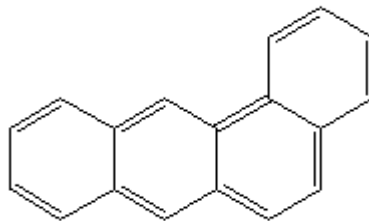




# Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet

## Benz(a)anthracen CAS nr. 56-55-3



Vandkvalitetskriterium	VKK <sub>ferskvand</sub>	0,5 ng/L
	VKK <sub>saltvand</sub>	0,5 ng/L
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK <sub>ferskvand</sub>	0,1 µg/L
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK <sub>saltvand</sub>	0,01 µg/L
Sedimentkvalitetskriterium	SKK <sub>ferskvand</sub>	302 µg/kg tørvægt (5% OC)* 6040 µg/kg tørvægt x foc
	SKK <sub>saltvand</sub>	30 µg/kg tørvægt (5% OC)* 600 µg/kg tørvægt x foc
Biota-kvalitetskriterium, sekundær forgiftning	BKK <sub>sek.forgiftn.</sub>	Ikke muligt
Biota-kvalitetskriterium, human konsum	HKK	6,14 µg/kg fiskeriprodukt, vådvægt

\* SKK-værdierne ovenfor er pga. beregningsmetoden behæftet med betydelig usikkerhed og bør derfor kun anvendes som indikative værdier.

# Indhold

<b>FORORD</b>	<b>3</b>
<b>ENGLISH SUMMARY AND CONCLUSIONS</b>	<b>4</b>
<b>1 INDLEDNING</b>	<b>7</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	12
<b>4 TOKSICITETSDATA</b>	<b>13</b>
4.1 TOKSICITET OVER FOR VANDLEVENDE ORGANISMER	13
4.2 GIFTIGHED OVER FOR SEDIMENTLEVENDE ORGANISMER	13
4.3 GIFTIGHED OVER FOR PATTEDYR OG FUGLE	14
4.4 GIFTIGHED OVER FOR MENNESKER	14
<b>5 ANDRE EFFEKTER</b>	<b>15</b>
<b>6 UDLEDNING AF VANDKVALITETSKRITERIUM</b>	<b>16</b>
6.1 VANDKVALITETSKRITERIUM (VKK)	16
6.2 KORTTIDSVANDKVALITETSKRITERIUM (KVKK)	17
6.3 KVALITETSKRITERIUM FOR SEDIMENT (SKK)	17
6.4 KVALITETSKRITERIUM FOR BIOTA, SEKUNDÆR FORGIFTNING (BKK <sub>SEK.FORGIFTN.</sub> )	18
6.5 KVALITETSKRITERIUM FOR HUMANKONSUM AF VANDLEVENDE ORGANISMER (HKK)	18
6.6 VANDKVALITETSKRITERIUM BASERET PÅ BKK <sub>SEK.FORGIFTN.</sub> OG HKK	19
<b>7 KONKLUSION</b>	<b>20</b>
<b>8 REFERENCER</b>	<b>21</b>

Bilag A: Test data for benz(a)anthracen

# 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 med kriterier er oprindeligt udarbejdet i 2008, men er opdateret 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 september 2022.

# English summary and conclusions

Benz(a)anthracen (BaA) belongs to the group of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). The substance occur i.e. as a constituent in UVCB<sup>1</sup>. BaA is derived from coal and petroleum (Germany, 2018).

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

## 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 two freshwater species (*Pseudokirchneriella subcapitata* and *Scenedesmus vacuolatus*), both representing the taxonomic group: green algae. Further, one study for the freshwater crustacean *Ceriodaphnia dubia* is available, but the toxicity value is a higher than value of >8.7 µg/l, meaning it will only have a supportive role. No chronic data is available for marine species.

The base set is not fulfilled, since toxicity data are missing for fish and only a supportive study for crustaceans is available. The study with crustaceans indicate that algae are the more sensitive group of species, with the lowest effect value for *Pseudokirchnerielle subcapitata* of 1.2 µg/l. However, compared to the acute dataset, fish seems to be the more sensitive group. Based on the effect values for algae and supportive data for crustacean the AA-EQS for both freshwater and saltwater is determined with the effect value of 1.2 µg/l and according to table 3 and 4, footnote b, in TGD27 (EU, 2018) an assessment factor of 100 and 1000 is applied, respectively, resulting in the following AA-EQS:

$$\text{AA-EQS}_{\text{freshwater}} = 1.2 \mu\text{g/l} / 100 = 0.012 \mu\text{g/l}$$

$$\text{AA-EQS}_{\text{saltwater}} = 1.2 \mu\text{g/l} / 1000 = 0.0012 \mu\text{g/l}$$

## MAC-EQS for water

Acute effect values are available for three freshwater species (*Scenedesmus vacuolatus*, *Anabaena flosaqua* and *Daphnia pulex*), representing three taxonomic groups: algae (green algae), cyanobacteria and crustacean. Further, one study is available for the freshwater fish *Pimephales promelas*, but the toxicity value is higher than value of ≥1.8 µg/l, meaning it will only have a supportive role. No acute data is available for marine species.

---

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

When the supporting data of fish is used, the base set is fulfilled. MAC-EQS for both freshwater and saltwater is determined based on the lowest effect value for *Daphnia pulex* of 10 µg/l and an assessment factor of 100 and 1000, respectively, resulting in the following MAC-EQS:

$$\text{MAC-EQS}_{\text{ferskvand}} = 10 \mu\text{g/l} / 100 = 0.1 \mu\text{g/l}$$

$$\text{MAC-EQS}_{\text{saltvand}} = 10 \mu\text{g/l} / 1000 = 0.01 \mu\text{g/l}$$

### QS for sediment

BaA has a log  $K_{ow}$  of 5.91 and hereby fulfils the criteria for determine a QS for sediment according to TGD27 (EU, 2018).

No relevant ecotoxicity data is available for sediment-dwelling organisms, thus the QS for sediment is determined by using the equilibrium-partitioning method.

From the log  $K_{ow}$  of 5.91 the log  $K_{oc}$  can be determined to 5.70, corresponding to a  $K_{oc}$  of 501,187 based on the Karickhoff's equation from paragraph 3.1.2.1 in the EU RAR (ECB, 2008).

For a EU standard sediment with a 5% organic carbon (OC) content, the partition coefficient between solid and water in sediment is,  $K_{p\text{sed}} = f_{oc\text{sed}} \times K_{oc} = 25,059$  and the partition coefficient between sediment and water  $K_{\text{sed-water}}$  can be determined based on the equation below:

$$K_{\text{sed-water}} = f_{air\text{sed}} \times K_{air\text{-water}} + f_{\text{water-sed}} + f_{\text{solid-sed}} \times (K_{p\text{sed}} / 1000) \times RHO_{\text{solid}} = 0 + 0.8 + 0.2 \times (25,059 / 1000) \times 2500 = 12,530$$

The QS for sediment can be determined based on the equation:

$$QS_{\text{sed}} = (K_{\text{sed-water}} / RHO_{\text{sed}}) \times QS_{\text{water}} \times 1000$$

This result in the following QS for sediment

$$QS_{\text{sed, freshwater}} = (12,530 / 1300) \times 0.012 \mu\text{g/l} \times 1000 = 116 \mu\text{g/kg ww}$$

$$QS_{\text{sed, saltwater}} = (12,530 / 1300) \times 0.0012 \mu\text{g/l} \times 1000 = 11.6 \mu\text{g/kg ww}$$

According to TGD27 (EU, 2018) when log  $K_{ow} > 5$ , an additional assessment factor of 10 must be used to derive the QS, because extra uncertainty due to uptake by ingestion of food should be covered. It is described in Verbruggen (2012), that studies shows a limited uptake for PAHs and thus applying an extra assessment factor will overestimate the environmental risk. Therefore, no additional assessment factor has been used.

The  $QS_{\text{sed}}$  in wet weight can be converted to dry weight by applying the conversion factor ( $COND_{\text{sed}}$ ) of 2.6 (EU, 2018):

$$QS_{\text{sed, freshwater}} = 116 \mu\text{g/kg ww} * 2.6 \approx 302 \mu\text{g/kg dw (5\% OC)}$$

$$302 \mu\text{g/kg dw} / 0.05 = 6040 \mu\text{g/kg dw} \times f_{oc}$$

$$QS_{\text{sed, saltwater}} = 11.6 \mu\text{g/kg ww} * 2.6 \approx 30 \mu\text{g/kg dw (5\% OC)}$$

$$30 \mu\text{g/kg dw} / 0.05 = 600 \mu\text{g/kg dw} \times f_{oc}$$

It is recommended that the above AA-QS<sub>sediment</sub> values are used only as indicative values as there is considerable uncertainty associated with the derivation.

### QS for secondary poisoning

BaA has log K<sub>ow</sub> of 5.91 and BCF values > 100 (table 3.1) and hereby fulfils criteria for determine a QS for secondary poisoning according to TGD27 (EU, 2018).

Relevant data for effects of BaA on birds and mammals are not available, thus a QS cannot be determined.

It is though, expected that QS for human health will be more protective than QS for secondary poisoning due to QS for human health is determined based on a cancer risk of 10<sup>-6</sup> per lifetime.

### QS for human health

BaA have a harmonized classification of Carc. 1B; H350 (may cause cancer), which trigger the derivation of a QS for human health according to TGD27 (EU, 2018).

A QS for human health was calculated based on a risk limit for human health of 0.05 µg\*kg bw<sup>-1</sup> per day, using section 4.5.3. in the TGD27 (EU, 2018):

$$QS_{\text{human health}} = (0.2 * TL_{\text{hh}}) / 0.00163 = (0.2 * 0.05 \mu\text{g} * \text{kg bw}^{-1} * \text{day}^{-1}) / 0.00163$$

$$QS_{\text{human health}} = 6.14 \mu\text{g/kg fish product, ww}$$

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

The corresponding concentration in water (QS<sub>human health, water</sub>) was calculated based on BAF values for molluscs (32,800 L/kg) and fish (BAF = 12,400 L/kg fish), using section 4.6.2 in the TGD27 (EU, 2018):

$$QS_{\text{human health, water, molluscs}} = 6.14 \mu\text{g} * \text{fish product}_{\text{ww}}^{-1} / 32,800 \text{ L} * \text{kg molluscs}^{-1} = 0.19 \text{ ng/L}$$

$$QS_{\text{human health, water, fish}} = 6.14 \mu\text{g} * \text{fish product}_{\text{ww}}^{-1} / 12,400 \text{ L} * \text{kg fish}^{-1} = 0.5 \text{ ng/L}$$

As it is considered that most people probably cover their consumption of fishery products solely by consuming fish instead of molluscs, the QS for human health based on fish is deemed most relevant.

This QS is below the AA-EQS for both fresh- and saltwater and should therefore be implemented as the overall AA-EQS for both fresh- and saltwater.

In conclusion, the following EQS for the aquatic environment have been derived for benz(a)anthracene:

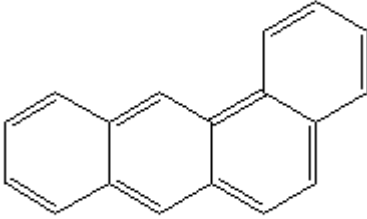
AA-EQS <sub>freshwater</sub>	= 0.5 ng/l
AA-EQS <sub>saltwater</sub>	= 0.5 ng/l
MAC-EQS <sub>freshwater</sub>	= 0.1 µg/l
MAC-EQS <sub>saltwater</sub>	= 0.01 µg/l
QS <sub>sediment, freshwater</sub>	= 302 µg/kg dry weight (5% OC) = 6040 µg/kg x f <sub>oc</sub>
QS <sub>sediment, saltwater</sub>	= 30 µg/kg dry weight (5% OC) = 600 µg/kg x f <sub>oc</sub>
QS <sub>sec. pois.</sub>	= not possible
QS <sub>human health</sub>	= 6.14 µg/kg wet weight

# 1 Indledning

Benz(a)anthracen (BaA) tilhører stofgruppen af polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH). Stoffet har ingen kendte anvendelser af betydning og produceres derfor ikke kommercielt, men det forekommer bl.a. som en bestanddel i UVCB<sup>2</sup> afledt af kul og olie. BaA (o.a. PAH'er) dannes også utilsigtet ved ufuldstændig forbrænding af organisk materiale så som træ og andet plantemateriale, kul, olie mv., herunder ved naturligt forekommende hændelser som f.eks. skovbrande og vulkanudbrud (Germany, 2018).

Oplysninger om identiteten af BaA fremgår af tabel 1.1.

Tabel 1.1. Identitet og struktur af benz(a)anthracen (Verbruggen & van Herwijnen, 2011). Klassificeringerne stammer fra CLP-forordningen (EF 1272/2008)

IUPAC navn	Benzo[a]anthracene (ECHA, 2017)
Strukturformel	
CAS nr.	56-55-3
EINECS nr.	200-280-6 (ECHA, 2009)
Kemisk formel	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>
SMILES	c12ccccc1cc3ccc4ccccc4c3c2
Harmoniseret klassificering	Carc. 1B; H350 (kan fremkalde kræft) Aquatic Acute 1; H400 (Meget giftig for vandlevende organismer) Aquatic Chronic 1; H410 (Meget giftig med langvarige virkninger for vandlevende organismer) M=100

BaA er blevet gransket regulatorisk under REACH, både som enkelt-stof og i gruppen af PAH. Som enkeltstof er BaA opført på "Kandidatlisten" under REACH, da det er et særligt problematisk stof (SVHC<sup>3</sup>) grundet dets kræftfremkaldende egenskaber (artikel 57a) og dets PBT- (artikel 57d) og vPvB-egenskaber (artikel 57e) (ECHA, 2018).

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

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

Flere reguleringstiltag under REACH er trådt i kraft for en gruppe med BaA og syv andre PAH<sup>4</sup>. Disse otte PAH er reguleret (REACH, indgang 50) i forbrugerartikler og bildæk. Holland har udarbejdet et forslag til begrænsning af samme otte PAH til materialer, der anvendes i kunstgræsbaner og underlag af gummidækningsmateriale, der trådte i kraft juli 2021 (EU, 2021).

---

<sup>4</sup> Benz[a]pyren (CAS No 50-32-8), Benz[e]pyren (CAS No 192-97-2), Chrysen (CAS No 218-01-9), Benz[b]fluoranthren (CAS No 205-99-2), Benz[j]fluoranthren (CAS No 205-82-3), Benz[k]fluoranthren (CAS No 207-08-9), Dibenz[a,h]anthracen (CAS No 53-70-3).



## 2 Fysisk kemiske egenskaber

De fysisk-kemiske egenskaber for benz(a)anthracen fremgår af tabel 2.1.

Tabel 2.1. Fysisk-kemiske egenskaber for benz(a)anthracen (Verbruggen & van Herwijnen, 2011)

Parameter	Værdi
Molekylvægt, $M_w$ ( $\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$ )	228,29
Smeltepunkt, $T_m$ ( $^{\circ}\text{C}$ )	160,5
Kogepunkt, $T_b$ ( $^{\circ}\text{C}$ )	438
Damptryk, $P_v$ (Pa)	$2,71 \cdot 10^{-5}$
Henry's konstant, $H$ ( $\text{Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$ )	0,47 <sup>1</sup>
Vandopløselighed, $S_w$ ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	10,2 <sup>1</sup>
Octanol/vand fordelingskoefficient, $\log K_{ow}$	5,91
Log $K_{oc}$	5,70 <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Geometrisk gennemsnit af to værdier ved "gas stripping" metode eller en værdi ved "headspace" metode. Værdierne er ikke præciseret i Verbruggen & van Herwijnen, 2011 eller i Verbruggen, 2012.

<sup>2</sup> Beregnet ved QSAR.

## 3 Skæbne i miljøet

SVHC-støttedokumentet for klassificering af BaA som et SVHC-stof med kræftfremkaldende, PBT- og vPvB-egenskaber (ECHA, 2017) inkluderer en gennemgang af tilgængelige data og relevante dokumenter, bl.a. SVHC-støttedokumentet for 'Coal-Tar Pitch, High Temperature' (CTPHT) og EU's risikovurderingsrapport (RAR) for CTPHT<sup>5</sup> (ECB, 2008).

BaA er klassificeret som et SVHC under REACH artikel 57e grundet stoffets høje persistens og meget bioakkumulerende egenskaber (vPvB) (ECHA, 2018).

### 3.1 Nedbrydelighed

Generelt bidrager hydrolyse ikke til nedbrydning af PAH i miljøet, grundet disse stoffers kemiske stabilitet, hvilket også vurderes at være gældende for BaA. PAH kan nedbrydes abiotisk ved fotolyse og processen beskrives nærmere i SVHC-støttedokumentet (ECHA, 2009) med EU's RAR for CTPHT som oprindelig kilde (ECB, 2008). Overordnet vurderes fotolyse af BaA ikke at være en vigtig kilde til nedbrydning af stoffet, da fotolyse kun forventes at forekomme i de øverste lag af vandkolonnen (ECHA, 2017). En vigtig note vedrørende fotolyse af PAH er, at denne reaktion, i varierende grad, kan medføre en højere toksicitet, da fotolysen kan resultere i dannelse af meget reaktive oxygen-molekyler (såkaldt singlet oxygen;  $^1\text{O}_2$ ), som kan være skadelige for biologisk materiale, og/eller danne nye mere giftige komponenter ved fotomodifikation (offest 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 aerob nedbrydning af PAH med mere end fire aromatiske ringe foregår meget langsomt. BaA, der har fire ringe, må derfor forventes at kunne nedbrydes under aerobe forhold i miljøet, men da stoffet har en lav vandopløselighed og en høj tendens til at binde sig til organisk materiale<sup>6</sup> er tilgængeligheden af stoffet en begrænsende faktor for bionedbrydning.

Nedbrydning af PAH under anaerobe forhold i miljøet sker meget langsomt, og BaA er i sådanne miljøer meget persistent.

De beregnede nedbrydningsværdier for halveringstiden for BaA indikerer at BaA er persistent i sediment med en halveringstid på 1250 dage. I akvatiske miljøer er halveringstiden for BaA beregnet til at være mellem 42-125 dage, men der må forventes en vis nedbrydning af stoffet grundet dets kemiske struktur med fire aromatiske ringe (ECHA, 2017).

<sup>5</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>6</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 BaA har en  $\log K_{ow}$  værdi på 5,91 vurderes stoffet at have et højt adsorptionspotentiale til partikler og organisk materiale i miljøet (ECHA, 2017).

### 3.2 Bioakkumulering

Overordnet for PAH beskriver EU's risikovurdering af 'Coal-Tar Pitch, High Temperature', at der er mange indikationer på, at biomagnifikation ikke forekommer i hverken akvatiske eller terrestriske organismer (ECB, 2008). Der er oftest tale om 'biominifikation', hvor der forekommer en faldende koncentration af PAH i akvatiske organismer i takt med stigende trofiske niveauer. Dette er forårsaget af organismernes evne til at metabolisere og derved biotransformere PAH.

Metaboliseringen af BaA kan ligesom andre PAH (f.eks. benz(a)pyren) ske via cytochrom P450-systemet i vertebrater. Det fremgår af SVHC-støttedokumentet for klassificering af BaA, 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. Dog giver BCF-data grund til bekymring for bioakkumulering i bløddyr (tabel 3.1). Der foreligger ikke evidens for, at andre relevante taksonomiske grupper (alger og oligochaeta) kan biotransformere BaA (ECHA, 2017).

Det Nationale Institut for Befolkningssundhed og Miljø i Holland (RIVM) publicerede i 2011 (Verbruggen & van Herwijnen) en rapport vedrørende miljøkvalitetskriterier for BaA, som også fremhæves og omtales i SVHC-støttedokumentet (ECHA, 2017). Bilag I i RIVM-rapporten indeholder detaljerede tabeller med tilgængelige værdier for biokoncentrationsfaktoren (BCF) for BaA. Tabel 3.1 nedenfor er fra samme rapport, og giver et overblik over pålidelige<sup>7</sup> bioakkumuleringsdata for BaA.

Tabel 3.1. Overblik over bioakkumuleringsdata for benz(a)anthracen. Fremgår af tabel 4 i Verbruggen & van Herwijnen, 2011

Parameter	Unit	Value	Remark
BCF (fish)	L/kg	260	Not normalised to 5% lipid
BCF (crustaceans)	L/kg	15100	Geometric mean of all BCF values for crustaceans. Only one of the BCF values has been normalized to 5% fat
BAF (molluscs)	L/kg	32800	Geometric mean of the BAF values for molluscs
BAF (crustaceans)	L/kg	12700	
BAF (fish)	L/kg	12400	
BMF	kg/kg	1	Biomagnification has not been observed (Nfon et al., 2008, Wan et al., 2007, Takeuchi et al., 2009)

Verbruggen & van Herwijnen (2011) påpeger ved gennemgang af data, at BCF-værdier udledt for fisk fra laboratorieforsøg måske underestimerer BAF-værdier i felten.

I SVHC-støttedokumentet gennemgås ikke nyere tilgængelige data.

<sup>7</sup> Tildelt en Klimisch score på 1 eller 2 ifølge Klimisch et al., 1997

### 3.3 Naturlig forekomst

BaA 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 begrænset mængde data om giftigheden af BaA 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 miljörisikoniveauer 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 BaA i vandmiljøet, dels hos ECHA og i US EPA's ECOTOX database og endelig ved en supplerende bibliografisk søgning med Google Scholar. Ved disse søgninger er der ikke identificeret yderligere valide studier af relevans for fastsættelse af VKK/KVKK, og dermed heller ingen lavere endpoints for BaA på vandlevende organismer end de udslagsgivende endpoints, der fremgår af EU's RAR (ECB, 2008) og af Verbruggen (2012).

Der er dermed fundet kroniske effektværdier for to ferskvandsalger (*Pseudokirchneriella subcapitata* og *Scenedesmus vacuolatus*), som begge repræsenterer den taksonomiske gruppe grønalge. Der foreligger ikke relevante og troværdige kroniske effektværdier for saltvandsarter. Der foreligger et enkelt studie for ferskvandskrebsdyret *Ceriodaphnia dubia*, men ingen effekt var observeret i koncentrationer op til 8,7 µg/l, hvorved den er angivet som en "større end" værdi og ikke anvendes direkte i udledningen af vandkvalitetskriteriet.

Der er fundet akutte effektværdier for tre ferskvandsarter (*Scenedesmus vacuolatus*, *Anabaena flos-aqua* og *Daphnia pulex*), som repræsenterer tre taksonomiske grupper: alge (grønalge), cyanobakterie og krebsdyr (*branchiopoda*). Der foreligger ikke relevante og troværdige akutte effektværdier for saltvandsarter.

Der foreligger et enkelt studie for ferskvandsfisken *Pimephales promelas*, hvor mere end 50% dødelighed forekom ved 1,8 µg/l (Oris & Giesy, 1987), dog var det ikke muligt at bestemme en anvendelig LC<sub>50</sub>-værdi. Studiet indikerer dog at fisk er den mest sensitive gruppe af basissættet ved akut test.

## 4.2 Giftighed over for sedimentlevende organismer

EU's RAR fra 2008 omfatter ikke studier med sedimentlevende organismer, kun vandlevende organismer i ferskvand og saltvand.

Ved RIVM's omfattende review og vurdering af PAH (Verbruggen, 2012) er der identificeret et enkelt studie med BaA på en sedimentlevende organisme, mens der ved søgningen efter nyere data, som beskrevet ovenfor (afsnit 4.1), ikke blev identificeret data om effekter på sedimentlevende organismer.

Studiet, der nævnes i Verbruggen (2012) er et 10 dages studie med det marine krebsdyr *Rhepoxynius abronius*, men der blev ikke påvist hverken mortalitet eller effekt på dyrenes nedgravningsevne (reburial) ved testkoncentrationer op til 64 mg/kg<sub>dw</sub>; std.sed. (10% OC).

Dette studie vurderes som et utilstrækkeligt datagrundlag til, at der kan foretages en udledning af SKK for benz(a)anthracen direkte ud fra toksicitetsdata på sedimentlevende organismer.

#### 4.3 Giftighed over for pattedyr og fugle

EU's RAR (ECB, 2008) konkluderer at der hverken foreligger toksicitetsdata for fugle eller pattedyr som er anvendelige til at kunne udlede en  $PNEC_{oral}$  for BaA. Det Nationale Institut for Befolkningssundhed og Miljø i Holland (RIVM) fandt ved deres søgning for data til miljøkvalitetskriterier for benz(a)anthracene heller ingen anvendelige data for giftighed over for pattedyr og fugle (Verbruggen & van Herwijnen, 2011). Ved datasøgningen i 2022 blev der heller ikke fundet data til at kunne udlede  $PNEC_{oral}$  i pattedyr eller fugle.

#### 4.4 Giftighed over for mennesker

BaA er klassificeret under CLP-forordningen (Nr. 1272/2008) som Carc. 1B; H350 (kan fremkalde kræft). Der er ikke fundet oplysninger om ADI/TDI-værdier for benz(a)anthracen. Det Nationale Institut for Befolkningssundhed og Miljø i Holland (RIVM) har anvendt en human toksikologisk grænseværdi, udledt på basis af en "non-threshold effect" på  $0,0050 \text{ mg} \cdot \text{kg}_{bw}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$  (Verbruggen & van Herwijnen, 2011).

## 5 Andre effekter

Det vurderes, at BaA 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 benz(a)anthracen. 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 to ferskvandsarter repræsenterende den taksonomiske gruppe grønalger. Ingen data er tilgængelig for saltvandsarter.

Basissættet er ikke opfyldt, da der ikke foreligger anvendeligt data for fisk, og da der kun foreligger et enkelt studie med en "større end" værdi for krebsdyr. Studiet med krebsdyr, der angiver en EC<sub>10</sub> på > 8,7 µg/l, indikerer at alger er mere sensitive, hvor den laveste effektkoncentration er for *Pseudokirchneriella subcapitata* med en EC<sub>10</sub> på 1,2 µg/l. Sammenlignet med det akutte datasæt ser fisk dog ud til at være den mest sensitive taksonomiske gruppe.

Den laveste kroniske effektkoncentration på 1,2 µg/l anvendes til beregning af VKK for både fersk- og saltvand. Data for krebsdyr anvendes supplerende i bestemmelsen af usikkerhedsfaktorerne, da den ikke har den laveste effektkoncentration. Jf. tabel 3 og 4, fodnote b, i TGD27 (EU, 2018) anvendes en usikkerhedsfaktor på 100 for bestemmelse af VKK<sub>ferskvand</sub> og 1000 for VKK<sub>saltvand</sub>. Fodnote b tillader at man anvender disse faktorer på den laveste effektkoncentration af de to kroniske resultater dækkende to trofiske niveauer, når disse resultater ikke er genereret for den art, der udviser det laveste resultat for akutte test (i dette tilfælde fisk), og så længe den laveste akutte effektkoncentration er højere end den laveste kroniske effektkoncentration. Dette resulterer i følgende VKK for ferskvand og saltvand:

$$\mathbf{VKK_{ferskvand} = 1,2 \mu\text{g/l} / 100 = 0,012 \mu\text{g/l}}$$

$$\mathbf{VKK_{saltvand} = 1,2 \mu\text{g/l} / 1000 = 0,0012 \mu\text{g/l}}$$

Til sammenligning har både EU's RAR (ECB, 2008) og Verbruggen (2012) også bestemt VKK for fersk- og saltvand til hhv. 0,012 og 0,0012 µg/l baseret på samme effektdata.



## 6.2 Korttidsvandkvalitetskriterium (KVKK)

Som beskrevet i afsnit 4.1 foreligger der akut effektdata for tre ferskvandsarter repræsenterende tre taksonomiske grupper. Ingen data er tilgængelig for saltvandsarter.

Fisk ser ud til at være den mest sensitive gruppe, med en  $LC_{50}$  på  $\geq 1,8 \mu\text{g/l}$  for *Pimephales promelas*. Når denne medtages som supplerende er basissættet opfyldt. KVKK for både fersk- og saltvand bliver bestemt på basis af den laveste effektkoncentration, som ses for krebsdyret *Daphnia pulex* med en  $LC_{50}$  på  $10 \mu\text{g/l}$ . Der vil dermed jf. tabel 5 og 6 i TGD27 (EU, 2018) kunne anvendes en usikkerhedsfaktor på 100 til bestemmelse af  $KVKK_{\text{ferskvand}}$  og en usikkerhedsfaktor på 1000 til bestemmelse af  $KVKK_{\text{saltvand}}$ . Dette resulterer i følgende KVKK for ferskvand og saltvand:

$$KVKK_{\text{ferskvand}} = 10 \mu\text{g/l} / 100 = 0,1 \mu\text{g/l}$$

$$KVKK_{\text{saltvand}} = 10 \mu\text{g/l} / 1000 = 0,01 \mu\text{g/l}$$

Til sammenligning har Verbruggen (2012) også bestemt KVKK for fersk- og saltvand til hhv. 0,1 og 0,01  $\mu\text{g/l}$  baseret på samme effektdata.

## 6.3 Kvalitetskriterium for sediment (SKK)

Jf. afsnit 4.2 foreligger der utilstrækkeligt med data vedr. effekter af benz(a)anthracen på sedimentlevende organismer, og derfor udledes SKK ved brug af EqP-metoden og de foreliggende toksicitetsdata (VKK-værdier) for vandlevende organismer jf. TGD27, afsnit 5.2 (EU, 2018).

Der benyttes en  $\text{Log } K_{ow}$  på 5,91, jf. tabel 2.1, hvorfra  $\text{Log } K_{OC}$  kan beregnes til 5,70 ( $K_{OC} = 501.187$ ) ved brug af Karickhoff's formel jf. EU's RAR, afsnit 3.1.4.2 (ECB, 2008).

For et EU standard sediment med et indhold på 5% organisk karbon (OC) bliver fordelingskoefficienten mellem fast stof og vand,  $K_{p_{\text{sed}}} = F_{OC_{\text{sed}}} \times K_{OC} = 25.059$ , og fordelingskoefficienten mellem sediment og vand,  $K_{\text{sed-water}}$  kan beregnes som:

$$K_{\text{sed-water}} = F_{\text{air}_{\text{sed}}} \times K_{\text{air-water}} + F_{\text{water-sed}} + F_{\text{solid-sed}} \times (K_{p_{\text{sed}}} / 1000) \times RHO_{\text{solid}} = 0 + 0,8 + 0,2 \times (25.059 / 1000) \times 2500 = 12.530$$

Dernæst kan SKK bestemmes på baggrund af nedenstående formel:

$$SKK = (K_{\text{sed-water}} / RHO_{\text{sed}}) \times VKK \times 1000$$

hvilket for ferskvand giver:

$$SKK_{\text{ferskvand}} = (12.530 / 1300) \times 0,012 \mu\text{g/L} \times 1000 = 116 \mu\text{g/kg vådvægt (5\% OC)}$$

og for saltvand:

$$SKK_{\text{saltvand}} = (12.530/1300) \times 0,0012 \mu\text{g/L} \times 1000 = 11,6 \mu\text{g/kg vådvægt (5\% OC)}$$

Da  $\text{Log } K_{ow}$  for BaA imidlertid er større end 5 skal der (jf. TGD27, side 104 øverst) benyttes en ekstra usikkerhedsfaktor på 10, for at tage højde for den ekstra usikkerhed der er ved optagelse af

stoffet via føde. Verbruggen (2012) beskriver, at undersøgelser har vist at dette optag er meget begrænset for PAH'er og anvendelsen af en ekstra usikkerhedsfaktor vil være en overestimering af miljørisikoen. Derfor anvendes der i dette tilfælde ikke en ekstra usikkerhedsfaktor på 10.

SKK'erne i vådvægt kan omsættes til tørvægt ved hjælp af en omregningsfaktor ( $COND_{sed}$ ) på 2,6 jf. TGD27, side 104. Herved fås følgende tørstofbaserede kriterieværdier for BaA i sediment:

$$SKK_{ferskvand} = 116 \mu\text{g/kg vådvægt} * 2,6 \approx \mathbf{302 \mu\text{g/kg tørvægt (5\% OC)}} \\ 302 \mu\text{g/kg tørvægt} / 0,05 = \mathbf{6040 \mu\text{g/kg tørvægt} * f_{oc}}$$

$$SKK_{saltvand} = 11,6 \mu\text{g/kg vådvægt} * 2,6 \approx \mathbf{30 \mu\text{g/kg tørvægt (5\% OC)}} \\ 30 \mu\text{g/kg tørvægt} / 0,05 = \mathbf{600 \mu\text{g/kg tørvægt} * f_{oc}}$$

Anvendelse af EqP-metoden er behæftet med betydelig usikkerhed og ovenstående SKK-værdier bør derfor anvendes som indikative eller foreløbige værdier indtil de kan verificeres ud fra eksperimentelle endpoints baseret på test med sedimentlevende organismer.

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

BaA har en  $\log K_{ow}$  på  $> 3$  (5,91 jf. afsnit 2) og en  $BCF_{fisk} > 100$  (jf. afsnit 3.2), og der er dermed jf. TGD27 (EU, 2018) belæg for udledning af et biotakvalitetskriterium ( $BKK_{sek.forgiftn.}$ ) for sekundær forgiftning. Der blev ved litteratursøgningen i april 2022 ikke identificeret data til at kunne udlede sådanne et kriterie, og datagrundlaget er derfor utilstrækkeligt til videre udregninger.

Det forventes dog, at det nedenfor beregnede kvalitetskriterium for human konsum af vandlevende organismer, sandsynligvis vil være mere beskyttende end et eventuelt  $BKK_{sek.forgiftn.}$ , da HKK beregnes med en grænseværdi udledt på basis af en kræftisiko på  $10^{-6}$  per livstid.

#### 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. Af 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 langsigtede effekter, som kan have indflydelse på populationer.

BaA har følgende harmoniserede klassificeringer under CLP-forordningen, som udløser krav om udledning af et kvalitetskriterium for human konsum: Carc. 1B; H350 (kan fremkalde kræft).

Der er ikke fundet oplysninger om ADI for benz(a)anthracen. Dog har det Nationale Institut for Befolkningssundhed og Miljø i Holland (RIVM) tidligere anvendt en humantoksikologisk grænseværdi, udledt på basis af en "non-threshold effect" kræftisiko på  $10^{-6}$  per livstid, på  $0,050 \mu\text{g} * \text{kg}_{gv}^{-1} * \text{dag}^{-1}$  til beregning af et kvalitetskriterium for human konsum af vandlevende organismer (Verbruggen & van Herwijnen, 2011). Denne grænseværdi anvendes til de videre beregninger.

Da der ikke foreligger datagrundlag til en vurdering af koncentrationsindtaget af BaA 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:

$$\text{HKK} = (0,2 * \text{TL}_{\text{hh}}) / 0,00163 = (0,2 * 0,05 \mu\text{g/kg lgv/dag}) / 0,00163 \text{ kg fiskeriprodukt/kg lgv/dag}$$

**HKK = 6,13  $\mu\text{g/kg}$  fiskeriprodukt, vådvægt**

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

Jævnfør TGD27 (EU, 2018) skal der laves en tilbageregning fra biotakvalitetskriterierne ( $\text{BKK}_{\text{sek.forgiftn.}}$  og HKK) til en vandkoncentration, for at se om vandkvalitetskriteriet fastsat for direkte effekter, også beskytter for sekundær forgiftning gennem fødekæden.

Det har kun været muligt at bestemme HKK og er derfor kun muligt at bestemme den ækvivalente koncentration i vand,  $\text{HKK}_{\text{vand}}$  ved anvendelse af BAF-værdierne, som fremgår af tabel 3.1. Her ses at BAF-værdien for bløddyr er højest.

$$\text{HKK}_{\text{vand, bløddyr}} = 6,13 \mu\text{g/kg fiskeriprodukt} / 32.800 \text{ L/kg} = 0,00019 \mu\text{g/l} = 0,19 \text{ ng/l}$$

Den ækvivalente koncentration i vand, beregnet ud fra BAF-værdien i bløddyr, vurderes dog ikke at være relevant for størstedelen af den danske befolkning, da det vurderes at de færreste får dækket deres konsum af fiskeriprodukter udelukkende ved indtagelse af muslinger og andre bløddyr. Derfor er den ækvivalente koncentration i vand også beregnet for BAF-værdien i fisk:

$$\text{HKK}_{\text{vand, fisk}} = 6,13 \mu\text{g/kg fiskeriprodukt} / 12400 \text{ L/kg} = 0,00049 \mu\text{g/l} = 0,5 \text{ ng/l}$$

Ovenstående vandkoncentration er lavere end de beregnede vandkvalitetskriterier for fersk- og saltvand på hhv. 0,012  $\mu\text{g/l}$  og 0,0012  $\mu\text{g/l}$ . Det betyder vandkriterierne ikke sikrer beskyttelse af biota og  $\text{HKK}_{\text{vand, fisk}}$  på 0,5 ng/l bør derfor anvendes som det overordnede vandkriterie for både ferskvand og saltvand.

# 7 Konklusion

Følgende kriterier er bestemt for benz(a)anthracen:

VKK <sub>ferskvand</sub>	= 0,5 ng/l
VKK <sub>saltvand</sub>	= 0,5 ng/l
KVKK <sub>ferskvand</sub>	= 0,1 µg/l
KVKK <sub>saltvand</sub>	= 0,01 µg/l
SKK <sub>ferskvand</sub>	= 302 µg/kg tørvægt (5% OC) = 6040 µg/kg tørvægt x $f_{oc}$
SKK <sub>saltvand</sub>	= 30 µg/kg tørvægt (5% OC) = 600 µg/kg tørvægt x $f_{oc}$
BKK <sub>sek.forgiftn.</sub>	= Ikke muligt
HKK	= 6,14 µg/kg fiskeriprodukt, vådvægt

## 8 Referencer

Altenburger, R., Walter, H. & Grote, M. (2004). What contributes to the combined effect of a complex mixture? *Environ. Sci. Technol.*, 38(23): 6353-6362.

Bamdad, M., Reader, S., Grolière, C.A., Bohatier, J. & Denizeau, F. (1997). Uptake and efflux of polycyclic aromatic hydrocarbons by *Tetrahymena pyriformis*: Evidence for a resistance mechanism. *Cytometry*, 28: 170-175.

Bastian, M.V. & Toetz, D.W. (1985). Effect of polynuclear hydrocarbons on algal nitrogen fixation (acetylene reduction). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 35: 258-265.

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-Halatte, France: Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS), Agence de l'eau Rhin-Meuse.

Boney, A.D. & Corner, E.D.S. (1962). On the effects of some carcinogenic hydrocarbons on the growth of sporelings of marine red algae. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, 42: 579-585.

Cody, T.E., Radike, M.J. & Warshawsky, D. (1984). The phototoxicity of benzo[a]pyrene in the green alga *Selenastrum capricornutum*. *Environ. Res.*, 35: 122-132.

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). Member State Committee 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.

ECHA (2017). Member State Committee Support Document of Benz[a]anthracene as a Substance of Very High Concern because of its carcinogenic (Article 57a, PBT (article 57d) and vPvB (Article 57e) Properties. Adopted on 30 November 2017.

ECHA (2018). Inclusion of substances of very high concern in the Candidate List for eventual inclusion in Annex XIV. Doc: ED/01/2018.

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., Huang, X-D., Dixon, D.G. & Greenberg, B.M. (2002). Quantitative structureactivity relationship for the photoinduced toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to the luminescent bacteria *Vibrio fischeri*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 21: 2225-2232.

EU (2008). European Union Risk Assessment Report. Coal-Tar Pitch, High Temperature. CAS no. 65996-93-2. Risk Assessment. Environment.

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 (2021). Kommissionens forordning (EU) 2021/1199 af 20. juli 2021 om ændring af bilag XVII til Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EF) nr. 1907/2006 for så vidt angår polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH) i granuler eller flis, der anvendes som fyldmateriale i syntetiske kunstgræsbaner eller i løs form på legepladser eller til sportsbrug.

Fernandez, M. & L'Haridon, J. (1992). Influence of lighting conditions on toxicity and genotoxicity of various PAH in the newt in vivo. *Mutat. Res.*, 298: 31-41.

Germany (2017). 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: Benz[a]anthracene. EC Number: 200-280-6. CAS Number: 56-55-3. Submitted by: Germany. Date: August 2017.

Huang, X.-D., Krylov, S.N., Ren, L., McConkey, B.J., Dixon, D.G. & Greenberg, B.M. (1997). Mechanistic quantitative structure-activity relationship model for the photoinduced toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons: II. An empirical model for the toxicity of 16 polycyclic aromatic hydrocarbons to the duckweed *Lemna gibba* L. G-3. *Environ. Toxicol. Chem.*, 16: 2296-2303.

Johnson, B.T. & Long, E.R. (1998). Rapid toxicity assessment of sediment from estuarine ecosystems: A new tandem *in vitro* testing approach. *Environ. Toxicol. Chem.*, 17: 1099-1106.

Klimish, H.J., Andrae, 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.

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

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.

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.

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.

Verbruggen, E. M. J. & van Herwijnen, R. (2011). Environmental risk limits for benz[a]anthracene. RIVM Letter Report 601357009/2011. National Institute for Public Health and the Environment. Ministry of Health, Welfare and Sport.

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

# Bilag A

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

### Ferskvandsorganismer

#### Akut toksicitet

	Målt	Varighed	Effekt	Værdi µg/l	Reference	Troværdighed (1-4) af Verbruggen, 2012 Bemærkninger
<b>Alger</b>						
<b>Grønalger</b>						
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Nej	96 timer	EC <sub>50</sub> , vækst	>40000	Cody et al., 1984	3
<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Ja	24 timer	EC <sub>50</sub> , celle antal	14	Altenburger et al., 2004	2
<b>Blågrønalger</b>						
<i>Anabaena flos-aqua</i>	Ja	2 timer	EC <sub>10</sub> , nitrogen fiksering	13	Bastian & Toetz, 1985	2 EC <sub>10</sub> -værdien er bestemt fra data i studiet og log-logistisk dosis-respons forhold (Verbruggen, 2012)
<b>Krebsdyr</b>						
<b>Branchiopoda</b>						
<i>Daphnia pulex</i>	Nej	96 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	10	Trucco et al., 1983	2
<i>Daphnia magna</i>	Ja	48 timer	EC <sub>50</sub> , immobilitet	> 9,1	Bisson et al., 2000	2
<i>Daphnia magna</i>	Nej	48 timer	EC <sub>50</sub> , immobilitet	1,48 synligt lys + UVA 0,96 SSR (simulated solar radiation) 0,98 0,60 3,37	Lampi et al., 2006	3 Værdierne på 0,98 og 0,60 er bestemt fra figurerne i studiet (Verbruggen, 2012)
<i>Daphnia magna</i>	Nej	27 timer	EC <sub>50</sub> , immobilitet	3,37	Wernersson, 2003	3
<b>Padde</b>						
<i>Pleurodeles waltii</i>	Nej	6 dage	LC <sub>50</sub> , dødelighed	3,125 <> 6,25	Fernandez & L'Haridon, 1992	3
<b>Fisk</b>						



<i>Pimephales promelas</i>	Ja	96 timer	LC <sub>50</sub> , dødelighed	≥1,8	Oris & Giesy, 1987	2 Kun en koncentration testet
----------------------------	----	----------	-------------------------------	------	--------------------	----------------------------------

**Ferskvandsorganismer**  
Kronisk toksicitet

	Målt	Varighed	Effekt	Værdi µg/l	Reference	Troværdighed (1-4) af Verbruggen, 2012 Bemærkninger
<b>Alger</b>						
<b>Grønalger</b>						
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Ja	72 timer	EC <sub>10</sub> , vækst	1,2	Bisson <i>et al.</i> , 2000	2
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Nej	96 timer	EC <sub>10</sub> , vækst	18	Cody <i>et al.</i> , 1984	3 EC <sub>10</sub> -værdien er bestemt fra figurer og log-logistisk dosis respons forhold (Verbruggen, 2012)
<i>Scenedesmus vacuolatus</i>	Ja	24 timer	EC <sub>10</sub> , celle antal	8,0	Altenburger <i>et al.</i> , 2004	2
<b>Blågrønalger</b>						
<i>Anabaena flosauqa</i>	Ja	2 uger	NOEC, vækst	8,3	Bastian & Toetz, 1982	3
<b>Krebsdyr</b>						
<b>Branchiopoda</b>						
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Ja	7 dage	EC <sub>10</sub> , reproduktion	>8,7	Bisson <i>et al.</i> , 2000	2
<b>Makrofytter</b>						
<i>Lemna gibba</i>	Nej	8 dage	EC <sub>100</sub> , vækst	2000	Huang <i>et al.</i> , 1997	3
<b>Protozoa</b>						
<i>Tetrahymena oyriformis</i>	Nej	6 timer	NOEC, cell viability	>8400	Bamdad <i>et al.</i> , 1997	3
<b>Fisk</b>						
<i>Oryzias latipes</i>	Nej	18 dage	NOEC, klækning, tid til klækning	≥200	Rhodes <i>et al.</i> , 2005	3

<i>Oryzias latipes</i>	Nej	18 dage	NOEC, malformationer, længde af klækning	100	Rhodes et al., 2005	3
<i>Oryzias latipes</i>	Nej	18 dage	EC <sub>10</sub> , malformationer	79	Rhodes et al., 2005	3 EC <sub>10</sub> -værdien er bestemt fra figurer og log-logistisk dosis respons forhold (Verbruggen, 2012)

### Saltvandsorganismer

#### Akut toksicitet

	Målt	Varighed	Effekt	Værdi µg/l	Reference	Troværdighed (1-4) af Verbruggen, 2012 Bemærkninger
<b>Alger</b> <b>Rødalge</b> <i>Antithamnion plumula</i>	Nej	7 dage	EC <sub>50</sub> , vækst hæmning	100	Boney & Corner, 1962	3 EC <sub>10</sub> -værdien er bestemt fra figurer og log-logistisk dosis respons forhold (Verbruggen, 2012)
<b>Bakterier</b> <i>Vibrio fischeri</i>	Nej	15 minutter	EC <sub>50</sub> , bioluminiscens	290	EL-Alawi <i>et al.</i> , 2002	3
<i>Vibrio fischeri</i>	Nej	5 minutter	EC <sub>50</sub> , bioluminiscens	730	Johnson & Long, 1998	3

### Saltvandsorganismer

#### Kronisk toksicitet

	Målt	Varighed	Effekt	Værdi µg/l	Reference	Troværdighed (1-4) af Verbruggen, 2012 Bemærkninger
<b>Alger</b>						

<b>Rødalge</b> <i>Antithamnion plumula</i>	Nej	7 dage	EC <sub>10</sub> , vækst hæmning	5,4	Boney & Corner, 1962	3 EC <sub>10</sub> -værdien er bestemt fra figurer og log-logistisk dosis respons forhold (Verbruggen, 2012)
<b>Bakterier</b> <i>Vibrio fischeri</i>	Nej	18 timer	EC <sub>50</sub> , bioluminiscens	230	EL-Alawi <i>et al.</i> , 2002	3
<i>Vibrio fischeri</i>	Nej	18 timer	EC <sub>50</sub> , vækst	220	EL-Alawi <i>et al.</i> , 2002	3