

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15

16
17
18
19
20
21
22
23
24

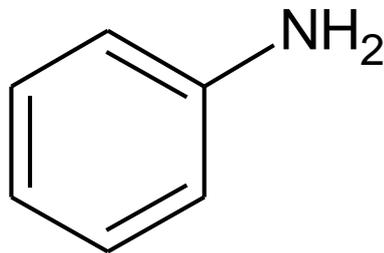
優先評価化学物質のリスク評価（一次）

人健康影響に係る評価Ⅱ

物理化学的性状等の詳細資料

アニリン

優先評価化学物質通し番号 54



平成 30 年 9 月

経済産業省

目 次

1		
2	1 評価対象物質の性状	1
3	1-1 物理化学的性状及び濃縮性	1
4	1-2 分解性	1
5	2 【付属資料】.....	5
6	2-1 物理化学的性状等一覧.....	9
7	2-2 その他	10
8		
9		

1 評価対象物質の性状

本章では、モデル推計に用いる物理化学的性状データ、環境中における分解性に係るデータを示す。

1-1 物理化学的性状及び濃縮性

モデル推計に採用した物理化学的性状及び生物濃縮係数を表 1-1 に示す。なお、表中の下線部は、評価Ⅱにおいて精査した結果、評価Ⅰから変更した値を示している。

表 1-1 モデル推計に採用した物理化学的性状等データのまとめ*

項目	単位	採用値	詳細	評価Ⅰで用いた値(参考)
分子量	—	93.13	—	93.13
融点	°C	-6.2 ¹⁻⁵⁾	測定値	-6.2 ¹⁾
沸点	°C	184.4 ²⁾	101.3 kPa での測定値	184.4 ¹⁾
蒸気圧	Pa	40 ²⁾	20°C での測定値	40 ¹⁾
水に対する溶解度	mg/L	3.5 × 10 ⁴ ²⁾	20°C での測定値	3.5 × 10 ⁴ ¹⁾
1-オクタールと水との間の分配係数 (logPow)	—	<u>0.91</u> ²⁾	pH7.5、25°C での非解離体に対する測定値	0.90 ¹⁾
ヘンリー係数	Pa・m ³ /mol	<u>0.205</u> ^{2, 6-8)}	測定値	0.106 ¹⁾
有機炭素補正土壌吸着係数 (Koc)	L/kg	410 ^{1, 2, 9)}	5 土壌での測定値	410 ¹⁾
生物濃縮係数 (BCF)	L/kg	<u>2.6</u> ^{1, 3, 9)}	ゼブラフィッシュでの測定値	3.16 ¹⁰⁾
生物蓄積係数 (BMF)	—	1	logPow と BCF から設定 ¹¹⁾	1
解離定数 (pKa)	—	4.6 ^{3, 8)}	測定値	— ¹²⁾

※平成 29 年度第 1 回優先評価化学物質のリスク評価に用いる物理化学的性状、分解性、蓄積性等のレビュー会議（平成 29 年 5 月 25 日）で了承された値

- | | |
|------------------|----------------------------|
| 1) ECB (2004) | 7) NITE (2007) |
| 2) ECHA | 8) PhysProp |
| 3) EPA (2009) | 9) Mackay (2006) |
| 4) IUCLID (2000) | 10) EPI Suite (2012) |
| 5) MOE (2002) | 11) MHLW, METI, MOE (2014) |
| 6) HSDB | 12) 評価Ⅰにおいては解離定数は考慮しない |

上記性状項目について、精査概要を以下に示す。

①融点

評価Ⅰで採用した値 (-6.2°C)は、信頼性の定まった情報源¹⁾である ECB (2004)、ECHA、EPA (2009)、IUCLID (2000)、MOE (2002)に記載された値である。ECHA 及び EPA (2009)で測定値と記載されており、評価Ⅱにおいてもこの値 (-6.2°C)を用いる。

②沸点

評価Ⅰで採用した値 (184.4°C)は、信頼性の定まった情報源である CCD、ECB (2004)、ECHA に記載された標準圧力 (101.3 kPa)での値である。上記以外に標準圧力での値として、184.1°C (CRC)、184~186°C (NITE (2007))もあるが、ECHA のみが測定値と記載している。このため、

¹⁾ 「化審法における物理化学的性状・生分解性・生物濃縮性データの信頼性評価等について」の「3.1 信頼性の定まった情報源」に記載のある情報源のこと。

1 評価Ⅱにおいてもこの値 (184.4℃)を用いる。

2

3 ③蒸気圧

4 評価Ⅰで採用した値 (40 Pa)は、信頼性の定まった情報源である ECB (2004)、ECHA、HSDB、
5 Mackay (2006)、MOE (2002)及び NITE (2007)に記載された 20℃での値である。20℃の値とし
6 て 50 Pa (IUCLID (2000))、59.7 Pa (Mackay (2006) ; 回帰式による 20℃内挿値)、42.9 Pa (Mackay
7 (2006) ; 回帰式による 20℃内挿値)もあるが、40 Pa は ECHA で測定値と記載されている。こ
8 のため、評価Ⅱにおいてもこの値 (40 Pa)を用いる。

9

10 ④水に対する溶解度

11 評価Ⅰで採用した値 (3.5×10^4 mg/L)は、ECB (2004)に記載された 20℃での値である。20℃
12 の測定値として、 3.5×10^4 mg/L (ECHA)、 3.6×10^4 mg/L (EPA (2009))、25℃の測定値として、
13 3.6×10^4 mg/L (MITI(1993a)、PhysProp)、 3.622×10^4 mg/L、 3.867×10^4 mg/L (ともに Mackay
14 (2006))との記載もある。これらの 25℃の測定値から 20℃の値を 3.5×10^4 mg/L とすることに
15 問題ないと考えられるため、評価Ⅱにおいてもこの値 (3.5×10^4 mg/L)を用いる。

16

17 ⑤logPow

18 評価Ⅰで採用した値 (0.90)は、ECB (2004) に記載された値 (20℃、フラスコ振とう法)であ
19 る。他には、0.89 (測定 pH : 5.6、フラスコ振とう法) (Mackay (2006))、0.89 (測定 pH : 7.4、フ
20 ラスコ振とう法) (Mackay (2006))、0.91 (測定 pH : 7.5、測定温度 : 25℃、GLP 試験) (ECHA)、
21 0.93 (測定 pH : 7、フラスコ振とう法) (Mackay (2006))、0.98 (測定 pH : 7.5、フラスコ振とう
22 法) (Mackay (2006))が記載されている。アニリンは解離性物質であり、後述のように、pH 5.6、
23 7.0、7.4 及び 7.5 ではそれぞれ、90.9%、99.6%、99.8%及び 99.9%が非解離体として存在す
24 るため、pH 5.6 の値を除いて上記の値は非解離体に対する値と考えることができる。評価Ⅱに
25 においては測定 pH と温度が明らかな GLP 試験で得られた値 (0.91)を非解離種に対する値とし
26 て用いる。

27

28 ⑥ヘンリー係数

29 評価Ⅰで採用した値 ($0.106 \text{ Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$)は、ECB (2004)に記載された値である。ECHA、EPA
30 (2009)、HSDB、NITE (2007)及び PhysProp ではいずれも $0.205 \text{ Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$ と記載されてお
31 り、ECHA、NITE (2007)及び PhysProp ではこの値が測定値であるとも記載されている。こ
32 のため、評価Ⅱにおいては $0.205 \text{ Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$ を用いる。

33

34 ⑦Koc

35 評価Ⅰで採用した値 (410 L/kg)は、ECB (2004)、ECHA、Mackay (2006)において記載されて
36 いる値である。この値は、以下の 2 土壌を用い、土壌と滅菌蒸留水溶液の容積比=1 : 5、48 時
37 間、20℃で振とうの条件で Koc を測定した Pillai ら (1982)¹の試験での測定値であり、Koc は、
38 Hagerstow 土壌で 130 L/kg (滅菌)及び 310 L/kg (非滅菌)、Palouse 土壌で 410 L/kg (滅菌)及び 910
39 L/kg (非滅菌)であった。

40

41

Pillai ら(1982) の研究で用いられた土壌の性状

土壌	Hagerstow 埴壤土	Palouse シルト質壤土
pH	6.6	5.1

¹ Pillai, P., et al. (1982) Chemosphere 11: 299-317.

有機物含量, %	2.5	3.4
粘土含量, %	34	25
シルト含量, %	42	58
カチオン交換容量, meq/100 g	10	22
表面積, m ² /g	25	90
圃場含水量, %	31.3	32.0
粘土鉱物	バーミキュライト、カオリナイト	モンモリロナイト

1
2 ECB (2004)は、「アニリンは吸着前に一部分解されるため、非滅菌土壌で決定された Koc は
3 過大に推定されていると思われる。」として、Koc 値として 410 L/kg を採用している。

4
5 上記以外の値として、HSDB、Mackay (2006)では、Gawlik ら(1998)¹が以下の 5 土壌を用い、
6 OECD TG 106 (土壌と 0.01 M CaCl₂ 溶液の容積比=1 : 5、24 時間、室温で振とう)で測定した
7 値 (EUROSOIL 1 : 497.7 L/kg ; EUROSOIL 2 : 43.8 L/kg ; EUROSOIL 3 : 120.3 L/kg ;
8 EUROSOIL 4 : 109.8 L/kg ; EUROSOIL 5 : 195.0 L/kg)を記載している。

9
10 **Gawlik ら(1998) の研究で用いられた土壌の性状**

土壌	起源	粘土 (%)	有機炭素 (%)	pH (0.01 M CaCl ₂)	土性
EUROSOIL 1	シチリア島(イタリア)	75.0	1.3	5.7	埴土
EUROSOIL 2	ペロポネソス(ギリシヤ)	22.6	3.7	7.4	シルト質壤土
EUROSOIL 3	ウェールズ(イギリス)	17.0	3.45	5.2	壤土
EUROSOIL 4	ノルマンディ (フランス)	20.3	1.55	6.5	シルト
EUROSOIL 5	シュレースヴィヒ=ホルシュタイン(ドイツ)	6.0	9.25	3.2	壤質砂土

11
12 また、Mackay (2006)では、Gawlik ら(2000)² が以下の 5 土壌を用い、OECD TG 106 (土壌
13 と 0.01 M CaCl₂ 溶液の容積比=1 : 5、24 時間、室温で振とう)で測定した値 (EUROSOIL 1 :
14 242.1 L/kg ; EUROSOIL 2 : 31.8 L/kg ; EUROSOIL 3 : 19.0 L/kg ; EUROSOIL 4 : 27.4 L/kg ;
15 EUROSOIL 5 : 136.8 L/kg)を記載している。

16
17 **Gawlik ら(2000) の研究で用いられた土壌の性状**

土壌	起源	粘土 (%)	有機炭素 (%)	pH (0.01 M CaCl ₂)	土性
EUROSOIL 1	シチリア島(イタリア)	75.0	3.29	5.7	埴土
EUROSOIL 2	ペロポネソス(ギリシヤ)	22.6	2.39	7.2	シルト質壤土
EUROSOIL 3	ウェールズ(イギリス)	17.0	3.32	5.9	壤土
EUROSOIL 4	ノルマンディ (フランス)	20.3	1.36	6.8	シルト
EUROSOIL 5	シュレースヴィヒ=ホルシュタイン(ドイツ)	6.0	4.43	3.2	壤質砂土

18
¹ Gawlik, BM., et al. (1998) Chemosphere 36: 2903-2919.

² Gawlik, BM., et al. (2000) Chemosphere 41: 1337-1347.

さらに、Mackay (2006)では、Li ら(2001)¹ が以下の 5 土壌を用い、バッチ平衡化法 (振とう時間：24 時間、温度：23±3℃)で測定した値 (Toronto：34.7 L/kg；Chalmers：15.8 L/kg；Drummer：10.0 L/kg；Bloomfield：20.0 L/kg；Okoboji：11.0 L/kg)も記載している。

Li ら (2001) の研究で用いられた土壌の性状

土壌	pH ^a	砂 (%)	シルト (%)	粘土 (%)	有機炭素 (%)	CEC ^b (cmol _e /kg)
Toronto	4.4	11.9	67.6	20.5	1.34	11.2
Chalmers	6.5	11.1	72.8	16.0	1.17	13.0
Drummer	7.2	13.0	66.0	21.2	2.91	26.5
Bloomfield	6.4	81.4	11.0	7.6	0.36	4.4
Okoboji	7.4	31.8	36.2	32.0	4.98	36.2

a: 土壌の重量と水の容積が 1 : 1 の懸濁液での測定値

b: カチオン交換容量

以上のように、Pillai ら(1982)、Gawlik ら(1998, 2000) 及び Li ら (2001)により報告された Koc は 10.0~497.7 L/kg の範囲 (Pillai ら(1982)の非滅菌土壌データを除く)であるが、上記の ECB (2004)のコメントを考慮し、評価Ⅱでも Pillai ら(1982)の Palouse 土壌 (滅菌)で測定された 410 L/kg が妥当と判断し、この値を用いる。

⑧BCF

評価Ⅰで採用した値 (3.16 L/kg)は、BCFBAF v3.01 で logPow (0.90)を用いて推計した値である。ECB (2004)、EPA (2009)、Mackay (2006)では、Zok ら (1991)²により測定されたゼブラフィッシュでの値 2.6 L/kg が記載されている。評価Ⅱにおいてはこの値 (2.6 L/kg)を用いる。なお、Zok らの試験は、pH 8.1±0.1、26±1℃で行われており、採用した BCF は、非解離種に対する値と考えられる。

⑨BMF

評価Ⅰで採用した値は、logPow (0.90)及び BCF (3.16 L/kg) から化審法における優先評価化学物質に関するリスク評価の技術ガイダンス (以下、「技術ガイダンス」という。MHLW, METI, MOE(2014))に従って設定したものである。BMF の測定値は得られなかったため、評価Ⅱにおいては、logPow (0.91)及び BCF (2.6 L/kg)から技術ガイダンス (MHLW, METI, MOE(2014))に従って 1 を用いる。

⑩pKa

アニリンの酸解離定数 (pKa)として、Mackay (2006)、NITE (2007)、PhysProp 及び EPA (2009)で 4.6 と記載されており、PhysProp 及び EPA (2009)で測定値と記載されている。このため、評価Ⅱでは、この値 (4.6)を用いる。

アニリンの共役酸の pKa が 4.6 の場合、pH 5.0、6.0、7.0、8.0、9.0、10.0 の水中では、それぞれ 71.5%、96.2%、99.6%、100.0%、100.0%及び 100.0%が非解離種として存在する。

¹ Li, H., et al. (2001) Chemosphere 44: 627-635.

² Zok, S., et al. (1991) Sci. Total Environ. 109/110: 411-421.

1 1-2 分解性

2 表 1-2 にモデル推計に採用した分解に係るデータを示す。

3
4

表 1-2 分解に係るデータのまとめ*

項目		半減期 (日)	詳細
大気	大気における総括分解半減期		NA
	機序別の半減期	OH ラジカルとの反応	0.15
		オゾンとの反応	10.2
		硝酸ラジカルとの反応	223
水中	水中における総括分解半減期		7.2
	機序別の半減期	生分解	—
		加水分解	—
		光分解	—
土壌	土壌における総括分解半減期		NA
	機序別の半減期	生分解	7
		加水分解	—
底質	底質における総括分解半減期		NA
	機序別の半減期	生分解	28
		加水分解	—

5 ※平成 29 年度第 1 回優先評価化学物質のリスク評価に用いる物理化学的性状、分解性、蓄積性等のレビュー
6 一会議（平成 29 年 5 月 25 日）で了承された値

- 7 1) HSDB
8 2) Mackay (2006)
9 3) NIST
10 4) EPI Suite (2012)
11 5) Hwang ら (1987)
6) Lyons ら (1984)
7) Toräng ら (2002)
8) ECB (2004)
9) EPA (1994)
NA: 情報が得られなかったことを示す

14 上記分解項目について、精査概要を以下に示す。なお、「総括分解半減期」とは、分解の機序
15 を区別しない環境媒体ごとのトータルの半減期のことを示す。

16

1 ①大気

2 大気中での総括分解半減期に関する情報は得られなかったが、機序別の半減期に関する情報
3 が得られた。

4 ①-1 OH ラジカルとの反応の半減期

5 大気中における OH ラジカルとの反応速度定数に関しては、 $1.2 \times 10^{-10} \text{ cm}^3/\text{molecule/s}$ (23°C、
6 閃光光分解-共鳴ケイ光法) (Mackay (2006)、NIST)、 $1.18 \times 10^{-10} \text{ cm}^3/\text{molecule/s}$ (23°C、相対法)
7 (Mackay (2006)、NIST)、 $1.11 \times 10^{-10} \text{ cm}^3/\text{molecule/s}$ (25°C) (ECB (2004)、Mackay (2006)、
8 PhysProp)、 $1.10 \times 10^{-10} \text{ cm}^3/\text{molecule/s}$ (25°C、閃光光分解-共鳴ケイ光法) (HSDB、Mackay
9 (2006))が記載されている。反応速度定数として、 $1.10 \times 10^{-10} \text{ cm}^3/\text{molecule/s}$ を採用し、大気中
10 OH ラジカル濃度を技術ガイダンス (MHLW, METI, MOE(2014))に従い $5 \times 10^5 \text{ molecule/cm}^3$ と
11 して、半減期を 0.15 日と算出した。評価Ⅱではこの値 (0.15 日)を用いる。

12 ①-2 オゾンとの反応の半減期

13 大気中におけるオゾンとの反応速度定数に関しては、 $1.12 \times 10^{-18} \text{ cm}^3/\text{molecule/s}$ (23°C、直
14 接法) (NIST)が記載されている。この反応速度定数を採用し、大気中オゾン濃度を技術ガイダン
15 ス (MHLW, METI, MOE(2014))に従い $7 \times 10^{11} \text{ molecule/cm}^3$ として、半減期を 10.2 日と算出し
16 た。評価Ⅱではこの値 (10.2 日)を用いる。

17 ①-3 硝酸ラジカルとの反応の半減期

18 大気中における硝酸ラジカルとの反応速度定数に関しては、 $1.5 \times 10^{-16} \text{ cm}^3/\text{molecule/s}$ (EPI
19 Suite(2012))が記載されている。この反応速度定数を採用し、大気中硝酸ラジカル濃度を技術ガ
20 イダンス (MHLW, METI, MOE(2014))に従い $2.4 \times 10^8 \text{ molecule/cm}^3$ として、半減期を 223 日と
21 算出した。評価Ⅱではこの値 (223 日)を用いる。

22

23 ②水中

24 水中での総括分解半減期に加えて、生分解、加水分解及び光分解の各機序に関する情報が得
25 られた。

26 ②-1 総括半減期

27 Hwang ら (1987)¹は、蒸留水及び米国 Georgia 州の Skidaway 川河口域の河川水 (表層 10cm
28 から採水)中のアニリンの分解を調べた。150 mL 容の石英フラスコ中のアニリン (初濃度 25μ
29 g/L、¹⁴C 標識)に太陽光を照射 (北緯 32°)した場合、夏期 (29°C、照度 : $5.2 \text{ Einstein/m}^2/\text{h}$)と
30 冬期 (14°C、照度 : $2.9 \text{ Einstein/m}^2/\text{h}$)、水中のアニリンの一次分解 (分解物への構造変化)の半
31 減期は 27 時間 (夏期)及び 71 時間 (冬期)であった。一方、暗所では、173 時間 (夏期)で、冬
32 期は半減期を計算できるほどの分解は見られなかった (半減期はいずれも「昼間時間」)。さら
33 に、蒸留水中と河川水中での分解半減期を比較から、フミン質による光増感の分解への寄与は
34 ないと結論している。

35 Toräng ら (2002)²は、Rhine 川に放流する BASF 下水処理場の 1.2 km 上流から 25.8 km 下
36 流までの河川水中 (放流地点での川幅 300 m、水深約 3.5 m、pH 7.8)のアニリン濃度を測定
37 し、物質収支に基づいて分解速度と半減期を推定した。21.9 と 14.7°Cの異なる水温の日に実施
38 された野外試験におけるアニリンの一次分解 (構造変化)の 1 次速度定数は、ともに 1.8 1/day
39 で、河川水中での総括分解半減期は 9 時間 (0.4 日)であった。さらに、このアニリンの消失に
40 揮発、加水分解及び光分解はほとんど寄与しないと結論している。

41 以上の結果及び以下の生分解、加水分解、光分解に関する情報から、実環境下の水中でのア

¹ Hwang, H.M. et al. (1987) Wat. Res., 21(3): 309-316.

² Toräng, L. et al. (2002) Chemosphere, 49: 1257-1265.

1 ニリンの分解には生分解が非常に大きな寄与をすると判断されることから、水中での総括分解
2 半減期は Hwang ら (1987)の暗所での半減期 173 時間 (7.2 日)を採用する。

3 ②-2 生分解の半減期

4 Lyons ら (1984)¹は、米国 New Jersey 州の富栄養状態の池の水 (pH 6.9~7.1)を用いて、暗
5 所、20℃の条件下でアニリンの分解の測定と分解経路の確認を行い、約 6 日の一次分解半減期
6 を報告している。また、揮発と自動酸化はほとんど寄与しないと結論している。

7 Toräng ら (2002)は、野外試験と同時にバッチ試験 (15または21℃、暗所、11日間)を実施し、
8 アニリンは半減期 1.5日未満で一次分解したと報告している。また、添加された初期¹⁴Cの50%
9 が生分解 (無機化)の直接的な証拠である¹⁴CO₂として、23%がバイオマス中に、そして12%が
10 溶存有機生成物 (生合成)として回収され、塩化水銀が添加された対照区では、試験期間中にア
11 ニリンと¹⁴Cの濃度はいずれも有意な減少を示さなかったことから、水中でのアニリン消失の
12 支配プロセスは生分解であると結論している。

13 Howard (1989)では、富栄養池の水中でアニリンは6日の半減期で生分解されるとの記載があ
14 るが、嫌氣的条件下での値であった。

15 なお、アニリンは OECD TG 301C の分解度試験における標準易分解物質であり、OECD TG
16 301C に準拠した GLP 試験では、14 日間の BOD 分解度は 70、67、68% (N の無機化を NO₂
17 とした場合)、87、83、85% (N の無機化を NH₃ とした場合)、TOC 分解度は 98、99、99%、
18 HPLC 分解度は 100、100、100%であった (MITI(1993b))。

19 ②-3 加水分解の半減期

20 EPA (2009)において、pH 6.0、30℃、48 時間の条件下で 11.3%の消失が測定されたと記載
21 されているが、アニリンは加水分解を受ける基を有していない。ECB (2004)では、「分子構造
22 から、加水分解は環境条件下では想定されない」と記載されており、Toräng ら (2002)でも、
23 「加水分解反応を受ける基がないため、アニリンの加水分解は非常に遅く、pH 5~9、15℃で
24 半減期は 50 年超と推定される」と記載されている。

25 ②-4 光分解の半減期

26 Lyons ら (1984)は、表層水中のアニリンの消失への光分解の寄与率は、生分解よりも少なく
27 とも 1 桁低いと結論している。

28 Toräng ら (2002)は、Hwang ら (1987)の試験では、蒸留水中のアニリンの光分解による半
29 減期は、夏期で 33「昼間時間」、冬期で 53「昼間時間」と測定されているが、この半減期は 150
30 mL 容の石英フラスコに太陽光を照射して得られた値であり、水深 3.5m の濁った Rhine 川で
31 の実際の光分解半減期は、10m⁻¹の典型的な光減衰係数を仮定すると約 30 倍長くなり、生分解
32 がアニリンの最も重要な消失プロセスであると結論している。

33

34 ③土壌

35 土壌中での総括分解半減期に関する情報は得られなかったが、生分解の機序別の半減期に関
36 する情報が得られた。

37 ③-1 生分解の半減期

38 ECB (2004)では、Süß ら (1978)の試験結果を基に、暴露評価に用いる土壌中での生分解半
39 減期を 350 日と設定している。この試験では、¹⁴C 標識アニリンを用い、1 mg/kg の初濃度で
40 4 種の土壌での無機化が 10 週間に亘って調べられた。10 週間後に 16.2~26.3%のアニリンが、
41 異なる土壌で ¹⁴CO₂ に無機化された。無機化の速度は 1 週間後に最大となり、2 週間までに全
42 生成 ¹⁴CO₂ の 50%が検出され、その後は、試験終了時まで分解速度は約 1%/週で一定であっ
43 た。また、¹⁴C の 57.3~67.4%が 4 種の土壌で検出された。この結果から、ECB (2004)は、試

¹ Lyons, CD. et al. (1984) Appl. Environ. Microbiol., 48: 491-496.

1 験開始時にアニリン (20%程度)は比較的急速に分解されるが、残りの 80%程度のアニリンは
2 フミン質と不可逆的な共有結合し、分解速度がかなり減少すると判断し、1 週間当たり約 1%の
3 分解速度から、半減期を 350 日と外挿している。

4 EPA (1994)では、土壌中の多くの微生物は炭素源、窒素源としてアニリンを利用でき、種々
5 の単離土壌微生物により、アニリンの44.2%が10日で、そして20日までにさらに12%がCO₂に
6 分解されること、そして、土壌フミン質と結合したアニリンは酸化を受けると記載されている。
7 さらに、アニリンのCO₂への無機化の半減期は、温度、湿度、照度が管理され、揮発物質 (分
8 解生成物を含む) 捕集装置付きの石英製の土壌モデルエコシステム¹に充填された粘土質土壌に
9 おいて4日で、環境条件下では、土壌中アニリンの半減期は1週間以内と記載されている。

10 Howard (1989)でも、滅菌土壌中で土壌はアニリンの酸化を触媒するとの記述がある。

11 以上から、評価Ⅱでは、土壌中の生分解半減期として7日を用いる。

12

13 ③-2 加水分解の半減期

14 加水分解反応を受ける基はないと判断し、評価Ⅱでは半減期は設定しない。

15

16 ④底質

17 底質中での総括分解半減期に関する情報は得られなかった。また、機序別の半減期に関する
18 情報も得られなかった。

19 ④-1 生分解の半減期

20 半減期に関するデータは得られなかったため、底質中での生分解半減期は、土壌中の生分解
21 半減期の 4 倍である 28 日とする。

22 ③-2 加水分解の半減期

23 加水分解反応を受ける基はないと判断し、評価Ⅱでは半減期は設定しない。

24

¹ Figge, K., J. Klahn and J. Koch (1983) Regul. Toxicol. Pharmacol. 3: 199-215.

1 2 【付属資料】

2 2-1 物理化学的性状等一覽

3 収集した物理化学的性状等は別添資料を参照。

4
5 出典)

6 CCD: Richard J. Lewis Sr., Gessner Goodrich Hawley. Hawley's Condensed Chemical
7 Dictionary. 15th ed., 2007.

8 CRC: Haynes, W. M., ed. CRC Handbook of Chemistry and Physics. 94th ed., CRC Press,
9 2013-2014.

10 ECB (2004): European Chemicals Bureau. European Union Risk Assessment Report, aniline, PL-1 50.

11 ECHA: European Chemicals Agency. Information on Chemicals – Registered substances.
12 <http://echa.europa.eu/web/guest/information-on-chemicals/registered-substances>, (2017-02-02 閲覽).

13 EPA (1994): USEPA. OPPT Chemical Fact Sheets, Aniline Fact Sheet: Support Document
14 (CAS No. 62-53-3), December, 1994

15 EPA (2009): USEPA. Screening-Level Hazard Characterization. Monocyclic Aromatic
16 Amines Category, September, 2009

17 EPI Suite(2012): US EPA. Estimation Programs Interface Suite. Ver. 4.11, 2012.

18 Figge, K., J. Klahn and J. Koch (1983) Testing of chemicals by evaluation of their distribution and
19 degradation patterns in an environmental standard system. Regulatory Toxicology and Pharmacology 3:
20 199-215.

21 Gawlik, BM., et al. (1998) Application of the European reference soil set (EUROSOILS) to a HPLC-
22 screening method for the estimation of soil adsorption soils coefficients of organic compounds.
23 Chemosphere 36: 2903-2919.

24 Gawlik, BM., et al. (2000) Estimation of soil adsorption coefficients of organic compounds by HPLC
25 screening using the second generation of the European reference soil set. Chemosphere 41: 1337-1347.

26 Howard(1989): Howard, P. H. et al. Handbook of Environmental Fate and Exposure Data
27 for Organic Chemicals. CRC Press, 1989.

28 HSDB: US NIH. Hazardous Substances Data Bank. [http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-](http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB)
29 [bin/sis/htmlgen?HSDB](http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB), (2017-02-23 閲覽).

30 Hwang, HM. et al. (1987) Degradation of aniline and chloroanilines by sunlight and microbes
31 in estuarine water, Wat. Res., 21(3): 309-316.

32 IUCLID(2000): EU ECB. IUCLID Dataset, aniline. 2000.

33 Li, H., et al. (2001) Role of pH in partitioning and cation exchange of aromatic amines on
34 water-saturated soils. Chemosphere 44: 627-635.

- 1 Lyons, CD. et al. (1984) Mechanisms and pathways of aniline elimination from aquatic
2 environments, Appl. Environ. Microbiol., 48: 491-496.
- 3 Mackay(2006): Mackay, D., Shiu, W. Y., Ma, K. C., & Lee, S. C. Handbook of physical-
4 chemical properties and environmental fate for organic chemicals. 2nd ed. Volume IV, CRC
5 press, 2006.
- 6 MHLW, METI, MOE(2014): 化審法における優先評価化学物質に関するリスク評価の技術ガイド
7 ンス, V. 暴露評価～排出源ごとの暴露シナリオ～. Ver. 1.0, 2014.
- 8 MITI(1993a): アニリン (被験物質番号 No.K-1139) の物理化学性状の測定. 既存化学物質点
9 検, 1993.
- 10 MITI(1993b): アニリン (被験物質番号 No.K-1139) の微生物による分解度試験. 既存化学物
11 質点検, 1993.
- 12 MOE(2002): 化学物質の環境リスク評価 第1巻, アニリン. 2002.
- 13 NIST: NIST. Chemistry WebBook. <http://webbook.nist.gov/chemistry/>, (2017-02-09 閲覧).
- 14 NITE(2007): 化学物質の初期リスク評価書, アニリン. Ver. 1.0, No. 63, 2007.
- 15 PhysProp: Syracuse Research Corporation. SRC PhysProp Database. (2017-02-02 閲覧).
- 16 Pillai, P., et al. (1982) Soil-catalyzed oxidation of aniline. Chemosphere 11: 299-317.
- 17 Toräng, L. et al. (2002) Laboratory shake flask batch tests can predict field biodegradation
18 of aniline in the Rhine, Chemosphere, 49: 1257-1265.
- 19 Zok, S., et al. (1991) Bioconcentration, metabolism and toxicity of substituted anilines in
20 the zebrafish (*Brachydanio rerio*). Sci. Total Environ. 109/110: 411-421.

21

22 2-2 その他

23 特になし。