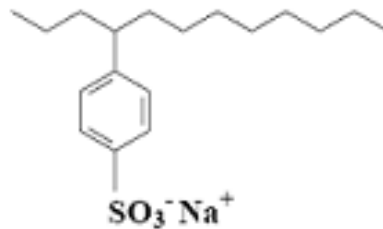




# Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet

## LAS (Lineære Alkylbensensulfonater) CAS nr. 68411-30-3

Data for følgende CAS nr. er inddraget: 25155-30-0, 1322-98-1,  
90194-45-9, 85117-50-6, 26248-24-8, 27636-75-5, 68081-81-2,  
69669-44-9, 85117-50-6, 90194-45-9, 127184-52-5



Vandkvalitetskriterium	VKK <sub>ferskvand</sub> =	54 µg/l
	VKK <sub>saltvand</sub> =	5,4 µg/l
Korttidsvandkvalitetskriterium	KVKK <sub>ferskvand</sub> =	150 µg/l
	KVKK <sub>saltvand</sub> =	15 µg/l
Sedimentkvalitetskriterium	SKK <sub>ferskvand</sub> =	18 mg/kg tørvægt (5% OC) 360 mg/kg tørvægt OC
	SKK <sub>saltvand</sub> =	1,8 mg/kg tørvægt (5% OC) 36 mg/kg tørvægt OC
Biota-kvalitetskriterium, sek. forgiftning	BKK <sub>sek.forgiftn.</sub>	Ikke relevant
Biota-kvalitetskriterium, sundhed	BKK <sub>sundhed</sub>	Ikke relevant

August 2020

# Indhold

<b>FORORD</b>	<b>3</b>	
<b>ENGLISH SUMMARY AND CONCLUSIONS</b>	<b>4</b>	
<b>1 INDLEDNING</b>	<b>6</b>	
<b>2 FYSISK KEMISKE EGENSKABER</b>	<b>8</b>	
<b>3 SKÆBNE I MILJØET</b>	<b>9</b>	
3.1 NEDBRYDELIGHED	9	
3.2 BIOAKKUMULERING	10	
3.3 NATURLIG FOREKOMST	11	
<b>4 GIFTIGHEDSDATA</b>	<b>12</b>	
4.1 GIFTIGHED OVER FOR VANDLEVENDE ORGANISMER	12	
4.2 GIFTIGHED OVER FOR SEDIMENTLEVENDE ORGANISMER	14	
4.3 GIFTIGHED OVER FOR PATTEDYR OG FUGLE	15	
4.4 GIFTIGHED OVER FOR MENNESKER	15	
<b>5 ANDRE EFFEKTER</b>	<b>16</b>	
<b>6 UDLEDNING AF VANDKVALITETSKRITERIUM</b>	<b>17</b>	
6.1 VANDKVALITETSKRITERIUM (VKK)	17	
6.2 KORTTIDSVANDKVALITETSKRITERIUM (KVKK)	17	
6.3 KVALITETSKRITERIUM FOR SEDIMENT (SKK)	18	
6.4 KVALITETSKRITERIUM FOR BIOTA (BKK)	19	
6.5 KVALITETSKRITERIUM FOR HUMANT KONSUM AF VANDLEVENDE ORGANISMER (HKK)	19	19
<b>7 KONKLUSION</b>	<b>20</b>	
<b>8 REFERENCER</b>	<b>21</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 vandsøjlen (vandkvalitetskriterium), i sediment og i dyr og planter (biota).

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

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

Den sidste litteratursøgning i det oprindelige datablad er foretaget i 2009. I maj 2020 er der foretaget en opfølgende datasøgning omfattende perioden 2008 – primo 2020, primært for at tjekke om der skulle være tilkommet nye, relevante data siden fastsættelsen af vandkvalitetskriteriet i 2009, samt for eventuelle nye data om sedimentlevende organismer.

Revurderingen af databladet for LAS i 2020, har givet anledning til at ændre nogle af de udledte kvalitetskriterier fra det tidligere datablad (2009). Dette skyldes til dels at der er blevet anvendt en nyere vejledning (EU, 2018) for udledningen af miljøkvalitetskriterier i version 2020.

# English summary and conclusions

A water quality standard (WQS = AA-EQS) for LAS was derived as described in the Technical Guidance Document (TGD) for Deriving Environmental Quality Standards No. 27, 2018 (EU, 2018). The derivation of the AA-EQS for LAS was based on an extensive range of studies reviewed by OECD (2005). The available data included studies from short-term as well as long-term studies with species from more than three trophic levels. Moreover, mesocosm studies were available.

The lowest chronic effect concentration reported for freshwater was 0.27 mg/L (NOEC, mesocosm study). An assessment factor of 5 was used resulting in a  $\text{PNEC}_{\text{freshwater}} = 0.27 \text{ mg/L} / 5 = 0.054 \text{ mg/L} = 54 \text{ }\mu\text{g/L}$ .

No validated chronic effect concentrations was available for the marine water, and therefore an assessment factor of 15 was used on the chronic effect concentration from the freshwater mesocosm study as described in the TGD 2018 (EU, 2018),  $\text{PNEC}_{\text{saltwater}} = 0.27 \text{ mg/L} / 15 = 0.018 \text{ mg/L} = 1.8 \text{ }\mu\text{g/L}$ .

A supplementary search for newer data<sup>1</sup>, including data on sediment-dwelling organisms, was conducted in May 2020 but provided no new information that could affect the already derived AA-EQS. However, one new study led to modification of the previous Maximum Acceptable Concentration-EQS (MAC-EQS) (= 160  $\mu\text{g/L}$ ). The new  $\text{MAC-EQS}_{\text{freshwater}}$  was derived on the basis of the lowest  $\text{LC}_{50}$  value of 1.5 mg/L for the planarian *Dugesia japonica* (Li, 2008) and, due to the number of available data, also including the most sensitive organisms, use of an assessment factor of 10 (EU, 2018),  $\text{MAC-EQS}_{\text{freshwater}} = 1.5 \text{ mg/L} / 10 = 0.150 \text{ mg/L} = 150 \text{ }\mu\text{g/L}$ .

For the marine MAC-EQS the available data had a validity score of 4, and therefore an assessment factor of 100 was used (EU, 2018),  $\text{MAC-EQS} = 1.5 \text{ mg/L} / 100 = 0.015 \text{ mg/L} = 15 \text{ }\mu\text{g/L}$ .

As regards effects on sediment-dwelling organisms the derivation of a  $\text{QS}_{\text{sediment}}$  was based on results for the most sensitive benthic organism identified in chronic studies performed with sediment (OECD, 2005 and HERA, 2013). This was found in a 28 day study with the oligochaete worm *Lumbriculus variegatus* resulting in an  $\text{EC}_{10}$  for survival of 61 mg/kg dry weight (1.7% OC) corresponding to a OC-normalised  $\text{EC}_{10} = 179.4 \text{ mg/kg dry weight (5\% OC)}$ . Considering the

---

<sup>1</sup> In ECHA's REACH database, US EPA's ECOTOX database, via OECD's eChemPortal meta-database as well as by conducting a literature search using Google Scholar.

number of available data, an assessment factor of 10 was used to derive **PNEC<sub>freshwater</sub> = 179.4 mg/kg dry weight / 10 = 18 mg/kg dry weight (5% OC)**.

Only one study was available for the marine sediment, and therefore a comparison of sensitivity between freshwater- and marine sediment was not possible, therefore an assessment factor of 100 (EU, 2018) was used on the chronic effect concentration for *L. variegatus*, **PNEC<sub>saltwater</sub> = 179.4 mg/kg dry weight / 100 = 1.8 mg/kg dry weight (5% OC)**.

LAS does not fulfil the criteria for derivation of QS for biota.

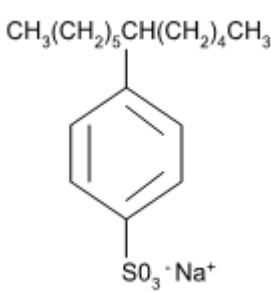
As there is no information on possible endocrine disrupting properties of LAS and the substance is not bioaccumulative and, furthermore, is readily degradable in aquatic environments, no other considerations are relevant for derivation of the environmental quality standards.

# 1 Indledning

LAS (Lineære alkylbenzensulfonater) er en stofgruppe af anionisk tensider (overfladeaktive stof). De blev introduceret i 1964 som et let bionedbrydeligt alternativ til de forgrenede alkylbenzensulfonater (ABS), der anses for at være mere miljøbelastende. LAS er en blanding af isomerer og homologer, hvor alle indeholder en sulfoneret aromatisk ring bundet i para-positionen til en lineær alkylkæde (HERA, 2013). De miljømæssige egenskaber af LAS har været meget omdiskuterede, idet det ikke er anaerobt bionedbrydeligt og derfor opkoncentreres i spildevandsslam.

Der findes flere typer af LAS på det europæiske marked. LAS-typen med CAS nr. 68411-30-3 udgør mere end 98% af salget på det europæiske marked (HERA, 2013). Dette stof er en UVCB, med en lineær alkyl-kæde på 10-13 karbon-atomer. LAS-varianter angivet i OECD (2005) er angivet i tabel 1.1 med deres engelske navne. Disse stoffer er vurderet som én kategori i OECDs vurderingsrapport (OECD, 2005).

Tabel 1.1. Identitet og struktur af LAS (CAS-numre og navne på LAS-varianter på det europæiske marked (OECD, 2005)), samt størrelsesorden af tonnage (REACH registered substance factsheet)

Navn	Lineære Alkylbenzen Sulfonater (LAS)	
Strukturformel	Strukturformlen for C <sub>12</sub> -LAS repræsenterer gruppen.  $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{11}\text{CH}_2\text{C}_6\text{H}_4\text{SO}_3^- \text{Na}^+$	
CAS Nr.	Navn	Tonnage (tons)
68411-30-3	C10-13 Alkylbenzene sulfonic acid, sodium salt	100.000-1.000.000
1322-98-1	Decylbenzene sulfonic acid, sodium salt	< 1
25155-30-0	Dodecylbenzene sulfonic acid, sodium salt	1.000-10.000
90194-45-9	Benzenesulphonic acid, mono-C <sub>10-13</sub> alkyl derivs., sodium salt	< 1
85117-50-6	Benzenesulphonic acid, mono-C <sub>10-14</sub> alkyl derivs., sodium salt	< 1
26248-24-8	Tridecylbenzene sulfonic acid, sodium salt	< 1

Navn	Lineære Alkylbenzen Sulfonater (LAS)	
27636-75-5	Undecylbenzene sulfonic acid, sodium salt	< 1
68081-81-2	C10-16 Monoalkylbenzene sulfonic acid, sodium salt	Kun intermediær brug
69669-44-9	C10-14 Alkyl deriv benzene sulfonic acid, sodium salt	< 1
85117-50-6	C10-14 Monoalkylbenzene sulfonic acid, sodium salt	< 1
90194-45-9	C10-13 Alkyl deriv benzene sulfonic acid, sodium salt	< 1
127184-52-5	4-C10-13-sec Alkyl deriv. benzene sulfonic acid, sodium salt	< 1

Ifølge CESIOs anbefalinger skal LAS klassificeres Aquatic Chronic 3; H412 (Skadelig for vandlevende organismer, med langvarige virkninger.), Acute tox 4 (oral); H302 (Farlig ved indtagelse), Skin irrit. 2; H315 (Forårsager hudirritation) og Eye Dam. 1; H318 (Forårsager alvorlig øjenskade) (CESIO, 2017).

I råspildevand er der målt koncentrationer af LAS mellem 1 og 15 mg/l. Efter behandling i renseanlæg med aktiv slambehandling blev mere end 99% LAS fjernet, hvilket medførte en koncentration mellem 0,008-0,27 mg/l. I overfladevand er der målt koncentrationer af LAS mellem 0,002-0,047 mg/l og i ferskvandssediment mellem 1-5,3 mg/kg (HERA, 2013). Desuden er der i anaerobisk spildevandsslam målt koncentrationer mellem 1-30 g/kg, hvor der i aerobisk spildevandsslam typisk er <0,5 g/kg (HERA, 2013). I Danmark beretter HERA (2013) om en gennemsnitlig koncentration på 0,24 g/kg tørvægt.

Der er fastsat en afskæringsværdi for LAS i Danmark i slam til jordbrugsformål på 1300 mg/kg slam (tørstof) jf. Bekendtgørelse nr. 1001 af 27/06/2018 om anvendelse af affald til jordbrugsformål, bilag 2C.

## 2 Fysisk kemiske egenskaber

De fysisk kemiske egenskaber for LAS fremgår af tabel 2.1.

Tabel 2.1. Fysisk kemiske egenskaber for LAS.

Parameter	Protokol	Værdi	Reference
Molekylvægt, $M_w$ ( $\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$ )	LAS	338-356 ( $\text{C}_{11,3}$ - $\text{C}_{12,6}$ )	OECD, 2005
Smeltepunkt, $T_m$ ( $^{\circ}\text{C}$ )	Beregnet for $\text{C}_{12}$	277	HERA, 2013
Kogepunkt, $T_b$ ( $^{\circ}\text{C}$ )	Beregnet for $\text{C}_{12}$	637	HERA, 2013
Damptryk, $P_v$ (Pa)	Beregnet for $\text{C}_{12}$	$(3-17)\cdot 10^{-13}$ <sup>2</sup>	HERA, 2013
Henry's konstant, $H$ ( $\text{Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$ )	Beregnet for $\text{C}_{12}$	$6,35\cdot 10^{-3}$	HERA, 2013
Vandopløselighed, $S_w$ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	Eksperimentel bestemt for $\text{C}_{11,6}$	250.000	HERA, 2013
Octanol/vand fordelingskoefficient, $\log K_{ow}$	Beregnet for $\text{C}_{11,6}$	3,32	HERA, 2013
Organisk kulstof/vand fordelingskoefficient, $K_{oc}$ ( $\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	Beregnet for $\text{C}_{11,6}$	2500	HERA, 2013

<sup>2</sup> Ved 25  $^{\circ}\text{C}$



## 3 Skæbne i miljøet

### 3.1 Nedbrydelighed

LAS er fundet let nedbrydeligt i OECD 301B, 301D, 301E og 301F test (se tabel 3.1 nedenfor). LAS anses på den baggrund for at være let nedbrydeligt i det akvatiske miljø. LAS er ikke ultimativt anaerobt bionedbrydeligt under de forhold, der normalt forekommer i de dele af miljøet, hvor anaerobe forhold har betydning (f.eks. slam og sediment).

Tabel 3.1. Bionedbrydelighedsstudier

LAS	Forsøgstype	Resultater	Referencer*
Let bionedbrydelighedstest	OECD 301 B, D, E, F ISO 1493/1999	Let bionedbrydeligt >70 (% DOC fjernelse) >60 (% CO <sub>2</sub> udvikling) >60 (% O <sub>2</sub> optag)	EU Comm., 1997 Ruffo et al., 1999 Temmink et al., 2004 LAUS, 2005a-b López et al., 2005
Inherent test	OECD 302 A, B	95-98 (% DOC fjernelse)	EU Comm., 1997
Simuleringstest	OECD 303 A	80->95 (% DOC fjernelse)	EU Comm., 1997
Bionedbrydelighed i aktivt slam	Die-away	T <sub>1/2</sub> = 0,6-0,7 t (primær bionedbr.) T <sub>1/2</sub> = 1,3-1,4 t (ultimativ bionedbr.)	Federle et al., 1997
Bionedbrydelighed i floder	Die-away Die-away Flodovervågning	T <sub>1/2</sub> = 12 t (primær bionedbr.) T <sub>1/2</sub> = 18 t (ultimativ bionedbr.) T <sub>1/2</sub> = 1-3 t (primær bionedbr.)	Itrich et al., 1995 Itrich et al., 1995 Fox et al., 2000
Anaerobisk bionedbrydelighed	ECETOC Forskningsstudie	ca. 0 (% ultimativ bionedbr.) 5-44 (% primær bionedbr. i UASB reaktorer)	AISE/CESIO, 1999 Mogensen et al., 2003
Bionedbrydelighed i jord	Felt studie Lab. studie	T <sub>1/2</sub> = 1-7 d (primær bionedbr.) T <sub>1/2</sub> = 2-26 d (ultimativ bionedbr.)	Küchler et al., 1997 Elsgaard et al., 2003 Figge et al., 1989 Gejlsbjerg et al., 2001, 2003, 2004

\* alle citeret i HERA (2013)

### 3.2 Bioakkumulering

Biokoncentrationen for et stof er et mål af et stofs ophobning i en akvatisk organisme, som er eksponeret til stoffet i vandmatricen (inkl. sedimentet). For kemiske stoffer er der defineret et forhold mellem BCF og stoffets lipofilitet, hvis  $3 < \log K_{ow} < 7$ . LAS ( $C_{11,6}$ ) har en  $\log K_{ow}$  lig 3,32 og dermed en værdi i dette interval, men da LAS er et overfladeaktivt stof kan biokoncentrationspotentialiet ikke vurderes ud fra  $\log K_{ow}$  (HERA, 2013).

En BCF-værdi afhænger også af den akvatiske organismes metabolisering af stoffet, og derfor er absorption, fordeling, metabolisering og ekskretion vigtige parametre at medtage i vurderingen. Ved en høj metabolisering af et stof forventes det ikke at stoffet biokoncentrerer afhængigt af koncentrationen i omgivelserne (HERA, 2013).

Tolls et al. (1994) viste at tidligere studier vedr. LAS' bioakkumuleringspotentialer ikke er repræsentative, grundet en analysemetode som konsekvent overestimerede LAS' koncentration i akvatiske organismer og dermed BCF-værdien. Derfor er studier foretaget før 1994 ikke medtaget i vurderingen af LAS' bioakkumuleringspotentialer.

Det lave bioakkumuleringspotentialer er blevet bekræftet i senere publikationer hvor *in vitro* studier er blevet udført med overfladeaktive stoffer. Studier foretaget med leverceller fra fisk viser alle en hurtig transformation af  $C_{12}$  LAS (HERA, 2013).

Tolls et al. (2000) undersøgte optagelse og ekskretion i fisk (*Pimephales promelas*) med anvendelse af homologer og isomerer som repræsenterer den kommercielle LAS ( $C_{11,6}$ ). Studiet viste at LAS når et steady state i fisken efter ca. 3 dage, og at metabolisering kan bidrage med mere end 40% af ekskretionen. *P. promelas* blev også anvendt i studiet af Versteeg et al. (2003) som viste, at BCF for  $C_{12}$  LAS afhænger af positionen af isomeren, eksponeringskoncentrationen og organisme art. I studiet blev fisk, muslinger og krebsdyr eksponeret for  $C_{12}$ -2-LAS homologer. Efter 32 dage var BCF-værdier i intervallet 9-116. Tolls (1998) påviste også at BCF blev øget med øget alkylkædelængde, men også at placeringen af arylsulfonat har betydning for bioakkumuleringspotentialer.

I sedimentet eksponerede Mäenpää og Kukkonen (2006) ferskvandsormen *Lumbriculus variegatus* for  $C_{12}$ -2-LAS homologer, hvilket medførte BCF-værdier i intervallet 0,5-4,7 l/kg afhængig af sedimentets organiske indhold.

Tolls (1998) gennemførte et detaljeret studie vedr. biokoncentration og konkluderede at LAS' biokoncentrationspotentialer er lavt og ikke ophobes i den akvatiske fødekæde. Studiet viste bl.a. at BCF for den kommercielle LAS ( $C_{11,6}$  alkylkædelængde) og for en flodprøve (filtreret vand fra Mississippi) med  $C_{10,8}$  alkylkædelængde, var lig henholdsvis 87 l/kg og 22 l/kg.

HERA (2013) og OECD (2005) konkluderer at LAS har et lav bioakkumuleringspotentiale med anvendelse af BCF værdier lig  $\sim 87$  l/kg for kommercielle LAS-blandinger ( $C_{11,6}$  alkylkædelængde) og  $\sim 22$  l/kg for LAS i flodvand ( $C_{10,8}$  alkylkædelængde). OECD (2005) vurderer hertil, at LAS-stoffer med længere alkylkædelængde (og dermed højere BCF-værdi) vil blive nedbrudt i naturen og dermed vil biokoncentrationspotentialet også nedbringes. LAS vurderes på den baggrund at have et lavt potentiale for bioakkumulering.

### 3.3 Naturlig forekomst

Der er ikke fundet oplysninger om, at LAS er naturligt forekommende.

## 4 Giftighedsdata

### 4.1 Giftighed over for vandlevende organismer

Der foreligger mange studier af giftigheden af LAS over for akvatiske organismer. Således er der mere end 50 studier blot af akutte effekter på ferskvandsarter af alger, krebsdyr og fisk (OECD, 2005; HERA, 2013). For saltvandsarter foreligger der også en række akutte og kroniske studier for alger, krebsdyr og fisk angivet som geometrisk gennemsnit i OECD (2005), dog anvendes disse kun som supplerende data i vurderingen af usikkerhedsfaktorer, da originalstudierne ikke kunne tilgås og OECD (2005) derved har givet studierne en validitet på 4 (Klimisch score).

Tabel 4.1 angiver det geometriske gennemsnit for de akutte ferskvandsstudier, der er udført under sammenlignelige forhold. Desuden er de laveste effektkoncentrationer for akutte ferskvandsforsøg angivet i tabel 4.2.

Tabel 4.1. Resultater fra akuttet test med ferskvandslevende organismer angivet i HERA (2013) (Tabel 12.)

LAS	Geom. gennemsnit (mg/l)
Alger, IC <sub>50</sub>	9,1 (n = 12)
Invertebrater ( <i>D. magna.</i> ), EC <sub>50</sub>	4,1 (n = 17)
Fisk ( <i>L. macrochirus.</i> ), LC <sub>50</sub>	4,1 (n = 12)
Fisk ( <i>P. promelas</i> ), LC <sub>50</sub>	3,2 (n = 4)

n angiver antallet af studier.

Tabel 4.2. Laveste effektkoncentrationer fra akuttet test med ferskvandslevende organismer (summarisk tabel over data fra OECD (2005))

Systematisk gruppe	LC <sub>50</sub> /EC <sub>50</sub> /IC <sub>50</sub> (mg/l)	Reference (alle citeret i OECD, 2005 (Tabel 10))
Fisk ( <i>Lepomis macrochirus</i> ), LC <sub>50</sub> (96 t)	1,67	Lewis og Perry, 1981
<i>Daphnia magna</i> , EC <sub>50</sub> (48 t)	1,62	Hooftman og van Drongelen-Sevenhuijsen, 1990
Alger ( <i>Selenastrum capricornutum</i> ), IC <sub>50</sub> (96 t)	29,0	Lewis 1986; Lewis og Hamm 1986

Der er i forbindelse med opdateringen af dette datablad for LAS i 2020 søgt efter nyere data (dvs. data efter 2004, hvor OECDs datasøgning antages at være stoppet) i hhv. databaser og ved en

bibliografisk litteratursøgning<sup>2</sup>. Ved denne datasøgning er der kun identificeret ganske få nye studier, alle korttidsstudier, herunder et enkelt akut studie, der resulterede i en lavere LC<sub>50</sub>-værdi end den ovenfor anførte EC<sub>50</sub>-værdi for *Daphnia magna* på 1,62 mg/l. Det drejer sig om et studie med den ferskvandslevende, fritsvømmende fimreorm *Dugesia japonica* (Li, 2008), som blev eksponeret for LAS (Na-dodecyl-benzensulfonat; CAS nr. 25155-30-0) ved fem forskellige koncentrationer (0,01-50 mg/l, nominelt) i hhv. 24, 48, 72 og 96 timer. LC<sub>50</sub> ved 72 og 96 timer var lavest, hhv. 1,51 og 1,45 mg/l  $\approx$  1,5 mg/l.

I HERA-rapporten er desuden et omfattende antal kroniske ferskvandsstudier beskrevet. Mange af de citerede studier er valideret i flere sammenhænge (HERA, 2013 og Madsen et al., 2001). I rapporten anvendes normaliserede NOEC-værdier (normaliseret til gennemsnitsstrukturen af LAS, dvs. med en gennemsnitlig alkylkædelængde på C<sub>11,6</sub>). Der er fundet NOEC-værdier fra længerevarende test for alle tre trofiske niveauer. Laveste NOEC værdi er 0,25 mg/l for fisk (tabel 4.3).

I tabel 4.3 er de validerede kroniske data sammenstillet. Der er ved opdateringen af nærværende datablad i 2020, og den dertil hørende datasøgning, ikke identificeret nye kroniske studier, og ovenstående NOEC står derved fortsat ved magt.

Tabel 4.3. Resultater fra kroniske forsøg med ferskvandslevende organismer (HERA, 2013)

LAS	Endpoint	NOEC (mg/l) Geometrisk gnst. *
<b>Bakterier</b>		
<i>Microcystis spec.</i>	populationsdensitet	0,80 (4)
<b>Alger</b>		
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	vækst	12 (1)
<i>Chlorella kessleri</i>	vækst	3,5 (1)
<i>Plectonema boryanum</i>	vækst	15 (1)
<i>Scenedesmus subspicatus</i>	vækst	7,7 (4)
<i>Selenastrum spec.</i>	populationsdensitet	3,8 (9)
<b>Invertebrater</b>		
<i>Ceriodaphnia spec.</i>	reproduktion	3,2 (1)
<i>Daphnia magna</i>	mobilitet	1,4 (12)
<i>Chironomus riparius</i>	emergens	2,8 (1)
<i>Paratanytarsus parthenogenica</i>	vækst	3,4 (1)

<sup>2</sup> Der er foretaget søgninger i REACH-registreringsdata, i ECOTOX-databasen og via metadatabasen eChemPortal samt ved specifik søgning med Google Scholar efter økotox-studier på de på forsiden angivne CAS-numre for LAS, primært numrene 68411-30-3 og 25155-30-0.

LAS	Endpoint	NOEC (mg/l) Geometrisk gnst. *
<b>Fisk</b>		
<i>Brachydanio rerio</i>	mortalitet	2,3 (1)
<i>Pimephales promelas</i>	mortalitet	0,87 (14)
<i>Poecilia reticulata</i>	reproduktion	3,2 (1)
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	-	0,34 (7)
<i>Tilapia mossambica</i>	reproduktion	0,25 (1)
<b>Mesokosmos</b> (250 taksonomiske grupper)	-	0,27

\* Tallet i parentes angiver antallet af studier

Cavalli (2004) og Belanger et al. (2002) har desuden citeret et mesokosmosstudie udført af Könemann (1981), som resulterer i en NOEC på 0,27 mg/l. Mesokosmosstudiet omfattede 250 taksonomiske grupper, der blev eksponeret i 56 dage. Belanger et al. (2002) har desuden udført en kritisk gennemgang af alle tilgængelige mesokosmosstudier med LAS og konkluderet, at studiet udført af Könemann er det bedste tilgængelige studie og dermed, at NOEC-værdien på 0,27 mg/l er den bedste NOEC-værdi.

#### 4.2 Giftighed over for sedimentlevende organismer

Der findes data om giftigheden af LAS over for flere sedimentlevende organismer. Disse resultater er sammenfattet i hhv. OECD's SIDS for LAS (OECD, 2005 (s. 43)) og den tilsvarende HERA-rapport om samme stof (HERA, 2013).

Se oversigten i tabel 4.4. Alle de nævnte studier er af OECD (2005) vurderet til at have validiteten 2 (Klimisch score), mens HERA (2013) giver nogle af studierne Klimisch score 1.

Tabel 4.4. Giftigheden af LAS over for sedimentlevende organismer (OECD, 2005; HERA, 2013)

Species	Test duration (days)	Effect parameter	NOEC (mg/kg dw)	OC content (%)	Reference
<b>Freshwater species</b>					
<i>Chironomus riparius</i> (midge, larval stage)	24	Emergence	319	4,2	Pittinger et al., 1989
<i>Anodonta cygnea</i> (mollusc, bivalve)	80	Survival, behaviour	>200 (at test completion)	-	Bressan et al., 1989

<i>Lumbriculus variegatus</i> (oligochaete worm)	28	Survival, reproduction, growth	81 61 (EC <sub>10</sub> )	1,7	Comber et al., 2006
<i>Caenorhabditis elegans</i> (nematode worm)	3	Fertility, egg production	100	1,7	Comber et al., 2006
<b>Marine species</b>					
<i>Mytilus galloprovincialis</i> Mollusc, bivalve)*	7	Survival, physiological response	>7,85 (at test completion)	-	Marin et al., 1994

\* No effects observed, neither at test start at 132 mg/kg nor at termination at 7.85 mg/kg (both measured).

Det fremgår af tabel 4.4, at det mest følsomme af sedimentstudierne er det med oligochaeten *Lumbriculus variegatus* (Comber et al., 2006), hvor der blev fundet en EC<sub>10</sub> = 61 mg/kg tørvægt (overlevelse) for et sediment med OC = 1,7%. Ved normalisering til 5% OC fås EC<sub>10</sub> til 179,4 mg/kg tørvægt (5% OC).

Der er ved beregningen af SKK<sub>saltvand</sub> set bort fra studiet med *Mytilus galloprovincialis* (Marin et al., 1994) idet der slet ikke blev konstateret effekter i dette studie, der havde en startkoncentration af LAS på 132 mg/kg, trods daglige observationer frem til dag 7, hvor studiet sluttede og der blev målt en slutkoncentration på 7,85 mg/kg i sedimentet. HERA (2013) angiver et geometrisk gennemsnit for start- og slutkoncentrationen på 39,19 mg/kg tørvægt for LAS. Sedimentets indhold af OC er ikke oplyst, og det vides derfor ikke, hvad en normalisering til et EU standardsediment på 5% vil resultere i.

#### 4.3 Giftighed over for pattedyr og fugle

Der er en meget stor mængde data på både akut og kronisk toksicitet af LAS over for pattedyr, herunder forsøg på mus, rotter og aber. Den laveste NOAEL koncentration fra længerevarende studier med pattedyr er 40 mg/kg lgv/dag (oral, rotte) (HERA, 2013). I HERA-rapporten foreslås anvendt den næstlaveste værdi på 85 mg/kg lgv/dag (drikkevand, rotte) udledt fra et 9 måneder langt oralt studie (HERA, 2013).

#### 4.4 Giftighed over for mennesker

LAS har ingen harmoniseret klassificering under CLP-reguleringen (EC 1272/2008). HERA (2013) vurderer at stoffet ikke er genotoksisk, reprotoksisk eller kræftfremkaldende på baggrund af både *in vitro* og *in vivo* test.

Virksomhederne selvklassificerer LAS som Acute tox 4 (H303); farlig ved indtagelse, Skin Irrit. 2 (H315); forårsager hudirritation og Eye Dam. 1 (H318); forårsager alvorlig øjenskade.

## 5 Andre effekter

Der er ikke fundet oplysninger om andre relevante effekter af LAS.



# 6 Udledning af vandkvalitetskriterium

## 6.1 Vandkvalitetskriterium (VKK)

Som grundlag for vandkvalitetskriteriet beregnes først en PNEC-værdi som beskrevet i EU's TGD for "Deriving Environmental Quality Standards" (TGD nr. 27, 2018) (EU, 2018). Da mesokosmosstudier vægtes højere end alm. enkeltartstest er den laveste NOEC-værdi 0,27 mg/l (denne er i øvrigt næsten identisk med den laveste NOEC fra enkeltartstest; 0,25 mg/l). Når der findes både akutte og kroniske forsøg på alle tre trofiske niveauer, samt yderligere mesokosmos-forsøg er det ifølge TGD'en en vurderingssag med hensyn til, hvilken usikkerhedsfaktor, der skal anvendes. På baggrund af det samlede datamateriale, vurderes det rimeligt at anvende en usikkerhedsfaktor på 5 for ferskvand. For saltvand er der i OECD (2005) kun angivet saltvandsstudier med en troværdighed på 4 (afsnit 4.1), dog anvendes disse til at vurdere, hvilken usikkerhedsfaktor, der anvendes for saltvand. I sammenhold med studierne og at TGD (EU, 2018) anbefaler at anvende en ekstra usikkerhedsfaktor på 10 ved anvendelse af et ferskvandsmesokosmos, anvendes en usikkerhedsfaktor på 15 for saltvand. Herved opnås en PNEC på hhv. 0,054 mg/l og 0,0054 mg/l.

LAS er ikke klassificeret med karcinogene, mutagene eller reproduktionsskadende egenskaber. Stoffet er ikke opført på EUs liste over stoffer med registrerede hormonforstyrrende egenskaber (EU, 2002), og der er ikke fundet eksperimentelle data for stoffet vedrørende sådanne egenskaber. LAS anses for at være let nedbrydeligt i det akvatiske miljø og for at være ikke-bioakkumulerbart. Der er dermed ikke andre forhold, der kommer i betragtning ved udledningen af vandkvalitetskriteriet.

Der foreslås på den baggrund et vandkvalitetskriterium for LAS på:

$$\text{VKK}_{\text{ferskvand}} = 0,27 \text{ mg/l} / 5 = 0,054 \text{ mg/l} = \mathbf{54 \mu\text{g/l}}$$
$$\text{VKK}_{\text{saltvand}} = 0,054 \text{ mg/l} / 10 = 0,0054 \text{ mg/l} = \mathbf{5,4 \mu\text{g/l}}$$

## 6.2 Korttidsvandkvalitetskriterium (KVKK)

Der skal desuden udledes et korttidsvandkvalitetskriterium, KVKK, hvor den laveste LC<sub>50</sub>-værdi på 1,5 mg/l for fimreormen *Dugesia japonica* anvendes. For KVKK<sub>ferskvand</sub> er standardafvigelsen beregnet til 0,6<sup>3</sup>, hvilket taler for at anvende en usikkerhedsfaktor på 100, dog haves der L(E)C<sub>50</sub>-værdier for ferskvandsarter fra 10 overordnede taksonomiske grupper og mere end 3 trofiske niveauer (OECD, 2005, Li, 2008), som også inkluderer de mest sensitive arter, herunder *Daphnia*

---

<sup>3</sup> SD af laveste effektværdier fra OECD (2005) med troværdighedsscore 1-2, samt effektværdi for *D. japonica*.

*magna* ( $LC_{50} = 1,62 \text{ mg/l}$ ) og fisk som *Lepomis macrochirus* ( $LC_{50} = 1,67 \text{ mg/l}$ ), som er på niveau med det udslagsgivende studie for *D. japonica*, og derved anvendes en usikkerhedsfaktor på 10 ved beregning af  $KVKK_{\text{ferskvand}}$  (EU, 2018).

På den baggrund foreslås følgende korttidsvandkvalitetskriterium for ferskvand for LAS:

$$KVKK_{\text{ferskvand}} = 1,5 \text{ mg/l} / 10 = 0,150 \text{ mg/l} = \mathbf{150 \mu\text{g/l}}$$

For saltvand anvendes en usikkerhedsfaktor på 100, da det tilgængelige data er angivet med en troværdighedsscore på 4 for akutttest på saltvandsorganismer:

$$KVKK_{\text{saltvand}} = 1,5 \text{ mg/l} / 100 = 0,015 \text{ mg/l} = \mathbf{15 \mu\text{g/l}}$$

### 6.3 Kvalitetskriterium for sediment (SKK)

Der foreligger undersøgelser, der viser, at bioakkumuleringspotentialet af LAS er lavt (se afsnit 3.2), hvilket taler for, at det ikke er nødvendigt at beregne et SKK. Dog har LAS en  $\log K_{ow}$  på  $>3$  (3,32 jf. afsnit 2), og der skal derfor, jf. TGD 27 (EU, 2018), beregnes et sedimentkvalitetskriterium, SKK, for stoffet.

Af afsnit 4.2 fremgår, at der foreligger resultater af langtidstest med stoffet på flere arter af sedimentlevende organismer (*Chironomus riparius*, *Anodonta cygnea* og *Lumbriculus variegatus*), der repræsenterer forskellige organismegrupper (insekter, mollusker og orme) og forskellig levevis.

De nævnte studier vurderes alle som tilstrækkeligt valide til, at de kan lægges til grund for beregning af SKK for LAS (Klimisch score mindst 2). SKK for ferskvand kan derfor, jf. TGD 27 (EU, 2018), beregnes ved at applikere en usikkerhedsfaktor på 10 til den laveste kroniske effektværdi.

Den laveste effektværdi er  $EC_{10}$  for oligochaeten *Lumbriculus variegatus* på  $61 \text{ mg/kg}$  tørvægt (for overlevelse), der ved normalisering til sediment med 5% OC bliver  $179,4 \text{ mg/kg}$  tørvægt (5% OC).

SKK for ferskvand beregnes derfor som:

$$\begin{aligned} SKK_{\text{ferskvand}} &= 179,4 \text{ mg/kg tørvægt} / 10 = \mathbf{18 \text{ mg/kg tørvægt (5\% OC)}} \\ &= 18 \text{ mg/kg tørvægt} / 0,05 = \mathbf{360 \text{ mg/kg tørvægt OC}} \end{aligned}$$

Der foreligger kun ét kronisk studie med en effektværdi for en sedimentlevende saltvandsorganisme, og derved er der ikke nok data tilgængelig til at lave en

sensitivitetssammenligning med ferskvandsorganismer. Dertil ses der også bort fra dette ene kroniske studie, da der ikke blev fundet effekter i studiet (afsnit 4.2). Derved anvendes en usikkerhedsfaktor på 100 ifl. TGD 27 (EU, 2018) på effektværdien for *L. variegatus*:

$$\begin{aligned} \text{SKK}_{\text{saltvand}} &= 179,4 \text{ mg/kg tørvægt} / 100 = \mathbf{1,8 \text{ mg/kg tørvægt (5\% OC)}} \\ &= 1,8 \text{ mg/kg tørvægt} / 0,05 = \mathbf{36 \text{ mg/kg tørvægt OC}} \end{aligned}$$

#### 6.4 Kvalitetskriterium for biota (BKK)

Ifølge EU's Guidance Document No. 27: Technical Guidance Document for Deriving Environmental Quality Standards (EU, 2018), vurderes det hvorvidt der er behov for udledning af BKK ved brug af BMF eller BCF(BAF) værdier. Bioakkumuleringspotentialet er generelt vurderet lavt for LAS, dog er dette afhængig af alkylkædelængden af stoffet, samt eksponeringskoncentrationen og arten. OECD (2005) vurderer at længere alkylkæder på LAS stoffer vil blive nedbrudt hurtigt i miljøet og dermed vil BCF også falde. Metabolisering af LAS vurderes også at være høj. Derfor vurderes det at der ikke er behov for udledning af BKK for sekundær forgiftning.

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

Kriterier for, hvorvidt der skal beregnes et kvalitetskriterium for humant konsum af vandlevende organismer (HKK), fremgår af EU (2018), afsnit 2.4.3.2. I dette afsnit fremgår det 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 en indflydelse på populationer.

LAS har ikke nogen harmoniseret klassificering og der foreligger ikke andet litteratur som vurderes at foranledige en udledning af et kvalitetskriterium for humant konsum af vandlevende organismer.

# 7 Konklusion

Sammenfattende er følgende miljøkvalitetskriterier foreslået for LAS:

$$VKK_{\text{ferskvand}} = 54 \mu\text{g/l}$$

$$VKK_{\text{saltvand}} = 5,4 \mu\text{g/l}$$

$$KVKK_{\text{ferskvand}} = 150 \mu\text{g/l}$$

$$KVKK_{\text{saltvand}} = 15 \mu\text{g/l}$$

$$\begin{aligned} SKK_{\text{ferskvand}} &= 18 \text{ mg/kg tørvægt (5\% OC)} \\ &= 360 \text{ mg/kg tørvægt OC} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} SKK_{\text{saltvand}} &= 1,8 \text{ mg/kg tørvægt (5\% OC)} \\ &= 36 \text{ mg/kg tørvægt OC} \end{aligned}$$

## 8 Referencer

AISE/CESIO (1999). Anaerobic biodegradation. Review of scientific information, AISE/CESIO, Brussels.

Belanger, S.E., Bowling, J.W., Lee, D.M., LeBlanc, E.M., Kerr, K.M., McAvoy, D.C., Christman, S.C. & Davidson, D.H. (2002). Integration of aquatic fate and ecological responses to LAS in model stream ecosystem, *Ecotoxicol. Environ. Safety* 52: 150-171.

Cavalli, L. (2004). Surfactants in the Environment. Fate and Effects of Linear Alkylbenzene Sulfonates (LAS) and Alcohol-Based Surfactants, In *Handbook of Detergents, Part B: Environmental Impact*, ed. U. Zoller, surfactants science series vol. 121. Marcel Dekker, 2004.

CESIO (2017). CESIO recommendations for the harmonized classification and labelling of surfactants for human health and environment, according to the Dangerous Substance Directive, CESIO recommendations for Anionic surfactants.

Comber, S.D.W., Conrad, A.U., Hoss, S., Webb, S. & Marshall, S. (2006). Chronic toxicity of sediment-associated linear alkylbenzene sulphonates (LAS) to freshwater benthic organisms. *Environmental Pollution*, Volume 144, No. 2 (2006), pp. 661-668.

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

EU (2002). European Commission DG ENV. November 2002: Endocrine disrupters: study on gathering information on 435 substances with insufficient data, online:  
[http://ec.europa.eu/environment/endocrine/documents/bkh\\_report.pdf](http://ec.europa.eu/environment/endocrine/documents/bkh_report.pdf) \l "page=1 Indeholder desuden resultatet fra EU rapporten "Towards establishment of priority list of substances for further

evaluation of their role in endocrine disruption – preparation of a candidate list of substances as a basis for priority setting".

EU Commission (1997). Study on the possible problems for the aquatic environment related to surfactants in detergents, WRc, EC 4294, February.

Federle T.W. & Itrich, N.R. (1997). Comprehensive approach for assessing the kinetics of primary and ultimate biodegradation of chemicals in activated sludge: application to LAS, Environ. Sci. Technol. 31: 1178-1184, 1997.

Figge K. & Schöberl, P. (1989). LAS and the application of sewage sludge in agriculture, Tenside Surf. Det.26: 122-128.

HERA (2004). Human and Environmental Risk Assessment, LAS, Linear Alkylbenzene Sulphonate (CAS No. 68411-30-3) Revised HERA Report, April, 2013.

HERA (2013). Human and Environmental Risk Assessment, LAS, Linear Alkylbenzene Sulphonate (CAS No. 68411-30-3) Version 2.0 May, 2004, "This updated version 2.0 of the HERA Risk Assessment takes account of comments from the External Advisory Panel on Environmental and Human Risk Assessment parts".

Hooftman, R.N. og van Drongelen-Sevenhuijsen, D. (1990). The acute toxicity of E-3473.01 (ETS 311) to *Daphnia magna*. TNO Netherlands.

Itrich N.R. & Federle, T.W. (1995). Primary and ultimate biodegradation of anionic surfactants under realistic discharge conditions in river water, SETAC Meeting, 1995, Vancouver, Canada.

Könemann W.H. (1981). Quantitative structure activity relationships in fish toxicity study, Toxicology 19: 209-221.

Küchler, T. & Schnaak, W. (1997). Behaviour of LAS in sandy soils with low amounts of organic matter, Chemosphere 35: 153-167.

Lewis, M.A. (1986). Comparison of the effects of surfactants of freshwater phytoplankton communities in experimental enclosures and on algal population growth in the laboratory. Environmental Toxicology and Chemistry. 5:319-332.

Lewis, M.A. & Hamm, B.G. (1986). Environmental modification of the photosynthetic response of lake plankton to surfactants and significance to a laboratory-field comparison. *Wat. Res.* 20:1575-1582.

Lewis, M.A. & Perry, R.L. (1981). Acute toxicities of equimolar and equitoxic surfactant mixtures to *Daphnia magna* and *Lepomis macrochirus*. *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: Fourth Conference*, ASTM STP 737, D.R. Branson and K.L. Dickson, Eds., American Society for Testing and Materials, pp. 402-418.

Li, M.-H. (2008). Effects of nonionic and ionic surfactants on survival, oxidative stress, and cholinesterase activity of planarian. *Chemosphere* 70 (2008), pp. 1796-1803.

Marin, M.G., Pivotti, L., Campesan, G., Turchetto, M. & Tallandine, L. (1994). Effects and fate of sediment-sorbed linear alkylbenzene sulphonate (LAS) on the bivalve mollusc *Mytilus galloprovincialis* Lmk. *Water Research* Vol. 28, No. 1, pp. 85-90, 1994.

Madsen, T., Boyd, H.B., Nylén, D., Pedersen, A.R., Petersen, G. & Simonsen, F. (2001). Environmental and Health Assessment of Substances in Household Detergents and Cosmetic Detergent Products. Miljøprojekt No. 615, 2001.

Mäenpää, K. & Kukkonen, J.V.K. (2006). Bioaccumulation and toxicity of 4-nonylphenol (4-NP) and 3-(2-dodecyl)-benzene sulfonate (LAS) in *Lumbricus variegatus* (Oligochaeta) and *Chironomus riparius* (Insecta). *Aquatic Toxicity* 77: 329-338.

Miljøministeriet (2005). Bekendtgørelse nr. 923 af 28. september 2005. Listen over farlige stoffer 2005. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

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

Miljøstyrelsen (2004B). Listen over uønskede stoffer 2004, Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 8.

OECD (2005). SIDS Initial Assessment Report (SIAR) Linear Alkylbenzene Sulfonate (LAS). For 20th SIAM. Revised vers. August, 2005.

Prats, D., Rodriguez, M., Llamas, J.M., DeLaMuela, M.A., Ferrer, J., Moreno, A., Berna, J.L. (2000). The use of specific analytical methods to assess the anaerobic biodegradation of LAS, 5th World Cesio Congress V.2: 1655-1658, Firenze, Italy.

Ruffo, C., Fedrigucci, M.G., Valtorta, L. & Cavalli, L. (1999). Biodegradation of anionic and nonionic surfactants by CO<sub>2</sub> evolution. Acclimated and non acclimated inoculum, Riv. It. Sostanze Grasse LXXVI: 277-283.

Temmink, H. & Klapwijk, B. (2004). Fate of LAS in activated sludge plants, Water Res. 38: 903-912.

Tolls, J., Kloepper-Sams, P. & Sijm, D.T.H.M. (1994). Surfactant bioconcentration. A critical review. Chemosphere 29: 693-717.

Tolls, J. (1998). Bioconcentration of surfactants, Thesis, ISBN No.: 90-393-1676-1, Utrecht University, 1998.

Tolls, J., Lehmann, M.P. & Sijm, D.T.J.M. (2000). Quantification of *in vivo* biotransformation of the anionic C<sub>12</sub>-2-LAS in fathead minnows, Environ. Tox. Chem. 19: 2394-2400.

Versteeg, D.J. & Rawlings, J.M. (2003). Bioconcentration and Toxicity of Dodecylbenzene Sulfonate (C<sub>12</sub>LAS) to Aquatic Organisms Exposed in Experimental Streams. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 44, 0237-0246.

Versteeg, T.G., van der Poel, P., van de Laar, R.T.H. & Roelfzema, H. (1993). Estimation of Consumer Exposure to Chemicals. Application of Simple Models, Science of the Total Environment 136:155-176.