

# CERI 有害性評価書

直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩  
(アルキル基の炭素数 10~14 及びその混合物に限る)  
(別名 LAS)

**Linear alkylbenzene sulfonic acid and its salt**

<http://www.cerij.or.jp>

**CERI** 財団法人 化学物質評価研究機構

## CERI 有害性評価書について

化学物質は、私たちの生活に欠かせないものですが、環境中への排出などに伴い、ヒトの健康のみならず、生態系や地球環境への有害な影響が懸念されています。有害な影響の程度は、有害性及び暴露量を把握することにより知ることができます。暴露量の把握には、実際にモニタリング調査を実施する他に、特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の促進に関する法律（化学物質排出把握管理促進法）に基づく化学物質の排出量情報の活用などが考えられます。

CERI 有害性評価書は、化学物質評価研究機構（CERI）の責任において、原版である化学物質有害性評価書を編集したものです。実際に化学物質を取り扱っている事業者等が、化学物質の有害性について、その全体像を把握する際に利用していただくことを目的としています。

予想することが困難な地球環境問題や新たな問題に対処していくためには、法律による一律の規制を課すだけでは十分な対応が期待できず、事業者自らが率先して化学物質を管理するという考え方が既に国際的に普及しています。こうした考え方の中では、化学物質の取り扱い事業者は、法令の遵守はもとより、法令に規定されていない事項であっても環境影響や健康被害を未然に防止するために必要な措置を自主的に講じることが求められ、自らが取り扱っている化学物質の有害性を正しく認識しておくことが必要になります。このようなときに、CERI 有害性評価書を活用いただければと考えています。

CERI 有害性評価書は、化学物質の有害性の全体像を把握していただく為に編集したものですので、さらに詳細な情報を必要とする場合には、化学物質有害性評価書を読み進めることをお勧めいたします。また、文献一覧は原版と同じものを用意し、作成時点での重要文献を網羅的に示していますので、独自に調査を進める場合にもお役に立つものと思います。

なお、化学物質有害性評価書は、新エネルギー・産業技術総合開発機構（NEDO）からの委託事業である「化学物質総合評価管理プログラム」の中の「化学物質のリスク評価およびリスク評価手法の開発プロジェクト」において作成したものです。

財団法人化学物質評価研究機構  
安全性評価技術研究所

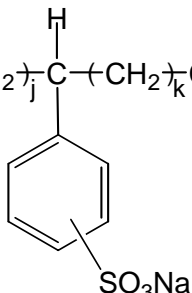
## 目 次

1. 化学物質の同定情報.....	1
2. 我が国における法規制.....	2
3. 物理化学的性状.....	3
4. 製造輸入量・用途情報.....	3
5. 環境中運命.....	4
5.1 大気中での安定性.....	4
5.2 水中での安定性.....	4
5.2.1 非生物的分解性.....	4
5.2.2 生分解性.....	4
5.3 環境水中での動態.....	5
5.4 生物濃縮性.....	5
6. 環境中の生物への影響.....	6
6.1 水生生物に対する影響.....	6
6.1.2 藻類に対する毒性.....	6
6.1.3 無脊椎動物に対する毒性.....	7
6.1.4 魚類に対する毒性.....	8
6.2 環境中の生物への影響 (まとめ).....	12
7. ヒト健康への影響.....	13
7.1 生体内運命.....	13
7.2 疫学調査及び事例.....	16
7.3 実験動物に対する毒性.....	19
7.3.1 急性毒性.....	19
7.3.2 刺激性及び腐食性.....	20
7.3.3 感作性.....	21
7.3.4 反復投与毒性.....	22
7.3.5 生殖・発生毒性.....	27
7.3.6 遺伝毒性.....	32
7.3.7 発がん性.....	33
7.4 ヒト健康への影響 (まとめ).....	33
文 献.....	35

## 1. 化学物質の同定情報

直鎖アルキルベンゼンスルホン酸 (LAS) は、2段階反応を経て合成される。まず、ベンゼンに *n*-パラフィン又は塩素化パラフィンを加え、フッ化水素又は塩化アルミニウムを触媒として反応させ、ベンゼンをアルキル化して直鎖アルキルベンゼン (LAB) を合成する。次いで、この LAB を三酸化硫黄と反応させて LAS を合成する。上市されている LAS はアルキル基の炭素数が 10~14 (平均値 11.8 程度) で、アルキル基へのベンゼン環の結合位置が固定されていない。LAS は強酸であり、製品として用いられることはなく、通常は、ナトリウムなどのアルカリ金属又はアンモニウムとの塩が、直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩として用いられている。

本評価書では、特に断りが無い場合、最も多く使用されているナトリウム塩を対象とし、以下、LAS-Na と略称する。なお、LAS のアルキル鎖の炭素数 *n* が明らかな場合には  $C_n$ LAS と表示し、混合物及び炭素数が不明の場合には単に LAS と表示する。

物質名	直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩 (アルキル基の炭素数が 10~14 までのもの及びその混合物に限る。) LAS
化学物質排出把握管理促進法	政令号番号 1-24
化学物質審査規制法	官報公示整理番号 3-1907
CAS登録番号	直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩には、アルキル鎖長の異なる同族体とベンゼン環の位置が異なる異性体が数多く存在する。 <b>エラー! 参照元が見つかりません。</b> に同族体の酸と塩の CAS 登録番号を示す (IPCS, 1996)。
構造式	$H_3C-(CH_2)_j-C(H)-(CH_2)_k-CH_3$  $n = j + k + 3 = 10 \sim 14$ <small>注) 市販されている LAS のアルキル基の炭素数 <i>n</i> は 10~14 であり、大部分がパラ体である。</small>
分子式	$C_{13}H_{27}NO$
分子量	239.09

参考：洗濯用洗剤に使用されている LAS の典型的な組成分析の例を示す (Cavalli et al., 1993)。

一般的な LAS のアルキル基の炭素数分布

- C<sub>10</sub> : 10~15%
- C<sub>11</sub> : 25~35%
- C<sub>12</sub> : 25~35%
- C<sub>13</sub> : 15~30%
- C<sub>14</sub> : 0~ 5%

LAS のアルキル鎖上のフェニル基の位置 (C<sub>12</sub>の場合)

	HF 触媒による合成品	塩化アルミニウム触媒による合成品
2-フェニル	18%	28%
3-フェニル	16%	19%
4-フェニル	17%	17%
5-フェニル	24%	18%
6-フェニル	25%	18%

表 1-1 直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩のCAS登録番号

R	名 称	分子式	CAS 登録番号	
			酸	塩
C <sub>10</sub>	デシルベンゼンスルホン酸	C <sub>16</sub> H <sub>26</sub> O <sub>3</sub> S	31093-47-7	1322-98-1 (Na)
C <sub>11</sub>	ウンデシルベンゼンスルホン酸	C <sub>17</sub> H <sub>28</sub> O <sub>3</sub> S	50854-94-9	27636-75-5 (Na) 61931-75-7 (NH <sub>3</sub> )
C <sub>12</sub>	ドデシルベンゼンスルホン酸	C <sub>18</sub> H <sub>30</sub> O <sub>3</sub> S	27176-87-0	25155-30-0 (Na) 1331-61-9 (NH <sub>3</sub> ) 27177-77-1 (K) 26264-06-2 (Ca) 27479-45-4 (Mg) 29062-27-9 (Li)
C <sub>13</sub>	トリデシルベンゼンスルホン酸	C <sub>19</sub> H <sub>32</sub> O <sub>3</sub> S	25496-01-9	26248-24-8 (Na)
C <sub>14</sub>	テトラデシルベンゼンスルホン酸	C <sub>20</sub> H <sub>34</sub> O <sub>3</sub> S	30776-59-1	28348-61-0 (Na)

## 2. 我が国における法規制

対 象 物 質	法 律 名	項 目
アルキルベンゼンスルホン酸ナトリウム及びアルキルベンゼンスルホン酸	化学物質排出把握管理促進法	第一種指定化学物質
	海洋汚染防止法	有害液体物質 C 類
アルキルベンゼンスルホン酸	消防法	危険物第四類第四石油類
	船舶安全法	腐食性物質
	船舶安全法	腐食性物質
	港則法	腐食性物質

### 3. 物理化学的性状

LAS は数多くの同族体、異性体をもち、アルキル基の長さ、フェニル基の結合部位の違いによって物理化学的性質が異なる。代表例として、ドデシルベンゼンスルホン酸ナトリウム (C<sub>12</sub>LAS-Na) について示す。

項目	特性値	出典
外観	白色～淡黄色の固体	U.S.NLM:HSDB, 2002
融点	300℃以上	U.S.NLM:HSDB, 2002
沸点	データなし	
引火点	データなし	
発火点	データなし	
爆発限界	データなし	
比重	1.0 (20℃/4℃) (60%スラリー)	U.S.NLM:HSDB, 2002
蒸気密度	12.0 (空気=1)	計算値
蒸気圧	データなし	
分配係数	log Kow = 1.96 (実測値)	SRC:PhysProp, 2002
解離定数	データなし	
土壌吸着係数	Koc = 278	U.S.NLM:HSDB, 2002
溶解性	水：200 g/L (25℃)	IPCS, 1998
	有機溶媒：データなし	
ヘンリー定数	6.35 × 10 <sup>-3</sup> Pa・m <sup>3</sup> /mol (25℃、推定値)	SRC:PhysProp, 2002
換算係数 (気相、20℃)	1 ppm = 14.49 mg/m <sup>3</sup>	計算値
	1 mg/m <sup>3</sup> = 0.069 ppm	
その他	酸型は強酸性、家庭用洗剤は主に Na 塩	化学物質評価研究機構, 2002
	臨界ミセル濃度 (cmc) = 1.2 mmol/L (60℃、電気伝導度法)	日本油化学会, 2002

### 4. 製造輸入量・用途情報 (表 4-1)

表 4-1 製造・輸入量等 (トン)

年	1997	1998	1999	2000	2001
生産量 <sup>注1)</sup>	179,196	170,635	176,460	167,286	146,500
輸入量 <sup>注2)</sup>	12,288	10,818	11,766	15,415	15,003
輸出量 <sup>注2)</sup>	42,468	33,303	29,112	26,708	21,858
出荷数量 <sup>注1,3)</sup>	91,302	84,554	80,815	82,055	80,294

出典：通商産業省 (1998-2000)、経済産業省 (2001-2002)、財務省 (2003)

注1：界面活性剤のうち、スルホン酸型の陰イオン活性剤 (アルキルスルホネート又はアリルスルホネート) に分類された量

注2：有機界面活性剤のうち、陰イオン活性剤の量

注3：販売を目的としたものの量

家庭用及び業務用の合成洗剤 (洗濯用、台所用) として使用され (日本石鹼洗剤工業会, 2004a)、その他、繊維工業用染色助剤、一般洗浄剤、農薬乳化剤、羊毛・合繊の洗剤、精練剤、ピッチ分散剤、金属メッキ用洗浄剤、クリーニング洗浄、肥料固化防止剤、分散剤として使用されて

いる (化学工業日報社, 2003)。また、「平成 13 年度 PRTR 届出外排出量の推計方法等の概要」(経済産業省, 環境省, 2003b) によると、化粧品、身体用洗剤としても使用されている。

## 5. 環境中運命

### 5.1 大気中での安定性 (表5-1)

蒸気圧は具体的なデータはないものの極めて低いと推定される。一方、水への溶解度は 200 g/L (25°C) である。ミストなどで大気中に排出されると、大部分は大気中に浮遊する微粒子への吸着や雨滴への溶解などにより沈降されると考えられ、残りが OH ラジカルなどと反応すると推定される。

ここでは、代表的な化合物であるドデシルベンゼンスルホン酸ナトリウム (C<sub>12</sub>LAS-Na) について記述する。

表 5-1 対流圏大気中での反応性

対 象	反応速度定数 (cm <sup>3</sup> /分子/秒)	濃 度 (分子/cm <sup>3</sup> )	半減期
OH ラジカル	1.6×10 <sup>-11</sup> (25°C、推定値)	5×10 <sup>5</sup> ~1×10 <sup>6</sup>	0.5~1 日
オゾン	データなし		
硝酸ラジカル	データなし		

出典：SRC, AopWin Estimation Software, ver. 1.90. (反応速度定数)

### 5.2 水中での安定性

#### 5.2.1 非生物的分解性

加水分解を受けやすい化学結合はないので、水環境中では加水分解されない。

水面では紫外線によって光分解されるが、環境中での分解は生分解が主である (Matsuura and Smith, 1970)。

#### 5.2.2 生分解性 (表5-2)

表 5-2 化学物質審査規制法に基づく生分解性試験結果<sup>注)</sup>

分解率の測定法	分解率 (%)	判定結果
生物化学的酸素消費量 (BOD) 測定	47	良分解性
全有機炭素 (TOC) 測定	44	
高速液体クロマトグラフ (HPLC) 測定	11	

被験物質濃度：100 mg/L、活性汚泥濃度：30 mg/L、試験期間：4 週間

注：p-n-オクチルベンゼンスルホン酸を用いて試験を実施。

出典：通商産業省 (1996) 通商産業公報 (1996 年 12 月 27 日)

生分解性は、多くの研究がなされており、環境中に生育する微生物によって分解される。分解経路が明らかにされており、細胞内に取り込まれた後、酸素が存在する好氣的条件下で

はアルキル基末端の酸化 ( $\omega$ 酸化) によってメチル基がカルボキシル化され、分解が始まる。次いで、アルキル基の酸化的短縮 ( $\beta$ 酸化) が続き、さらにベンゼン環部分の開裂を経て、究極的に二酸化炭素と水及び硫酸イオンに分解される。分解される過程で有機物の一部は、低級の脂肪酸などに変換されて微生物に同化される (Swisher, 1987)。この微生物によって被分解物が同化される現象を資化という。

## b 嫌氣的生分解性

酸素が存在しない嫌気条件下ではアルキル基末端が酸化されないため、分解され難い。しかし、すでに  $\omega$ 酸化された成分が嫌気条件に移行した場合には引き続き分解される (Larson et al., 1993)。いずれの同族体、異性体も生分解されるが、長鎖長成分あるいはフェニル基の結合位置がアルキル基の末端に近い成分の分解が速い傾向がみられる (Swisher, 1987)。

## 5.3 環境水中での動態

環境水中に直接流入すると水中のバクテリアによって分解され、分解速度は夏季に速く冬季に遅い (天野ら, 1990)。この最大の要因は冬季の水温の低下に伴うバクテリアの分解活性の低下によるものと解される (若林ら, 1989)。水中での生分解速度は微生物の活性を左右する水温や溶存酸素濃度等のほかに、微生物の種類 (フローラ) と数や濃度の影響を受ける (関口ら, 1975)。環境水中での半減期は温度や濃度等の条件によって異なるが、数時間から数日と考えられている (Swisher, R.D., 1987)。実際の河川での検討結果として半減期は 1 時間 (一次分解) (Takada et al., 1994) から 1 日程度 (究極分解) (Larson et al., 1993) との報告がある。また、室内試験において河川水に LAS を 10 mg/L 添加し、低温 (10°C) で試験を行ったところ半減期は 9 日以上であった (菊地, 1985)。それらの要因を反映した結果として、河川水中濃度は、微生物の分解活性が高い夏季には低水温期に比較して低下し、また調査地点ごとに季節変動幅が異なる (日本石鹼洗剤工業会, 2001)。

環境水中では一部は懸濁物質に吸着されて、底質に移行する。吸着性は固形物質の有機性成分含量等によって異なる。吸着係数として下水処理場の一次処理沈殿汚泥に対して 590~1,400 L/kg、活性汚泥に対して 660~5,200 L/kg、河川底質に対して 40~360 L/kg が求められ、活性汚泥に吸着されやすいことが示されている (Painter and Zable, 1989)。実際の河川でのモニタリング調査において、河川水中では 10~45% が懸濁物質に吸着している例が報告されている (日本石鹼洗剤工業会, 1997)。底質中に移行しても生分解される (天野ら, 1990; 菊地ら, 1992; 矢可部ら, 1991)。素掘りの穴に家庭排水を投入し続けた場合にも、土壌中で分解されて、地下水の中にまで到達しなかったことが報告されている (菊地ら, 1992)。

## 5.4 生物濃縮性

魚類の生物濃縮係数 (BCF) はアルキル鎖が長くなるにつれて増加するが、市販品の主成分である C<sub>12</sub>LAS では BCF として 16~551 の値が報告されている (Comotto et al., 1979; IPCS, 1996)。魚体内からの排出半減期は 1~6 日である (日本水質汚濁研究協会, 1986)。

なお、魚体内では胆のうで最も高い濃縮性がみられる (Kimerle et al, 1981)。これは胆のうを



經由して排泄される体内動態に起因していると推定される。

## 6. 環境中の生物への影響

### 6.1 水生生物に対する影響

#### 6.1.2 藻類に対する毒性 (表6-1)

淡水産の緑藻であるクロレラ (*Chlorella vulgaris*)の生長阻害に対する LAS の 96 時間の EC<sub>50</sub> は 18~32 mg/L であった (Canton and Slooff, 1982)。

種の異なる淡水産のクロレラ (*Chlorella pyreniodosa*) と海産の珪藻類 (*Thalassiosira pseudonana*) の生長に及ぼす LAS の影響が調べられている。クロレラの生長阻害に対する LAS の 7 日間 EC<sub>50</sub> は 4.4 mg/L であった。また、淡水緑藻であるセテナストラムの生長阻害の 72 時間 EC<sub>50</sub> は 103 mg/L、NOEC は 1 mg/L であり (Radix et al., 2000)、6 日間 EC<sub>50</sub> は 83 mg/L と求められた (紺野ら, 1987)。

海産珪藻類 *T. pseudonana* に対する DOBS の生長阻害の 7 日間 EC<sub>50</sub> は 1.4 mg/L であった (近藤ら, 1983)。

全国のノリ漁場で養殖されているスサビノリの幼芽の生長に及ぼす影響を調べた報告がある。スサビノリ幼芽を用いた生長阻害試験の結果、培養 10 日後における対照区の幼芽 1 個体あたりの平均細胞数は 115±4.6 であった。0.18~0.32 mg/L の LAS では対照区と同様な生長を示したが、0.56 mg/L では生長速度が低下し、1.8 mg/L 以上では全く生長しなかった。10 日間における幼芽の生長阻害の NOEC は 0.32 mg/L である (滝田, 1985)。

表 6-1 LASの藻類に対する毒性試験結果

生物種	LAS 組成	温度 (°C)	エンドポイント		濃度 (mg/L)	文献
<b>淡水</b>						
<i>Chlorella vulgaris</i> (緑藻、クロレラ)	C <sub>11.2</sub>	22	96 時間 EC <sub>50</sub>	生長阻害 バイオマス	18-32	Canton & Slooff, 1982
<i>Chlorella pyreniodosa</i> (緑藻、クロレラ)	DOBS <sup>1)</sup> (C <sub>12</sub> )	22	7 日間 EC <sub>50</sub>	生長阻害 バイオマス	4.4 (n)	近藤ら, 1983
<i>Selenastrum capricornutum</i> <sup>2)</sup> (緑藻、セテナストラム)	DOBS (C <sub>12</sub> )	23	72 時間 EC <sub>50</sub> 72 時間 NOEC	生長阻害 細胞数	103 1 (n)	Radix et al., 2000
	C <sub>11.7</sub>	20	6 日間 EC <sub>50</sub>	生長阻害 生長速度	83 (n)	紺野ら, 1987
<b>海水</b>						
<i>Thalassiosira pseudonana</i> (珪藻類)	DOBS (C <sub>12</sub> )	22	7 日間 EC <sub>50</sub>	生長阻害	1.4 (n)	近藤ら, 1983
<i>Porphyra yezoensis</i> (紅藻、スサビノリ)	C <sub>11.8</sub>	10	10 日間 NOEC	幼芽生長阻害 細胞数	0.32 (a)	滝田, 1985

ND: データなし、(a): 被験物質を測定したが、設定濃度により表示、(n): 設定濃度

1) DOBS: ドデシルベンゼンスルホン酸ナトリウム (アルキル基の炭素数: 12);

2) 現学名: *Pseudokirchneriella subcapitata*

### 6.1.3 無脊椎動物に対する毒性 (表6-2)

オオミジンコに対する LAS の急性毒性に関して求められた LC<sub>50</sub> は、止水条件下 48 時間で 18 ~32 mg/L であった (Canton and Slooff, 1982)。他に、24 時間の LC<sub>50</sub> が 17 mg/L であったという報告 (若林ら, 1988)、また、LAS のアルキル基の平均炭素数が 11.8 である C<sub>11.8</sub>LAS を用いて流水条件下 96 時間 LC<sub>50</sub> を求めたところ、3.94 mg/L であったという報告もある (Maki, 1979)。

オオミジンコと種が異なるセスジミジンコとミジンコに対する LAS の 24 時間の急性毒性を調べると、セスジミジンコの遊泳阻害 EC<sub>50</sub> は 30 mg/L であり、ミジンコの LC<sub>50</sub> は 18 mg/L であった (服部ら, 1984; 若林ら, 1988)。

オオミジンコの繁殖に対する C<sub>11.8</sub>LAS の毒性については、親オオミジンコの総産仔数を指標にした 21 日間の EC<sub>50</sub> は 1.50 mg/L であり、NOEC は 1.18 mg/L であった。この時の 21 日間の LC<sub>50</sub> は 1.67 mg/L であった (Maki, 1979)。他に、ドデシルベンゼンスルホン酸ナトリウム (DOBS) による繁殖阻害の NOEC が 1.65 mg/L であったという結果も得られている (Radix et al., 2000)。また、セスジミジンコの繁殖阻害が DOBS を用いて調べられており、21 日間の NOEC は 9.6 mg/L であった (服部ら, 1984)。

表 6-2 LASの無脊椎動物に対する毒性試験結果

生物種	LAS 組成	大きさ/成長段階	試験法/方式	温度 (°C)	硬度 (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	pH	エンドポイント	濃度 (mg/L)	文献
<i>Daphnia magna</i> (甲殻類、オオミジンコ)	C <sub>11.8</sub>	生後 12 時間以内	流水	21	120	7.4	96 時間 LC <sub>50</sub>	3.94	Maki, 1979
							21 日間 LC <sub>50</sub>	1.67	
							21 日間 EC <sub>50</sub>	1.50	
							21 日間 NOEC 繁殖	1.18 (m)	
C <sub>11.2</sub>	生後 24 時間以内	止水	19	ND	ND	48 時間 LC <sub>50</sub>	18-32	Canton & Slooff, 1982	
C <sub>11.7</sub>	生後 24 時間以内	止水	20	25	7.2-7.4	24 時間 LC <sub>50</sub>	17 (n)	若林ら, 1988	
DOBS <sup>1)</sup> (C <sub>12</sub> )	生後 24 時間以内	OECD 202 半止水	20	140-160	ND	21 日間 NOEC 繁殖	1.65 (n)	Radix et al., 2000	
<i>Daphnia carinata</i> (甲殻類、セスジミジンコ)	DOBS (C <sub>12</sub> )	生後 24 時間以内	OECD 202 止水	22 ± 0.5	69	6.7	24 時間 EC <sub>50</sub> 遊泳阻害	30 (n)	服部ら, 1984
							21 日間 NOEC 繁殖	9.6 (n)	
<i>Daphnia pulex</i> (甲殻類、ミジンコ)	C <sub>11.7</sub>	生後 24 時間以内	止水	20	25	7.2-7.4	24 時間 LC <sub>50</sub>	18 (n)	若林ら, 1988

ND: データなし、(m): 測定濃度、(n): 設定濃度

1) DOBS: ドデシルベンゼンスルホン酸ナトリウム (アルキル基の炭素数: 12)

#### 6.1.4 魚類に対する毒性 (表6-3～表6-5)

メダカを用いて、測定時間による LC<sub>50</sub> の違いが硬度 25 mg CaCO<sub>3</sub>/L の条件下で調べられた。24 時間、48 時間と暴露時間の延長にともなって、LC<sub>50</sub> は 9.2 mg/L、8.7 mg/L と低下し、72 時間で 8.4 mg/L となり、それ以降は一定になることが確かめられた (若林ら, 1986)。硬度を 75 mg CaCO<sub>3</sub>/L と硬水の条件にすると、24 時間 LC<sub>50</sub> は 6.3 と下がり、LAS の毒性が強まった (若林ら, 1986)。他に、硬度 65 mg CaCO<sub>3</sub>/L の条件下では、24 時間及び 48 時間 LC<sub>50</sub> は同一であり、その値は 4.0 mg/L であった (飯森ら, 1979)。また、硬度は不明であるが、96 時間 LC<sub>50</sub> が 10~18 mg/L という結果も報告されている (Canton and Slooff, 1982)。

欧米に広く分布しているファットヘッドミノーに対する LAS の急性毒性に関して、アルキル基の鎖長が 10~14 の LAS を用いて、硬度 100 mg CaCO<sub>3</sub>/L の条件下で 48 時間 LC<sub>50</sub> が求められた。C<sub>10</sub>LAS、C<sub>11</sub>LAS、C<sub>12</sub>LAS、C<sub>13</sub>LAS、C<sub>14</sub>LAS の 48 時間 LC<sub>50</sub> は、それぞれ、43.0、16.0、4.7、0.4、0.4 mg/L であった。一方、平均鎖長が 13.3 の LAS では 1.7 mg/L であった (Kimerle and Swisher, 1977)。他に、硬度 40 mg CaCO<sub>3</sub>/L の条件下で、平均鎖長が 11.2、11.7、13.3 の LAS の 96 時間 LC<sub>50</sub> は、12.3、4.1、0.86 mg/L と求められた (Holman and Macek, 1980)。熱帯魚であるグッピーに対する 96 時間 LC<sub>50</sub> は 5.6~10 mg/L であった (Canton and Slooff, 1982)。

国内の河川・湖沼に生育する魚類のコイ、ニジマス、ヤマメ、アブラハヤ、アユの 24~96 時間の LC<sub>50</sub> は、1.17~4.8 mg/L であった (Sueishi et al, 1988; 若林ら, 1984, 1986)。

一方、海水魚であるコバルトスズメの 48 時間 LC<sub>50</sub> は人工海水中で 1.3 mg/L であり、エドハゼの 48 時間 LC<sub>50</sub> は試験用水の塩分が 20‰の実験で 1.7 mg/L、塩分濃度が 25‰によるボラの 96 時間 LC<sub>50</sub> は 1.3 mg/L であった (飯森ら, 1979; 若林ら, 1984, 1986)。

表 6-3 LASの魚類に対する急性毒性試験結果

生物種	LAS 組成	大きさ/成長段階	試験法/方式	温度 (°C)	硬度 (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	pH	エンドポイント	濃度 (mg/L)	文献
淡水									
<i>Oryzias latipes</i> (メダカ)	ND	成魚	JIS K0102 半止水	20	25	ND	24 時間 LC <sub>50</sub> 48 時間 LC <sub>50</sub> 72 時間 LC <sub>50</sub>	9.2 8.7 8.4 (n)	若林ら, 1986
					75	ND	24 時間 LC <sub>50</sub>	6.3 (n)	
	分子量 348.5	0.20 g	ND	ND	65	ND	24 時間 LC <sub>50</sub> 48 時間 LC <sub>50</sub>	4.0 4.0 (n)	飯森ら, 1979
	C <sub>11.2</sub>	4-5 週間	半止水	23	ND	ND	96 時間 LC <sub>50</sub>	10-18	Canton & Slooff, 1982

生物種	LAS 組成	大きさ/ 成長段階	試験法/ 方式	温度 (°C)	硬度 (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	pH	エンドポイント	濃度 (mg/L)	文献
<i>Pimephales promelas</i> (フアットヘット <sup>ミ</sup> ノ ー)	C <sub>13.3</sub> C <sub>10</sub> C <sub>11</sub> C <sub>12</sub> C <sub>13</sub> C <sub>14</sub>	ND	止水	ND	100	ND	48 時間 LC <sub>50</sub> C <sub>13.3</sub> LAS C <sub>10</sub> LAS C <sub>11</sub> LAS C <sub>12</sub> LAS C <sub>13</sub> LAS C <sub>14</sub> LAS	1.7 43.0 16.0 4.7 0.4 0.4 (n)	Kimerle & Swisher, 1977
	C <sub>11.2</sub> C <sub>11.7</sub> C <sub>13.3</sub>	2-3 か 月 齢	U.S. EPA 流水	21	40	7.4	96 時間 LC <sub>50</sub> C <sub>11.2</sub> LAS C <sub>11.7</sub> LAS C <sub>13.3</sub> LAS	12.3 4.1 0.86 (m)	Holman & Macek, 1980
<i>Poecilia reticulata</i> (グ <sup>ッ</sup> ビ <sup>ー</sup> )	C <sub>11.2</sub>	3-4 週間	半止水	23	ND	ND	96 時間 LC <sub>50</sub>	5.6 -10	Canton & Slooff, 1982
<i>Cyprinus carpio</i> (コイ)	ND	仔魚	半止水	21	25	ND	24 時間 LC <sub>50</sub> 48 時間 LC <sub>50</sub> 72 時間 LC <sub>50</sub>	4.8 2.6 2.6 (n)	若林ら, 1986
	C <sub>11.2</sub>	378 g	半止水	20.5- 21.0	75	ND	96 時間 LC <sub>50</sub>	4.4 (n)	若林ら, 1984
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (ニジ <sup>マ</sup> ス)	ND	仔魚	JIS K0102 半止水	12	25	ND	48 時間 LC <sub>50</sub> 72 時間 LC <sub>50</sub>	3.4 3.3 (n)	若林ら, 1986
	C <sub>11.2</sub>	258 g	半止水	8.8- 10.9	25	ND	96 時間 LC <sub>50</sub>	4.7 (n)	若林ら, 1984
<i>Oncorhynchus masou</i> (ヤマメ)	C <sub>11.2</sub>	平均 234 g	半止水	8.5- 9.6	27.5	ND	96 時間 LC <sub>50</sub>	4.4 (n)	
<i>Phoxinus lagowskii steindachneri</i> (ア <sup>フ</sup> ラ <sup>ハ</sup> ヤ)	ND	仔魚	JIS K0102 半止水	20	75	ND	24 時間 LC <sub>50</sub>	2.6 (n)	若林ら, 1986
<i>Plecoglossus altivelis</i> (ア <sup>ユ</sup> )	ND	成魚 28.0 g	ND	ND	ND	ND	48 時間 LC <sub>50</sub>	1.17	Sueishi et al., 1988
<b>海水</b>									
<i>Chrysiptera hollisi</i> (コハ <sup>ル</sup> トス <sup>メ</sup> 、 ス <sup>メ</sup> ダ <sup>イ</sup> 科)	分子 量 348.5	1.2 g	ND	ND	ND	ND	24 時間 LC <sub>50</sub> 48 時間 LC <sub>50</sub>	1.3 1.3 (n)	飯森ら, 1979
<i>Chaenogobius macrognathus</i> (エト <sup>ハ</sup> セ)	ND	仔魚	JIS K0102 半止水	20	塩分濃度 20‰	ND	24 時間 LC <sub>50</sub> 48 時間 LC <sub>50</sub>	2.0 1.7 (n)	若林ら, 1986
<i>Mugil cephalus</i> (ホ <sup>ラ</sup> )	C <sub>11.7</sub>	1,190g	半止水	20.6- 22.0	塩分濃度 25‰	ND	96 時間 LC <sub>50</sub>	1.3 (n)	若林ら, 1984

ND: データなし、(m): 測定濃度、(n): 設定濃度

魚類に対する長期毒性試験として、平均アルキル鎖長が 11.2、11.7、13.3 の 3 種の LAS を用いて、ファットヘッドミノーでの全生活段階毒性試験により生存、成長、繁殖への毒性が調べられた。C<sub>11.7</sub>LAS の 273 日間の NOEC は、3 指標とも 1.09 mg/L 以上であり、C<sub>13.3</sub>LAS の 263 日間の NOEC は、0.25 mg/L 以上であった。また、同じファットヘッドミノーでの初期生活段階毒性試験において、ふ化率、仔魚の 40 日間生存率についての NOEC は、硬度 39.0 mg CaCO<sub>3</sub>/L の条件下で C<sub>11.2</sub>LAS では 9.8 及び 8.4 mg/L であり、C<sub>11.7</sub>LAS では、 $\geq 0.74$  及び 0.48 mg/L であった。以上の全生活段階毒性試験及び初期生活段階毒性試験から求められる NOEC は、C<sub>11.2</sub>LAS では 8.4 mg/L、C<sub>11.7</sub>LAS では 0.48 mg/L、C<sub>13.3</sub>LAS では 0.11~0.25 mg/L である (Holman and Macek, 1980)。他に、雌のファットヘッドミノーの繁殖毒性について、親 1 個体当りの産仔数、産卵数を指標に調べられたところ、C<sub>11.8</sub>LAS と C<sub>13.3</sub>LAS の NOEC は、0.90 及び 0.15 mg/L であり、C<sub>13.3</sub>LAS の方が C<sub>11.8</sub>LAS より毒性が強いことが示されている (Maki, 1979)。

表 6-4 LASの魚類に対する長期毒性試験結果

生物種	LAS 組成	大きさ/成長段階	試験法/方式	温度 (°C)	硬度 (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	pH	エンドポイント	濃度 (mg/L)	文献
<i>Pimephales promelas</i> (ファットヘッドミノー)	C <sub>11.7</sub> C <sub>13.3</sub>	ND	ND	ND	120	ND	NOEC C <sub>11.8</sub> LAS C <sub>13.3</sub> LAS 繁殖	0.90 0.15 (m)	Maki, 1979
	C <sub>11.7</sub>	10 日齢 (全生活段階毒性試験)	U.S. EPA 流水	25	39.0	6.4-7.4	273 日間 NOEC 致死、成長、繁殖	$\geq 1.09$ (m)	Holman & Macek, 1980
	C <sub>13.3</sub>	22 日齢 (全生活段階毒性試験)	U.S. EPA 流水	25	39.0	6.4-7.4	263 日間 NOEC 致死、成長、繁殖	$\geq 0.25$ (m)	
	親 60 日間致死 親 60 日間成長						0.11 $\geq 0.25$ (m)		
		F <sub>1</sub> ふ化率 F <sub>1</sub> 60 日間致死 F <sub>1</sub> 60 日間成長	$\geq 0.25$ 0.11 0.11 (m)						
		C <sub>11.2</sub> C <sub>11.7</sub>	受精卵 (初期生活段階毒性試験)	U.S. EPA 流水	25	39.0	6.4-7.4	C <sub>11.2</sub> LAS: NOEC ふ化率 40 日間致死	9.8 8.4 (m)
		39.0				6.4-7.4	C <sub>11.7</sub> LAS: NOEC ふ化率 30 日間致死	$\geq 0.74$ 0.48 (m)	
	200	6.4-7.4				C <sub>11.7</sub> LAS: NOEC ふ化率 30 日間致死	$\geq 1.78$ 0.65 (m)		
<i>Poecilia reticulata</i> (グッピー)	C <sub>11.2</sub>	3-4 週間	半止水	23	ND	ND	21 日間 NOEC	3.2	Canton & Slooff, 1982

(m): 測定濃度

### LAS のアルキル鎖長、フェニル基位置の違いによる毒性

LAS のアルキル鎖長、フェニル基位置の違いによる同族体、異性体及び代謝中間体の毒性が、 $LC_{50}$  を指標として、甲殻類のオオミジンコ、魚類のファットヘッドミノー、メダカについて調べられている。LAS の同族体、異性体及び代謝中間体の毒性試験結果を表 6-7 に示す。

オオミジンコに対する  $C_{10}LAS$ 、 $C_{11}LAS$ 、 $C_{12}LAS$ 、 $C_{13}LAS$ 、 $C_{14}LAS$  の 24 時間  $LC_{50}$  は、それぞれ、53.1、15.8、10.7、2.7、1.2 mg/L であった。一方、平均鎖長が 13.3 の LAS では、2.6 mg/L であった。生分解中間体として知られている 3 種のスルホフェニルアルキルカルボン酸塩 (SPC) を用いて、SPC の急性毒性が検討された。その結果、スルホフェニルウンデカン酸ナトリウム ( $C_{11}SPC$ ) の 24 時間  $LC_{50}$  は 355 mg/L、スルホフェニルバレリアン (ペンタン) 酸ナトリウム ( $C_5SPC$ ) では、約 12,000 mg/L、スルホフェニルブタン酸ナトリウム ( $C_4SPC$ ) では、約 12,000 mg/L という値が得られている (Kimerle and Swisher, 1977)。

ファットヘッドミノーに対する  $C_{10}LAS$ 、 $C_{11}LAS$ 、 $C_{12}LAS$ 、 $C_{13}LAS$ 、 $C_{14}LAS$  の 24 時間  $LC_{50}$  は、それぞれ、48.0、17.0、4.7、1.7、0.6 mg/L であった。一方、平均鎖長が 13.3 の LAS では、1.9 mg/L であった。スルホフェニルウンデカン酸ナトリウム ( $C_{11}SPC$ ) の 24 時間  $LC_{50}$  は 175 mg/L、スルホフェニルバレリアン酸ナトリウム ( $C_5SPC$ ) では、約 6,000 mg/L、スルホフェニルブタン酸ナトリウム ( $C_4SPC$ ) では、約 10,000 mg/L という値が得られている (Kimerle and Swisher, 1977)。

メダカに対する  $C_{10}LAS$ 、 $C_{12}LAS$ 、 $C_{14}LAS$  の 24 時間  $LC_{50}$  は、それぞれ、76、7.6、1.45 mg/L であった。 $C_{12}LAS$  のフェニル基の位置が 1、3、5 位の異性体の 24 時間  $LC_{50}$  は、それぞれ、1.55、7.1、12.5 mg/L であった (大場ら, 1977)。

他に、藻類のスサビノリに関して、スサビノリの幼芽の生長阻害は、アルキル基の鎖長が長いほど毒性が強く、フェニル基が末端に位置するほど生長を阻害する傾向が認められたという結果もある (滝田, 1985)。しかし、 $LC_{50}$  が求められていないので、表に含めない。

以上の結果は、スサビノリ、ミジンコ、ファットヘッドミノー、メダカについて LAS はアルキル基の鎖長が長いほど毒性が強く、フェニル基が末端に位置するほど生長を阻害する傾向を示している。また、LAS の代謝中間体は、未変化体の LAS と比べて毒性が弱いことが示された。

表 6-5 LASの同族体、異性体及び代謝中間体の毒性試験結果

LAS (組成)	オミジノ	ファットヘッドミノ	メカ
	24 時間 LC <sub>50</sub>	24 時間 LC <sub>50</sub>	24 時間 LC <sub>50</sub>
市販品 (平均鎖長 13.3)	2.6	1.9	
鎖長			
10	53.1	48.0	76
11	15.8	17.0	
12	10.7	4.7	7.6
13	2.7	1.7	
14	1.2	0.6	1.45
フェニル位置 (C <sub>12</sub> LAS)			
1	—	—	1.55
3	—	—	7.1
5	—	—	12.5
代謝中間体			
C <sub>4</sub> SPC <sup>1)</sup>	12,000	10,000	—
C <sub>5</sub> SPC	12,000	6,000	—
C <sub>11</sub> SPC	355	175	—

1) C<sub>4</sub>SPC, スルホフェニルブタン酸ナトリウム; C<sub>5</sub>SPC, スルホフェニルバレリアン (ペンタン) 酸ナトリウム; C<sub>11</sub>SPC, スルホフェニルウンデカン酸ナトリウム。

—: データなし

出典: Kimerle and Swisher, 1977、大場ら, 1977

## 6.2 環境中の生物への影響 (まとめ)

LAS の環境中の生物に対する毒性影響については、致死、遊泳、成 (生) 長、繁殖などを指標に検討が行われている。

藻類について、LAS の毒性を示す生長阻害の EC<sub>50</sub> は、淡水藻類のクロレラ類に対して 4.4～32 mg/L、セテナストラムでは 83～103 mg/L、海産珪藻では 1.4 mg/L であり、クロレラ (*C. pyreniodosa*) と海産珪藻 (*T. pseudonana*) に対する値は GHS 急性毒性有害性区分 II に相当し、強い有害性を示す。また、幼芽の生長阻害を指標とした紅藻のスサビノリの NOEC は 0.32 mg/L である。これらの藻類の中で、LAS の影響を最も強く受けるのは淡水では緑藻のセテナストラムであり、その NOEC は 1 mg/L である。海水では紅藻のスサビノリであり、その NOEC は 0.32 mg/L である。

無脊椎動物の中では、甲殻類に対する LAS の急性毒性の LC<sub>50</sub> は 3.94～32 mg/L であり、最小値は GHS 急性毒性有害性区分 II に相当し、強い有害性を示す。オオミジノ及びセスジミジノの 21 日間の繁殖試験での NOEC は 1.18～9.6 mg/L である。

淡水、海水の魚類に対する LAS の急性毒性を示す LC<sub>50</sub> は 0.4～43 mg/L である。最小値は GHS 急性毒性有害性区分 I に相当し、極めて強い有害性を示すが、これは市販の LAS に含まれる最長のアルキル鎖をもつ C<sub>14</sub>LAS の毒性として求められた値であり、43 mg/L は最短の C<sub>10</sub>LAS からの値である。

淡水魚のコイの発生・成長過程で LAS の毒性は異なり、胚、仔魚、稚魚の LC<sub>50</sub> は、それぞれ、15、5.6、10 mg/L であり、仔魚が LAS の影響を最も強く受けている。一方、ファットヘッドミノの生存及び繁殖に対する長期毒性の NOEC は 0.11～8.4 mg/L である。0.11 mg/L は、フ

アットヘッドミノーの仔魚に対する平均鎖長 13.3 の LAS の 60 日間致死、成長阻害の NOEC として求められた値である。通常に用いられる LAS は平均鎖長が 11.8 の LAS であることを考慮すると、環境中の LAS が示しうる最も強い毒性は、C<sub>11.7</sub>LAS を用いたアットヘッドミノー仔魚の致死において認められ、その 30 日間 NOEC は 0.48 mg/L である。

藻類、甲殻類、魚類に対する LAS の毒性は、同族体また異性体によって異なる。今回、調査したアルキル基の鎖長が 10~14 の範囲で致死、生長阻害作用を指標にして毒性の強さを比較すると、LAS のアルキル基の鎖長が長くなるにつれ、毒性はより強く、またアルキル基の長さが同じでも、フェニル基の位置がアルキル基の末端に位置する程より強く現れている (6.1.4 項、表 6-7 参照)。これらのアルキル基の鎖長効果、またフェニル基の位置効果は、3 分類の生物に認められているので、他の水生生物にも現れるものと思われる。

以上のデータから、LAS の水生生物に対する急性毒性は、魚類に対して GHS 急性毒性有害区分 I に相当し、極めて強い有害性を示す。

得られた毒性データのうち水生生物に対する最小値は、魚類であるアットヘッドミノーの C<sub>11.7</sub>LAS を用いた初期生活段階毒性試験での致死を指標とした 30 日間 NOEC の 0.48 mg/L である。

## 7. ヒト健康への影響

### 7.1 生体内運命 (表 7-1)

LAS の生体内運命を経口と経皮の 2 つの経路についてまとめてみると、まず、LAS が食事・飲水で体内に取り込まれた場合、消化管で速やかに吸収される。吸収された LAS は、血液を介して、全身を巡る。血中濃度は、摂取後 2~4 時間で最大となり、48 時間後には殆どゼロとなる。また、LAS は腸肝循環経路を経て、肝臓に運ばれる。そして、肝臓内で代謝を受け、アルキル鎖が短くなり、より極性の強い、親水性の化合物に変わる。その後、胆汁とともに腸に分泌され、代謝物の一部は消化管で再吸収されるとともに、糞として排泄される。一方、腎臓に運ばれた LAS の代謝物は、膀胱に送られ、尿として排泄される。摂取された LAS の 99% 近くが、2 日後に尿と糞として体外に排出される。7 日後には 100% 排泄される。消化管から吸収された LAS は、多くの器官に分布するが、2 日後には減少し、特定の器官、組織に蓄積されることはない。

一方、皮膚に接触した LAS は、皮膚表面には付着し、24 時間経ってもほとんど皮膚表面に留まっている。皮膚を通しても吸収されるが、その吸収率は低く、24 時間で 0.03% 程度である。皮膚から吸収された LAS は血管に運ばれ、その後は経口摂取と同じ運命を辿る。



表 7-1 LASの生体内運命の試験結果

動物種等	投与条件	投与量	結果	文献																												
ラット 系統不明 雄 150-200 g	<sup>35</sup> Sで標識 単回経口 (強制)	1.2 mg	<p>排泄:</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th rowspan="2">投与量 (mg)</th> <th rowspan="2">日数</th> <th colspan="3">排泄量 (%)</th> </tr> <tr> <th>尿</th> <th>糞</th> <th>計</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>1.2</td> <td>1</td> <td>53.7</td> <td>22.5</td> <td>76.2</td> </tr> <tr> <td></td> <td>2</td> <td>3.3</td> <td>15.5</td> <td>18.8</td> </tr> <tr> <td></td> <td>3</td> <td>0.7</td> <td>0.9</td> <td>1.6</td> </tr> <tr> <td colspan="2">合計</td> <td>57.7</td> <td>38.9</td> <td>96.6</td> </tr> </tbody> </table> <p>経口投与量の19%が未変化体のLASとして糞中に排泄</p> <p>代謝: 尿中の主な代謝物 スルホフェニルブタン酸 スルホフェニルペンタン酸</p>	投与量 (mg)	日数	排泄量 (%)			尿	糞	計	1.2	1	53.7	22.5	76.2		2	3.3	15.5	18.8		3	0.7	0.9	1.6	合計		57.7	38.9	96.6	Michael, 1968
投与量 (mg)	日数	排泄量 (%)																														
		尿	糞	計																												
1.2	1	53.7	22.5	76.2																												
	2	3.3	15.5	18.8																												
	3	0.7	0.9	1.6																												
合計		57.7	38.9	96.6																												
ラット Wistar 雄 200-400 g	<sup>14</sup> C-LAS-Ca <sup>14</sup> C-LAS-Na <sup>35</sup> S-LAS-Na 単回経口 (強制)	2 mg/匹 2 mg/匹 15 mg/匹	<p>吸収: 血中濃度変化 <sup>14</sup>C-LAS-Ca、<sup>14</sup>C-LAS-Naともに、 <u>投与後15分で</u> 血中に検出。 <u>2時間目に</u> 最大となる。 漸次減少して、 <u>48時間後に</u> ほぼ消失。 生物学的半減期は、 <sup>14</sup>C-LAS-Ca 10.8時間、 <sup>14</sup>C-LAS-Na 10.9時間。</p> <p>分布: 投与後 <u>4時間</u> 消化管とその内容物(胃と大腸の内容物)、膀胱で放射能濃度が高く、肝臓、腎臓、精のう、脾臓、肺の順に減少 <u>48時間後</u> 比較的高かったが、 <u>168時間後</u>には、 肝、腎、脾臓、大腸とその内容物に微量の放射能が検出、他の器官では検出限界以下。</p> <p>代謝: <sup>14</sup>C-LAS-Ca、<sup>14</sup>C-LAS-Naともに、 <u>24時間以内</u> 尿・糞中にはLASの未変化体は存在せず、LASよりRf値の小さい、すなわち極性の強い代謝物が尿中に2つ、糞中に4つ検出</p> <p>排泄: <sup>14</sup>C-LAS-Ca、<sup>14</sup>C-LAS-Naともに、 尿中排泄量と糞中排泄量は、ほぼ等しく、 <u>7日目までに</u> それぞれ投与量の約50%が排泄、 呼吸中への排泄なし。</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th colspan="3">排泄量合計 (%)</th> </tr> <tr> <th></th> <th><sup>14</sup>C-LAS-Ca</th> <th><sup>14</sup>C-LAS-Na</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>24時間</td> <td>89.0</td> <td>91.5</td> </tr> <tr> <td>48時間</td> <td>95.6</td> <td>99.4</td> </tr> <tr> <td>7日間</td> <td>96.3</td> <td>100.9</td> </tr> </tbody> </table>	排泄量合計 (%)				<sup>14</sup> C-LAS-Ca	<sup>14</sup> C-LAS-Na	24時間	89.0	91.5	48時間	95.6	99.4	7日間	96.3	100.9	砂川ら, 1979													
排泄量合計 (%)																																
	<sup>14</sup> C-LAS-Ca	<sup>14</sup> C-LAS-Na																														
24時間	89.0	91.5																														
48時間	95.6	99.4																														
7日間	96.3	100.9																														

動物種等	投与条件	投与量	結果	文献																																												
マウス ICR 妊娠雌 10匹/群	妊娠3日目 単回経口 (強制)  HPLC法で 定量分析	10 mg/匹  (350mg/kg 相当)	<p>吸収：消化管で8時間以内に60%吸収。</p> <p>分布：  <u>4時間後</u> 胃、小腸、肝臓、血中に検出。  <u>8時間後</u> 肝臓、血中の濃度は2倍に増加。            一方、胃腸では減少。腎臓に検出、卵            巣、子宮では未検出。</p> <p>代謝：肝臓でのLASの鎖長分布  <u>4時間後</u> C<sub>10</sub>、C<sub>11</sub>成分の割合の減少            C<sub>12</sub>、C<sub>13</sub>成分は変化なし  <u>8時間後</u> 未変化体のLASは4.3%に減少</p> <p>排泄：胃腸のC<sub>12</sub>、C<sub>13</sub>成分の含有率の若干の増加            (肝臓中の未代謝LASの腸肝循環を通して消            化管への排出を示唆)</p>	Koizumi et al., 1985																																												
アカゲザ ル <i>Macacca mulatta</i> 雌雄 体重 5kg 2匹ずつ	<sup>14</sup> Cでベン ゼン環を標 識 単回経口 または 1日1回、7 日間 (強制)  皮下注射 単回 または 1日1回、7 日間	経口投与 単回：30、 150、300 mg/kg 連続：30 mg/kg  皮下投与 単回：0.1、 0.5、1 mg/kg 連続：1 mg/kg	<p>経口投与</p> <p>吸収：血中濃度            単回：最大 4時間後            半減期 5.5時間             連続：  <u>7日目投与後</u>            最大 4時間後            半減期 6時間</p> <p>分布：連続投与終了  <u>2時間後</u> 胃で多く、その後減少。            次のいで、腎臓、消化管、肝臓で多い            4時間後 腎臓、消化管、肝臓で減少            心臓、脳、生殖腺、眼、脾臓、甲状腺、            下垂体、皮下脂肪で増加            24時間後 消化管では最大。            消化管を除いて、すべての器官で減            少。48時間後 消化管で減少            LASと代謝物の器官特異的な蓄積、            分布はない。</p> <p>代謝：経口、皮下投与ともに、尿中にはLASの未変            化体は殆どなく、LASより極性の高い代謝物            5種が検出される。グルクロニダーゼ処理で            変化しない。</p> <p>排泄：単回 (30 mg/kg)</p> <table border="1" style="width: 100%; text-align: center;"> <thead> <tr> <th rowspan="2">時間</th> <th colspan="2">雄</th> <th colspan="2">雌</th> </tr> <tr> <th>尿</th> <th>糞</th> <th>尿</th> <th>糞</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>0-24</td> <td>66.5</td> <td>14.9</td> <td>72.1</td> <td>12.7</td> </tr> <tr> <td>24-48</td> <td>1.3</td> <td>9.1</td> <td>1.5</td> <td>6.5</td> </tr> <tr> <td>48-72</td> <td>0.3</td> <td>1.3</td> <td>0.2</td> <td>0.9</td> </tr> <tr> <td>72-96</td> <td>0.1</td> <td>0.5</td> <td>0.1</td> <td>0.1</td> </tr> <tr> <td>96-120</td> <td>0.1</td> <td>0.1</td> <td>0.1</td> <td>0.1</td> </tr> <tr> <td>計0-120</td> <td>68.3</td> <td>25.9</td> <td>74.0</td> <td>20.3</td> </tr> <tr> <td>全回収率 (ケージ付着分を含む)</td> <td colspan="2">100.1</td> <td colspan="2">100.5</td> </tr> </tbody> </table>	時間	雄		雌		尿	糞	尿	糞	0-24	66.5	14.9	72.1	12.7	24-48	1.3	9.1	1.5	6.5	48-72	0.3	1.3	0.2	0.9	72-96	0.1	0.5	0.1	0.1	96-120	0.1	0.1	0.1	0.1	計0-120	68.3	25.9	74.0	20.3	全回収率 (ケージ付着分を含む)	100.1		100.5		Cresswell et al., 1978
時間	雄		雌																																													
	尿	糞	尿	糞																																												
0-24	66.5	14.9	72.1	12.7																																												
24-48	1.3	9.1	1.5	6.5																																												
48-72	0.3	1.3	0.2	0.9																																												
72-96	0.1	0.5	0.1	0.1																																												
96-120	0.1	0.1	0.1	0.1																																												
計0-120	68.3	25.9	74.0	20.3																																												
全回収率 (ケージ付着分を含む)	100.1		100.5																																													

動物種等	投与条件	投与量	結果	文献																																																	
			<p>皮下投与</p> <p>吸収： 単回：</p> <p style="text-align: right;">血中濃度 (<math>\mu\text{g/mL}</math>)</p> <p>0.1 mg/kg    最大 2h    0.16                   半減期 8h                   72h 後        0.01</p> <p>排泄：単回 (0.1 mg/kg)</p> <hr/> <p style="text-align: center;">回収率 (%)</p> <table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th rowspan="2">時間</th> <th colspan="2">雄</th> <th colspan="2">雌</th> </tr> <tr> <th>尿</th> <th>糞</th> <th>尿</th> <th>糞</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>0-24</td> <td>55.1</td> <td>4.9</td> <td>50.3</td> <td>1.6</td> </tr> <tr> <td>24-48</td> <td>5.9</td> <td>4.8</td> <td>10.4</td> <td>4.3</td> </tr> <tr> <td>48-72</td> <td>2.2</td> <td>2.0</td> <td>2.9</td> <td>0.7</td> </tr> <tr> <td>72-96</td> <td>0.4</td> <td>0.5</td> <td>0.5</td> <td>1.9</td> </tr> <tr> <td>96-120</td> <td>0.2</td> <td>0.3</td> <td>0.2</td> <td>0.7</td> </tr> <tr> <td>計0-120</td> <td>63.8</td> <td>12.5</td> <td>64.3</td> <td>9.2</td> </tr> <tr> <td colspan="5">全回収率 (%) (ケージ付着分を含む)</td> </tr> <tr> <td colspan="2"></td> <td colspan="2" style="text-align: center;">95.6</td> <td style="text-align: center;">93.5</td> </tr> </tbody> </table>	時間	雄		雌		尿	糞	尿	糞	0-24	55.1	4.9	50.3	1.6	24-48	5.9	4.8	10.4	4.3	48-72	2.2	2.0	2.9	0.7	72-96	0.4	0.5	0.5	1.9	96-120	0.2	0.3	0.2	0.7	計0-120	63.8	12.5	64.3	9.2	全回収率 (%) (ケージ付着分を含む)							95.6		93.5	
時間	雄		雌																																																		
	尿	糞	尿	糞																																																	
0-24	55.1	4.9	50.3	1.6																																																	
24-48	5.9	4.8	10.4	4.3																																																	
48-72	2.2	2.0	2.9	0.7																																																	
72-96	0.4	0.5	0.5	1.9																																																	
96-120	0.2	0.3	0.2	0.7																																																	
計0-120	63.8	12.5	64.3	9.2																																																	
全回収率 (%) (ケージ付着分を含む)																																																					
		95.6		93.5																																																	
血中濃度 ( $\mu\text{g/mL}$ ) ラット Wistar 雌 100-120 g 3 匹/群	$^{14}\text{C}$ で 1-アルキル基を標識した DOBS 皮膚塗布  腹腔内、皮下注射	3 mM  0.2 mL (2 mg/kg 相当:本評価書換算)  1.0 mL (1.02 mg)	<p>吸収：15分間皮膚塗布、24時間後オートラジオグラフィ測定。皮膚表面と毛小胞の上部に沈着、真皮中には沈着なし。 尿、糞、呼気中への排泄なし。</p> <p>排泄： 経皮投与では、尿、糞、呼気中への排泄なし。 腹腔内、皮下注射投与後24時間では 全投与量の 呼気中    0.1%以下 尿中        78 糞中        1.5 胴体        22</p>	Howes, 1975																																																	
ラット SD 雄 130-150 g  モルモット 200 g	$^{35}\text{S}$ で標識 単回、 皮膚塗布  妊娠ラット 皮下注射	白色ワセリン混合液 0.3 mL  水溶液 0.1 mL	<p>各器官のLAS由来の取り込み率 (<math>10^{-4}\%</math>)</p> <table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th rowspan="2">器官</th> <th>ラット</th> <th>モルモット</th> <th>妊娠ラット</th> </tr> <tr> <th>皮膚塗布</th> <th>皮膚塗布</th> <th>皮下注射</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>脳</td> <td>5</td> <td>1</td> <td>20</td> </tr> <tr> <td>肝</td> <td>300</td> <td>48</td> <td>25000</td> </tr> <tr> <td>脾臓</td> <td>8</td> <td>1</td> <td>110</td> </tr> <tr> <td>腎</td> <td>80</td> <td>28</td> <td>2790</td> </tr> <tr> <td>精巣</td> <td>40</td> <td>2</td> <td>ND</td> </tr> <tr> <td>心臓</td> <td>14</td> <td>2</td> <td>110</td> </tr> <tr> <td>血液</td> <td>90</td> <td>17</td> <td>550</td> </tr> <tr> <td>尿</td> <td>ND</td> <td>1000</td> <td>453200 (45%)</td> </tr> <tr> <td>合計</td> <td>537</td> <td>1099</td> <td></td> </tr> </tbody> </table>	器官	ラット	モルモット	妊娠ラット	皮膚塗布	皮膚塗布	皮下注射	脳	5	1	20	肝	300	48	25000	脾臓	8	1	110	腎	80	28	2790	精巣	40	2	ND	心臓	14	2	110	血液	90	17	550	尿	ND	1000	453200 (45%)	合計	537	1099		長谷川ら, 1978						
器官	ラット	モルモット	妊娠ラット																																																		
	皮膚塗布	皮膚塗布	皮下注射																																																		
脳	5	1	20																																																		
肝	300	48	25000																																																		
脾臓	8	1	110																																																		
腎	80	28	2790																																																		
精巣	40	2	ND																																																		
心臓	14	2	110																																																		
血液	90	17	550																																																		
尿	ND	1000	453200 (45%)																																																		
合計	537	1099																																																			

ND: データなし.

## 7.2 疫学調査及び事例

これまでに職業暴露の報告はないが、家庭用洗剤の経口摂取による症例の報告や家庭での使用による皮膚への影響をみた研究がなされている。

### 1) 経口摂取による外来患者例

女性が、LAS を含む洗剤原液 を飲み込んだ急性中毒例の報告がある (市原ら, 1967)。症状として、錯乱、嘔吐、咽頭および口腔内疼痛、血圧低下の傾向が認められた。摂取後 1 時間で胃洗浄が行なわれたこともあって、これらの症状はいずれも軽度であり、速やかに回復した。懸念された粘膜の腐蝕、糜爛などは認められなかった (市原ら, 1967)。

### 2) 皮膚刺激性研究例 (表 7-2)

1%LAS 水溶液を塗布投与したクローズドパッチテスト (閉塞貼付試験) で、紅斑及び亀裂を生ずるが、その 1 次刺激性は中等度という結果が得られている (大場ら, 1968)。一方、同様の条件でのテストで、無反応との報告もある (定井ら, 1979)。

アルキル基の炭素数が 8、12、14、16 の 4 種の LAS ( $C_8$ LAS、 $C_{12}$ LAS、 $C_{14}$ LAS、 $C_{16}$ LAS) の 1%LAS 水溶液を一日 10 分間、前腕内側に直接適用し、その後適用箇所を水洗いした。その適用を 3 日から 4 日間繰り返した後、皮膚反応を判定した。それぞれ、皮膚反応の程度の違う落屑と皮膚上層の乾燥を生じていた。その皮膚刺激性の強さは、 $C_{12}$ LAS  $\geq$   $C_8$ LAS  $\geq$   $C_{16}$ LAS  $\geq$   $C_{14}$ LAS の順で、炭素数 12 の鎖長をもつ  $C_{12}$ LAS の皮膚刺激性が最も強かった (Imokawa et al., 1975)。また、 $C_{10}$ ~ $C_{13}$  のアルキル鎖を含む市販製品の LAS 1%水溶液を手の指間に、滴下速度 1.2 から 1.5 mL/分、40 分間を 2 日間にわたって滴下したところ、手荒れを生ずることが認められた (注 1) (定井ら, 1979)。

台所用市販 LAS 洗剤の日常的な使用による皮膚影響を調べたフィールド試験の結果 (渡辺ら, 1968) から、日常的な LAS 洗剤の使い方では、皮膚症状の有無に関わらず皮膚への影響は少ないと考えられる。

アトピー性皮膚炎患者 (20 人) に対して LAS の皮膚刺激性が調べられた結果、LAS のアトピー性皮膚炎患者の皮膚に対する刺激性は低いと考えられている (鈴木ら, 1999)。

注 1) 皮膚反応の評価基準の一例 (定井ら, 1979)

一次刺激性 (パッチテスト)	判定	評点	肌荒れ、手荒れ (滴下法)	荒れの範囲 (%)	評点
無反応	—	0	無反応	0	0
軽度の紅斑	±	2	微かな落屑	0~25	0.5
紅斑	+	4	軽度の落屑	25~50	1.0
紅斑と丘疹	++	6	中等度の落屑	50~75	1.5
			強度の落屑	75~100	2.0

表 7-2 LASと市販洗剤のヒト皮膚刺激性試験結果

性別・年齢	LAS(組成、含有率)	試験法 適用法	適用量	適用期間	結果	文献
男性 7 人	分子量 346.5 100%	クローズドパッチテスト： 上腕伸側及び前腕屈側適用 パッチ除去 1 時間後に判定	1%水溶液 (pH6.8)、5 滴	24 時間 適用	中等度の紅斑及び亀裂	大場ら、 1968
男女不明 年齢不明 8 人	C <sub>8</sub> LAS、 C <sub>12</sub> LAS、 C <sub>14</sub> LAS、 C <sub>16</sub> LAS 97-99%	循環法： 前腕内側に適用	1%水溶液	40℃、 10分間/ 回/日 3-4 日間	落屑と皮膚上層部の乾燥 その程度は、 C <sub>12</sub> LAS≥C <sub>8</sub> LAS≥C <sub>16</sub> LAS≥ C <sub>14</sub> LAS の順。	Imokawa et al., 1975
被験者数 不明	C <sub>10</sub> -C <sub>13</sub> 含有率 不明	クローズドパッチテスト： 上腕屈側に適用、除去後 24 時間目に判定	濃度 1% 適用量不明	24 時間	一次刺激性： 無反応	定井ら、 1979
		滴下テスト： 左右両手の指間部に滴下適用  滴下後 1 日目に判定	濃度 1%	1.2-1.5 ml/分、40 分/日、10 分毎に温風乾燥 2 日間	手荒れ性： 軽度の落屑	
皮膚科 外来患者 24-27 人	市販洗剤 K： LAS 15%  洗剤 F： LAS 25% 尿素 20%	パッチテスト： 前腕屈側 詳細不明	原液及び 0.2%希釈液	詳細不明	原液： 陽性率 洗剤 K 48.1% 洗剤 F 73.1%  0.2%希釈液： 洗剤 K 0% 洗剤 F 0%	石原ら、 1967
女性 293 名 皮膚所見 正常 71 人 非炎症角化変化 214 人 炎症性病変 18 人	市販台所用 洗剤	炊事時には素手、それ以外はゴム手袋着用	不明	1 か月間	試験後の症状変化： 293 人中  人数 割合(%) 不変 147 50.2 軽減 119 40.9 悪化 27 9.2	渡辺ら、 1968

性別・年齢	LAS(組成、含有率)	試験法 適用法	適用量	適用期間	結果	文献
湿疹女性 患者 160人	食器用洗剤 洗剤 K	クローズド パッチテスト： リント布に 約 0.04 mL を滴下し背部 に貼付。	0.2%	48 時間 固定。 剥離、15 -30 分後 判定	陽性率 0.6%の陽性反応。 陽性反応は剥離後 1、2 日の間に消失。	川村ら、 1970
進行性指 掌角皮症 患者 10人  健常 11人	LAS: 含量 19.7% 鎖長 C <sub>11.7</sub> 分子量 344  食器用洗剤 (含有率) LAS 19.9% 尿素 8.0% エタノール 5.0% α-リモネン 0.1%	クローズド パッチテスト	LAS、 食器用洗剤 ともに LAS 濃度で 0-4.0%	0.1 mL リント 布に滴 下、 背部に 3 濃度を 48 時間 貼付、 除去 1、 24 時間 後判定	皮膚反応陽性率 (%)： 濃度(%) 患者 健常人 <u>LAS</u> 0.04 10 0 0.4 20 0 4.0 60 36.4 <u>食器用洗剤</u> 0.04 20 0 0.4 10 18.2 4.0 60 36.4  各濃度で、患者と健常人 の間に陽性率の統計的 有意差なし。	岡本ら、 1976
アトピー 性皮膚炎 患者 20人	LAS 及び 市販洗剤	クローズド パッチテスト：	10-1,000 ppm	背部に 48 時間 適用、 除去 1、 24 時間 後判定	10-1,000 ppm： 各濃度で 1-2 例の軽微な 紅斑 洗濯済みの T シャツの 貼付で軽度な紅斑 1 例	鈴木ら、 1999

### 3) 皮膚感作性試験

LAS と市販洗剤を用いて、反復適用パッチテストによる遅延型接触アレルギー性試験が行なわれており、(Robinson et al., 1989)、LAS はヒトに対して皮膚感作性をもたないことを示している。

## 7.3 実験動物に対する毒性

### 7.3.1 急性毒性 (表 7-3)

表 7-3 LASの急性毒性試験結果

	マウス	ラット
経口 LD <sub>50</sub> (mg/kg)	1,665-3,400	404-1,900
皮下 LD <sub>50</sub> (mg/kg)	1,250-1,550	710-840
静脈内 LD <sub>50</sub> (mg/kg)	98-298	27-126

出典：Oser and Morgareidge, 1965; 伊藤ら, 1978; 小林ら, 1972; 千葉, 1972; 柳沢ら, 1964

### 7.3.2 刺激性及び腐食性 (表 7-4)

LAS は、ラットの累積皮膚適用で皮膚刺激性及び腐食性を示し、また、ウサギに対して一過性の強い眼刺激性を有する。

表 7-4 LASの皮膚及び眼刺激性試験結果

動物種等	試験法 投与方法	LAS (含有率、 鎖長)	投与期間	投与量	結果	文献
ラット Wistar 雄	累積皮膚 適用  剃毛した 背部に塗 布	99.9% C <sub>11.8</sub> (C <sub>10</sub> -C <sub>14</sub> )	1日1回 15日間	0、20、30% 0.5 g	20%群: 紅斑及び浮腫。 2~3日目に湿潤性の痂 皮形成、5~6日目に剥 離。 30%群: 紅斑及び浮腫。 1~2日目に湿潤性の痂 皮、4~5日目に剥離。 組織所見で、背部の皮膚 の表皮から真皮上層に かけて強い壊死。	定井ら, 1972
ウサギ 系統不明 雄	反応閾値 試験 点眼後、 24時間観 察	100%	単回投与	0、0.01、 0.05、0.1、 0.5、1% (0.1 mL点 眼)	0.01%: 影響なし 0.05%: 眼粘膜の軽微な充 血 (2時間以内) 0.1%: 粘膜に浮腫 (2時間以内) 0.5 mg以上: 浮腫を伴っ た強度の充血、流涙 (24時間持続)  NOEL: 0.01%	大場ら, 1968
ウサギ 系統不明 白色、 雄	ドレイズ 法 168時間観 察	80.9% (C <sub>11</sub> -C <sub>13</sub> )	単回投与	0、0.01、 0.05、0.1、 0.5、1、5% (0.1 mL点 眼)	0.01%: 影響なし 0.05%: <u>3時間以内</u> 結膜、眼粘膜に軽度の 充血、流涙 0.1%: <u>2時間以内</u> 結膜、眼粘膜の充血と 軽度の浮腫 やや激しい瞬き <u>24時間で</u> 回復 0.5%: 0.1%の症状より程度 が高く、24時間後も結 膜に軽度の充血 1%: <u>30分以内</u> 結膜、眼粘膜の充血と 軽度の浮腫 <u>48時間で</u> 回復 5%:	飯森ら, 1972

動物種等	試験法 投与方法	LAS (含有率、 鎖長)	投与期間	投与量	結果	文献
					<p>点眼直後 瞬膜が角膜表面を覆 う激しい瞬き 分泌物の亢進</p> <p>10分までに 結膜全域に浮腫</p> <p>3時間以内 強度浮腫のため充血 観察できず</p> <p>24時間前後 血管を認めないまで の強度充血</p> <p>96-120時間までに 結膜の浮腫及び充血 の回復。</p> <p>NOEL: 0.01% (0.01 mg相 当)</p>	

### 7.3.3 感作性 (表 7-5)

マイキシマイゼーション法では陽性を示しているので、LAS はモルモットに対して感作性を有すると判断する。

表 7-5 LASの感作性試験結果

動物種等	LAS (含有率、 鎖長)	試験法 投与方法	適用期間	適用量	結果	文献
モルモット 性別・週齢 不明 20匹/群	2種類 (A,B)  含有率、 鎖長 不明	マキシマイ ゼーション 法	記載なし	Lot A: 皮内 0、5% 経皮 0、0.25  Lot B: 皮内 0、0.625 1.25、2.5 経皮 0、0.125 0.25、0.5	陽性個体数 皮内注射 対照 適用 Lot A 5% 0/10 13/20  Lot B 0.625 0/10 9/20 1.25 1/10 10/20 2.5 2/10 13/17  感作性の程度は中等度から強度	Robinson et al., 1990
		ビュラー 法	6時間貼付、 週1回、 3週間	経皮適用 Lot A: 0、1% Lot B: 0、1.25、 2.5 %	陽性個体数 対照 適用 Lot A 1% 0/10 1/20 Lot B 1.25 0/10 0/20 2.5 0/10 0/20  感作性の程度は陰性から軽微	



### 7.3.4 反復投与毒性 (表 7-6、7-7)

経口、経皮経路による LAS の反復投与毒性試験がある。投与期間に幅があるので、1 年未満と 1 年以上の結果を分けて記す。

LAS は、経口及び経皮経路における 2 年以上の反復投与でラットに対して実験最高投与量で有害な影響を生じていない。その結果、各経路の NOAEL の上限は求められていないが、本評価書では、最高投与量を NOAEL と判断する。各経路における NOAEL は、C<sub>11.8</sub>LAS の混餌の経口投与で 300 mg/kg/日 (米山ら, 1977; 藤井ら, 1977)、LAS (鎖長不明) の飲水投与では 200 mg/kg/日 (千葉, 1972) であり、LAS (鎖長不明) の経皮投与の場合、57 mg/kg/日 (3 日/週) である (谷口ら, 1978)。そこで、混餌投与の NOAEL である 300 mg/kg/日の値は、現時点での無毒性量の上限であると考えたとともに、食事を介した LAS の摂取がヒト暴露の主な経路であることを考慮して、300 mg/kg/日を経口投与による LAS の NOAEL とする (米山ら, 1977; 藤井ら, 1977)。

#### (1) 反復投与毒性－1 年未満

表 7-6 LASの反復投与毒性試験結果－1年未満

動物種等	LAS (含有率、鎖長)	投与方法	投与期間	投与量	結果	文献
マウス ICR 雌雄 4-週齢	60% 鎖長不明	経口 (混餌)  (飲料水)	9 か月	混餌: 0、0.6% (雄, 0、545 mg/kg/日 相当; 雌, 0、 493 mg/kg/日 相当)  飲料水: 0、 0.07、0.2、0.6% (雄, 0、93、 278、585 mg/kg/日相当; 雌, 0、106、 248、935 mg/kg/日相当)	混餌: 0.6%: 雌雄: 肝臓の相対重量の増加、腎臓 G6Pase 活性の減少、 雄: 体重増加、肝臓の絶対重量の 増加、LDH 活性の低下、  飲料水: 0.07%: 雌雄: 腎臓 G6Pase 活性の減少、 雄: 体重増加、肝臓の絶対重量の 増加、 雌: 肝臓の相対重量の増加、 0.2%: 雌雄: 肝臓の相対重量の増加、腎 臓 G6Pase 活性の減少、 雄: 体重増加抑制傾向、 0.6%: 雌雄: 体重増加の抑制、肝臓の相対 重量の増加、腎臓 G6Pase 活性 の減少、 雄: 肝 AST 活性の低下	米山ら, 1976
ラット SD 雌雄 6 週齢 12 匹/群	99.5% C <sub>11.7</sub>	経口 (強制)	雄 29 日間 雌 30 日間	雌雄: 0、125、 250、500 mg/kg/日	125 mg/kg: 雄: 3 週目頃から一部軟便、体 重増加抑制、血清 Ca <sup>2+</sup> の減 少 雌: 3 週目頃から軟便、血清総 タンパクとアルブミン値の 低下 250 mg/kg: 雄: 2 週目頃から軟便の繰り返	伊藤ら, 1978

動物種等	LAS (含有率、 鎖長)	投与 方法	投与 期間	投与量	結果	文献
					し、体重増加抑制、血清 Ca <sup>2+</sup> の減少 雌: 2 週目頃から軟便の繰り返し、血清総タンパクとアルブミン値の低下、血清 Ca <sup>2+</sup> の減少 500 mg/kg: 雌雄: 投与数時間後で運動抑制、数日後から下痢、体重増加抑制、肺、腎臓、心臓、胸腺の絶対重量の減少、前胃部の胃壁の肥厚と腹膜部の毛細血管の新生、血清 Ca <sup>2+</sup> の減少	
ラット Wistar 雌雄 離乳児	39.5% C <sub>12</sub> (C <sub>9</sub> -C <sub>15</sub> )	経口 (混餌)	12 週間	雌雄: 0、50、 250 mg/kg/日 相当	250 mg/kg/日: 雄: 影響なし 雌: 肝臓の相対重量の増加  NOAEL : 250 mg/kg/日 (雄) 50 mg/kg/日 (雌)	Oser & Morgareidge , 1965
ラット Wistar 雌雄 4 週齢	60% C <sub>11.8</sub> (C <sub>10</sub> -C <sub>14</sub> )	経口 (混餌)	26 週間 (6 か月)	0、0.07、 0.2、0.6、 1.8% (雄: 0、 37.2、101.5、 322.3、 814.8 mg/kg/ 日相当; 雌: 0、 39.4、108.7、 332.2、913.0 mg/kg/日相当)	0.07%: 雌雄: 腎臓の一部の軽度な異常 (糸球体血管腔の拡張と間質の膨化) 0.2%: 雌雄: 盲腸の絶対重量の増加、腎臓の一部の異常 (糸球体血管腔の拡張と間質の膨化) 0.6%: 雌雄: 軽度の体重増加抑制、盲腸の絶対重量の増加、貧血と白血球数増加傾向、血清のアルカリフォスファターゼ活性の増加、総タンパク量の低下、腎糸球体の障害 1.8%: 雌雄: 下痢、著明な体重増加抑制、盲腸の絶対及び相対重量の増加、貧血と白血球数増加傾向、血清のアルカリフォスファターゼ活性の増加、総タンパク量の低下、腎糸球体及び尿細管の障害  NOAEL : 0.07% (37.2 mg/kg/日) (雌雄)	米山ら、 1972
ラット SD 雌雄 5 週齢 20 匹/群	LAS-Mg 99.5% C <sub>11.7</sub>	経口 (強制)	26 週間 (6 か月)	0、75、150、 300 mg/kg/日	150 mg/kg/日: 雄: 胸腺の相対重量の増加。前胃部肥厚と粘膜表面部黄色痂皮形成血清総タンパク、アルブミン量の減少、血清 Ca <sup>2+</sup> の減少、	伊藤ら、 1978

動物種等	LAS (含有率、 鎖長)	投与 方法	投与 期間	投与量	結果	文献
					雌: 腎臓の相対重量の減少 300 mg/kg/日: 雄: 若干の体重増加抑制、肝臓、 脾臓の萎縮、鼓腸、胸腺及び 下垂体の相対重量の増加、前 胃部肥厚と粘膜表面部黄色 痂皮形成 5 週目で好中球分葉球の減少、 リンパ球の増加、13 週目で好 中球分葉球の増加、リンパ球 の減少、6 か月目で変化なし。 血清ビリルビン、総タンパク、 アルブミン量の減少、 雌: 13 週目でヘマトクリット値 の低下、好塩基球の減少、6 か月目でもヘマトクリット 値の低下、s-ALT 値の低下、 血清 Ca <sup>2+</sup> の減少、肝臓及び胸 腺絶対重量の増加、心臓絶対 重量の減少、腎臓及び心臓の 相対重量の減少  NOAEL 150 mg/kg/日 (雌雄)	
ラット SD 雌雄 5 週齢 20 匹/群	LAS-Mg 99.5% C <sub>11.7</sub>	経皮	26 週間 (6 か月)	0、0.5、1.0、 5.0 % (0、0.5、1.0、 5.0 mg/匹/日相 当)	0.5%: 雄: 6 か月目で体重増加の僅かな抑 制 1.0%: 雄: 6 か月目で白血球数の減少、血 清総タンパク、アルブミン量の 減少、 雌: 6 か月目で白血球数の減少、 血糖値の低下 5.0%: 雄: 1 週間後、半数に軽度の発赤、 2 週間後に落屑、消失、5 週目で ヘマトクリット値の上昇、13 週 目以降変化なし。13 週目に赤血 球数、ヘモグロビン量の増加。 しかし、6 か月目には、変化なし。 血清総タンパク、アルブミン量 の減少、血清 Ca <sup>2+</sup> の減少、 雌: 1 か月後、軽度の発赤、その後 1 週間で消失。13 週目に好塩基球 の減少、6 か月目で白血球数の減 少、血糖値の低下、コレステロ ール値の上昇  NOAEL 5.0 mg/匹/day (雌雄)	伊藤ら、 1978
ラット Wistar 雌雄 4 週齢 8-9 匹/群	60% 鎖長不明	経口 (混餌)  (飲料 水)	9 か月	混餌: 0、0.6、 1.8% (雄, 0、234、 747 mg/kg 体重 /日相当; 雌,	混餌: 0.6%: 雌雄: 総コレステロール量、AST の減少傾向、G6PDH 活性の減 少、	米山ら、 1976

動物種等	LAS (含有率、鎖長)	投与方法	投与期間	投与量	結果	文献
				0、287、969 mg/kg 体重/日相当)  飲料水：0、0.07、0.2% (雄、0、51、148 mg/kg 体重/日相当；雌、0、82、173 mg/kg 体重/日相当)	雄：白血球数の減少、ALT 活性の減少傾向、肝 LDH 活性の減少、 雌：血中 ALT の減少。 1.8%： 雌雄ともに体重増加が有意に抑制、総コレステロール量は有意な減少、ALT 活性の減少傾向、肝 G6Pase 活性の減少、G6PDH 活性の減少 雄：赤血球数とヘマトクリット値の減少、血中 AST の減少、アルブミン量の減少、肝 LDH 活性の減少、肝臓の絶対重量の減少、肝臓の相対重量の増加、脾臓の絶対及び相対重量の減少  雌：平均赤血球容積、平均ヘモグロビン量の減少、AST の減少傾向、アルブミン量の減少傾向、肝 LDH 活性の減少傾向、腎臓 G6Pase、LDH、Na,K-ATPase 活性の減少、肝臓の絶対及び相対重量の増加  飲料水： 0.07%： 雌雄：血中 ALT、AST の減少傾向 雄：総コレステロール量の減少傾向 雌：体重増加の抑制傾向、 0.2%： 雌雄：総コレステロール量は有意な減少、血中 ALT、AST は減少傾向 雄：体重増加抑制、アルブミン量の減少傾向、肝 LDH 活性の減少、腎臓 Na,K-ATPase 活性の低下 雌：体重増加の抑制傾向、腎臓 Na,K-ATPas 活性の低下傾向	
アカゲザル <i>Macacam ulatta</i> 雌雄 18-36 月齢 3 匹/群	20.5% C <sub>10</sub> -C <sub>13</sub>	経口(強制)及び皮下の同時投与	28 日間	経口：0、30、150、300 mg/kg/日； 皮下：0、0.1、0.5、1.0 mg/kg/日	(経口 30、皮下 0.1) mg/kg/日： 雌雄：皮下注射痕の炎症性細胞浸潤、体重、摂食、飲水量影響なし (150, 0.5) mg/kg/日以上： 雌雄：皮下注射痕の炎症性細胞浸潤、体重、摂食、飲水量影響なし、頻繁な嘔吐及び軟便	Heywood et al., 1978

(2) 反復投与毒性－1年以上

表 7-7 LASの反復投与毒性試験結果－1年以上

動物種等	LAS (含有率、 鎖長)	投与 方法	投与 期間	投与量	結果	文献
ラット Wistar 雌雄 5 週齢	60% C <sub>11.8</sub> (C <sub>10</sub> -C <sub>14</sub> )	経口 (混餌)	生涯	0、0.04、0.16、 0.60% (雌雄: 0、20、80、300 mg/kg/日相当)	0.04%: 雄: AST 活性の上昇。 雌: 3 か月目に右腎臓の相対重量 の増加  0.16%: 雄: 1 か月目に脾臓の相対重量の 増加 雌: 24 か月目に盲腸の相対重量の減 少  0.6%: 雌雄: 生存期間、摂餌量、対照群と有 意差なし、期間中盲腸の絶対重 量の増加傾向 雄: 24 か月目の死亡率の低下、ALT 活性の上昇、ALP 活性の上昇傾 向、BUN 値の低下、1 か月目に 肝臓の相対重量の増加 雌: 3 か月目に左腎臓の相対重量の 増加、期間中肝臓絶対重量の増加 傾向、24 か月目に左卵巣の相対重 量の減少  NOAEL: 0.6% (300 mg/kg/日) (雌雄)	米山ら, 1977
ラット Wistar 雌雄 5 週齢	60% C <sub>11.8</sub> (C <sub>10</sub> -C <sub>14</sub> )	経口 (混餌)	生涯	0、0.04、0.16、 0.6% (雌雄: 0、20、 80、300 mg/kg/ 日相当)	0.16%以上: 雌雄: 1 か月目に肝細胞の増生、腎臓 の近位尿細管の上皮細胞の軽度 な腫脹と管腔の軽度な狭窄、3 か 月以後、肝細胞の増生の消失、最 終的に著明な肉眼的・組織学的障 害なし  NOAEL: 0.6% (300 mg/kg/日) (雌雄)	藤井ら, 1977
ラット Wistar 雄 180 g	34.55% 鎖長不明	経口 (飲水)	2 年間	0、0.01、0.05、 0.10% (0、20、 100、200 mg/kg/日相当)	各投与群と対照群とも順調な発育、摂 水量に差なし  NOAEL: 0.10% (200 mg/kg/日) (雄)	千葉, 1972
ラット Wistar 雌雄 7 週齢	19.7% 鎖長不明	経皮 週 3 回 塗布、 翌日微 温湯で ふき取	2 年間	0、0.005、 0.025、0.125 mL (0、1、5、 25 mg/匹相当)	0.125 mL: 雄: 投与直後から体重増加の抑制、18 週目以降回復。 投与部位の発赤と硬化、3-4 日後 に痂皮形成と 10-14 日後正常回 復。 雌: 30-70 週間に軽度の体重抑制、	谷口ら, 1978

動物種等	LAS (含有率、 鎖長)	投与 方法	投与 期間	投与量	結果	文献
		り			その後回復。 投与部位の発赤と硬化、3-4 日後 に痂皮形成と 10-14 日後正常回 復。  NOAEL: 0.125 mL (57 mg/kg 相当) (雌雄)	

### 7.3.5 生殖・発生毒性 (表 7-8)

平均鎖長 11.7 の LAS は、5% (107 mg/kg/日相当) の経皮投与でラット母動物に 5% 塗布群で軽度の皮膚炎、脾臓重量の減少、副腎の重量増加を生じ、実験最高投与量の 20% (427 mg/kg/日相当) で母動物に体重増加抑制と生殖に関する受胎率の低下を生ずるなど、母動物毒性及び生殖毒性を示す。しかし、児動物に対しては最高投与量で胎児体重の減少を生ずるが、催奇形性を示していない。したがって、経皮経路による LAS の母動物毒性の NOAEL は一次性接触皮膚炎、脾臓重量の減少、副腎の重量増加を生じない 1% (21 mg/kg/日相当)、生殖・発生毒性の NOAEL は受胎率の低下、児動物の体重減少及び化骨遅延を生じない 5% (107 mg/kg/日相当) である (西村ら, 1978)。経口投与では、鎖長 10~14 をもつ LAS は、ラットに対して 0.5% (500 mg/kg/日相当) で生殖・発生毒性を示していないので、経口経路による生殖・発生毒性の NOAEL は 0.5% (500 mg/kg/日相当) である (Buehler et al., 1971)。

表 7-8 LASの生殖・発生毒性試験結果

動物種等	LAS (含有率、 鎖長)	投与方法	投与期間	投与量	結果	文献
マウス ICR 雌 4 匹/群	市販洗剤 M 含有率、 鎖長不明	皮下注射  1 日 1 回 10mL/kg 投与	妊娠 11-13日 (1%)  妊娠 6-9日 (5%)	0、1% (0、100 mg/kg/日相当)  0、5% (0、500 mg/kg/日相当)	F <sub>0</sub> : 1%: (4個体) 胎盤、脾臓の肥大、舌尖の出血、 背正中部の出血  5%: (2個体) 投与初日から黒糞、体重減少、 肝臓萎縮、脾臓肥大、腸出血。 9また17日目に死亡  F <sub>1</sub> : 1%: 生存児数44/4母マウス 平均体重の有意な減少、全身出 血、四肢異常の多発、曲尾、浮腫	三上ら, 1976
マウス ICR 雌 20 匹/群	含有率、 鎖長不明	経皮  1 日 1 回 0.5 mL 投与	妊娠 2-13日	0、0.03、0.3、 3.0% (0、5、50、 500 mg/kg/ 日 相当)	F <sub>0</sub> : 0.03%: 局所反応、過敏症もない 0.3%: 皮膚刺激反応あり 3.0%: 体重の減少、妊娠 6 日にピーク。 紅斑と浮腫、妊娠 6 日にピーク。 同時期に刺激性と過敏症が亢進、 不妊娠率の増加 (14/20) と 生存児数の顕著な減少	Palmer et al., 1975

動物種等	LAS (含有率、鎖長)	投与方法	投与期間	投与量	結果	文献
					<p>F<sub>1</sub>: 0.03%: 同腹児数、胎児死亡率、対照群と有意差なし。</p> <p>0.3%: 同腹児数の若干減少、胎児死亡率の有意な増加、</p> <p>3.0%: 胎児死亡率の顕著な増加、骨格奇形率は対照群と有意差なし。 (生存児数少なく、外表奇形不明)</p> <p>結論: LAS は催奇形性を示さない</p>	
マウス ICR 雌 35 または 53 匹/群	20% 鎖長不明	経口 (強制)	妊娠 1日目 (単回) または 1-3日間 (1日1回)  帝王切開 18日目	0、14、70、350 mg/kg/日	<p>F<sub>0</sub>: 350 mg/kg/日: 影響なし 体重、肝、腎、脾臓、胎盤の重量、着床率に対照と有意差なし。</p> <p>F<sub>1</sub>: (400匹胎児/群を調べて) 350 mg/kg/日: 影響なし 生存率、胎児吸収率、異常児出現率、体重に対照と差がない。</p>	Koizumi et al., 1985
ラット 系統 不明 雌雄 20 匹/群 離乳児	98.1% C <sub>10</sub> -C <sub>14</sub>	経口 (混餌)	3世代生殖毒性試験  F <sub>0</sub> 離乳時からF <sub>3</sub> 離乳時まで投与  交配時期: F <sub>0</sub> : 107-112 日齢  F <sub>1</sub> , F <sub>2</sub> : 80-85 日齢	0、0.5% (0、500 mg/kg/ 日相当: 本評価書推算)	<p>F<sub>0</sub>-F<sub>2</sub>: 0.5%: 妊娠率、妊娠期間、出産時期に対照と有意差なし</p> <p>F<sub>1</sub>-F<sub>3</sub>: 0.5%: 新生児の生存率、授乳期間・離乳期の成長に対照と有意差なし</p> <p>NOAEL (生殖・発生毒性): 0.5% (500 mg/kg/日相当) (本評価書の判断):</p>	Buehler et al., 1971
ラット Wistar 雌 10 匹/群	含有率、鎖長不明	皮下注射  1日1回 10mL/kg 投与	妊娠8、10、12、14日目  帝王切開 20日目	LAS 0、0.2% (0、20 mg/kg/日相当)	<p>F<sub>0</sub>: 0.2%: 体重の低下傾向、摂餌量、摂水量は増加、副腎重量の増加、胸腺の肥大、肝臓、腎臓、脾臓の重量の低下傾向</p> <p>F<sub>1</sub>: 0.2%: 妊娠マウス1匹あたりの胎児数 / 母動物数 0匹 (胎児なし) / 2匹 12匹 (全死亡) / 1匹 11.4匹平均 (生存) / 7匹</p>	三上ら, 1976

動物種等	LAS (含有率、 鎖長)	投与方法	投与期間	投与量	結果	文献
					<p>生児の体重減少 全身出血の傾向、背正中部の 高度の出血、四肢異常（内反 手、内反足、外反足）の多発 (27/80)、胸椎部の棘突起の先 端部、半側欠損（8/20）、曲尾 の多発。</p>	
ラット SD 雌 20 匹/群	含有率、 鎖長不明	経皮  1 日 1 回 0.5 mL 投与	妊娠 2-15 日	0、0.03、0.3、 3.0% (0、0.6、6、 60 mg/kg/日 相当)	<p>F<sub>0</sub>: 0.03%: 局所反応、過敏症なし。 0.3%: 皮膚刺激反応 3.0%: 体重影響なし 紅斑と浮腫、妊娠 4-5 日にピー ク。その後回復。</p> <p>F<sub>1</sub>: 0.03%以上: 同腹児数、胎児死亡率、対照群 と有意差ない。形態異常、口蓋 裂が見られるが、有意差なし。 骨格奇形率、肋骨異常率ともに 有意差なし。 3.0%: 生存胎児の体重の有意な増加。</p> <p>結論: LAS は催奇形性を示さない</p>	Palmer et al., 1975



動物種等	LAS (含有率、 鎖長)	投与方法	投与期間	投与量	結果	文献
ラット Wistar 雌雄 12-18週齡 で交配 妊娠雌 20 匹/群	20.5 wt% C <sub>11.7</sub>	経皮  背部塗布  1日1回 0.5mL。 翌日塗布 する前に 温水で拭 き取り	妊娠 0-20日  帝王切開 21日目	0、1、5、20% (0、21、107、 427 mg/kg/ 日 相当：本評価 書換算 <sup>1)</sup> )	<p>F<sub>0</sub>:</p> <p>1%: A,B,C,D<sup>2)</sup>, 影響なし</p> <p>5%: A,B,C, 塗布部の皮膚の発赤・ 肥厚 C, 脾臓重量の減少 D, 副腎の重量増加</p> <p>20%: A,B,C,D, 体重増加抑制、但し、 摂餌量に有意差なし、塗布 部の皮膚の発赤・肥厚、痂 皮形成、脱毛 (D, 皮膚症状 の記載なし)。黄体数、着 床数、雌雄比に有意差な し。</p> <p>A, 受胎率及び生存胎仔数の低 下、 B, 受胎率及び生存胎仔数に差な し、 C, 受胎率の低下、生存胎仔数に 差なし、脾臓及び肝臓重量 の減少 D, 受胎率及び生存胎仔数に差な し、生児母体数の減少、子 宮、胸腺、脾臓、肝臓の重 量減少、副腎の重量増加</p> <p>NOEL (母動物毒性): 1% (21 mg/kg/日相当) (本評価書の判断)</p> <hr/> <p>F<sub>1</sub>:</p> <p>5%以下: A,B,C,D<sup>2)</sup>, 影響なし</p> <p>20%: A,B,C,D, 奇形児なし、頸肋、腰 肋の発生率などの骨格異 常、化骨進行度、皮下出血、 精巣下降不全に差なし、椎 骨突起の欠損なし</p> <p>A,B, 体重の減少、 C, 体重の差なし、 D, 足根骨及び腰椎骨平均化骨数 の減少、棘突起異常の増加</p> <p>結論: LAS は催奇形性を示さない</p> <p>NOAEL (生殖・発生毒性): 5% (107 mg/kg/日相当) (本評価書の判断)</p>	西村ら, 1978

動物種等	LAS (含有率、 鎖長)	投与方法	投与期間	投与量	結果	文献
ラット Wistar 妊娠雌 18-20週齢 20 匹 / 群	20.5%, C <sub>11.7</sub>	経皮  1 日 1 回	妊娠 0-20 日  21 日目に 胎児観 察。	0、0.05、0.1、 0.5% (0、1、2、10 mg/kg/日) 塗布のまま  1、5、20% (20、100、 400 mg/kg/ 日 相当) 塗布後、30 分 で微温湯で洗 う。	F <sub>0</sub> : 0.05%以上: すべての群で、妊娠率は95%以 上。母動物の死亡率0%。摂餌 量に差なし  1.0% : 毛色のわずかな退色。 5.0% : 3-6 日目にわずかな紅斑と皮 膚の乾燥、6 日目で降回復。 黄体、着床率、生存胎児数、吸 収胎数に対照群と有意差はな い。 20%: 体重の有意な減少。 紅斑、妊娠 2-3 日にピーク。6 日 以降回復。4-20 日間わずかなひ び割れ。  F <sub>1</sub> : 0.05%以上: 胎児生存率、体長、性比、胸椎、 腰椎骨、指節骨数、尿管、膀胱 の拡張、異所性精巣などの内部 器官異常とすべて、対照群と有 意差なし。  結論: LAS は催奇形性を示さない	Daly et al., 1980
ウサギ NZW 雌 13 匹/群	含有率、 鎖長不明	経皮  1 日 1 回 10 mL 投与	妊娠 1-16 日	0、0.03、0.3、 3.0% (0、0.9、9、 90 mg/kg/日 相当)	F <sub>0</sub> : 0.3%: 体重増加の抑制 3.0%: 体重の顕著な減少 紅斑と浮腫、妊娠6-7日にピー ク。その後回復。  F <sub>1</sub> : 0.03%以上: 同腹児数、胎児死亡率、形態異 常、内部器官異常、骨格奇形率 とも対照群と有意差ない。 3.0%: 胎児死亡率の有意差のない増 加傾向。  結論: LAS は催奇形性を示さない	Palmer et al., 1975

1) 妊娠ラットの体重測定の数値を読み取り、妊娠 7 日目の平均体重の算定値 234 g を用いて、投与量を換算した。

2) A,B,C,D: 4 研究グループの略号

### 7.3.6 遺伝毒性 (表 7-9)

LAS は、*in vitro* での遺伝子突然変異で陰性の結果が得られている。また、*in vivo* での LAS と市販洗剤の哺乳動物を用いた染色体異常、妊娠中の母動物に対する小核の試験でも陰性の結果が得られている。したがって、LAS は遺伝毒性を示さないと判断する。

表 7-9 LASの遺伝毒性試験結果

	試験系	LAS 組成	試験材料	処理条件	用量		結果 <sup>1)</sup>	文献
					最低	最高		
<i>in vitro</i>	感受性試験 (rec assay)	<u>LAS-Na</u> 95.5 % 鎖長不明	枯草菌 H17 (Rec +) M45 (Rec -)	S9 無添加	(μ g/plate)		-S9 +S9	井上ら, 1979
		<u>LAS-Ca</u> 96.2 % 鎖長不明			<u>LAS-Na</u> 2-800	- ND		
<i>in vitro</i>	復帰突然変異	<u>LAS-Na</u> 95.5 % 鎖長不明	ネズミチフス菌 TA98 ネズミチフス菌 TA100 大腸菌 WP2 try <sup>-</sup>	S9 処理 : 37°C、20 分間	(μ g/plate)		- -	
		<u>LAS-Ca</u> 96.2 % 鎖長不明			<u>LAS-Na</u> 10-200	- -		
					10-200	- -		
					5-2,000	- -		
<i>in vivo</i>	染色体異常	<u>LAS</u> C <sub>11.8</sub>	ICR マウス (雄)	強制経口 投与後 6、 24、48 時 間目、 または 5 日間投 与 後 6 時間 目に骨髓 細胞標本 を作製	単回投与 : (mg/kg)		-	井上ら, 1977
		<u>洗剤 K</u> 19.0% 鎖長不明			<u>LAS</u> 200-800	-		
		<u>洗剤 M</u> 17.1% 鎖長不明			<u>洗剤 K</u> 800-3,200	-		
<i>in vivo</i>	染色体異常	44% C <sub>12</sub> (C <sub>10</sub> -C <sub>14</sub> )	Wistar ラット、雌雄、 離乳児、	90 日間混 餌投与後 骨髓細胞 の塗抹標 本を作製	1,000-4,000		-	Hope, 1977
					<u>洗剤 M</u> 1,000-4,000	-		
<i>in vivo</i>	小核	20% 鎖長不明	ICR マウス F <sub>0</sub> 雌 : 骨髓細胞 F <sub>1</sub> 雌雄 : 肝細胞と多核赤血球	皮下単回 A: 妊娠 3 日目投与 18 日目に 標本調製  B: 妊娠 17 日目投与 24 時間後 に調製	5 日間投与 : <u>LAS</u> 200-800		-	Koizumi et al., 1985
					0、0.56、1.13%		-	
<i>in vivo</i>	小核	20% 鎖長不明	ICR マウス F <sub>0</sub> 雌 : 骨髓細胞 F <sub>1</sub> 雌雄 : 肝細胞と多核赤血球	皮下単回 A: 妊娠 3 日目投与 18 日目に 標本調製  B: 妊娠 17 日目投与 24 時間後 に調製	0、2 mg/匹		F <sub>0</sub> : - F <sub>1</sub> : -	Koizumi et al., 1985
					0、1、2、10 mg/匹		F <sub>0</sub> : - F <sub>1</sub> : -	

<sup>1)</sup>-: 陰性、ND: データなし。

### 7.3.7 発がん性 (表 7-10)

国際機関等 (IARC、ACGIH、米国 EPA、米国 NTP) 及び日本産業衛生学会は LAS の発がん性を評価していない (ACGIH, 2001; IARC, 2002; U.S. EPA, 2002; U.S. NTP, 2002; 日本産業衛生学会, 2002)。

発がん性については、雌雄のラットに、離乳直後から 0、0.02、0.1、0.5%LAS の混餌を 2 年間投与した試験で、投与量に依存した発がんはみられていない。ラットに、週 3 回で 2 年間 LAS を経皮投与した試験で 25 mg/匹まで LAS に特異的な発がんはみられていない。

表 7-10 LASの発がん性試験結果

動物種等	LAS 組成	投与方法	投与期間	投与量	結 果	文献
ラット 系統不明 雌雄 離乳直後 (週齢不明) 12-13 匹/群	98.1% C <sub>10</sub> -C <sub>14</sub>	経口 (混餌)	2 年間	0、0.02、 0.1、0.5%	0%以上各群: 雌雄: 皮下組織に線維腺腫の 発生 (投与量依存性なし)  NOAEL: 0.5% (雌雄)	Buehler et al., 1971
ラット Wistar 雌雄 7 週齢 25 匹/群	19.7% 鎖長不 明	皮膚 適用  3 回/週 翌日微 温湯で 拭き取 る	24 か月	0、0.005、 0.025、 0.125 mL (0、1、5、 25 mg/匹相 当)	0 mL 以上各群: 雌雄: 16 か月以降に、頸部、肩部、 背部、腰部、腹部、鼠蹊部 に散発的な腫瘤形成 雄: 24 か月後の病理組織学検査で 精巣に原発性間細胞腫の 発生  NOAEL: 25 mg/匹 (57 mg/kg 相当) (雄)	谷口ら, 1978

### 7.4 ヒト健康への影響 (まとめ)

LAS のヒトにおける生体内動態の報告はないが、ラット、アカゲザルに LAS が経口投与されると、消化管で速やかに吸収され、血中濃度は摂取後 2-4 時間で最大となり、48 時間後には殆どゼロとなる。また、LAS は、腸肝循環経路を経て肝臓に運ばれて、代謝される。LAS のアルキル鎖が短くなり、より極性の強い、親水性の化合物に変わる。その後、胆汁とともに腸に分泌され、糞として排泄される。一方、腎臓に運ばれた LAS の代謝物は、膀胱に送られ、尿として排泄される。摂取された LAS の 99%近くが、2 日後に尿と糞として体外に排出される。一方、ラットの皮膚に接触した LAS は、皮膚表面には付着し、24 時間経ってもほとんど皮膚表面に留まっている。皮膚を通して吸収されるが、その吸収率は小さい。皮膚から吸収された LAS は血管に運ばれ、その後は経口摂取と同じ運命を辿る。

ヒトの LAS の暴露に関して、LAS を含有する市販洗剤の誤飲、洗剤溶液の眼への飛び込みなど、突発的に起こる事故は避けがたいところであるが、直ちに流水で洗浄するなど、救急処置によって影響を除けば、速やかに回復が可能である。LAS のヒトへの暴露として日常的に起

こることは、洗剤液を素手で扱う場合の皮膚暴露、洗濯した衣類の接触による皮膚及び経皮暴露、飲料水、食材、食器を通して体内に摂取される経口暴露がある。LASには揮発性がないので、吸入暴露の可能性はない。洗剤液の皮膚接触による健康影響について、ヒトの腕の皮膚適用で落屑と皮膚上層の乾燥を生じ、皮膚刺激性を示す。また、C<sub>10</sub>~C<sub>13</sub>のアルキル鎖を含む市販製品のLAS 1%水溶液は手の指間に手荒れを生ずる。しかし、洗剤液中のLAS濃度が使用適正濃度とされる0.04%であれば、ヒトの皮膚に影響はない。LASと市販洗剤は、濃度が0.113%、LAS濃度にして0.09%まで、ヒトに対して皮膚感作性を示さない。その他、LASの長期間経口暴露によるヒトの健康及び生殖などへの影響について定量的に調べた研究報告はない。

以下、実験動物を用いたLASの毒性試験の結果をまとめると、LASの急性毒性に関して、経口投与のLD<sub>50</sub>は、マウスにおいて1,665~3,400 mg/kgであり、ラットでは404~1,900 mg/kgである。しかし、経皮適用のLD<sub>50</sub>の報告はない。

刺激性及び腐食性に関して、LASは、ラットの累積皮膚適用で皮膚刺激性及び腐食性、また、ウサギに対して一過性の強い眼刺激性を有する。感作性に関して、モルモットに対して感作性を示す。

反復投与毒性に関して、LASは、経口及び経皮経路における2年以上の反復投与でラットに対して実験最高投与量で有害な影響を生じていない。その結果、各経路のNOAELの上限は求められていないが、本評価書では、最高投与量をNOAELと判断する。各経路におけるNOAELは、混餌の経口投与で300 mg/kg/日、飲水投与では200 mg/kg/日であり、経皮投与の場合、57 mg/kg/日である。そこで、混餌投与のNOAELである300 mg/kg/日の値は、現時点での無毒性量の上限であると考えたとともに、食事を介したLASの摂取がヒト暴露の主な経路であることを考慮して、300 mg/kg/日を経口投与によるLASのNOAELとする。

生殖・発生毒性に関して、LASは、経皮投与では、107 mg/kg/日でラットの母動物に一次性接触皮膚炎、脾臓重量の減少、副腎の重量増加、最高投与量の427 mg/kg/日で体重増加抑制と生殖に関して受胎率の低下を生ずるなど、母動物毒性及び生殖毒性を示す。しかし、児動物に対しては最高投与量で胎児体重の減少及び化骨遅延を生ずるが、催奇形性を示していない。したがって、経皮経路によるLASの母動物毒性のNOAELはラットの一次性接触皮膚炎、脾臓重量の減少、副腎の重量増加を生じない21 mg/kg/日、生殖・発生毒性のNOAELは受胎率の低下、児動物の体重減少及び化骨遅延を生じない107 mg/kg/日である。経口投与では、500 mg/kg/日でラットに生殖・発生毒性を示していないので、経口経路による生殖・発生毒性のNOAELは500 mg/kg/日である。

遺伝毒性については、LASは、*in vitro*での遺伝子突然変異で陰性の結果が得られている。また、*in vivo*でのLASと市販洗剤の哺乳動物を用いた染色体異常、妊娠中の母動物に対する小核の試験でも陰性の結果が得られている。したがって、LASは遺伝毒性を示さないと判断する。

発がん性については、雌雄のラットに、離乳直後から0、0.02、0.1、0.5%LASの混餌を2年間投与した試験で、投与量に依存した発がんはみられていない。ラットに、週3回で2年間LASを経皮投与した試験で25 mg/匹までLASに特異的な発がんはみられていない。なお、IARCを始めとして国際機関等ではLASの発がん性を評価していない。

文 献 (文献検索時期 : 2003 年 4 月<sup>1)</sup>)

- ACGIH (2001) Documentation of the threshold limit values and biological exposure indices. 7th Edition, American Conference of Governmental Industrial Hygienists, Cincinnati.
- Buehler, E.V., Newmann, E.A. and King, W.R. (1971) Two-year feeding and reproduction study in rats with linear alkylbenzene sulfonate (LAS). *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, **18**, 83-91.
- Canton, J.H. and Slooff, W. (1982) Substitutes for phosphate containing washing products: their toxicity and biodegradability in the aquatic environment. *Chemosphere*, **11**, 891-907.
- Cavalli, L., Divo, C., Giuffrida, G., Pellizzon, T., Radici, P., Valtorta, L. and Zatta, A. (1993) Producing linear alkyl benzene (LAB) from linear olefins using an AlCl<sub>3</sub> catalyst. *Spec. Chem.*, August, 228-231.
- Comotto, R.M., Kimerle, R.A. and Swisher, R.D. (1979) Bioconcentration and metabolism of linear alkylbenzene sulphonate by daphnids and fathead minnows. In: Marking, L.L. & Kimerle, R.A. ed. *Aquatic toxicology*. pp 232-250, American Society for Testing and Materials, Philadelphia.
- Cresswell, D.G., Baldock, G.A., Chasseaud, L.F. and Hawkins, D.R. (1978) Toxicology studies of linear alkylbenzene sulphonate (LAS) in rhesus monkeys. II. The disposition of [<sup>14</sup>C]LAS after oral or subcutaneous administration. *Toxicology*, **11**, 5-17.
- Daly, I.W. and Schroeder, R.E. (1980) A teratology study of topically applied linear alkylbenzene sulphonate in rats. *Food Cosmet. Toxicol.*, **18**, 55-58.
- Federle, T.W. and Itrich, N.R. (1997) Comprehensive approach for assessing the kinetics of primary and ultimate biodegradation of chemicals in activated sludge: Application to linear alkylbenzene sulfonate. *Environ. Sci. Technol.*, **31**, 1178-1184.
- Heywood, R., James, R.W. and Sortwell, R.J. (1978) Toxicology studies of linear alkylbenzene sulphonate (LAS) in Rhesus monkeys I. Simultaneous oral and subcutaneous administration for 28 days. *Toxicology*, **11**, 245-250.
- Holman, W.F. and Macek, K.J. (1980) An aquatic safety assessment of linear alkylbenzene sulfonate (LAS): Chronic effects on fathead minnows. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **109**, 122-131.
- Hope, J. (1977) Absence of chromosome damage in the bone marrow of rats fed detergent actives for 90 days. *Mutat. Res.*, **56**, 47-50.
- Howes, D. (1975) The percutaneous absorption of some anionic surfactants. *J. Soc. Cosmet. Chem.*, **26**, 47-63.
- Imokawa, G., Sumura, K. and Katsumi, M. (1975) Study on skin roughness caused by surfactants: I. A new method in vivo for evaluation of skin roughness. *J. Am. Oil Chem. Soc.*, **52**, 479-483.
- IARC (2002) IARC Monograph on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, International Agency for Research on Cancer. (<http://www.iarc.fr> から引用)
- IPCS, International Programme on Chemical Safety (1996) Environmental Health Criteria **169**, Linear alkylbenzene sulfonates (LAS) and related compounds, WHO, Geneva.
- IPCS, International Programme on Chemical Safety (1998) International Chemical Safety Cards (ICSCs). (<http://www.ilo.org/public/english/protection/safework/cis/products/icsc/dtasht/index.htm> から引用)
- Kimerle, R.A., Macek, K.J., Sleight, B.H. and Burrows, M.E. (1981) Bioconcentration of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) in bluegill (*Lepomis macrochirus*). *Wat. Res.*, **15**, 251-256.
- Koizumi, N., Ninomiya, R., Inoue, T., Tsukamoto, T., Fujii, M. and Yamamoto, Y. (1985) Implantation disturbance studies with linear alkylbenzene sulphonate in mice. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **14**, 73-81.
- Larson, R.J., Rothgeb, T.M., Shimp, R.J., Ward, T.E. and Ventullo, R.M. (1993) Kinetics and practical significance of biodegradation of linear alkylbenzene sulfonate in the environment. *J. Am. Oil Chem. Soc.*, **70**, 645-657.
- Lopez-Zavala, A., de Aluja, A.S., Elias, B.L., Manjarrez, L., Buchmann, A., Mercado, L. and Caltenco, S. (1975) The effects of the ABS, LAS and AOS detergents on fish, domestic animals and plants. *Prog. Water Technol.*, **7**, 73-82.
- Maki, A.W. (1979) Correlations between *Daphnia magna* and fathead minnow (*Pimephales promelas*) chronic toxicity values for several classes of test substances. *J. Fish. Res. Board Can.*, **36**, 411-421.
- Matsuura, T. and Smith, J.M. (1970) Kinetics of photodecomposition of dodecyl benzene sulfonate. *Ind. Eng. Chem. Fundam.*, **9**, 252-260.
- McAvoy, D.C., Eckhoff, W.S. and Rapaport, R.A. (1993) Fate of linear alkylbenzene sulfonate in the environment. *Environ. Toxicol. Chem.*, **12**, 977-987.
- Michael, W.R. (1968) Metabolism of linear alkylate sulfonate and alkyl benzene sulfonate in albino rats. *Toxicol. App.*

<sup>1)</sup> データベースの検索を 2001 年 4 月に実施し、発生源情報等で新たなデータを入手した際には文献を更新した。また、2004 年 4 月に国際機関等による新たなリスク評価書の公開の有無を調査し、キースタディとして採用すべき文献を入手した際には追加した。

- Pharmacol., **12**, 473-485.
- Mieure, J.P., Waters, J., Holt, M.S. and Matthijs, E. (1990) Terrestrial safety assessment of linear alkylbenzene sulfonate. *Chemosphere*, **21**, 251-262.
- NIST, National Institute of Standards and Technology (1998) NIST/EPA/NIH Mass Spectral Library, Gaithersburg, MD.
- Oser, B.L. and Morgareidge, K. (1965) Toxicologic studies with branched and linear alkyl benzene sulfonates in rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, **7**, 819-825.
- Painter, H.A. and Zabel, T. (1989) The behaviour of LAS in sewage treatment. *Tenside Surfactants Deterg.*, **26**, 108-115.
- Palmer, A.K., Readshaw, M.A. and Neuff, A.M. (1975) Assessment of the teratogenic potential of surfactants. Part III- Dermal application of LAS and soap. *Toxicology*, **4**, 171-181.
- Prats, D., Ruiz, F., Vazquez, B. and Rodorigez-Pator, M. (1997) Removal of anionic and nonionic surfactants in a wastewater treatment plant with anaerobic digestion. A comparative study. *Water Res.*, **31**, 1925-1930.
- Radix, P., Leonard, M., Papantoniou, C., Roman, G., Saouter, E., Gallotti-Schmitt, S., Thiebaud, H. and Vasseur, P. (2000) Comparison of four chronic toxicity tests using algae, bacteria, and invertebrates assessed with sixteen chemicals. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, **47**, 186-194.
- Robinson, M.K., Stotts, J., Danneman, P.J., Nusair, T.L. and Bay, P.H.S. (1989) A risk assessment process for allergic contact sensitization. *Food Chem. Toxic.*, **27**, 479-489.
- Robinson, M.K., Nusair, T.L., Fletcher, E.R. and Ritz, H.L. (1990) A review of the Buehler guinea pig skin sensitization test and its use in a risk assessment process for human skin sensitization. *Toxicology*, **61**, 91-107.
- Routledge, E.J. and Sumpter, J.P. (1996) Estrogenic activity of surfactants and some of their degradation products assessed using a recombinant yeast screen. *Environ. Toxicol. Chem.*, **15**, 241-248.
- Schroder, F.R., Schmitt, M. and Reichensperger, U. (1999) Effect of waste water treatment technology on the elimination of anionic surfactants. *Waste Management*, **19**, 125-131.
- SRC, Syracuse Research Corporation (2002) AopWin Estimation Software, ver. 1.90, North Syracuse, NY.
- SRC, Syracuse Research Corporation (2002) PhysProp Database, North Syracuse, NY. (<http://esc.syrres.com/interkow/physdemo.htm> から引用)
- Sueishi, T., Morioka, T., Kaneko, H., Kusaka, M., Yagi, S. and Chikami, S. (1988) Environmental risk assessment of surfactants: fate and environmental effects in Lake Biwa basin. *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, **8**, 4-21.
- Swisher, R.D. (1987) *Surfactant Biodegradation*, Marcel Dekker Inc., New York.
- Takada, H., Mutoh, K., Tomita, N., Miyazu, T. and Ogura, N. (1994) Rapid removal of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) by attached biofilm in an urban shallow stream. *Water Res.*, **28**, 1953-1960.
- Takahashi, M., Fukushima, S. and Sato, H. (1973) Carcinogenic effect of *N*-methyl-*N'*-nitro-*N*-nitrosoguanidine with various kinds of surfactant in the glandular stomach of rats. *GANN*, **64**, 211-218.
- U.S. EPA, U.S. Environmental Protection Agency (2002) IRIS, Integrated Risk Information System. (<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?IRIS>)
- U.S. NLM, U.S. National Library of Medicine (2001) HSDB, Hazardous Substances Data Bank, Bethesda, MD. (<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB> から引用)
- 天野耕二, 福島武彦, 中杉修身 (1990) 湖沼加工域における直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩の収支モデル. *水質汚濁研究*, **13**, 577-585.
- 有馬多恵子, 高橋耿之介, 川名俊雄, 若林明子, 菊地幹夫 (1981) 洗剤の水生物に対する毒性-II コイの卵・仔魚および稚魚に対する陰イオン界面活性剤の毒性. *水産増殖*, **29**, 30-37.
- 飯森正秀, 緒方忠, 工藤清 (1972) 界面活性剤の実験動物による眼粘膜刺激試験. *油化学*, **21**, 334-337.
- 飯森正秀, 滝田八広 (1979) 直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩の魚への影響に関する研究. *油化学*, **28**, 185-189.
- 石原勝, 木根淵承一 (1967) 手指皮膚炎の諸原因、特にその検索法について. *臨床皮膚科*, **21**, 241-252.
- 市原靖, 吉植庄平, 大牟礼一雄, 藤本知明, 守友雅彦, 吉川潤一郎 (1967) 中性洗剤中毒の1例. *日本内科学会誌*, **56**, 128.
- 伊藤隆太, 川村弘徳, 張漢珣, 工藤清, 梶原三郎, 樋田晋, 関康弘, 橋本光也, 福島明 (1978) 直鎖アルキルベンゼンスルホン酸マグネシウム (LAS-Mg) の急性、亜急性、慢性毒性. *東邦医学会雑誌*, **25**, 850-875.
- 井上邦夫, 砂川隆 (1979) 界面活性剤の突然変異性試験の結果について. *フレグランスジャーナル*, **38**, 67-74.
- 井上清, 柴田忠良, 浜野米一, 小田美光, 桑野綾子, 山本博之, 光田文吉, 国田信治 (1977) 合成洗剤の Maus における *in vivo* 染色体試験. *大阪府立公衆衛生研究所年報*, **8**, 17-24.
- 大場健吉, 杉山豊樹, 三浦千明, 森崎やよい (1977) 生分解過程における LAS の魚毒性. *Bull. Jp. Soc. Sci. Fish.*, **43**, 1001-1008.
- 大場健吉, 森昭, 富山新一 (1968) 直鎖  $\alpha$ -オレフィンスルホン酸塩の生化学的研究 (第2報) 急性毒性、刺激性などの試験成績. *油化学*, **17**, 628-634.
- 岡本暉公彦, 高瀬吉雄 (1976) 進行性指掌角皮症の研究. *信州医誌*, **24**, 131-141.

- 化学工業日報社 (2003) 14303 の化学商品, 化学工業日報社, 東京.
- 化学物質評価研究機構編 (2002) 化学物質ハザードデータ集, 経済産業省化学物質管理課監修, 第一法規出版, 東京. ([http://www.cerij.or.jp/cerij\\_jp/koukai/sheet/sheet\\_ind4.htm](http://www.cerij.or.jp/cerij_jp/koukai/sheet/sheet_ind4.htm), [http://www.safe.nite.go.jp/data/index/pk\\_hyoka.hyoka\\_home](http://www.safe.nite.go.jp/data/index/pk_hyoka.hyoka_home) に記載あり)
- 川村太郎, 笹川正二, 増田勉, 本田史朗, 木下正子, 原田昭太郎, 石崎達, 永井隆吉, 広川浩一, 安西喬, 姉小路公久, 肥田野信, 川野正, 池上一郎, 佐藤重男, 青山卓夫 (1970) 貼付試験標準化の基礎的研究. 日本皮膚科学会雑誌, **80**, 301-314.
- 菊地幹夫 (1985) 界面活性剤の河川水中での生分解. *Bull. Japan Soc. Sci. Fish.*, **51**, 1859-1864.
- 菊地幹夫, 本波裕美, 上野英世 (1992) 直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩 (LAS) の底泥での濃度および分解. 東京都環境科学研究所年報.
- 桑野綾子, 山本博之, 井上清, 浜野米一, 小田美光, 光田文吉, 国田信治 (1976) 市販洗剤の毒性に関する研究 (第2報) -急性毒性試験-. 大阪府立公衆衛生研究所年報, **7**, 137-140.
- 経済産業省 (2001) 平成12年度化学工業統計年報.
- 経済産業省 (2002) 平成13年度化学工業統計年報.
- 経済産業省, 環境省 (2003a) 特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律 (化学物質排出把握管理促進法) に基づく届出排出量及び移動量並びに届出外排出量の集計結果について (排出年度: 平成13年度).
- 経済産業省, 環境省 (2003b) 平成13年度 PRTR 届出外排出量の推計方法等の概要 ([http://www.meti.go.jp/policy/chemical\\_management/kohyo/todokedegaisanshutudata.htm](http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kohyo/todokedegaisanshutudata.htm) から引用).
- 小林博義, 市川久次, 藤井孝, 矢野範男, 紺野敏秀, 平賀興吾, 中村弘, 渡辺悠二, 三村秀一 (1972) 合成洗剤の毒性に関する研究 (I) 直鎖形および分岐形アルキルベンゼンスルホン酸ナトリウムの急性毒性について. 東京都立衛生研究所年報, **24**, 397-408.
- 近藤正夫, 山本甫, 荒川幸夫 (1983) 藻類の増殖と生理活性に及ぼす洗剤の影響. 愛知県公害調査センター所報, **11**, 22-27.
- 紺野良子, 若林明子 (1987) 藻類の増殖に及ぼす化学物質の影響. 東京都環境科学研究所年報, 113-116.
- 財務省 (2003) 貿易統計. (<http://www.customs.go.jp/toukei/info/> から引用).
- 定井正直, 佐藤務, 有間正敏, 足立邦明, 玉井秀夫 (1979) 皮膚に対する各種界面活性剤の影響. 香粧会誌, **3**, 60-62.
- 定井正直, 水野信行 (1972) 数種の陰イオン系界面活性剤連続塗布による皮膚, 口腔粘膜, および舌の一次刺激反応. 日本皮膚学会誌, **82**, 207-221.
- 鈴木加余子, 松永佳世子, 上田宏 (1999) アトピー性皮膚炎患者における衣類残留洗剤の刺激性の検討. 皮膚, **41**, 130-135.
- 砂川隆, 池田祐三, 岡本暉公彦 (1979) 直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩のラットにおける吸収, 分布, 代謝, 排泄. 薬剤学, **39**, 59-68.
- 製品評価技術基盤機構 (2004) 化学物質のリスク評価及びリスク評価手法の開発プロジェクト/平成15年度研究報告書 (新エネルギー・産業技術総合開発機構 委託事業).
- 関口一, 三浦千明, 大場健吉 (1975) 河川水および海水中におけるアニオン界面活性剤の生分解. 油化学, **24**, 451-455.
- 滝田八広 (1982) 農作物の初期生長に対する洗剤及びアニオン界面活性剤の影響について. 油化学, **31**, 507-510.
- 滝田八広 (1985) 直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩生分解物のノリ幼芽生長に対する影響. 油化学, **34**, 198-201.
- 谷口繁, 山田明男, 森田茂, 大垣寿美子, 野田勉 (1978) 直鎖アルキルベンゼンスルホン酸ナトリウムの経皮慢性毒性に関する研究. 合成洗剤に関する研究成果報告, 科学技術庁研究調整局, pp.18-54.
- 千葉昭二 (1972) Linear alkylbenzene sulfonate の急性毒性並びに慢性毒性に関する研究. 食品衛生学雑誌, **13**, 509-516.
- 通商産業省 (1996): 通商産業公報 (1996年12月27日), 製品評価技術基盤機構 化学物質管理情報. (<http://www.nite.go.jp> から引用)
- 通商産業省 (1998) 平成9年度化学工業統計年報.
- 通商産業省 (1999) 平成10年度化学工業統計年報.
- 通商産業省 (2000) 平成11年度化学工業統計年報.
- 西村秀雄, 亀山義郎, 沢野十蔵, 三上美樹 (1978) LAS の催奇性に関する合同研究報告. 合成洗剤に関する研究成果報告, 科学技術庁研究調整局編, pp.123-168.
- 日本化学工業協会 (2002) 日本化学工業協会のレスポンシブル・ケアによる PRTR の実施について -2002年度化学物質排出量調査結果- (2001年度実績).
- 日本産業衛生学会 (2002) 許容濃度等の勧告. 産衛誌, **44**, 140-164.
- 日本水質汚濁研究協会 (1986) 界面活性剤の水環境に及ぼす影響等に関する調査報告書.
- 日本石鹼洗剤工業会 (1997) 環境年報, Vol.22, 1996~1997年版.



- 日本石鹼洗剤工業会 (2001) 環境年報, Vol.26.
- 日本石鹼洗剤工業会 (2004a) 家庭用製品一覧表 (含む業務用).
- 日本油化学会編 (2002) 油脂・界面活性剤. 油化学便覧, 第四版, 丸善.
- 長谷川弘道, 佐藤光男 (1978) LAS の経皮侵入. 合成洗剤に関する研究成果報告書, 科学技術庁研究調整課, pp.172-175.
- 服部充雄, 妹尾枸杞, 原田周二, 石津淑子, 後藤幹保 (1984) ミジンの増殖に及ぼす化学物質の影響試験 (OECD 法). 生態化学, **6**, 23-27.
- 弘長恭三 (1979) 実例 29-1 小児誤飲急患の実態[特に家庭用品誤飲の軽症例について]. 薬事新報, **1036**, 27-29.
- 藤井孝, 坂本義光, 阿部幸恵, 三栗谷久敏, 湯澤勝廣, 平賀興吾 (1977) 直鎖型アルキルベンゼンスルホン酸ナトリウム (LAS) 添加飼料を終生摂取させたラットの病理学的検索. 東京都衛生研究所年報, **28**, 85-108.
- 三上美樹, 岩田昭二, 坂井義雄, 今泉敏, 西村弘子, 北村小夜子, 宮本勇 (1976) 合成洗剤の生体障害性に関する研究, 知見補遺 (その2). 三重大学医学部解剖学教室業績集, **24**, 63-68.
- 矢可部芳州, 江藤千純, 松延保子, 勝浦洋, 三浦千明, 吉村孝一 (1991) モデル河川系を用いた多摩川底質におけるアルキルベンゼンスルホン酸塩 (LAS) の生分解性. 水質汚濁研究, **14**, 174-181.
- 柳沢文正, 渡辺学, 山岸達典 (1964) ドデシルベンゼンスルホン酸ソーダの生化学的研究 (IV) ソフト洗剤とハード洗剤の差異について. 日本公衆衛生雑誌, **11**, 859-864.
- 吉田克巳 (1983) アルキルベンゼンスルホン酸塩 (LAS). 洗剤の毒性と評価. 厚生省環境衛生局食品化学課編, pp.17-82, 日本食品衛生協会発行.
- 米山允子, 藤井孝, 伊川三枝子, 柴英子, 坂本義光, 矢野範男, 小林博義, 市川久次, 平賀興吾 (1972) 合成洗剤の毒性に関する研究 (II) 直鎖形および分岐形アルキルベンゼンスルホン酸ナトリウムの亜急性毒性について. 東京都立衛生研究所年報, **24**, 409-440.
- 米山允子, 益淵正典, 大石真之, 高橋省, 伊川三枝子, 吉田誠二, 大石向江, 三栗谷久敏, 湯澤勝廣, 平賀興吾 (1977) 直鎖型アルキルベンゼンスルホン酸ナトリウム (LAS) 添加飼料によるラット終生飼育実験. 東京都衛生研究所年報, **28**, 73-84.
- 米山允子, 馬淵依子, 伊川三枝子, 小林博義, 市川久次 (1976) 直鎖アルキルベンゼンスルホネート (LAS) の亜急性毒性について. 東京都衛生研究所年報, **27**, 105-112.
- 若林明子, 鬼塚聡 (1986) 魚類の急性毒性に影響を与えるいくつかの因子について. 東京都環境科学研究所年報, 102-104.
- 若林明子, 菊地幹夫, 佐藤哲士, 吉田多摩夫 (1981) 界面活性剤の魚への濃縮率と曝露濃度との関係. Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish., **47**, 1373-1387.
- 若林明子, 菊地幹夫, 永沼義春, 川原浩 (1984) 洗剤に用いられる界面活性剤の魚毒性に関する研究. 東京都公害研究所年報, 114-118.
- 若林明子, 紺野良子, 西井戸敏夫 (1988) 2 種のミジンコに対する化学物質の致死影響について. 東京都環境科学研究所年報, 126-128.
- 若林明子, 本波裕子, 菊地幹夫, 溝呂木昇 (1989) LAS の環境水中での生分解性. 東京都環境科学研究所年報, 170-173.
- 渡辺靖, 永島敬士, 今井信子 (1968) 洗剤の皮膚に及ぼす影響について—手部湿疹との関係—. 災害医学, **11**, 933-940.

付表1 LAS及び市販洗剤の急性毒性試験結果

動物種	LAS (含有率)	投与経路	LD <sub>50</sub> (mg/kg)		文献	
マウス 系統、性別、年齢不明		経口 静脈注射	2,190 120		柳沢ら, 1964	
マウス DD、雄、年齢不明	34.55%	経口	2,300		千葉, 1972	
マウス ddY/S、雌雄 7週齢	99.5%	経口	雄 1,665	雌 1,950	小林ら, 1972	
マウス ICR、雌雄 5週齢	LAS-Mg 96.9%  LAS-Na 99.5%	LAS-Mg 経口 皮下 静脈注射  LAS-Na 経口 皮下 静脈注射	雄 2,600 1,520 98  2,160 1,250 207	雌 3,400 1,550 151  2,250 1,400 298	伊藤ら, 1978	
ラット Wistar、雌雄、若齢	39.5%	経口	650 ± 63		Oser & Morgareidge, 1965	
ラット Wistar、雌雄 6-10週齢	99.5%	経口 週齢 (SPF) 6 7 10	雄 873 659 404	雌 760 670 409	小林ら, 1972	
ラット SD、雌雄 5週齢	LAS-Mg 96.9%  LAS-Na 99.5%	LAS-Mg 経口 皮下 静脈注射  LAS-Na 経口 皮下 静脈注射	雄 1,900 710 27  1,460 840 119	雌 1,840 730 35  1,470 810 126	伊藤ら, 1978	
マウス ICR 雌雄 7週齢	市販洗剤 K 19.0 % 市販洗剤 M 17.1%	経口	洗剤 K 洗剤 M	雄 1,250 1,370	雌 1,540 1,560	桑野ら, 1976

**CERI 有害性評価書 直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩**

---

平成 18 年 3 月 1 日 発行

編集 財団法人化学物質評価研究機構  
安全性評価技術研究所

〒112-0004 東京都文京区後楽 1-4-25 日教販ビル 7 階  
電話 03-5804-6136 FAX 03-5804-6149

---

無断転載を禁じます。