier og en usikkerhedsfaktor på 10 fra tabel 10, grundet ekstrapolering fra laboratoriet til forskellige beskyttelsesniveauer) anvendes for alle tre PAH'er til bestemmelse af nedenstående BKK<sub>sek. forgiftn.</sub>:

$$\text{BKK}_{\text{sek. forgiftn.}} (\text{naphthalen}) = 2,6 \text{ mg/kg vådvægt, musling}$$

$$\text{BKK}_{\text{sek. forgiftn.}} (\text{anthracen}) = 19,6 \text{ mg/kg vådvægt, musling}$$

$$\text{BKK}_{\text{sek. forgiftn.}} (\text{fluoranthen}) = 2,4 \text{ mg/kg vådvægt, musling}$$

---

<sup>8</sup> John Hopkins University, Animal Care and Use Committee; <https://web.jhu.edu/animalcare/procedures/mouse.html>