

ポリオキシエチレンアルキルエーテル硫酸塩  
(AES) のヒト健康影響と環境影響に関する  
リスク評価結果について

2011 年 12 月



Japan Soap and Detergent Association

日本石鹼洗剤工業会

## まえがき

日常生活の中で様々な化学物質が利用され、現代社会にとって化学物質は不可欠なものになっています。同時に、化学物質による環境問題や安全性に対する関心が高まり、化学物質の適正な管理に関する世界的な取り組みが行われています。

1992年の「地球サミット」において、経済発展と環境保全の両立を目指した持続可能な発展のための行動計画アジェンダ 21の中に化学物質対策の具体的なアイデアが取りまとめられました。その後、国際的な動きが活発になり、2002年の「持続可能な開発に関する世界首脳会議」では、地球環境問題の解決に向けた実施計画が合意され、2006年の「国際化学物質管理会議」にて、国際的な化学物質管理に関する戦略的アプローチ(SAICM: Strategic Approach to International Chemical Management)が採択されました。SAICMには、科学的なリスク評価に基づくリスク削減を進めることなどが定められています。

わが国においても、2009年に化学物質審査規制法が改正され、ハザード(固有の有害性)に基づく従来の化学物質管理から、リスク管理に軸足を移す仕組みに変更されました。2011年から、既存化学物質を含む全ての化学物質について、国による詳細なリスク評価を行う対象物質を選定する作業が始められました。

このように化学物質のヒト健康や環境影響がリスクに基づいて行われるようになってい  
る中で、日本石鹼洗剤工業会は家庭用洗剤原料のリスク評価を自主的に順次行ってまい  
りました。

本報告書は、台所用洗剤、住居用洗剤、シャンプー、ボディソープなどに使用されてい  
る界面活性剤、ポリオキシエチレンアルキルエーテル硫酸塩(alkyl ether sulphate; AES)につ  
いて、欧州での洗剤原料に関する安全性評価プロジェクト(Human & Environmental Risk  
Assessment on ingredients of household cleaning products; HERA)によるリスク評価書や国内  
外の文献を参考にしながら、わが国の使用実態を考慮したヒト健康と環境の影響をリスク  
評価したものです。AESの安全性について、理解を深めていただければ幸いです。

なお、AESの製造過程で反応副生成物として生成する1,4-ジオキサンについては、独立行  
政法人産業技術総合研究所により詳細なリスク評価<sup>1</sup>が行われています。その結果、洗剤  
由来の暴露を含めた一般の集団に対する1,4-ジオキサンのリスクについて「リスクの懸念が  
なく、対策を取る必要はない」とされています。そのため、本評価書はAESそのものを評  
価対象としており、1,4-ジオキサンに関しては上述の産業技術総合研究所が実施した詳細リ  
スク評価書をご参照下さい。

2011年12月

日本石鹼洗剤工業会  
環境・安全専門委員会  
委員長 原田 房枝

執筆：松本浩子、山根雅之

<sup>1</sup> 中西準子ら (2005). 1,4 ジオキサン [詳細リスク評価書シリーズ 2]、丸善、東京。

環境・安全専門委員会メンバー

株式会社 A D E K A

花王株式会社

株式会社資生堂

日油株式会社

P & G ジャパン株式会社

ユニリーバ・ジャパン・サービス株式会社

ライオン株式会社

川崎秀夫、仁藤浩久

笠井 裕、西山直宏、本多泰揮、山根雅之

角田 聡、松本浩子

小林豊久

山本昭子

浅田由美

原田房枝、吉田浩介

## 目 次

要約	1
1. 化学物質の同定	2
2. 物理化学的性状	2
3. 発生源情報	2
3.1 製造量・消費量・販売量	2
3.2 用途情報	3
4. 排出源情報および排出シナリオ	3
5. ヒト健康リスク評価	4
5.1 有害性評価	4
5.1.1 急性毒性	4
5.1.2 刺激性および腐食性	4
5.1.3 皮膚感作性	5
5.1.4 反復投与毒性	5
5.1.5 生殖発生毒性	6
5.1.6 遺伝毒性	6
5.1.7 発がん性	7
5.2 曝露評価	7
5.2.1 経皮からの曝露	7
5.2.2 経口からの曝露	8
5.2.3 曝露量の合計推定量	9
5.3 リスク評価	9
6. 環境リスク評価	11
6.1 環境中運命	11
6.1.1 生分解性	11
6.1.2 下水処理による除去性	11
6.2 有害性評価	12
6.2.1 藻類に対する毒性	12
6.2.2 甲殻類に対する毒性	12
6.2.3 魚類に対する毒性	13
6.2.4 モデル生態系での評価	14
6.3 予測無影響濃度(PNEC)の推定	15
6.4 環境曝露評価	15
6.4.1 モニタリングデータ	15
6.4.2 数理モデル(AIST-SHANEL)を用いた予測環境濃度(PEC)	15
6.5 水生生物に対するリスク評価	16

7. まとめ .....	17
8. 参考文献 .....	18

## 要約

ポリオキシエチレンアルキルエーテル硫酸塩（略称：AES）は、陰イオン界面活性剤であり、洗浄性、起泡性を高める目的で台所用洗剤、住居用洗剤、シャンプー、ボディソープなどに配合されています。これまでに、日本石鹼洗剤工業会では、主要な界面活性剤（LAS, AE, AO, DADMAC）および蛍光増白剤（FWA-1、FWA-5）についてリスク評価を実施し公表してきましたが、今回、新たに AES についてリスク評価を実施しました。海外では、AES の最新の安全性データに基づきリスク評価書が公開されており、これら最新の情報を反映させて、日本国内におけるヒト健康影響と環境影響に関するリスク評価を検討しました。

化学物質のリスク評価は、有害性評価と曝露評価に基づいて行われます。AES のヒト健康影響評価は、飲料水からの経口摂取と消費者製品からの曝露（飲料水および食器への残留からの経口摂取、台所用洗剤、住居用洗剤、シャンプーおよびボディソープからの経皮吸収）を想定し、安全性試験結果から得られた無毒性量（NOAEL）をヒト推定曝露量（EHE）で除して曝露マージン（MOE）を求め、これと不確実性係数を比較することにより評価しました。その結果、AES は、ヒト健康に対して影響を及ぼすリスクが低いことが分かりました。

環境影響評価は、水系曝露濃度予測モデル AIST-SHANEL ver.2（AIST-Standardized Hydrology-based Assessment tool for chemical Exposure Load）を用いて推測した予測環境濃度（PEC）と水生生物毒性試験から得られた予測無影響濃度（PNEC）を比較することにより行いました。その結果、環境に対しても影響を及ぼすリスクが低いことが分かりました。

## 1. 化学物質の同定

ポリオキシエチレンアルキルエーテル硫酸塩 (AES) は、台所用洗剤、住居用洗剤、シャンプー、ボディソープなどに洗浄基剤として広く用いられている代表的な陰イオン界面活性剤であり、ポリオキシエチレンアルキルエーテルの末端水酸基を硫酸化して製造されます。AES の基本構造は  $C_nH_{2n+1}O(C_2H_4O)_mSO_3X$  [ $n=12-18, m=0-8, X=Na, NH_4$  など] で表されます。本評価書では、日本石鹼洗剤工業会の会員会社が主に扱うアルキル鎖長 C10~C16 (平均 13)、EO 付加モル数 0.7~4 (平均 2.4) の AES を対象としました。なお、本評価書中では、AES の略式表記として C12AE2S のように記載することとします (C12AE2S の場合: アルキル鎖長: C12、EO 付加モル数: 2 モル、S:  $SO_3$ )。

## 2. 物理化学的性状

ここでは、代表的な AES の組成について、その物理化学的性状を表 1 に示します (EO 付加モル数: 2.7)。なお、各パラメーターは、各種物理化学的性状を化学構造式から予測する SRC ソフトウェアによって計算したものです (HERA、2004)。

表1 AESの物理化学的性状 (対イオンはNa)

アルキル鎖長	C10	C11	C12	C13	C14	C15	C16
分子 (g/mol)	379	393	407	422	436	450	464
融点 ( )	287	293	298	304	309	315	320
沸点 ( )	661	672	684	695	707	719	730
蒸気圧 (Pa)	$6.7 \times 10^{-13}$	$2.8 \times 10^{-13}$	$1.2 \times 10^{-13}$	$4.9 \times 10^{-14}$	$2.1 \times 10^{-14}$	$8.8 \times 10^{-15}$	$3.8 \times 10^{-15}$
LogKow	-0.02	0.46	0.95	1.4	1.9	2.4	2.9
水溶解 (mg/L)	4367	1363	425	133	41	13	4.0

## 3. 発生源情報

### 3.1 製造量・消費量・販売量

AES の 2005 年から 2007 年までの国内での製造量、消費量および販売量を表 2 に示します (日本界面活性剤工業会、2010)。AES は、硫酸エステル型界面活性剤 (油脂・脂肪酸・硫酸エステル、アルキルサルフェート、アルキルエーテルサルフェート) として報告されています。

表2 AESの製造量、消費量および販売量(トン)

	製造量	消費量	販売量
2007年	104,200	38,243	67,503
2008年	106,630	46,860	59,983
2009年	106,521	53,153	52,518

### 3.2 用途情報

AESの用途、配合濃度、製品の販売量および使用量を表3に示します。主に台所用洗剤(手洗い用)、住居用洗剤、シャンプー、ボディソープなどに使用され、台所用洗剤(手洗い用)への配合濃度が最も高くなっています(日本石鹼洗剤工業会、2010)。これらの用途に使用された平成21年(2009年1月~2009年12月)のAES年間使用量は、67,489トンでした。

表3 AESの用途、配合濃度、製品の販売量および使用量

用途	配合濃度(%)	平成21年 製品販売量(トン)	平成21年 AES使用量*(トン)
台所用洗剤(手洗い用)	15~25%(平均20%)	212,855	42,571
住居用洗剤	~5%(平均2.5%)	124,151	3,014
シャンプー	5~15%(平均10%)	152,362	15,236
ボディソープ	1~10%(平均5.5%)	121,233	6,668
計			67,489

\* AES使用量 = 配合濃度(平均) × 製品販売量

### 4. 排出源情報および排出シナリオ

AESは、平成22年度より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(PRTR法)の対象物質(第一種)に指定されました。取扱事業者からの届出数量の届出が2011年6月末に締め切られ、国による集計がなされている途中であり、現在のところ国内排出量に関する詳細な情報はありません。本評価書では、製品販売量から算出したAES使用量に基づきリスク評価を実施しました。

AESの使用段階での排出については、同用途で使用される代表的な界面活性剤である、アルコールエトキシレート(AE)や直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩(LAS)のPRTR集計結果から判断して、その主な排出経路は、家庭における洗浄剤の使用に伴う公共用水域への排出、下水道等の排水処理施設への移動と考えられます。

## 5. ヒト健康リスク評価

ヒト健康にかかわる有害性データについては、HERA ( Human and Environmental Risk Assessment on ingredients of household cleaning products ) の Alcohol Ethoxysulphates : Human Health Risk Assessment ( Draft ) ( 2003、以下、HERA 評価書 ) に、急性毒性、刺激性および腐食性、皮膚感作性、反復投与毒性、生殖発生毒性、遺伝毒性、発がん性について幅広く評価されています。この評価書ではその概要をご紹介しますので、詳細については HERA 評価書をご参照下さい。

ヒト健康影響に関するリスク評価は、AES に曝露される可能性のある場面を想定した総推定曝露量 ( EHE ; Estimated Human Exposure ) を求め、これと AES の反復投与毒性試験における無毒性量 ( NOAEL ; No Observed Adverse Effect Level ) を比較することによって行いました。

### 5.1 有害性評価

#### 5.1.1 急性毒性

ラットを用いた複数の急性経口投与毒性試験が実施されています ( Arthur D. Little Inc., 1991; Brown, V. et al., 1970; Hüls AG, 1986a, 1997a; Shell Chemical Co., 1967; Shell Research Ltd., 1972, 1975a, 1975b, 1975c, 1978a, 1978b, 1978c )。経口投与における半数致死量 ( LD<sub>50</sub> ) は、雌雄共に 2000 mg/kg 以上であると結論付けられています ( Arthur D. Little Inc., 1991 )。

急性吸入毒性については、利用できるデータはありませんでした。

急性経皮毒性は、ラットおよびウサギを用いて試験されています。ラットを用いた複数の試験より、LD<sub>50</sub> は最高投与量以上と結論されています ( Arthur D. Little Inc., 1991; Hüls AG, 1997b; Shell Chemical Co., 1967; Shell Research Ltd. , 1972, 1975a, 1975b, 1975c, 1978a, 1978b, 1978c )。なお、これらの試験における最高投与量は、0.54 から 4.6 g/kg の範囲にありました。また、ウサギを用いた試験では、無傷および擦過傷のいずれも、4 から 12 g/kg の範囲と報告されています ( Arthur D. Little Inc., 1991 )。

#### 5.1.2 刺激性および腐食性

ウサギを用いた皮膚刺激性試験では、様々な試験条件で検討されています ( 濃度 : 0.1、1 および 10%、未希釈、適用時間 : 4、24 および 36 時間、適用方法 : 開放、半閉塞および閉塞 ) ( Arthur D. Little Inc., 1991; Brown et al., 1970; Hüls AG, 1986b, 1997b, 1997c; Shell Chemical Co., 1967; Shell Oil Co., 1989; Shell Research Ltd., 1968, 1975a, 1975c, 1978a, 1978b, 1978c, 1978d, 1978e )。これらの試験より、70% 以上の高濃度では中等度から高度の刺激性、10 から 30% の濃度では軽度から中等度の刺激性、1% 以下では無刺激性であることが報告されています。

眼刺激性は、ウサギを用いて様々な濃度で試験されています。未希釈または高濃度の AES 溶液 ( 例えば、32.6% C9-11AE2.5S、28% C12-13AE2S、70% C12-13AE2S ) を適用したほ

とんどの試験で、広範囲の角膜損傷および虹彩の炎症がみられ、投与後 7 日においても結膜に刺激が残ることが報告されています (Brown et al., 1970; Shell Research Ltd., 1975a, 1975b)。一方、1 から 10% の水溶液では軽度から中等度、1%未満の水溶液では無刺激性であることが報告されています。さらに、投与後の眼のすすぎは、眼に対する影響を非常に減弱させることも報告されています。

### 5.1.3 皮膚感作性

AES の皮膚感作性は、モルモットを用いたアジュバントを用いる Magnusson and Kligman のマキシマイゼーション法 (Henkel KGaA, 1977a, 1977b, 1985; Hüls AG, 1989; Shell Research Ltd., 1975a, 1975b, 1975d, 1978a, 1978b, 1978c, 1978d, 1978e, 1980a, 1983a) および非アジュバント試験のビューラー法 (Arthur D. Little Inc., 1991; Brown et al., 1970; Hüls AG, 1997d; Shell Research Ltd., 1972, 1975b) で評価されています。その結果、AES に感作性はないと結論されています。

### 5.1.4 反復投与毒性

AES の発がん性を調べた 2 年間の慢性毒性試験 (ラットの飲水または混餌投与各 1 試験) および 90 日の亜急性毒性試験 [ラットの経口投与が 3 試験、ウサギの経皮投与が 1 試験 (Petersen, 1988)] が実施されています。さらに、ラットを用いた 28 日間の強制経口投与毒性試験 (Shell Oil, 1992) および複数の 21 日間の混餌投与毒性試験が実施されています (Unilever, 1979a, 1979b, 1979c, 1979d, 1979e, 1980a, 1980b)。HERA 評価書ではこれらの試験を総合して、AES の無影響量 (NOEL; No Observed Effect Level) は 75 mg/kg/day 以上であると判断されています。

表 4 に、ラットの経口投与による 2 年および 90 日の反復投与毒性試験の概要を示し、リスク評価に用いる無毒性量 (NOAEL; No Observed Adverse Effect Level) を検討しました。

90 日間の混餌投与の試験において、250 mg/kg/day で臓器重量 (肝臓、腎臓) の高値が認められましたが、組織学的な変化を伴うものではないため、悪影響ではないと判断できません。従って、同試験からの NOAEL は 250 mg/kg/day であると考えられます。一方、90 日間の強制経口投与試験において、225 mg/kg/day で前胃に刺激性変化が認められました。この刺激性は強制経口投与の条件のみ生じており、混餌条件では認められていないことから、投与操作による局所刺激の可能性と判断され、被験物質による全身性の毒性ではないと考えられました。

以上のことから、リスク評価に用いる AES の NOAEL は、混餌投与の動物試験から得られた 250 mg/kg/day を採用いたしました。

表4 AESの反復投与毒性試験

動物種	投与経路	投与期間	被験物質	NOAEL	投与量	引用文献
ラット	飲水	2年	C12AE3S	NOEL: 75 mg/kg/day 以上*	0.1%	Arthur D. Little Inc. (1991)
ラット	混餌	2年	C12AE3S	250 mg/kg/day** (0.5%)	0.1, 0.5%	Arthur D. Little Inc. (1991)
ラット	強制経口	90日	C12-14AE2S	NOEL: 225 mg/kg/day	25, 75, 225 mg/kg/day	Henkel KGaA. (1994a)
ラット	混餌	90日	C12-15AE3S	250 mg/kg/day (5000ppm)	40, 200, 500, 1000, 5000ppm	Shell Research Ltd. (1982a)
ラット	混餌	90日	C12-15AE3S, C12AE3S	250 mg/kg/day (5000ppm)	40, 200, 500, 1000, 5000ppm	Walker. (1967)

\* ラットの体重を 0.4g, 飲水量を 30 mL/day として計算 (US Environmental Protection Agency, 1986)

\*\* ラットの体重を 0.4g, 摂餌量を 20 g/day として計算 (餌中濃度 1 ppm は 0.05 mg/kg/day に相当) (US Environmental Protection Agency, 1986)

### 5.1.5 生殖発生毒性

ラットを用いた C12-14AE2S の 2 世代繁殖試験 (OECD ガイドライン Test No.416) が、0 (対照群) 0.03、0.1 および 0.3 %の飲水投与 (0、30、100 および 300 mg/kg/day に相当) で試験されています。この試験において、親または児動物の生殖に関する影響はすべての用量で認められず、NOAEL は 0.3 % (300 mg/kg/day) 以上と報告されています (Henkel KGaA, 1999)。

C12-15AE3S、C13-15AE3S、C12-14AE3S、C16-18AE4S および C12-15AE3S について、ラットを用いたスクリーニング試験 (Unilever, 1979f, 1980c, 1986a, 1986b, 1986c) が、また、C12-14AE2S について、ラットを用いた胎児の器官形成期投与試験 (Segment embryotoxicity study, Henkel KGaA, 1994b) が実施されています。これらの試験より NOAEL は、催奇形性および胎児毒性に対して 1000 mg/kg/day 以上、発生毒性に対して 750 mg/kg/day 以上であると考えられています。

### 5.1.6 遺伝毒性

*In vitro* 試験として、微生物を用いる遺伝子突然変異試験 (Ames 試験) (Henkel KGaA, 1988; Hüls AG, 1994, 1996; Shell Research, 1980b) 酵母を用いる遺伝子転換試験 (Shell Research, 1980b) L5178Y マウスリンフォーマ細胞を用いる突然変異試験 (マウスリンフォーマ試験) (Research Toxicology Centre S.p.A., 1995) ラット肝細胞を用いる染色体異常試験 (Shell Research, 1980b) および細胞形質転換試験 (Shell Research Ltd., 1983b) が実施されており、

いずれも陽性を示唆するような結果は得られていません。

*In vivo* 試験として、アルカリ溶出法による DNA 1 本鎖切断の検出スクリーニング試験 (Shell Research Ltd., 1982b) 優性致死試験および染色体異常試験 (Arthur D. Little Inc., 1991) が実施されており、いずれも陽性を示唆するような結果は得られていません。

以上の複数の試験より、AES の化学構造におけるいずれの官能基も、遺伝子突然変異誘発性または遺伝毒性に関係するような構造解析結果は得られなかったこと、また、あらゆる有用な *in vitro* および *in vivo* 遺伝毒性試験において、AES の遺伝毒性陽性の報告はみられなかったことから、AES は遺伝子突然変異誘発性および遺伝毒性を有しないものと結論されました。

### 5.1.7 発がん性

経口投与の試験では、ラットを用いた 0.1 % C12AE3S の 2 年間飲料水投与試験 (Arthur D. Little Inc., 1991) ならびにラットを用いた C12AE3S の 0、0.1 および 0.5% の 2 年間混餌投与試験 (Tusing et al., 1962 quoted in Arthur D. Little Inc., 1991) が実施されています。いずれにおいても、AES 投与に関連した腫瘍の増加などはみられなかったことが報告されています。

また、経皮投与の試験では、マウスを用いた 5% C12E3S 水溶液 (約 0.1mL) を、週 2 回の頻度で皮膚に塗布した試験 (Tusing et al., 1962 quoted in Arthur D. Little Inc., 1991) ならびにマウスを用いた C16-18AES の 18.5% 水溶液を、週に 3 回の頻度で皮膚に 18 カ月塗布した試験が実施されています (Arthur D. Little Inc., 1991)。腫瘍発生はいずれの試験もみられなかったことが報告されています。

## 5.2 曝露評価

ヒトが AES に曝露される代表的な経路として、AES が配合されている消費者製品の使用による曝露が考えられます。国内における主な AES 配合製品および濃度 (上限値) は、表 3 に示すように、台所用洗剤 (手洗い用) で 25%、住居用洗剤で 5%、シャンプーで 15%、ボディソープで 10% と推察されます (日本石鹼洗剤工業会、2010)。これら各製品使用時における経皮からの曝露量を算出しました。また、経口からの曝露については、台所用洗剤 (手洗い用) で洗浄した食器および飲料水経由を考慮し算出しました。

### 5.2.1 経皮からの曝露

曝露シナリオとして、台所用洗剤 (手洗い用) の場合には、食器洗いを 1 日 3 回、1 回 25 分 (製品評価技術基盤機構、2007b) 食器の手洗い中に曝露される手および腕の表面積は 1980 cm<sup>2</sup> (HERA, 2005) としました。また、住居用洗剤の場合には、使用を 1 日 1 回、1 回 20 分、掃除中に曝露される手の表面積は 840cm<sup>2</sup> としました (HERA, 2005)。シャンプーおよびボディソープの場合には、これらの使用を 1 日 1 回、1 回 10 分、曝露される身体面

積はシャンプーで 1440 cm<sup>2</sup> (SCCS, 2010)、ボディソープで 15100 cm<sup>2</sup> (製品評価技術基盤機構, 2007a) としました。

AES の経皮吸収性については、ラットの皮膚に塗布した時の経皮吸収試験が実施されており、その量は、C12AE3S で 0.39 µg/cm<sup>2</sup>、C15E3S で 0.26 µg/cm<sup>2</sup> と報告されています (Black and Howes, 1979)。したがって、高い方の 0.39 µg/cm<sup>2</sup> を用い、体重は 50 kg として、以下のように経皮曝露量を算出しました。

1) 台所用洗剤 (手洗い用) の使用による経皮曝露量

$$[1980 (\text{cm}^2) \times 0.39 (\mu\text{g}/24 \text{ 時間}/\text{cm}^2) \times 25 / (24 \times 60) \times 3 (\text{回}/\text{日})] / 50 (\text{kg}) = 0.80 (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日})$$

2) 住居用洗剤の使用による経皮曝露量

$$[840 (\text{cm}^2) \times 0.39 (\mu\text{g}/24 \text{ 時間}/\text{cm}^2) \times 20 / (24 \times 60) \times 1 (\text{回}/\text{日})] / 50 (\text{kg}) = 0.09 (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日})$$

3) シャンプーの使用による経皮曝露量

$$[1440 (\text{cm}^2) \times 0.39 (\mu\text{g}/24 \text{ 時間}/\text{cm}^2) \times 10 / (24 \times 60) \times 1 (\text{回}/\text{日})] / 50 (\text{kg}) = 0.08 (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日})$$

4) ボディソープの使用による経皮曝露量

$$[15100 (\text{cm}^2) \times 0.39 (\mu\text{g}/24 \text{ 時間}/\text{cm}^2) \times 10 / (24 \times 60) \times 1 (\text{回}/\text{日})] / 50 (\text{kg}) = 0.82 (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日})$$

## 5.2.2 経口からの曝露

1) 台所用洗剤 (手洗い用) で洗浄した食器への残留による経口曝露

台所用洗剤 (手洗い用) で洗浄した食器を用いて食事することによる AES の 1 日曝露量については、HERA 評価書における以下の演算方法に従って推定することができますので、その方法で算出しました。

$$\text{曝露量} = (F \times C \times \text{Ta} \times \text{Sa}) / \text{BW}$$

F ; 製品中 AES の配合濃度 ; 25%

C ; 食器洗浄溶液中の製品濃度 ; 1 mg/cm<sup>3</sup> (AISE/HERA Table of H&P, 2002)

Ta ; すすいだ後の食器に残った水の量 ; 5.5 × 10<sup>-5</sup> mL/cm<sup>2</sup> (Schmitz, 1973)

Sa ; 1 日に食品と接触する食器の面積 ; 5400 cm<sup>2</sup> (Official publication French legislation, 1990)

BW ; 日本人の体重 (50kg)

$$[0.25 \times (1 \text{ mg}/\text{cm}^3) \times (5.5 \times 10^{-5} \text{ mL}/\text{cm}^2) \times (5400 \text{ cm}^2)] / 50 \text{ kg} = 0.00149 (\text{mg}/\text{kg}/\text{日}) \\ = 1.49 (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日})$$

## 2) 飲料水経由の経口曝露

飲料水経由の曝露量算出にあたっては、日本国内の AES に関する河川モニタリングデータの報告がないことから、平成 20 年度水道統計の浄水場出口水、陰イオン界面活性剤濃度である 0.06 mg/L (最高値) を用いました ( 社団法人日本水道協会, 2009)。また、調理用および飲水として 2L/日を用いました。

$$\begin{aligned} [0.06(\text{mg/L}) \times 2(\text{L/ヒト/日})] / 50(\text{kg}) &= 0.0024 (\text{mg/kg/日}) \\ &= 2.4 (\mu\text{g /kg/日}) \end{aligned}$$

### 5.2.3 曝露量の合計推定量

経皮および経口からの推定曝露量 (EHE) を表 5 に示します。AES の EHE は合計で 5.68  $\mu\text{g/kg/日}$  と算出されました。

表 5 経皮および経口からの推定曝露量

経皮および経口からの曝露	曝露量( $\mu\text{g/kg/日}$ )
台所用洗剤 (手洗い用) を使用した時の経皮曝露	0.80
住居用洗剤を使用した時の経皮曝露	0.09
シャンプーを使用した時の経皮曝露	0.08
ボディソープを使用した時の経皮曝露	0.82
台所用洗剤で洗浄した食器からの経口曝露	1.49
飲料水経由の経口曝露	2.4
合計推定曝露量 (EHE)	5.68

### 5.3 リスク評価

リスク評価は、有害性評価によって得られた NOAEL を曝露評価によって得られた EHE で除して曝露マージン(MOE ; Margin of Exposure)を求め、これと不確実性係数とを比較することにより行いました。

AES の有害性評価における反復投与毒性と生殖発生毒性の NOAEL を比較したところ、反復投与毒性から得られた NOAEL の方が低いので、MOE の算出には反復投与毒性の NOAEL である 250 mg/kg/日 を用いました。また、MOE と比較する不確実性係数は、動物とヒトの種差 (10) と個人差 (10) の積である 100 を用いました。

$$\begin{aligned} \text{MOE} &= \text{NOAEL} / \text{EHE} \\ &= 250 (\text{mg/kg/日}) / 0.00568 (\text{mg/kg/日}) \\ &= 44014 \end{aligned}$$

不確実性係数積 ; 100

以上のように、算出した MOE は 44014 であり、不確実性係数積 100 よりも大きく、AES のヒト健康に与えるリスクは低いと考えられました。

## 6. 環境リスク評価

AES に関する生分解性や水生生物毒性などの環境安全性データは、海外のリスク評価書や文献で報告されています（AISE/CESIO 1995; BKH, 1994; Matthijs et al., 1999; Dyer et al., 2000; HERA, 2004）。本評価書では、数理モデルを使い、日本国内の河川水中濃度の推定を行い、上記文献のハザードデータと比較することによって AES の環境リスク評価を実施しました。

### 6.1 環境中運命

#### 6.1.1 生分解性

AES (C12AE3S) は、化審法条件（被験物質濃度 100mg/L、活性汚泥濃度 30mg/L、試験期間 14 日、好気条件）で生分解性試験を行うと、生物化学的酸素要求量（BOD）、全有機体酸素( TOC)および紫外可視自記分光光度計(UV-VIS)に基づく分解度がそれぞれ 58.6%、58.1%、93.8%と報告されており、良分解性物質と判定されています（製品評価技術基盤機構, 2011）。その他の AES についても OECD ガイドラインに基づいた生分解性が評価されており、多くの試験で易分解性であると報告されています（Painter HA, 1992）。また、AES は、嫌気条件下においても分解されると報告されています（Steber, 1991; Steber and Berger, 1995; Nuck et al 1996）。

以上のことから、AES は好気と嫌気の両条件下において微生物に分解されやすいと考えられます。

#### 6.1.2 下水処理による除去性

AES の下水処理による除去率の概要を表 6 に示します。下水処理場における AES の除去性は、連続活性汚泥処理シミュレーションテスト（OECD ガイドライン Test No. 303A）で評価されており、95～100%の高い除去性を示しています（HERA, 2004）。オランダでは下水処理場における流入水と放流水のモニタリングが行なわれており、除去率は 99.3～99.9%と報告されています（Matthijs et al, 1999）。実験室における検討とモニタリングデータから下水処理場において AES は高い除去性を示すことが考えられます。

以上、公定法に基づく生分解性試験や下水処理による除去性の結果から、AES は環境中で速やかに分解、除去されることが予想されます。

表 6 AES の下水処理による除去率

鎖長	EO 数	方法	結果	文献
C12-C18	2-12	OECD ガイドライン Test No. 303A	95-100%	HERA(2004)
C12-C15	0-8	下水処理場 モニタリング	99.3-99.6% (オランダ)	Matthijs et al., (1999)

## 6.2 有害性評価

### 6.2.1 藻類に対する毒性

AES の藻類に対する毒性データの概要を表 7 に示します。AES の *Pseudokirchneriella subcapitata* に対する 50% 生長阻害濃度 (EC<sub>50</sub>) は、4~65 mg/L であり、C12-15AE3S の無影響濃度 (NOEC: No Observed Effect Concentration) は、0.9mg/L と報告されています。

表 7 AES の藻類に対する毒性データ

鎖長	EO 数	生物種	エンドポイント	毒性値 (mg/L)	文献
10-15	3	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	48hr EC <sub>50</sub>	65	Yamane et al. (1984)
-	9		EC <sub>50</sub>	4-8	Painter (1992)
12-14	-		72hr EC <sub>50</sub>	32	Verge et al. (1996)
12-14	2	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	72hr NOEC	0.72	OECD (2004)
12-15	3	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	72hr NOEC	0.9	HERA (2004)

### 6.2.2 甲殻類に対する毒性

AES の甲殻類に対する毒性データの概要を表 8 に示します。AES のミジンコ (*D. magna*) に対する 24hr 50% 遊泳阻害濃度 (24hr EC<sub>50</sub>) は 5.0~19.6 mg/L と報告されています。長期毒性については 7 日間の繁殖を指標とした試験データがあり、無影響濃度 (7d-NOEC) が 0.31~6.3 mg/L と報告されています。アルキル鎖長や EO 数の異なる AES の急性毒性と慢性毒性についても報告されており、アルキル鎖長が長くなるほど毒性が強くなり、EO 数が長くなると毒性が小さくなる傾向が見られます。

表 8 AES の甲殻類に対する毒性データ

鎖長	EO 数	生物種	エンドポイント	毒性値 (mg/L)	文献
12-14	3	<i>Daphnia magna</i>	24hr EC <sub>50</sub>	16.3	Painter (1992)
11-16	3		24hr EC <sub>50</sub>	19.6	
12	3		24hr EC <sub>50</sub>	5.0	
13.67	2.25		96hr EC <sub>50</sub>	1.17	
			21day NOEC	0.27	
12	1	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	7day NOEC (繁殖)	0.34	HERA (2004)
12	2			6.3	
12	4			2.7	
14	1			0.34	
14	2			0.31	
12-14	2			<i>Daphnia magna</i>	
12-15	3	0.34			

### 6.2.3 魚類に対する毒性

AES の魚類に対する毒性データの概要を表9に示します。AES のブラウトラウトとハーレクイン・フィッシュに対する 96hr 50% 致死濃度 (96hr LC<sub>50</sub>) は、それぞれ 1.5 mg/L と 3.9 mg/L と報告されています。*Pimephales promelas* に対する 24hr LC<sub>50</sub> からは、アルキル鎖長が C16 付近で毒性が強くなる傾向があります。また、同じアルキル鎖長の AES では、EO 数が長くなると毒性が小さくなる傾向が見られます。28 日間にわたる長期毒性試験では、NOEC が 0.1 ~ 0.12 mg/L と報告されています。

表9 AESの魚類に対する毒性データ

鎖長	EO数	生物種	エンドポイント	毒性値 (mg/L)	文献		
12-15	3	Brown trout	96hr LC <sub>50</sub>	1.5	Painter (1992)		
12-15	3	Harlequin fish	96hr LC <sub>50</sub>	3.9			
12-15	3	Golden orfe	48hr LC <sub>50</sub>	5.7			
12	2	<i>Pimephales promelas</i>	24hr LC <sub>50</sub>	1.5			
14				1.8			
16				1.0			
18				80			
14	4			4.0			
16				0.9			
18				15			
14	6			9.3			
16				0.8			
18				2.1			
12-14	2			<i>Oncorhynchus</i>	28day NOEC	0.10	HERA (2004)
12-15	3			<i>mykiss</i>	28day NOEC	0.12	
14-15	2.25			<i>Pimephales promelas</i>	45day LC <sub>50</sub>	0.44	

#### 6.2.4 モデル生態系での評価

AESのモデル生態系での評価概要を表10に示します。群集組成、多様性、相同性をエンドポイントとして、各種のAESで検討されています。NOECは250~1500 µg/Lであり、本報告書の組成に近いAES (C13.5AE3S)のNOECは、1500 µg/Lになります。

表10 モデル生態系での評価結果

鎖長	EO数	手法	エンドポイント	NOEC (µg/L)	文献
12-15	0-10	モデル 生態系	群集組成、多様性、 相同性	700	Lizotte et al. (2002)
14-15	2.17(平均)			250	Belanger et al. (1995)
13.5	3			1500	Stanton et al. (2011)
12.5	3.4			400	Van de Plassche et al. (1999)

### 6.3 予測無影響濃度(PNEC)の推定

PNEC の推定は単一の生物種を用いた実験室レベルの短期または長期毒性試験データに不確実性係数積を適用して行なわれることが一般的ですが、最新のリスク評価書や文献では、現実的な生態影響評価が可能な複数の生物種を使ったモデル生態系試験や種感受性分布解析(SSD)からPNECを推定しています。

AES についてモデル生態系試験と SSD から得られた PNEC を表 11 に示します。モデル生態系試験では、曝露期間が長期にわたっていることおよび種々のエンドポイントを使って評価していることなどを理由に、不確実性係数 1 が採用されています(Belanger et al, 1996)。

本報告書では、PNEC として、本評価書で対象にしているアルキル鎖長と EO 付加モル数に比較的近い、モデル生態系試験から得られた 1500 µg/L (Stanton et al., 2011) と SSD から算出された 76 µg/L (Stanton et al., 2011) を検討対象としました。

表 11 モデル生態系および種感受性分布解析(SSD)から得られたPNEC

鎖長	EO 数	手法	エンドポイント	PNEC (µg/L)	文献
12-15	0-10	モデル生態系	群集組成、多様性、 相同性	700	Lizotte et al. (2002)
14-15	2.17(平均)			250	Belanger et al. (1995)
13.5	3			1500	Stanton et al. (2011)
12.5	3.4			400	Van de Plassche et al. (1999)
13.5	3	SSD	HC <sub>5</sub>	76	Stanton et al. (2011)

\* HC<sub>5</sub>: 種の感受性分布から水生生物種の5%が影響を受ける濃度

### 6.4 環境曝露評価

#### 6.4.1 モニタリングデータ

現在、日本国内の AES に関するモニタリングデータは報告されておられません。

#### 6.4.2 数理モデル(AIST-SHANEL)を用いた予測環境濃度(PEC)

全国の河川水中濃度を把握するため、数理モデル(水系曝露濃度推定モデル AIST-SHANEL ver2.0)を用いて検討しました(石川・東海, 2006; 産業技術総合研究所, 2010)。本モデルは、化学物質の物理化学定数と排出量を入力することで、全国 109 の 1 級河川の河川流量、河川水中の化学物質濃度を 1km の空間解像度(月平均)で予測することが可能です。このモデルを使って計算された河川流量や多摩川水系のノニルフェノールや LAS の河川水中濃度が実測値と同じオーダーであることが報告されています(石川・東海, 2006; Yamamoto et al, 2010; 産業技術総合研究所, 2010)。そのため、全国の河川水中濃度の傾向を把握するにはこの数理モデルが有効であると判断し、曝露濃度推定に用いました。

AES の入力パラメーターを表 12 に示します。本報告書では、国内の地域毎における一級

河川水中濃度について検討しました。その結果、各地域における河川水中濃度の95パーセンタイル値は、0.49～22 µg/Lの範囲になることが分かりました(表13)。本評価書では、全国の河川における95パーセンタイル値の7.7 µg/Lを予測環境濃度(PEC)として採用します。

表12 計算に用いた主な入力パラメーター

パラメーター	値	文献
処理場除去率	99.3	Matthijs et al. (1999)
分子量	408	-
水溶解度 (mg/L)	136	WSKOWWIN (2000)
Koc (L/kg)	1620	KOC WIN (2000)
河川水半減期 (day)	1.4	HERA(2004)
AES 使用量 (トン)	67,489	石鹼洗剤工業会 (2010)

表13 AIST-SHANEL を使って推定した河川水中のAES濃度 (µg/L)

地域	平均	最大値	95パーセンタイル	一級河川数	河川数
北海道	0.15	74	0.49	13	1114
東北	0.74	88	3.5	12	1513
関東	4.7	215	22	8	1910
北陸	0.63	131	2.7	12	1647
中部	2.1	251	10	13	1305
近畿	2.2	215	9.6	10	1995
中国	1.3	95	4.9	13	1479
四国	1.2	130	5.2	8	1521
九州	2.5	185	11	20	1475
全国	1.6	251	7.7	109	13959

本川と支川をあわせた河川数

## 6.5 水生生物に対するリスク評価

本評価書で検討したPECおよびPNECを表14に示します。数理モデルから計算されたPECは、モデル生態系とSSDから得られたPNECよりも小さいことから、AESが河川中の水生生物に影響を与えるリスクは小さいと考えられました。なお、AIST-SHANELから計算されたデータには、PNEC(SSD)を上回る値が存在しますが、それらは、全データ数の0.1%程度です。

表 14 PEC および PNEC

PEC (µg/L)	PNEC (µg/L)
モデル計算 : 7.7	モデル生態系 : 1500
	SSD : 76

## 7. まとめ

最新のリスク評価書や国内外の文献情報に基づき、AES のヒト健康影響と環境影響に関するリスク評価を国内の使用状況に合わせて実施しました。

ヒト健康については、経皮と経口からの推定暴露量 (EHE) と無毒性量 (NOAEL) を比較したところ、暴露マージン (MOE) は 44014 であり、不確実係数積 100 よりも大きくリスクは低いと考えられました。環境影響についても、数理モデルから推定した予測環境濃度 (PEC) がモデル生態系や SSD から推測した予測無影響濃度 (PNEC) よりも小さく、リスクが低いと考えられました。以上、現在の日本国内の使用状況ではいずれのリスクも低いことが確かめられました。

## 8. 参考文献

- 1) AISE/CESIO (1995) Environmental Risk Assessment of Detergent Chemicals, Proceedings of the A.I.S.E./CESIO Limelette Workshop on 28-29 November 1995.
- 2) AISE (Association Internationale de la Savonnerie, de la Détergence et des Produits d'Entretien): Table of Habits and Practices for Consumer Products in Western Europe. Developed within the HERA project in 2002.
- 3) Arthur D. Little, Inc. (1991) Environmental and human safety of major surfactants. Volume 1. Anionic surfactants. Part 2. Alcohol ethoxy sulfates. Final report to: The Soap and Detergent Association.
- 4) BKH (1994) Environmental data review of Alkyl Ether Sulphates (AES).
- 5) Belanger, S. E., Meiers, E. M. and Bausch, R. G. (1995) Direct and indirect ecotoxicological effects of alkyl sulfate and alkyl ethoxysulfate on macroinvertebrates in stream mesocosms. *Aquatic Toxicology* 33: 65-87.
- 6) Belanger, S.E., Rupe, K.L., Lowe, R.L., Johnson, D. and Pan, Y. (1996) A flow-through laboratory microcosm suitable for assessing effects of surfactants on natural periphyton. *Environ. Toxicol. Water. Quality*. 11, 65-76.
- 7) Black, J.G. and Howes, D. (1979) Skin penetration of chemically related detergents. *J. Soc. Cosmet. Chem.* 30: 157-165.
- 8) Brown, V.K.H. and Muir, C.M.C. (1970) The toxicities of some coconut alcohol and Dobanol 23 derived surfactants. *Tenside* 7: 137-139.
- 9) Dyer SD, Stanton DT, Lauth JR & Cherry DS (2000) Structure-activity relationships for acute and chronic toxicity of alcohol ether sulfates. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19: 608-616.
- 10) Feijtel, T. and Plassche, E. J. (1995) Environmental risk characterization of 4 major surfactants used in the Netherlands. Report No. 679101. Dutch Soap Association.
- 11) HERA (2004) Alcohol Ethoxysulphates (AES) Environmental Risk Assessment. June 2004.
- 12) Henkel KGaA (1977a) Test of skin sensitising properties of Texapon N11, Unpublished data.
- 13) Henkel KGaA (1977b) Test of skin sensitising properties of Texapon N40, Texapon ASV and Texapon T42, Unpublished data.
- 14) Henkel KGaA (1985) Test of skin sensitising properties of CJL 394, Unpublished data.
- 15) Henkel KGaA (1988) Determination of the mutagenicity of Texapon N25 in the Ames mutagenicity test, Unpublished data.
- 16) Henkel KGaA (1994a) Texapon N70: 90 day oral (gavage) subchronic toxicity study in the rat, Unpublished data.
- 17) Henkel KGaA (1994b) Texapon N70: Embryotoxicity study (including teratogenicity) in the rat (segment II), Unpublished data.

- 18) Henkel KGaA (1999) report no. R 9900771 Unpublished data.
- 19) HERA (2003) Alcohol Ethoxysulphates Human Health Risk Assessment Draft, January.
- 20) Hüls AG (1986a) Acute oral toxicity of Marlinat 24/70 in rats, Unpublished data.
- 21) Hüls AG (1986b) Test of the acute irritation of the skin by Marlinat 24/70, Unpublished data.
- 22) Hüls AG (1989) Test of the skin sensitizing effect of Marlinat 242/90T, Unpublished data.
- 23) Hüls AG (1994) Determination of the mutagenicity of Marlinat 242/70 in the Ames mutagenicity test, Unpublished data.
- 24) Hüls AG (1996) *S. typhimurium* reverse mutation assay (Ames test) with Marlinat 242/90T, Unpublished data.
- 25) Hüls AG (1997a) Marlinat 242/90T: Acute oral toxicity to the rat, Unpublished data.
- 26) Hüls AG (1997b) Marlinat 242/90T: Acute dermal toxicity to the rat, Unpublished data.
- 27) Hüls AG (1997c) Test of the acute skin irritation of the skin by Marlinat 242/90T on rabbits, Unpublished data.
- 28) Hüls AG (1997d) Test of the skin sensitizing effect of Marlinat 242/90T in guinea pigs (Buehler method), Unpublished data.
- 29) HERA (2005) Guidance Document Methodology.
- 30) Lizotte, R. E., Dorn, P. B., Steinriede, R. W., Wong, D. C. L. and Rodgers, J. H. (2002) Ecological effects of an anionic C12-15 AE-3S Alkylethoxysulfate surfactant in outdoor stream mesocosms. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21: 2742-2751.
- 31) Matthijs E, Holt MS, Kiewiet A & Rijs GBJ (1997) Fate of surfactants in activated sludge waste water treatment plants *Tenside Surf. Det.* 34:238-241.
- 32) Nuck B.A., Federle T.W. (1996) A batch test for assessing the mineralisation of <sup>14</sup>C-radiolabeled compounds under realistic conditions. *Envir. Science Technol.* 30, 3597-3603.
- 33) OECD (2007) Alkyl sulfates, Alkane sulfonates, Alpha-olefin sulfonates, SIDS Initial Assessment Report.
- 34) Official publication of the French legislation ("Journal Officiel de la Republique Francaise") concerning substances used in dish care products which may come in contact with foods (1990).
- 35) Painter HA (1992) Anionic surfactants. In de Oude NT (Ed) *The Handbook of Environmental Chemistry Vol 3 Part F, Anthropogenic Compounds, Detergents*, Springer Verlag, pp 1-88.
- 36) Plassche, E. J., Bruijn, J. H. M., Stephenson, R. R., Marshall, S. J., Feijtel, T. C. J. And Belanger, S. E. (1999) Predicted no-effect concentrations and risk characterization of four surfactants: Linear alkyl benzene sulfonate, alcohol ethoxylates, alcohol ethoxylated sulfates, and soap. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18: 2653-2663.
- 37) Petersen, D.W. (1988) Subchronic percutaneous toxicity testing of two liquid hand dishwashing detergents. *Fd. Chem. Toxic.* Vol. 26, No.9: 803-806.
- 38) Research Toxicology Centre S.p.A. (1995) Unpublished data.

- 39) Schmitz, J. (1973) *Tenside Detergents*, 10: 11-13
- 40) Shell Chemical Co. (1967) Acute toxicity studies on Neodol 25-3S, Unpublished data.
- 41) Shell Oil Co. (1989) Primary skin irritation in rabbits of Neodol 25-3S, Unpublished data.
- 42) Shell Oil Co. (1992.) Letter to US EPA, Unpublished data.
- 43) Shell Research Ltd. (1968) The comparative toxicity of some Dobanol derived detergent materials and their Laurex NC matches. Part I: The skin irritancy and acute oral toxicity of the mono and triethanolamine sulphates and the ethoxysulphate, Unpublished data.
- 44) Shell Research Ltd. (1972) The toxicity of the two Stanlow derived surfactants, Dobanol 25-9 and Dobanol 25-3S, Unpublished data.
- 45) Shell Research Ltd. (1975a) The toxicity of detergents: Acute toxicity, skin and eye irritancy and skin sensitization potential of the detergent Dobanol 25-3S/60, Unpublished data.
- 46) Shell Research Ltd. (1975b) The toxicity of detergents: Acute toxicity, skin and eye irritancy and skin sensitization potential of Dobanol 25-3S/27, Unpublished data.
- 47) Shell Research Ltd. (1975c) The toxicity of detergents: Acute toxicity, skin and eye irritancy and skin sensitization potential of Dobanol 25-3A/60, Unpublished data.
- 48) Shell Research Ltd. (1975d) The toxicity of detergents: Skin sensitization potential of Dobanol 23-2S/28, Unpublished data.
- 49) Shell Research Ltd. (1978a) Toxicology of detergents: Acute toxicity, skin and eye irritancy and skin sensitizing potential of Teepol PB, Unpublished data.
- 50) Shell Research Ltd. (1978b) Toxicology of detergents: Acute toxicity, skin and eye irritancy and skin sensitizing potential of Dobanol 23-2S/28, Unpublished data.
- 51) Shell Research Ltd. (1978c) Toxicology of detergents: Acute toxicity, skin and eye irritancy and skin sensitizing potential of Dobanol 23- 3S/27 (ex Z and S Italy), Unpublished data.
- 52) Shell Research Ltd. (1978d) Toxicology of detergents: Skin irritancy and skin sensitizing potential of Dobanol 25-3S/27 (bleached and unbleached), Unpublished data.
- 53) Shell Research Ltd. (1978e) Toxicology of detergents: Skin irritancy and skin sensitizing potential of Dobanol 25-3A/60 (bleached and unbleached), Unpublished data.
- 54) Shell Research Ltd. (1980a) Toxicology of detergents: Skin sensitizing potential of 12 batches of Dobanol 25-3S/27, Unpublished data.
- 55) Shell Research Ltd. (1980b) Unpublished data.
- 56) Shell Research Ltd. (1982a) Unpublished data.
- 57) Shell Research Ltd. (1982b) Unpublished data.
- 58) Shell Research Ltd. (1983a) The skin sensitizing potential of Dobanol 25-3S/27, Unpublished data.
- 59) Shell Research Ltd. (1983b) Unpublished data
- 60) Stanton, K., Cowan-Ellsberry, C., Belanger, S., McAvoy, D., Dorn, P., Dyer, S., Sanderson, H.,

- van Compernelle, R., Versteeg, D. and Sedlak, R. (2011) Environmental Safety of the Use of Major Surfactant Classes in North America, CESIO2011.
- 61) Steber, J. (1991) Wie vollständig sind Tenside abbaubar?, *Textilveredlung* 26: 348-354.
  - 62) Steber, J. and Berger, H. (1995) Biodegradability of anionic surfactants. In: *Biodegradability of surfactants* (D.R. Karsa and M.R. Potter, eds). Blackie Academic & Professional, London.
  - 63) SCCS (2010) The SCCS'S Notes of Guidance for the testing of Cosmetic Ingredients and their Safety Evaluation 7<sup>th</sup> Revision.
  - 64) Tusing T.W., Paynter O.E., Opdyke D.L. and Snyder F.H. (1962) Toxicologic studies on sodium lauryl glyceryl ether sulfonate and sodium lauryl trioxyethylene sulfate. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 4: 402-409.
  - 65) Unilever (1979a) Ingestion toxicity of ether sulphates. Part 2. 3-Week Feeding Trial with Dobanol 25 3EO sulphate, sodium salt, Unpublished data.
  - 66) Unilever (1979b) Ingestion toxicity of ether sulphates. Part 3. 3-Week Feeding Trial with Dobanol 25 3EO sulphate, ammonium salt, Unpublished data.
  - 67) Unilever (1979c) Ingestion toxicity of ether sulphates. Part 4. 3-Week Feeding Trial with Acropol 13-15 3EO sulphate, ammonium salt, Unpublished data.
  - 68) Unilever (1979d) Ingestion toxicity of ether sulphates. Part 4. 3-Week Feeding Trial with Alfol 12-14 3EO sulphate, sodium salt, Unpublished data.
  - 69) Unilever (1979e) Ingestion toxicity of ether sulphates. Part 5. 3-Week Feeding Trial with Lial 25L 3EO sulphate, sodium salt, Unpublished data.
  - 70) Unilever (1979f) Ingestion toxicity of ether sulphates. Part 5. 3-Week Feeding Trial with Lial 25L 3EO sulphate, sodium salt, Unpublished data.
  - 71) Unilever (1980a) Ingestion toxicity of ether sulphates. Part 7. 3-Week Feeding Trial with Dobanol 25 3EO sulphate, sodium salt, containing alcohol, Unpublished data.
  - 72) Unilever (1980b) Ingestion toxicity of ether sulphates. Part 6. 3-Week Feeding Trial with Alfol 16-18 4EO sulphate, sodium salt, Unpublished data.
  - 73) Unilever (1980c) Mutagenicity and teratology of alternative surfactants. Part 25. Teratology of Dobanol 25 E3 sulphate. Oral administration in the rat, Unpublished data.
  - 74) Unilever (1986a) Mutagenicity and teratology of alternative surfactants. Part 22. Teratology of Acropol 13-15 E3 sulphate. Oral administration in the rat, Unpublished data.
  - 75) Unilever (1986b) Mutagenicity and teratology of alternative surfactants. Part 13. Teratology of Alfol 12-14 E3 sulphate. Oral administration in the rat, Unpublished data.
  - 76) Unilever (1986c) Mutagenicity and teratology of alternative surfactants. Part 31. Teratology of Alfol 16-18 E4 sulphate. Oral administration in the rat, Unpublished data.
  - 77) US Environmental Protection Agency (1986) Reference values for risk assessment. Final Draft ECAO-CIN-477.

- 78) U.S. Environmental Protection Agency (2000) PCKOCWIN v 1.66.
- 79) U.S. Environmental Protection Agency (2000) WSKOWWIN v 1.41.
- 80) Verge, C., A. Moreno and S. Roque. (1996) Toxicity of anionic surfactants to greenmicroalgae “*Scenedesmus subspicatus*” and “*Selenastrum capricornutum*”. *TensideSurfantants Detergents*, 33: 166-169.
- 81) Walker AI, Brown VK, Ferrigan LW, Pickering RG and Williams DA. (1967) Toxicity of sodium lauryl sulphate, sodium lauryl ethoxysulphate and corresponding surfactants derived from synthetic alcohols. *Fd. Cos. Tox.* 5: 763-769.
- 82) Yamane, A.N., M. Okada and R. Sudo. (1984) The growth inhibition of planktonic algae due to surfactants used in washing agents. *Water Res.*, 18: 1101-1105.
- 83) 石川百合子・東海明宏 (2006) 河川流域における化学物質リスク評価のための産総研 - 水系暴露評価モデルの開発、*水環境学会誌*、29 : 797-807.
- 84) 社団法人日本水道協会 水道水質データベース, 平成 20 年度 水道統計 水質分布表 (浄水場出口水) 最高値, 陰イオン界面. <http://www.jwwa.or.jp/mizu/list.html> (2011 年 11 月時点).
- 85) 製品評価技術基盤機構 (2011) ポリオキシエチレンモノアルキルエーテルの硫酸エステル塩 (Na) の化審法既存化学物質安全性点検結果、化学物質総合情報提供システム (CHRIP) .
- 86) 独立行政法人産業技術総合研究所安全科学研究部門 (2010) AIST-SHANELホームページ <http://www.aist-riss.jp/projects/AIST-SHANEL/> (2011年11月時点) .
- 87) 独立行政法人製品評価技術基盤機構 化学物質管理センター (2007a) 人体関連 体表面積. <http://unit.aist.go.jp/riss/crm/exposurefactors/> (2011 年 11 月時点) .
- 88) 独立行政法人製品評価技術基盤機構 化学物質管理センター(2007b) 生活・行動パターン情報, 3.1 食器洗い. [http://www.safe.nite.go.jp/risk/pdf/exp\\_3\\_1.pdf](http://www.safe.nite.go.jp/risk/pdf/exp_3_1.pdf) (2011 年 11 月時点) .
- 89) 日本界面活性剤工業会 (2010) 界面活性剤等統計年報 平成 22 年 7 月版.
- 90) 日本界面活性剤工業会 (2009) 界面活性剤等統計年報 平成 21 年 7 月版.
- 91) 日本界面活性剤工業会 (2008) 界面活性剤等統計年報 平成 20 年 7 月版.
- 92) 日本石鹼洗剤工業会 (2010) 洗浄剤等の年間製品販売統計、[http://jsda.org/w/00\\_jsda/5.09hosei.html](http://jsda.org/w/00_jsda/5.09hosei.html) (2011 年 11 月時点) .
- 93) 日本石鹼洗剤工業会 (2010) AES の使用量推定、未公表データ.

**ポリオキシエチレンアルキルエーテル硫酸塩  
(AES) のヒト健康影響と環境影響に関する  
リスク評価結果について**

**日本石鹼洗剤工業会  
環境・安全専門委員会**

2011年(平成23年)12月 発行

〒103-0027 東京都中央区日本橋3-13-11  
Tel. 03-3271-4301 Fax. 03-3281-1870