

[1] ジクロロ酢酸

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： ジクロロ酢酸

(別の呼称：DCA)

CAS 番号： 79-43-6

化審法官報公示整理番号：2-1161

化管法政令番号：2-25

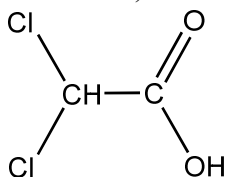
RTECS 番号：AG6125000

分子式：C₂H₂Cl₂O₂

分子量：128.94

換算係数：1 ppm = 5.27 mg/m³ (気体、25°C)

構造式：



(2) 物理化学的性状

本物質は刺激臭の液体である¹⁾。

融点	12°C ²⁾ 、9.7°C/-4°C (2つの結晶型) ³⁾ 、13.5°C ⁴⁾ 、5°C ⁵⁾ 、6°C ⁵⁾
沸点	193°C (760 mmHg) ²⁾ 、193~194°C ³⁾ 、193~194°C (760 mmHg) ⁴⁾ 、194°C ⁵⁾
密度	1.5634 g/cm ³ (20°C) ²⁾
蒸気圧	0.23 mmHg (=30Pa) (25°C) ²⁾ 、0.179 mmHg (=23.9Pa) (25°C) ⁴⁾
分配係数 (1-オクタノール/水) (log Kow)	0.92 ⁴⁾ 、 ⁶⁾
解離定数 (pKa)	1.35 (25°C) ²⁾ 、1.26 ⁴⁾
水溶性 (水溶解度)	1.00×10 ⁶ mg/L (20°C) ⁴⁾ 、8.63×10 ⁴ mg/L ⁵⁾

(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 97%、TOC 94%、HPLC 100%

(試験期間：2週間、被験物質濃度：100mg/L、活性汚泥濃度：30mg/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：0.73×10⁻¹² cm³/(分子・sec) (AOPWIN⁸⁾ により計算)

半減期：7.3 ~ 73 日 (OH ラジカル濃度を 3×10⁶~3×10⁵ 分子/cm³⁹⁾と仮定し、1日は12時間として計算)

生物濃縮性

生物濃縮係数(BCF) : 3.2 (BCFBAF¹⁰) により計算)

土壌吸着性

土壌吸着定数(Koc) : 2.3 (KOCWIN¹¹) により計算)

(4) 製造輸入量及び用途

① 生産量・輸入量等

本物質の化審法に基づき公表された一般化学物質としての製造・輸入数量の推移を表 1.1 に示す¹²⁾。

表 1.1 製造・輸入数量の推移

平成 (年度)	22	23	24	25
製造・輸入数量(t) ^{a)}	— ^{c)}	X ^{b)}	X ^{b)}	— ^{c)}
平成 (年度)	26	27	28	
製造・輸入数量(t) ^{a)}	X ^{b)}	X ^{b)}	— ^{c)}	

注 : a) 製造数量は出荷量を意味し、同一事業者内での自家消費分を含んでいない値を示す。

b) 届出事業者が 2 社以下のため、製造・輸入数量は公表されていない。

c) 公表されていない。

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 1 t 以上 100 t 未満である¹³⁾。

ジクロロ酢酸などのハロゲン化酢酸類は、浄水過程において水道原水中の有機物質や臭素及び消毒剤（塩素）とが反応し生成される消毒副生成物質の一つである¹⁴⁾。

また、嫌気－無酸素－好気法の処理方法を採用している下水処理場では、下水処理水の塩素処理により本物質の濃度が下水流入水濃度を大きく超えたとの報告がある¹⁵⁾。

② 用途

本物質の主な用途は、有機合成原料中間体、製薬とされている¹⁶⁾。

(5) 環境施策上の位置付け

本物質は、化学物質排出把握管理促進法第二種指定化学物質（政令番号：25）に指定されている。

本物質は、有害大気汚染物質に該当する可能性がある物質に選定されている。

本物質は、水道水質基準が設定されている。クロロ酢酸類は、人健康影響の観点から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. 曝露評価

生態リスクの初期評価のため、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一般環境等からの曝露を評価することとし、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。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	19.9	0.0	0.6	4.7
水域	21.2	99.7	19.4	40.1
土壌	58.9	0.1	79.9	55.1
底質	0.0	0.2	0.0	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。

(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。

また、表流水、湖沼水等を原水とする水道原水の調査結果から集計した結果を表 2.3 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 年度	文献	
公共用水域・淡水 ^{b)}	μg/L	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0.2	0/65	全国	2000	2)
	—	—	0.539 ^{a)}	<0.003 ^{a)}	3.36 ^{a)}	0.003	—/38	千葉県、 東京都、 神奈川県	1996	3)
	<2	<2	<2	<2	2	0/2	北海道、 長野県	1984	4)	
公共用水域・海水	μg/L	<0.2	0.24	<0.2	1.6	0.2	1/11	全国	2000	2)
	—	—	0.094 ^{a)}	<0.003 ^{a)}	0.334 ^{a)}	0.003	—/62	東京湾	1996	3)
	<2	<2	<2	<2	2	0/5	北海道、 宮城県、 岡山県	1984	4)	

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 年度	文献
底質(公共用水域・淡水) $\mu\text{g/g}$	<0.02	<0.02	<0.01	<0.02	0.01~0.02	0/2	北海道、 長野県	1984	4)
底質(公共用水域・海水) $\mu\text{g/g}$	<0.02	<0.02	<0.01	<0.02	0.01~0.02	0/5	北海道、 宮城県、 岡山県	1984	4)
魚類(公共用水域・淡水) $\mu\text{g/g}$									
魚類(公共用水域・海水) $\mu\text{g/g}$									

注：a) 原著の値を転記。

b) 1995年度に2河川で実施した水質調査において、最大1.9 $\mu\text{g/L}$ の報告がある⁵⁾。

表 2.3 水道原水の調査結果

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 ^{b)} $\mu\text{g/L}$	<4	<4	<1	3 ^{c)}	<i>1~4</i>	2/68	全国	2016	6)
	<4	<4	<1	<4	<i>1~4</i>	0/68	全国	2015	7)
	<4	<4	<1	4	<i>1~4</i>	1/74	全国	2014	8)
	<4	<4	<1	4	<i>1~4</i>	2/81	全国	2013	9)
	<4	<4	<1	4	<i>1~4</i>	1/85	全国	2012	10)
	<4	<4	<1	4	<i>1~4</i>	2/83	全国	2011	11)
	<4	<4	<1	4	<i>1~4</i>	1/80	全国	2010	12)
	<20	<20	<1	4 ^{c)}	<i>1~20</i>	2/86	全国	2009	13)
	<20	<20	<1	4 ^{c)}	<i>1~20</i>	4/84	全国	2008	14)
	<20	<20	<1	4 ^{c)}	<i>1~20</i>	7/87	全国	2007	15)
	<4	<4	<1	8	<i>1~4</i>	5/93	全国	2006	16)
	<4	<4	<1	6	<i>1~4</i>	6/99	全国	2005	17)
	<4	<4	<1	4	<i>1~4</i>	4/131	全国	2004	18)
公共用水域・海水 $\mu\text{g/L}$									

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) 水道原水のうち、「表流水」、「湖沼水」、「ダム直接」又は「ダム放流」のデータのみを集計対象とした。

c) 最大濃度を上回る下限値による不検出データが報告されているため、最大濃度よりも高濃度の地点が存在する可能性がある。

(4) 水生生物に対する曝露の推定（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曝露の推定の観点から、水質中濃度を表 2.4 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)を設定できるデータは得られなかった。

なお、表流水、湖沼水又はダム湖水を原水とする水道原水の測定結果を PEC に用いると、直近3年以内の淡水域では4 $\mu\text{g/L}$ 程度となった。

また、過去のデータではあるが公共用水域の淡水域では最大で0.2 $\mu\text{g/L}$ 未満程度、同海水域では最大で1.6 $\mu\text{g/L}$ 程度であり、過去の限られた地域を調査対象とした調査結果では、公共用水域の淡水域で3.4 $\mu\text{g/L}$ 、同海水域で0.33 $\mu\text{g/L}$ の報告があった。

表 2.4 公共用水域濃度

水 域	平 均	最 大 値
淡 水	データは得られなかった [過去のデータではあるが 0.2 µg/L 未満程度(2000)]	データは得られなかった [過去のデータではあるが 0.2 µg/L 未満程度(2000)]
海 水	データは得られなかった [過去のデータではあるが 0.2 µg/L 未満程度(2000)]	データは得られなかった [過去のデータではあるが 1.6 µg/L 程度(2000)]

注：1) 環境中濃度での () 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。

3. 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、魚類及びその他の生物）ごとに整理すると表 3.1 のとおりとなった。

表 3.1 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/和名	エンドポイント /影響内容	曝露期間 [日]	試験の 信頼性	採用の 可能性	文献 No.
藻類		○	93.2 *1	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	NOEC GRO (RATE)	3	A	A	2)
		○	<6,260*2	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	NOEC GRO (RATE)	3	A	A	2)
	○		17,000 *1	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO (RATE)	3	A	A	2)
	○		52,000*2	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	緑藻類	EC ₅₀ GRO (RATE)	3	A	A	2)
		○	52,000	<i>Isochrysis galbana</i>	ブルムネシウム 藻類	NOEC GRO	3	B	B	3)-2015035
	○		148,000	<i>Isochrysis galbana</i>	ブルムネシウム 藻類	EC ₅₀ GRO	3	B	B	3)-2015035
甲殻類	○		23,000	<i>Nitocra spinipes</i>	ナミミズベ ソコムジンコ	LC ₅₀ MOR	4	D	C	1)-5185
	○		106,000*1	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	1	D	C	1)-56394
	○		2,600,000*2	<i>Daphnia magna</i>	オオミジンコ	EC ₅₀ IMM	1	D	C	1)-56394
魚類	○		322,000	<i>Cyprinodon variegatus</i>	キプリノドン属	LC ₅₀ MOR	4	D	C	3)-2015035
その他		○	3,000	<i>Myriophyllum spicatum</i>	ホザキノフサモ	NOEC GRO	14	D	C	1)-110399
		○	10,000	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	フサモ属	NOEC GRO	14	D	C	1)-110399
	○		37,100	<i>Myriophyllum spicatum</i>	ホザキノフサモ	EC ₅₀ GRO	14	D	C	1)-110399
	○		47,300	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	フサモ属	EC ₅₀ GRO	14	D	C	1)-110399

生物群	急性	慢性	毒性値 [μg/L]	生物名	生物分類/和名	エンドポイント /影響内容	曝露期間 [日]	試験の 信頼性	採用の 可能性	文献 No.
その他		○	50,000	<i>Lemna gibba</i>	イボウキクサ	NOEC GRO (RATE)	7	B	B	1)-110399
	○		555,200	<i>Lemna gibba</i>	イボウキクサ	EC ₅₀ GRO (RATE)	7	B	B	1)-110399
	○		4,060,000	<i>Xenopus laevis</i>	アフリカツメガ エル (胚)	LC ₅₀ MOR	4	B	B	1)-14733

急性/慢性：○印は該当する毒性値

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

—：採用の可能性は判断しない

エンドポイント

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

GRO (Growth)：生長 (植物)、IMM (Immobilization)：遊泳阻害、MOR (Mortality)：死亡

毒性値の算出方法

RATE：生長速度より求める方法 (速度法)

*1 pH 未調整の試験溶液を用いた試験結果

*2 pH 調整した試験溶液を用いた試験結果

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⁾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)」(2011)に準拠して、緑藻類 *Pseudokirchneriella subcapitata* の生長阻害試験を、GLP試験として実施した。設定試験濃度は、0 (対照区)、0.0932、0.298、0.954、3.04、9.76、31.2、100 mg/L (公比 約3.2)であった。被験物質の実測濃度は、設定濃度の89.2~103%であり、設定濃度に対する変動は20%以内に維持されていたため、毒性値の算出には設定濃度が用いられた。速度法による72時間半数影響濃度 (EC₅₀) は17,000 μg/L、72時間無影響濃度 (NOEC) は93.2 μg/Lであった。

2) その他の生物

HansonとSolomon¹⁾⁻¹¹⁰³⁹⁹は、米国ASTMの試験方法 (E1415-91, 2000) に従って、イボウキクサ *Lemna gibba* の生長阻害試験を実施した。設定試験濃度は0 (対照区)、10、25、50、100、200、400 mg/L (公比2)であった。試験にはHunter培地 (ショ糖なし) が用いられた。毒性値は設定濃度に基づき算出された。速度法による7日間半数影響濃度 (EC₅₀) は555,200 μg/L、7日間無影響濃度 (NOEC) は50,000 μg/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、上記本文で示した最小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>	72 時間 EC ₅₀ (生長阻害)	17,000 µg/L
その他	<i>Lemna gibba</i>	7 日間 EC ₅₀ (生長阻害)	555,200 µg/L

アセスメント係数：1,000 [1 生物群 (藻類) 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値 (藻類の 17,000 µg/L) をアセスメント係数 1,000 で除することにより、急性毒性値に基づく PNEC 値 17 µg/L が得られた。

慢性毒性値

藻類	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	72 時間 NOEC (生長阻害)	93.2 µg/L
その他	<i>Lemna gibba</i>	7 日間 NOEC (生長阻害)	50,000 µg/L

アセスメント係数：100 [1 生物群 (藻類) 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値 (藻類の 93.2 µg/L) をアセスメント係数 100 で除することにより、慢性毒性値に基づく PNEC 値 0.93 µg/L が得られた。

本物質の PNEC としては、藻類の慢性毒性値から得られた 0.93 µg/L を採用する。

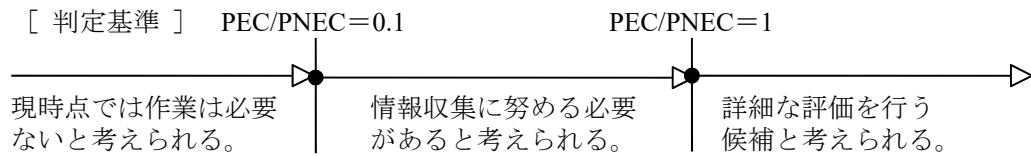
(3) 生態リスクの初期評価結果

表 3.2 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	データは得られなかった [過去のデータではあるが 0.2 µg/L 未満程度(2000)]	データは得られなかった [過去のデータではあるが 0.2 µg/L 未満程度(2000)]	0.93 µg/L	—
公共用水域・海水	データは得られなかった [過去のデータではあるが、 0.2 µg/L未満程度 (2000)]	データは得られなかった [過去のデータではあるが、 1.6 µg/L程度 (2000)]		—

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



本物質については、予測環境中濃度 (PEC) を設定できるデータが得られなかったため、生態リスクの判定はできなかった。

なお、過去のデータではあるが公共用水域の海水域で最大 $1.6 \mu\text{g/L}$ 程度が検出されており、この濃度と PNEC との比は 1.7 であった。

また、過去の限られた地域を調査対象とした調査結果では、公共用水域の淡水域で $3.4 \mu\text{g/L}$ 、海水域では $0.33 \mu\text{g/L}$ の報告があり、PNEC との比は、淡水域で 4、海水域では 0.4 であった。

さらに、表流水、湖沼水又はダム湖水を原水とする水道原水の測定結果を PEC に用いると、直近 3 年以内の淡水域では $4 \mu\text{g/L}$ 程度であり、PEC / PNEC 比は 4 となった。

したがって、本物質については情報収集に努める必要があり、排出源を踏まえた環境中濃度の情報を充実させる必要があると考えられる。

4. 引用文献等

(1) 物質に関する基本的事項

- 1) 大木道則ら (1989) : 化学大辞典 東京化学同人 : 969.
- 2) Haynes.W.M.ed. (2013) : CRC Handbook of Chemistry and Physics on DVD, (Version 2013), CRC Press.
- 3) O'Neil, M.J. ed. (2013) : The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. 15th Edition, The Royal Society of Chemistry:553.
- 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:77.
- 5) Verschueren, K. ed. (2009) : Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 5th 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:4.
- 7) ジクロロ酢酸の分解度試験成績報告書.化審法データベース(J-CHECK).
- 8) U.S. Environmental Protection Agency, AOPWIN™ v.1.92.
- 9) Howard, P.H., Boethling, R.S., Jarvis, W.F., Meylan, W.M., and Michalenko, E.M. ed. (1991) : Handbook of Environmental Degradation Rates, Boca Raton, London, New York, Washington DC, Lewis Publishers: xiv.
- 10) U.S. Environmental Protection Agency, BCFBAF™ v.3.01.
- 11) U.S. Environmental Protection Agency, KOCWIN™ v.2.00.
- 12) 経済産業省 : 化学物質の製造輸入数量
(http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/volume_index.html, 2018.05.15 現在).
- 13) 薬事・食品衛生審議会薬事分科会化学物質安全対策部会 PRTR 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 PRTR 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).
- 14) 日本水道協会 (2011) : 上水試験方法 2011 年版・資料編.
- 15) 名本伸介, 浦瀬太郎, 根橋和也 (2002) : ハロ酢酸類の下水処理過程および水環境中における挙動. 水環境学会誌. 25(5):285-288.
- 16) 化学工業日報社(2014) : 2014 年版 新化学インデックス:279.

(2) 曝露評価

- 1) U.S. Environmental Protection Agency, EPIWIN™ v.4.11.
- 2) 環境省水環境部水環境管理課 (2002) : 平成 12 年度 要調査項目等存在状況調査結果.
- 3) Shinya Hashimoto, Tadashi Azuma, Akira Otsuki (1998) : Distribution, Source, and Stability of Haloacetic Acids in Tokyo Bay, Japan. Environmental Toxicology and Chemistry. 17(5):798-805.

- 4) 環境庁環境保健部保健調査室 (1985) : 昭和 59 年度化学物質環境汚染実態調査.
- 5) Yasuo Takahashi, Sukeo Onodera, Masatoshi Morita (2000) : Chracterization and Determination of Halogenated Organic Compounds in River Water and Drinking Water. *Journal of Environmental Chemistry*. 10(2):273-280.
- 6) (公社)日本水道協会 (2018) : 平成 28 年度水道統計 水質編 第 99-2 号.
- 7) (公社)日本水道協会 (2017) : 平成 27 年度水道統計 水質編 第 98-2 号.
- 8) (公社)日本水道協会 (2016) : 平成 26 年度水道統計 水質編 第 97-2 号.
- 9) (公社)日本水道協会 (2015) : 平成 25 年度水道統計 水質編 第 96-2 号.
- 10) (公社)日本水道協会 (2014) : 平成 24 年度水道統計 水質編 第 95-2 号.
- 11) (社)日本水道協会 (2013) : 平成 23 年度水道統計 水質編 第 94-2 号.
- 12) (社)日本水道協会 (2012) : 平成 22 年度水道統計 水質編 第 93-2 号.
- 13) (社)日本水道協会 (2011) : 平成 21 年度水道統計 水質編 第 92-2 号.
- 14) (社)日本水道協会 (2010) : 平成 20 年度水道統計 水質編 第 91-2 号.
- 15) (社)日本水道協会 (2009) : 平成 19 年度水道統計 水質編 第 90-2 号.
- 16) (社)日本水道協会 (2008) : 平成 18 年度水道統計 水質編 第 89-2 号.
- 17) (社)日本水道協会 (2007) : 平成 17 年度水道統計 水質編 第 88-2 号.
- 18) (社)日本水道協会 (2006) : 平成 16 年度水道統計 水質編 第 87-2 号.

(3) 生態リスクの初期評価

1) U.S.EPA 「ECOTOX」

- 5185 : Linden, E., B.E. Bengtsson, O. Svanberg, and G. Sundstrom (1979): The Acute Toxicity of 78 Chemicals and Pesticide Formulations Against Two Brackish Water Organisms, the Bleak (*Alburnus alburnus*) and the Harpacticoid *Nitocra spinipes*. *Chemosphere* 8 (11/12): 843-851.
- 14733 : Fort, D.J., E.L. Stover, J.R. Rayburn, M. Hull, and J.A. Bantle (1993): Evaluation of the Developmental Toxicity of Trichloroethylene and Detoxification Metabolites Using *Xenopus*. *Teratog. Carcinog. Mutagen.* 13 (1): 35-45.
- 56394 : Trenel, J., and R. Kuhn (1982): Bewertung Wassergefährdender Stoffe im Hinblick auf Lagerung, Umschlag und Transport. *Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern.*
- 110399 : Hanson, M.L., and K.R. Solomon (2004): Haloacetic Acids in the Aquatic Environment. Part I: Macrophyte Toxicity. *Environ. Pollut.* 130 (3): 371-383.

2) 環境省 (2018) : 平成 29 年度 生態影響試験

3) その他

- 2015035 : Fisher, D., L. Yonkos, G. Ziegler, E. Friedel, and D. Burton (2014): Acute and Chronic Toxicity of Selected Disinfection Byproducts to *Daphnia magna*, *Cyprinodon variegatus*, and *Isochrysis galbana*. *Water Research* 55: 233-244.