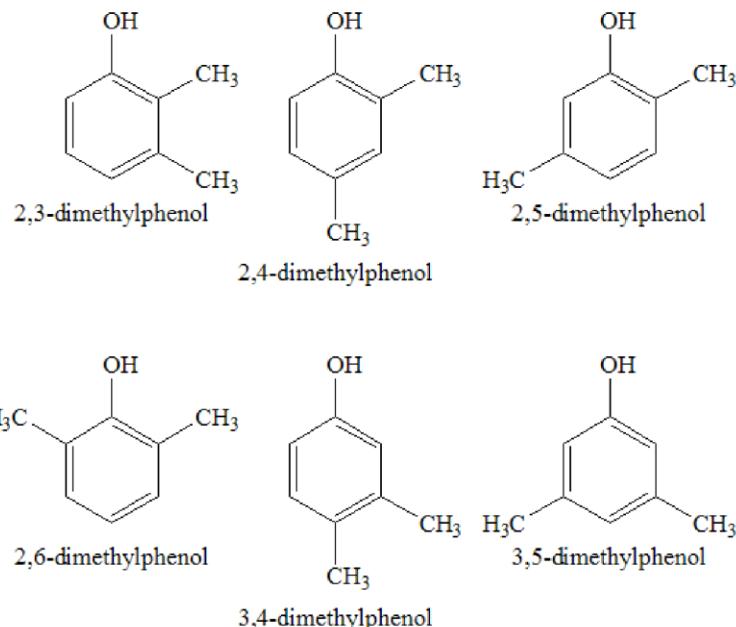




# Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet

## Dimethylphenol (DMP)

**526-75-0 (2,3-DMP), 105-67-9 (2,4-DMP), 95-87-4 (2,5-DMP),  
576-26-1 (2,6-DMP), 95-65-8 (3,4-DMP), 108-68-9 (3,5-DMP), 1300-71-6**



Vandkvalitetskriterium	VKK <sub>ferskvand</sub>	0,32 µg/l
Vandkvalitetskriterium	VKK <sub>saltvand</sub>	0,032 µg/l
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK <sub>ferskvand</sub>	126 µg/l
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK <sub>saltvand</sub>	13 µg/l
Sedimentkvalitetskriterium	SKK <sub>ferskvand</sub>	Ikke beregnet
Sedimentkvalitetskriterium	SKK <sub>saltvand</sub>	Ikke beregnet
Biota-kvalitetskriterium, sekundær forgiftning	BKK <sub>sek.forgiftn.</sub>	0,071 mg/kg [fisk] vådvægt 0,020 mg/kg [musling] vådvægt
Biota-kvalitetskriterium, humant konsum	HKK	0,074 mg/kg vådvægt

Kvalitetskriterierne kan ikke anvendes på DMP-blandinger, som indeholder andre komponenter (f.eks. methylphenoler, ethylphenoler og højere kogende alkylphenoler), og som måtte have andre toksicitetsprofiler.

# Indholdsfortegnelse

<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>11</b>
<b>3 SKÆBNE I MILJØET</b>	<b>12</b>
3.1 NEDBRYDELIGHED	12
3.2 BIOAKKUMULERING	13
3.3 NATURLIG FOREKOMST	14
<b>4 TOKSICITETSDATA</b>	<b>15</b>
4.1 TOKSICITET OVER FOR VANDLEVENEDE ORGANISMER	16
4.2 TOKSICITET OVER FOR SEDIMENTLEVENEDE ORGANISMER	16
4.3 TOKSICITET OVER FOR PATTEDYR OG FUGLE	17
4.4 TOKSICITET OVER FOR Mennesker	18
<b>5 ANDRE EFFEKTER</b>	<b>20</b>
<b>6 UDLEDNING AF VANDKVALITETSKRITERIUM</b>	<b>21</b>
6.1 VANDKVALITETSKRITERIUM (VKK)	21
6.2 KORTTIDSVANDKVALITETSKRITERIUM (KVKK)	22
6.3 KVALITETSKRITERIUM FOR SEDIMENT (SKK)	22
6.4 KVALITETSKRITERIUM FOR BIOTA, SEKUNDÆR FORGIFTNING (BKK <sub>SEK.FORGIFTN.</sub> )	22
6.5 KVALITETSKRITERIUM FOR HUMANT KONSUM AF VANDLEVENEDE ORGANISMER (HKK)	24
6.6 VANDKVALITETSKRITERIUM BASERET PÅ BKK <sub>SEK.FORGIFTN.</sub> OG HKK (BKK <sub>VAND</sub> , OG HKK <sub>VAND</sub> )	24
<b>7 KONKLUSION</b>	<b>26</b>
<b>REFERENCER</b>	<b>27</b>
<b>BILAG A</b>	<b>30</b>

# 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 vandsøjen, i sediment, i dyr og planter (biota) og for humant konsum.

Miljøstyrelsen bruger kvalitetskriterierne som det faglige grundlag til at kunne fastsætte miljøkvalitetskrav, hvorved der forstår den endelige koncentration af et bestemt forurenende stof i vand, sediment eller biota, som ikke må overskrides af hensyn til beskyttelsen af miljøet og menneskers sundhed.

Metodikken, der anvendes til udarbejdelse af miljøkvalitetskrav, er harmoniseret i EU og baserer sig på vandrammedirektivet (EU, 2000), EU's vejledning til fastsættelse af kvalitetskriterier i vandmiljøet (EU, 2018) og Miljøstyrelsens vejledning til fastsættelse af vandkvalitetskriterier (Miljøstyrelsen, 2004). Metodikken er endvidere i overensstemmelse med EU's vejledning til risikovurdering under REACH forordningen (EU, 2008).

Den sidste litteratursøgning er foretaget den 19.01.2024.

# English Summary and conclusions

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

Dimethylphenol (DMP), also called xylenol, is a volatile, aromatic compound that occurs in six isomers: 2,3-DMP, 2,4-DMP, 2,5-DMP, 2,6-DMP, 3,4-DMP and 3,5-DMP.

DMP may be degraded by (indirect) photolysis. Aerobic biodegradation tests show that the different isomers are either easily or inherently biodegradable, while no substantial biodegradation was observed in anaerobic tests. DMP does not hydrolyse.

## AA-EQS for water

Several chronic effect concentrations were available for one freshwater species, the alga *Raphidocelis subcapitata*. Chronic saltwater toxicity data were not available. The available chronic effect concentrations from guideline studies range over two orders of magnitude (NOEC growth rate 32 – 1,580 µg/L).

Based on the acute data, the alga appears to belong to the most sensitive species. Furthermore, the lower range of chronic NOEC for algae represents a conservative value. Therefore, the alga NOEC is accepted as the chronic NOEC for choosing an assessment factor (AF) of 100.

$$\begin{aligned}\text{AA-EQS}_{\text{freshwater}} &= \text{NOEC} / \text{AF} \\ &= 32 \mu\text{g/L} / 100 \\ &= \mathbf{0.32 \mu\text{g/L}}\end{aligned}$$

Correspondingly, an AF of 1.000 was used to calculate the AA-EQS for saltwater:

$$\begin{aligned}\text{AA-EQS}_{\text{saltwater}} &= \text{NOEC} / \text{AF} \\ &= 32 \mu\text{g/L} / 1,000 \\ &= \mathbf{0.032 \mu\text{g/L}}\end{aligned}$$

## MAC-EQS for water

Acute effect concentrations were available for five freshwater species (*Desmodesmus subspicatus*, *R. subcapitata*, *Daphnia magna*, *Danio rerio* and *Oryzias latipes*) and one saltwater species (*Aliivibrio fischeri*). These species represent four taxonomic groups (algae, crustacean, fish and bacteria).

Thus, the base set is complete, moreover, the standard deviation of all reliable acute toxicity values is <0.5. Therefore, an AF of 10 is chosen for calculation of MAC-EQS. The lowest available acute EC<sub>50</sub> is 1.26 mg/l for *R. subcapitata* (growth rate):

$$\begin{aligned}
 \text{MAC-EQS}_{\text{freshwater}} &= \text{EC}_{50} / \text{AF} \\
 &= 1.26 \text{ mg/L} / 10 \\
 &= 0.126 \text{ mg/L} \\
 &= \mathbf{126 \mu\text{g/L}}
 \end{aligned}$$

Correspondingly, the MAC-EQS for saltwater was calculated with an AF of 100:

$$\begin{aligned}
 \text{MAC-EQS}_{\text{saltwater}} &= \text{EC}_{50} / \text{AF} \\
 &= 1.26 \text{ mg/L} / 100 \\
 &= 0.0126 \text{ mg/L} \\
 &= \mathbf{13 \mu\text{g/L}}
 \end{aligned}$$

### QS for sediment

$\log K_{\text{ow}}$  and  $\log K_{\text{oc}}$  are  $< 3$  and no sediment toxicity data indicating high sediment toxicity were available. Therefore, a sediment QS was not derived.

### QS for secondary poisoning

Experimental  $\log K_{\text{ow}}$  are  $< 3$  and estimated BCF and BAF are  $< 100$ . However, there is a single experimental BCF value  $\geq 100$ . Therefore, it is relevant to calculate a QS for secondary poisoning.

A NOAEL of 0.6 mg/kg bw/d for effects in rats (subchronic study) was applied as the lowest available level.

Following the TGD method A the NOAEL was recalculated as diet concentration on an energy basis ( $C_{\text{energy normalized}}$ ), based on rat body weight (BW) 0.156 kg and daily energy expenditure (DEE).

$$\begin{aligned}
 \text{Log DEE [kJ/d]} &= 0.8136 + 0.7149 * \log \text{BW [g]} \\
 \text{Log DEE [kJ/d]} &= 0.8136 + 0.7149 * \log 156 \text{ [g]} = 2.38 \text{ kJ/d} \\
 \text{DEE [kJ/d]} &= 10^{2.38} = 240.7 \text{ kJ/d}
 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
 C_{\text{energy normalized}} &= \text{NOAEL} \cdot \text{BW/DEE} \\
 &= 0.6 \text{ mg/kg bw/d} \cdot 0.156 \text{ kg} / 240.7 \text{ kJ/d} \\
 &= 0.00039 \text{ mg/kJ}
 \end{aligned}$$

According to the TGD mussel should be chosen as the critical food item for substances that do not biomagnify. However, since there is no information available about BCF in bivalves, the concentration in both fish and mussel is calculated:

$$\begin{aligned}
 C_{\text{fish}} &= C_{\text{energy normalized}} \cdot \text{energycontent}_{\text{fish, dw}} \cdot (1 - \text{moisture fraction}_{\text{fish}}) \\
 &= 0.00039 \text{ mg/kJ} \cdot 21000 \text{ kJ/kg dw} \cdot (1-0.74) \\
 &= 2.12 \text{ mg/kg ww}
 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
 C_{\text{mussel}} &= C_{\text{energy normalized}} \cdot \text{energycontent}_{\text{mussel, dw}} \cdot (1 - \text{moisture fraction}_{\text{mussel}}) \\
 &= 0.00039 \text{ mg/kJ} \cdot 19000 \text{ kJ/kg dw} \cdot (1-0.92) \\
 &= 0.59 \text{ mg/kg ww}
 \end{aligned}$$

For extrapolation from subchronic to chronic effects and laboratory studies, an overall AF of 30 is applied to calculate QS<sub>sec,pois</sub>:

$$\begin{aligned} \text{QS}_{\text{sec,pois,fish}} &= C_{\text{fish}} / \text{AF} \\ &= 2.12 \text{ mg/kg ww} / 30 \\ &= \mathbf{0.071 \text{ mg/kg ww}} \\ &= \mathbf{1.4 \text{ mg/kg lipid (5% lipid)}} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{QS}_{\text{sec,pois,mussel}} &= C_{\text{mussel}} / \text{AF} \\ &= 0.59 \text{ mg/kg ww} / 30 \\ &= \mathbf{0.020 \text{ mg/kg ww}} \\ &= \mathbf{2.0 \text{ mg/kg lipid (1% lipid)}} \end{aligned}$$

## QS for human health

DMP isomers have a harmonised classification as Acute Tox. 3: H301, Toxic if swallowed, and a potential to bioaccumulate. Based on this classification, it is relevant to derive a QS for human health.

The QS<sub>human health</sub> is calculated based on the RfD 0.0006 mg/kg bw/d (IRIS, 1988). According to the TGD, an allocation factor of 20% is used, as it is assumed that 20% of the RfD is from seafood, and a standard food intake, I, of 0.00163 kg wet weight/kg bw/day:

$$\begin{aligned} \text{QS}_{\text{human health}} &= 0.2 \cdot \text{RfD} / I \\ &= 0.2 \cdot 0.0006 \text{ mg/kg bw/d} / 0.00163 \text{ kg ww/kg bw/d} \\ &= \mathbf{0.074 \text{ mg/kg ww}} \end{aligned}$$

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

A QS<sub>water</sub> based on the biota criteria was calculated under consideration of bioaccumulation as expressed by the BCF of 150 L/kg ww to see whether the AA-EQS based on direct effects also are protective for secondary poisoning.

$$\begin{aligned} \text{QS}_{\text{water, sec,pois.}} &= \text{QS}_{\text{sec,pois. fish}} / \text{BCF} \\ &= 0.071 \text{ mg/kg ww} / 150 \text{ L/kg ww} \\ &= 0.47 \mu\text{g/L} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{QS}_{\text{water, hh}} &= \text{QS}_{\text{human health}} / \text{BCF} \\ &= 0.074 \text{ mg/kg ww} / 150 \text{ L/kg ww} \\ &= 0.49 \mu\text{g/L} \end{aligned}$$

The QS<sub>water</sub> based on the biota and human health criteria exceed the derived AA-EQS<sub>freshwater</sub> and AA-EQS<sub>saltwater</sub>. The AA-EQS are therefore considered to be protective against direct effects as well as effects through the food chain (secondary poisoning and human health).

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

AA-EQS <sub>freshwater</sub>	= 0.32 µg/L
AA-EQS <sub>saltwater</sub>	= 0.032 µg/L
MAC-EQS <sub>freshwater</sub>	= 126 µg/L
MAC-EQS <sub>saltwater</sub>	= 13 µg/L
QS <sub>sed, freshwater</sub>	Not calculated
QS <sub>sed, saltwater</sub>	Not calculated
QS <sub>sec. pois.</sub>	= 0.071 mg/kg [fish] ww = 1.4 mg/kg lipid (5% lipid) = 0.020 mg/kg [mussel] ww = 2.0 mg/kg lipid (1% lipid)
QS <sub>human health</sub>	= 0.074 mg/kg wet weight

# 1 Indledning

Identiteten af dimethylphenol (DMP) fremgår af tabel 1.1.

DMP er en flygtig, aromatisk forbindelse med to methylgrupper og en hydroxygruppe. Stoffet forekommer i seks isomerer.

CAS nr. 1300-71-6 anvendes for en blanding af de forskellige isomerer af DMP, men blandingen kan også indeholde andre xylenoler, som methylphenoler (kresoler, har kun en methylgruppe og en hydroxygruppe) og phenol (ECHA, 2016). Indholdet af de enkelte komponenter er ikke angivet i registreringsdossieret under REACH (ECHA, 2016).

NICNAS (2019) angiver, at der ikke findes en fast definition for blanding med CAS nr. 1300-71-6, og det rapporteres, at industrien ikke opfatter et enkelt produkt eller en enkelt blanding som repræsentativ for blandet DMP. Blandingen kan således både betegne en blanding af DMP-isomerer, kresoler og phenol (jf. registrering under REACH), mens en kommerciel blanding af "blandede xylenoler" angives at indeholde højest 22,5 % DMP isomerer, mens resten består af phenoler, kresoler, xylenoler, ethylphenoler og højere kogende alkylphenoler (NICNAS, 2019).

DMP (CAS nr. 1300-71-6) er registreret med en tonnage mellem  $\geq 100$  til  $< 1000$  tons/år (ECHA, 2016). De enkelte isomerer er ligeledes registreret som importeret eller produceret i EU jf. opslag på de enkelte CAS nr. på ECHAs hjemmeside<sup>1</sup> (2,3-DMP med  $\geq 1$  to  $< 10$  tons/år, 2,4-DMP med  $\geq 1$  to  $< 10$  tons/år, 2,5-DMP med  $\geq 100$  tons/år, 2,6-DMP med  $\geq 1.000$  to  $< 10.000$  tons/år, 3,4-DMP med  $\geq 1$  to  $< 10$  tons/år. For 3,5-DMP er tonnagen ikke angivet, da forbindelsen kun anvendes som mellempunkt. Derudover findes der en blanding af 2,4- og 2,5-DMP, som er registreret med CAS nr. 71975-58-1 på ECHAs hjemmeside og angivet med en tonnage  $\geq 1$  to  $< 10$  tons/år.

DMP (CAS nr. 1300-71-6) og 2,6-DMP (CAS nr. 576-26-1) har således de mest betydelige tonnager.

DMP (CAS nr. 1300-71-6) anvendes som råmateriale, monomer eller proceshjælpemiddel i industrielle processer og i produktionen af kemikalier og plastprodukter (ECHA, 2016). For 2,6-DMP (CAS nr. 576-26-1) er der også angivet forbrugeranvendelser i rengøringsprodukter, i parfume/duftstoffer og imprægneringsprodukter.

DMP angives også som pesticid (Miljøstyrelsen, 2009; Miljøstyrelsen 2013). 2,4-DMP er listet som fungicid og desinfektant på PPDB (pesticiddatabasen)<sup>2</sup>, men er ikke listet i EU's pesticid database<sup>3</sup> eller i Miljøstyrelsens bruttoliste over pesticider (Miljøstyrelsen, 2022).

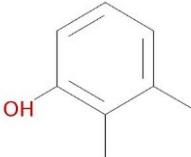
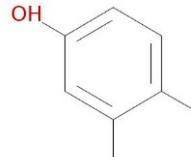
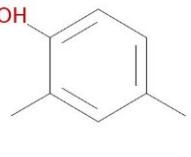
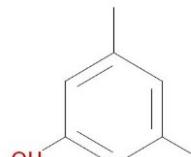
<sup>1</sup> <https://echa.europa.eu/information-on-chemicals>

<sup>2</sup> Lewis, K.A., Tzilivakis, J., Warner, D. and Green, A. (2016) An international database for pesticide risk assessments and management; PPDB; 2,4-dimethylphenol <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/Reports/1619.htm>.

<sup>3</sup> EU pesticide database <https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/start/screen/active-substances>.

Klassificeringen som angivet i Tabel 1.1 angiver klassificering for de specifikke isomerer eller for blandingen af flere isomerer og omfatter 2,3-DMP, 2,4-DMP, 2,4-DMP, 2,4-DMP, 3,4-DMP og DMP. Den harmoniserede klassificering af 3,5-DMP afviger lidt, fordi 3,5-DMP ikke er klassificeret som giftig for vandlevende organismer med langvarige virkninger (Aquatic Chronic 2: H411). Ingen DMP-forbindelser er klassificeret med kræftfremkaldende, reproduktionstoksiske eller mutagene egenskaber i EU.

**Tabel 1.1. Identitet af dimethylphenol (ECHA, 2016)**

IUPAC navn	Xylenol, 2,3-dimethylphenol; 2,4-dimethylphenol; 2,5-dimethylphenol; 2,6-dimethylphenol; 3,4-dimethylphenol; 3,5-dimethylphenol		
Strukturformel (eksempler for 4 isomerer)	2,3-DMP 	3,4-DMP 	
	2,4-DMP 	3,5-DMP 	
CAS nr.	1300-71-6 Isomerer: 526-75-0 (2,3-DMP); 105-67-9 (2,4-DMP); 95-87-4 (2,5-DMP); 576-26-1 (2,6-DMP); 95-65-8 (3,4-DMP); 108-68-9 (3,5-DMP)		
EINECS nr.	215-089-3		
Kemisk formel	$C_8H_{10}O$		
SMILES	CC1=C(C(=CC=C1)O)C (2,3-DMP)		
Harmoniseret klassificering	Fællesnotering for alle isomerer med indeksnr. 604-006-00-X: Acute Tox. 3: H301, Giftig ved indtagelse. Acute Tox. 3: H311, Giftig ved hudkontakt. Skin Corr. 1B: H314, Forårsager svære ætsninger af huden og øjenskader. Aquatic Chronic 2: H411, Giftig for vandlevende organismer, med langvarige virkninger.		
Selvklassificering	Selvklassificering af flertallet af dataindberetttere (>850) for CAS nr. 1300-71-6 er i overensstemmelse med den harmoniserede klassificering. Nogle dataindberetttere angiver også:		

	Skin Sens. 1 H317, Kan forårsage allergisk hudreaktion Eye Dam. 1 H318, Forårsager alvorlig øjenskade
--	--

## 2 Fysisk kemiske egenskaber

De fysisk-kemiske egenskaber for DMP fremgår af Tabel 2.1.

Der kan være forskelle i de fysisk-kemiske egenskaber mellem de enkelte DMP-isomerer og især mellem de isolerede isomerer og DMP-blanding (CAS 1300-71-6). Tabellen angiver derfor værdier for enkelte, specifikke isomerer og DMP-blanding.

**Tabel 2.1. Fysisk kemiske egenskaber for DMP og udvalgte isomerer.**

Parameter	Værdi	Reference
Molekylevægt, $M_w$ ( $\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$ )	122,16	HSDB, 2024
Smeltepunkt, $T_m$ ( $^{\circ}\text{C}$ )	24,54 (for 2,4-DMP) 46 (for 2,6-DMP) <sup>1</sup> -20 – 62,1 (for DMP, afhængig af sammensætning)	ECHA, 2022a ECHA, 2021 ECHA, 2016
Kogepunkt, $T_b$ ( $^{\circ}\text{C}$ )	210,93 (for 2,4-DMP) 201 (for 2,6-DMP) 221 (for DMP)	ECHA, 2022a ECHA, 2021 ECHA, 2016
Damptyk, $P_v$ (Pa)	22 (for 2,4-DMP) 19,99 (For 2,6-DMP) 33,2 (for DMP)	ECHA, 2022a ECHA, 2021 ECHA, 2016
Henry's konstant, $H$ ( $\text{Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$ )	0,203 (for 2,4-DMP) 0,41 (for 2,6-DMP)	USEPA, 2001 ECHA, 2021
Vandopløselighed, $S_w$ ( $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	8,79 (for 2,4-DMP) 6,047 (for 2,6-DMP) 7,67 (for DMP)	ECHA, 2022a ECHA, 2021 ECHA, 2016
Dissociationskonstant, $pK_a$	10,6 (for 2,6-DMP) 10,6 (for DMP)	ECHA, 2021 ECHA, 2016
Octanol/vand fordelingskoefficient, $\log K_{ow}$	2,6 (for 2,4-DMP) 2,3 (for 2,6-DMP) 2,2 – 3 (for DMP)	ECHA, 2022a ECHA, 2021 ECHA, 2016
Sediment/vand fordelingskoefficient, normaliseret til organisk karbon <sup>2</sup> , $K_{oc}$ ( $\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	430 (for 2,4-DMP) <sup>3</sup> 339 (for 2,5-DMP) <sup>4</sup> 440 (for 2,5-DMP) <sup>5</sup> 460 (for 2,6-DMP) <sup>6</sup>	HSDB, 2024 ECHA, 2022 HSDB, 2024 HSDB, 2024

<sup>1</sup>Baseret på et gennemsnit af seks værdier tilgængelig i diverse kemi-håndbøger.

<sup>2</sup> Begrænsede eksperimentelle data tilgængelige. Registranten af DMP angiver at adsorptionstest behøves ikke at udføres pga. den lave octanol/vand fordelingskoefficient, som indikerer ringe potentiale for adsorption i jord eller sediment.

<sup>3</sup> Estimeret værdi ud fra en  $\log K_{ow}$  of 2.30 og regressionsligning

<sup>4</sup> Estimeret værdi med EPI Suite<sup>TM</sup> v4.11, KOCWIN v2.00, baseret på Log  $K_{ow}$  2,6

<sup>5</sup> Estimeret værdi ud fra en  $\log K_{ow}$  of 2.33 og regressionsligning

<sup>6</sup> Estimeret værdi ud fra en  $\log K_{ow}$  of 2.36 og regressionsligning

# 3 Skæbne i miljøet

## 3.1 Nedbrydelighed

Den britiske miljømyndighed har i 2005 vurderet alkylphenoler, herunder også DMP, i forbindelse med miljømæssig risikovurdering af alkylphenoler og mulige alternativer for nonylphenol (UK Environment Agency, 2005). Derudover er der data om nedbrydning tilgængelige fra flere registreringsdossierer for DMP-isomerer samt fra Hazardous Substances Data Bank (HSDB).

### Fotolyse

Ifølge oplysninger på HSDB (2024) kan der forekomme direkte fotolyse af 2,3-DMP i vand. Der er dog ikke angivet halveringstider for hverken 2,3-DMP eller andre isomerer. Derudover angives det, at halveringstiden af phenoler i humusholdigt vand kan måles i timer pga. reaktion med peroxyradikaler.

I registreringsdossieret for 2,6-xylenol refereres et studie om fototransformation i vand ved brug af direkte sollys (Faust and Hoigne, 1987, citeret i ECHA, 2021), hvor sensibiliseret photooxidation af phenoler med fulvinsyre i naturligt vand blev målt. Faust og Hoigne (1987) mäter halveringstiden til 7,4 timer i vandoverfladen og 19 timer i en meters dybde ved konstant sollys. Faust og Hoigne (1987) mäter også halveringstiden i Greifensee sø i Schweiz til 1,9 dage i den øverste meter af vandet. Målingerne blev foretaget i juni måned på skyfrie dage over 4 timer, hvor solen stod højest på himlen (ECHA, 2021).

På baggrund af de tilgængelige data konkluderes det, at DMP kan nedbrydes fotolytisk i vand. Der er dog ikke identificeret yderligere oplysninger om betydningen af nedbrydningsvejene i vand via direkte fotolyse versus fotosensibiliserede reaktioner i humusholdigt vand. I forbindelse med vurderingen af toksicitetstest i vand er det derfor vigtigt at tage højde for, om eksponeringskoncentrationer er mælte, om mediet måtte indeholde opløst organisk karbon (som kan facilitere indirekte fotolyse), eller om der er taget andre forholdsregler for at mindske fotolytisk nedbrydning af DMP.

### Hydrolyse

Hydrolyse af DMP anses som usandsynligt under normale miljøforhold, eftersom den kemiske struktur af DMP ikke indeholder hydrolyserbare funktionelle grupper (UK Environment Agency, 2005; ECHA, 2016; ECHA, 2021; HSBD, 2024)

### Bionedbrydelighed

UK Environment Agency (2005) konkluderer, at DMP-isomerer er let bionedbrydelige og bionedbrydes fuldstændigt (mineraliseres) i løbet af et par uger baseret på QSAR estimering (Syracuse Research Corporation BIOWIN (V3.63) Program). Forfatterne noterer også, at baseret på de tilgængelige data om nedbrydelighed af alkylphenoler og viden om de naturligt tilstedevarende alkylphenoler kan det forventes, at der findes mikroorganismer, der har udviklet enzymer til nedbrydning af alkylphenoler, herunder også DMP-isomerer (UK Environment Agency, 2005).

Fra REACH registreringsdossiererne kan oplysninger om bionedbrydning sammenfattes som følgende:

På baggrund af seks eksperimentelle værdier og en QSAR-værdi vurderer registranten ved en weight-of-evidence tilgang, at 2,6-DMP bionedbrydes ('inherently biodegradable'), men ikke opfylder kriteriet for let bionedbrydelighed (ECHA, 2021, for 2,6-DMP).

På baggrund af et OECD 301C guideline studie (key studie) og et OECD 302B (supplerende studie) vurderer registranten, at 2,5-DMP ikke er let bionedbrydeligt i henhold til OECD's kriterier (2% efter 28 d, OECD 301C), men kan anses for at være bionedbrydeligt ('inherently biodegradable'), dog uden at opfylde de specifikke kriterier (ECHA, 2022, for 2,5-DMP).

På baggrund af et GLP-studie (svarende til OECD 301C biodegradation test) blev 2,4-DMP bestemt til at være let bionedbrydeligt i vand med 91% bionedbrydning efter 28 dage (ECHA, 2022a, for 2,4 DMP).

Registranten for DMP sammenfatter undersøgelsesdata om de forskellige DMP-isomerer således, at 2,3- og 2,4-DMP er let bionedbrydelige i vand, mens de resterende 4 isomerer (2,5-DMP, 2,6-DMP, 3-4-DMP og 3,5-DMP) er bionedbrydelige ('inherently biodegradable') på baggrund af OECD 302B studiet (Pitter, 1976, refereret i ECHA, 2016).

Vedr. anaerob nedbrydelighed indikerer tre studier, at DMP ikke er let nedbrydeligt under anaerobe forhold (studie fra 2010 refereret i ECHA, 2016; Puig-Grajales et al., 2000, refereret i ECHA, 2016 og Horowitz, 1982, refereret i ECHA, 2016). Dette er i overensstemmelse med et studie refereret på HSDB (2024, Kaminski et al., 1983), hvor ingen bionedbrydning blev observeret i løbet af 24 dage med anaerobt sediment fra Saale floden (Tyskland).

### 3.2 Bioakkumulering

Der er kun fundet én eksperimentelt fastsat BCF for 2,4 dimethylphenol med en BCF på 150 for fisk (*Lepomis macrochirus*) efter 28 dages eksponering. De resterende BCF tilgængelige på HSDB er beregnet og ligger i intervallet 29-57 (Tabel 3.1). De tilgængelige værdier indikerer, at potentialet for biokoncentrering i akvatiske organismer er moderat (HSDB, 2024).

I REACH registreringsdossierne for DMP (ECHA, 2016), 2,5-DMP (ECHA, 2022) og 2,6-DMP (ECHA, 2021) angives det, at DMP har ringe potentiale for bioakkumulering grundet  $\log K_{ow} < 3$ .

US EPA (2015) har i deres opdatering af miljøkvalitetskriterier for human sundhed beregnet BAF værdier i intervallet 4,8 – 7,0 for de trofiske niveauer 2 – 4.

**Tabel 3.1. BCF og BAF for DMP isomerer**

Forbindelse	Faktor	Værdi	Bemærkning	Reference
2,3-DMP	BCF	57	Beregnet vha. en estimeret log $K_{ow}$ på 2,61 og en regressionsafleadt ligning.	HSBD, 2024
2,4-DMP	BCF	150	Fisk ( <i>Lepomis macrochirus</i> ) og 28 dages eksponering).	Veith GD et al. 1980** citeret in HSDB, 2024
2,5-DMP	BCF	35	Beregnet vha. en estimeret log $K_{ow}$ på 2,33 og en regressionsafleadt ligning.	HSBD, 2024
2,6-DMP	BCF	37	Beregnet vha. en estimeret log $K_{ow}$ på 2,36 og en regressionsafleadt ligning.	HSBD, 2024
3,4-DMP	BCF	29	Beregnet vha. en estimeret log $K_{ow}$ på 2,23 og en regressionsafleadt ligning.	HSBD, 2024
3,5-DMP	BCF	36	Beregnet vha. en estimeret log $K_{ow}$ på 2,35 og en regressionsafleadt ligning.	HSBD, 2024
2,4-DMP	BAF TL2*	4,8 L/kg	Beregnet vha. $K_{ow}$ -metoden	US EPA, 2015
2,4-DMP	BAF TL3*	6,2 L/kg	Beregnet vha. $K_{ow}$ -metoden	US EPA, 2015
2,4-DMP	BAF TL4*	7,0 L/kg	Beregnet vha. $K_{ow}$ -metoden	US EPA, 2015

\*TL – trofisk level

\*\* Originalreference ikke tilgængelig

### 3.3 Naturlig forekomst

DMP forekommer som naturlig bestanddel i råolie og tjære.<sup>4</sup>

Små mængder angives også at forekomme i røgede fødevarer, tobak, tobaksrøg, te, ristet kaffe og æteriske olier fra nåletræer (Sasol, 2016).

---

<sup>4</sup> ECHA substance infocard <https://echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.059.999>

## 4 Toksicitetsdata

Toksicitetsdata er blevet identificeret fra flere kilder og relevante studier er listet i Bilag A.

Dette datablad er en opdatering af databladet fra 2009 for DMP (Miljøstyrelsen, 2009), og der er taget udgangspunkt i de data, der er rapporteret i databladet fra 2009 (ECOTOX data, samt en japansk risikovurderingsrapport). Derudover er der foretaget søgninger efter yderligere/opdaterede data i offentligt tilgængelige review rapporter (åben søgning via Google), specifikke søgninger på diverse nationale myndigheders hjemmesider, på videnskabelige databaser (via PubChem, ACS Publications, PMC Europe, Google Scholar), i REACH registreringsdossierne på ECHAs hjemmeside og på ECOTOX-databasen (US EPA, 2023).

Dataene er blevet CRED-troværdighedsvurderet baseret på oplysninger givet i originalreferencen eller beskrivelserne i sekundære litteraturkilder. Originalreferencer fra studier listet i REACH registreringsdossierne har typisk ikke været tilgængelige, og studier er derfor blevet troværdighedsvurderet på baggrund af beskrivelserne givet i registreringsdossierne. Hvis beskrivelserne af studierne i registreringsdossierne har været detaljerede nok for at kunne gennemføre en troværdighedsvurdering, og dataene er blevet vurderet som troværdige, er studierne tildelt en troværdighedsscore 2 og er anvendt til udledning af miljøkvalitetskriterier. I tilfælde, hvor originalreferencen ikke har været tilgængelig, og beskrivelsen af studierne har været utilstrækkelig (f.eks. for studier listet i ECOTOX databasen eller registreringsdossierne), er studierne blevet tildelt en troværdighedsscore 4. – Dette er dog et udtryk for, at der mangler oplysninger for at troværdighedsvurdere studiet, og ikke at originalreferencen er af ringe kvalitet.

Der er kun ekstraheret data fra registreringsdossierne for specifikke DMP-isomerer, da økotoksicitetsdata i det ”generelle” DMP registreringsdossier (ECHA, 2016) udelukkende er baseret på test med *p*- og *m*-kresol og ikke på DMP-isomerer eller DMP-blandinger.

Det bemærkes, at DMP-isomerer kan nedbrydes ved direkte eller indirekte fotolyse, og at stoffet derudover er flygtigt.

Brinkmann et al. (2019) har undersøgt afvigelser mellem nominelle og faktiske eksponeringskoncentrationer af DMP-isomerer i standardtest med bakterier (*Aliivibrio fischeri*), alger (*Desmodesmus subspicatus*), *Daphnia magna* og zebrafisk (*Danio rerio*).

I bakterietesten blev der ikke fundet væsentlige tab (tab <20%) af DMP-isomerer over testtiden (30 min). I algetesten blev der fundet væsentlige tab (>20%) af DMP-isomerer over testtiden (72 timer). I test med *D. magna* blev der fundet tab af DMP-isomerer, dog ikke væsentlige (<20%) over testtiden (48 timer). I testen med zebrafisk (embryoer, ’fish embryo toxicity’ FET-test) blev der fundet væsentlige tab (15-30%) af DMP-isomerer over testtiden (48 timer). Brinkmann et al. (2019) konkluderer, at der forekommer signifikante koncentrationsfald af de undersøgte stoffer, herunder DMP-isomerer, i alge- og FET-testen i løbet af testenes varighed, i algetesten endda op til 70%. En vurdering, der er baseret på nominelle eksponeringskoncentrationer, kan derfor drastisk undervurdere toksicitetspotentialet (Brinkmann et al. 2019). Brinkmann et al. (2019) fastslår

således, at der kan forekomme væsentlige tab af stoffet over testperioden, men oplyser ikke om mulige årsager til disse tab.

Effektkoncentrationer fra studier, hvor det ikke er beskrevet, at der tages højde for mulig fotolytisk nedbrydning, flygtighed, eller hvor der ikke er foretaget analytisk kontrol af testkoncentrationer, anses derfor ikke som pålidelige (og vurderes som udgangspunkt med troværdighedsscore 3). Studier, hvor effektkoncentrationer er angivet som nominelle koncentrationer, men afvigelsen af målte koncentrationer ved start og ved slut af eksponeringstiden var mindre end  $\pm 20\%$  i forhold til den nominelle koncentration, vurderes som udgangspunkt med troværdighedsscore 1-2.

Der tages kun hensyn til data fra studier, som er vurderet med troværdighedsscore 1 eller 2 til udledning af kvalitetskriterierne.

#### 4.1 Toksicitet over for vandlevende organismer

Aruoja et al. (2011) har gennemført toksicitetstests med alger og bakterier med 58 substituerede aniliner og phenoler (substitueret med en, to eller tre grupper af enten -chloro, -methyl eller ethyl) og konkluderer, at *para*-positionen i molekylerne havde tendens til at øge toksiciteten, mens de fleste af de *ortho*-substituerede stoffer var de mindst giftige. Dette betyder, at toksicitet af 2,4-DMP og 3,4-DMP kan forventes at være større end toksiciteten af f.eks. 2,6-DMP eller 2,3-DMP.

EC<sub>50</sub> værdier for vækstraten i alger ligger forholdsvis tæt sammen i intervallet 19.300 – 48.100 µg/l, og de laveste værdier blev fundet for 2,4-DMP (19.300 µg/l) og 3,5-DMP (27.200 µg/l) (Aruoja et al., 2011).

EC<sub>50</sub> for bioluminescens i bakterier (*Aliivibrio fischeri*, 30 min) ligger i intervallet 1.300 – 67.000 µg/l, med 3,4-DMP og 2,4-DMP som de mest toksiske isomerer (Brinkmann et al. 2019).

Dette er i god overensstemmelse med resultater fra Aruoja et al. (2011), som ligeledes fandt de laveste EC<sub>50</sub> værdier i en tilsvarende test for 2,4-DMP og 3,4-DMP.

Selv om det ser ud til, at DMP-isomerer med substitution på *para*-positionen kan have en øget toksicitet, betragtes data samlet for en udledning af kvalitetskriterier for DMP-isomerer.

Der er fundet akutte, troværdige effektværdier for fem ferskvandsarter (*Desmodesmus subspicatus*, *Raphidocelis subcapitata*, *Daphnia magna*, *Danio rerio* og *Oryzias latipes*), som repræsenterer tre taksonomiske grupper (alger, krebsdyr – branchiopoda og fisk). Dertil er der fundet akutte, troværdige effektværdier for en saltvandsart, bakterien *Aliivibrio fischeri*.

Der er fundet troværdige kroniske effektværdier for en ferskvandsart (*Raphidocelis subcapitata*) og dermed én taksonomisk gruppe. Der er ikke fundet troværdige kroniske effektværdier for saltvandsarter.

#### 4.2 Toksicitet over for sedimentlevende organismer

Et enkelt studie vedr. sediments toksicitet er blevet identificeret (Holcombe & Phipps citeret i ECOTOX databasen, 1987, originalreference ikke tilgængelig). Studiet undersøger effekten af 2,4-DMP på dansemyggen *Tanytarsus dissimilis* og udleder en 48 timers LC<sub>50</sub> på 33,4 mg/l. Studiet har dog ikke været tilgængelig til troværdighedsvurdering og inddrages dermed ikke til udledning af sedimentkvalitetskriterier.

Derudover er der ikke identificeret toksicitetsdata for sedimentorganismer.

#### 4.3 Toksicitet over for pattedyr og fugle

US EPA (2015) har i opdateringen af miljøkvalitetskriterier for human sundhed for 2,4-DMP gennemført en systematisk litteratursøgning efter opdaterede toxicitetsdata med relevans for human sundhed med henblik på beregning af en referenceværdi. En NOAEL på 50 mg/kg/d baseret på et subkronisk musestudie (refereres som US EPA, 1989, men originalkilden kunne ikke findes) blev identificeret som den kritiske værdi. Der er ikke identificeret nyere relevante data for 2,4-DMP.

På IRIS databasen er der derudover identificeret NOAEL-værdier for 2,6-DMP og 3,4-DMP (se Tabel 4.1).

EFSA Panelet for Tilsætningsstoffer og Produkter eller stoffer, der anvendes i foderstoffer (FEEDAP), har i 2012 offentligjort en vurdering om sikkerhed af 16 phenol-derivater, herunder 2,6-DMP og 3,4-DMP, når de anvendes som aromastoffer i dyrefoder. Kun for 2,6-DMP er der identificeret en NOAEL, som blev vurderet som relevant af EFSA (Tabel 4.1).

NICNAS (2019) rapporterer flere akutte LD<sub>50</sub> værdier i området 296 – 3620 mg/kg lgv for de forskellige DMP-isomerer. Det er dog ikke entydig beskrevet, hvor disse værdier stammer fra. Derudover anses letale effekter ikke som de mest relevante, og der ses derfor bort fra disse værdier i dette datablad.

Økotoksikologiske studier for pattedyr eller fugle har ikke været tilgængelige i ECHA registreringsdossierne. Registreringdossierne for DMP og 2,6-DMP indeholder enkelte studier vedr. relevante effekter (toksicitet ved gentagen eksponering, genetisk toksicitet, kræftfremkaldene effekter, effekter på reproduktion eller udvikling) i pattedyr Dog er disse studier gennemført med blandinger (DMP og ethyl phenoler, eller kresoler), eller teststoffet er ikke entydig identificeret. Der ses derfor bort fra disse studier. I registreringsdossieret for 2,5-DMP og 3,5-DMP er relevante studier beskrevet, og NOAEL-værdier fra disse studier fremgår af nedenstående tabel.

Tabel 4.1. NOAEL værdier for pattedyr.

Forbindelse	Organisme	Dosering og varighed	Effekt(er)	Værdi	Reference
2,4-DMP	Mus	Subkronisk studie med oral eksponering	Kliniske tegn og hæmatologiske forandringer	NOAEL 50 mg/kg lgv /d	US EPA, 1989 <sup>1</sup> , citeret i IRIS, 1990 og US EPA, 2015
2,6-DMP	Rotte	Subkronisk studie med oral eksponering	Ændringer i kropsvægt og histopatologiske ændringer i indre organer	NOAEL 0,6 mg/kg lgv /d	Veldre and Janes, 1979 <sup>1</sup> , citeret i IRIS 1988
3,4-DMP	Rotte	Kronisk studie (8 måneder) med oral eksponering	Ændringer i blodtryk og kropsvægt; histopatologiske ændringer i lever, nyre og milt	NOAEL 1,4 mg/kg lgv /d	Veldre and Janes, 1979 <sup>1</sup> , citeret i IRIS 1988a

2,6-DMP	Rotte	Subakut (4 uger) studie med oral eksponering	Stigning i levervægt uden tilsvarende histopatologiske effekter.	NOAEL 100 mg/kg lgv /d	Anonym, 1995 <sup>1</sup> , citeret i EFSA 2012
3,5-DMP	Rotte	OECD 407/GLP Oral, subakut (4 uger), toksicitet ved gentagen dosering	Ingen effekter ved højeste dosis	NOAEL (m/f) 300 mg/kg lgv/dag (højeste testede dosis)	BG Chemie, 1993 <sup>1,2</sup> , citeret i ECHA, 2022 og ECHA, 2021c
Blanding af DMP-isomerer	Rotte	OECD 422/ GLP Oral, subakut toksicitet ved gentagen dosering	kliniske tegn (urinfarvet pels, øget relativ vægt af nyre, lever og æggestokke)	NOAEL (m/f) 100 mg/kg lgv/d	ECHA, 2022 <sup>1,2</sup>
Blanding af DMP-isomerer	Rotte	OECD 422/ GLP Oral, subakut toksicitet ved gentagen dosering	Reproduktion og udviklingseffekter	NOAEL (m/f) $\geq$ 245 mg/kg lgv/d	ECHA, 2022 <sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Originalreference ikke tilgængelig.

<sup>2</sup> Studiet er ikke myndighedsvurderet, og heller ikke vurderet i forbindelse med udarbejdelse af dette datablad, både fordi originalreference ikke var tilgængelig, og fordi studiet vurderes ikke at være udslagsgivende, da lavere (og myndighedsvurderede) NOAEL er tilgængelige.

#### 4.4 Toksicitet over for mennesker

EFSA-panelet for tilsætningsstoffer i kontakt med fødevarer (ATC) referer i en gruppevurdering af phenolafledte smagsstoffer, herunder 2,4-DMP, 2,5-DMP, 2,6-DMP, 3,4-DMP og 3,5-DMP, til et tærskelkriterium på 1,5 µg/person/d (0,0015 mg/person/d) som udviklet af JECFA.<sup>5</sup> Optag under dette kriterium forventes ikke at medføre en sundhedsrisiko. ATC fremhæver dog også, at udledning af dette indebærer flere konservative antagelser, hvorfor ATC i overensstemmelse med en anden videnskabelig EFSA-komité (for fødevarer, SCF) ikke anvender dette tærskelkriterium på 1,5 µg/person/d (EFSA, 2008).

US EPA (2015) har i deres opdatering af miljøkvalitetskriterier for human sundhed udledt en reference dosis (RfD) på 0,02 mg/kg lgv/d for 2,4-DMP baseret på en IRIS-vurdering fra 1990 (IRIS, 1990). IRIS vurderingen identificerede et subkronisk, musestudie (tilsyneladende efter guideline fra US EPA fra 1989) med oral dosering af 2,4-DMP i tre doseringsgrupper; 0,5, 50 og 250 mg/kg/dag, hvori en NOAEL på 50 mg/kg lgv/d blev fundet (se også Tabel 4.1). IRIS vurderingen anvender en samlet usikkerhedsfaktor på 3.000 for at tage højde for ekstrapolation mellem arter (10), variation inden for arter (10) og subkronisk-til-kronisk studieekstrapolering (10) og databasemangler (3).

Tilsvarende er der en RfD på 0,0006 mg/kg lgv/d tilgængelig fra IRIS databasen for 2,6-DMP, baseret på en NOAEL af 0,6 mg/kg lgv/d og en samlet usikkerhedsfaktor på 1.000 for at tage højde for ekstrapolering mellem arter (10), variation inden for arter (10) og subkronisk-til-kronisk studieekstrapolering (10) (IRIS, 1988). NOAEL er afledt fra det kroniske rottestudie med oral eksponering fra Veldre and Janes (1979; se også Tabel 4.1; IRIS, 1988).

---

<sup>5</sup> JECFA: FAO/WHO-ekspertkomité for tilsætningsstoffer

Derudover er der en RfD på 0,001 mg/kg lgv/d tilgængelig fra IRIS databasen for 3,4-DMP, baseret på en NOAEL af 1,4 mg/kg lgv/d og en samlet usikkerhedsfaktor på 1.000 for at tage højde for ekstrapolering mellem arter (10), variation inden for arter (10) og subkronisk-til-kronisk studieekstrapolering<sup>6</sup> (10) (IRIS, 1988a). NOAEL er afledt fra det kroniske rotteststudie med oral eksponering fra Veldre and Janes (1979; se også Tabel 4.1; IRIS, 1988a).

Samlet set anses RfD på 0,0006 mg/kg lgv/d for 2,6-DMP som den relevante værdi for dette datablad, fordi værdien er myndighedsvurderet og repræsenterer den laveste og dermed den mest konservative tærskelværdi.

---

<sup>6</sup> Studiet er angivet som kronisk, men eksponeringen varede kun 8 måneder og ikke minimum 12 måneder, som ellers i kroniske rottestudier.

## 5 Andre effekter

Der er ikke identificeret oplysninger om andre relevante effekter.

# 6 Udledning af vandkvalitetskriterium

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

## 6.1 Vandkvalitetskriterium (VKK)

Der er fundet flere troværdige kroniske effektværdier for én ferskvandsart, algen *Raphidocelis subcapitata*. NOEC (72 timer) ligger i intervallet 32 – 1.580 µg/l for effekter på vækst (vækstrate eller antal celler) for 2,3-DMP og 3,4-DMP (begge studier er OECD 201 guideline studier). Der er ingen umiddelbar forklaring på, hvorfor NOEC-værdierne afviger fra hinanden med to størrelsesordener.

Derudover foreligger også en NOEC for vækstraten (48 timer) på 5.000 µg/l for 2,5-DMP (højere værdi står muligvis i sammenhæng med kortere eksponeringstid).

Data for algen anvendes til at udlede kriterier for både fersk- og saltvand, hhv.

VKK<sub>ferskvand</sub> og VKK<sub>saltvand</sub>. Kriterierne beregnes deterministisk vha. en usikkerhedsfaktor.

Jf. TGD (Tabel 3 s. 40 i EU, 2018) kan der anvendes en usikkerhedsfaktor på 100 til udledning af VKK<sub>ferskvand</sub>, såfremt der foreligger mindst én kronisk værdi for fisk eller dafnier. NOEC for fisk eller dafnier foreligger ikke, men de akutte effektværdier giver heller ikke anledning til at antage, at fisk eller dafnier skulle være mere følsomme over for DMP end alger. Den laveste akutte EC<sub>50</sub> foreligger for algen *R. subcapitata* (og bakterien *A. fischeri*). Jf. TGD (note 1 på s. 41) kan NOEC for algen anvendes til VKK, såfremt dette trofiske niveau også viser den laveste akutte effektkoncentration. Derudover anses den lave alge-NOEC på 32 µg/l som konservativ, da der i tilsvarende studier er identificeret væsentlig højere NOEC (to størrelsesordener større). Den laveste alge-NOEC på 32 µg/l anses derfor som egnet med en usikkerhedsfaktor (UF) på 100 til udledning af VKK<sub>ferskvand</sub>.

$$\text{VKK}_{\text{ferskvand}} = 32 \text{ } \mu\text{g/l} / 100 = 0,32 \text{ } \mu\text{g/l}$$

Baseret på samme argumentation anvendesjf. TGD (Tabel 4 s. 49 i EU, 2018) en UF på 1.000 til udledning af VKK<sub>saltvand</sub>.

$$\text{VKK}_{\text{saltvand}} = 32 \text{ } \mu\text{g/l} / 1.000 = 0,032 \text{ } \mu\text{g/l}$$

I hidtidige datablad var VKK<sub>ferskvand</sub> og VKK<sub>saltvand</sub> bestemt til hhv. 13,1 og 1,31 µg/l (Miljøstyrelsen, 2009), baseret på en NOEC for fisk på 131 µg/l og en UF på hhv. 10 og 100. I dette datablad skærpes værdierne, da der er inkluderet mere data og foretaget troværdighedsvurderinger af data. Den tidligere anvendte NOEC (på 131 µg/l for fisken *M. beryllina*) kan ikke troværdighedsvurderes, da originalreferencen ikke er tilgængelig, og dermed anvendes NOEC på 32 µg/l for alge.

## 6.2 Korttidsvandkvalitetskriterium (KVKK)

Der foreligger akutte, troværdige effektværdier for fem ferskvandsarter (*Desmodesmus subspicatus*, *Raphidocelis subcapitata*, *Daphnia magna*, *Danio rerio* og *Oryzias latipes*) og en saltvandsart, bakterien *Aliivibrio fischeri*.

Da der ikke er nok data for saltvandsarter til at foretage en statistisk sammenligning mellem ferskvandsdata og saltvandsdata, anvendes data for ferskvands- og saltvandsarter sammen for at udlede kriterier for både fersk- og saltvand, hhv. KVKK<sub>ferskvand</sub> og KVKK<sub>saltvand</sub>. Kriterierne beregnes deterministisk vha. en usikkerhedsfaktor.

Jf. vejledningen (EU, 2018) kræves der som minimum akutte toksicitetsdata fra tre taksonomiske grupper ('basissættet' fisk, invertebrater (fortrinsvis dafnier) og alger) for at kunne bestemme usikkerhedsfaktoren til beregning af KVKK<sub>ferskvand</sub> (Tabel 5, s. 53 i EU, 2018). Basissættet er opfyldt, og derudover er standardafvigelsen mellem de troværdige akutte effektkoncentrationer <0,5 (beregningen ikke vist). Der vælges derfor en UF på 10. De laveste EC<sub>50</sub> er 1,26 og 1,30 mg/l for hhv. *R. subcapitata* og *A. fischeri*, og KVKK<sub>ferskvand</sub> beregnes således:

$$\text{KVKK}_{\text{ferskvand}} = \text{EC}_{50} / \text{UF} = 1,26 \text{ mg/l} / 10 = 0,126 \text{ mg/l} = \mathbf{126 \mu g/l}$$

*Vibrio fischeri* anses ikke som tilhørende en specifik marin taksonomisk gruppe. Derfor beregnes KVKK<sub>saltvand</sub> tilsvarende til KVKK<sub>ferskvand</sub> med en UF på 100 (jf. Tabel 6, s. 55 i EU, 2018):

$$\text{KVKK}_{\text{saltvand}} = \text{EC}_{50} / \text{UF} = 1,26 \text{ mg/l} / 100 = 0,0126 \text{ mg/l} = \mathbf{13 \mu g/l}$$

I hidtidigt datablad var KVKK<sub>ferskvand</sub> og KVKK<sub>saltvand</sub> begge bestemt til 132 µg/l (Miljøstyrelsen, 2009), baseret på en LC<sub>50</sub> for fisk på 1.320 µg/l og en UF på 10. I dette datablad skærpes værdierne, da der er inkluderet mere data og foretaget troværdighedsvurderinger af data. Den tidligere anvendte LC<sub>50</sub> (på 1.320 µg/l for fisken *M. beryllina*) kan ikke troværdighedsvurderes, da originalreferencen ikke er tilgængelig og dermed anvendes EC<sub>50</sub> på 1,26 mg/l for alge.

## 6.3 Kvalitetskriterium for sediment (SKK)

Eksperimentelle og beregnede Log K<sub>ow</sub> for specifikke isomerer er < 3 (Tabel 2.1 og Tabel 3.1). De estimerede log K<sub>oc</sub> er < 3 (Tabel 2.1). En enkelt akut LC<sub>50</sub> på 33,4 mg/l indikerer, at der ikke er høj toksicitet over for sedimentlevende organismer. Jf. vejledningen (EU, 2018, s. 19) udledes SKK derfor ikke.

## 6.4 Kvalitetskriterium for biota, sekundær forgiftning (BKK<sub>sek.forgiftn.</sub>)

Generelt er de tilgængelige beregnede BCF-værdier og BAF < 100 og eksperimentelle værdier for log K<sub>ow</sub> ≤ 3, hvilket taler imod udledning af et biotakriterium. Der findes dog en enkelt eksperimentelt BCF for fisk på 150, som der lægges vægt på. Jf. TGD (EU, 2018) er det relevant at

udlede et biotakvalitetskriterium for sekundær forgiftning ( $BKK_{sek.forgiftn}$ ), hvis der findes BCF-værdier  $\geq 100$ .

$BKK_{sek.forgiftn}$  bestemmes ud fra kroniske studier for pattedyr og fugle med dosering via foder, hvor den laveste relevante toksicitetsværdi anvendes i beregningerne. Der anvendes jf. Tabel 4.1 den laveste tilgængelige NOAEL på 0,6 mg/kg lgv/d for 2,6-DMP fra et subkronisk rotteststudie (det bemærkes, at der også er et kronisk rotteststudie tilgængeligt for 3,4-DMP, som dog har en lidt højere NOAEL).

Jf. TGD (s. 85 i EU, 2018) benyttes metode A til beregning af den energinormaliserede koncentration i kosten, når effektværdien er baseret på daglig dosis og kropsvægt (mg/kg lgv/dag):

Det daglige energiforbrug (DEE) beregnes for rotte. Kropsvægten eller rottestamme er ikke givet fra studiet, og der vælges konservativt en af de lavere standardkropsvægte for rotter (hunrotter, Wistar, subkronisk) på 0,156 kg.<sup>7</sup>

$$\begin{aligned} \text{Log DEE [kJ/d]} &= 0,8136 + 0,7149 * \log \text{lvg [g]} \\ \text{Log DEE [kJ/d]} &= 0,8136 + 0,7149 * \log 156 [\text{g}] = 2,38 \text{ kJ/d} \\ \text{DEE [kJ/d]} &= 10^{2,38} = 240,7 \text{ kJ/d} \end{aligned}$$

Vha. DEE kan NOAEL på 0,6 mg/kg lgv /d energinormaliseres:

$$\begin{aligned} \text{Konc}_{\text{energinormaliseret}} [\text{mg/kJ}] &= \text{NOAEL} * (\text{lvg [kg] / DEE}) \\ &= 0,6 \text{ mg/kg lgv /d} * (0,156 \text{ kg lgv/ } 240,7 \text{ kJ/d}) \\ &= 0,00039 \text{ mg/kJ} \end{aligned}$$

Overstående værdi energinormaliseres i forhold til det kritiske fødeemne. Den eneste eksperimentelle tilgængelige BCF-værdi indikerer, at DMP-isomerer kan biokoncentreres i fisk. Ifølge TGD (side 83 i EU, 2018) bør musling dog vælges som kritisk fødeemne for stoffer, som ikke biomagnificerer. Da der ikke er oplysninger om BCF i bløddyrling tilgængelig ved udarbejdelsen af nærværende datablad, udføres beregningen for både fisk og musling.

Ligningen jf. TGD (EU, 2018) s. 87 anvendes, og energiindholdet og vandindholdet i fisk og i musling (fra TGD, tabel 7) anvendes:

$$\begin{aligned} \text{Konc}_{\text{fisk}} [\text{mg/kgvådvægt}] &= \text{Konc}_{\text{energinormaliseret}} [\text{mg/kJ}] * \text{Energiindhold}_{\text{fisk}} [\text{kJ/kgtørvægt}] * \\ &\quad (1 - \text{vandindhold}_{\text{fisk}}) \\ &= 0,00039 \text{ mg/kJ} * 21000 \text{ kJ/kg} * (1-0,74) = 2,12 \text{ mg/kgvådvægt} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Konc}_{\text{musling}} [\text{mg/kgvådvægt}] &= \text{Konc}_{\text{energinormaliseret}} [\text{mg/kJ}] * \text{Energiindhold}_{\text{musling}} [\text{kJ/kgtørvægt}] * \\ &\quad (1 - \text{vandindhold}_{\text{musling}}) \\ &= 0,00039 \text{ mg/kJ} * 19000 \text{ kJ/kg} * (1-0,92) = 0,59 \text{ mg/kgvådvægt} \end{aligned}$$

Da det udslagsgivende studie er subkronisk, anvendes der en UF på 3 fra tabel 9 (s. 88 i EU, 2018) og en UF på 10 fra tabel 10 (s. 89 i EU, 2018) for at ekstrapolere fra laboratoriet til forskellige

<sup>7</sup> Standardværdi for rotte taget fra: <https://tera.org/Tools/ratmousevalues.pdf>

beskyttelses-niveauer, hvilket resulterer i en samlet UF på 30. BKK beregnes ud fra  $Konc_{fisk}$  og  $Konc_{musling}$  for vådvægt og for lipidindhold ved at anvende et standard lipidindhold i fisk på 5% og i musling på 1% (tabel 7 s. 82 i TGD):

$$\begin{aligned} \mathbf{BKK}_{\text{sek. forgift. fisk}} &= Konc_{fisk} / UF \\ &= 2,12 \text{ mg/kg}_vådvægt / 30 = \mathbf{0,071 \text{ mg/kg fisk}_vådvægt} \\ &= 0,071 \text{ mg/kg fisk}_vådvægt / 0,05 = \mathbf{1,4 \text{ mg/kg lipid}} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \mathbf{BKK}_{\text{sek. forgift. musling}} &= Konc_{musling} / UF \\ &= 0,72 \text{ mg/kg}_vådvægt / 30 = \mathbf{0,020 \text{ mg/kg fisk}_vådvægt} \\ &= 0,020 \text{ mg/kg fisk}_vådvægt / 0,01 = \mathbf{2,0 \text{ mg/kg lipid}} \end{aligned}$$

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

Jf. afsnit 2.4.3.2. i TGD (EU 2018) baseres kriterier for beregning af et HKK udelukkende på de fareegenskaber, som stoffet besidder. Det fremgår også, at stoffer, der forårsager effekter på reproduktion, fertilitet og udvikling er af særlig vægtighed, da disse har langsigtede effekter, som kan have en indflydelse på populationer.

Alle DMP-isomerer har en harmoniseret klassificering som akut toksisk ved indtagelse (Acute Tox. 3: H301, Giftig ved indtagelse). På baggrund af denne klassificering er det relevant at udlede et HKK.

HKK beregnes på baggrund af RfD på 0,0006 mg/kg lgv/d (IRIS, 1988). Jf. TGD anvendes en allokeringsfaktor på 20 %, da det antages, at 20 % af RfD er fra fisk og skaldyr, samt et standardfødeindtag på 0,00163 kg vådvægt/kg lgv/dag (EU 2018):

$$\begin{aligned} \mathbf{HKK} &= 0,2 \cdot 0,0006 \text{ mg/kg lgv/dag} / 0,00163 \text{ kg}_vådvægt/kg lgv/dag \\ &= \mathbf{0,074 \text{ mg/kg}_vådvægt} \end{aligned}$$

## 6.6 Vandkvalitetskriterium baseret på $\mathbf{BKK}_{\text{sek.forgiftn.}}$ og HKK ( $\mathbf{BKK}_{\text{vand}}$ , og $\mathbf{HKK}_{\text{vand}}$ )

Jævnfør TGD (EU, 2018) skal der foretages en tilbageregning fra biotakvalitetskriterierne ( $\mathbf{BKK}_{\text{sek.forgiftn.}}$  og HKK) til en vandkoncentration for at se, om vandkvalitetskriteriet fastsat for direkte effekter også beskytter for sekundær forgiftning gennem fødekæden og mod forgiftning ved humant konsum af fiskeriprodukter.

Jf. TGD (EU, 2018) er anvendelse af en BAF mere relevant end anvendelsen af BCF til udledning af et vandkvalitetskriterium baseret på HKK. Det bemærkes dog, at BAF-værdier vil være på nogenlunde samme niveau som BCF-værdier for stoffer, som ikke biomagnificerer.

Der foreligger en enkelt eksperimentelt BCF for fisk (150), som er højere end de estimerede BCF (i intervallet 29-57). Der foreligger estimerede BAF, men der foreligger ingen data om trofisk biomagnificering (TMF). På baggrund af det foreliggende datagrundlag er det vanskeligt at afgøre, hvilken faktor der vil være mere retvisende til beregning af et biotabaseret vandkvalitetskriterium.

Ud fra et forsigtighedsprincip anvendes BCF på 150. BCF er angivet uden enhed i referencen, men det antages, at enheden er l/kg vådvægt.

Tilbageberegningen foretages for  $BKK_{sek.forgiftn}$  i fisk samt for HKK:

$$\begin{aligned}\mathbf{BKK}_{\mathbf{vand}} &= \mathbf{BKK}_{\mathbf{sek.forgiftn}} / \mathbf{BCF} \\ &= 0,071 \text{ mg/kg vådvægt} / 150 \text{ l/kg vådvægt} \\ &= 4,7 \cdot 10^{-4} \text{ mg/l} \\ &= \mathbf{0,47 \mu g/l}\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}\mathbf{HKK}_{\mathbf{vand}} &= \mathbf{HKK} / \mathbf{BCF} \\ &= 0,074 \text{ mg/kg vådvægt} / 150 \text{ l/kg vådvægt} \\ &= 4,9 \cdot 10^{-4} \text{ mg/l} \\ &= \mathbf{0,49 \mu g/l}\end{aligned}$$

Både  $\mathbf{HKK}_{\mathbf{vand}}$  og  $\mathbf{BKK}_{\mathbf{vand}}$  er højere end vandkvalitetskriterierne (VKK), og VKK vurderes derfor at sikre beskyttelse mod sekundær forgiftning igennem fødekæden samt mod forgiftning ved humant konsum af fiskeriprodukter.

# 7 Konklusion

Følgende kvalitetskriterier for vandmiljøet er udregnet for specifikke isomerer af DMP:

## Vandkvalitetskriterium

VKK <sub>ferskvand</sub>	0,32 µg/l
VKK <sub>saltvand</sub>	0,032 µg/l

## Korttidsvandkvalitetskriterium

KVKK <sub>ferskvand</sub>	126 µg/l
KVKK <sub>saltvand</sub>	13 µg/l

## Sedimentkvalitetskriterium

SKK <sub>ferskvand</sub>	Ikke beregnet
SKK <sub>saltvand</sub>	Ikke beregnet

## Biotakvalitetskriterium, sekundær forgiftning

BKK <sub>sek.forgiftn.fisk</sub>	0,071 mg/kg [fisk] vådvægt 1,4 mg/kg lipid
BKK <sub>sek.forgiftn.musling</sub>	0,020 mg/kg [musling] vådvægt 2,0 mg/kg lipid

## Biotakvalitetskriterium, human konsum

HKK	0,074 mg/kg føde vådvægt
-----	--------------------------

Kvalitetskriterierne kan ikke anvendes på DMP-blandinger, som indeholder andre komponenter (f.eks. methylphenoler, ethylphenoler og højere kogende alkylphenoler), og som måtte have andre toksicitetsprofiler.

# Referencer

Aruoja, V., Sihtmäe, M., Dubourguier, H. C., & Kahru, A. (2011). Toxicity of 58 substituted anilines and phenols to algae Pseudokirchneriella subcapitata and bacteria Vibrio fischeri: comparison with published data and QSARs. *Chemosphere*, 84(10), 1310-1320.

Brinkmann Markus (2019). Ecotoxicity of NSO-heterocycles (NSO-HET) and short-chained alkyl phenols (SCAP) commonly detected in contaminated groundwater, Society of Environmental Toxicology and Chemistry.

Devillers, J., (1988). Acute Toxicity Of Cresols, Xylenols, And Trimethylphenols To Daphnia Magna Straus 1820, Institute Pasteur de Lyon, The Science of the Total Environment, 76 (1988).

Devillers, J., T. Meunier, and P. Chambon (1985). Usefulness of the Dosage-Effect-Time Relation in Ecotoxicology for the Determination of Different Chemical Classes of Toxicants. *Tech. Sci. Munic.* 80:329-334.

ECOTOX (2023). ECOTOXicology knowledgebase, United States Environmental Protection Agency <https://cfpub.epa.gov/ecotox/search.cfm> (21.12.2023)

ECHA (2016). Registreringsdossier for xylenol. <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/17240/1/2> (10.01.2024).

ECHA (2021). Registreringsdossier for 2,6-xylenol. <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/13315> (10.01.2024).

ECHA (2021a). Registreringsdossier for 3,4-xylenol. <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/30340/1/2> (10.01.2024).

ECHA (2021b). Registreringsdossier for 2,3-xylenol. <https://echa.europa.eu/da/registration-dossier/-/registered-dossier/17493/1/2> (19.01.2024).

ECHA (2021c). Registreringsdossier for 3,5-xylenol <https://echa.europa.eu/da/registration-dossier/-/registered-dossier/1918/1/2> (19.01.2024).

ECHA (2022). Registreringsdossier for 2,5-xylenol. <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/23775> (12.01.2024).

ECHA (2022a). Registreringsdossier for 2,4-xylenol. <https://echa.europa.eu/da/registration-dossier/-/registered-dossier/33125> (15.01.2024).

EFSA (2008). Opinion of the Scientific Panel on Food Additives, Flavourings, Processing Aids and Materials in Contact with Food. Flavouring Group Evaluation 58 (FGE.58) Consideration of phenol derivatives evaluated by JECFA (55th meeting) structurally

related to ring substituted phenolic substances evaluated by EFSA in FGE.22 (2006) (Commission Regulation (EC) No 1565/2000 of 18 July 2000). The EFSA Journal, 711, 1-50.

EFSA (2012). Scientific Opinion on the safety and efficacy of phenol derivatives containing ring-alkyl, ring-alkoxy and side-chains with an oxygenated functional group (chemical group 25) when used as flavourings for all species. EFSA Panel on Additives and Products or Substances used in Animal Feed (FEEDAP), European Food Safety Authority (EFSA), Parma, Italy. EFSA Journal 2012;10(2):2573.

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. (<https://circabc.europa.eu/sd/a/ba6810cd-e611-4f72-9902-f0d8867a2a6b/Guidance%20No%2027%20-%20Deriving%20Environmental%20Quality%20Standards%20-%20version%202018.pdf>)

HSDB, Hazardous Substances Data Bank (HSDB) (2024). <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/> Opslag på CAS nr. US National Library of Medicine.

IRIS (1988a) Summary 3,4-Dimethylphenol; CASRN 95-65-8. US EPA Integrated Risk Information System, [https://iris.epa.gov/static/pdfs/0231\\_summary.pdf](https://iris.epa.gov/static/pdfs/0231_summary.pdf)

IRIS (1988) Summary 2,6-Dimethylphenol; CASRN 576-26-1. US EPA Integrated Risk Information System, [https://iris.epa.gov/static/pdfs/0230\\_summary.pdf](https://iris.epa.gov/static/pdfs/0230_summary.pdf).

IRIS (1990) Summary 2,4-Dimethylphenol; CASRN 105-67-9. US EPA Integrated Risk Information System [https://iris.epa.gov/static/pdfs/0466\\_summary.pdf](https://iris.epa.gov/static/pdfs/0466_summary.pdf).

Lewis, K. A., Tzilivakis, J., Warner, D. and Green, A. (2016) An international database for pesticide risk assessments and management. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 22(4).

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

Miljøstyrelsen (2009). Datablad for Dimethylphenol (Xylenol) (576-26-1, 105-67-9, 108-68-9, 95-65-8, 526-75-0, 95-87-4 og 1300-71-6). Fastsættelse af kvalitetskriterier.

Miljøstyrelsen (2013). Survey of alkylphenols and alkylphenol ethoxylates - LOUS review. Environmental project No. 1470, 2013, <https://www2.mst.dk/udgiv/publications/2013/04/978-87-92903-99-0.pdf>.

Miljøstyrelsen (2022). Bilag 1. BRUTTOLISTE 25042019 - Pesticid-aktivstoffer med tilhørende metabolitter fra MST's salgsstatistik 1956-2016, excel-ark.

NICNAS (2019). Xylenols: Human health tier II assessment. IMAP Group Assessment Report [https://www.industrialchemicals.gov.au/sites/default/files/Xylenols\\_Human%20health%20tier%20I%20assessment.pdf](https://www.industrialchemicals.gov.au/sites/default/files/Xylenols_Human%20health%20tier%20I%20assessment.pdf) (10.01.2024).

NITE (2021). Japan Chemicals Collaborative Knowledge database, Opslug på CAS nr. 526-75-0, [526-75-0 / 3-521 \(nite.go.jp\)](https://www.nite.go.jp) (19-01-2024).

Sasol (2016). Product Stewardship Summary Xylenols. Sasol Chemicals (USA) LLC 1914 Haden Road Houston Texas 77015. <https://www.sasol.com/sites/default/files/2023-01/Sasol-Xylenols-Product-Stewardship-Summary-Rev3.pdf>.

UK Environment Agency (2005). Prioritisation of Alkylphenols for Environmental Risk Assessment – Science Report. Environment Agency, Rio House, Waterside Drive, Aztec West, Almondsbury, Bristol, BS32 4UD.

US EPA (1976). Acute Toxicity Of Selected Organic Compounds To Fathead Minnows, Ecological Research Series report no. EPA-600/3-76-097, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC 20460.

US EPA (2015). Update of Human Health Ambient Water Quality Criteria: 2,4-Dimethylphenol 105-67-9. EPA 820-R-15-085, June 2015, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC 20460.

# Bilag A

## Toksicitet over for ferskvandsorganismer (ECx, LCx, NOEC, osv.)

### Akut toksicitet

	Stof	Målt	Varighed	Effekt	Værdi µg/l	Reference	Troværdighed (1-4)
<b>Alger</b>							
<i>Algae</i>	2,3-DMP	Ja	72 timer	EC <sub>50</sub> vækstrate	6.700	ECHA, 2021b (J-CHECK, originalreference NITE, 2021)	4 <sup>a</sup>
<i>Chlorella vulgaris</i>	2,3-DMP	Nej	72 timer	EC <sub>50</sub> vækstrate <sup>d</sup>	2.726	ECHA, 2021b, Unnamed, 2017 (originalreference ikke tilgængelig)	3 <sup>a</sup>
<i>Desmodesmus subspicatus</i>	2,3-DMP	Ja	72 timer	EC <sub>50</sub> vækstrate	21.000	Brinkmann et al., 2019.	1
<i>Desmodesmus subspicatus</i>	2,4-DMP	Ja	72 timer	EC <sub>50</sub> vækstrate	32.000	Brinkmann et al., 2019.	1
<i>Desmodesmus subspicatus</i>	2,5-DMP	Ja	72 timer	EC <sub>50</sub> vækstrate	34.000	Brinkmann et al., 2019.	1
<i>Desmodesmus subspicatus</i>	2,6-DMP	Ja	72 timer	EC <sub>50</sub> vækstrate	39.000	Brinkmann et al., 2019.	1
<i>Desmodesmus subspicatus</i>	3,4-DMP	Ja	72 timer	EC <sub>50</sub> vækstrate	19.000	Brinkmann et al., 2019.	1
<i>Desmodesmus subspicatus</i>	3,5-DMP	Ja	72 timer	EC <sub>50</sub> vækstrate	22.000	Brinkmann et al., 2019.	1
<i>Desmodesmus subspicatus</i>	2,3-DMP	Nej	72 timer	EC <sub>50</sub> vækstrate	9.230	ECHA, 2021b, Unnamed, 2017 (originalreference ikke tilgængelig)	4 <sup>a</sup>
<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella</i> <i>subcapitata</i> )	3,4-DMP	Ja	72 timer	EC <sub>50</sub> vækstrate	9.320	ECHA, 2021a, Unnamed, key study, 2019 (originalreference ikke tilgængelig)	2 <sup>a</sup>
<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella</i> <i>subcapitata</i> )	2,5-DMP	Ja	48 timer	EC <sub>50</sub> vækstrate	29.000	ECHA, 2022, Unnamed, 2008, key study (originalreference ikke tilgængelig)	2 <sup>a</sup>
<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella</i> <i>subcapitata</i> )	2,3-DMP	Nej	72 timer	EC <sub>50</sub> vækstrate <sup>d</sup>	48.100	Aruoja et al., 2011	3
<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella</i> <i>subcapitata</i> )	2,4-DMP	Nej	72 timer	EC <sub>50</sub> vækstrate <sup>d</sup>	19.300	Aruoja et al., 2011	3

<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	2,5-DMP	Nej	72 timer	EC <sub>50</sub> vækstrate <sup>d</sup>	32.500	Aruoja et al., 2011	3
<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	2,6-DMP	Nej	72 timer	EC <sub>50</sub> vækstrate <sup>d</sup>	41.600	Aruoja et al., 2011	3
<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	3,4-DMP	Nej	72 timer	EC <sub>50</sub> vækstrate <sup>d</sup>	32.000	Aruoja et al., 2011	3
<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	3,5-DMP	Nej	72 timer	EC <sub>50</sub> vækstrate <sup>d</sup>	27.200	Aruoja et al., 2011	3
<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	2,4-DMP	N.R.	48 timer	EC <sub>50</sub> vækstrate	13.500	ECOTOX, 2023 (Tsai,K.P., og C.Y. Chen, 2007, originalreference ikke tilgængelig).	4
<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	2,3-DMP	Ja	72 timer	EC <sub>50</sub> vækstrate	57.500	ECHA, 2021b, Unnamed, 2021 (originalreference ikke tilgængelig)	2 <sup>a</sup>
<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	2,3-DMP	Ja	72 timer	EC <sub>50</sub> vækstrate	>10.000	ECHA, 2021b, Unnamed, 2020, key study (originalreference ikke tilgængelig)	2 <sup>a</sup>
<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	2,3-DMP	Ja	72 timer	EC <sub>50</sub> antal celler	1.260	ECHA, 2021b, Unnamed, 2020, key study (originalreference ikke tilgængelig)	2 <sup>a</sup>
<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	2,6-DMP	Nej	72 timer	EC <sub>50</sub> vækstrate	48.000 (test fra 2004) 45.000 (test fra 2005)	ECHA, 2021, Unnamed, 2010, key study (originalreference ikke tilgængelig)	4 <sup>a</sup>
<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	2,6-DMP	N.R.	72 timer	EC <sub>50</sub> vækstrate	47.700	Ministry of the Environment, Japan citeret i Miljøstyrelsen, 2009, originalreference ikke tilgængelig	4
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	2,5-DMP	Nej	96 timer	N.R. vækst (effektlevel ikke angivet)	40.000	ECOTOX, 2023 (Bringmann,G., and R. Kuhn, 1959, originalreference ikke tilgængelig).	4
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	2,3-DMP	Nej	96 timer	N.R. vækst (effektlevel ikke angivet)	40.000	ECOTOX, 2023 (Bringmann,G., and R. Kuhn, 1959, originalreference ikke tilgængelig).	4

<b>Karplanter</b>							
<i>Lemna minor</i>	2,6-DMP	Nej	72 timer	LD <sub>50</sub> (klorose)	464.200	ECOTOX, 2023 (Blackman et al., 1955, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Lemna minor</i>	2,4-DMP	Nej	72 timer	LD <sub>50</sub> (klorose)	293.200	ECOTOX, 2023 (Blackman et al., 1955, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Lemna minor</i>	3,5-DMP	Nej	72 timer	LD <sub>50</sub> (klorose)	232.100	ECOTOX, 2023 (Blackman et al., 1955, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Lemna minor</i>	2,5-DMP	Nej	72 timer	LD <sub>50</sub> (klorose)	281.000	ECOTOX, 2023 (Blackman et al., 1955, originalreference ikke tilgængelig)	4
<b>Hjuldyr</b>							
<i>Brachionus calyciflorus</i>	2,4-DMP	Nej	48 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	8.600	Snell & Moffat, 1992 citeret i Miljøstyrelsen, 2009, originalreference ikke tilgængelig	4
<i>Microregma sp.</i>	2,5-DMP	Nej	28 timer	N.R.	50.000	ECOTOX, 2023 (Bringmann,G., and R. Kuhn, 1969, originalreference ikke tilgængelig).	4
<i>Microregma sp.</i>	2,3-DMP	Nej	28 timer	N.R. fødeoptag	10.000	ECOTOX, 2023 (Bringmann,G., and R. Kuhn, 1959, originalreference ikke tilgængelig).	4
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	2,5-DMP	Nej	48 timer	IC50	116.160	ECOTOX, 2023 (Schultz,T.W., S.E. Bryant, and T.S. Kissel, 1996, originalreference ikke tilgængelig).	4
<b>Ledorme</b>							
<i>Dinophilus gyroociliatus</i>	2,4-DMP	Nej	96 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	55.900	ECOTOX, 2023 (Thursby & Berry, 1987, originalreference ikke tilgængelig)	4
<b>Krebsdyr - branchiopoda</b>							
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	2,4-DMP	Ja	48 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	3.340	ECOTOX, 2023 (Spehar, 1987, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	2,4-DMP	Nej	48 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	3.100	ECOTOX, 2023 (Norberg-King, 1987, original reference ikke tilgængelig)	4

<i>Daphnia magna</i>	3,4-DMP	Ja	48 timer	EC <sub>50</sub> immobilitet	3.360	ECHA, 2021a (Unnamed, 2021, key study, originalreference ikke tilgængelig)	2
<i>Daphnia magna</i>	2,5-DMP	Ja (initial)	48 timer	EC <sub>50</sub> immobilitet	5.200	ECHA, 2022 (Unnamed, ECHA 2008, key study, originalreference ikke tilgængelig)	2
<i>Daphnia magna</i>	2,3-DMP	Nej	24 timer	IC <sub>50</sub> immobilitet	13.600 <sup>b</sup>	Devillers, 1988	2 <sup>c</sup>
<i>Daphnia magna</i>	2,4-DMP	Nej	24 timer	IC <sub>50</sub> immobilitet	11.770 <sup>b</sup>	Devillers, 1988	2 <sup>c</sup>
<i>Daphnia magna</i>	2,5-DMP	Nej	24 timer	IC <sub>50</sub> immobilitet	11.400 <sup>b</sup>	Devillers, 1988	2 <sup>c</sup>
<i>Daphnia magna</i>	2,6-DMP	Nej	24 timer	IC <sub>50</sub> immobilitet	14.300 <sup>b</sup>	Devillers, 1988	2 <sup>c</sup>
<i>Daphnia magna</i>	3,4-DMP	Nej	24 timer	IC <sub>50</sub> immobilitet	18.760 <sup>b</sup>	Devillers, 1988	2 <sup>c</sup>
<i>Daphnia magna</i>	3,5-DMP	Nej	24 timer	IC <sub>50</sub> immobilitet	22.190 <sup>b</sup>	Devillers, 1988	2 <sup>c</sup>
<i>Daphnia magna</i>	2,3-DMP	Ja	48 timer	EC <sub>50</sub> immobilitet	3.500	Brinkmann et al., 2019	1
<i>Daphnia magna</i>	2,4-DMP	Ja	48 timer	EC <sub>50</sub> immobilitet	2.700	Brinkmann et al., 2019	1
<i>Daphnia magna</i>	2,5-DMP	Ja	48 timer	EC <sub>50</sub> immobilitet	4.900	Brinkmann et al., 2019	1
<i>Daphnia magna</i>	2,6-DMP	Ja	48 timer	EC <sub>50</sub> immobilitet	7.400	Brinkmann et al., 2019	1
<i>Daphnia magna</i>	3,4-DMP	Ja	48 timer	EC <sub>50</sub> immobilitet	4.000	Brinkmann et al., 2019	1
<i>Daphnia magna</i>	3,5-DMP	Ja	48 timer	EC <sub>50</sub> immobilitet	14.000	Brinkmann et al., 2019	1
<i>Daphnia magna</i>	2,6-DMP	Nej	48 timer	EC <sub>50</sub> immobilitet	11.200	ECOTOX, 2023 Kopperman & Caple, 1974 (citeret i Miljøstyrelsen, 2009)	4
<i>Daphnia magna</i>	2,4-DMP	Nej	48 timer	EC <sub>50</sub> immobilitet	2.370	ECOTOX, 2023 Randall & Knopp, 1980 (citeret i Miljøstyrelsen, 2009)	4
<i>Daphnia magna</i>	2,4-DMP	Nej	48 timer	EC <sub>50</sub> immobilitet	4.800	ECOTOX, 2023 Holcombe & Phipps, 1987 (citeret i Miljøstyrelsen, 2009)	4
<i>Daphnia magna</i>	2,4-DMP	Nej	48 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	2.100	LeBlanc, 1990	3
<i>Daphnia magna</i>	3,4-DMP	Nej	24 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	19.700	ECOTOX, 2023 (Jin, H., X. Yang, H. Yu, and D. Yin, 1999, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Daphnia magna</i>	2,3-DMP	Nej	48 timer	EC <sub>50</sub> immobilitet	6.200	ECHA 2021b, Unnamed key study, 2017 (original reference ikke tilgængelig)	2 <sup>c</sup>

<i>Daphnia magna</i>	2,3-DMP	Ja	48 timer	EC <sub>50</sub> immobilitet	6.620	ECHA 2021b, Unnamed, 2021 (original reference ikke tilgængelig)	2
<b>Krebsdyr - malacostraca</b>							
<i>Orconectes immunis</i>	2,4-DMP	Ja	96 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	36.300	ECOTOX, 2023 (Holcombe & Phipps, 1987, originalreference ikke tilgængelig)	4
<b>Palaemonetes kadiakensis</b>							
	2,4-DMP	Ja	96 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	16.000	ECOTOX, 2023 (Holcombe & Phipps, 1987, originalreference ikke tilgængelig)	4
<b>Fisk</b>							
<i>Carassius auratus</i>	3,5-DMP	Ja	96 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	22.000	ECOTOX, 2023 (Bridie et al., 1979, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Cyprinodon variegatus</i>	2,4-DMP	Nej	96 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	11.800	ECOTOX, 2023 (Thursby & Berry, 1987, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Danio rerio</i> (længde 2,5 cm)	2,3-DMP	Nej	24 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	10.000-35.000	ECHA, 2021b (Devillers,J., T. Meunier, and P. Chambon, 1985)	4 <sup>c</sup>
<i>Danio rerio</i> (æg/embryoer)	2,3-DMP	Ja	48 timer	EC <sub>50</sub> dødelighed	21.000	Brinkmann et al., 2019	1
<i>Danio rerio</i> (æg/embryoer)	2,4-DMP	Ja	48 timer	EC <sub>50</sub> dødelighed	16.000	Brinkmann et al., 2019	1
<i>Danio rerio</i> (æg/embryoer)	2,5-DMP	Ja	48 timer	EC <sub>50</sub> dødelighed	27.000	Brinkmann et al., 2019	1
<i>Danio rerio</i> (æg/embryoer)	2,6-DMP	Ja	48 timer	EC <sub>50</sub> dødelighed	25.000	Brinkmann et al., 2019	1
<i>Danio rerio</i> (æg/embryoer)	3,4-DMP	Ja	48 timer	EC <sub>50</sub> dødelighed	17.000	Brinkmann et al., 2019	1
<i>Danio rerio</i> (æg/embryoer)	3,5-DMP	Ja	48 timer	EC <sub>50</sub> dødelighed	21.000	Brinkmann et al., 2019	1
<i>Lepomis macrochirus</i>	2,4-DMP	Nej	96 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	7.800	ECOTOX, 2023 (Buccafusco et al., 1981, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Lepomis macrochirus</i>	2,4-DMP	Ja	96 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	6.300	ECOTOX, 2023 (Holcombe & Phipps, 1987, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Menidia beryllina</i>	2,4-DMP	Ja	96 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	1.320	ECOTOX, 2023 (Thursby & Berry, 1987, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	2,5-DMP	Nej	96 timer	N.R. dødelighed	3.200	ECOTOX, 2023 (Webb,M., H. Ruber, and G. Leduc, 1976, originalreference ikke tilgængelig).	4

<i>Oncorhynchus mykiss</i>	2,4-DMP	Ja	96 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	9.200	ECOTOX, 2023 (Holcombe & Phipps, 1987, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Oreochromis mossambicus</i>	2,5-DMP	Nej	96 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	10.800	ECOTOX, 2023 (Devi, C.R., and C.A. Sastry, 1987, originalreference ikke tilgængelig).	4
<i>Oryzias latipes</i> (længde 3,3 cm)	2,5-DMP	Ja	96 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	5.700	ECHA, 2022 (Unnamed, 2008, originalreference ikke tilgængelig)	2 <sup>a</sup>
<i>Oryzias latipes</i> (længde 3,3 cm)	2,5-DMP	Ja	72 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	5.900	ECHA, 2022 (Unnamed, 2008, originalreference ikke tilgængelig)	2 <sup>a</sup>
<i>Oryzias latipes</i> (længde 3,3 cm)	2,5-DMP	Ja	48 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	6.600	ECHA, 2022 (Unnamed, 2008, originalreference ikke tilgængelig)	2 <sup>a</sup>
<i>Oryzias latipes</i> (længde 3,3 cm)	2,5-DMP	Ja	24 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	11.000	ECHA, 2022 (Unnamed, 2008, originalreference ikke tilgængelig)	2 <sup>a</sup>
<i>Oryzias latipes</i>	2,4-DMP	Ja	96 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	12.600	ECOTOX, 2023 (Holcombe & Phipps, 1987, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Oryzias latipes</i>	2,6-DMJP	N.R.	96 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	15.400	Ministry of the Environment, Japan citeret i Miljøstyrelsen, 2009, originalreference ikke tilgængelig	4
<i>Pimephales promelas</i>	2,4-DMP	Ja	96 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	18.100	ECOTOX, 2023 (Holcombe & Phipps, 1987, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Pimephales promelas</i> (30-35 dage gamle)	2,6-DMP	Nej	96 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	>27.000	ECHA 2021, Phipps, Holcombe and Fiandt 1981, key study (original reference ikke tilgængelig)	3 <sup>a</sup>
<i>Pimephales promelas</i> (30-35 dage gamle)	2,6-DMP	Nej	196 timer (8 dage)	LC <sub>50</sub> dødelighed	23.000	ECHA 2021, Phipps, Holcombe and Fiandt 1981, key study (original reference ikke tilgængelig)	3 <sup>a</sup>
<i>Pimephales promelas</i>	2,4-DMP	Ja	96 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	15.400	ECOTOX, 2023 (Broderius et al., 1995, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Pimephales promelas</i>	3,4-DMP	Nej	96 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	14.000	US EPA, 1976 (Mattson et al., 1976)	3

<sup>a</sup> Originalreference kunne ikke identificeres. Troværdighedsvurderingen er foretaget på baggrund af de oplysninger der er givet i dossieret.

<sup>b</sup> Effektkoncentrationer i Devillers et al. 1988 givet i mmol/l. Beregnet med molekylvægt på 122,16 g/mol.

<sup>c</sup> Ekponeringskoncentrationer blev ikke målte. Testen blev dog udført i mørke. Det antages derfor at fotolytisk nedbrydning ikke er af betydning her og studiet tildeles score 2.

<sup>d</sup> NOEC-værdier er ikke tilgængelige i dette studie, hvorfor testens resultater ikke listes i tabellen over kronisk toksicitet

<sup>e</sup> Registrantens vurdering. Kun meget begrænsede oplysninger givet, som ikke har givet anledning til en anden vurdering.

N.R. – Ikke angivet.

#### Kronisk toksicitet

	Stof	Målt	Varighed	Effekt	Værdi µg/l	Reference	Troværdighed (1-4)
<b>Alger</b>							
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	2,6-DMP	Nej	72 timer	NOEC klorofyl	50.000	ECOTOX, 2023 (Huang & Gloyna, 1968, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	2,4-DMP	Nej	72 timer	NOEC klorofyl	50.000	ECOTOX, 2023 (Huang & Gloyna, 1968, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	3,5-DMP	Nej	72 timer	NOEC klorofyl	50.000	ECOTOX, 2023 (Huang & Gloyna, 1968, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	2,5-DMP	Nej	72 timer	NOEC klorofyl	50.000	ECOTOX, 2023 (Huang & Gloyna, 1968, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	3,4-DMP	Nej	72 timer	NOEC klorofyl	50.000	ECOTOX, 2023 (Huang & Gloyna, 1968, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	3,4-DMP	Ja	72 timer	NOEC vækstrate	1.580	ECHA, 2021a (Unnamed, key study, 2019, originalreference ikke tilgængelig),	2 <sup>a</sup>
<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	3,4-DMP	Ja	72 timer	NOEC vækst (antal celler)	<50	ECHA, 2021a (Unnamed, key study, ingen år, originalreference ikke tilgængelig),	2 <sup>a</sup>
<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	2,5-DMP	Ja	48 timer	NOEC vækstrate	5.000	ECHA, 2022, (Unnamed, 2008, key study, originalreference ikke tilgængelig)	2 <sup>a</sup>
<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	2,3-DMP	Ja	72 timer	NOEC vækstrate	32	ECHA, 2021b, Unnamed, 2020, key study (originalreference ikke tilgængelig)	2 <sup>a</sup>
<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	2,3-DMP	Ja	72 timer	NOEC vækst (antal celler)	32	ECHA, 2021b, Unnamed, 2020, key study (originalreference ikke tilgængelig)	2 <sup>a</sup>

<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	2,6-DMP	Nej	72 timer	NOEC vækstrate	4.000 (test i 2004) 2.000 (test i 2005)	ECHA, 2021, Unnamed, 2010, key study (originalreference ikke tilgængelig)	4 <sup>a</sup>
<i>Raphidocelis subcapitata</i> ( <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> )	2,6-DMP	NR.	72 timer	NOEC vækstrate	3.940	Ministry of the Environment, Japan (citeret i Miljøstyrelsen, 2009, originalreference ikke tilgængelig)	4
<b>Hjuldyr</b> <i>Brachionus calyciflorus</i>	2,4-DMP	Ja	48 timer	NOEC reproduktion	2.000	ECOTOX, 2023 (Snell & Moffat, 1992, originalreference ikke tilgængelig)	4
<b>Krebsdyr - branchiopoda</b> <i>Ceriodaphnia dubia</i>	2,4-DMP	Ja	7 d	NOEC reproduktion	810	ECOTOX, 2023 (Spehar, 1987, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Daphnia magna</i>	2,6-DMP	NR	21 d	NOEC reproduktion	540	ECHA, 2021, Unnamed, 2010, key study (originalreference ikke tilgængelig)	3
<i>Daphnia magna</i>	2,6-DMP	N.R.	21 d	NOEC reproduktion	538	Ministry of the Environment, Japan (citeret i Miljøstyrelsen, 2009, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Daphnia magna</i>	2,4-DMP	N.R.	21 d	NOEC reproduktion	270	Ministry of the Environment, Japan (citeret i Miljøstyrelsen, 2009, originalreference ikke tilgængelig)	4
<b>Fisk</b> <i>Pimephales promelas</i>	2,4-DMP	Ja	32 d	NOEC vækstrate	398	ECOTOX, 2023 (Russom 1993, originalreference ikke tilgængelig)	4

<sup>a</sup> Originalreference ikke tilgængelig. Troværdighedsvurderingen er foretaget på baggrund af de oplysninger der er givet i dossieret.

## Toksicitet over for saltvandsorganismer

### Akut toksicitet

	Stof	Målt	Varighed	Effekt	Værdi µg/l	Reference	Troværdighed (1-4)
<b>Bakterier</b>							
<i>Aliivibrio fischeri</i>	2,3-DMP	Nej	15 min	EC <sub>50</sub> bioluminescens	11.000	Aruoja et al., 2011	2 <sup>a</sup>
<i>Aliivibrio fischeri</i>	2,4-DMP	Nej	15 min	EC <sub>50</sub> bioluminescens	4.910	Aruoja et al., 2011	2 <sup>a</sup>
<i>Aliivibrio fischeri</i>	2,5-DMP	Nej	15 min	EC <sub>50</sub> bioluminescens	27.500	Aruoja et al., 2011	2 <sup>a</sup>
<i>Aliivibrio fischeri</i>	2,6-DMP	Nej	15 min	EC <sub>50</sub> bioluminescens	54.500	Aruoja et al., 2011	2 <sup>a</sup>
<i>Aliivibrio fischeri</i>	3,4-DMP	Nej	15 min	EC <sub>50</sub> bioluminescens	3.120	Aruoja et al., 2011	2 <sup>a</sup>
<i>Aliivibrio fischeri</i>	3,5-DMP	Nej	15 min	EC <sub>50</sub> bioluminescens	42.100	Aruoja et al., 2011	2 <sup>a</sup>
<i>Aliivibrio fischeri</i>	2,3-DMP	Ja	30 min	EC <sub>50</sub> bioluminescens	8.500	Brinkmann et al., 2019	1
<i>Aliivibrio fischeri</i>	2,4-DMP	Ja	30 min	EC <sub>50</sub> bioluminescens	5.300	Brinkmann et al., 2019	1
<i>Aliivibrio fischeri</i>	2,5-DMP	Ja	30 min	EC <sub>50</sub> bioluminescens	20.000	Brinkmann et al., 2019	1
<i>Aliivibrio fischeri</i>	2,6-DMP	Ja	30 min	EC <sub>50</sub> bioluminescens	67.000	Brinkmann et al., 2019	1
<i>Aliivibrio fischeri</i>	3,4-DMP	Ja	30 min	EC <sub>50</sub> bioluminescens	1.300	Brinkmann et al., 2019	1
<i>Aliivibrio fischeri</i>	3,5-DMP	Ja	30 min	EC <sub>50</sub> bioluminescens	41.000	Brinkmann et al., 2019	1
<b>Alger</b>							
<i>Dunaliella salina</i>	DMP (CAS 1300-71-6)	Nej	48 timer	EC <sub>50</sub> vækstrate	11.117	ECOTOX, 2023 (Zhu,Y.H., and J.G. Jiang, 2009, originalreference ikke tilgængelig).	4
<b>Krebsdyr - branchiopoda</b>							
<i>Artemia salina</i>	2,6-DMP	Nej	48 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	2.200	ECOTOX, 2023 Barahona & Sanchez-Fortun, 1996 (citeret i Miljøstyrelsen, 2009)	4
<b>Krebsdyr - malacostra</b>							
<i>Americanysis bahia</i>	2,4-DMP	Nej	96 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	1.600	ECOTOX, 2023 (Thursby & Berry, 1987, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Crangon septemspinosa</i>	2,6-DMP	Ja	96 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	16.500	ECOTOX, 2023 (McLeese & Peterson, 1979, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Crangon septemspinosa</i>	3,5-DMP	Ja	96 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	14.500	ECOTOX, 2023 (McLeese & Peterson, 1979, originalreference ikke tilgængelig)	4

<i>Crangon septemspinosa</i>	3,4-DMP	Ja	96 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	13.700	ECOTOX, 2023 (McLeese & Peterson, 1979, originalreference ikke tilgængelig) ECOTOX, 2023 (Thursby & Berry, 1987, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Palaemonetes pugio</i>	2,4-DMP	Nej	96 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	4.800		4
<b>Bløddyr</b> <i>Crassostrea virginica</i>	2,4-DMP	Nej	48 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	8.500	ECOTOX, 2023 (Thursby & Berry, 1987, originalreference ikke tilgængelig)	4
<b>Pighuder</b> <i>Arbacia punctulata</i>	2,4-DMP	Nej	48 timer	LC <sub>50</sub> dødelighed	21.400	ECOTOX, 2023 (Thursby & Berry, 1987, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>	2,6-DMP	Ja	96 timer	EC <sub>50</sub> morfologi	1.500	ECOTOX, 2023 (Falk-Petersen et al., 1985, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>	2,5-DMP	Ja	96 timer	EC <sub>50</sub> morfologi	5.000	ECOTOX, 2023 (Falk-Petersen et al., 1985, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>	2,4-DMP	Ja	96 timer	EC <sub>50</sub> morfologi	5.100	ECOTOX, 2023 (Falk-Petersen et al., 1985, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>	3,4-DMP	Ja	96 timer	EC <sub>50</sub> morfologi	5.300	ECOTOX, 2023 (Falk-Petersen et al., 1985, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>	2,3-DMP	Ja	96 timer	EC <sub>50</sub> morfologi	11.500	ECOTOX, 2023 (Falk-Petersen et al., 1985, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>	3,5-DMP	Ja	96 timer	EC <sub>50</sub> morfologi	14.000	ECOTOX, 2023 (Falk-Petersen et al., 1985, originalreference ikke tilgængelig)	4
<b>Rundmunde</b> <i>Petromyzon marinus</i>	3,4-DMP	Nej	24 timer	Flere effekter under et resultat	5.000	ECOTOX, 2023 (Applegate,V.C., J.H. Howell, A.E.,Jr. Hall, and M.A. Smith, 1957, originalreference ikke tilgængelig).	4

<b>Fisk</b>							
<i>Gadus morhua</i>	2,4-DMP	Ja	96 timer	EC <sub>50</sub> morfologi	3.700	ECOTOX, 2023 (Falk-Petersen et al., 1985, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Gadus morhua</i>	2,6-DMP	Ja	96 timer	EC <sub>50</sub> morfologi	4.000	ECOTOX, 2023 (Falk-Petersen et al., 1985, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Gadus morhua</i>	2,6-DMP	Ja	96 timer	EC <sub>50</sub> morfologi	13.000	ECOTOX, 2023 (Falk-Petersen et al., 1985, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Gadus morhua</i>	2,3-DMP	Ja	96 timer	EC <sub>50</sub> morfologi	13.000	ECOTOX, 2023 (Falk-Petersen et al., 1985, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Gadus morhua</i>	2,5-DMP	Ja	96 timer	EC <sub>50</sub> morfologi	13.000	ECOTOX, 2023 (Falk-Petersen et al., 1985, originalreference ikke tilgængelig)	4
<i>Gadus morhua</i>	3,5-DMP	Ja	96 timer	EC <sub>50</sub> morfologi	30.000	ECOTOX, 2023 (Falk-Petersen et al., 1985 originalreference ikke tilgængelig).	4

<sup>a</sup> Eksponeringskoncentrationer er nominelle koncentrationer. På baggrund af testens korte varighed antages det at der ikke er forekommet væsentlig nedbrydning over eksponeringstiden. Testens vurderes med troværdighedscore 2, selvom der ikke er foretaget analytisk kontrol af eksponeringskoncentrationerne.

*Kronisk toksicitet*

	<b>Stof</b>	<b>Målt</b>	<b>Varighed</b>	<b>Effekt</b>	<b>Værdi µg/l</b>	<b>Reference</b>	<b>Troværdighed (1-4)</b>
<b>Fisk</b> <i>Menidia beryllina</i> (yngel)	2,4-DMP	Ja	28 d	NOEC Overlevelse	131	ECOTOX, 2023 (Thursby & Berry, 1987, originalreference ikke tilgængelig)	4

