

[13] 3-メトキシアニリン

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： 3-メトキシアニリン

(別の呼称： *m*-アニシジン)

CAS 番号： 536-90-3

化審法官報公示整理番号： 3-682 (アミノフェノールアルキル (C=1~2) エーテル)

化管法政令番号：

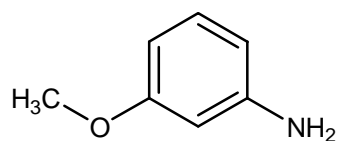
RTECS 番号： BZ5408000

分子式： C₇H₉NO

分子量： 123.15

換算係数： 1 ppm = 5.04 mg/m³ (気体、25°C)

構造式：



(2) 物理化学的性状

本物質は淡黄色の油状液体である¹⁾。

融点	-1°C ^{2),3)} 、 <1°C ⁴⁾
沸点	251°C ^{2),3),4)}
密度	1.096 g/cm ³ (20°C) ²⁾
蒸気圧	0.0750mmHg(=10.0Pa)(25°C) ³⁾
分配係数 (1-オクタノール/水) (log Kow)	1.01 ⁴⁾ 、 0.93 ^{3),5),6)}
解離定数 (pKa)	4.20(25°C) ²⁾ 、 4.24(22°C) ³⁾
水溶性 (水溶解度)	2.05 × 10 ⁴ mg/L(25°C) ⁴⁾

(3) 環境運命に関する基礎的事項

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

好氣的分解

分解率： BOD 0%、TOC 3%、HPLC 0% (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

OH ラジカルとの反応性 (大気中)

反応速度定数： 200 × 10⁻¹² cm³/(分子・sec) (AOPWIN⁸⁾により計算)

半減期：0.32 時間～3.2 時間 (OH ラジカル濃度を 3 × 10⁶～3 × 10⁵ 分子/cm³⁹⁾と仮定し計算)

加水分解性

半減期 : >1 年 (pH=4.0, 7.0, 9.0) ⁴⁾

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¹⁰⁾)

生物濃縮係数(BCF) : 3.2 (BCFBAF¹¹⁾により計算)

土壌吸着性

土壌吸着定数(Koc) : 45 (KOCWIN¹²⁾により計算)

(4) 製造輸入量及び用途**① 生産量・輸入量等**

「化学物質の製造・輸入数量に関する実態調査」によると、アミノフェノールアルキル (C=1~2) エーテルとしての平成 8 年度、平成 10 年度における製造 (出荷) 及び輸入量は 100 ~1,000t/年未満である^{13),14)}。

② 用途

本物質の用途は染料中間体である⁴⁾。

(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:708) に指定されている。また、アニシジン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）第一種指定化学物質ではないため、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 モデル¹⁾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 モデルによる媒体別分配割合 (%)

媒体	大気	水域	土壌	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	4.2	0.0	0.0	0.0
水域	17.8	99.6	15.3	28.2
土壌	78.0	0.0	84.7	71.6
底質	0.1	0.4	0.1	0.1

注：数値は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 ^{a)}	算術 平均値	最小値	最大値 ^{a)}	検出 下限値	検出率	調査地域	測定年度	文献
一般環境大気	µg/m ³	<0.5	<0.5	<0.5	0.5	0/17	全国	1990	2)
室内空気	µg/m ³								
食物	µg/g								
飲料水	µg/L								
地下水	µg/L	<0.016	<0.016	<0.016	0.016	0/10	全国	2003	3)
土壌	µg/g								

媒体	幾何 平均値 ^{a)}	算術 平均値	最小値	最大値 ^{a)}	検出 下限値	検出率	調査地域	測定年度	文献	
公共用水域・淡水	μg/L	<0.016	<0.016	<0.016	<0.016	0.016	0/30	全国	2003	3)
		<0.02	<0.02	<0.02	0.032	0.02	1/7	全国	1990	2)
公共用水域・海水	μg/L	<0.016	<0.016	<0.016	<0.016	0.016	0/10	全国	2003	3)
		<0.02	<0.02	<0.02	0.023	0.02	1/9	全国	1990	2)
底質(公共用水域・淡水)	μg/g	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	0.02	0/9	全国	1990	2)
底質(公共用水域・海水)	μg/g	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	0.02	0/10	全国	1990	2)
魚類(公共用水域・淡水)	μg/g	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	0.002	0/8	全国	1990	2)
魚類(公共用水域・海水)	μg/g	<0.002	<0.002	<0.002	0.0046	0.002	1/10	全国	1990	2)

注：a) 最大値または幾何平均値の欄の**太字**で示した数字は、ばく露の推定に用いた値を示す

(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）。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
平均	大気 一般環境大気	過去のデータではあるが 0.5 μg/m ³ 未満程度 (1990)	過去のデータではあるが 0.15 μg/kg/day 未満程度
	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	0.016 μg/L 未満程度 (2003)	0.00064 μg/kg/day 未満程度
	公共用水域・淡水	0.016 μg/L 未満程度 (2003)	0.00064 μg/kg/day 未満程度
	食物	データは得られなかった	データは得られなかった
	土壌	データは得られなかった	データは得られなかった
最大値	大気 一般環境大気	過去のデータではあるが 0.5 μg/m ³ 未満程度 (1990)	過去のデータではあるが 0.15 μg/kg/day 未満程度
	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	0.016 μg/L 未満程度 (2003)	0.00064 μg/kg/day 未満程度
	公共用水域・淡水	0.016 μg/L 未満程度 (2003)	0.00064 μg/kg/day 未満程度

	媒 体	濃 度	一 日 ば く 露 量
	食 物	データは得られなかった	データは得られなかった
	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。なお、一般環境大気から過去のデータではあるが $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満程度となった。

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 $0.00064 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$ 未満程度であった。魚類中濃度の実測値を用いて経口ばく露量を推定した結果、本物質は環境媒体から食物経由で摂取されるばく露量は少ないと考えられる。

表 2.4 人の一日ばく露量

媒 体		平均ばく露量 ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)	予測最大ばく露量 ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$)
大 気	一般環境大気	(過去のデータではあるが <u>0.15</u>)	(過去のデータではあるが <u>0.15</u>)
	室内空気		
水 質	飲料水		
	地下水	<u>0.00064</u>	<u>0.00064</u>
	公共用水域・淡水	(<u>0.00064</u>)	(<u>0.00064</u>)
食 物			
土 壤			
経口ばく露量合計		<u>0.00064</u>	<u>0.00064</u>
総ばく露量		<u>0.00064</u>	<u>0.00064</u>
参考値 1		<u>0.15064</u>	<u>0.15064</u>

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

2) () 内の数字は、ばく露量合計の算出に用いていない

3) 参考値 1 は、一般環境大気に過去のデータを用いた場合を示す

(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、海域ともに $0.016 \mu\text{g}/\text{L}$ 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	$0.016 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (2003)	$0.016 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (2003)
海 水	$0.016 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (2003)	$0.016 \mu\text{g}/\text{L}$ 未満程度 (2003)

注：1) () 内の数値は測定年度を示す

2) 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

本物質の体内動態や代謝について、知見は得られなかった。

しかし、下記に示した単回強制経口投与による急性毒性試験では、コーン油に溶解した本物質 200～2,000 mg/kg を投与した場合には 500 mg/kg 以上の群で投与後 5～30 分からよろめき歩行や流涎、流涙などがみられ、蒸留水に溶解して 200、300 mg/kg を投与した場合には投与直後～20 分から腹臥、呼吸緩徐、流涎、よろめき歩行などがみられており¹⁾、本物質が消化管から速やかに吸収されることは明らかである。

(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¹⁾

動物種	経路	致死量、中毒量等
ラット	経口	LD ₅₀ > 300 mg/kg (溶媒: 蒸留水)
ラット	経口	LD ₅₀ 526 mg/kg (溶媒: コーン油)

本物質は血液に影響を与え、メトヘモグロビンを生成することがある。吸入するとチアノーゼや錯乱、痙攣、眩暈、頭痛、吐き気、意識喪失を生じ、経口摂取した場合にもこれらの症状が現れることがある²⁾。

② 中・長期毒性

ア) Sprague-Dawley ラット雄にコーン油を溶媒として 0、37.5、75、150、300 mg/kg/day、蒸留水を溶媒として 0、18.8、37.5、75 mg/kg/day を 2 週間強制経口投与した用量設定のための予備試験では、いずれの群にも死亡はなかったが、150 mg/kg/day 以上の群で脾臓の腫大がみられ、300 mg/kg/day 群で体重増加の抑制傾向もみられた。このため、コーン油を溶媒とし、300 mg/kg/day を最高用量とするのが妥当と考えられた³⁾。

イ) Sprague-Dawley ラット雌雄各 12 匹を 1 群とし、0、2.4、12、60、300 mg/kg/day を交尾前 2 週から雄に 50 日間、雌には妊娠期間を通して哺育 4 日 (40～49 日間) 強制経口投与した結果、雄の 300 mg/kg/day 群で投与 2 日から褐色尿が全数にみられ、8 日から体重増加の有意な抑制、25 日からは流涎もみられるようになった。雄の 60 mg/kg/day 以上の群で赤血球数、ヘモグロビン濃度、ヘマトクリット値が有意に減少して総ビリルビンが有意に増加し、300 mg/kg/day 群で網赤血球数、白血球数、好中球比、ナトリウム、無機リンが有意に増加し、リンパ球比、総タンパク質、ブドウ糖、カルシウムが有意に減少した。雄の脾臓は 300 mg/kg/day 群で腫大して絶対及び相対重量は有意に増加しており、2.4 mg/kg/day 以上の群で髄外造血、12 mg/kg/day 群で褐色色素沈着、60 mg/kg/day 以上の群でうっ血、B 細胞領域 (白脾髄辺縁帯) のリンパ球減少がみられた。この他、雄の 300 mg/kg/day 群の肝臓で相対重量の有意な増加や髄外造血、クッパー細胞内の褐色色素沈着、腎臓で相対重量の有意な増加

や近位尿細管上皮の褐色色素沈着などもみられた。雌でも 300 mg/kg/day 群では交尾前から交尾期間に褐色尿や体重増加の有意な抑制がみられ、試験期間終了後には 2.4 mg/kg/day 以上の群の脾臓で髓外造血、60 mg/kg/day 以上の群の脾臓で相対重量の有意な増加や褐色色素沈着、B 細胞領域のリンパ球減少、300 mg/kg/day 群の脾臓で腫大やうっ血、肝臓の髓外造血や褐色色素沈着などがみられた³⁾。この結果から、LOAEL を 2.4 mg/kg/day とする。

③ 生殖・発生毒性

ア) Sprague-Dawley ラット雌雄各 12 匹を 1 群とし、0、2.4、12、60、300 mg/kg/day を交尾前 2 週から雄に 50 日間、雌には妊娠期間を通して哺育 4 日（40～49 日間）強制経口投与した結果、雄の 300 mg/kg/day 群で精巣相対重量の有意な増加を認め、中程度の精巣萎縮が対照群及び 300 mg/kg/day 群の各 1 匹にみられた。発情回数や交尾率、妊娠動物数、受胎率、着床痕数に影響はなく、60 mg/kg/day 以下の群では妊娠期間や出産率も同程度であり、分娩状態にも影響はなかったが、300 mg/kg/day 群では妊娠 25 日までに分娩がみられず、出産率は 0%であった。雌の 300 mg/kg/day 群の剖検では対照群とほぼ同程度の着床痕が確認されたので、300 mg/kg/day 群では着床後の早期に胎仔の致死作用が発現したと考えられた。60 mg/kg/day 以下の群では出産仔数や死産仔数、仔の体重、生存率、性比等に影響はなく、外表系の異常もみられなかった³⁾。この結果から、NOAEL を母ラット及び胎仔で 60 mg/kg/day とする。

④ ヒトへの影響

ヒトへの影響に関して、知見は得られなかった。

(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 ^{注)}	—
EU	EU	—
USA	EPA	—
	ACGIH	—
	NTP	—
日本	日本産業衛生学会	—
ドイツ	DFG	—

注：本物質の異性体である 2-メトキシアニリンを IARC (1999) は 2B（ヒトに対して発がん性があるかもしれない）⁴⁾、4-メトキシアニリンを IARC (1982) は 3（ヒトに対する発がん性については分類できない）⁵⁾ に分類している。

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^{6,7,8)}、大腸菌^{6,8)} で遺伝子突然変異を誘発しなかったが、S9 添加の有無にかかわらず誘発した報告⁹⁾、S9 添加でのみ誘発した報告¹⁰⁾ もあった。S9 無添加のチャイニーズハムスター卵巣 (CHO) 細胞で染色体異常及び姉妹染色分体交換を誘発したが、S9 添加では染色体異常を誘発せず、姉妹染色分体交換についても不明瞭な結果であった¹¹⁾。また、S9 無添加のチャイニーズハムスター肺細胞 (CHL) で染色体構造異常を誘発したが、S9 添加での誘発はなく、倍数体の誘発は S9 添加の有無にかかわらずなかった¹²⁾。ラットの肝細胞 (初代培養) で不定期 DNA 合成を誘発しなかった⁷⁾。

in vivo 試験系では、経口投与したマウスの雄の最大用量 (800 mg/kg) 群の骨髄で小核を誘発したが、雌では誘発しなかった¹³⁾。経口投与したマウスの精巣で DNA 合成の阻害¹⁴⁾、ショウジョウバエで体細胞組換え¹⁵⁾ を誘発しなかった。

○ 実験動物に関する発がん性の知見

実験動物での発がん性に関して、知見は得られなかった。

○ 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及び生殖・発生毒性等に関する知見が得られているが、発がん性については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 LOAEL 2.4 mg/kg/day (脾臓の髄外造血) を試験期間が短かったことから 10 で除し、LOAEL であるために 10 で除した 0.024 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、無毒性量等の設定ができなかった。

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	—	—	0.024 mg/kg/day ラット	—
	地下水	0.00064 µg/kg/day 未満程度	0.00064 µg/kg/day 未満程度		3,800 超

経口ばく露については、地下水を摂取すると仮定した場合、平均ばく露量、予測最大ばく露量はともに 0.00064 µg/kg/day 未満程度であった。無毒性量等 0.024 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 3,800 超となる。環境媒体から食物経由で摂取されるばく露量については少ないと推定されることから、そのばく露を加えても MOE が大きく変化することはないと考えられる。

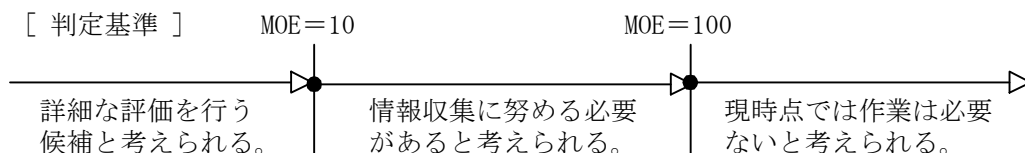
従って、本物質の経口ばく露による健康リスクについては、現時点では作業は必要ないと考えられる。

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	—	—	—	—
	室内空気	—	—		—

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、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 0.08 mg/m³ となるが、これと一般環境大気中の最大値として過去に報告 (1990 年) のあった 0.5 µg/m³ 未満程度から算出した MOE は 16 超となる。本物質の生産量や輸入量については不明であるため、その後の環境中濃度の推移を推定することはできない。このため、生産量等のデータの把握を行った上で、本物質の一般環境大気の吸入ばく露による健康リスクの評価に向けて検出下限値の見直しを含めたばく露量把握の必要性について検討する必要があると考えられる。



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	○		10,000	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO(AUG)	3	B	B	2)
	○		52,000	<i>Scenedesmus pannonicus</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO	3	B	B	1)-6629
甲殻類		○	28	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	NOEC REP	21	B	C	2)
	○		110	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	2	B	B	1)-6629
	○		120,000	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	1	B	B	2)
魚類	○		161,000	<i>Oryzias latipes</i>	メダカ	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-6629
	○		240,000	<i>Oryzias latipes</i>	メダカ	LC ₅₀ MOR	4	B	B	2)
その他	○		101,000,000	<i>Tetrahymena pyriformis</i>	テトラヒメナ属	IGC ₅₀ POP	2	C	C	4)-2010104

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

- EC₅₀ (Median Effective Concentration)：半数影響濃度、IGC₅₀ (50% Growth Inhibition Concentration)：半数生長阻害濃度、
LC₅₀ (Median Lethal Concentration)：半数致死濃度、NOEC (No Observed Effect Concentration)：無影響濃度

影響内容

- GRO (Growth)：生長 (植物)、IMM (Immobilization)：遊泳阻害、MOR (Mortality)：死亡、
POP (Population Changes)：個体群の変化、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)

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

環境庁²⁾は緑藻類 *Pseudokirchneriella subcapitata* (旧名 *Selenastrum capricornutum*) の増殖影響

試験を実施した。設定試験濃度は0（対照区）、1.0、1.7、3.1、5.6、10.0mg/L（公比1.8）であった。面積法による72時間半数影響濃度(EC₅₀)は、設定濃度に基づき10,000μg/Lであった。

2) 甲殻類

Canton ら¹⁾⁻⁶⁶²⁹はOECD提案の試験方法(1979)に準拠し、オオミジンコ *Daphnia magna* の急性毒性試験を実施した。試験用水には、オランダ標準水(DSW：硬度1~2mmol/L)が用いられた。遊泳阻害に関する48時間半数影響濃度(EC₅₀)は、実測濃度に基づき110μg/Lであった。

3) 魚類

Canton ら¹⁾⁻⁶⁶²⁹はOECD提案の試験方法(1979)に準拠し、メダカ *Oryzias latipes* の急性毒性試験を実施した。試験用水には、オランダ標準水(DSW：硬度1~2mmol/L)が用いられた。96時間半数致死濃度(LC₅₀)は、実測濃度に基づき161,000μg/Lであった。

(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	10,000μg/L
甲殻類	<i>Daphnia magna</i>	遊泳阻害；48時間 EC ₅₀	110μg/L
魚類	<i>Oryzias latipes</i>	96時間 LC ₅₀	161,000μg/L

アセスメント係数：100 [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（甲殻類の110μg/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 1.1μg/Lが得られた。

慢性毒性については信頼できる知見が得られなかったため、本物質のPNECとしては甲殻類の急性毒性値から得られた1.1μg/Lを採用する。

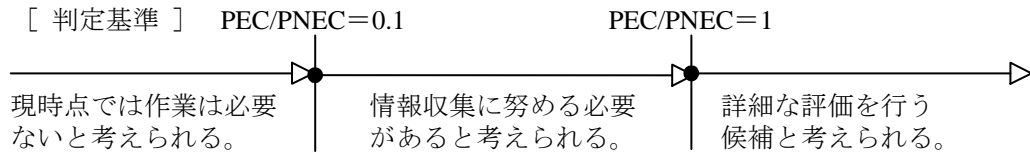
(3) 生態リスクの初期評価結果

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	0.016μg/L未満程度 (2003)	0.016μg/L未満程度 (2003)	1.1 μg/L	<0.01
公共用水域・海水	0.016μg/L未満程度 (2003)	0.016μg/L未満程度 (2003)		<0.01

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、平均濃度で見ると淡水域、海水域ともに $0.016\mu\text{g/L}$ 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)も、淡水域、海水域ともに平均濃度と同様に $0.016\mu\text{g/L}$ 未満程度であり、いずれも検出下限値未満であった。

予測環境中濃度(PEC)と予測無影響濃度(PNEC)の比は、淡水域、海水域ともに 0.01 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。

4. 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) 有機合成化学協会(1985)：有機化合物辞典 講談社サイエンティフィク：45.
- 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) 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: 374.
- 4) OECD High Production Volume Chemicals Program (1995): SIDS (Screening Information Data Set) Initial Assessment Report.
- 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:32
- 7) 厚生労働省, 経済産業省, 環境省：化審法データベース (J-CHECK)., (<http://www.safe.nite.go.jp/jcheck>, 2010.10.23 現在).
- 8) U.S. Environmental Protection Agency, AOPWIN™ v.1.92.
- 9) Howard, P.H. et al. ed. (1991): Handbook of Environmental Degradation Rates, Boca Raton, London, New York, Washington DC, Lewis Publishers: xiv.
- 10) 通産省公報(1990.12.28)
- 11) U.S. Environmental Protection Agency, BCFBAF™ v.3.00.
- 12) U.S. Environmental Protection Agency, KOCWIN™ v.2.00.
- 13) 通商産業省：平成 8 年度既存化学物質の製造・輸入量に関する実態調査.
- 14) 通商産業省 (1999)：平成 10 年度既存化学物質の製造・輸入量に関する実態調査.

(2) ばく露評価

- 1) U.S. Environmental Protection Agency, EPI Suite™ v.4.00.
- 2) 環境庁環境保健部保健調査室 (1991)：平成 2 年度化学物質環境汚染実態調査.
- 3) 環境省水環境部企画課(2005)：平成 15 年度要調査項目測定結果.

(3) 健康リスクの初期評価

- 1) 化学物質点検推進連絡協議会(1994): 3-メトキシベンゼナミンのラットにおける単回経口投与毒性試験. 化学物質毒性試験報告. 1: 259-262.
- 2) IPCS (2002): International Chemical Safety Cards. 0375. *m*-anisidine.
- 3) 化学物質点検推進連絡協議会(1994): 3-メトキシベンゼナミンのラットにおける経口投与による反復投与毒性・生殖発生毒性併合試験. 化学物質毒性試験報告. 1: 263-276.

- 4) IARC (1999): IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Volume 73. Some chemicals that cause tumours of the kidney or the urinary bladder in rodents and some other substances.
- 5) IARC (1982): IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Supplement 7. Overall evaluations of carcinogenicity: an updating of iarc monographs volumes 1 to 42.
- 6) Haworth, S., T. Lawlor, K. Mortelmans, W. Speck and E. Zeiger (1983): Salmonella mutagenicity test results for 250 chemicals. Environ. Mutagen. 5(Suppl. 1): 3-142.
- 7) Thompson, C.Z., L.E. Hill, J.K. Epp and G.S. Probst (1983): The induction of bacterial mutation and hepatocyte unscheduled DNA synthesis by monosubstituted anilines. Environ. Mutagen. 5: 803-811.
- 8) Watanabe, K., K. Sakamoto and T. Sasaki (1996): Comparisons on chemically-induced mutagenicity among four bacterial strains, *Salmonella typhimurium* TA102 and TA2638, and *Escherichia coli* WP2/pKM101 and WP2 uvrA/pKM101: collaborative study I. Mutat. Res. 361: 143-155.
- 9) Zeiger, E., B. Anderson, S. Haworth, T. Lawlor and K. Mortelmans (1992): Salmonella mutagenicity tests: V. Results from the testing of 311 chemicals. Environ. Mol. Mutagen. 19(Suppl.21): 2-141.
- 10) 化学物質点検推進連絡協議会(1994): 微生物を用いた 3-メトキシベンゼナミンの変異原性試験. 化学物質毒性試験報告. 1: 277-278.
- 11) Galloway, S.M., M.J. Armstrong, C. Reuben, S. Colman, B. Brown, C. Cannon, A.D. Bloom, F. Nakamura, M. Ahmed, S. Duk, J. Rimpo, B.H. Margolin, M.A. Resnick, B. Anderson and E. Zeiger (1987): Chromosome aberrations and sister chromatid exchanges in Chinese hamster ovary cells: evaluations of 108 chemicals. Environ. Mol. Mutagen. 10(Suppl. 10): 1-175.
- 12) 化学物質点検推進連絡協議会(1994): 3-メトキシベンゼナミンのチャイニーズ・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. 1: 279-280.
- 13) 化学物質点検推進連絡協議会(1994): 3-メトキシベンゼナミンのマウスを用いる小核試験. 化学物質毒性試験報告. 1: 281-286.
- 14) Seiler, J.P. (1977): Inhibition of testicular DNA synthesis by chemical mutagens and carcinogens. Preliminary results in the validation of a novel short term test. Mutat. Res. 46: 305-310.
- 15) Rodriguez-Arnaiz, R. and G.O. Téllez (2002): Structure-activity relationships of several anisidine and dibenzanthracene isomers in the *w/w+* somatic assay of *Drosophila melanogaster*. Mutat. Res. 514: 193-200.

(4) 生態リスクの初期評価

1) U.S.EPA 「AQUIRE」

6629 : Canton, J.H., W. Slooff, H.J. Kool, J. Struys, Th.J.M. Pouw, R.C.C. Wegman, and G.J. Piet (1985): Toxicity, Biodegradability and Accumulation of a Number of Cl/N-Containing Compounds for Classification and Establishing Water Quality Criteria. Regul.Toxicol.Pharmacol. 5:123-131.

- 2) 環境庁(1991) : OECD 高生産量化学物質生態影響検討調査 (平成 2 年度環境保全総合調査促進調整費による報告書)
- 3) (独)国立環境研究所報告書 ; 該当なし
- 4) その他

2010104 : Damborsky, J., and T.W. Schultz (1997): Comparison of the QSAR Models for Toxicity and Biodegradability of Aniline and Phenol. Chemosphere. 34(2): 429-446.