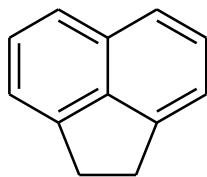


[1] アセナフテン

1. 物質に関する基本的事項

(1) 分子式・分子量・構造式

物質名：アセナフテン
(別の呼称：1,2-ジヒドロアセナフチレン)
CAS 番号：83-32-9
化審法官報公示整理番号：4-645
化管法政令番号*：1-15
RTECS 番号：AB1000000
分子式：C₁₂H₁₀
分子量：154.21
換算係数：1 ppm = 6.31 mg/m³ (気体、25°C)
構造式：



*注：化管法対象物質の見直し後の政令番号（平成 21 年 10 月 1 日施行）

(2) 物理化学的性状

本物質は無色柱状晶である¹⁾。

融点	93.4°C ²⁾ 、95°C ^{3),4)} 、90~95°C ⁵⁾
沸点	279°C(760 mmHg) ^{2),4)} 、279°C ^{3),5)}
密度	1.222 g/cm ³ (20°C) ²⁾
蒸気圧	2.50×10 ⁻³ mmHg (=0.333Pa) (25°C) ⁴⁾ 、 2.7×10 ⁻³ mmHg (=0.36 Pa) (20°C) ⁵⁾
分配係数 (1-オクタノール/水) (log Kow)	3.96 ²⁾ 、3.92 ^{4),6)} 、3.92~4.43 ⁵⁾
解離定数 (pKa)	
水溶性 (水溶解度)	3.80 mg/1000g (25°C) ²⁾ 、3.90 mg/L (25°C) ⁴⁾ 、 3.5~7.4 mg/L (25°C) ⁵⁾

(3) 環境運命に関する基本的事項

本物質の分解性及び濃縮性は次のとおりである。

生物分解性
<u>好氣的分解</u>
分解率：BOD 0%、GC 3%（試験期間：4 週間、被験物質濃度：100 mg/L、 活性汚泥濃度：30 mg/L） ⁷⁾
化学分解性
<u>OH ラジカルとの反応性（大気中）</u>
反応速度定数：103×10 ⁻¹² cm ³ /(分子・sec) (25°C、測定値) ⁴⁾
半減期：0.62 時間~6.2 時間（OH ラジカル濃度を 3×10 ⁶ ~3×10 ⁵ 分子/cm ³ ⁸⁾ と

仮定し計算)

反応速度定数： $58 \times 10^{-12} \text{ cm}^3/(\text{分子} \cdot \text{sec})$ (25°C、測定値)⁹⁾

半減期：1.1 時間～11 時間 (OH ラジカル濃度を $3 \times 10^6 \sim 3 \times 10^5 \text{ 分子/cm}^3$ ⁸⁾ と仮定し計算)

硝酸ラジカルとの反応性 (大気中)

反応速度定数： $4.59 \times 10^{-13} \text{ cm}^3/(\text{mol} \cdot \text{秒})$ (測定値)⁹⁾

半減期：1.8 時間 (硝酸ラジカル濃度を $2.4 \times 10^8 \text{ 分子/cm}^3$ ¹⁰⁾ と仮定して計算)

加水分解性

加水分解性の基を持たない¹¹⁾

生物濃縮性 (蓄積性がない又は低いと判断される化学物質¹²⁾)

生物濃縮係数(BCF)：

489～1,000 (試験生物：コイ、試験期間 8 週間、試験濃度：0.03 mg/L)⁷⁾

254～1,270 (試験生物：コイ、試験期間 8 週間、試験濃度：0.003 mg/L)⁷⁾

土壌吸着性

土壌吸着定数(Koc)： $2,500^{13)} \sim 240,000^{13)}$ (幾何平均値¹³⁾により集計：57,300)

(4) 製造輸入量及び用途**① 生産量・輸入量等**

本物質の化学物質排出把握管理促進法 (化管法) における製造・輸入量区分は、1t 以上 100t 未満とされている¹⁴⁾。

② 用途

本物質の主な用途は、染料原料、殺菌・殺虫剤とされている¹⁵⁾。

コールタールは本物質を 1.2% 含み、コールタール・道路タール・加工タールの主な用途は、タール製品原料、防錆塗料、漁網染料、油煙、燃料、道路舗装、屋根塗料、鋳鉄管塗装、防水塗装、電極粘結剤とされている¹⁶⁾。

本物質は様々な化石燃料に含むとされ¹⁷⁾、石炭及びディーゼル燃料の燃焼による大気への排出が報告されている¹⁷⁾。また、本物質は燃焼生成物であり、火山活動等の自然火災による環境中への排出が報告されている¹⁷⁾。

(5) 環境施策上の位置付け

本物質は化学物質審査規制法第二種監視化学物質 (通し番号:696) 及び第三種監視化学物質 (通し番号:108) に指定されている。また、本物質は化学物質排出把握管理促進法 (化管法) 第一種指定化学物質 (政令番号：15) に指定されている。このほか、多環芳香族炭化水素類は水環境保全に向けた取組のための要調査項目に選定されている。

2. ばく露評価

環境リスクの初期評価のため、わが国の一般的な国民の健康や水生生物の生存・生育を確保する観点から、実測データをもとに基本的には化学物質の環境からのばく露を中心に評価することとし、データの信頼性を確認した上で安全側に立った評価の観点から原則として最大濃度により評価を行っている。

(1) 環境中への排出量

本物質は、化学物質排出把握管理促進法（化管法）の対象物質見直し前においては第一種指定化学物質ではなかったため、排出量及び移動量は得られなかった。

(2) 媒体別分配割合の予測

化管法に基づく排出量及び移動量が得られなかったため、Mackay-Type Level III Fugacity Model¹⁾により媒体別分配割合の予測を行った。予測結果を表 2.1 に示す。

表 2.1 Level III Fugacity Model による媒体別分配割合（％）

排出媒体	大 気	水 域	土 壤	大気/水域/土壌
排出速度 (kg/時間)	1,000	1,000	1,000	1,000 (各々)
大 気	1.8	0.0	0.0	0.0
水 域	0.3	9.4	0.0	0.1
土 壤	94.8	1.0	99.9	99.5
底 質	3.0	89.6	0.1	0.5

注：環境中で各媒体別に最終的に分配される割合を質量比として示したもの

(3) 各媒体中の存在量の概要

本物質の環境中等の濃度について情報の整理を行った。媒体ごとにデータの信頼性が確認された調査例のうち、より広範囲の地域で調査が実施されたものを抽出した結果を表 2.2 に示す。

表 2.2 各媒体中の存在状況

媒体	幾何 平均値	算術 平均値	最小値	最大値	検出 下限値 ^{a)}	検出率	調査地域	測定年度	文 献
一般環境大気 μg/m ³ N	0.0041	0.0042	0.0039	0.0044	—	2/2	佐賀県	2004	2)
室内空気 μg/m ³									
食物 μg/g	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	0.0001	0/11	仙台市	2006	3)
飲料水 μg/L	<0.005	<0.005	<0.005	0.009	0.005	3/11	仙台市	2006	3)
地下水 μg/L	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	0.02	0/7	全国	2006	4)
土壌 μg/g									

媒体	幾何 平均値	算術 平均値	最小値	最大値	検出 下限値 ^{a)}	検出率	調査地域	測定年度	文献	
公共用水域・淡水	μg/L	<0.02	<0.02	<0.02	0.11	0.02	2/54	全国 北海道、 東京都、 石川県	2006	4)
		<0.011	<0.011	<0.011	<0.011 ^{b)}	0.011	0/4		1999	5)
公共用水域・海水	μg/L	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	0.02	0/17	全国 全国	2006	4)
		<0.011	<0.011	<0.011	<0.011	0.011	0/9		1999	5)
底質(公共用水域・淡水)	μg/g	0.0019	0.0025	0.00082	0.0057	0.00045	4/4	北海道、 東京都、 石川県	1999	5)
底質(公共用水域・海水)	μg/g	0.0054	0.027	<0.00045	0.19	0.00045	8/9	全国	1999	5)
魚類(公共用水域・淡水) ^{d)}	μg/g	<0.00077	<0.00077	<0.00077	<0.00077 ^{e)}	0.00077	0/4	北海道、 東京都、 石川県	1999	5)
魚類(公共用水域・海水) ^{e)}	μg/g	<0.00077	0.00086	<0.00077	0.0032	0.00077	3/9	全国	1999	5)

注：a) 検出下限値の欄の斜体で示されている値は、定量下限値として報告されている値を示す

b) 統一検出下限値未満の値として0.0033 μg/Lが得られている

c) 統一検出下限値未満の値として0.00073 μg/gが得られている

d) 魚類(公共用水域・淡水)において、過去には最大値として0.0053 μg/g (1984)が検出されている⁶⁾

e) 魚類(公共用水域・海水)において、過去には最大値として0.29 μg/g (1984)が検出されている⁶⁾

(4) 人に対するばく露量の推定（一日ばく露量の予測最大量）

一般環境大気、地下水及び公共用水域淡水の実測値を用いて、人に対するばく露の推定を行った（表 2.3）。ここで公共用水域淡水のデータを用いたのは、地下水よりも公共用水域淡水で高濃度での検出があるためである。化学物質の人による一日ばく露量の算出に際しては、人の一日の呼吸量、飲水量及び食事量をそれぞれ 15 m³、2 L 及び 2,000 g と仮定し、体重を 50 kg と仮定している。

表 2.3 各媒体中の濃度と一日ばく露量

	媒体	濃度	一日ばく露量
平	大気 一般環境大気	データは得られなかった（限られた地域で 0.0041 μg/m ³ の報告がある(2004)）	データは得られなかった（限られた地域で 0.0012 μg/kg/day の報告がある）
	室内空気	データは得られなかった	データは得られなかった
均	水質 飲料水	データは得られなかった（限られた地域で 0.005 μg/L 未満程度の報告がある(2006)）	データは得られなかった（限られた地域で 0.0002 μg/kg/day 未満程度の報告がある）
	地下水 公共用水域・淡水	0.02 μg/L 未満程度(2006) 0.02 μg/L 未満程度(2006)	0.0008 μg/kg/day 未満程度 0.0008 μg/kg/day 未満程度
	食物	データは得られなかった（限られた地域で 0.0001 μg/g 未満程度の報告がある(2006)）	データは得られなかった（限られた地域で 0.004 μg/kg/day 未満程度の報告がある）
	土壌	データは得られなかった	データは得られなかった

	媒 体	濃 度	一 日 ば く 露 量
最 大 値	大 気 一般環境大気	データは得られなかった（限られた地域 で 0.0044 µg/m ³ の報告がある(2004)）	データは得られなかった（限られた地域 で 0.0013 µg/kg/day の報告がある）
	室内空気	データは得られなかった	データは得られなかった
	水 質 飲料水	データは得られなかった（限られた地域 で 0.009 µg/L 程度の報告がある(2006)）	データは得られなかった（限られた地域 で 0.00036 µg/kg/day 程度の報告がある）
	地下水	0.02 µg/L 未満程度(2006)	0.0008 µg/kg/day 未満程度
	公共用水域・淡水	0.11 µg/L 程度(2006)	0.0044 µg/kg/day 程度
	食 物	データは得られなかった（限られた地域 で 0.0001 µg/g 未満程度の報告がある (2006)）	データは得られなかった（限られた地域 で 0.004 µg/kg/day 未満程度の報告があ る）
	土 壤	データは得られなかった	データは得られなかった

人の一日ばく露量の集計結果を表 2.4 に示す。

吸入ばく露の予測最大ばく露濃度を設定できるデータは得られなかったが、限られた地域のデータを用いた場合には 0.0044 µg/m³ の報告がある。

経口ばく露の予測最大ばく露量は、地下水のデータから算定すると 0.0008 µg/kg/day 未満程度、公共用水域淡水のデータから算定すると 0.0044 µg/kg/day 程度であった。本物質の経口ばく露の予測最大ばく露量は、0.0044 µg/kg/day 程度を採用する。なお、限られた地域ではあるが食物のデータから算出すると 0.004 µg/kg/day 未満程度の報告がある。

表 2.4 人の一日ばく露量

媒 体		平均ばく露量 (µg/kg/day)	予測最大ばく露量 (µg/kg/day)
大 気	一般環境大気	{0.0012}	{0.0013}
	室内空気		
水 質	飲料水	{0.0002}	{0.00036}
	地下水	(0.0008)	(0.0008)
	公共用水域・淡水	0.0008	0.0044
食 物		{0.004}	{0.004}
土 壤			
経口ばく露量合計		0.0008	0.0044
総ばく露量		0.0008	0.0044

注：1) アンダーラインを付した値は、ばく露量が「検出(定量)下限値未満」とされたものであることを示す

2) { } 内の数字は、限られた地域における調査データから算出したものである

3) () 内の数字は、経口ばく露量合計の算出に用いていない

(5) 水生生物に対するばく露の推定（水質に係る予測環境中濃度：PEC）

本物質の水生生物に対するばく露の推定の観点から、水質中濃度を表 2.5 のように整理した。水質について安全側の評価値として予測環境中濃度（PEC）を設定すると、公共用水域の淡水域では 0.11 µg/L 程度、海水域では 0.02 µg/L 未満程度となった。

表 2.5 公共用水域濃度

水 域	平 均	最 大 値
淡 水	0.02 µg/L 未満程度 (2006)	0.11 µg/L 程度 (2006)
海 水	0.02 µg/L 未満程度 (2006)	0.02 µg/L 未満程度 (2006)

注：淡水は河川河口域を含む

3. 健康リスクの初期評価

健康リスクの初期評価として、ヒトに対する化学物質の影響についてのリスク評価を行った。

(1) 体内動態、代謝

本物質を経口投与したラットの尿からナフタレン-1,8-ジカルボン酸の無水物が検出されたが、本物質（未変化体）は検出されなかった¹⁾。なお、著者らはこのナフタル酸の無水物が代謝物そのものであった可能性もあるが、酸による尿の前処理時に代謝物が分解して生じた可能性も考えられるとしている。

(2) 一般毒性及び生殖・発生毒性

① 急性毒性

表 3.1 急性毒性²⁾

動物種	経路	致死量、中毒量等	
ラット	経口	LD ₅₀	> 16,000 mg/kg ³⁾
ラット	経口	LD ₅₀	10,000 mg/kg ⁴⁾
ラット	経口	LD ₅₀	> 2,000 mg/kg ⁵⁾
ラット	腹腔内投与	LD ₅₀	600 mg/kg ²⁾
ラット	気管内投与	TDL ₀	100 mg/kg ²⁾
マウス	経口	LD ₅₀	2,100 mg/kg ⁴⁾

本物質は皮膚や粘膜を刺激し、大量に摂取すると嘔吐を起こすことがある⁶⁾。

LD₅₀が 2,000 mg/kg 超であった直近の試験⁵⁾では、雌雄のラットに 0、1,000、2,000 mg/kg を強制経口投与しても死亡例はなく、一般状態や体重、組織（剖検）への影響もなかった。

② 中・長期毒性

ア) Sprague-Dawley ラット雌雄各 6 匹を 1 群とし、0、100、300、1,000 mg/kg/day を 2 週間強制経口投与した結果、1,000 mg/kg/day 群では一過性の体重増加抑制、摂餌量の低下、ヘモグロビン濃度及びヘマトクリット値の低下、総コレステロール及び総ビリルビンの増加、肝臓及び腎臓重量の増加などがみられた。また、300 mg/kg/day 群では総コレステロールの増加及び肝臓重量の増加などが、さらに 100 mg/kg/day 群では雌のみで総コレステロールの増加及び肝臓重量の増加がみられた⁷⁾。この結果から、LOAEL を 100 mg/kg/day とする。

イ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 6 匹を 1 群とし、0、12、60、300 mg/kg/day を 28 日間強制経口投与した結果、一般状態に変化はなく、体重、尿検査、血液学検査でも影響はみられなかった。60 mg/kg/day 以上の群の雌及び 300 mg/kg/day 群の雄でリン脂質、300 mg/kg/day 群の雌雄で総コレステロール、雄で総ビリルビンの有意な増加がみられ、300 mg/kg/day 群の雌雄の肝臓で絶対及び相対重量の有意な増加と小葉中心性の肝細胞肥大の発生率の有意な増加を認めた。また、60 mg/kg/day 以上の群の雄の腎臓で尿細管上皮における好酸性小体の出現頻度に有意な増加がみられた。なお、これらの変化はいずれも 14 日間の回復期間内に消失したことから、いずれも可逆性の変化と考えられた⁷⁾。この結果から、NOAEL を 12 mg/kg/day とする。

ウ) ラットに 2,000 mg/kg/day を 32 日間強制経口投与した結果、体重減少、末梢血の変化（詳細不明）、血清中のアミノトランスフェラーゼの増加、肝臓及び腎臓の軽度な形態的变化を認め、軽度の気管支炎と気管支組織の限局性炎症もみられた⁴⁾。

エ) CD-1 マウス雌雄各 20 匹を 1 群とし、0、175、350、700 mg/kg/day を 90 日間強制経口投与した結果、生存率や一般状態、体重に影響はなかったが、350 mg/kg/day 以上の群の雌雄で肝細胞肥大を伴った肝臓重量の有意な増加を認め、350 mg/kg/day 以上の群の雌及び 700 mg/kg/day 群の雄でコレステロール濃度の有意な増加もみられた⁸⁾。なお、175 mg/kg/day 群でも肝臓重量の増加はみられたが、肝組織の変化を伴うものでもなく、コレステロールの増加もなかったことから、175 mg/kg/day 群での変化は適応反応であり、悪影響とは考えられなかったとされている。この結果から、NOAEL を 175 mg/kg/day とする。

オ) ラットに 12 mg/m³ を 5 ヶ月間（4 時間/日、6 日/週）吸入させた結果、血液、腺組織（詳細不明）、肺に影響がみられ、肺では気管支上皮の過形成と化生があった⁹⁾。なお、多くのラットが肺炎で死亡していたことから、気管支上皮の変化は肺炎によるものであった可能性も考えられ、NOAEL 等の評価はしなかった。

③ 生殖・発生毒性

ア) CD-1 マウス雌雄各 20 匹を 1 群とし、0、175、350、700 mg/kg/day を 90 日間強制経口投与した結果、350 mg/kg/day 以上の群の雌で卵巣重量の有意な減少を認め、700 mg/kg/day 群の雌では黄体の減少と小型化を含む卵巣及び子宮の活性低下もみられた⁸⁾。この結果から、NOAEL を 175 mg/kg/day とする。

④ ヒトへの影響

ア) 14 人のボランティアを対象にして本物質を含む水溶液の臭気閾値を測定した結果、0.02 ~ 0.22 ppm (0.13~1.4 mg/m³) の範囲にあり、平均は 0.08 ppm (0.5 mg/m³) であった¹⁰⁾。

(3) 発がん性

① 主要な機関による発がんの可能性の分類

国際的に主要な機関での評価に基づく本物質の発がんの可能性の分類については、表 3.2 に示すとおりである。

表 3.2 主要な機関による発がんの可能性の分類

機 関 (年)		分 類
WHO	IARC (*)	3 ヒトに対する発がん性については分類できない
EU	EU	—
USA	EPA	—
	ACGIH	—
	NTP	—
日本	日本産業衛生学会	—
ドイツ	DFG	—

注：現在、印刷準備中。

② 発がん性の知見

○ 遺伝子傷害性に関する知見

in vitro 試験系では、代謝活性化系 (S9) 添加の有無にかかわらずネズミチフス菌で遺伝子突然変異を誘発しなかったとした報告^{11~15)}が多くみられたが、S9 添加のネズミチフス菌で遺伝子突然変異の誘発を認めたとした報告¹⁶⁾もあった。S9 無添加の酵母¹⁷⁾、大腸菌¹⁸⁾、黄色ブドウ球菌¹⁹⁾で遺伝子突然変異を誘発しなかった。チャイニーズハムスター肺細胞 (CHL) では S9 添加でのみ染色体異常を誘発した²⁰⁾。

in vivo 試験系では、経口投与したショウジョウバエ²¹⁾、精巣内投与したチャイニーズハムスター²²⁾で染色体異常を誘発した。

○ 実験動物に関する発がん性の知見

ラットに 12 mg/m³ を 5 ヶ月間 (4 時間/日、6 日/週) 吸入させ、その後 8 ヶ月間飼育したが、悪性疾患の徴候は現れなかった⁹⁾。

○ ヒトに関する発がん性の知見

ヒトでの発がん性に関して、知見は得られなかった。

(4) 健康リスクの評価

① 評価に用いる指標の設定

非発がん影響については一般毒性に関する知見が得られているが、生殖・発生毒性については十分な知見が得られていない。また、発がん性についても十分な知見が得られず、ヒトに対する発がん性の有無については判断できない。このため、閾値の存在を前提とする有害性について、非発がん影響に関する知見に基づき無毒性量等を設定することとする。

経口ばく露については、中・長期毒性イ) のラットの試験から得られた NOAEL 12 mg/kg/day (肝臓及び腎臓への影響) を試験期間が短いことから 10 で除した 1.2 mg/kg/day が信頼性のある最も低用量の知見と判断し、これを無毒性量等に設定する。

吸入ばく露については、無毒性量等の設定はできなかった。

② 健康リスクの初期評価結果

表 3.3 経口ばく露による健康リスク (MOE の算定)

ばく露経路・媒体		平均ばく露量	予測最大ばく露量	無毒性量等		MOE
経口	飲料水	—	—	1.2mg/kg/day	ラット	—
	公共用水域・淡水	0.0008 µg/kg/day 未満程度	0.0044 µg/kg/day 程度			27,000

経口ばく露については、公共用水域・淡水を摂取すると仮定した場合、平均ばく露量は 0.0008 µg/kg/day 未満程度、予測最大ばく露量は 0.0044 µg/kg/day 程度であった。無毒性量等

1.2 mg/kg/day と予測最大ばく露量から、動物実験結果より設定された知見であるために 10 で除して求めた MOE (Margin of Exposure) は 27,000 となる。また、局所地域の食物データとして 0.004 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度 (最大値) があつたが、参考としてこれを予測最大ばく露量に加えた 0.0044 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 以上 0.0084 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満から MOE を算出すると 14,000 超～27,000 となる。

従って、本物質の経口ばく露による健康リスクについては、現時点では作業は必要ないと考えられる。

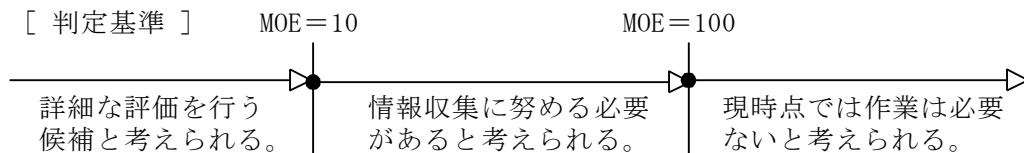
表 3.4 吸入ばく露による健康リスク (MOE の算定)

ばく露経路・媒体		平均ばく露濃度	予測最大ばく露濃度	無毒性量等		MOE
吸入	環境大気	(0.0041 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(0.0044 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	—	—	—
	室内空気	—	—	—	—	—

注：() 内の数値は、全国レベルのデータでないものを用いた場合を示す。

吸入ばく露については、無毒性量等が設定できず、ばく露濃度も把握されていないため、健康リスクの判定はできなかった。

なお、本物質の大気中での半減期は 1.1～11 時間であり、大気中に排出された場合でもほとんどが大気以外の媒体に分配されると予測されている。参考として吸収率を 100% と仮定し、経口ばく露の無毒性量等を吸入ばく露の無毒性量等に換算すると 4 mg/m^3 となるが、これと局所地域のデータとして報告のあつた一般環境大気中の最大値 0.0044 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ を用いて算出した MOE は 91,000 となる。このため、一般環境大気からの吸入ばく露による健康リスクの評価に向けて吸入ばく露の知見収集等を行う必要性は低いと考えられる。



4. 生態リスクの初期評価

水生生物の生態リスクに関する初期評価を行った。

(1) 水生生物に対する毒性値の概要

本物質の水生生物に対する毒性値に関する知見を収集し、その信頼性及び採用の可能性を確認したものを生物群（藻類、甲殻類、魚類及びその他）ごとに整理すると表 4.1 のとおりとなった。

表 4.1 水生生物に対する毒性値の概要

生物群	急性	慢性	毒性値 [μg/L]	生物名	生物分類	エンドポイント /影響内容	ばく露 期間[日]	試験の 信頼性	採用の 可能性	文献 No.
藻類		○	90.3	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	NOEC GRO(RATE)	3	A	A	2)-2
		○	176	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	NOEC GRO(RATE)	3	B ^{*1}	B ^{*1}	3) ^{*2}
		○	500	<i>Skeletonema costatum</i>	珪藻類	EC ₅₀ GRO	4	D	C	1)-9607
		○	530	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO	4	D	C	1)-9607
		○	> 623 [*]	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO(RATE)	3	B ^{*1}	B ^{*1}	3) ^{*2}
		○	711	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	NOEC GRO(AUG)	3	B ^{*1}	B ^{*1,3}	2)-1
		○	1,360	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO(RATE)	3	A	A	2)-2
		○	1,370	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO(AUG)	3	B ^{*1}	B ^{*1,3}	2)-1
甲殻類		○	44.6	<i>Americamysis bahia</i>	アミ科	NOEC REP	28	C	C	1)-74751
		○	83.5	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	21	B ^{*4}	B ^{*4}	2)-1
		○	220	<i>Crangon septempinosus</i>	エビジャコ属	LC ₅₀ MOR	4	C	C	1)-14563
		○	240	<i>Americamysis bahia</i>	アミ科	NOEC REP	35	C	C	1)-14563
		○	250	<i>Americamysis bahia</i>	アミ科	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-14563
		○	460	<i>Americamysis bahia</i>	アミ科	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-74751
		○	460	<i>Gammarus minus</i>	ヨコエビ属	LC ₅₀ MOR	4	C	C	1)-14563
		○	540	<i>Palaemonetes pugio</i>	テナガエビ科	LC ₅₀ MOR	4	C	C	1)-14563
		○	960	<i>Gammarus annulatus</i>	ヨコエビ属	LC ₅₀ MOR	4	C	C	1)-14563
		○	970	<i>Americamysis bahia</i>	アミ科	LC ₅₀ MOR	4	D	C	1)-9607
		○	1,280	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	2	B	C	1)-6026
		○	1,310	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	2	B ^{*4}	B ^{*4}	2)-1

生物群	急性	慢性	毒性値 [μg/L]	生物名	生物分類	エンドポイント /影響内容	ばく露 期間[日]	試験の 信頼性	採用の 可能性	文献 No.
	○		3,450	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	2	C	C	1)-2193
	○		41,000	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	LC ₅₀ MOR	2	C	C	1)-5184
魚類		○	33.5 ^{*5}	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ドミノー (胚)	NOEC GRO	30	C	C	1)-11814
		○	77.5^{*6}	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ドミノー (胚)	NOEC GRO	30	A	A	1)-11814
		○	140	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ドミノー (胚)	NOEC GRO	32	A	A	1)-11816
		○	339	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ドミノー (胚)	NOEC GRO	32-34	A	A	1)-15152
		○	520	<i>Cyprinodon variegatus</i>	キプリノドン 科 (胚)	NOEC MOR	~ふ化後 28	B	B	1)-9953
		○	580	<i>Salmo trutta</i>	ブラウントラ ウト	LC ₅₀ MOR	4	A	A	1)-10417
		○	608	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ドミノー	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-15152
		○	670	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ニジマス	LC ₅₀ MOR	4	A	A	1)-10417
		○	1,600	<i>Pimephales promelas</i>	ファットヘッド ドミノー	LC ₅₀ MOR	4	A	A	1)-10417
		○	1,700	<i>Lepomis macrochirus</i>	ブルーギル	LC ₅₀ MOR	4	C	C	1)-5590
		○	1,720	<i>Ictalurus punctatus</i>	アメリカナマ ズ	LC ₅₀ MOR	4	A	A	1)-10417
		○	> 2,050 ^{*8}	<i>Oryzias latipes</i>	メダカ	LC ₅₀ MOR	4	B ^{*4}	B ^{*4}	2)-1
		○	2,200	<i>Cyprinodon variegatus</i>	キプリノドン 科	LC ₅₀ MOR	4 (止水式)	C	C	1)-10366
		○	2,300	<i>Cyprinodon variegatus</i>	キプリノドン 科	LC ₅₀ MOR	2 (止水式)	C	C	1)-10366
		○	3,100	<i>Cyprinodon variegatus</i>	キプリノドン 科	LC ₅₀ MOR	4	D	C	1)-9953
	その他			18.1 ^{*7}	<i>Paratanytarsus parthenogeneticus</i>	ニセヒゲユス リカ属 (胚)	EC ₁₀ EMRG	19~22	B	C
		○	70	<i>Paratanytarsus</i> sp.	ニセヒゲユス リカ属	LC ₅₀ MOR	2	D	C	1)-11815
		○	240	<i>Tallaperla maria</i>	ヒロムネカワ ゲラ科	LC ₅₀ MOR	4	C	C	1)-14563
			380	<i>Mytilus edulis</i>	ムラサキガイ	EC ₅₀ FDB	1.67	B	C	1)-3742
		○	>1,800^{*8}	<i>Paratanytarsus parthenogeneticus</i>	ニセヒゲユス リカ属 (3 齢虫)	LC ₅₀ MOR	2 (試験 1)	B	B	1)-56708
		○	>2,040 ^{*8}	<i>Aplexa hypnorum</i>	ホタルヒダリ マキガイ	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-10417

毒性値 (太字) : PNEC 導出の際に参照した知見として本文で言及したもの

毒性値 (太字下線) : PNEC 導出の根拠として採用されたもの

試験の信頼性 : 本初期評価における信頼性ランク

- A : 試験は信頼できる、B : 試験は条件付きで信頼できる、C : 試験の信頼性は低い、D : 信頼性の判定不可
E : 信頼性は低くないと考えられるが、原著にあたって確認したものではない

採用の可能性 : PNEC 導出への採用の可能性ランク

- A : 毒性値は採用できる、B : 毒性値は条件付きで採用できる、C : 毒性値は採用できない

エンドポイント

EC₁₀ (10% Effective Concentration): 10%影響濃度、EC₅₀ (Median Effective Concentration): 半数影響濃度、
LC₅₀ (Median Lethal Concentration): 半数致死濃度、NOEC (No Observed Effect Concentration): 無影響濃度

影響内容

EMRG (Adult Emergence): 羽化、FDB (Feeding Behavior): 摂食行動、GRO (Growth): 生長 (植物)、成長 (動物)、
IMM (Immobilization): 遊泳障害、MOR (Mortality): 死亡、REP (Reproduction): 繁殖、再生産

() 内: 毒性値の算出方法

AUG (Area Under Growth Curve): 生長曲線下の面積により求める方法 (面積法)

RATE: 生長速度より求める方法 (速度法)

- *1 界面活性作用のある助剤を用いているため、試験の信頼性、採用の可能性とも「B」とし、同一生物種/ガイドラインを用いたより信頼性の高い知見が他にあるため、PNEC 導出の根拠としては用いない
- *2 文献 2)-1 をもとに、試験時の実測濃度(幾何平均値)を用いて速度法により 0-72 時間の毒性値を再計算したものを掲載
- *3 原則として速度法から求めた値を採用しているため採用の可能性は「B」とし、PNEC 導出の根拠としては用いない
- *4 界面活性作用のある助剤を用いているため、試験の信頼性、採用の可能性とも「B」とした
- *5 1 試験機関における 2 回の試験の算術平均値
- *6 1 試験機関 (*5 とは異なる) における 2 回の試験の算術平均値
- *7 文献より算出した値
- *8 試験最高濃度区においても有意な影響は見られなかった

評価の結果、採用可能とされた知見のうち、生物群ごとに急性毒性値及び慢性毒性値のそれぞれについて最も小さい毒性値を予測無影響濃度(PNEC)導出のために採用した。その知見の概要は以下のとおりである。

1) 藻類

環境省²⁾⁻²は「新規化学物質等に係る試験の方法について(化審法テストガイドライン)」(2006改正)及び OECD テストガイドライン No.201(2006)、OECD ガイダンス文書 No.23(2000)に準拠し、緑藻類 *Pseudokirchneriella subcapitata* の生長阻害試験を GLP 試験として実施した。試験には密閉容器が使用され、設定試験濃度は 0 (対照区)、1.00、3.16、10.0、31.6、100mg/L (公比 $\sqrt{10}$)であった。被験物質の実測濃度は、試験開始時及び終了時にそれぞれ設定濃度の 2.9~3.1%、2.6~2.7%であった。毒性値の算出には実測濃度(試験開始時と終了時の幾何平均)が用いられ、72 時間半数影響濃度(EC₅₀)は 1,360 µg/L、72 時間無影響濃度(NOEC)は 90.3µg/L であった。

2) 甲殻類

Horne ら¹⁾⁻¹⁴⁵⁶³は米国 ASTM の試験方法(E729, 1980)に準拠し、アミ科 *Americamysis bahia* (= *Mysidopsis bahia*) の急性毒性試験を実施した。試験は流水式(9.6 倍容量換水/日、密閉容器使用)で行われ、設定試験濃度は 0 (対照区、助剤対照区)、0.16、0.30、0.40、0.60、0.90mg/L であった。試験溶液の調製には、試験用水として人工海水が、助剤としてジメチルホルムアミド(DMF)が 0.5mL/L 以下の濃度で用いられた。試験溶液の塩分は 25~26 であった。被験物質の平均実測濃度(対照区除く)は 0.07、0.12、0.17、0.28、0.33mg/L であり、設定濃度の 37~47%に減少した。96 時間半数致死濃度(LC₅₀)は、実測濃度に基づき 250µg/L であった。

また、環境省²⁾⁻¹は OECD テストガイドライン No.211(1998)に準拠し、オオミジンコ *Daphnia magna* の繁殖試験を GLP 試験として実施した。試験は半止水式(毎日換水、テフロンシートで蓋)で行われ、設定試験濃度は 0 (対照区、助剤対照区)、0.040、0.095、0.220、0.510、1.20mg/L (公比約 2.3)であった。試験溶液は、Elendt M4 飼育水(硬度 220~250mg/L、CaCO₃換算)を

試験用水に、ジメチルホルムアミド(DMF) 約 11mg/L と界面活性作用のある硬化ひまし油(HCO-60)約 89 mg/L を助剤に調製された。被験物質の実測濃度は、換水前において設定濃度の79～88%であった。毒性値の算出には実測濃度(21 日間の時間加重平均値) が用いられ、繁殖阻害に関する 21 日間無影響濃度(NOEC)は 83.5 μ g/L であった。なお、界面活性作用のある助剤を用いていたため、試験の信頼性、採用の可能性は「B」とした。

3) 魚類

Holcombe ら¹⁾⁻¹⁰⁴¹⁷ は米国 EPA の試験方法(EPA 660/3-75-009, 1975) に準拠し、ブラウントラウト *Salmo trutta* の急性毒性試験を実施した。試験は流水式(流速 50mL/分、5.3 時間で 90%換水)で行われ、設定試験濃度区は、助剤対照区及び 5 濃度区(希釈率 0.6=公比約 1.7)であった。試験溶液は、スペリオル湖水を試験用水に、2,550mg/L 以下のイソプロパノールを助剤として調製された。試験溶液の平均硬度は 45.8mg/L(CaCO₃ 換算) であった。96 時間半数致死濃度(LC₅₀)は、実測濃度に基づき 580 μ g/L であった。

また、Lemke¹⁾⁻¹¹⁸¹⁴ は米国 EPA により作成されたガイドラインに準拠し、ファットヘッドミノー *Pimephales promelas* の胚を用いて魚類初期生活段階毒性試験を実施した。試験は流水式(24 時間で 8～88 回換水)で行われ、設定試験濃度区は対照区及び 5 濃度区であった。試験溶液の調製には、試験用水として地下水(硬度 310～390mg/L、CaCO₃ 換算)が、助剤としてジエチルホルムアミド(DEF)が用いられた。成長阻害(体重)に関する 30 日間無影響濃度(NOEC)は、実測濃度に基づき 77.5 μ g/L (1 試験機関における 2 回の試験の算術平均値)とした。

4) その他

Meier ら¹⁾⁻⁵⁶⁷⁰⁸ は、ニセヒゲユスリカ属 *Paratanytarsus parthenogeneticus* の急性毒性試験を実施した。試験は止水式で行われ、設定試験濃度区は対照区及び 5 濃度区であった。試験用水には地下水(硬度 713mg/L、CaCO₃ 換算)が用いられた。被験物質の実測濃度(対照区は除く)の範囲は 0.4～1.8mg/L(試験 1)であった。試験最高濃度区(溶解限度)においても有意な死亡影響は見られず、実測濃度に基づく 48 時間半数致死濃度(LC₅₀)は 1,800 μ g/L 超とされた。

(2) 予測無影響濃度(PNEC)の設定

急性毒性及び慢性毒性のそれぞれについて、上記本文で示した毒性値に情報量に応じたアセスメント係数を適用し予測無影響濃度(PNEC)を求めた。

急性毒性値

藻類	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	生長阻害 ; 72 時間 EC ₅₀	1,360 μ g/L
甲殻類	<i>Americamysis bahia</i>	96 時間 LC ₅₀	250 μ g/L
魚類	<i>Salmo trutta</i>	96 時間 LC ₅₀	580 μ g/L
その他	<i>Paratanytarsus parthenogeneticus</i>	48 時間 LC ₅₀	1,800 μ g/L 超

アセスメント係数 : 100 [3 生物群(藻類、甲殻類、魚類)及びその他の生物について信頼できる知見が得られたため]

これらの毒性値のうち、その他の生物を除いた最も小さい値(甲殻類の 250 μ g/L)をアセスメン

ト係数 100 で除することにより、急性毒性値に基づく PNEC 値 $2.5\mu\text{g/L}$ が得られた。

慢性毒性値

藻類	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	生長阻害；72 時間 NOEC	$90.3\mu\text{g/L}$
甲殻類	<i>Daphnia magna</i>	繁殖阻害；21 日間 NOEC	$83.5\mu\text{g/L}$
魚類	<i>Pimephales promelas</i>	成長阻害；30 日間 NOEC	$77.5\mu\text{g/L}$
アセスメント係数：10 [3 生物群（藻類、甲殻類及び魚類）について信頼できる知見が得られたため]			

これらの毒性値のうち、最も小さい値（魚類の $77.5\mu\text{g/L}$ ）をアセスメント係数 10 で除することにより、慢性毒性値に基づく PNEC 値 $7.8\mu\text{g/L}$ が得られた。

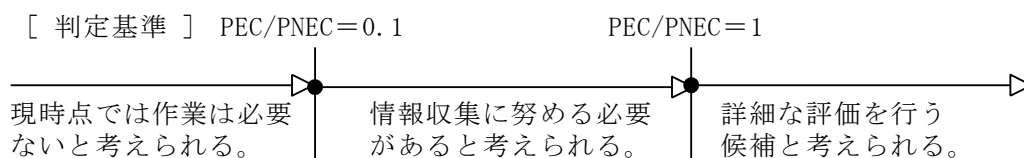
本物質の PNEC としては甲殻類の急性毒性値から得られた $2.5\mu\text{g/L}$ を採用する。

(3) 生態リスクの初期評価結果

表 4.2 生態リスクの初期評価結果

水質	平均濃度	最大濃度(PEC)	PNEC	PEC/ PNEC 比
公共用水域・淡水	$0.02\mu\text{g/L}$ 未満程度 (2006)	$0.11\mu\text{g/L}$ 程度 (2006)	$2.5\mu\text{g/L}$	0.04
公共用水域・海水	$0.02\mu\text{g/L}$ 未満程度 (2006)	$0.02\mu\text{g/L}$ 未満程度 (2006)		<0.008

注：1) 水質中濃度の () 内の数値は測定年度を示す
2) 公共用水域・淡水は、河川河口域を含む



本物質の公共用水域における濃度は、平均濃度でみると、淡水域、海水域とも $0.02\mu\text{g/L}$ 未満程度であった。安全側の評価値として設定された予測環境中濃度(PEC)は、淡水域で $0.11\mu\text{g/L}$ 程度、海水域では $0.02\mu\text{g/L}$ 未満程度であった。

予測環境中濃度(PEC)と予測無影響濃度(PNEC)の比は、淡水域で 0.04、海水域では 0.008 未満となるため、現時点では作業の必要はないと考えられる。

5. 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) 大木道則ら(1989) : 化学大辞典 東京化学同人 : 43.
- 2) Lide, D.R. ed. (2006) : CRC Handbook of Chemistry and Physics, 86th Edition (CD-ROM Version 2006), Boca Raton, Taylor and Francis. (CD-ROM).
- 3) O'Neil, M.J. ed. (2006) : The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. 14th Edition, Whitehouse Station, Merck and Co., Inc. (CD-ROM).
- 4) Howard, P.H., and Meylan, W.M. ed. (1997): Handbook of Physical Properties of Organic Chemicals, Boca Raton, New York, London, Tokyo, CRC Lewis Publishers: 85.
- 5) Verschueren, K. ed. (2001) : Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 4th Edition, New York, Chichester, Weinheim, Brisbane, Singapore, Toronto, John Wiley & Sons, Inc. (CD-ROM).
- 6) Hansch, C. et al. (1995) : Exploring QSAR Hydrophobic, Electronic, and Steric Constants, Washington DC, ACS Professional Reference Book: 97.
- 7) (独)製品評価技術基盤機構 : 既存化学物質安全性点検データ,
(http://www.safe.nite.go.jp/japan/kizon/KIZON_start_hazkizon.html, 2007.3.16 現在).
- 8) Howard, P.H. et al. ed. (1991) : Handbook of Environmental Degradation Rates, Boca Raton, London, New York, Washington DC, Lewis Publishers: xiv.
- 9) U.S. Environmental Protection Agency, PhysProp, EPI SuiteTM v.4.00.
- 10) Atkinson, R. and Carter, W. P. L. (1984) Kinetics and Mechanisms of the Gas-Phase Reactions of Ozone with Organic Compounds under Atmospheric Conditions. *Chem. Rev.*, **84**: 437-470.
- 11) Howard, P.H. et al. ed. (1991) : Handbook of Environmental Degradation Rates, Boca Raton, London, New York, Washington DC, Lewis Publishers: 218-219.
- 12) 通産省公報(1990.12.28).
- 13) Donald Mackay et al. (2006): Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals. 2nd ed. on CD-ROM, Boca Raton, London, New York, Taylor and Francis. (CD-ROM): 691-698.
- 14) 薬事・食品衛生審議会薬事分科会化学物質安全対策部会 P R T R 対象物質調査会、化学物質審議会管理部会、中央環境審議会環境保健部会 P R T R 対象物質等専門委員会合同会合(第4回)(2008) : 参考資料 2 追加候補物質の有害性・暴露情報.
(<http://www.env.go.jp/council/05hoken/y056-04.html>, 2008.11.6 現在).
- 15) (社)日本芳香族工業会 編集(2000)芳香族及びタール工業ハンドブック(第3版) : 87-89.
- 16) 化学工業日報社 (2010) : 15710 の化学商品.
- 17) Hazardous Substances Data Bank (<http://toxnet.nlm.nih.gov/>, 2007.2.5 現在).

(2) ばく露評価

- 1) U.S. Environmental Protection Agency, EPI SuiteTM v.4.00.

- 2) 関本順之, 吉村博文 (2006): 大気環境中における多環芳香族炭化水素(PAH)の挙動. 佐賀県環境センター所報. 18:21-26.
- 3) 米田真知子ら (2006): 多環芳香族炭化水素類 (PAHs) の経路別摂取量調査 (第3報). 仙台市衛生研究所報.36:94-105.
- 4) 環境省水環境部企画課(2008): 平成 18 年度要調査項目測定結果.
- 5) 環境省環境保健部環境安全課(2001): 平成 11 年度化学物質環境汚染実態調査.
- 6) 環境庁環境保健部保健調査室(1987): 昭和 61 年度化学物質環境汚染実態調査.

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) Chang, Z.H. and Z. Young (1943): The metabolism of acenaphthene in the rat. J. Biol. Chem. 151: 87-91.
- 2) US National Institute for Occupational Safety and Health, Registry of Toxic Effects of Chemical Substances (RTECS) Database.
- 3) HRC (1979): Ueberpruefung des toxischen Wirkungsbildes nach einmaliger, oraler Applikation von 16.0 g/kg Kgw an maennlichen und weib- lichen Ratten. Muenster. 4 S. Cited in: EC IUCLID (International Uniform Chemical Information Data Base) Dataset year 2000 CD-ROM edition.
- 4) Knobloch, K., S. Szendzikowski and A. Slusarczyk-Zalobona (1969): Acute and subacute toxicity of acenaphthene and acenaphthylene. Med. Pracy. 20: 210-222. (in Polish).
- 5) 化学物質点検推進連絡協議会 (1997): アセナフテンのラットを用いる単回経口投与毒性試験. 化学物質毒性試験報告. 5: 99-100.
- 6) Sittig, M. (1985): Handbook of toxic and hazardous chemicals and carcinogens. 2nd ed. Noyes Publications, New Jersey.
- 7) 化学物質点検推進連絡協議会 (1997): アセナフテンのラットを用いる 28 日間反復経口投与毒性試験. 化学物質毒性試験報告. 5: 101-112.
- 8) U.S. EPA (1989): Mouse oral subchronic study with acenaphthene. Study conducted by Hazelton Laboratories, Inc., for the Office of Solid Waste, Washington, DC. Cited in: U.S. EPA (1994): IRIS (Integrated Risk Information System). No. 0442. Acenaphthene (CASRN 83-32-9).
- 9) Reshetyuk, A.L., E.I. Talakina and P.A. En'yakova (1970): Toxicological evaluation of acenaphthene and acenaphthylene. Gig. Tr. Prof. Zabol. 14: 46-47.
- 10) Lillard, D.A. and J.J. Powers (1975): Aqueous odor thresholds of organic pollutants in industrial effluents. NTIS/ PB-242 734/2.
- 11) Florin, I., L. Rutberg, M. Curvall and C.R. Enzell (1980): Screening of tobacco smoke constituents for mutagenicity using the Ames' test. Toxicology. 15: 219-232.
- 12) Gatehouse, D. (1980): Mutagenicity of 1,2 ring-fused acenaphthenes against *S. typhimurium* TA1537 and TA1538: structure-activity relationships. Mutat. Res. 78: 121-135.
- 13) Nestmann, E.R., E.G. Lee, T.I. Matula, G.R. Douglas and J.C. Mueller (1980): Mutagenicity of constituents identified in pulp and paper mill effluents using the *Salmonella*/mammalian-microsome assay. Mutat. Res. 79: 203-212.

- 14) Pahlman, R. and O. Pelkonen (1987): Mutagenicity studies of different polycyclic aromatic hydrocarbons: the significance of enzymatic factors and molecular structure. *Carcinogenesis*. 8: 773-778.
- 15) 化学物質点検推進連絡協議会 (1997): アセナフテンの細菌を用いる復帰突然変異試験. *化学物質毒性試験報告*. 5: 113-123.
- 16) Kaden, D.A., R.A. Hites and W.G. Thilly (1979): Mutagenicity of soot and associated polycyclic aromatic hydrocarbons to *Salmonella typhimurium*. *Cancer Res.* 39: 4152-4159.
- 17) Nestmann, E.R. and E.G. Lee (1983): Mutagenicity of constituents of pulp and paper mill effluent in growing cells of *Saccharomyces cerevisiae*. *Mutat. Res.* 119: 273-280.
- 18) Clark, J.B. (1953): The effects of chemicals on the recombination rate in *Bacterium coli*. *J. Gen. Microbiol.* 8: 45-49.
- 19) Clark, J.B. (1953): The mutagenic action of various chemicals on *Micrococcus aureus*. *Proc. Okla. Acad. Sci.* 34: 114-118
- 20) 化学物質点検推進連絡協議会 (1997): アセナフテンのチャイニーズ・ハムスター培養細胞を用いる染色体異常試験. *化学物質毒性試験報告*. 5: 125-128.
- 21) Zivin, M.O. (1946): Effect of acenaphthene upon non-disjunction of sex chromosomes in *Drosophila melanogaster*. *CR Akad. Sci.* 52: 351-352. Cited in: Zimmering, S., J.M. Mason and C. Osgood (1986): Current status of aneuploidy testing in *Drosophila*. *Mutat. Res.* 167: 71-87.
- 22) Pathak, S. and T.C. Hsu (1977): Monitoring the effects of chemical mutagens with mammalian meiotic cells. *Mamm. Chrom. Newsl.* 18: 42.

(4) 生態リスクの初期評価

1) U.S.EPA 「AQUIRE」

- 2193 : Randall, T.L., and P.V. Knopp (1980): Detoxification of Specific Organic Substances by Wet Oxidation. *J. Water Pollut. Control Fed.* 52(8):2117-2130.
- 3742 : Donkin, P., J. Widdows, S.V. Evans, C.M. Worrall, and M. Carr (1989): Quantitative Structure-Activity Relationships for the Effect of Hydrophobic Organic Chemicals on Rate of Feeding by Mussels (*Mytilus edulis*). *Aquat. Toxicol.* 14(3):277-294.
- 5184 : LeBlanc, G.A. (1980): Acute Toxicity of Priority Pollutants to Water Flea (*Daphnia magna*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 24(5):684-691.
- 5590 : Buccafusco, R.J., S.J. Ells, and G.A. LeBlanc (1981): Acute Toxicity of Priority Pollutants to Bluegill (*Lepomis macrochirus*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 26(4):446-452.
- 6026 : Munoz, M.J., and J.V. Tarazona (1993): Synergistic Effect of Two- and Four-Component Combinations of the Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Phenanthrene, Anthracene, Naphthalene and. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 50(3):363-368.
- 9607 : U.S. Environmental Protection Agency (1978): In-Depth Studies on Health and Environmental Impacts of Selected Water Pollutants. U.S.EPA Contract No.68-01-4646, Duluth, MN :9 p.

- 9953 : Ward, G.S., P.R. Parrish, and R.A. Rigby (1981): Early Life Stage Toxicity Tests with a Saltwater Fish: Effects of Eight Chemicals on Survival, Growth, and Development of Sheepshead Minnows. *J.Toxicol.EnvIRON.Health* 8(1-2):225-240.
- 10366 : Heitmuller, P.T., T.A. Hollister, and P.R. Parrish (1981): Acute Toxicity of 54 Industrial Chemicals to Sheepshead Minnows (*Cyprinodon variegatus*). *Bull.EnvIRON.Contam.Toxicol.* 27(5):596-604.
- 10417 : Holcombe, G.W., G.L. Phipps, and J.T. Fiandt (1983): Toxicity of Selected Priority Pollutants to Various Aquatic Organisms. *Ecotoxicol.EnvIRON.Saf.* 7(4):400-409.
- 11814 : Lemke, A.E. (1983): Interlaboratory Comparison of Continuous Flow, Early Life Stage Testing with Fathead Minnows. EPA-600/3-84-005, U.S.EPA, Duluth, MN :26 p. (U.S.NTIS PB84-129493).
- 11815 : Lemke, A.E., and R.L. Anderson (1984): Insect Interlaboratory Toxicity Test Comparison Study for the Chironomid (*Paratanytarsus* sp.) Procedure. EPA-600/3-84-054, U.S.EPA, Duluth, MN :15 p. (U.S.NTIS PB84-180025).
- 11816 : Lemke, A.E., E. Durhan, and T. Felhaber (1983): Evaluation of a Fathead Minnow *Pimephales promelas* Embryo-Larval Test Guideline Using Acenaphthene and Isophorone. EPA-600/3-83-062, U.S.EPA, Duluth, MN :26 p. (U.S.NTIS PB83-243436).
- 14563 : Horne, J.D., M.A. Swirsky, T.A. Hollister, B.R. Oblad, and J.H. Kennedy (1983): 5 Aquatic Toxicity Studies of Five Priority Pollutants. Rep.No.4398, Final Report, EPA Contract No.68-01-6201, NUS Corp., Houston, TX :196 p.
- 15152 : Cairns, M.A., and A.V. Nebeker (1982): Toxicity of Acenaphthene and Isophorone to Early Stages of Fathead Minnows. *Arch.EnvIRON.Contam.Toxicol.* 11(6):703-707.
- 56708 : Meier, P.G., K. Choi, and L.I. Sweet (2000): Acute and Chronic Life Cycle Toxicity of Acenaphthene and 2,4,6-Trichlorophenol to the Midge *Paratanytarsus parthenogeneticus* (Diptera: Chironomidae). *Aquat.Toxicol.* 51(1):31-44.
- 74751 : Thursby, G.B., W.J. Berry, and D. Champlin (1989): Flow-Through Acute and Chronic Tests with Acenaphthene Using *Mysidopsis bahia*. Sept.19 Letter to D.J.Hansen, U.S.EPA, Narragansett, RI :5 p.
- 2) 環境省データ
1. 環境省(2001) : 平成 12 年度生態影響試験
 2. 環境省(2006) : 平成 17 年度生態影響試験
- 3) (独)国立環境研究所(2007) : 平成 18 年度化学物質環境リスク評価検討調査 (第 7 次とりまとめ等に係る調査) 報告書