

化学物質の初期リスク評価書

Ver. 0.5

No.30

2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノール

2-(Di-*n*-butylamino)ethanol

化学物質排出把握管理促進法政令号番号：1-160

CAS 登録番号：102-81-8

2007 年 12 月

独立行政法人 製品評価技術基盤機構

財団法人 化学物質評価研究機構

委託元 独立行政法人 新エネルギー・産業技術総合開発機構

序 文

目的

「化学物質の初期リスク評価書」は、独立行政法人 新エネルギー・産業技術総合開発機構から委託された化学物質総合評価管理プログラムの一環である「化学物質のリスク評価及びリスク評価手法の開発」プロジェクトの成果である。このプロジェクトは、「特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律」(化学物質排出把握管理促進法)の対象化学物質を中心に有害性情報、排出量等の暴露情報など、リスク評価のための基礎データを収集・整備するとともに、これらを利用したリスク評価手法を開発し、評価するものである。

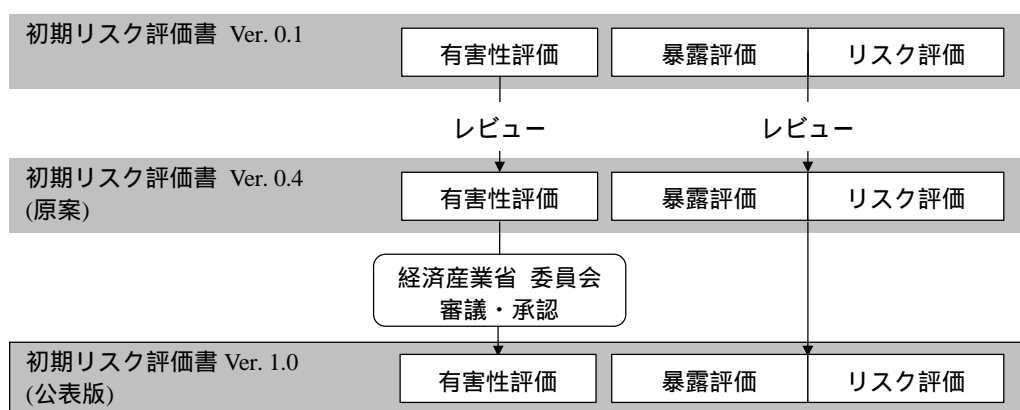
「化学物質の初期リスク評価書」では、環境中の生物及びヒト健康に対する化学物質のリスクについてスクリーニング評価を行い、その結果、環境中の生物あるいはヒト健康に悪影響を及ぼすことが示唆されると判断された場合は、その化学物質に対して更に詳細な調査、解析及び評価等の必要とされる行動の提案を行うことを目的とする。

初期リスク評価の対象

化学物質排出把握管理促進法第一種指定化学物質のうち、生産量、環境への排出量及び有害性情報などを基に選択した化学物質を初期リスク評価の対象とする。環境中の生物への影響については、有害性評価手法が国際的に整えられている水生生物を対象とする。ヒト健康への影響については、我が国の住民を対象とし、職業上の暴露は考慮しない。

公表までの過程

財団法人 化学物質評価研究機構及び独立行政法人 製品評価技術基盤機構が共同して評価書案を作成し、有害性評価(環境中の生物への影響及びヒト健康への影響)については外部の有識者によるレビューを受け、その後、経済産業省化学物質審議会管理部会・審査部会安全評価管理小委員会の審議、承認を得ている。また、暴露評価及びリスク評価については独立行政法人 産業技術総合研究所によるレビューを受けている。本評価書は、これらの過程を経て公表している。



なお、本評価書の作成に関する手法及び基準は「化学物質の初期リスク評価指針 Ver. 1.0」及び「作成マニュアル Ver. 1.0」として、ホームページ (<http://www.nite.go.jp/>) にて公開されている。

要 約

2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールは主に繊維の均染剤の合成原料や潤滑油剤に用いられ、その他にウレタン製造時の発泡用の触媒や乳化剤として使用される。化学物質排出把握管理促進法に基づく「平成 13 年度届出排出量及び移動量並びに届出外排出量の集計結果」によると、届出事業者からは 1 年間に全国で、大気に 110 kg、公共用水域に 420 kg 排出され、廃棄物に 347 kg 移動した。また、届出外排出量として 6 トンが排出されたと推計されている。

環境中の生物に対する暴露マージンと初期リスク評価: 2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの公共用水域中濃度の測定結果は入手できなかった。河川中化学物質濃度分布予測モデルを用いた関東地域の推定河川水中濃度の最大値は 0.32 $\mu\text{g/L}$ であった。そこで、環境中の生物に対するリスクを評価する推定環境濃度 (EEC) として、この 0.32 $\mu\text{g/L}$ を採用する。長期毒性の無影響濃度 (NOEC) の最小値は藻類であるセレナストラムの生長速度に対する 72 時間 NOEC の 3.09 mg/L であった。この値と EEC 0.32 $\mu\text{g/L}$ を用いて暴露マージン (MOE) を算出した結果、MOE 9,700 は、本評価における不確実係数積 50 より大きく、現時点では 2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールが環境中の水生生物に悪影響を及ぼすことはないと判断する。

ヒト健康に対する暴露マージンと初期リスク評価: 2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの大気中濃度 (0.0018 $\mu\text{g}/\text{m}^3$: 推定値)、飲料水中濃度の代用として河川水中濃度 (0.32 $\mu\text{g/L}$: 推定値) 及び魚体内濃度 (1.25 $\mu\text{g}/\text{g}$: 推定値) より、ヒトの体重 1 kg あたりの 1 日推定摂取量を 0.00072 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日}$ (吸入経路)、0.016 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日}$ (経口経路) と推定した。2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールのヒトにおける定量的な健康影響データは得られていないため、ヒト健康への影響のリスク評価には動物試験データとして、吸入経路では、ラットの 27 週間吸入暴露試験における最高暴露量において影響がみられなかった濃度 22 ppm (換算値: 21 mg/kg/日相当) をこの試験の NOAEL とし、経口経路では、ラットの 5 週間の反復 (飲水) 投与における体重の減少を指標とした NOAEL 2,000 mg/L (換算値: 雄 200 mg/kg/日相当) を用いた。吸入及び経口経路の MOE 29,000,000 及び 13,000,000 は、不確実係数積 100 及び 1,000 より大きく、現時点では 2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールがヒト健康に悪影響を及ぼすことはないと判断する。

目 次

1. 化学物質の同定情報.....	1
1.1 物質名.....	1
1.2 化学物質審査規制法官報公示整理番号.....	1
1.3 化学物質排出把握管理促進法政令号番号.....	1
1.4 CAS 登録番号.....	1
1.5 構造式.....	1
1.6 分子式.....	1
1.7 分子量.....	1
2. 一般情報.....	1
2.1 別 名.....	1
2.2 純 度.....	1
2.3 不純物.....	1
2.4 添加剤又は安定剤.....	1
2.5 現在の我が国における法規制.....	1
3. 物理化学的性状.....	2
4. 発生源情報.....	2
4.1 製造・輸入量等.....	2
4.2 用途情報.....	2
4.3 排出源情報.....	3
4.3.1 化学物質排出把握管理促進法に基づく排出源.....	3
4.3.2 その他の排出源.....	4
4.4 排出経路の推定.....	4
5. 環境中運命.....	4
5.1 大気中での安定性.....	4
5.2 水中での安定性.....	5
5.2.1 非生物的分解性.....	5
5.2.2 生分解性.....	5
5.2.3 下水処理による除去.....	5
5.3 環境水中での動態.....	5
5.4 生物濃縮性.....	5

6.	暴露評価.....	5
6.1	環境中分布予測.....	5
6.2	環境中濃度.....	6
6.2.1	環境中濃度の測定結果.....	6
6.2.2	環境中濃度の推定.....	7
6.3	水生生物生息環境における推定環境濃度.....	8
6.4	ヒトへの暴露シナリオ.....	9
6.4.1	環境経由の暴露.....	9
6.4.2	消費者製品経由の暴露.....	9
6.5	推定摂取量.....	9
7.	環境中の生物への影響.....	10
7.1	水生生物に対する影響.....	10
7.1.1	微生物に対する毒性.....	10
7.1.2	藻類に対する毒性.....	10
7.1.3	無脊椎動物に対する毒性.....	10
7.1.4	魚類に対する毒性.....	11
7.1.5	その他の水生生物に対する毒性.....	11
7.2	陸生生物に対する影響.....	12
7.2.1	微生物に対する毒性.....	12
7.2.2	植物に対する毒性.....	12
7.2.3	動物に対する毒性.....	12
7.3	環境中の生物への影響 (まとめ).....	12
8.	ヒト健康への影響.....	13
8.1	生体内運命.....	13
8.2	疫学調査及び事例.....	13
8.3	実験動物に対する毒性.....	13
8.3.1	急性毒性.....	13
8.3.2	刺激性及び腐食性.....	13
8.3.3	感作性.....	14
8.3.4	反復投与毒性.....	14
8.3.5	生殖・発生毒性.....	16
8.3.6	遺伝毒性.....	16
8.3.7	発がん性.....	17
8.4	ヒト健康への影響 (まとめ).....	17
9.	リスク評価.....	17
9.1	環境中の生物に対するリスク評価.....	17

9.1.1	リスク評価に用いる推定環境濃度	17
9.1.2	リスク評価に用いる無影響濃度	18
9.1.3	暴露マージンの算出	18
9.1.4	環境中の生物に対するリスク評価結果	18
9.2	ヒト健康に対するリスク評価	18
9.2.1	ヒトの推定摂取量	19
9.2.2	リスク評価に用いる無毒性量	19
9.2.3	暴露マージンの算出	19
9.2.4	ヒト健康に対する初期リスク評価結果	20
文 献		21

1. 化学物質の同定情報

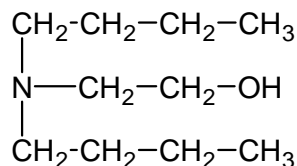
1.1 物質名 : 2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノール

1.2 化学物質審査規制法官報公示整理番号 : 2-353

1.3 化学物質排出把握管理促進法政令号番号 : 1-160

1.4 CAS登録番号 : 102-81-8

1.5 構造式



1.6 分子式 : C₁₀H₂₃NO

1.7 分子量 : 173.30

2. 一般情報

2.1 別名

N,N-ジブチルエタノールアミン

2.2 純度

99%以上 (一般的な製品)

(化学物質評価研究機構, 2002)

2.3 不純物

2-(*n*-ブチルアミノ)エタノール (一般的な製品)

(化学物質評価研究機構, 2002)

2.4 添加剤又は安定剤

無添加 (一般的な製品)

(化学物質評価研究機構, 2002)

2.5 現在の我が国における法規制

化学物質排出把握管理促進法：第一種指定化学物質

化学物質審査規制法：第二種監視化学物質

消防法：危険物第四類第三石油類

労働安全衛生法：名称等を通知すべき有害物

船舶安全法：毒物類

航空法：毒物

3. 物理化学的性状

外 観	: 無色液体	(IPCS, 2004)
融 点	: -70	(IPCS, 2004)
沸 点	: 222 ~ 232	(IPCS, 2004)
引 火 点	: 90 (密閉式)	(IPCS, 2004)
	93 (開放式)	(NFPA, 2002)
発 火 点	: 165	(IPCS, 2004)
爆 発 限 界	: 0.5 ~ 0.9 vol % (空气中)	(IPCS, 2004)
比 重	: 0.860 (20 /4)	(Gangolli, 1999)
蒸 気 密 度	: 5.98 (空気 = 1、計算値)	
蒸 気 圧	: 13 Pa (20)	(CCOHS, 2000)
分 配 係 数	: オクタン/水分配係数 log Kow = 2.01 (推定値)	(SRC:KowWin, 2003)
解 離 定 数	: データなし	
スペクトル	: 主要マススペクトルフラグメント	
	m/z 142 (基準ピーク = 1.0)、130 (0.59)、100 (0.32) (NIST, 1998)	
吸 脱 着 性	: 土壌吸着係数 Koc = 69 (推定値)	(SRC:PcKocWin, 2003)
溶 解 性	: 水 : 1 g/L 未満 (18)	(Gangolli, 1999)
	4 g/L (25 、測定値)	(SRC:PhysProp, 2002)
	アセトン、エタノール、ジメチルスルホキシドなどの有機溶媒 : 可溶	(Gangolli, 1999)
ハ ン リ - 定 数	: $9.84 \times 10^{-4} \text{ Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$ ($9.70 \times 10^{-9} \text{ atm} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$) (25 、推定値)	(SRC:HenryWin, 2003)
換 算 係 数	: (気相、20) 1 ppm = $7.21 \text{ mg}/\text{m}^3$ 、 $1 \text{ mg}/\text{m}^3 = 0.139 \text{ ppm}$ (計算値)	

4. 発生源情報

4.1 製造・輸入量等

2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの製造は国内 1 社であるため、2002 年までの経年的な製造量等は公表されていないが、別途調査したところでは、国内供給量は 100 トン未満と推定される (製品評価技術基盤機構, 2003)。

4.2 用途情報

2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの用途及びその使用割合を表 4-1 に示す (製品評価技術基盤機構, 2003)。2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールは主に繊維の均染剤の合成原料や潤滑油剤に用いられ、その他にウレタン製造時の発泡用の触媒や乳化剤原料及び乳化剤自体としても使用されている。

表 4-1 2-(ジ-n-ブチルアミノ) エタノールの用途別使用量の割合

用途	割合 (%)
繊維助剤 (均染剤) の合成原料	80
潤滑油剤 (pH コントロール剤)	10
ウレタンの触媒 (発泡触媒)	5
乳化剤 (ワックス用)	5
合計	100

(製品評価技術基盤機構, 2003)

4.3 排出源情報

4.3.1 化学物質排出把握管理促進法に基づく排出源

化学物質排出把握管理促進法に基づく「平成 13 年度届出排出量及び移動量並びに届出外排出量の集計結果」(経済産業省, 環境省, 2003a) (以下、「2001 年度 PRTR データ」という。)によると、2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールは 1 年間に全国合計で届出事業者から大気へ 110 kg、公共用水域へ 420 kg 排出され、廃棄物として 347 kg 移動している。土壌への排出及び下水道への移動はない。また届出外排出量としては対象業種の届出外事業者から 6 トンと推計され、非対象業種、家庭及び移動体からの排出量は推計されていない。

a. 届出対象業種からの排出量と移動量

2001 年度 PRTR データに基づき、2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの対象業種別の環境媒体 (大気、公共用水域、土壌) への排出量と移動量を表 4-2 に示す。その際、届出外事業者からの排出量推計値は環境媒体別とはなっていないため、業種ごとの大気、公共用水域、土壌への配分を届出データと同じ配分と仮定し、環境媒体別の排出量を推計した。届出データがない業種については、平成 12、13 年度 PRTR パイロット事業の結果を参考に推定した (製品評価技術基盤機構, 2004)。

表4-2 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの届出対象業種別の環境媒体への排出量等 (トン/年)

業種名	届出					届出外			届出と届出外の排出量合計	
	排出量			移動量		排出量 (推計) ¹⁾			排出計 ²⁾	割合 (%)
	大気	公共用水域	土壌	下水道	廃棄物	大気	公共用水域	土壌		
食料品製造業	-	-	-	-	-	1	4	0	5	71
繊維工業	-	-	-	-	-	<0.5	1	0	1	14
化学工業	<0.5	<0.5	0	0	<0.5	-	-	-	1	14
パルプ・紙・紙加工品製造業	-	-	-	-	-	<0.5	<0.5	0	<0.5	0
一般機械器具製造業	-	-	-	-	-	<0.5	<0.5	0	<0.5	0
電気機械器具製造業	-	-	-	-	-	<0.5	<0.5	0	<0.5	0
輸送用機械器具製造業	-	-	-	-	-	<0.5	<0.5	0	<0.5	0

業種名	届出					届出外			届出と届出外の 排出量合計	
	排出量			移動量		排出量 (推計) ¹⁾			排出計 ²⁾	割合 (%)
	大気	公共用 水域	土壌	下水道	廃棄物	大気	公共用 水域	土壌		
洗濯業	-	-	-	-	-	<0.5	<0.5	0	<0.5	0
合計 ²⁾	<0.5	<0.5	0	0	<0.5	1	5	0	7	100

(製品評価技術基盤機構, 2004)

1) 大気、公共用水域、土壌への配分を届出データと同じ配分と仮定し、推計した。

2) 四捨五入のため、表記上、合計が合っていない場合がある。

-: 届出なし又は推計されていない。

0.5 トン未満の排出量及び移動量はすべて「<0.5」と表記した。

なお、調査した範囲では、2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールは製造段階での排出原単位が得られなかったため、2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの製造段階における排出量は推定できなかった(製品評価技術基盤機構, 2004)。

4.3.2 その他の排出源

調査した範囲では、2001 年度 PRTR データで推計対象としている以外の 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの排出源の情報は得られていない。

4.4 排出経路の推定

2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールは、用途情報及び 2001 年度 PRTR データ等から判断して、主たる排出経路は、2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールを含む製品を使用する段階からの排出と考えられる。

2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの放出シナリオとして、1 年間に全国で、大気へ 1 トン、公共用水域へ 6 トン排出されると推定した。ただし、廃棄物としての移動量については、各処理施設における処理後の環境への排出を考慮していない。

5. 環境中運命

5.1 大気中での安定性

a. OH ラジカルとの反応性

対流圏大気中では、2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールと OH ラジカルとの反応速度定数が $1.08 \times 10^{-10} \text{ cm}^3/\text{分子}/\text{秒}$ (25、推定値) である (SRC:AopWin, 2003)。OH ラジカル濃度を $5 \times 10^5 \sim 1 \times 10^6 \text{ 分子}/\text{cm}^3$ とした時の半減期は 2~4 時間と計算される。

b. オゾンとの反応性

調査した範囲内では、2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールとオゾンとの反応性に関する報告は得られていない。

c. 硝酸ラジカルとの反応性

調査した範囲内では、2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールと硝酸ラジカルとの反応性に関する報告は得られていない。

5.2 水中での安定性

5.2.1 非生物的分解性

2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールには加水分解を受けやすい化学結合はないので、水環境中では加水分解されない。

5.2.2 生分解性

2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールは、化学物質審査規制法に基づく好氣的生分解性試験では、被験物質濃度100 mg/L、活性汚泥濃度30 mg/L、試験期間 4週間の条件において、生物化学的酸素消費量 (BOD) 測定での分解率は1%であり、難分解性と判定されている。なお、全有機炭素 (TOC) 測定での分解率は0%、ガスクロマトグラフ (GC) 測定での分解率は3%であった (経済産業省, 2002a)。

以上のことから、2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールは好氣的な条件下では容易には生分解されないと推定される。

なお、調査した範囲内では、2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの嫌氣的生分解性に関する報告は得られていない。

5.2.3 下水処理による除去

調査した範囲内では、2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの下水処理による除去に関する報告は得られていない。

5.3 環境水中での動態

2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールは、水への溶解度が 4 g/L (25)、蒸気圧が 13 Pa (20)、ヘンリー定数が $9.84 \times 10^{-4} \text{ Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$ (25) と小さいので (3章参照)、水環境から大気へ揮散され難いと推定される。また、土壌吸着係数 K_{oc} の値 69 (3章参照) から、水中の懸濁物質及び底質には吸着され難いと推定される。

5.4 生物濃縮性

2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールは、化学物質審査規制法に基づくコイを用いた 4 週間の濃縮性試験では、水中濃度が 0.2 mg/L 及び 0.02 mg/L における濃縮倍率はそれぞれ 5 未満及び 39 未満であり、高濃縮性ではないと判定されている (経済産業省, 2002b)。

6. 暴露評価

6.1 環境中分布予測

2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールが、大気、水域又は土壌のいずれかに定常的に放出されて定常

状態に到達した状態での環境中での分布をフガシティモデル・レベル III (Mackay et al., 1992) によって予測した (表 6-1)。変動要因として、物理化学的性質及び環境中での移動、分解速度を考慮し、環境因子は関東地域 100 km × 100 km を想定して大気の高さ 1,000 m、土壌表面積比率 80%、土壌中平均分布の深さ 20 cm、水圏表面積 20%、平均水深 10 m、底質層平均深さ 5 cm とした。環境への放出は、大気、水域及び土壌の各々に個別に放出される 3 つのシナリオを設定した (化学物質評価研究機構, 2001)。

2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールは、大気に放出された場合は、土壌に約 8 割、水域及び大気に合わせて約 2 割分布、水域に排出された場合は主に水域に分布、土壌に排出された場合は主に土壌に分布すると推測される。

表 6-1 2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールのフガシティモデル・レベルIIIによる環境中分布予測結果

シナリオ	分布 (%)			
	大気	水域	土壌	底質
シナリオ 1 (大気中に 100% 放出)	5.2	15.7	79.0	0.2
シナリオ 2 (水域中に 100% 放出)	0.0	99.0	0.1	1.0
シナリオ 3 (土壌中に 100% 放出)	0.0	9.5	90.4	0.1

(化学物質評価研究機構, 2001)

注)四捨五入の関係で分布の合計は必ずしも 100%にならない

6.2 環境中濃度

6.2.1 環境中濃度の測定結果

a. 大気中の濃度

調査した範囲において、2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの大気中濃度に関する測定結果は入手できなかった。

b. 公共用水域中の濃度

調査した範囲において、2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの公共用水域中濃度に関する測定結果は入手できなかった。

c. 水道水中の濃度

調査した範囲において、2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの水道水中の濃度に関する測定結果は入手できなかった。

d. 食物中の濃度

調査した範囲において、2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの食物中の濃度に関する測定結果は入手できなかった。

6.2.2 環境中濃度の推定

a. メッシュ毎の排出量の推計

濃度推定に必要な大気、公共用水域及び土壌の各環境媒体のメッシュ毎の排出量を、化学物質排出把握管理促進法に基づく「平成 13 年度届出排出量及び移動量並びに届出外排出量の集計結果」（経済産業省、環境省、2003a）（以下、「2001 年度 PRTR データ」という。）をもとに、推定する。

届出排出量については、事業所毎の排出量、事業所の所在地の情報をもとに、メッシュ毎に割り振った（製品評価技術基盤機構、2004）。

届出外排出量については、対象業種届出外事業者（裾切り）からの排出量が推計されており、その排出量を対象業種の全事業所数から届出事業所数を引いた事業所数をもとにメッシュ毎に割り振るとともに、環境媒体別の排出量を届出排出量の環境媒体別排出割合を用いて推定した（製品評価技術基盤機構、2004）。

2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの全国における環境媒体別排出量を表 6-2に整理した（製品評価技術基盤機構、2004）。

表 6-2 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの全国における環境媒体別排出量（トン/年）

排出量区分	大気	公共用水域	土壌
届出	< 0.5	< 0.5	0
対象業種届出外 ¹⁾	1	5	0
合計	1	6	0

（製品評価技術基盤機構、2004）

1) 大気、公共用水域、土壌の排出量は、届出排出量の排出割合と同じと仮定し、推定した。
0.5 トン未満の排出量はすべて「< 0.5」と表記した。

b. 大気中濃度の推定

6.2.2 aの方法で推定したメッシュ毎の大気への排出量、物理化学的性状及び2001年の気象データをもとに、AIST-ADMER Ver. 1.0（産業技術総合研究所、2003；東野ら、2003）を用いて、5 kmメッシュ毎の年間平均の大気中濃度を推定する。推定する大気中濃度は、全国各地域（北海道、東北、北陸、関東、中部、東海、近畿、中国、四国、九州、沖縄）のうち、大気への排出密度（2001年度PRTRデータから求めた地域別の大気への排出量 / 当該地域面積）が最も高い地域の濃度とする。

2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの地域別の大気への排出量及びその排出密度を表 6-3に示す。2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールは、関東地域における大気への排出密度が最も大きいため、この地域における大気中濃度を推定した。

推定の結果、関東地域における大気中濃度の年間平均の最大値は、 $0.0018 \mu\text{g}/\text{m}^3$ であった（製品評価技術基盤機構、2004）。

表 6-3 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの地域別大気への排出量及び排出密度

地域名	大気への排出量 合計(トン/年)	地域面積 (km ²)	大気への排出密度 (トン/km ² /年)	排出密度 順位
北海道	0.0576	83,500	0.00000069	11
東北	0.113	64,000	0.00000177	10
北陸	0.0768	17,900	0.00000429	5
関東	0.378	32,100	0.0000118	1
中部	0.0938	31,200	0.00000301	8
東海	0.177	18,200	0.00000973	3
近畿	0.237	27,200	0.00000871	2
中国	0.0818	31,800	0.00000257	9
四国	0.064	18,800	0.0000034	7
九州	0.143	39,900	0.00000358	6
沖縄	0.0132	2,270	0.00000581	4
全国	1.44	378,000 ¹⁾	0.00000381	

(製品評価技術基盤機構, 2004)

1) 全国の面積には都県にまたがる境界未定地域を含む。

太字は大気中濃度を推定した地域を示す。

c. 河川水中濃度の推定

2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの 2001 年度 PRTR データ (届出及び届出外排出量) から届出外排出量が主であることから、産業の集中している関東地域で代表できると考え、利根川水系、荒川水系及び多摩川水系について濃度を推定した。

推定には河川中化学物質濃度分布予測モデル (化学物質評価研究機構, 2002,2003) を使用し、対象化学物質の上記の方法で推計したメッシュ毎の公共用水域への排出量、物理化学的性状及び関東 3 河川 (利根川、荒川、多摩川) 水域の水文データ (流量、流域) 及び気象データ等を用いた。

推定の結果、2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの河川の利水目的類型 AA~C の水質基準点での河川水中濃度の最大値は、利根川水系で 0.22 µg/L、荒川水系で 0.32 µg/L、多摩川水系で 0.13 µg/L であった (製品評価技術基盤機構, 2004)。

6.3 水生生物生息環境における推定環境濃度

水生生物が生息する環境の推定環境濃度 (EEC) を、6.2.1 b 及び 6.2.2 c の公共用水域中の濃度から求める。

調査した範囲において、2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの公共用水域中濃度に関する測定結果は入手できなかった。

また、2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの河川中化学物質濃度分布予測モデルを用いて関東地域の河川水中濃度を推定した結果、公共用水域の利水目的類型 AA~C の水質基準点での最大値は、利根川水系で 0.22 µg/L、荒川水系で 0.32 µg/L、多摩川水系で 0.13 µg/L であった。

そこで、本評価書では EEC として、公共用水域中濃度の測定結果が入手できなかったため、推定結果から AA~C 類型の水質基準点での最大値 0.32 µg/L を採用する。

6.4 ヒトへの暴露シナリオ

6.4.1 環境経由の暴露

2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの環境経由のヒトへの暴露経路は、主として呼吸からの吸入暴露と飲料水及び食物からの経口暴露が考えられる。食物中の濃度に関する測定結果は入手できなかったため、ここでは食物として魚類のみを考慮する。

6.4.2 消費者製品経由の暴露

2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールは一部が乳化剤として消費者製品に使われている可能性があるが、暴露に関する情報が入手できないので、本評価書においては考慮しない。

6.5 推定摂取量

本評価書において各経路からの摂取量を推定する際、成人の空気吸入量を 20 m³/人/日、飲料水摂水量を 2 L/人/日、魚類摂食量を 120 g/人/日とした。

推定摂取量の算出は、以下の仮定に従って求めた。

調査した範囲において、2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの大気中濃度に関する測定結果は入手できなかったため、AIST-ADMER モデルを用いた関東地域の推定大気中濃度の最大値 0.0018 μg/m³を用いる。

飲料水については、2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの水道水（浄水）中濃度の測定結果は入手できず、また、それに代わる地下水中濃度、河川水中濃度の測定結果も入手できなかった。そのため、評価の安全側に立ち、水道水中の濃度は、地下水中濃度又は河川水中濃度を超えることはなく、水道水中濃度を地下水中濃度又は河川水中濃度と同等と考え、河川水中濃度の推定値 0.32 μg/L を用いた。

魚体内濃度は、測定結果を入手できなかったため、海域（内湾）に生息する魚類の体内に濃縮されると考える。2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの内湾での測定結果は入手できなかったため、河川での濃度が 1/10 に希釈されると仮定する。河川水中濃度としては、モデル推定値を 0.32 μg/L を用いる。生物濃縮係数（BCF）として 39（5.4 参照）を用いる。

これらの仮定のもとに推定したヒトでの摂取量は、以下のとおりである。

$$\text{大気からの摂取量} : 0.0018 (\mu\text{g}/\text{m}^3) \times 20 (\text{m}^3/\text{人}/\text{日}) = 0.036 (\mu\text{g}/\text{人}/\text{日})$$

$$\text{飲料水からの摂取量} : 0.32 (\mu\text{g}/\text{L}) \times 2 (\text{L}/\text{人}/\text{日}) = 0.64 (\mu\text{g}/\text{人}/\text{日})$$

$$\text{魚類からの摂取量} : 0.32 (\mu\text{g}/\text{L}) \times 1/10 \times 39 (\text{L}/\text{kg}) \times 0.12 (\text{kg}/\text{人}/\text{日}) = 0.15 (\mu\text{g}/\text{人}/\text{日})$$

成人の体重を平均 50 kg と仮定して、体重 1 kg あたりの摂取量を求めると次のようになる。

$$\text{吸入摂取量} : 0.036 (\mu\text{g}/\text{人}/\text{日}) / 50 (\text{kg}/\text{人}) = 0.00072 (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日})$$

$$\text{経口摂取量} : (0.64 + 0.15) (\mu\text{g}/\text{人}/\text{日}) / 50 (\text{kg}/\text{人}) = 0.016 (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日})$$

$$\text{合計摂取量} : 0.00072 (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日}) + 0.016 (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日}) = 0.017 (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日})$$

7. 環境中の生物への影響

7.1 水生生物に対する影響

7.1.1 微生物に対する毒性

調査した範囲内では、2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの微生物に関する試験報告は得られていない。

7.1.2 藻類に対する毒性

2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの藻類に対する毒性試験結果を表 7-1 に示す。

OECD テストガイドラインに準拠した淡水緑藻のセテナストラムを用いた試験で、バイオマス及び生長速度により算出された 72 時間 EC₅₀ はそれぞれ 9.00 mg/L、20.3 mg/L であり、72 時間 NOEC はそれぞれ 1.65 mg/L、3.09 mg/L であった (環境省, 2004a)。

表 7-1 2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの藻類に対する毒性試験結果

生物種	試験法/ 方式	温度 ()	エンドポイント		濃度 (mg/L)	文献
淡水						
<i>Selenastrum capricornutum</i> ¹⁾ (緑藻、セテナストラム)	OECD 201 GLP 止水	23.0- 23.2	72 時間 EC ₅₀	生長阻害	9.00 22.9 19.7 20.3 1.65 16.4 9.09 3.09 (m)	環境省, 2004a
			24-48 時間 EC ₅₀	バイオマス		
			24-72 時間 EC ₅₀	生長速度		
			0-72 時間 EC ₅₀ ²⁾	生長速度		
			72 時間 NOEC	バイオマス		
			24-48 時間 NOEC	生長速度		
			24-72 時間 NOEC	生長速度		
			0-72 時間 NOEC²⁾	生長速度		

ND: データなし、(m): 測定濃度

1) 現学名: *Pseudokirchneriella subcapitata*、2) 文献をもとに再計算した値
太字はリスク評価に用いたデータを示す。

7.1.3 無脊椎動物に対する毒性

2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの無脊椎動物に対する毒性試験結果を表 7-2 に示す。

OECD テストガイドラインに準拠したオオミジンコの遊泳阻害を指標とした 48 時間 EC₅₀ は 108 mg/L 超であった (環境省, 2004b)。同じオオミジンコに対する 48 時間 EC₅₀ が 73.7 mg/L であったとの報告もある (Danish EPA, 1999) が、原報を入手できないため、その信頼性は確認できない。

長期毒性について、OECD テストガイドライン 211 に準拠した試験でオオミジンコに対する繁殖を指標とした 21 日間 NOEC が 4.38 mg/L であった (環境省, 2004c)。

表 7-2 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの無脊椎動物に対する毒性試験結果

生物種	大きさ/ 成長段階	試験法/ 方式	温度 ()	硬度 (mg CaCO ₃ /L)	pH	エンドポイント	濃度 (mg/L)	文献
淡水								
<i>Daphnia magna</i> (オシロイソデ)	生後 48時間 以内	OECD 202 GLP 止水	20.1- 20.3	235-270	7.9-9.6	48時間 EC ₅₀	>108 (m)	環境省, 2004b
		OECD 211 GLP 半止水	20.2- 20.5	240-288	7.4-9.5	21日間 EC ₅₀ 21日間 NOEC 繁殖	9.02 4.38 (m)	環境省, 2004c
		止水	ND	250	7.9- 8.0	24時間 EC ₅₀ 48時間 EC ₅₀ 遊泳阻害	188 73.7 (n)	Danish EPA, 1999

ND: データなし、(m): 測定濃度、(n): 設定濃度
太字はリスク評価に用いたデータを示す。

7.1.4 魚類に対する毒性

2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの魚類に対する毒性試験結果を表 7-3 に示す。

OECD テストガイドラインに準拠した試験で、メダカに対する 96 時間 LC₅₀ が 29.2 mg/L であった (環境省, 2004d)。長期毒性についての試験報告は得られていない。

表 7-3 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの魚類に対する毒性試験結果

生物種	大きさ/ 成長段階	試験法/ 方式	温度 ()	硬度 (mg CaCO ₃ /L)	pH	エンドポイント	濃度 (mg/L)	文献
淡水								
<i>Oryzias latipes</i> (メダカ)	2.1 cm 0.18 g	OECD 203 GLP 半止水	23.7- 24.0	28.2	7.4- 9.8	96時間 LC ₅₀	29.2 (m)	環境省, 2004d

ND: データなし、(m): 測定濃度
太字はリスク評価に用いたデータを示す。

7.1.5 その他の水生生物に対する毒性

2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールのその他水生生物に対する毒性試験結果を表 7-4 に示す。

2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールについて、両生類のトウキョウダルマガエル幼生 (オタマジャクシ) に対する毒性試験が行われ、48 時間 LC₅₀ は 90 mg/L であった (西内, 1984)。

表 7-4 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの両生類に対する毒性試験結果

生物種	試験 条件	エンドポイント	濃度 (mg/L)	文献
<i>Rana brevipoda porosa</i> (トウキョウダルマガエル)の オタマジャクシ	止水 25	3時間 LC ₅₀	140	西内, 1984
		6時間 LC ₅₀	130	
		12時間 LC ₅₀	130	
		24時間 LC ₅₀	130	

		48 時間 LC ₅₀	90	
--	--	------------------------	----	--

7.2 陸生生物に対する影響

7.2.1 微生物に対する毒性

調査した範囲内では、2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの微生物（土壤中の細菌や菌類等）に関する試験報告は得られていない。

7.2.2 植物に対する毒性

調査した範囲内では、2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの植物に関する試験報告は得られていない。

7.2.3 動物に対する毒性

調査した範囲内では、2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの動物に関する試験報告は得られていない。

7.3 環境中の生物への影響（まとめ）

2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの環境中の水生生物への影響は、致死、遊泳阻害、生長阻害、繁殖などを指標に検討が行われている。調査した範囲内では、2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの海産種に関する試験報告は得られなかった。また、陸生生物に関する試験報告も得られていない。

藻類の生長阻害試験では、セテナストラムを用いて生長速度により算出された 72 時間 EC₅₀ が 20.3 mg/L であり、この値は GHS 急性毒性有害性区分 III に相当し、有害性を示す。同じ試験での 72 時間 NOEC は 3.09 mg/L であった。

無脊椎動物について、甲殻類のオオミジンコの遊泳阻害を指標とした 48 時間 EC₅₀ が 108 mg/L 超であり、この値は GHS 急性毒性有害性区分 III に該当しない。長期毒性については、オオミジンコに対する繁殖を指標とした 21 日間 NOEC は 4.38 mg/L であった。

魚類に対する急性毒性は、メダカに対する 96 時間 LC₅₀ の 29.2 mg/L であった。この値は GHS 急性毒性有害性区分 III に相当し、有害性を示す。長期毒性についての試験報告は得られていない。

両生類のトウキョウダルマガエル幼生に対する毒性試験が行われており、48 時間 LC₅₀ は 90 mg/L であった。

以上から、2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの水生生物に対する急性毒性は、藻類及び魚類に対して GHS 急性毒性有害性区分 III に相当し、有害性を示す。長期毒性についての NOEC は、藻類では 3.09 mg/L、甲殻類では 4.38 mg/L である。

得られた毒性データのうち水生生物に対する最小値は、藻類であるセテナストラムの生長阻害を指標とした 72 時間 NOEC の 3.09 mg/L である。

8. ヒト健康への影響

8.1 生体内運命

調査した範囲内では、2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの生体内運命に関する試験報告は得られていない。

8.2 疫学調査及び事例

調査した範囲内では、2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールのヒトでの急性及び慢性影響に関する試験報告は得られていない。

8.3 実験動物に対する毒性

8.3.1 急性毒性

2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの実験動物に対する急性毒性試験の結果を表 8-1 に示す。

経口投与の LD₅₀ はラットで 1,070、あるいは 1,780 mg/kg (Hartung et al., 1968; Smyth et al., 1954)、経皮投与の LD₅₀ はウサギで 1,445 mg/kg (Smyth et al., 1954)、腹腔内投与の LD₅₀ はラットで 89 あるいは 144 mg/kg、マウスでは 52 mg/kg である (Hartung et al., 1968, 1970)。

また、ラットを 2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの室温飽和蒸気 (約 130 ppm: 20) で 8 時間吸入暴露し、14 日間の観察を行った実験で死亡はみられなかった (Smyth et al., 1954)。

表 8-1 2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの急性毒性試験結果

経路 \ 種	マウス	ラット	ウサギ
経口 LD ₅₀ (mg/kg)	ND	1,070、1,780	ND
吸入 LC ₅₀	ND	室温飽和蒸気 (約 130 ppm: 20) 8 時間/日吸入 死亡なし	ND
経皮 LD ₅₀ (mg/kg)	ND	ND	1,445
腹腔内 LD ₅₀ (mg/kg)	52	89、144	ND

ND: データなし

8.3.2 刺激性及び腐食性

2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの刺激性及び腐食性試験結果を表 8-2 に示す。

ウサギの皮膚に 2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノール 0.01 mL を 24 時間適用した実験で、皮膚腐食性がみられた (Smyth et al., 1954)。また、ウサギの眼に 2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノール 0.005 mL を適用した実験で、角膜腐食性がみられた (Smyth et al., 1954)。

以上のデータより、2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールは動物実験で眼及び皮膚に対して腐食性を有する。

表 8-2 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの刺激性及び腐食性試験結果

動物種・性別・週齢	試験法 投与方法	投与期間	投与量	結 果	文献
ウサギ 性別不明 5匹/群	皮膚 試験法不明	24時間	原体 0.01 mL	皮膚腐食性あり	Smyth et al., 1954
ウサギ 性別不明 5匹/群	眼 試験法不明	不明	原体 0.005 mL	角膜腐食性あり	Smyth et al., 1954

8.3.3 感作性

調査した範囲内では、2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの感作性に関する試験報告は得られていない。

8.3.4 反復投与毒性

2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの実験動物に対する反復投与毒性試験結果を表 8-3 に示す。

a. 経口投与

雌雄 SD ラット (各 5 匹/群) に中和した 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールを 0、1,000、2,000、4,000 mg/L (雄では各 0、130、200、430 mg/kg/日相当；雌では 0、140、240、及び 330 mg/kg/日相当) を含む水を 5 週間与えた試験で、1,000 mg/L 投与群では、雌の投与初期 (3~5 日) に体重減少がみられた。その後の体重は、雌雄ともやや低値ではあったが、対照と有意差のない増加推移がみられた。2,000 mg/L 投与群では、雌雄とも摂水量が減少し、投与初期 (3~5 日) に体重減少がみられた。その後の体重は、雌雄ともやや低値ではあったが、対照と有意差のない増加推移がみられた。また、雄では、腎臓相対重量のわずかな増加が認められた。4,000 mg/L 投与群では、雌雄ともに摂水量の減少、体重推移において、投与初期 (3~5 日) の急激な体重減少 (雌雄ともに対照群の約 25%減)、その後投与期間中に投与初期の急激な体重減少に起因したと考えられる体重の低値がみられ、投与期間終了時 (30 日) の体重は対照群に比べ、雄で約 55%、雌で約 75%であった。また、雌雄とも腎臓相対重量のわずかな増加が認められた。しかし、著者らは、これらの腎臓の相対重量のわずかな増加は、腎臓の病理組織学的検査で変化がみられないため、毒性影響ではないと判断している。各投与群とも心臓、肺、肝臓、腎臓、副腎、十二指腸、脳及び精巢の病理組織学的変化、血液学的検査に異常はみられなかった (Cornish et al., 1969)。本評価書では、この 5 週間の反復投与毒性試験の NOAEL は、最高投与量の 4,000 mg/L で雌雄とも体重の著しい減少がみられたため、2,000 mg/L (雄 200 mg/kg/日、雌 240 mg/kg/日相当) と判断する。

b. 吸入暴露

雄 SD ラット (5 匹/群) に 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの 0、33、70 ppm を 6 時間/日、5 日間吸入暴露した試験で、33 ppm 以上の暴露群で体重増加の抑制、鼻への刺激、腎臓相対重量の増加、70 ppm 暴露群で振戦、痙攣、眼への刺激、肝臓相対重量の増加、血清総ビリルビンの上昇、死亡 (1/5 匹) がみられた (Cornish et al., 1969)。

また、雄 SD ラット (5 匹/群) に 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの 0、22 ppm を 6 時間/日、5

日/週、1、4、15 及び 27 週間吸入暴露した試験で、22 ppm 投与群の 1 週間暴露で腎臓相対重量の増加と血清総ビリルビンの上昇がみられたが、4、15、27 週間の各暴露群では、対照と有意差はなく 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノール暴露による影響はみられなかった (Cornish et al., 1969)。この試験での LOAEL は求められなかったが、本評価書では、最大暴露量で 27 週間影響がみられない 22 ppm を本試験の NOAEL と判断する。

以上のデータから、2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの反復投与毒性は、経口投与ではラットを用いた 5 週間飲水投与による試験 (Cornish et al., 1969) で、標的器官は明らかではないが、最高投与量の 4,000 mg/L で雌雄とも初期における体重の著しい減少、及びその後の低値がみられたため、NOAEL は体重減少及び低値を指標とした 2,000 mg/L (雄 200 mg/kg/日、雌 240 mg/kg/日相当) である。また、吸入暴露では雄ラットに 0、33、または 70 ppm の 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールを 6 時間/日、5 日間吸入暴露した試験 (Cornish et al., 1969) で 70 ppm 暴露では、振戦、痙攣、鼻・眼への刺激、死亡、体重減少、肝臓及び腎臓の相対重量増加、血清ビリルビン増加がみられた。また、雄ラットに 0、または 22 ppm の 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールを 6 時間/日、5 日/週、27 週間吸入暴露した試験 (Cornish et al., 1969) で、22 ppm 投与群の 1 週間暴露では腎臓相対重量の増加と血清総ビリルビンの上昇がみられたが、4、15、27 週間の各暴露群では、対照と有意差なく 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノール暴露による影響はみられなかったことから、吸入反復暴露による NOAEL は、この試験の最高暴露量である 22 ppm (159 mg/m³) である。

表 8-3 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの反復投与毒性試験結果

動物種・性別・週齢	投与方法	投与期間	投与量	結 果	文献
ラット SD 雌雄 5 匹/群	経口 (飲水)	5 週間	0、1,000、2,000、 4,000 mg/L (雄: 0, 130, 200, 430 mg/kg/日相当、 雌: 0, 140, 240, 330 mg/kg/日相当)	1,000 mg/L: 雄: 体重やや低値で推移 雌: 体重減少 (投与初期)、体重やや低値で 推移 2,000 mg/L: 雌雄; 摂水量の減少、体重減少 (投与初期)、 体重やや低値で推移 雄: 腎臓相対重量のわずかな増加 4,000 mg/L: 雌雄; 摂水量の減少、体重の著しい減少 (投 与初期約 25%減)、 体重低値 (試験終了時の雄で対照の約 55%、雌で対照の約 75%) 腎臓相対重量のわずかな増加 心臓、肺、肝臓、腎臓、副腎、十二指腸、 脳及び精巢の病理組織学的検査また、血液 学的検査に各投与群とも異常なし NOAEL: 2,000 mg/L (雄 200 mg/kg/日、雌 240mg/kg/日相当) (本評価書の判 断)	Cornish et al., 1969
ラット SD 雄 5 匹/群	吸入 暴露	5 日間 (6 時間/ 日)	0、33、70 ppm (0、238、505 mg/m ³)	33 ppm: 体重増加の抑制、鼻をこする動作 (軽度 の刺激)、腎臓相対重量軽度増加 70ppm:	Cornish et al., 1969

動物種・性別・週齢	投与方法	投与期間	投与量	結果	文献
				振戦、痙攣、鼻・眼への刺激、死亡(1/5)、体重減少、肝臓及び腎臓の相対重量増加、血清ビリルビン増加	
ラットSD雄5匹/群	吸入暴露	1-27週間 (1週、4週、15週、27週間) 6時間/日、5日/週	0、22ppm (0、159 mg/m ³)	22 ppm: (1週間): 腎臓相対重量の軽度増加、血清総ビリルビンの上昇 (4週間、15週間、27週間): 腎臓相対重量、血清総ビリルビン量に異常なし。病理組織学的にも異常なし (27週間暴露群のみ実施) NOAEL: 22 ppm (本評価書の判断)	Cornish et al., 1969

太字はリスク評価に用いたデータを示す。

8.3.5 生殖・発生毒性

調査した範囲内では、2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの生殖・発生毒性に関する試験報告は得られていない。

8.3.6 遺伝毒性

2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの遺伝毒性試験結果を表 8-4 に示す。

in vitro 試験に関する報告があり、ネズミチフス菌及び大腸菌を用いた復帰突然変異試験で S9 添加の有無に関わらず陰性であった (Zeiger et al., 1987)。調査した範囲内では、2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの *in vivo* 試験結果は得られていない。

以上、*in vitro* の復帰突然変異試験で陰性の結果が得られているが、データは少なく、また *in vivo* の試験結果もないため、遺伝毒性については明確な判断はできない。

表 8-4 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの遺伝毒性試験結果

	試験系	試験材料	処理条件	用量		結果			文献				
				最低	最高	S9 無添加	ムスタ-S9 添加	ラット S9 添加					
<i>in vitro</i>	復帰突然変異	ネズミチフス菌	プレインキュベーション法	(µg /plate)		S9 無添加	ムスタ-S9 添加	ラット S9 添加	Zeiger et al., 1987				
				TA98	33-1,600					- ¹⁾	ND	ND	
					100-5,000					ND	-	-	
					TA100					33-1,600	-	ND	ND
				TA1535	33-3,333					ND	-	-	
					TA1537					33-1,600	-	ND	ND
										33-3,333	ND	-	ND
				33-5,000						ND	ND	-	
				33-1,600	-					ND	ND		
				33-3,333	ND					-	ND		
				33-5,000	ND					ND	-		

1) -: 陰性, ND: データなし

8.3.7 発がん性

調査した範囲内では、2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの発がん性に関する試験報告は得られていない。また、国際機関等では2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの発がん性を評価していない (ACGIH, 2003; IARC, 2003; U.S. EPA, 2003; U.S. NTP, 2002; 日本産業衛生学会, 2003)。

8.4 ヒト健康への影響 (まとめ)

2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの実験動物への急性毒性は、経口投与の LD₅₀ はラットで 1,070 ~ 1,780 mg/kg、経皮投与の LD₅₀ はウサギで 1,445 mg/kg、腹腔内投与の LD₅₀ はラットで 89 ~ 144 mg/kg である。

実験動物の眼、皮膚に対して腐食性を有する。感作性に関する報告は得られていない。

反復経口投与ではラットを用いた 5 週間飲水投与による試験で、標的器官は明らかではないが、最高投与量の 4,000 mg/L で雌雄とも投与初期 (3 ~ 5 日) の急激な体重減少に起因したと考えられる体重低値がみられ、投与期間終了時の体重は対照群に比べ、雄で約 55%、雌で約 75%であったことから、NOAEL は 2,000 mg/L (雄 200 mg/kg/日、雌 240 mg/kg/日相当) である。

また、吸入暴露では雄ラットに 0、33、または 70 ppm の 2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールを 6 時間/日、5 日間吸入暴露した試験で 70 ppm 暴露では、振戦、痙攣、鼻・眼への刺激、死亡、体重減少、肝臓及び腎臓の相対重量増加、血清ビリルビン増加がみられた。また、雄ラットに 0、22 ppm の 2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールを 6 時間/日、5 日/週、1、4、15 及び 27 週間吸入暴露した試験で、22 ppm 投与群の 1 週間暴露で腎臓相対重量の増加と血清総ビリルビンの上昇がみられたが、4、15、27 週間の各暴露群では対照と有意差なく、2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノール暴露による影響はみられなかったことから、吸入反復暴露による NOAEL は、27 週間の長期暴露で影響がみられない最高用量の 22 ppm (159 mg/m³) である。

遺伝毒性は、*in vitro* 試験でのネズミチフス菌及び大腸菌を用いた復帰突然変異試験で代謝活性化の有無に関わらず、陰性であるが、データは少なく、また *in vivo* の試験結果もないため、遺伝毒性については明確な判断はできない。

発がん性試験報告及び生殖・発生毒性試験報告は得られていない。

国際機関等では 2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの発がん性を評価していない。

9. リスク評価

9.1 環境中の生物に対するリスク評価

環境中の生物に対するリスク評価は、水生生物を対象とし、その影響を 3 つの栄養段階 (藻類、甲殻類、魚類) で代表させる。リスク評価は、無影響濃度等 (NOEC、LC、EC) を推定環境濃度 (EEC) で除した値である暴露マージン (MOE) と影響濃度等として採用した試験結果の不確実係数積を比較することにより行う。

9.1.1 リスク評価に用いる推定環境濃度

本評価書では、2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの環境中濃度の測定値が得られていないため、2-(ジ-*n*-ブチルアミノ)エタノールの EEC として AA ~ C 水域における河川中化学物質濃度分布予測

モデルの関東地域の最大値である 0.32 μg/L を用いる (6.3 参照)。

9.1.2 リスク評価に用いる無影響濃度

リスク評価に用いる 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの水生生物に対する無影響濃度等を表 9-1 に示した。3 つの栄養段階を代表する生物種 (藻類、甲殻類、魚類) の急性毒性試験結果が揃っており (環境省, 2004a, 2004c, 2004d)、また、藻類及び甲殻類の長期毒性試験結果が報告されている (環境省, 2004a, 2004c)。

これらの結果から、2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの環境中の水生生物に対するリスク評価に用いる影響濃度として、最も低濃度から影響のみられた藻類であるセレナストラムの生長速度を指標とした 72 時間 NOEC の 3.09 mg/L (環境省, 2004a) を採用した。

表 9-1 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの水生生物に対する無影響濃度等

生物レベル	生物種	エンドポイント	濃度 (mg/L)	文献
藻類	<i>Selenastrum capricornutum</i> ¹⁾ (緑藻、セネストラム)	72 時間 NOEC 生長速度	3.09	環境省, 2004a
甲殻類	<i>Daphnia magna</i> (オミジノコ)	21 日間 NOEC 繁殖	4.38	環境省, 2004c
魚類	<i>Oryzias latipes</i> (メダカ)	96 時間 LC ₅₀	29.2	環境省, 2004d

太字はリスク評価に用いたデータを示す。

9.1.3 暴露マージンの算出

2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの環境中の水生生物に対する MOE を、藻類の成長速度を指標とした 72 時間 NOEC 3.09 mg/L を用いて、以下のように算出した。

$$\begin{aligned} \text{MOE} &= \text{NOEC} / \text{EEC} \\ &= 3,090 (\mu\text{g/L}) / 0.32 (\mu\text{g/L}) \\ &= 9,700 \end{aligned}$$

不確実係数: 室内試験の結果から野外での影響を推定するための不確実係数 (10)

2 つの栄養段階から 3 つの栄養段階を推定するための不確実係数 (5)

不確実係数積: 50

9.1.4 環境中の生物に対するリスク評価結果

算出された MOE は 9,700 であり、不確実係数積 50 より大きく、2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールは、現時点では環境中の水生生物に悪影響を及ぼすことはない判断する。

9.2 ヒト健康に対するリスク評価

ヒト健康に対するリスク評価は、我が国の住民を対象とする。2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールのヒトにおける定量的な健康影響データは得られていないため、ヒト健康に対するリスク評価には動物試験データを用いることとする。リスク評価は、実験動物に対する無毒性量等 (NOAEL、LOAEL) をヒトの体重 1 kg あたり 1 日推定摂取量で除した値である MOE と、評価に用いた毒性

試験結果の不確実係数積を比較することにより行う。

9.2.1 ヒトの推定摂取量

2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールは、主に飲料水及び食物（魚類）、ごくわずか大気を通じてヒトに摂取されることが推定され、それぞれの経路からの1日推定摂取量を表 9-2に示す（6.5 参照）。

吸入、経口及び全経路のヒトの体重 1 kg あたり 1 日推定摂取量 0.00072、0.016、0.017 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日}$ をヒト健康に対する初期リスク評価に用いる。

表 9-2 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの1日推定摂取量

摂取経路		1日推定摂取量 ($\mu\text{g}/\text{人}/\text{日}$)	体重 1 kg あたりの 1日推定摂取量 ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{日}$)
吸入	大気(呼吸)	0.036	0.00072
	飲料水	0.64	
経口	食物(魚類)	0.15	0.016
	小計	0.79	
	合計	0.83	
全経路	合計	0.83	0.017

9.2.2 リスク評価に用いる無毒性量

吸入経路では、ラットの 27 週間吸入暴露試験 (Cornish et al., 1969) において、LOAEL は求められなかったが、その最高吸入暴露濃度 22 ppm で影響がみられなかったため、その値を NOAEL とし、22 ppm ($159 \text{ mg}/\text{m}^3$) を 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの吸入暴露の無毒性量とする。この値は 6 時間/日、5 日/週の頻度の吸入暴露試験で得られた値であるので、吸入による体重 1 kg あたり 1 日推定摂取量に換算すると、 $21 \text{ mg}/\text{kg}/\text{日}$ ¹⁾ となる。

経口経路では、ラットを用いた 5 週間の反復（飲水）投与試験 (Cornish et al., 1969) における体重の減少を指標とした NOAEL $2,000 \text{ mg}/\text{L}$ (雄 $200 \text{ mg}/\text{kg}/\text{日}$ 相当) を経口投与での無毒性量とする。

生殖・発生毒性は試験結果がない。

遺伝毒性は、*in vitro* 試験でのネズミチフス菌及び大腸菌を用いた復帰突然変異試験で代謝活性化の有無に関わらず陰性であった。

発がん性試験報告は得られていない。

なお、2003 年現在、IPCS、EU、米国 EPA、カナダ環境省・保健省、オーストラリア保健・高齢者担当省及び我が国の環境省は 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールのリスク評価を実施していない。

9.2.3 暴露マージンの算出

吸入及び経口経路に対する MOE を算出した (表 9-3)。

¹⁾ NOAEL の換算値 = $159 (\text{mg}/\text{m}^3) \times 0.26 (\text{m}^3/\text{日呼吸量}) \times 6 (\text{時間}) / 24 (\text{時間}) \times 5 (\text{日}) / 7 (\text{日}) \times 1.0 (\text{吸収率}) / 0.35 (\text{kg 体重})$
= $21 (\text{mg}/\text{kg}/\text{日})$

a. 反復投与毒性に対する吸入経路での暴露マージン

ラットの27週間の吸入暴露試験から得られたNOAEL 22 ppm (換算値: 21 mg/kg/日) を用いて、以下のように算出した。

$$\begin{aligned} \text{MOE} &= \text{NOAEL の換算値} / \text{ヒト体重 1 kg あたりの 1 日推定吸入摂取量} \\ &= 21,000 (\mu\text{g/kg/日}) / 0.00072 (\mu\text{g/kg/日}) \\ &= 29,000,000 \end{aligned}$$

不確実係数: 動物とヒトの種差についての不確実係数 (10)

個人差についての不確実係数 (10)

不確実係数積: 100

b. 経口経路での暴露マージン

ラットの5週間反復(飲水)投与試験から得られたNOAEL 2,000 mg/L (雄 200 mg/kg/日相当) を用いて、以下のように算出した。

$$\begin{aligned} \text{MOE} &= \text{NOAEL} / \text{ヒト体重 1 kg あたりの 1 日推定経口摂取量} \\ &= 2,000,000 (\mu\text{g/kg/日}) / 0.016 (\mu\text{g/kg/日}) \\ &= 13,000,000 \end{aligned}$$

不確実係数: 動物とヒトの種差についての不確実係数 (10)

個人差についての不確実係数 (10)

試験期間についての不確実係数 (10)

不確実係数積: 1,000

表 9-3 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの暴露マージンと不確実係数積

摂取経路	体重 1 kg あたりの 1 日推定摂取量 ($\mu\text{g/kg/日}$)	NOAEL (mg/kg/日)	MOE	不確実係数積
吸入	0.00072	21 ¹⁾	29,000,000	100 ²⁾
経口	0.016	200	13,000,000	1,000 ³⁾

1) NOAEL の換算値 = $159 (\text{mg/m}^3) \times 0.26 (\text{m}^3/\text{日呼吸量}) \times 6 (\text{時間}) / 24 (\text{時間}) \times 5 (\text{日}) / 7 (\text{日}) \times 1.0$
(吸収率) / 0.35 (kg 体重) = 21 (mg/kg/日)

2) 種差 (10) × 個人差 (10)

3) 種差 (10) × 個人差 (10) × 試験期間 (10)

9.2.4 ヒト健康に対する初期リスク評価結果

表 9-3に示したように、いずれの場合も、2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの MOE (吸入経路: 29,000,000、経口経路: 13,000,000) は不確実係数積 (吸入経路: 100、経口経路: 1,000) よりも大きく、現時点では 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールがヒト健康に悪影響を及ぼすことはない判断する。

文 献 (文献検索時期：2001年4月¹⁾)

- ACGIH, American Conference of Governmental Industrial Hygienists (2003) TLVs and BEIs.
- CCOHS, Canadian Center for Occupation Health & Safety (2000) CCINFO Database.
- Cornish, H.H., Dambrauskas, T. and Beatty, L.D. (1969) Oral and inhalation toxicity of 2-N-Dibtylaminoethanol. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.*, 30, 46-51.
- Danish EPA, Environmental Protection Agency (1999) Immobilization test of selected organic amines with the crustacean *Daphnia magna*. Report, Danish Environmental Protection Agency, Denmark: 51 p. (U.S. EPA, Environmental Protection Agency (2004) ECOTOX (ECOTOXicology) database から引用)
- Gangolli, S. (1999) The Dictionary of Substances and their Effects, 2nd ed., The Royal Society of Chemistry, Cambridge.
- Hartung, R. and Cornish, H.H. (1968) Cholinesterase inhibition in the acute toxicity of alkyl-substituted 2-aminoethanols, *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 12, 486-494.
- Hartung, R., Pittle, L.B. and Cornish, H.H. (1970) Convulsions induced by 2-N-Di-*n*-butylaminoethanol, *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 17, 337-343.
- IARC, International Agency for Research on Cancer (2003) IARC Monograph on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans (<http://www.iarc.fr>).
- IPCS, International Programme on Chemical Safety (2004) ICSC, International Chemical Safety Cards, Geneva. (<http://www.ilo.org/public/english/protection/safework/cis/products/icsc/dtasht/index.htm> から引用)
- Mackay, D., Paterson, S. and Shiu, W.Y. (1992) Generic models for evaluating the regional fate of chemicals. *Chemosphere*, 24, 695-717.
- NFPA, National Fire Protection Association (2002) Fire Protection Guide to Hazardous Materials, 13th ed., Quincy, MA.
- NIST, National Institute of Standards and Technology (1998) NIST/EPA/NIH Mass Spectral Library, Gaithersburg, MD.
- Smyth, F., Jr., Carpenter, C.P., Weil, C.S. and Pozzani, U.C. (1954) Range-finding toxicity data: list V. *Arch. Ind. Hyg. Occup. Med.*, 10, 61-68.
- SRC, Syracuse Research Corporation (2003) AopWin Estimation Software, ver. 1.90, North Syracuse, NY.
- SRC, Syracuse Research Corporation (2003) HenryWin Estimation Software, ver. 3.10, North Syracuse, NY.
- SRC, Syracuse Research Corporation (2003) KowWin Estimation Software, ver. 1.66, North Syracuse, NY.
- SRC, Syracuse Research Corporation (2003) PcKocWin Estimation Software, ver. 1.66, North Syracuse, NY.
- SRC, Syracuse Research Corporation (2002) PhysProp Database, North Syracuse, NY.

1) データベースの検索を 2001 年 4 月、2003 年 4 月に実施し、発生源情報等で新たなデータを入手した際には文献を更新した。なお、検索日以降に入手した有害性データについても、安全評価管理小委員会の承認が得られた文献 (*印で示す) は追加した。

(<http://esc.syrres.com./interkow/physdemo.htm> から引用)

U.S. EPA, Environmental Protection Agency (2003) Integrated Risk Information System, National Library of Medicine (<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?IRIS>).

U.S. NTP, National Toxicology Program (2002) U.S. Department of Health and Human Services Public Health Service, National Toxicology Program, 10th Report on Carcinogens

Zeiger, E., Anderson, B., Haworth, S., Lawlor, T., Mortelmans, K. and Speck, W. (1987) *Salmonella* Mutagenicity Tests: III. Results from the testing of 255 chemicals. *Environ. Mutagen.*, 9 (Suppl. 9), 1-109.

化学物質評価研究機構 (2001) 化学物質有害性・リスク調査等報告書 - PRTR 法指定化学物質の環境挙動・生態影響・健康影響 -, 平成 12 年度通商産業省委託研究.

化学物質評価研究機構 (2002) 平成 13 年度化学物質リスク評価のための河川モデル開発 報告書.

化学物質評価研究機構 (2003) 平成 14 年度化学物質リスク評価のための河川モデル開発 報告書.

化学物質評価研究機構編 (2002) 化学物質ハザード・データ集, 経済産業省化学物質管理課監修, 第一法規出版, 東京.

(http://www.cerij.or.jp/ceri_jp/koukai/sheet/sheet_indx4.htm,

http://www.safe.nite.go.jp/data/index/pk_hyoka.hyoka_home)

環境省 (2004a) 平成 15 年度 生態影響試験実施事業 試験報告書: 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールの藻類 (*Pseudokirchmeriella subcapitata*) に対する生長阻害試験 (クレハ分析センター, 試験番号: No.2003-生 71, 2004 年 4 月 21 日).

環境省 (2004b) 平成 15 年度 生態影響試験実施事業 試験報告書: 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールのオオミジンコ (*Daphnia magna*) に対する急性遊泳阻害試験 (クレハ分析センター, 試験番号: No.2003-生 72, 2004 年 4 月 21 日).

環境省 (2004c) 平成 15 年度 生態影響試験実施事業 試験報告書: 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールのオオミジンコ (*Daphnia magna*) に対する繁殖試験 (クレハ分析センター, 試験番号: No.2003-生 73, 2004 年 4 月 21 日)

環境省 (2004d) 平成 15 年度 生態影響試験実施事業 試験報告書: 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノールのヒメダカ (*Oryzias latipes*) に対する急性毒性試験 (クレハ分析センター, 試験番号: No.2003-生 74, 2004 年 4 月 21 日).

経済産業省 (2002a) 経済産業公報 (2002 年 3 月 26 日), 製品評価技術基盤機構 化学物質管理情報. (<http://www.safe.nite.go.jp> から引用)

経済産業省 (2002b) 経済産業公報 (2002 年 11 月 8 日), 製品評価技術基盤機構 化学物質管理情報. (<http://www.safe.nite.go.jp> から引用).

経済産業省, 環境省 (2003a) 特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律 (化学物質排出把握管理促進法) s に基づく届出排出量及び移動量並びに届出外排出量の集計結果について 排出年度: 平成 13 年度 .

経済産業省, 環境省 (2003b) 平成 13 年度 PRTR 届出外排出量の推計方法等の概要

(http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kohyo/todokedegaisanshutudata.htm).

産業技術総合研究所 (2003) 産総研 - 曝露・リスク評価大気拡散モデル (AIST-ADMER)

(<http://unit.aist.go.jp/crm/admer/>)

製品評価技術基盤機構 (2003) 化学物質のリスク評価及びリスク評価手法の開発プロジェクト/平成 14 年度研究報告書 (新エネルギー・産業技術総合開発機構 委託研究).

製品評価技術基盤機構 (2004) 化学物質のリスク評価及びリスク評価手法の開発プロジェクト/平成 15 年度研究報告書 (新エネルギー・産業技術総合開発機構 委託研究).

西内康浩 (1984) 農薬製剤の数種淡水産生物に対する毒性 - C . 水産増殖, **32**, 15-119.

東野晴行, 北林興二, 井上和也, 三田和哲, 米澤義堯 (2003) 曝露・リスク評価大気拡散モデル (ADMER) の開発- 大気環境学会誌, **38**, 100-115

日本産業衛生学会 (2003) 許容濃度等の勧告 (2003 年度), 産衛誌, **45**, 147-171.

化学物質の初期リスク評価書

No. 30 2-(ジ-n-ブチルアミノ)エタノール

作成経緯

2002年3月 原案作成
2006年3月 有害性評価部分：経済産業省 化学物質審議会管理部会・審査部会
第25回安全評価管理小委員会審議 了承
2007年12月 Ver.1.0 公表

初期リスク評価責任者

プロジェクトリーダー 中西準子

有害性評価外部レビュー

環境中の生物への影響 (7章)

大分大学教育福祉科学部 吉岡義正

ヒト健康への影響 (8章)

財団法人残留農薬研究所 真板敬三

初期リスク評価実施機関，リスク評価担当者

財団法人 化学物質評価研究機構 高月峰夫

林浩次

金井勝彦

野坂俊樹

独立行政法人 製品評価技術基盤機構 平井祐介

連絡先

財団法人 化学物質評価研究機構 安全性評価技術研究所

〒112-0004 東京都文京区後楽 1-4-25 日教販ビル 7F

tel. 03-5804-6136 fax. 03-5804-6149

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 リスク評価課

住所 〒151-0066 東京都渋谷区西原 2-49-10

tel. 03-3468-4096 fax. 03-3481-1959
