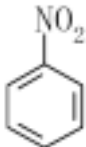


## [ 1 2 ] ニトロベンゼン

### 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：ニトロベンゼン (別の呼称：ニトロベンゾール、ミルバンユ) CAS 番号：98-95-3 分子式：C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> NO <sub>2</sub> 分子量：123.11 構造式： 
--

#### (2) 物理化学的性状

本物質は、緑黄色の結晶、あるいは黄色の液体である<sup>1)</sup>。アーモンド芳香臭を有する<sup>2)</sup>。

融点	5.7 <sup>3)</sup>
沸点	210.8 <sup>3)</sup>
比重	1.2037 (20 ) <sup>3)</sup>
蒸気圧	0.245 mmHg (25 ) (計算値) <sup>4)</sup>
換算係数	1 ppm = 5.03 mg/m <sup>3</sup> at 25 , 気体 (計算値)
分配係数(1-オクタノール/水)(logP <sub>ow</sub> )	1.85 <sup>5)</sup>
加水分解性	加水分解は進行しない <sup>6)</sup>
解離定数	水存在下で解離する基をもたない <sup>6)</sup>
水溶性	1.797 g/L (25 ) <sup>7)</sup>

#### (3) 環境運命に関する基礎的事項

本物質の分解性および蓄積性は次の通りである。

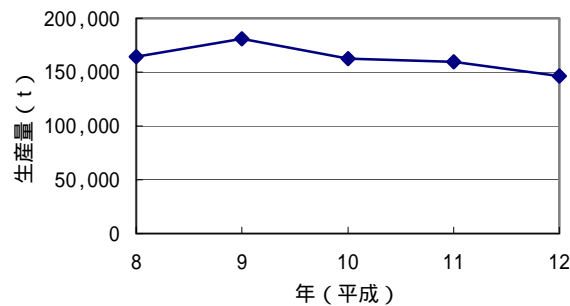
<p>分解性</p> <p>好氣的：速やかに分解する例から全く分解しない例まで、報告されている。生分解に関与する種々要因<sup>8)</sup>のため、結果に違いが出るものと判断されている。</p> <p>嫌氣的：アニリン(易分解性)に変換されるため、好氣的処理の前段に用いる場合がある<sup>9)</sup></p> <p>非生物的：</p> <p>(OH ラジカルとの反応性)：大気中半減期約 115 日 (OH ラジカル濃度 <math>5 \times 10^5/\text{cm}^3</math> として計算)<sup>10)</sup></p> <p>(直接光分解)：大気中 5 時間での一次的光分解率 38% (実測値)、ニトロフェノールのオルトあるいはパラ異性体を生成<sup>10)</sup></p> <p>BOD から算出した分解度：</p> <p>3.3% (試験期間：14 日、被験物質：100 mg/L、活性汚泥：30 mg/L)<sup>11)</sup></p> <p>濃縮性</p>
---

生物濃縮係数 (BCF): 2-4.8 (コイ、42 日、125  $\mu\text{g/L}$ )<sup>11)</sup>  
 1.6-7.7 (コイ、42 日、12.5  $\mu\text{g/L}$ )<sup>11)</sup>  
 15 (ファットヘッドミノー、28 日、流水系)<sup>12)</sup>  
 24 (緑藻)<sup>13)</sup>

#### (4) 製造輸入量及び用途<sup>14)</sup>

##### 生産量・輸入量等

本物質の平成 12 年における国内生産量は、146,363t であった。国内流通量の目安として国内生産量の推移を下図に示した。



##### 用途

本物質の主な用途は、染料や香料の合成中間体 (アニリン、ベンジジン、キノリン、アゾ色素) である。毒性ガス (アダムサイト) の原料にもなる。溶剤、酸化剤、塵埃防止剤などとしても使用される。

## 2. 暴露評価

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特定の排出源の影響を受けていない一般環境等からの暴露を評価することとし、安全側に立った評価の観点からその大部分がカバーされる高濃度側のデータによって暴露量の評価を行った。原則として統計的検定の実施を含めデータの信頼性を確認した上で最大濃度を評価に用いている。

### (1) 環境中分布の予測

本物質の環境中の分布について、各環境媒体間への移行量の比率を EUSES モデルを用いて算出した結果を表 2.1 に示す。なお、モデル計算においては、面積 2,400 km<sup>2</sup>、人口約 800 万人のモデル地域を設定して予測を行った<sup>1)</sup>。

表 2.1 各媒体間の分布予測結果

		分布量 (%)
大	気	5.1
水	質	79.7
土	壌	11.5
底	質	3.7

### (2) 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。各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	検出率	調査 地域	測定年	文献
一般環境大気	μg/m <sup>3</sup>	0.0083	0.018	<0.002	0.11	0.002	17/18	全国	1991	2
食物	μg/g	<0.000083	<0.000083	<0.000083	0.00013	0.000083	1/50	全国	2002	3
公共用水域・淡水	μg/L	<0.037	<0.037			0.037	0/22	全国	2001	4
公共用水域・海水	μg/L	<0.037	<0.037	<0.037	0.48	0.037	1/27	全国	2001	4
底質(公共用水域・淡水)	μg/kg	<1.4	<1.4			1.4	0/22	全国	2001	4
底質(公共用水域・海水)	μg/kg	<1.4	<1.4	<1.4	1.7	1.4	2/27	全国	2001	4

注：検出下限値の欄において、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。

## (3) 人に対する曝露の推定(一日曝露量の予測最大量)

一般環境大気、公共用水域淡水及び食物の実測値を用いて、人に対する曝露の推定を行った。ここで公共用水域淡水のデータを用いたのは、飲料水等の分析値が得られなかったためである。(表 2.3)。化学物質の人による一日曝露量の算出に際しては、人の1日の呼吸量、飲水量及び食事量をそれぞれ 15 m<sup>3</sup>、2L 及び 2,000 g と仮定し、体重を 50 kg と仮定している。

表 2.3 各媒体中濃度と一日曝露量

	媒体	濃度	一日曝露量
平均	大気 一般環境大気	0.0083 µg/m <sup>3</sup> 程度 (1991)	0.0025 µg/kg/day 程度
	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	データは得られなかった
	地下水	データは得られなかった	データは得られなかった
	公共用水域・淡水	0.037 µg/L 未満 (2001)	0.0015 µg/kg/day 未満
最大値等	食物	0.000083 µg/g 未満(2001)	0.0033 µg/kg/day 未満
	土壌	データは得られなかった	データは得られなかった
	大気 一般環境大気	0.11 µg/m <sup>3</sup> 程度 (1991)	0.033 µg/kg/day 程度
	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
等	水質		
	飲料水	データは得られなかった	データは得られなかった
	地下水	データは得られなかった	データは得られなかった
	公共用水域・淡水	0.037 µg/L 未満 (2001)	0.0015 µg/kg/day 未満
	食物	0.00013 µg/g 程度 (2001)	0.0052 µg/kg/day 程度
	土壌	データは得られなかった	データは得られなかった

人の一日曝露量の集計結果を表 2.4 に示す。吸入曝露の一日曝露量の予測最大量は、0.033 µg/kg/day 程度(濃度としては 0.11 µg/m<sup>3</sup> 程度)であった。

経口曝露による一日曝露量の予測最大量は、公共用水域淡水を常時摂取すると仮定した場合で 0.0052 µg/kg/day 以上 0.0067 µg/kg/day 未満であった。なお、環境中分布のモデル予測結果等から、本物質の土壌からの曝露量は少ないと推定された。

総曝露量を一般環境大気、公共用水域淡水及び食物のデータから推定すると、一日曝露量の予測最大量は 0.038 µg/kg/day 以上 0.040 µg/kg/day 未満であった。

表 2.4 人の一日暴露量

		平均	予測最大量
		暴露量(μg/kg/day)	暴露量(μg/kg/day)
大気	一般環境大気	0.0025	0.033
	室内空気		
水質	飲料水		
	地下水		
	公共用水域・淡水	<u>0.0015</u>	<u>0.0015</u>
食物		0.0033	0.0052
土壌			
経口暴露量合計		0.0033+ <u>0.0015</u>	0.0052+ <u>0.0015</u>
総暴露量		0.0058+ <u>0.0118</u>	0.0382+ <u>0.0015</u>

注：アンダーラインは不検出データによる暴露量を示す。

(4) 水生生物に対する暴露の推定（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暴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 0.037 μg/L 未満、同海水域では 0.48 μg/L 程度となった。

表 2.5 水質中の濃度

媒体	平均	最大値等
	濃度	濃度
水質 公共用水域・淡水	0.037 μg/L 未満(2001)	0.037 μg/L 未満(2001)
公共用水域・海水	0.037 μg/L 未満(2001)	0.48 μg/L 程度(2001)

注：公共用水域・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（内分泌かく乱作用に関するものを除く）についてのリスク評価を行った。

#### (1) 一般毒性及び生殖・発生毒性

##### 急性毒性<sup>1)</sup>

表 3.1 急性毒性

動物種	経路	致死量、中毒量等	
ラット	経口	LD <sub>50</sub>	349 mg/kg
マウス	経口	LD <sub>50</sub>	590 mg/kg
ウサギ	経口	LDLo	700 mg/kg
ネコ	経口	LDLo	1,000 mg/kg
イヌ	経口	LDLo	750 mg/kg
ラット	吸入	LC <sub>50</sub>	556 ppm[ 2,920 mg/m <sup>3</sup> ](4hr)

注：（ ）内の時間は暴露時間を示す。

本物質の蒸気を吸入すると、疲労、めまい、頭痛、吐き気などを起こす。高濃度の場合は胃障害、心悸亢進、意識喪失、けいれんなどの症状を現す。皮膚からも吸収し中毒する<sup>2)</sup>。ヒト（女性）のTDLoとして200 mg/kgという報告がある<sup>1)</sup>。

##### 中・長期毒性

ア) Fischer 344 ラット、Charles River CD ラット及び B6C3F<sub>1</sub> マウス雌雄各 10 匹を 1 群とし、0、25、81、252 mg/m<sup>3</sup> を 90 日間（6 時間/日、5 日/週）吸入させた結果、両系統のラットで用量に依存した血液中メトヘモグロビンの増加がみられ、脾臓でヘモジデロシス及び髄外造血、腎臓で中毒性ネフローゼ、肝臓で肝細胞の肥大・壊死の増加を認めた。また、81 mg/m<sup>3</sup> 以上の群で溶血性貧血、252 mg/m<sup>3</sup> 群で睾丸の重量減少及び萎縮、精子形成上皮変性の増加を認めた。マウスでは、25 mg/m<sup>3</sup> 以上の群で脾臓のヘモジデロシス、雌の副腎で網状帯の空胞化が用量に依存して増加し、81 mg/m<sup>3</sup> 以上の群で肝細胞の過形成、252 mg/m<sup>3</sup> 群でメトヘモグロビンの増加、肝臓・脾臓重量の増加を認めた。これらの結果から、LOAEL は 25 mg/m<sup>3</sup>（暴露状況での補正：4.5 mg/m<sup>3</sup>）であった<sup>3)</sup>。

イ) Fischer 344 ラット、Charles River CD ラット及び B6C3F<sub>1</sub> マウス雌雄各 70 匹を 1 群とし、ラットに 0、5、25、126 mg/m<sup>3</sup> を、マウスに 0、25、126、252 mg/m<sup>3</sup> を 2 年間（6 時間/日、5 日/週）吸入させた結果、両種ともに、25 mg/m<sup>3</sup> 以上の群で嗅上皮の色素沈着、肝臓の小葉中心性の肝細胞腫大、126 mg/m<sup>3</sup> 以上の群でメトヘモグロビンの増加及び貧血を認めた。この他に、ラット（Charles River のみ）の 126 mg/m<sup>3</sup> 群では睾丸の萎縮、副睾丸の精子減少、マウスの 25 mg/m<sup>3</sup> 以上の群では嗅上皮の変性及び脱落、雄で多核肝細胞の増加、肺胞・細気管支上皮への化生もみられた。これらの結果から、NOAEL は 5 mg/m<sup>3</sup>（暴露状況での補正：0.89 mg/m<sup>3</sup>）であった<sup>4,5)</sup>。

ウ) Fischer 344 ラット雌雄各 6 匹を 1 群とし、0、5、25、125 mg/kg/day を 28 日間強制経口投与した結果、25 mg/kg/day 以上の群で貧血を認め、125 mg/kg/day 群では歩行異常を伴う中枢神経障害、精細管の萎縮及び上皮の変性、髄外造血、肝臓・脾臓・腎臓の重量増加、睾丸・胸腺の重量減少などがみられた。また、肝臓重量の増加は 5 mg/kg/day 群の雌で、脾臓

重量の増加は 25 mg/kg/day 群の雌雄でもみられた。この結果から、NOAEL は 5 mg/kg/day 未満であった<sup>6)</sup>。

エ) U.S. EPA (1991) は、マウス・ラットの 90 日間吸入試験(上記 ア)から得られた LOAEL 25 mg/m<sup>3</sup> を経口投与量に換算した 4.6 mg/kg/day (暴露状況での補正值) を経口暴露における LOAEL として設定している<sup>7)</sup>。

#### 生殖・発生毒性

Sprague-Dawley ラット雌 26 匹を 1 群とし、0、5、50、200 mg/m<sup>3</sup> を妊娠 6 日目から 15 日目まで吸入(6 時間/日)させた結果、母ラットでは 50 mg/m<sup>3</sup> 以上の群で脾臓の絶対重量、相対重量の増加、200 mg/m<sup>3</sup> 群で体重増加の抑制を認めたと、胎仔への影響はなかった<sup>8)</sup>。

Sprague-Dawley ラット雌雄各 30 匹を 1 群とし、0、5、50、201 mg/m<sup>3</sup> を 10 週間(6 時間/日、5 日/週)吸入させた二世世代試験の結果、50 mg/m<sup>3</sup> 以下の群では生殖への影響を認めなかったが、201 mg/m<sup>3</sup> 群の F<sub>0</sub> 及び F<sub>1</sub> 世代で精細管の萎縮症、精母細胞の変性、睾丸及び副睾丸の重量減少を認めた。しかし、他の生殖パラメーターや母ラットへの影響はみられなかった。この結果から、ラットの生殖・発生に対する NOEL は 50 mg/m<sup>3</sup> であった<sup>9)</sup>。

#### ヒトへの影響

17 ヶ月の間、職業的に本物質に暴露された 47 才の女性で、頭痛、吐き気、眩暈、脱力感、足のしびれ感、手足の痛覚過敏、チアノーゼ、低血圧、脾臓腫張、肝臓腫張と圧痛、黄疸などの神経、肝臓への影響ならびにメトヘモグロビン血症がみられたことが報告されている<sup>10)</sup>。

芳香族ニトロアミノ化合物を取り扱う染料工場では、慢性中毒としての貧血症のみられる労働者が多く、特に夏季にその傾向が強く、冬季には回復するといわれているが、これはメトヘモグロビン還元酵素の関与によるものとされている<sup>11)</sup>。

本物質の暴露により、動物では 5 ppm (26 mg/m<sup>3</sup>)<sup>12)</sup>、ヒトでは 6 ppm (32 mg/m<sup>3</sup>)<sup>13)</sup> の濃度でメトヘモグロビン血症を生じ、概ね 1 ppm (5.3 mg/m<sup>3</sup>) 程度がヒトの NOAEL に相当する<sup>14), 15)</sup> という報告がある。ACGIH (2000) はこれらの知見をもとに、メトヘモグロビン血症に対するリスクを最小化するために、暴露限界閾値 - 時間加重平均 (TLV-TWA) として 5 mg/m<sup>3</sup> を勧告している<sup>16)</sup>。これを NOAEL とし、暴露状況で補正すると 1.2 mg/m<sup>3</sup> となる。

## (2) 発がん性

#### 発がん性に関する知見の概要

Fischer 344 ラット、Charles River CD ラット及び B6C3F<sub>1</sub> マウス雌雄各 70 匹を 1 群とし、ラットに 0、5、25、126 mg/m<sup>3</sup> を、マウスに 0、25、126、252 mg/m<sup>3</sup> を 2 年間(6 時間/日、5 日/週)吸入させた結果<sup>5), 17)</sup>、Fischer 344 ラットでは、雄の 25 mg/m<sup>3</sup> 以上の群及び雌の 126 mg/m<sup>3</sup> 群で肝臓に好酸性の病変がみられ、雄では肝細胞腺腫及びがんの発生率の増加を認めた。また、雄では用量に依存した甲状腺の濾胞細胞腺腫及びがんの発生を認め、雄の 126 mg/m<sup>3</sup> 群で尿細管腺腫、雌の 25 mg/m<sup>3</sup> 以上の群で子宮内膜ポリープの発生率の増加がみられた。

Charles River CD ラットでは、25 mg/m<sup>3</sup> 以上の群で肝細胞腺腫及びがんの発生率増加がみられ、126 mg/m<sup>3</sup> 群では肝細胞の浮腫もみられたが、腎臓及び甲状腺の腫瘍及びがんを認めなかった。

B6C3F<sub>1</sub> マウスでは、25 mg/m<sup>3</sup>以上の群の雄で肺胞・細気管支の腫瘍及びがんの有意な発生率の増加を認め、雄の 126 mg/m<sup>3</sup>以上の群及び雌の 126 mg/m<sup>3</sup>で肺胞・細気管支の過形成の増加がみられた。また、雄では甲状腺の濾胞細胞腺腫の発生増加がみられ、126 mg/m<sup>3</sup>以上の群で濾胞細胞の過形成の増加がみられた。雌では 252 mg/m<sup>3</sup>群で肝細胞腺腫及び乳腺腺がんの有意な発生率の増加を認めた。

#### 発がんリスク評価の必要性

実験動物では発がん性が認められるものの、ヒトでの発がん性に関しては十分な証拠がないため、IARC の評価では 2B (ヒトに対して発がん性が有るかもしれない) に分類されている<sup>18)</sup>。このため、発がん性に関する定性的な評価を別途実施している。

#### (3) 無毒性量 (NOAEL) 等の設定

経口暴露については、信頼性のあるデータが得られなかった。

吸入暴露については、ラット・マウスの中長期試験から得られた NOAEL 5 mg/m<sup>3</sup> (嗅上皮・肝の変性) とヒトの知見から得られた NOAEL 5mg/m<sup>3</sup> (メトヘモグロビン血症) は共に信頼性のある最小値であったが、ヒトの知見を優先して採用し、これを暴露状況で補正した 1.2 mg/m<sup>3</sup> を無毒性量等として設定する。

なお、暴露評価の結果、主要な暴露経路が経口暴露と予測されたため、吸入暴露について得られた無毒性量等を経口換算した 0.36 mg/kg/day を、経口暴露についての無毒性量等の参考値として設定する。

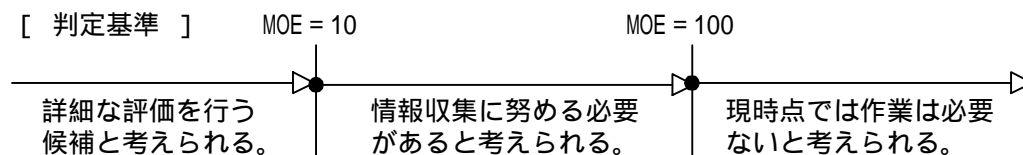
#### (4) 健康リスクの初期評価結果

表 3.2 健康リスクの初期評価結果

暴露経路		暴露量		無毒性量等		MOE
		平均値	予測最大量			
経口	飲料水	-	-	(0.36 mg/kg/day)	ヒト	-
	淡水*	0.0033 µg/kg/day 以上 0.0048 µg/kg/day 未満	0.0052 µg/kg/day 以上 0.0067 µg/kg/day 未満			(54,000 超 ~ 69,000)
吸入	環境大気	0.0083 µg/m <sup>3</sup>	0.11 µg/m <sup>3</sup>	1.2 mg/m <sup>3</sup>	ヒト	11,000
	室内空気	-	-			-

注：1) 飲料水、淡水\* (公共用水域) とは、経口暴露量のうち、水からの暴露量を求める際に用いた媒体を示す。

2) ( )内の数値は、吸入暴露の無毒性量等を経口換算したものを示す。



経口暴露については、淡水を常時摂取すると仮定した場合、暴露量は平均値で 0.0033 µg/kg/day 以上 0.0048 µg/kg/day 未満、予測最大量で 0.0052 µg/kg/day 以上 0.0067 µg/kg/day 未満であった。無毒性量等が設定できなかったため、経口暴露による健康リスクについては判定できないが、ヒトに対する知見より設定された吸入暴露の無毒性量等を経口換算して得られた参考値は 0.36 mg/kg/day であり、これと予測最大量から求めた MOE (Margin of Exposure) は 54,000 超 69,000 以下となる。



吸入暴露については、一般環境大気中の濃度についてみると、平均値で  $0.0083 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、予測最大量で  $0.11 \mu\text{g}/\text{m}^3$  であった。ヒトに対する知見より設定された無毒性量等  $1.2 \text{ mg}/\text{m}^3$  と予測最大量から求めた MOE は 11,000 となるため、一般環境大気の吸入暴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。

## 4. 生態リスクの初期評価

生態リスクの初期評価として、水生生物に対する化学物質の影響（内分泌攪乱作用に関するものを除く）についてのリスク評価を行った。

## (1) 生態毒性の概要

本物質の水生生物に対する影響濃度に関する知見の収集を行い、その信頼性を確認したもののについて生物群、毒性分類別に整理すると表 4.1 のとおりとなる。

表 4.1 生態毒性の概要

生物種	急性	慢性	毒性値 [μg/L]	生物名	エンドポイント /影響内容	暴露期間 [日]	信頼性			Ref. No.
							a	b	c	
藻類			<b>9,200</b>	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	NOEC GRO	3				14484
			16,000	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	LOEC GRO	3				14484
			<b>23,780</b>	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC <sub>50</sub> POP	4				16551
			28,000	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	EC <sub>50</sub> GRO	3				14484
			33,000	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	TT	7				5303
			441,000	<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC <sub>50</sub> BMS	4				9607
			33,000	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	TT POP	8				15134
甲殻類			<b>2,600</b>	<i>Daphnia magna</i>	NOEC REP	21				847
			3,800	<i>Daphnia carinata</i>	NOEC REP	14				14118
			<b>11,500</b>	<i>Daphnia magna</i>	EC <sub>50</sub> IMM	1				16968
			27,000	<i>Daphnia magna</i>	LC <sub>50</sub> MOR	2				5184
			60,000	<i>Daphnia magna</i>	EC <sub>50</sub> IMM	1				847
魚類			20,000	<i>Oryzias latipes</i>	TLm MOR	2				10132
			24,000	<i>Oryzias latipes</i>	TLm MOR	1				10132
		( )*	38,300	<i>Pimephales promelas</i>	NOEC MOR	7				3910
		( )	39,120	<i>Pimephales promelas</i>	LC <sub>50</sub> MOR	7				3910
			<b>59,000</b>	<i>Cyprinodon variegatus</i>	LC <sub>50</sub> MOR	4				10366
			135,000	<i>Poecilia reticulata</i>	LC <sub>50</sub> MOR	4				19263
その他			98,000	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	EC <sub>50</sub> GRO	1				11258
			143,000	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	IC <sub>50</sub> POP	60 時間				17313
			1,900	<i>Entosiphon sulcatum</i>	TT	3				5303

太字の毒性値は、PNEC 算出の際に参照した知見として本文で言及したものの、下線を付した毒性値は PNEC 算出の根拠として採用されたものを示す。

\*：試験期間が短く生態リスク初期評価ガイドラインの定義で慢性毒性には該当しないが、米国環境保護庁では慢性毒性として扱っているため( )にして示した。

信頼性) a：毒性値は信頼できる値である、b：ある程度信頼できる値である、

c：毒性値の信頼性は低いあるいは不明

エンドポイント) EC<sub>50</sub>( Median Effective Concentration )：半数影響濃度、IC<sub>50</sub>( Median Inhibition Concentration )：半数阻害濃度、LC<sub>50</sub> ( Median Lethal Concentration )：半数致死濃度、LOEC ( Lowest Observed Effect Concentration )：最小影響濃度、NOEC ( No Observed Effect Concentration )：無影響濃度、TLm ( Median Tolerance Limit )：半数生存限界濃度、TT ( Toxicity Threshold )：増殖阻害初期濃度

影響内容) BMS( Biomass )：生物現存量、GRO( Growth )：生長( 植物 )、成長( 動物 )、IMM( Immobilization )：遊泳阻害、MOR ( Mortality )：死亡、POP ( Population )：個体群の変化、REP ( Reproduction )：繁殖、再生産

## (2) 予測無影響濃度 (PNEC) の設定

急性毒性値及び慢性毒性値のそれぞれについて、信頼できる知見のうち生物群ごとに値の最も低いものを整理し、そのうち最も低い値に対して情報量に応じたアセスメント係数を適

用することにより、予測無影響濃度（PNEC）を求めた。

急性毒性値については、藻類では *Selenastrum capricornutum* に対する生長阻害の96時間半数影響濃度（EC<sub>50</sub>）23,780 μg/L、甲殻類では *Daphnia magna* に対する遊泳阻害の24時間半数影響濃度（EC<sub>50</sub>）が11,500 μg/L、魚類では *Cyprinodon variegatus* に対する96時間半数致死濃度（LC<sub>50</sub>）が59,000 μg/Lであった。急性毒性値について3生物群（藻類、甲殻類及び魚類）の信頼できる知見が得られたため、アセスメント係数として100を用いることとし、上記の毒性値のうち最も低い値（甲殻類の11,500 μg/L）にこれを適用することにより、急性毒性値によるPNECとして115 μg/Lが得られた。

慢性毒性値については、藻類では *Chlorella pyrenoidosa* に対する生長阻害の72時間無影響濃度（NOEC）9,200 μg/L、甲殻類では *Daphnia magna* に対する繁殖阻害の21日間無影響濃度（NOEC）が2,600 μg/Lであった。慢性毒性値について2生物群（藻類及び甲殻類）の信頼できる知見が得られたため、アセスメント係数として100を用いることとし、上記の毒性値のうち最も低い値（甲殻類の2,600 μg/L）にこれを適用することにより、慢性毒性値によるPNECとして26 μg/Lが得られた。

本物質のPNECとしては、甲殻類の慢性毒性値をアセスメント係数100で除した26 μg/Lを採用する。

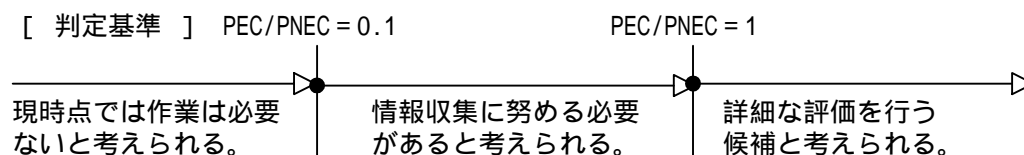
### (3) 生態リスクの初期評価結果

表 4.2 生態リスクの初期評価結果

媒体		平均濃度	最大値[95パーセンタイル値] 濃度（PEC）	PNEC	PEC/ PNEC 比
水質	公共用水域・淡水域	0.037μg/L 未満(2001)	0.037μg/L 未満(2001)	26 μg/L	<0.001
	公共用水域・海水域	0.037μg/L 未満(2001)	0.48μg/L 程度(2001)		0.02

注：1) 環境中濃度での（ ）内の数値は測点年を示す。

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・海水域ともに0.037μg/L未満で検出下限値未満であった。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0.037μg/L程度、海水域は0.48μg/L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、淡水域が0.001未満、海水域で0.02となるため、現時点では作業は必要ないと考えられる。

## 5 . 引用文献等

### ( 1 ) 物質に関する基本的事項

- 1) Hawley's Condensed Chemical Dictionary. 13th Ed. (1997): New York, NY. John Wiley & Sons, Inc.
- 2) The Merck Index, 13th Ed. (2001): Merck & Co., Inc.
- 3) CRC Handbook of Chemistry and Physics. 81st Ed. (2000): Boca Raton, FL. CRC Press Inc.
- 4) Physical and Thermodynamic Properties of Pure Chemicals Data Compilation. (1989): Washington, DC. Taylor & Francis, Inc.
- 5) American Chemical Society (1995): Exploring QSAR-Hydrophobic, Electronic, and Steric Constants. Washington, DC.
- 6) 財団法人化学物質評価研究機構 (2002): 既存化学物質安全性 (ハザード) 評価シート
- 7) College of Pharmacy, University of Arizona (1992): Aquasol Database (PC Version) of Aqueous Solubility. Version 5.
- 8) Charde, V. N., Parhad, N. M. and H. F. Daginawala (1990): Biodegradation of nitrobenzene by mixed bacterial culture systems. Asian Environ. 12: 41-45.
- 9) Dickel, O., Haug, W. and H.-J. Knackmuss (1993): Biodegradation of nitrobenzene by a sequential anaerobic process. Biodegradation 4: 187-194.
- 10) Atkinson, R. (1989): J. Phys. Chem. Ref. Data. Monograph No.1.
- 11) 財団法人化学物質評価研究機構 (2002): 安全性点検 DATA
- 12) Veith, G. D., DeFoe, D. L. and B. V. Bergstedt (1979): Measuring and estimating the bioconcentration factor of chemicals in fish. J. Fish. Res. Board Can. 36: 1040-1048.
- 13) Freitag, D., Geyer, H., Kraus, A., Viswanathan, R., Kotzias, D., Attar, A., Klein, W., and F. Korte (1982): Ecotoxicological profile analysis. VII. Screening chemicals for their environmental behavior by comparative evaluation. Ecotox. Environ. Safety 6: 60-81.
- 14) 14102 の化学商品 ( 2002 ) , 13901 の化学商品 ( 2001 ) , 13700 の化学商品 ( 2000 ) , 13599 の化学商品 ( 1999 ) , 13398 の化学商品 ( 1999 ) , 化学工業日報社

### ( 2 ) 暴露評価

- 1) ( 財 ) 日本環境衛生センター(2002): 平成 13 年度化学物質の暴露評価に関する調査報告書 ( 環境省請負業務 )
- 2) 環境庁保健調査室(1992): 平成 4 年版化学物質と環境
- 3) ( 財 ) 日本食品分析センター(2002): 平成 13 年度食事からの化学物質暴露量に関する調査報告書 ( 環境省請負業務 )
- 4) 環境省環境安全課(2002): 平成 13 年度化学物質環境汚染実態調査 ( 黒本調査 ) 結果

### ( 3 ) 健康リスクの初期評価

- 1) US National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH) RTECS Database.
- 2) 中央労働災害防止協会安全衛生情報センター, 化学物質の危険有害性に関する資料 ( <http://www.jaish.gr.jp/anzen/html/select/ankg00.htm> )
- 3) CIIT (Chemical Industry Institute of Toxicology) (1984): Ninety-day inhalation toxicity study of nitrobenzene in F-344 Rats, CD Rats, and B6C3F<sub>1</sub> Mice. Chemical Industry Institute of Toxicology, Research Triangle Park, NC.
- 4) CIIT (1993): A Chronic Inhalation Toxicity Study of Nitrobenzene in B6C3F<sub>1</sub> mice, Fischer 344 rats, and

- Sprague-Dawley (CD) rats. Volumes I and II. Chemical Industry Institute of Toxicology, Research Triangle Park, NC.
- 5) Cattley, R. C., J. I. Everitt, E. A. Gross, O. R. Moss, T. E. Hamm, and J. A. Popp (1994): Carcinogenicity and toxicity of inhaled nitrobenzene in B6C3F1 mice and F344 and CD rats [published erratum, *Fundam. Appl. Toxicol.* 1995:25(1): 159] *Fundam. Appl. Toxicol.* 22(3): 328-340.
  - 6) 下武男, 小野寺博志, 松島裕子, 外館あさひ, 三森国敏, 高橋道人, 前川昭彦 (1994): Nitrobenzene の F344 ラットにおける 28 日間反復投与毒性試験, 衛生試験所報告, No. 112, 71-81.
  - 7) U.S. EPA (1991) Integrated Risk Information System (IRIS), Nitrobenzene (CASRN 98-95-3).
  - 8) Tyl, R. W., K. A. France, L. C. Fisher, D. E. Dodd, I. M. Pritts, J. P. Lyon, F. O. O'Neal and G. Kimmerle (1987): Developmental toxicity evaluation of inhaled nitrobenzene in CD rats. *Fundam. Appl. Toxicol.* 8: 482-492.
  - 9) Dodd, D. E., E. H. Fowler, W. M. Snellings, I. M. Pritts, R. W. Tyl, J. P. Lyon, F. O. O'Neal and G. Kimmerle (1987): Reproduction and fertility evaluations in CD rats following nitrobenzene inhalation. *Fundam. Appl. Toxicol.* 8: 493-505.
  - 10) Ikeda, M. and A. Kita (1964): Excretion of *p*-nitrophenol and *p*-aminophenol in the urine of a patient exposed to nitrobenzene. *Br. J. Ind. Med.* 21: 210-213.
  - 11) 坂部弘之 (1975): 日本医師会雑誌 74: 1446.
  - 12) Hamm Jr, T. E., M. Phelps, T. H. Raynur; and R. D. Irons (1984): A 90-day inhalation study of nitrobenzene in F-344 rats, CD rats, and B6C3F1 mice. *Toxicologist* 4: 181.
  - 13) Pacseri, L., L. Magos, and A. Batskor (1958): Threshold and toxic limits of some amino and nitro compounds. *Arch. Ind. Health* 18: 1-8.
  - 14) Salmowa, J., J. Piotrowski, and U. Neuhom (1963): Evaluation of exposure to nitrobenzene. Absorption of nitrobenzene vapour through lungs and excretion of *p*-nitrophenol in urine. *Br. J. Ind. Med.* 20: 41-46.
  - 15) Henderson, Y., Haggard, H. W. (1943): *Noxious Gases*, p. 228. Reinhold Corp., New York.
  - 16) ACGIH (2001): *Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices*, Seventh Edition.
  - 17) Cattley, R. C., J. I. Everitt, E. A. Gross, O. R. Moss, T. E. Hamm Jr, and J. A. Popp (1995): Erratum. *Fundam. Appl. Toxicol.* 25: 159.
  - 18) IARC (1996): *Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk of Chemicals to Human*, Vol. 65.

#### (4) 生態リスクの初期評価

- 1) データベース : U.S. EPA 「AQUIRE」
- 2) 引用文献 ( Ref. No. : データベースでの引用文献番号 )
  - 847 : Kuhn, R., M. Pattard, K. Pernak, and A. Winter (1989) : Results of the Harmful Effects of Water Pollutants to *Daphnia magna* in the 21 Day Reproduction Test. *Water Res.* 23(4):501-510.
  - 3910 : Marchini, S., M.L. Tosato, T.J. Norberg-King, D.E. Hammermeister, and M.D. Hoglund (1992) : Lethal and Sublethal Toxicity of Benzene Derivatives to the Fathead Minnow, Using a Short-Term Test. *Environ.Toxicol.Chem.* 11(2):187-195.
  - 5184 : LeBlanc, G.A. (1980) : Acute Toxicity of Priority Pollutants to Water Flea (*Daphnia magna*). *Bull.Environ.Contam.Toxicol.* 24(5):684-691.
  - 5303 : Bringmann, G, and R. Kuhn (1980) : Comparison of the Toxicity Thresholds of Water Pollutants to Bacteria, Algae, and Protozoa in the Cell Multiplication Inhibition Test. *Water Res.* 14(3):231-241.
  - 10132 : Tonogai, Y., S. Ogawa, Y. Ito, and M. Iwaida (1982) : Actual Survey on TLM (Median Tolerance Limit) Values of Environmental Pollutants, Especially on Amines, Nitriles, Aromatic Nitrogen Compounds.

- J.Toxicol.Sci. 7(3):193-203.
- 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.
- 12513 : Yoshioka, Y., Y. Ose, and T. Sato (1986) : Correlation of the Five Test Methods to Assess Chemical Toxicity and Relation to Physical Properties. Ecotoxicol.Environ.Saf. 12(1):15-21.
- 14118 : Hattori, M., K. Senoo, S. Harada, Y. Ishizu, and M. Goto (1984) : The *Daphnia* Reproduction Test of Some Environmental Chemicals. Aquat.Ecol.Chem./Seitai Kagaku 6(4):23-27.
- 14484 : Ramos, E.U., W.H.J. Vaes, P. Mayer, and J.L.M. Hermens (1999) : Algal Growth Inhibition of *Chlorella pyrenoidosa* by Polar Narcotic Pollutants: Toxic Cell Concentrations and QSAR Modeling. Aquat.Toxicol. 46(1):1-10.
- 15134 : Bringmann, G., and R. Kuhn (1978) : Testing of Substances for Their Toxicity Threshold: Model Organisms *Microcystis (Diplocystis) aeruginosa* and *Scenedesmus quadricauda*. Mitt.Int.Ver.Theor.Angew.Limnol.21:275-284.
- 16551 : Bollman, M.A., W.K. Baune, S. Smith, K. DeWhitt, and L. Kapustka (1989) : Report on Algal Toxicity Tests on Selected Office of Toxic Substances (OTS) Chemicals. Epa 600/3-90-041, U.S. Epa, Corvallis, O R:186.
- 16968 : Tosato, M.L., L. Vigano, B. Skagerberg, and S. Clement (1991) : A New Strategy for Ranking Chemical Hazards. Framework and Application. Environ.Sci.Technol. 25:695-702.
- 17313 : Schultz, T.W., and B.A. Moulton (1984) : Structure-Activity Correlations of Selected Azaarenes, Aromatic Amines, and Nitroaromatics. In: K.L.E.Kaiser (Ed.), QSAR in Environmental Toxicology, Proc.of the Workshop held at McMaster University, Hamilton, Ont., Aug.16-18, 1983, D.Reidel Publ.Co., Dordrecht, Netherlands:337-357.
- 19263 : Ramos, E.U., C. Vermeer, W.H.J. Vaes, and J.L.M. Hermens (1998) : Acute Toxicity of Polar Narcotics to Three Aquatic Species (*Daphnia magna*, *Poecilia reticulata* and *Lymnaea stagnalis*) and Its Relation to Hydrophobicity. Chemosphere 37(4):633-650.