

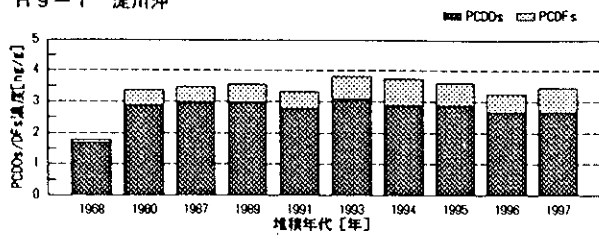
図4-7-6 琵琶湖底質中の PCDDs/DFs濃度の歴史トレンド

琵琶湖の各地点のPCDDs/DFsトレンドを比較すると、北湖西岸と北湖東岸ではよく似たトレンドを示した。東岸では、水田除草剤の影響がより強く見られると予想されたが、実測濃度では西岸とほぼ同程度、TEQでは半分程度の濃度であった。北湖と南湖のトレンドを比較すると、南湖は北湖に比べて若干濃度が高く、濃度ピーク時期も早かった。

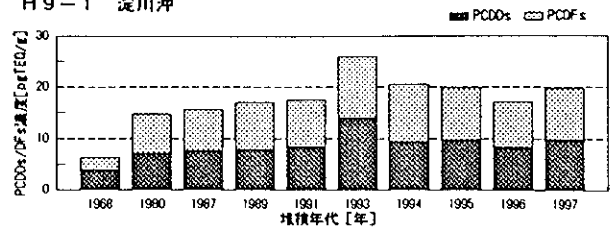
### (3) 大阪湾

大阪湾の各地点で採取した底質コア中PCDDs/DFs濃度のトレンドを図4-7-7に示す。関西空港南(H9-3)では1960年から1977年にかけて濃度が増加し、近年、ほぼ横ばいであった。淀川沖(H9-1)では1968年から1980年にかけて増加し、近年は横ばいであった。

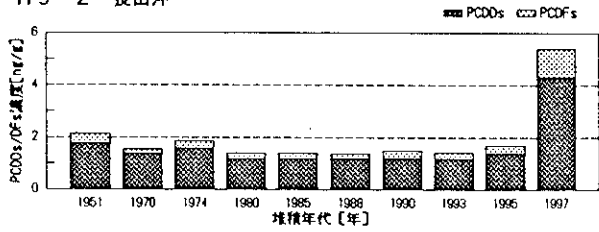
H9-1 淀川沖



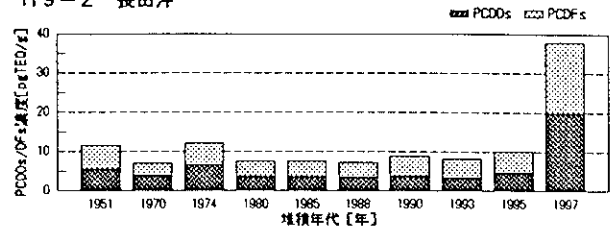
H9-1 淀川沖



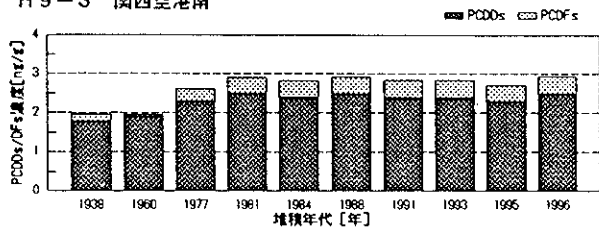
H9-2 長田沖



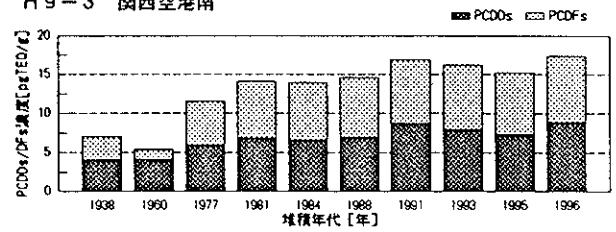
H9-2 長田沖



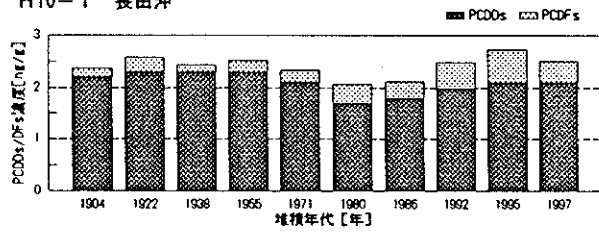
H9-3 関西空港南



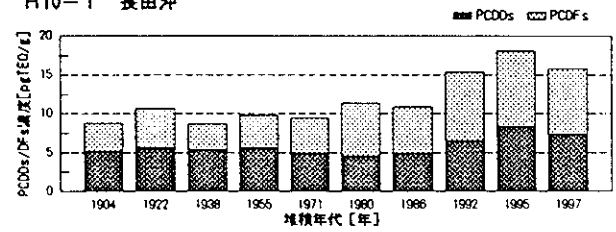
H9-3 関西空港南



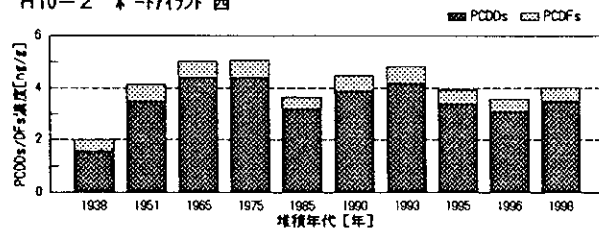
H10-1 長田沖



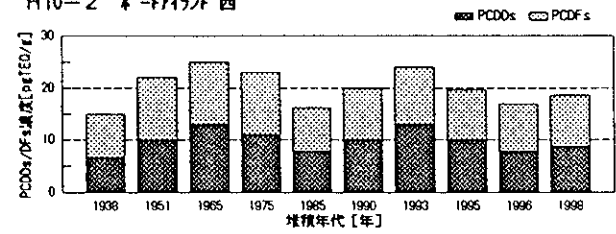
H10-1 長田沖



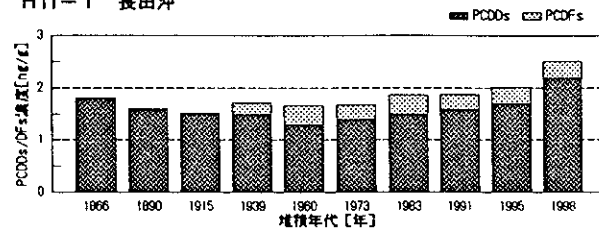
H10-2 北ノ74行沖 西



H10-2 北ノ74行沖 西



H11-1 長田沖



H11-1 長田沖

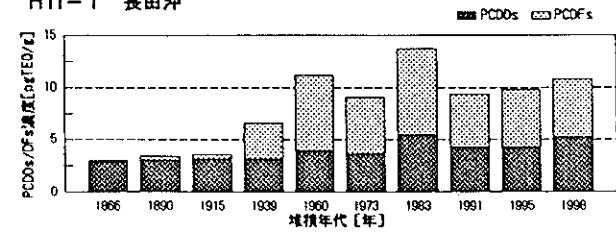


図4-7-7 大阪湾底質中の PCDDs/DFs濃度の歴史トレンド

ポートアイランド西 (H10-2) では、1938年から1965年にかけて増加し、1985年には減少したが、1993年にかけて再び増加し、最近では1985年頃の濃度にまで減少している。上記3地点では、1960年代から1970年代にかけてPCDDs/DFs濃度の増加が認められ、濃度増加後はやや減少もしくは横ばい傾向が続いている。

長田沖の底質コア (H9-2) では、1997年に濃度が上昇した。コア (H10-1) では、1900年頃から濃度は一定していたが、1992年以降は若干増加傾向であった。特にTEQの場合にその傾向は明確であった。コア (H11-1) では、下層部 (1886年から1915年に相当) の濃度に比べて30cm以浅 (1939年以降) では濃度増加が見られ、実測濃度では表層0～2cmで、TEQでは1980年代でピークとなった。

大阪湾の各地点でPCDDs/DFs濃度を比較すると、概して長田沖に比べてポートアイランド西および淀川沖の方が高濃度であった。また、大阪湾内において比較的汚染が少ないと予想された関西国際空港南でも長田沖と比べて若干濃度が高かった。

### 3) PCBsおよびCo-PCBs濃度の歴史トレンド

Co-PCBsは異性体ごとに毒性等価換算係数 (TEF) が定められている。本報告ではCo-PCBsの毒性等価換算濃度 (TEQ) は、WHO/IPCS (1997) で定められた毒性等価換算係数 (TEF) を用いて求めた。なお、PCBsの検出下限は10ng/g (全て乾燥重量)、Co-PCBs異性体の検出下限は1 pg/gであった。

#### (1) バックグラウンド地域

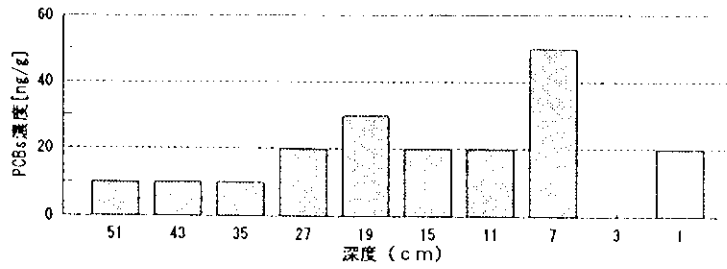
バックグラウンド地域、白池コア (H10-4) およびコア (H11-4)、高浪の池 (H11-5) のPCBsを図4-7-8に、Co-PCBs濃度トレンド (実測濃度およびTEQ) を図4-7-9に示す。

白池コア4cm以浅の底質層でPCBs、Co-PCBsともに濃度の増加が見られた。

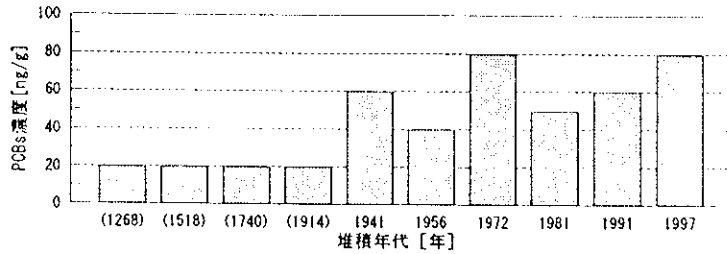
高浪池のコアではPCBsは白池よりも低い濃度であった。両地点とも表層で濃度の上昇がみられた。なお、白池コアでは4cm以深 (1941年以前) の底質層でPCBs、Co-PCBsが検出されたことや、高浪池の最深部コアでPCBsが検出されているが、コア採取、密栓時に表層底質の混入がおこった可能性などが考えられる。

以上より、バックグラウンド地域では、いずれの地点もコア全体としてはほぼ一定の濃度を示した。

H10-4 白池



H11-4 白池



H11-5 高浪の池

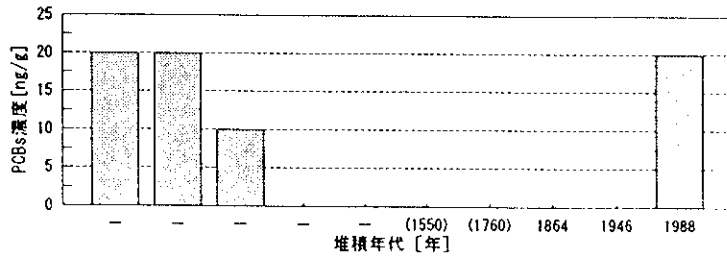
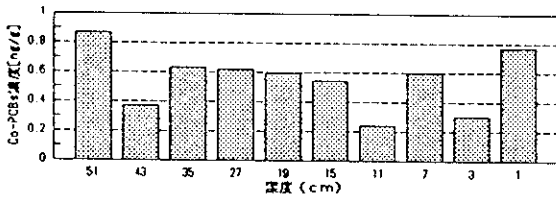
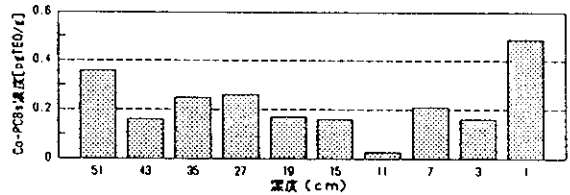


図4-7-8 バックグラウンド地域 PCBs濃度の歴史トレンド

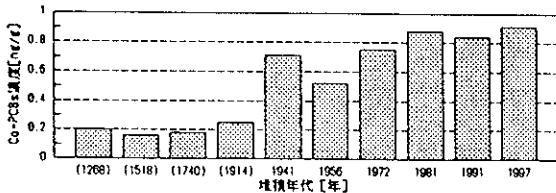
H10-4 白池



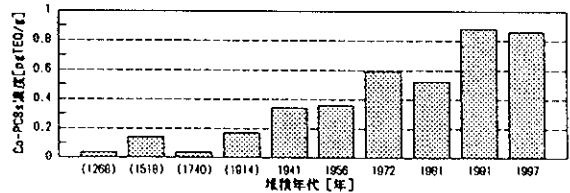
H10-4 白池



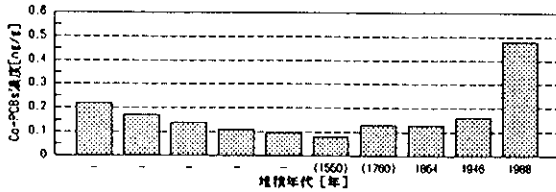
H11-4 白池



H11-4 白池



H11-5 高浪の池



H11-5 高浪の池

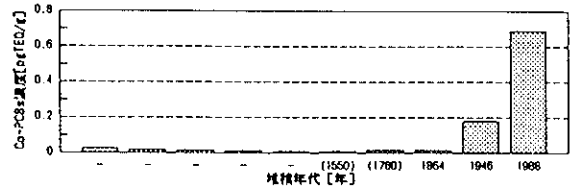
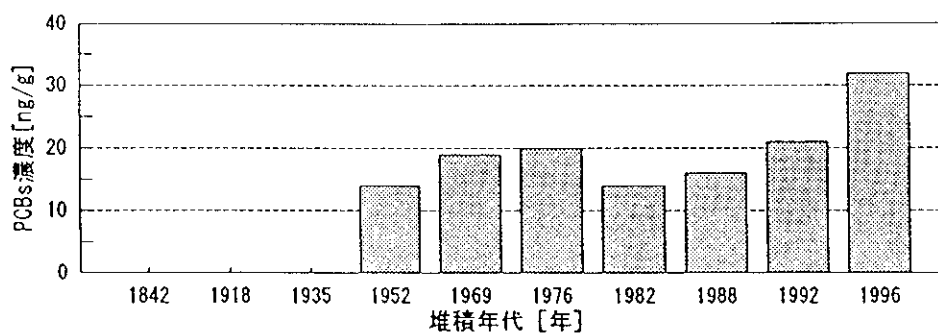


図4-7-9 バックグラウンド地域 Co-PCBs濃度の歴史トレンド

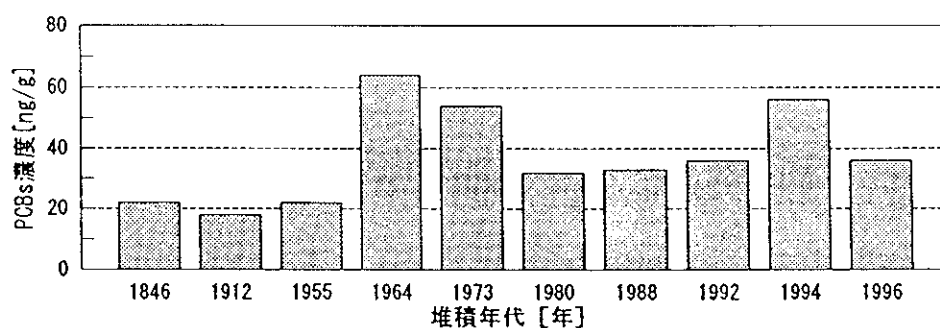
## (2) 琵琶湖

琵琶湖北湖西岸 (H9-4)、北湖東岸 (H10-3)、南湖 (H9-5) のPCBs濃度トレンドを図4-7-10に、北湖東岸のCo-PCBs濃度トレンドを図4-7-11に示す。

### H9-4 北湖 (西岸)



### H9-5 南湖



### H10-3 北湖 (東岸)

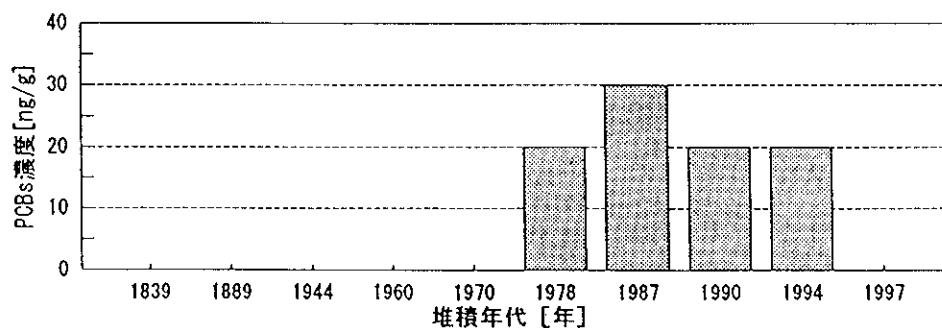
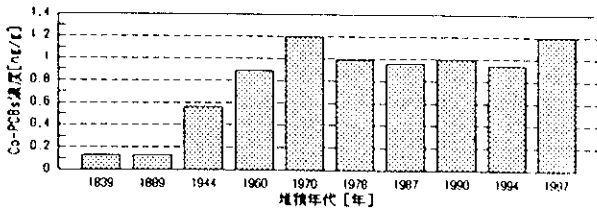


図4-7-10 琵琶湖底質中の PCBs濃度の歴史トレンド

H10-3 北湖(東岸)



H10-3 北湖(東岸)

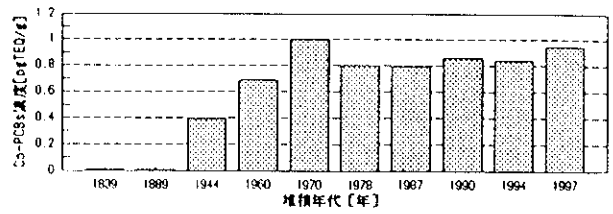


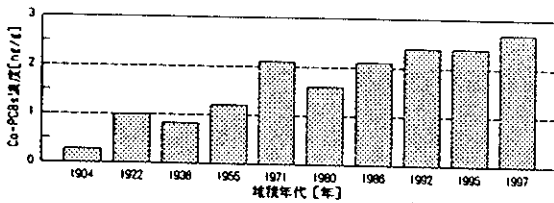
図4-7-11 琵琶湖底質中の Co-PCBs濃度の歴史トレンド

PCBsについては、北湖西岸では1952年頃から検出され、その後はほぼ横ばいであったが、表層（1996年）において最大となった。北湖東岸では1978年頃から検出され、1987年に最大値を示し、1994年まで20ng/g程度で検出された。南湖では1846年頃から検出され、1955年から1964年にかけて増加して最大値となり、その後、減少し現在は横ばい状態となっている。北湖東岸のCo-PCBs濃度トレンドについては、1839年の層において検出され、1944年頃から増加し、1970年に最大値（1.4ng/g、1.1pg-TEQ/g）となった。その後はやや減少してほぼ横ばいであった。

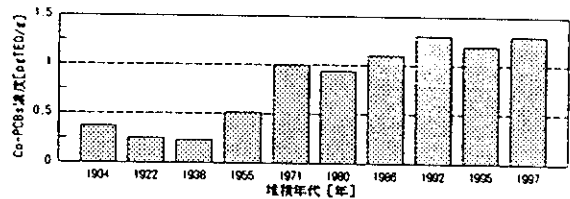
(3) 大阪湾

大阪湾調査地点のCo-PCBs濃度トレンドを図4-7-12に、PCBs濃度トレンドを図4-7-13に示す。

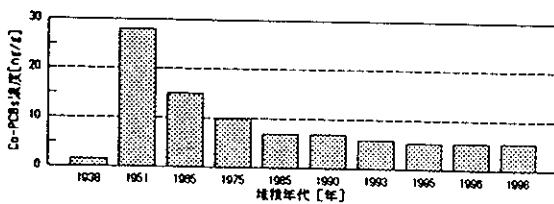
H10-1 長田沖



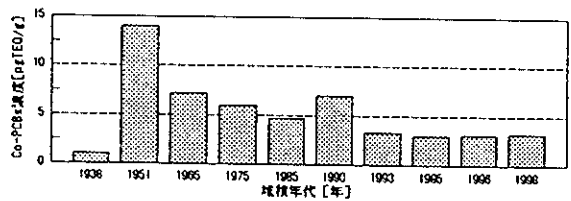
H10-1 長田沖



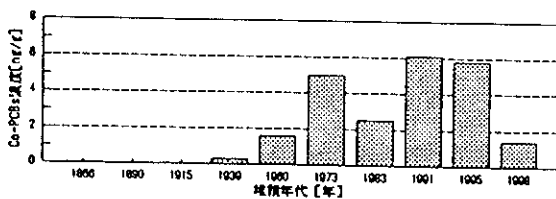
H10-2 長田沖



H10-2 長田沖



H11-1 北77号西



H11-1 北77号西

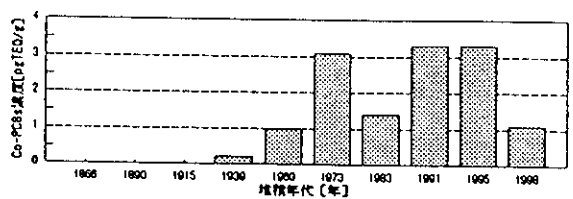
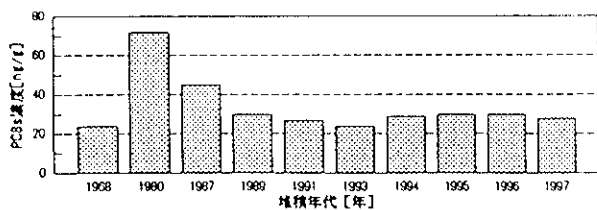
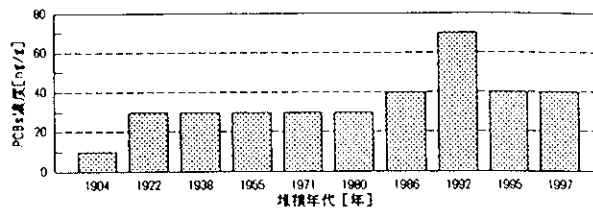


図4-7-12 大阪湾底質中のCo-PCBs濃度歴史トレンド

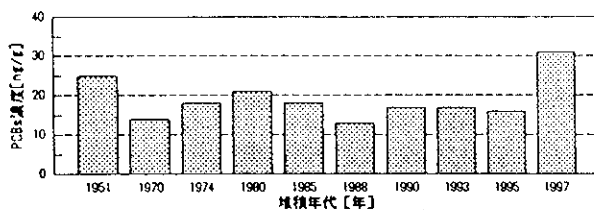
H9-1 淀川沖



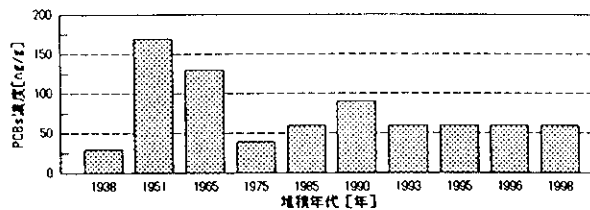
H10-1 長田沖



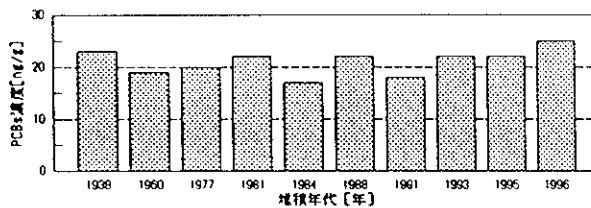
H9-2 長田沖



H10-2 ポートアイランド西



H9-3 関西空港南



H11-1 長田沖

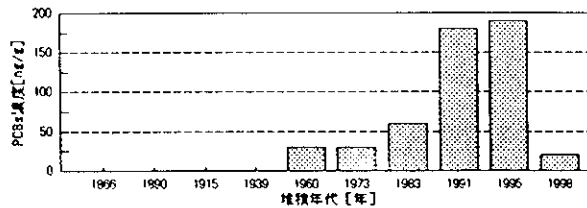


図4-7-13 大阪湾底質中の PCBs濃度の歴史トレンド

淀川沖では、1980年頃にピークを示した（72ng/g）。その後、減少（30ng/g）し一定していた。ポートアイランド西では、1951年頃にピークを示し、1990年以降60ng/g程度で一定した。長田沖では、コア（H9-2）では概して20ng/g程度で一定であったが、最表層（1997年）において濃度が増加した（31ng/g）。コア（H10-1）でも、1992年頃に濃度増加が認められた。またコア（H11-1）では、1960年以降で検出され、表層部（1991年および1995年）で上昇がみられた。

Co-PCBsについては、ポートアイランド西では、PCBsと同様に1951年頃に最大値28ng/g（14pg-TEQ/g）を示したが、その後は減少し、1990年に6.9ng/g（7.0pg-TEQ/g）まで再び増加した後は6ng/g（3pg-TEQ/g）程度で一定した。コア（H10-1）では、1955年頃から濃度が増加し始め、最近では4ng/g（1.5pg-TEQ/g）程度であった。またコア（H11-1）でも、1960年以降で増加しており、上層部の数層ではコアBと比べて高い濃度（39ng/g、4.5pg-TEQ/g）が検出された。

## 7. 6 まとめ

本研究において、PCDDs/DFsおよびPCBsを対象に歴史トレンド解析を行った結果、以下の結論が得られた。

### 1) PCDDs/DFs濃度トレンドについて

バックグラウンド地域では、底質表層部においては濃度増加が見られたが、総じて濃度は非常に低かった。琵琶湖では北湖・南湖ともに1840年頃の底質からPCDDs/DFsが検出され、1950年代から1960年代にかけて濃度の上昇が見られ、1970～1980年頃にピークとなった。近年、南湖では若干減少しているが、北湖では横ばいであった。大阪湾の3地点では主に1960年代から1970年代にかけてPCDDs/DFs濃度の増加が認められた。その後、概ね横ばい傾向が続いているが、長田沖の底質コアでは、表層部において濃度の増加傾向が認められた。

### 2) PCBs、Co-PCBs濃度トレンドについて

バックグラウンド地域では、PCBsとCo-PCBsの濃度トレンドが一致しており、コア全体としてはほぼ一定の濃度を示した。表層部では濃度増加が認められた。

琵琶湖南湖、淀川沖、ポートアイランド西など工業地帯周辺では底質中濃度のピークが見られたが、長田沖など他地点では過去に大きなピークはなく、横ばいあるいは最近の層で濃度増加が認められた。

## 【参考文献】

- 1) 中央環境審議会環境保健部会、生活環境審議会、食品衛生調査会：「ダイオキシンの耐用1日摂取量(TDI)について」、平成11年6月
- 2) 川合真一郎：「人工有機化合物および重金属による大阪湾の汚染とその影響評価に関する環境科学的研究」、トヨタ財団1989年度研究助成研究報告書(1990)
- 3) Hashimoto, S., Wakimoto, T. and Tatsukawa, R.: PCDDs in the Sediments Accumulated About 8120 Years Ago from Japanese Coastal Areas. *Chemosphere*, 21, 825-835 (1990)
- 4) Sakai, S., Deguchi, S., Urano, S., Takatsuki, H., Megumi, K., Sato, T., Weber, R.: Time Trends of PCDDs/DFs in Sediments from Osaka Bay and Lake B



- iwa, *Organohalogen Compounds*, 39, 359-362 (1998)
- 5) 酒井伸一、出口晋吾、浦野真弥、高月 紘、恵 和子：琵琶湖および大阪湾底質中のダイオキシン類に関する歴史トレンド解析、*環境化学* 9, 379-390 (1999)
  - 6) Masunaga, S., Yao, Y., Ogura, I., Nakai, S., Kanai, Y., Yamamuro, M. and Nakanishi, J.: Historical Contribution of Different Sources to Environmental Dioxin Pollution Estimated from the Lake Shinji Sediment Core. *Organohalogen Compounds*, 43, 383-386 (1999)
  - 7) Matsumura, T. and Kato, Y.: PCDDs and PCDFs in Open Ocean Sediment. *Organohalogen Compounds*, 20, 175-178 (1994)
  - 8) Cleverly, D., Monetti, M., Phillips, L., Cramer, P., Heit, M., McCarthy, S., O'Rourke, K., Stanley, J., Winters, D.: A Time-Trends Study of the Occurrences and Levels of CDDs, CDFs and Dioxin-like PCBs in Sediment Cores From 11 Geographically Distributed Lakes in the United States. *Organohalogen Compounds*, 28, 77-82 (1996)
  - 9) Pearson, R. F., Swackhamer, D. L., Eisenreich, S. J. and Long, D. T.: Concentrations, Accumulations, and Inventories of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans in Sediments of the Great Lakes. *Environ. Sci. Technol.*, 31, 2903-2909 (1997)
  - 10) Rappe, C., Andersson, R., Bonner, M., Cooper, K., Fiedler, H., Lau, C. and Howell, F.: PCDDs and PCDFs in Lake Sediments from a Rural Area in the USA. *Organohalogen Compounds*, 32, 88-93 (1997)
  - 11) Mamontov, A. A., Mamontova, E. A., Tarasova, E. N. and McLachlan, M. S.: PCDD/Fs in Soil and Sediment from the Baikal Region. *Organohalogen Compounds*, 39, 327-330 (1998)
  - 12) Buckland, S. J., Ellis, H. K. and Salter, R. T.: Baseline Levels of PCDDs, PCDFs, PCBs and Organochlorine Pesticides in New Zealand Rivers and Estuaries. *Organohalogen Compounds*, 32, 12-17 (1997)

## 8. コンポストによるリサイクルフローの解析

### 8. 1 調査目的

コンポストによるリサイクルフローのうち、厨芥を主体としたコンポストを対象とし、コンポスト化処理におけるダイオキシン類の挙動を把握することを目的とした。

### 8. 2 調査対象施設のフロー

調査した3施設のフローはいずれも図4-8-1に示す通りである。

厨芥主体の生ごみは、プラスチック及び金属を除去したのち、畜糞や屎尿汚泥及び通気性改良材の粉碎もみがらとともに発酵槽に投入され、一次及び二次発酵を行ったのち、ガラス、石ころ陶磁器片といった異物を除去して堆肥（コンポスト）となる。

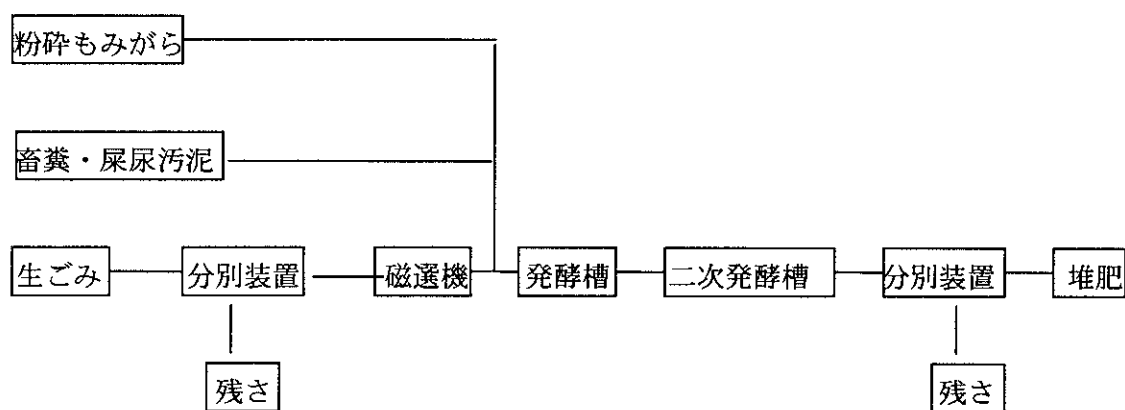


図4-8-1 コンポスト化フロー

### 8. 3 調査方法

- 1) 原料、一次発酵コンポスト、二次発酵コンポストのダイオキシン類を分析する。
- 2) 上記各試料の有機物含有率（熱灼減量）及び水分を測定し、発酵過程における有機物の分解および乾燥による減量を把握する。
- 3) 発酵過程での減量とダイオキシン類分析値からダイオキシン類のマスフローを算出する。
- 4) マスバランスは各施設の操業記録によっても確認する。

8. 4 調査結果

表 4-8-1 に各試料の分析結果を示す。

表 4-8-2 にマスバランスを示す。

表 4-8-1 試料分析結果

施設	試料	ダイキシン (pg-TEQ/g)	水分 (%)	熱灼減量 (%)
A	籾殻	0.12	20.48	80.21
	畜糞	0.1	68.65	80.70
	ごみ	0.0041	80.35	84.66
	発酵槽投入物	0.094	58.02	80.03
	発酵槽投入物	0.062	57.18	80.06
	一次コンポスト	0.062	53.75	79.07
	一次コンポスト	0.063	55.00	80.09
	製品コンポスト	0.065	54.19	73.72
	製品コンポスト	0.084	52.00	76.43
B	籾殻	0.012	12.14	84.87
	畜糞	0.081	74.96	87.68
	ごみ	0.78	85.22	91.15
	発酵槽投入物	0.12	51.91	83.20
	発酵槽投入物	0.044	63.41	83.93
	一次コンポスト	0.21	32.36	79.75
	一次コンポスト	0.68	33.72	79.84
	製品コンポスト	0.055	30.24	78.87
	製品コンポスト	0.21	30.38	78.65
C	籾殻	0.049	34.37	83.10
	汚泥	3.1	74.20	84.22
	ごみ	0.17	84.49	94.32
	発酵槽投入物	0.40	59.52	84.31
	発酵槽投入物	0.24	61.11	84.78
	一次コンポスト	0.24	30.64	79.90
	一次コンポスト	0.14	29.45	76.21
	製品コンポスト	2.7	53.91	68.54
	製品コンポスト	2.1	53.61	68.62

表 4-8-2 各堆肥化施設の物質収支

施設	投入原料	原料合計	製品コンポスト
A	籾殻 1.7t/d	6.0t/d	3.8t/d (3.9 t/d)
	畜糞 2.0t/d		
	ごみ 2.3t/d		
B	籾殻 1.8t/d	9.6t/d	3.5t/d (2.6 t/d)
	畜糞 2.3t/d		
	ごみ 5.5t/d		
C	籾殻 2.5t/d	9.8t/d	2.8t/d (2.8 t/d)
	屎尿汚泥 2.0t/d		
	ごみ 5.3t/d		

注) 表中 ( ) 内数値は試料分析値からの計算値

表 4-8-1 に示すように、原料のダイオキシン類は籾殻で 0.012~0.12 pg-TEQ/g、畜糞で 0.081~0.1 pg-TEQ/g、屎尿汚泥で 3.1 pg-TEQ/g、ごみで 0.0041~0.78 pg-TEQ/g と微量ではあるがそれぞれダイオキシン類を含んでいる。製品コンポストのダイオキシン類濃度は 0.055~2.7pg-TEQ/g で原料と同レベルであり Fiedler の報告<sup>1)</sup> にみられる数十 pg-TEQ/g に比べると低レベルであった。

堆肥化ではごみ、畜糞及び屎尿汚泥を原料とし、通気性改善及びC/N比調整のために籾殻が添加される。堆肥化の過程では有機物の分解安定化が行われ、有機分が減少する。これに伴う発酵熱により水分蒸発が行われる。この結果発酵原料に比べて製品コンポストでは熱灼減量と水分が低減する。また後熟（二次発酵）の過程では発酵促進のために水分調整（加水）が行われる。

B施設の製品コンポストの水分分析値は30%であるが、通常は発酵促進のために後熟段階で50%程度に水分調整を行う。B施設の製品コンポスト量は試料分析値からの計算では2.6 t/dであるが、水分を50%とすると3.6 t/dとなり操業実績と合致する。

試料分析値から求めた各施設の堆肥化過程における物質収支を図 4-8-2 に示す。

また図 4-8-3 に発酵過程におけるダイオキシン類の毒性等価換算濃度の変化を示す。図中計算値はダイオキシン類が発酵過程で全く変化せずに発酵過程における減量により濃縮された値である。

一次コンポスト及び製品コンポストで代表サンプルの取得が困難なことや、操業条件(投

入比率等)の変動等によりデータにばらつきはあるものの製品コンポストのダイオキシン分析値は計算値に対し0.1~1.9倍、差は-0.52~+1.3 pg-TEQ/gであり、堆肥化の過程において、ダイオキシン類は減量により濃縮されるだけのようである。

各施設のダイオキシン類の収支は表4-8-3のようにまとめられる。

表4-8-3 ダイオキシン類収支

施設	投入原料	原料合計	製品コンポスト
A	籾殻 0.162 $\mu\text{g/d}$	0.237 $\mu\text{g/d}$	0.113 $\mu\text{g/d}$
	畜糞 0.063 $\mu\text{g/d}$	0.159 $\mu\text{g/d}$	0.153 $\mu\text{g/d}$
	ごみ 0.002 $\mu\text{g/d}$	(0.227 $\mu\text{g/d}$ )	
B	籾殻 0.332 $\mu\text{g/d}$	0.554 $\mu\text{g/d}$	0.192 $\mu\text{g/d}$
	畜糞 0.047 $\mu\text{g/d}$	0.154 $\mu\text{g/d}$	0.731 $\mu\text{g/d}$
	ごみ 0.634 $\mu\text{g/d}$	(1.013 $\mu\text{g/d}$ )	
C	籾殻 0.080 $\mu\text{g/d}$	1.587 $\mu\text{g/d}$	3.484 $\mu\text{g/d}$
	屎尿汚泥 1.600 $\mu\text{g/d}$	0.915 $\mu\text{g/d}$	2.728 $\mu\text{g/d}$
	ごみ 0.140 $\mu\text{g/d}$	(1.820 $\mu\text{g/d}$ )	

各施設ともほぼ原料と同レベルのダイオキシン類が製品コンポストに含有される。

図4-8-4に各原料のダイオキシン類の同族体分布を示す。

ダイオキシン類は濃度にばらつきはあるものの共通してT4CDDs及びOCDDの割合が大きく、これらは主として除草剤のクロロニトロフェン(CNP)及びペンタクロロフェノール(PCP)にそれぞれ由来するものと思われる。

また図4-8-5に発酵過程における同族体の挙動を、図4-8-6に異性体の挙動をそれぞれ示す。

T4CDDs及びOCDDの割合が比較的大きいパターンは原料と共通であり、発酵過程においてそのパターンは変わらず、計算値と合致するものが多い。

異性体分布の挙動も同族体と同様に発酵過程における変化は少なく、計算値と符合している。

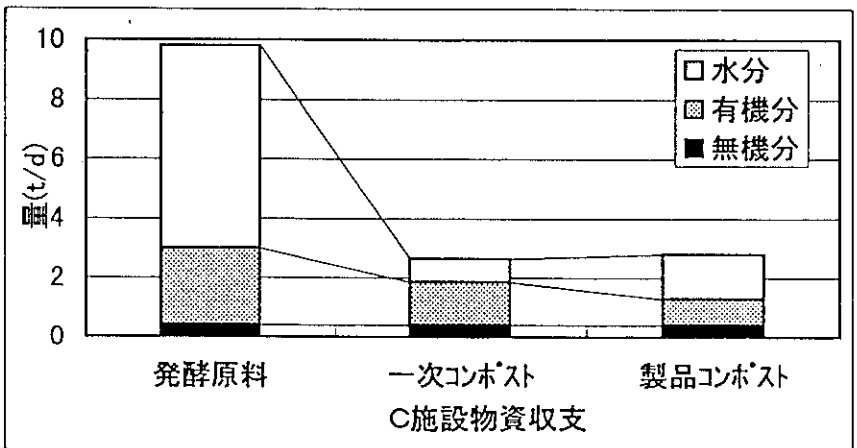
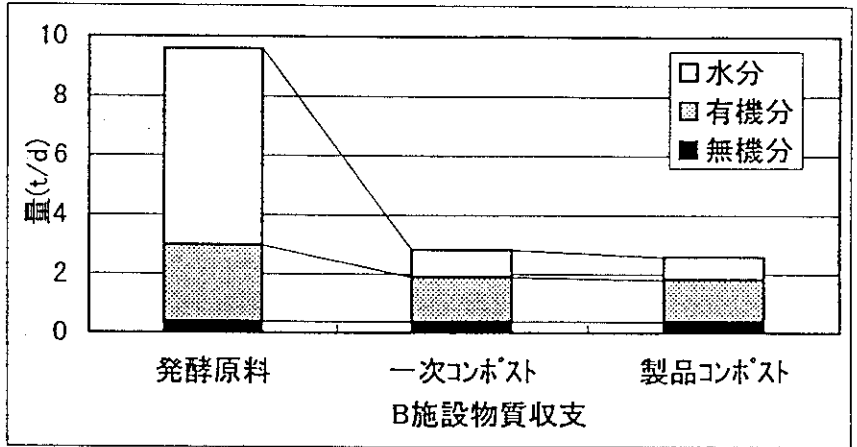
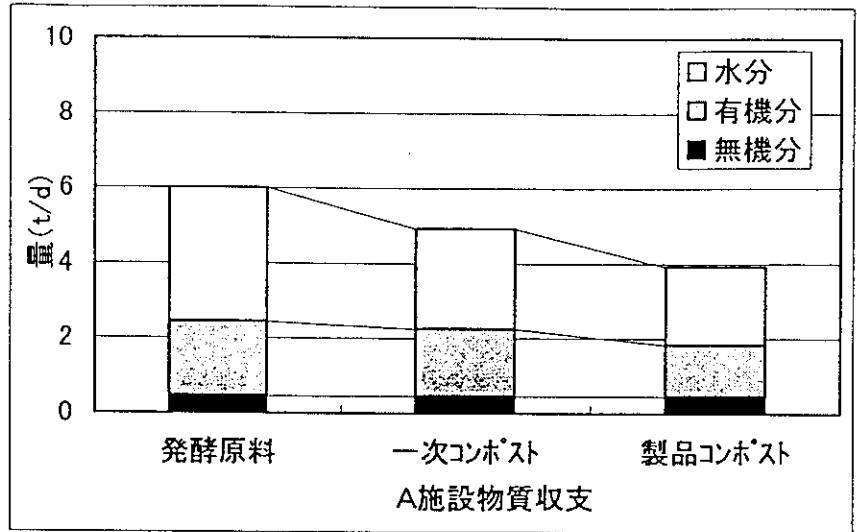


図 4-8-2 コンポスト化の物質収支

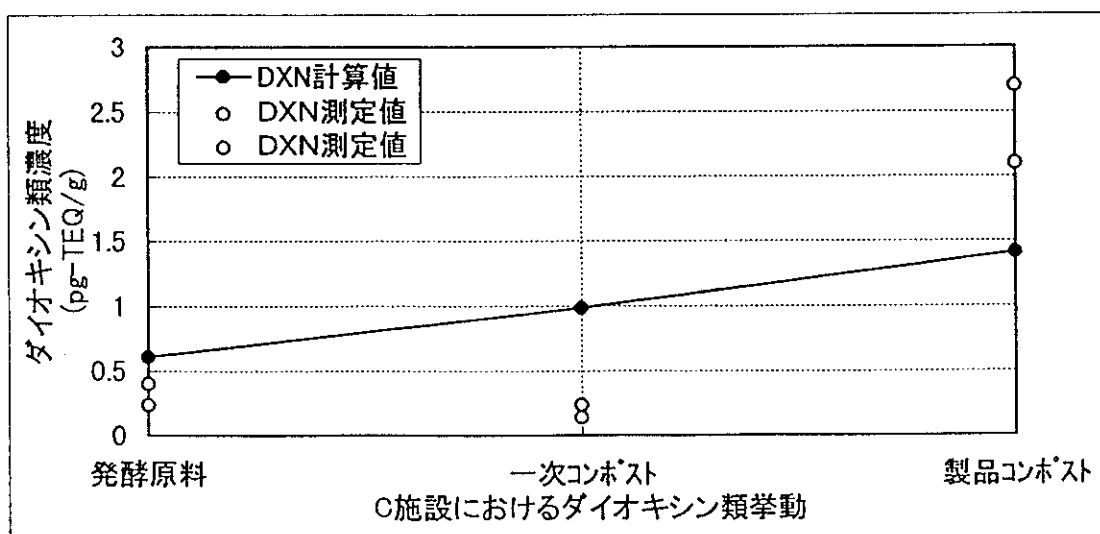
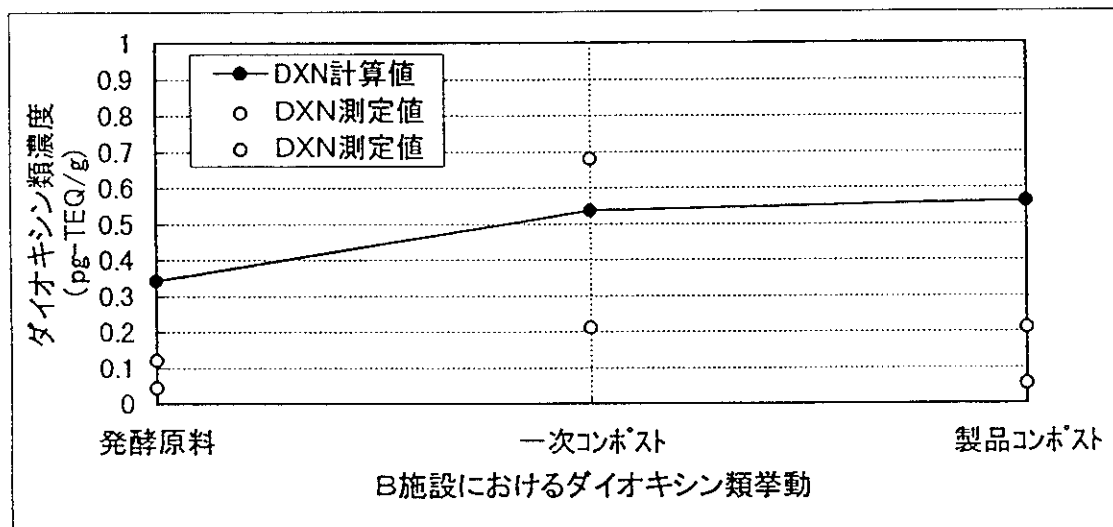
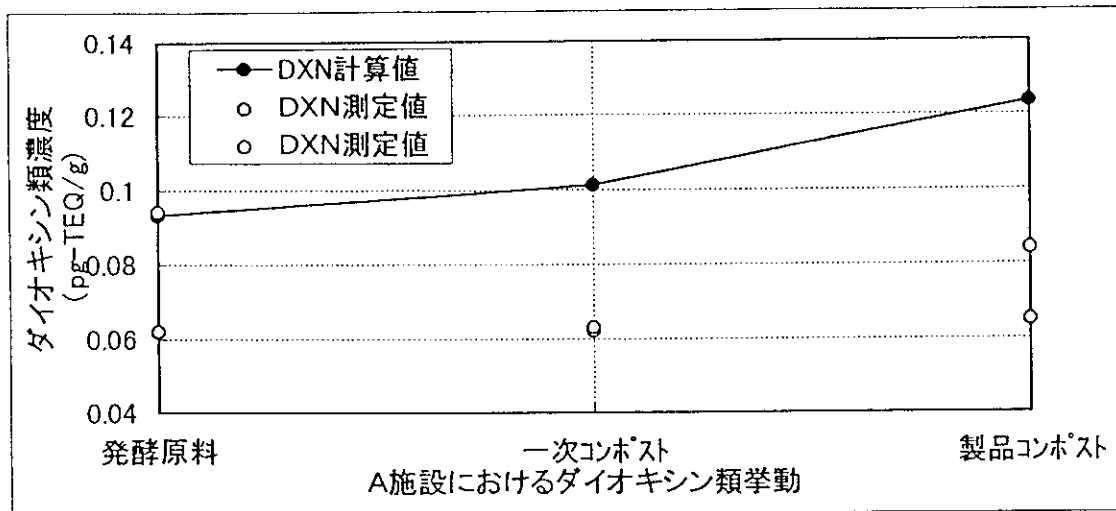


図 4-8-3 コンポスト化におけるダイオキシン類挙動

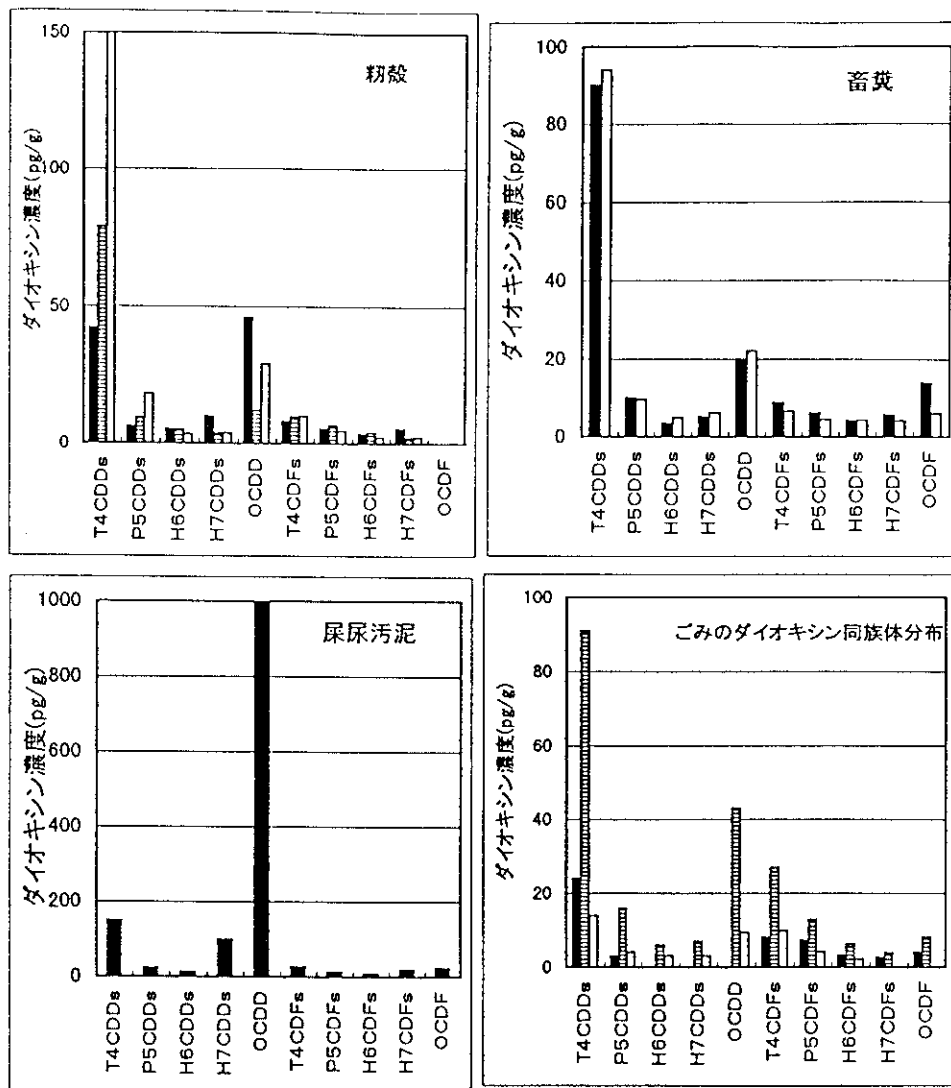


図 4-8-4 各コンポスト原料のダイオキシン類同族体分布

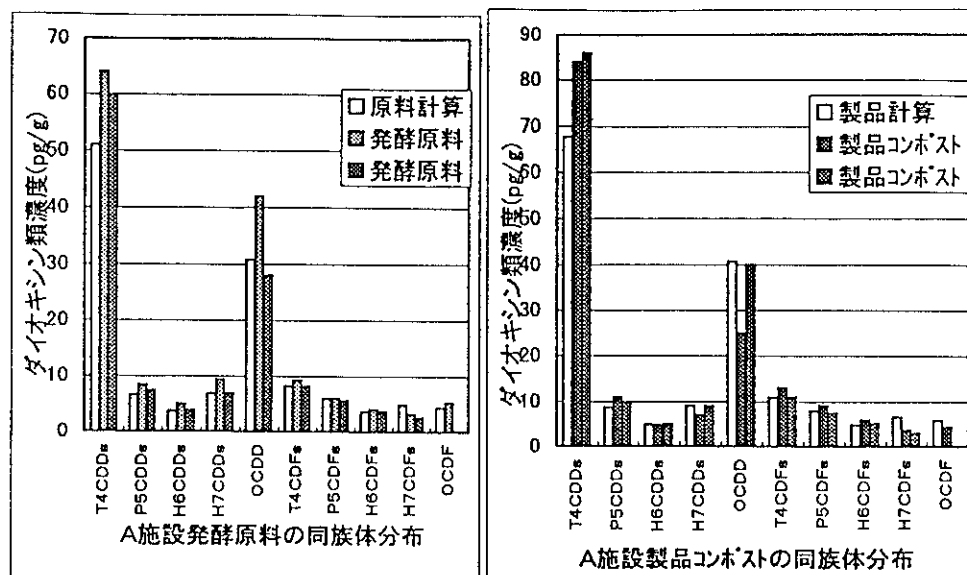


図 4-8-5 醗酵過程におけるダイオキシン類同族体の挙動



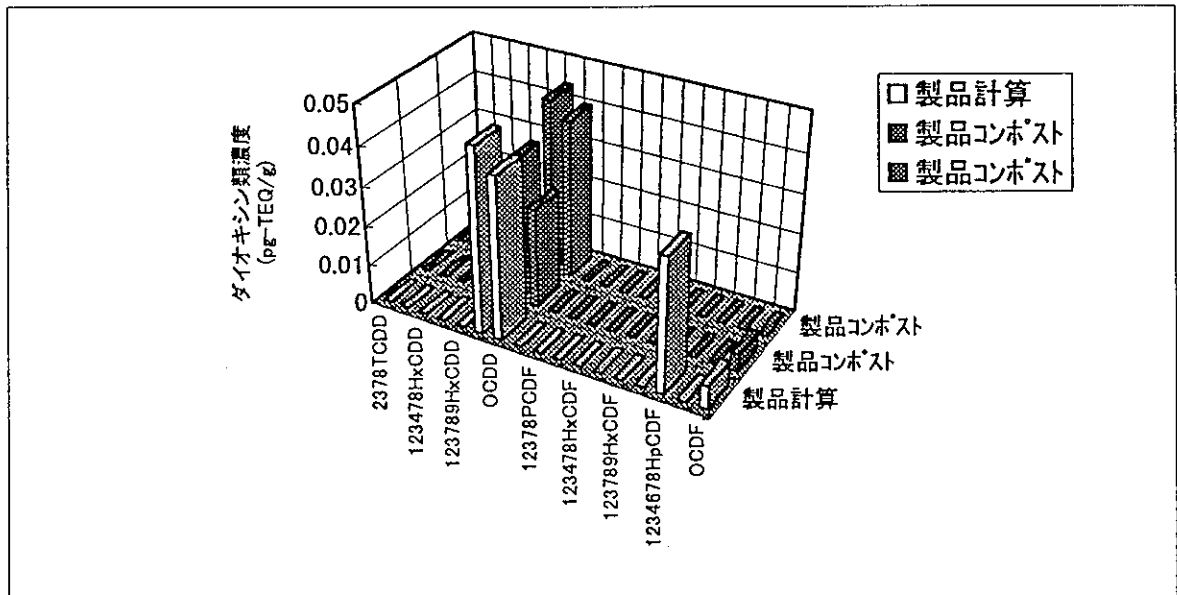
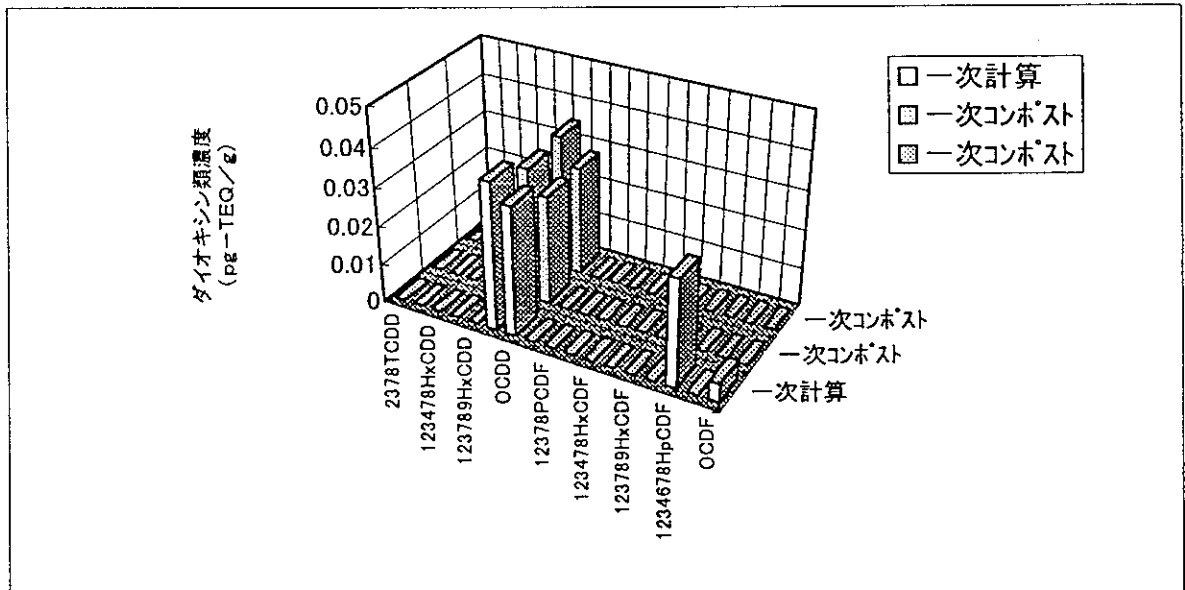
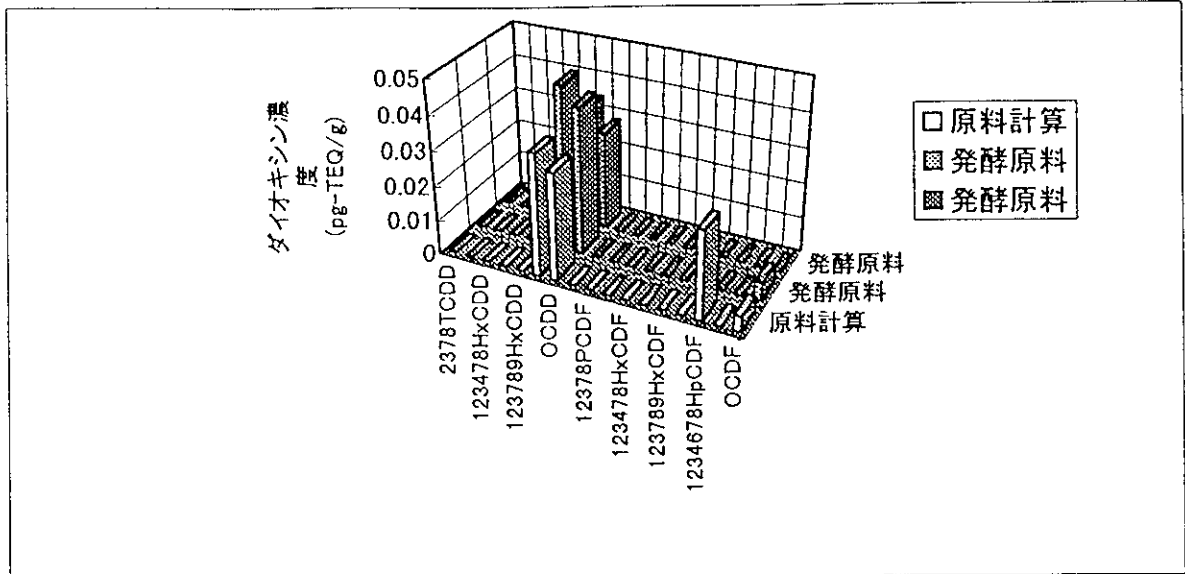


図 4-8-6 醗酵過程におけるダイオキシン類異性体の挙動

## 8. 5 まとめ

厨芥コンポストのダイオキシン類挙動を調査し、以下の知見を得た。

- 1) 製品コンポストに含まれるダイオキシン類濃度は 0.055~2.7pg-TEQ/g と低かった。
- 2) ダイオキシン類は発酵過程において発酵による減量に応じて濃縮される。
- 3) 発酵過程におけるダイオキシン類の同族体分布及び異性体分布は投入原料のパターンを保持し変化は見られなかった。
- 4) ダイオキシン類は T4CDDs 及び OCDD の割合が大きく、除草剤のクロロニトロフェン (CNP) 及びペンタクロロフェノール (PCP) の影響と思われる。

## 参考文献

- 1) Heldecore Fiedler : 'Formation and sources of PCDD/PCDF'ORGANOHALOGEN COMPOUNDS' Vol. 11 p. 221-228 1993

## 9. 広域化等によるシステムの経済性の検討

### 9. 1 平成9年度調査

厚生省のダイオキシン類の削減対策のうち、ごみ処理の広域化によるダイオキシン類の排出削減が恒久対策の一つとして示されている。そこで、広域化の一般化モデルの検討を行い、モデルケースを設定してシステムの経済性を中心とした検討を行った。

設定したモデルはケース1（人口規模20～30万人）とケース2（人口規模10万人程度）とし、①各組合及び自治体が従来通り各自独立して施設を建設した場合（分散化）と、②共同中間処理施設としてケース1では全連続炉の建設による広域化、ケース2ではRDF設備と高速堆肥化施設の複合による広域化を想定し、分散化と広域化との比較を行った。ダイオキシン類の削減率と経済効果の試算結果は下記のとおりである。

#### 1) ケース1（人口205千人、5事務組合（1市18町）の全連炉建設による広域化・共同処理）

- 1) ダイオキシン類削減量……現在の排出量の約99.6%迄削減可能
- 2) 経済効果……広域化による輸送コストの増加を考慮しても約144百万円／年の経費の削減が期待出来る。

#### 2) ケース2（人口120千人、3町、2事務組合（7町）のRDF・高速堆肥化による広域化・共同処理）

- (1) ダイオキシン類削減量……現在の排出量の約99.3%迄削減可能
- (2) 経済効果……輸送コストを考慮しても約21.1百万円／年の経費削減が期待出来る。

主な結果を表4-9-1に示す。

表4-9-1 分散化と広域化のダイオキシン類削減率と経済性

		処理量 t/年	費用 百万円/円	ダイオキシン 排出量 mg-TEQ/年	ダイオキシン 削減率 %
ケース1	現 状	54,009* <sup>1</sup>	—	8,523	—
	広域化しない場合	61,898* <sup>2</sup>	1,435	1,163	86.4
	広域化した場合	61,898* <sup>2</sup>	1,291	31	99.6
ケース2	現 状	21,428* <sup>1</sup>	—	3,911	—
	広域化しない場合	31,241* <sup>2</sup>	867	768	80.0
	広域化した場合	31,241* <sup>2</sup>	846	27	99.3

\*<sup>1</sup>平成7年度

\*<sup>2</sup>平成12年度

## 9. 2 平成10年度及び平成11年度調査

### 1) 焼却、コンポスト化、RDF化、埋立処理の検討対象ごみ

ごみ処理の広域化によるダイオキシン類の排出削減効果を検討するために、モデルケースを設定して検討した。検討対象モデル地区として、①中規模都市を中心に小規模町村とで事務組合を構成したケース、②小規模町村で事務組合を構成したケース、③これら2ケースを合体したケースについて、ごみ処理状況、ごみ排出量、人口密度等の現状を把握し、標準的なごみ収集・輸送方式を設定した上で、燃料化システムの導入、コンポストシステムの導入と、コスト、二酸化炭素の排出抑制効果、ダイオキシン類の削減効果について検討した。さらに容器包装リサイクル法施行(H12.4)後、分別収集できる容器包装対象ごみに対し、マテリアル・リサイクルを導入した際の広域化の経済性及び環境負荷について検討した。システムの検討フロー図を図4-9-1に示す。

上記①～③のケースのうち②のケースは、処理体制等を変えても焼却対象量が一日100tに達しない。このため、②の地域が選択し得る新たな処理方式が、当該地域の広域処理体制の基本的な要素と考えられる。そこで、広域モデルを下記4モデルとして比較した。

広域モデル1：可燃性ごみを全量焼却・溶融する場合

広域モデル2：ごみ燃料化する場合

広域モデル3：可燃性ごみを全量燃料化する場合

広域モデル4：生ごみをコンポスト化する場合

#### (1) 広域モデルのダイオキシン類及び二酸化炭素の排出量の比較

各広域モデルのダイオキシン類及び二酸化炭素の排出量を分散処理方式の場合と合わせて表4-9-2に示す。ダイオキシン類の発生は一部RDF化し、可燃性ごみと併せて焼却・溶融する広域モデル2と一部コンポスト化と焼却・溶融を組み合わせた広域モデル4がほぼ同じであり、ついで可燃性ごみを全量焼却・溶融する広域モデル1の順となった。

二酸化炭素の合計量(=排出量-削減量)に関しては、広域モデル4が最低で、広域モデル3が最高値を示す結果となり、広域モデル3以外は、分散化(焼却方式)よりも低い値を示す結果となった。