

## 16. p-ジクロロベンゼン

〔物質名〕 p-ジクロロベンゼン、p-Dichlorobenzene、1,4-Dichlorobenzene

CAS = 106-46-7、化審法 = 3-41

### 16.1 物理化学的性状

無色結晶で特有の芳香臭をもつ。沸点が高いため、蒸気圧は低く、蒸気密度も大きい。疎水性であり、水には溶けにくい、エタノール、エーテル、ベンゼン、クロロホルム、二硫化炭素などのほとんどの有機溶媒に易溶。ヘンリー定数もベンゼンやトルエンよりは低いが、水溶解度が小さいため、比較的揮発しやすく、室温で容易に昇華する。オクタノール/水 分配係数は大きく、土壌、とくに有機物含量の大きなものに吸着され、また脂肪組織に溶けやすいため、水生生物に濃縮される可能性が大きい。少なくともクロロベンゼンと同じ程度には濃縮されると考えられる。しかし、化審法のコイを用いた試験では濃縮性は低いと判定されている。ジクロロベンゼンは通常の条件では安定であるが、可燃性であり、酸化剤や熱アルミニウムあるいはアルミニウム合金と反応する。加水分解は受けにくく、高温で触媒の存在下でのみ反応する。また熱濃硫酸によりスルホン化され、硝酸によってニトロ化される。また、光の照射にはベンゼンよりも不安定であり、光化学反応を起こす。活性汚泥を用いた化審法の分解性試験では、良分解性と判定されている。

化学式：C<sub>6</sub>H<sub>4</sub>Cl<sub>2</sub>

分子量：147.01

比重：d<sub>4</sub><sup>20</sup> 1.458~1.4581；d<sub>4</sub><sup>20.5</sup> 1.4581；d<sub>4</sub><sup>60.0</sup> 1.4

密度：1.46g/ml

融点：53~53.5℃、(α体) 53.5℃、(β体) 54℃

凝固点：不明

沸点：173.7~174.12℃

屈折率：n<sub>D</sub><sup>20</sup> 1.5285；n<sub>D</sub><sup>60</sup> 1.5285；n<sub>D</sub><sup>60.0</sup> 1.5266

蒸気圧：0.6mmHg (20℃)；0.6mmHg (25℃)；1.18mmHg (25℃)；1.8mmHg (30℃)；

10mmHg (54.10℃)；20mmHg (67.97℃)；60mmHg (93.24℃)；200mmHg (126.84℃)

溶解度：水に対して 79mg/l (25℃)、82.2ppm (24.6℃)、87.15ppm (25℃)

ヘンリー定数：3.1 × 10<sup>-3</sup> <sup>1)</sup>、2.88 × 10<sup>-3</sup> <sup>2)</sup> atm・m<sup>3</sup>/mol

オクタノール/水 分配係数：2450<sup>3)</sup>、2340<sup>4)</sup>、3600<sup>1)</sup>

土壌有機物吸着分配係数：250<sup>5)</sup>、1700<sup>1)</sup>

生物濃縮倍率：60<sup>4)</sup>、215<sup>6)</sup>

### 16.2 生産量及び用途

平成元年度の生産量は 24,200トン。

p-ジクロロベンゼンはトイレなどの防臭剤や衣服の防虫剤に用いられるが、染料や農薬等の有機合成中間体としても用いられる。

### 16.3 分析方法

クロロベンゼンの分析法としてはガスクロマトグラフィーが最も優れており、特にベンゼンを含む多成分を一括分析するには、高分離能を有するキャピラリーカラムを用いる方法が一般的である。ベンゼンなどの芳香族炭化水素の同定にはGC/MSが最も有効であり、多くの分析機関で使用されている。微量分析での一番大きな問題は定量可能な範囲までの濃縮であり、パージトランプ法、ヘッドスペース法、溶媒抽出法等が用いられている。ベンゼンは大気中にかなり高濃度で存在している物質であり、試料水の採取、保存や分析操作時に大気との接触でコンタミを起こす可能性が極めて高く、十分な注意が必要である。

パージトランプ法は水試料を曝気してベンゼン等の揮発性物質を追い出し、適当な吸着剤に濃縮捕集する方法である。こうして捕集された物質は加熱によって脱着され、GCに導入される。Grobの方法<sup>7-9)</sup>が初期のパージトランプ法であるが、装置が複雑で、溶媒(二硫化炭素)で脱着させるなどの難点があり、一般にはあまり使用されない。一方、Bellarが開発したパージトランプ法<sup>10,11)</sup>は米国EPAが採用している方法であり、簡単に紹介する。試料管に5mlの試料水を入れ、底部より不活性ガスを通して揮発性物質を気化させ、吸着管で捕集するものである。吸着剤としては、活性炭やTenax等が使用される。気化速度は試料管の温度に大きく依存しており、温度が高い程、気化速度は大きくなる。しかし同時に水分の蒸発量も大きくなるために、吸着管の性能が低下することになる。従って、吸着剤は水分による影響を受けにくいものが有効である。兵庫県公害研究所が報告している方法<sup>12)</sup>では吸着剤の前に脱水剤をおいて、水の影響が抑えられる。GCへの導入では、充填カラムやメガボアカラムを使用する場合には通常の加熱導入でよいが、キャピラリーカラムを使用する場合には吸着管を加熱して気化させた物質を再吸着させるのが有効であり、そのための装置が既に市販されている。

ヘッドスペース法は一定容積のバイアルビンに試料を封入して、恒温水槽中で一定時間放置し、気液平衡に達した後、バイアルビン上部の空気をシリンジで採取し、直接ガスクロマトグラフに注入する方法である。この方法は操作が単純であるため、ルーチン分析に最適であるが、気液平衡の分配係数が試料水のマトリックスに影響されるという欠点がある。

溶媒抽出法がよく用いられるのは、水試料を水蒸気蒸留にかけ、溜出液をペンタンで抽出し、濃縮後、カラムクロマトグラフィーでクリーンアップする方法<sup>13)</sup>である。環境庁の化学物質環境安全性総点検調査では、昭和58年度にクロロベンゼン類の分析が行われている<sup>14)</sup>。抽出液の濃縮操作でクロロベンゼン類の一部が揮散するために、濃縮操作のない分析法<sup>15)</sup>も提案されている。

#### 16.4 環境中での挙動

水に侵入したジクロロベンゼンの消失は、大気への揮発、土壌への吸着及び生物への濃縮のいずれかによると考えられる。水中からの大気への蒸発の半減期はいずれの異性体もほぼ同じで、p-体が9時間以下ないし11~12時間と見積もられている<sup>2)</sup>。水中に残存するジクロロベンゼンは生分解も化学的分解反応も受けない。底泥の有機成分にはよく吸着されると考えられる。大気中に侵入したジクロロベンゼンは、OHラジカルによる酸化反応によって分解されると考えられる。大気中でのジクロロベンゼンの半減期は約3日と見積もられている<sup>16)</sup>。

WareとWest<sup>16)</sup>はハロゲン置換されるほど、より生分解されにくくなると報告しているが、ジクロロベンゼンより塩素の少ないクロロベンゼンですら、生分解は他の炭化水素源を用いて増殖させた微生物の存在なしには起こりにくいことが確かめられている。また、AlexanderとLustigman<sup>17)</sup>もベンゼン環に結合した塩素は生分解を阻害すると報告している。これらのことから、ジクロ

ロベンゼンは少なくともクロロベンゼンより生分解を受けにくいと考えられる。

ジクロロベンゼンはかなり速い速度で水中から大気へ移動する。GarrisonとHill<sup>18)</sup>は、初期濃度がそれぞれ、100mg/L及び300mg/Lのp-ジクロロベンゼンを含む水は、曝気すると4時間以内に、曝気しないと3日以内にジクロロベンゼン濃度が1mg/L以下になると報告している。これらのことから、p-ジクロロベンゼンの蒸発による半減期は、曝気した場合は0.5時間、曝気しない場合は9時間と見積もられている。

MackayとWolkoff<sup>19)</sup>は水溶解度が小さい物質は、分子量が大きく、蒸気圧が低いものでも蒸発速度が速いと報告している。ジクロロベンゼンは三つの異性体とも比較的蒸気圧が低いが、水溶解度も低いので、蒸発速度はかなり速いと予想される。p-ジクロロベンゼンのヘンリー定数(約 $2.88 \times 10^{-3}$  atoms.  $m^3$ /mole)と近い値をもつアラクロール1254(ヘンリー定数:  $2.76 \times 10^{-3}$  atoms.  $m^3$ /mole)の1mの深さの水での25°Cにおける半減期10.3時間から、同一条件での半減期が約11時間と見積もられている。しかし、実際の環境中ではこの値をそのまま適用することはできず、流れの速く浅い川、波浪のある湖や海等での蒸発はこれよりも速いと考えられるし、ゆっくり流れる深い川ではこれより遅いと考えられる。

環境中におけるジクロロベンゼンの吸着に関する情報はあまりないが、オクタノール/水分配係数の大きさから考えて、水中のジクロロベンゼンの運命を考える上で吸着も考慮すべきプロセスの一つと考えられる。ジクロロベンゼンは有機物含量の多い土壌や底泥により吸着されると考えられる。

ジクロロベンゼンは水生生物に比較的濃縮されやすいといわれている。Koppermanは塩素の数が多くなると生物濃縮係数も高くなると報告している<sup>20)</sup>。

わが国の表流水中のジクロロベンゼン濃度は環境庁の環境安全性総点検調査の中で1975年に調査されており、また、1986年度からは水質、底質のGC/MSモニタリング調査の中で継続的に調査されている<sup>21)</sup>。経年的に検出率が増加しているが、これは検出下限が低くなったためである。1986と1987年度に3物質とも検出されたのは京都市の桂川で、o-及びp-ジクロロベンゼン濃度も1987年度のp-ジクロロベンゼンを除いて最高値を示している。

内村ら<sup>18)</sup>は、北九州市内の河川や海域における水中のジクロロベンゼン濃度を測定し、河川水、海水ともp-体が検出率も高く、最高濃度も高いと報告している。海水からは主に、工場地帯の洞海湾から採取した検体から検出された。

海外での測定例<sup>22)</sup>としては、オランダのMaas川の河川水中濃度として、1973年にo-及びp-ジクロロベンゼンの合計濃度で平均0.13 $\mu$ g/Lが、1976年に2地点の最高値でそれぞれ3.5及び0.4 $\mu$ g/Lが報告されている。また、p-ジクロロベンゼンはZurich湖の表層水から16ppt、30mの深さの水で26pptの濃度で検出され、また、米国のDelaware川では冬には0.4ppb検出されたが、夏には検出されなかったと報告されている。

わが国の地下水におけるジクロロベンゼン濃度についての報告は見当たらない。しかし、米国ではベンゼン、トルエン等と比べると率は低いが、埋立処分地周辺の地下水から検出されている<sup>23)</sup>。o-体が最高検出濃度、検出率とも最も高く、わが国での表流水中濃度とは異なる傾向を示している。

#### 参考文献

- 1) U.S. EPA (1982): Aquatic fate process data for organic priority pollutants. PB87-

- 169090.
- 2) U.S. EPA (1979): Water-related environmental fate of 129 priority pollutants. PB80-204373.
  - 3) Leo, A., Hansch, C. and D. Elkins (1971): Partition coefficients and their uses. Chem. Rev., Vol.71, 525-516.
  - 4) Veith, G. D., Macek, K. J., Petrocelli, S. R. and J. Carroll (1980): An evaluation of using partition coefficients and water solubility to estimate bioconcentration factors for organic chemicals in fish. In: Aquatic Toxicology, ASTM STP 707, Eaton, J. G., Parrish, P. R. and A. C. Hendricks, eds., American Society for Testing and Materials, 116-129.
  - 5) Sabljic, A. (1984): Predictions of the nature and strength of soil sorption of organic pollutants by molecular topology. J. Agric. Food Chem., Vol.32, 243-246.
  - 6) Neely, W. B., Branson, D. R. and Blau, G. E. (1974): Partition coefficient to measure bioconcentration potential of organic chemicals in fish. Environ. Sci. Technol., Vol.8, 1113-1115.
  - 7) Grob, K. (1973): Organic substances in potable water and in its precursor. Part I. Methods for their determination by gas-liquid chromatography. J. Chromatogr. Vol.8, 4, 255-273.
  - 8) Grob, K. and Grob, G. (1974): Organic substances in potable water and in its precursor. Part II. Applications in the area of Zurich. J. Chromatogr. Vol.90, 303-313.
  - 9) Grob, K. and Grob, G. (1975): Organic substances in potable water and in its precursor. Part III. The closed-loop-stripping procedure compound with rapid liquid extraction. J. Chromatogr. Vol.106, 299-315.
  - 10) Bellar, T. A. and Lichtenberg, J. J. (1974): Determining volatile organics at microgram-per-litre levels by gas chromatography. J. Am. Water Works Assoc. Vol.66, 739-744.
  - 11) U.S. Environmental Protection Agency (1986): Standard method 502.2. Volatile organic compounds in water by purge and trap capillary column gas chromatography with photoionization and electrolytic conductivity detectors in series.
  - 12) 兵庫県公害研究所(1982): 水中の揮発性化学物質検索調査(昭和56年度環境庁公害防止等調査研究委託費による調査報告書)。
  - 13) 内村 豊、篠原亮太(1988): 北九州市内における水環境中のクロロベンゼン類の濃度。水質汚濁研究, Vol.11, 123-127.
  - 14) 日本食品分析センター(1984): 難分解性化学物質検索調査研究(昭和58年度環境庁公害防止等調査研究委託費による報告書)。
  - 15) 四月朔日富司子、塚林 裕、玉井 徹(1985): 塩素化ベンゼンの分析法の改良について。石川県衛生公害研究所年報, No.22, 209-219.
  - 16) Ware, S. A. and West, W. L. (1977): Investigation of selected potential environmental contaminants: Halogenated benzenes. U.S. EPA, Office of Toxic Substances, Washington D.C., EPA 560/2-77-004.
  - 17) Alexander, M. and Lustigman, B. K. (1966): Effect of chemical structure on microbial degradation of substituted benzenes. J. Agric. Food Chem., Vol.14, 410-413.
  - 18) Garrison, A. Q. and Hill, D. W. (1972): Organic pollutants from mill persist in downstream waters. Am. Dyest. Rep., 21-25.
  - 19) Mackay, D. and Wolkoff, A. W. (1973): Rate of evaporation of low-solubility contaminants from water bodies to atmosphere. Environ. Sci. Technol., Vol.7, 611-614.
  - 20) Kopperman, H. L., Kuehl, D. W., and Glass, G. E. (1976): Chlorinated compounds found in waste treatment effluents and their capacity to bioaccumulate. Proceedings of the conference on the environmental impact of water chlorination.
  - 21) 環境庁環境保健部(1989): 昭和63年版化学物質と環境。
  - 22) Verschuren, K. (1983): Handbook of environmental data on organic chemicals. Van Nostrand Reinhold, New York.
  - 23) Raymond, S. H. Y. and Rauckman, E. J. (1987): Toxicological studies of chemical mixtures of environmental concern at the national toxicology program: Health effects of ground water contaminants. Toxicology, Vol.47, 15-34.

## 16.5 人の健康への影響

### (1) 吸収・分布・代謝・排泄

経口投与したジクロロベンゼン異性体は100%が吸収され、吸入暴露では1~3時間以内に吸入量の60%が吸収されると推定される。

o-及びp-異性体は脂溶性であり、暴露時間が長くなると、脂肪組織にある程度蓄積すると予想できる。p-ジクロロベンゼンは人間の脂肪組織に検出されている。

ウサギへの経口投与後、ジクロロベンゼンは主にフェノールへと酸化される。人間においてはジクロロフェノールの抱合体がジクロロベンゼン異性体の主要代謝生成物となる。

雄のCFYラットに<sup>14</sup>C-p-ジクロロベンゼンを投与すると、投与後5日以内に<sup>14</sup>Cの90%以内が尿中に、残りは糞便中及び呼気中に排出される。

### (2) ヒトへの健康影響

ジクロロベンゼンに接触後に皮膚障害が数例報告されている。

高濃度暴露の場合、食欲不振、吐き気、おう吐、体重減少、肝障害、血液異常等も報告されている。肝臓への損傷は時にポルフィリン症を伴うこともある。

### (3) 短期毒性

比較的急性毒性は低く、ラット、ウサギ、モルモットを用いた実験で何れの異性体のLD<sub>50</sub>も500から4000mg/kgと報告されている。o-及びp-異性体の急性毒性症状は経口投与の場合、流涙、流涎、興奮に続き、3日以内に運動失調、呼吸困難、呼吸麻痺により死亡する。主な剖検所見は壊死を伴った肝肥大、胃出血、腎及び脳の壊死性変化である。

### (4) 長期毒性及び発がん性

ラットとマウスにo-ジクロロベンゼンを250mg/kgで週5日、13週間、強制経口投与したところ、肝壊死に加えポルフィリン症を起こした。いくつかのマウスは、心筋及び骨格筋肉の石灰化、胸腺及び脾臓のリンパ球の減少及び脾臓の壊死を起こしていた。NOAELは125mg/kgであった。(NTP, 1985)

p-ジクロロベンゼンについても同様の実験条件下でより高用量群で類似した脾臓、胸腺、肝毒性が認められた。さらに両種とも1500mg/kgで骨髄造血過形成を、雄ラットでは腎尿管上皮の多発変性及び壊死を現れた。NOAELはラットで150mg/kg、マウスで337.5mg/kgであった。(NTP, 1987)

o-ジクロロベンゼンを雌雄ラットとマウスに2年間、60または120mg/kgの強制経口投与した結果、雄マウスの高用量群での腎尿管再生の増加を除けば病理組織学的変化は認められなかった。(NTP, 1985)

p-ジクロロベンゼンの場合には雄ラットには150, 300mg/kgで、雌ラットと雌雄マウスで300, 600mg/kgを投与した。雄ラットでは腎障害が、雌雄マウスでは腎障害に加え、肝細胞変性や壊死が認められた。雄ラットで腎の尿管細胞腫が用量に依存して、また単核細胞白血病が増加した。さらに雌雄マウスの高用量群では肝細胞腫及び肝細胞がん、甲状腺濾胞細胞過形成または腺腫が、副腎の褐色細胞腫が認められた。(NTP, 1987)

### (5) 生殖及び胎仔毒性

生殖への影響についてはデータが見あたらない。

o-ジクロロベンゼンを妊娠しているラットとウサギに吸入により暴露させたところ400ppmまでの濃度では催奇性及び胎仔毒性の影響は見られなかった。同様にp-ジクロロベンゼンをウサギに暴露させたところ500ppmまでは催奇形性及び胎仔毒性の影響は見られなかった。

## (6) 遺伝毒性

p-ジクロロベンゼンは高等植物において異常な有糸分裂を誘発させる。o-ジクロロベンゼンはonion *Allium cepa*に異常な有糸分裂を起こさせる。

*Salmonella typhimurium*または*E. coli*の培養において、o-及びp-ジクロロベンゼンを試験すると変異原性は示さなかった。

## 参考文献

NTP (1985) Toxicology and carcinogenesis studies of 1,2-dichlorobenzene (o-dichlorobenzene) in F344/N rats and B6C3F<sub>1</sub> mice (gavage studies) NTP TR 255; NIH Publ. No. 86-2511.

NTP (1987) Toxicology and carcinogenesis studies of 1,4-dichlorobenzene (p-dichlorobenzene) in F344/N rats and B6C3F<sub>1</sub> mice (gavage studies) NTP TR 319; NIH Publ. No. 87-2575.

## 16.6 水生生物への影響

ブルーギル、ミジンコ (*D. magna*)、藻類 (*S. capricornutum*) について、o-、m-、p-ジクロロベンゼンの急性毒性に関する比較可能なデータがある。これらの試験では止水条件下で行われており、試験状態でのジクロロベンゼン濃度が測定されていない。藻類の96時間EC<sub>50</sub>が最も高い値を示した。

淡水生物種に比べ、海水生物に対するデータは限られており、しかも止水条件下で行われている。LC<sub>50</sub>は1.97mg/Lから100mg/Lまでの範囲で、エビが最も感受性が高い。ジクロロベンゼンの急性毒の違いは生物種間に認められるが、実際上ジクロロベンゼン類の毒性は概ね同様と考えてよさそうである。

ミジンコ (*D. magna*) に対するo-、m-、p-ジクロロベンゼンの48時間EC<sub>50</sub>は、それぞれ、2.44mg/L、28.1mg/L、11mg/Lである。同様にユスリカに対するo-、p-ジクロロベンゼンの48時間EC<sub>50</sub>は、それぞれ、11.8mg/L、13mg/Lである。

ブルーギルによる止水条件下 (暴露時点での物質濃度が測定されていない) での毒性試験結果がある。o-、m-、p-ジクロロベンゼンの96時間LC<sub>50</sub>は、それぞれ5.59mg/L、5.02mg/L、4.28mg/Lである。この結果から、塩素基の位置による違いはそれほどないようである。しかし、Dawsonら(1976)はブルーギルに対するo-ジクロロベンゼンの96時間LC<sub>50</sub>を27mg/Lとしたが、これは、ジクロロベンゼンが十分攪拌されていなかったためと考えられた。

ファットヘッドミノウやニジマスを用いた連続流れ系での毒性試験が行われた結果、96時間LC<sub>50</sub>がm-ジクロロベンゼンで7.79mg/L、p-ジクロロベンゼンで4.0mg/Lとなった。また、o-、及びp-ジクロロベンゼンの96時間LC<sub>50</sub>がそれぞれ1.58mg/L、1.12mg/Lが得られている。

EPAによる方法に準じて行われたブルーギルに対するクロロベンゼン化合物の96時間LC<sub>50</sub>を比較すると、クロロベンゼンの15.9mg/Lからペンタクロロベンゼンの0.25mg/Lまでの範囲にあり、塩素置換数と毒性が相関していることが示された。

海水産のエビmysid shrimpに対するo-、m-、p-ジクロロベンゼンの96時間LC<sub>50</sub>は、それぞれ1.97mg/L、2.85mg/L、1.99mg/Lである。淡水生物種と同様、クロロベンゼン化合物のLC<sub>50</sub>を比較すると、クロロベンゼンの16.4mg/Lからペンタクロロベンゼンの0.16mg/Lまでの範囲にあり、やはりベンゼン環への塩素置換数と毒性とが相関していることが示された。

海水産のsheepshead minnowに対するo-、m-、p-ジクロロベンゼンの96時間LC<sub>50</sub>は、それぞれ

9.66mg/L、7.77mg/L、7.40mg/Lである。tidewater silversideという魚に対するo-ジクロロベンゼンの96時間LC<sub>50</sub>は7.3mg/Lでsheepshead minnowと同様の感受性を示した。sheepshead minnowに対するクロロベンゼン化合物のLC<sub>50</sub>を比較すると、クロロベンゼンの10.5mg/Lからペンタクロロベンゼンの0.83mg/Lまでの範囲にあり、やはり塩素置換数と毒性とが相関していることが示された。

一方、慢性毒性については、o-、m-、p-ジクロロベンゼンに対するファットヘッドミノウの胚期-幼生期試験が行われており、それぞれ、2.0mg/L、1.51mg/L、0.763mg/Lという慢性毒性値が得られている。また、ファットヘッドミノウのm-及びp-ジクロロベンゼンの急性/慢性毒性比は、いずれも5.2という値となった。海水魚などの試験結果はない。

淡水藻類*S. capricornutum*に対するo-、m-、p-ジクロロベンゼンの96時間EC<sub>50</sub>は、それぞれ92~98mg/L、149~179mg/L、97~98mg/Lである。同様に海水藻類*S. costatum*に対するo-、m-、p-ジクロロベンゼンの96時間EC<sub>50</sub>は、それぞれ44mg/L、50~53mg/L、55~59mg/Lである。EPAによれば、いずれの藻類とも、クロロベンゼン化合物については塩素置換数の増加に伴い毒性が高まる。

## クライトリア

ジクロロベンゼン化合物に対する利用可能なデータによれば、淡水水生生物に対する急性及び慢性毒性は、それぞれ1.12mg/L、0.763mg/Lで起り、これらの試験された生物種よりも感受性が高い生物種に対しては、もっと低い濃度で毒性影響が表れると考えられる。

また、海水生物に対する急性毒性は、1.97mg/Lで起り、これらの試験された生物種よりも感受性が高い生物種に対しては、もっと低い濃度で毒性影響が表れると考えられる。感受性の高い海水生物に対する慢性毒性データはない。

## 参考文献

U.S. EPA (1980) Ambient Water Quality Criteria for Dichlorobenzenes. PB81-117509.

## 16.7 処理方法<sup>1)</sup>

水中のp-ジクロロベンゼンを除去する方法には、活性炭吸着と曝気がある。

o-、m-及びp-ジクロロベンゼンのある活性炭による吸着実験では、平衡濃度1及び10mg/Lにおける吸着量が、o-ジクロロベンゼンはそれぞれ129及び350mg/g活性炭、p-ジクロロベンゼンはそれぞれ121及び470mg/g活性炭であった。m-ジクロロベンゼンの平衡吸着量は、o-及びp-ジクロロベンゼンよりもわずかに小さかった。下水高度処理(AWT)プラントの粒状活性炭ろ過システムでは、低濃度のo-及びp-ジクロロベンゼンに対して高い除去率がえられている。EPA/ESEによる再生粒状活性炭の吸着筒を用いた下水処理に関する実験では、o-及びp-ジクロロベンゼンが流入水中にmg/Lレベルで含まれていたが、実験期間中に破過が起きなかった。このことから、それぞれについての活性炭使用率は、ベンゼンについての10lb/1,000gallonよりも低くなるものと考えられた。また、ESEがノースマイアミビーチで行った飲料水の粉末活性炭処理に関するフィールド実験では、粉末活性炭注入率52mg/Lでジクロロベンゼンを97%以上除去することができた。但し、この活性炭注入率は通常よりもかなり多いものであった。

下水高度処理(AWT)プラントのアンモニア除去用曝気塔(15MGD)を用いた実験では、原水

中に各々  $\mu\text{g/L}$ レベルの濃度で存在するo-, m-及びp-ジクロロベンゼンが83-97%まで除去された。散気式曝気装置を用いたある室内実験では、平均濃度としてo-ジクロロベンゼン $151\mu\text{g/L}$ 、m-ジクロロベンゼン $229\mu\text{g/L}$ 及びp-ジクロロベンゼン $225\mu\text{g/L}$ を含む原水を、気液比15:1で処理したところ、それぞれの除去率が74、79及び77%であった。

#### 参考文献

- 1) 米国環境保護庁編・水質問題研究会訳(1988) 飲料水中の各種化学物質の健康影響評価-健康に関する勧告集一、日本水道協会。

#### 16.8 法規制等

##### (1) 規制対象物質の指定<sup>1)</sup>

化審法：3-41

労働安全衛生法：危険物；引火性のもの（施行令別表6の2）

危険物船舶運送及び貯蔵規則：毒物（第3条告示別表第4）

航空法：毒物（施行規則第194条告示別表第9）

##### (2) 労働環境大気許容濃度

日本産業衛生学会<sup>2)</sup> 時間荷重平均値：50 ppm (300 mg/m<sup>3</sup>) 1966年

米国 ACGIH<sup>3)</sup> 時間荷重平均値：75 ppm (451 mg/m<sup>3</sup>)

短時間暴露：110 ppm (661 mg/m<sup>3</sup>)

O S H A<sup>3)</sup> 時間荷重平均値：75 ppm (450 mg/m<sup>3</sup>)

短時間暴露：110 ppm (675 mg/m<sup>3</sup>)

(旧)西ドイツ D F G<sup>4)</sup>：50 ppm (300 mg/m<sup>3</sup>)

##### (3) 環境水水質基準<sup>5)</sup>

米国EPA

人の健康保護に関する基準（リスクレベル $10^{-6}$ ）

水生生物及び飲料水経由の暴露：0.4 mg/L

水生生物経由のみの暴露：2.6 mg/L

淡水生物に対する基準 急性毒性：1.12 mg/L

慢性毒性：0.763 mg/L

海水生物に対する基準 急性毒性：1.97 mg/L

（以上、いずれもジクロロベンゼンとして）

##### (4) 飲料水水質基準

米国EPA 最大汚染濃度目標値(MCLG)<sup>6)</sup>：0.075 mg/L 1987年

最大汚染濃度(MCL)<sup>6)</sup>：0.075 mg/L 1987年

第2種最大汚染濃度(SMCL)(案)<sup>7)</sup>：0.005 mg/L 1989年

（臭気障害を考慮して）

##### (5) 発がん性評価

I A R C<sup>8)</sup>：2B（発がん性の可能性あり）

米国EPA<sup>9)</sup>：D（動物実験で発がんの証拠が不十分で、分類が不可能なもの）

#### 参考文献

- 1) 化学工業日報社(1992) 11892の化学商品。
- 2) 日本産業衛生学会(1990) 許容濃度等の勧告(1990)、平成2年4月5日、産業医学、Vol.32、p.381-423。
- 3) American Conference of Governmental Industrial Hygienists and U.S. Department of Labor, Occupational Safety and Health Administration(1989) Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices for 1989-1990, 29 CFR Part 1910, Air Contaminants, Final Rule. Fed. Reg. 54(12):2332-2983, January 19, 1989.
- 4) (社)日本水質汚濁研究協会(1989) 昭和63年度環境庁委託業務結果報告書、地下水質保全対策調査-調査対象物質情報-、平成元年3月。
- 5) U.S. EPA(1987) Quality Criteria for Water 1986.
- 6) U.S. EPA(1987) 40 CFR Parts 141 and 142 National Primary Drinking Water Regulations-Synthetic Organic Chemicals; Monitoring for Unregulated Contaminants; Final Rule. Fed. Reg. 52(130):25690-25717, July 8, 1987.
- 7) U.S. EPA(1989) 40 CFR Parts 141, 142 and 143 National Primary and Secondary Drinking Water Regulations; Proposed Rule. Fed. Reg. 54(97):22062-22160, May 22, 1989.
- 8) International Agency for Research on Cancer(1987) IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk to Humans, Supplement 7.
- 9) U.S. EPA(1990) Drinking Water Regulations and Health Advisories. April 1990.