

食塩電解過程に由来するダイオキシン類及びその類縁化合物

山本 央* 東野 和雄 吉岡 秀俊 大浦 健** 雨谷 敬史**
嶽盛 公昭*** 高菅 卓三*** 橋本 俊次**** 佐々木裕子**** 柏木 宣久*****

(*現・東京都下水道局 **静岡県立大学 ***島津テクノリサーチ ****国立環境研究所 *****統計数理研究所)

要 旨

塩素を製造するために工業的に行われる食塩電解時のダイオキシン類生成について検討した。電極のバインダーとして使用されるピッチを共存させることによって、食塩電解過程から高濃度かつ特徴的な組成を持つダイオキシン類が生成された。ダイオキシン類濃度の増加は溶解させたピッチを添加した際の電解時において顕著に見られ、同族体及び異性体組成の高塩素化の進行に対しては電解温度や電流密度の増加がより大きな影響を与えることが確認された。また、電解試料中からはダイオキシン類以外にその類縁化合物として、高濃度の塩素化多環芳香族炭化水素 (Cl-PAH) が検出された。Cl-PAH の濃度やダイオキシン類との濃度比は電解過程の進行度に応じて変化する特徴的な傾向を示した。

キーワード：ダイオキシン類、塩素反応パターン、食塩電解、ピッチ、塩素化多環芳香族炭化水素

Dioxins and Dioxin-like Compounds formed in Brine Electrolysis Process

YAMAMOTO Teru, HIGASHINO Kazuo, YOSHIOKA Hidetoshi, OHURA Takeshi*, AMAGAI Takashi*
TAKEMORI Hiroaki**, TAKASUGA Takumi**, HASHIMOTO Shunji***, KASHIWAGI Nobuhisa****, SASAKI Yuko

*University of Shizuoka

**Shimadzu Techno-Research INC.

***National Institute for Environmental Studies

****The Institute of Statistical Mathematics

Summary

We examined dioxin formation during brine electrolysis process to produce chlorine. Specific PCDF homologue/congener patterns were observed in anolyte after electrolysis with additional pitch used as a material of graphite electrode binder were observed. Concentrations of PCDF were much increased during brine electrolysis with semi-liquid form pitch solved by heat, meanwhile the shift of homologue/congener profiles toward higher chlorinated component was significantly impacted by increase of electrolytic temperature and current density. High levels of chlorinated polycyclic aromatic hydrocarbons (Cl-PAHs) as one of dioxin-like compounds were also detected in anolyte samples of brine electrolysis above, furthermore concentrations of Cl-PAHs and the ratio of Cl-PAHs to dioxins varied according to electrolysis process.

Key Words: Dioxin, Chlorine Pattern, Brine Electrolysis, Pitch, Cl-PAH

1 はじめに

近年、都内の河川底質や住宅地近傍の土壌から過去の人間活動等に由来する高濃度の環境汚染が顕在化している¹⁾。こうした“負の遺産”であるダイオキシン類汚染の一つとして、塩素化ジベンゾフラン (PCDF) に特徴を持つ“Chlorine Pattern (塩素反応パターン)”が複数見つかり、過去の工業プロセス等による塩素使用が主要な原因の一つと考えられている。

塩素使用とダイオキシン類生成との関連については、これまで紙パルプ漂白過程や塩素製造過程からの非意図的な生成²⁾³⁾⁴⁾⁵⁾、塩素製造工場の跡地土壌や浄水処理過程で発生する汚泥からの発生など⁶⁾も報告されている。また、筆者らはウイルスや病原性細菌対策として、開放系で行われる塩素使用から同様のパターンが生成することを報告している⁷⁻⁹⁾。

昨年の本報において筆者らは、土壌汚染原因の一つとして、過去に行われていた黒鉛電極による食塩の電解過程において同様な特徴を持つ汚染が引き起こされ、電極に使用されるバインダーピッチ (以下、ピッチ) によっても同様な汚染が生じる可能性について報告した¹⁰⁾。粘性及び成型性に富んだピッチは、黒鉛電極表面のコーティングやポーラス構造を持つ電極の内部に含浸させることによって強度保持に使用されている。汎用性に優れた一方で、ピッチ中には多くの炭化水素類が含まれており、ダイオキシン類の前駆物質であるジベンゾフランなど多くの多環芳香族炭化水素類もその一つと考えられる。このため、電解時にはこれらの化合物と塩素との反応によって、ダイオキシン類に加えて種々の類縁化合物の生成もまた予想される。塩素反応パターンによって汚染された土壌中からは、実際にダイオキシン類と構造の似た有機塩素化合物が数多く検出されており、こうした特徴は過去に同様なプロセスを稼働させていた多くの工場跡地等の土壌等からも見つかった⁴⁾⁶⁾¹¹⁾¹²⁾¹³⁾¹⁴⁾。

そこで、本研究では実際にピッチを系内に共存させた上で、食塩電解を行った際におけるダイオキシン類生成について検証

を行った。また、ダイオキシン類とその類縁化合物の一つである塩素化多環芳香族炭化水素類との関係についても検討を行った。加えて、都内の汚染サイトでこれまで見つかった土壌や底質との比較も行った。

2 方法

【食塩電解の原理】

食塩電解の原理を図1に示した。

食塩水溶液と水が入った二つのセルを陽イオン交換膜で分離した状態において電圧をかけると、陽極側では酸化反応によって塩素イオンから塩素ガス (= 塩素の製造)、陰極側では還元反応によって水素イオンから水素ガスがそれぞれ生成される。また、溶液中ではナトリウムイオンの陰極側への選択的な移動によって、陰極室において水酸化ナトリウム (NaOH) が生成される (= 苛性ソーダの製造)。これらに加えて陽極側では次亜塩素酸、塩酸及び酸素ガス等が副次的に生成される。隔膜として以前はアスベストが使用されていたが、現在はイオン交換膜を用いた手法が一般的に利用されている。

【実験装置】

本研究では、実験の安定性・効率性等の観点から図2のよう

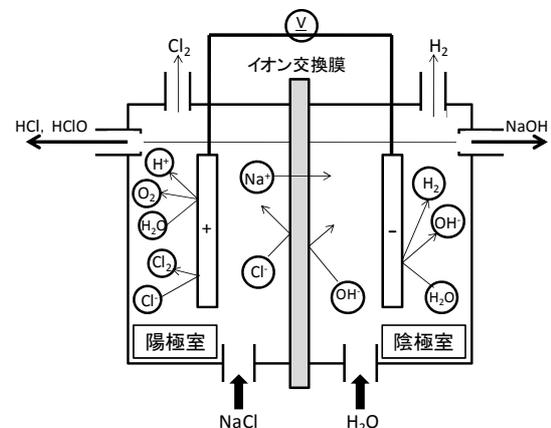


図1 食塩電解の原理

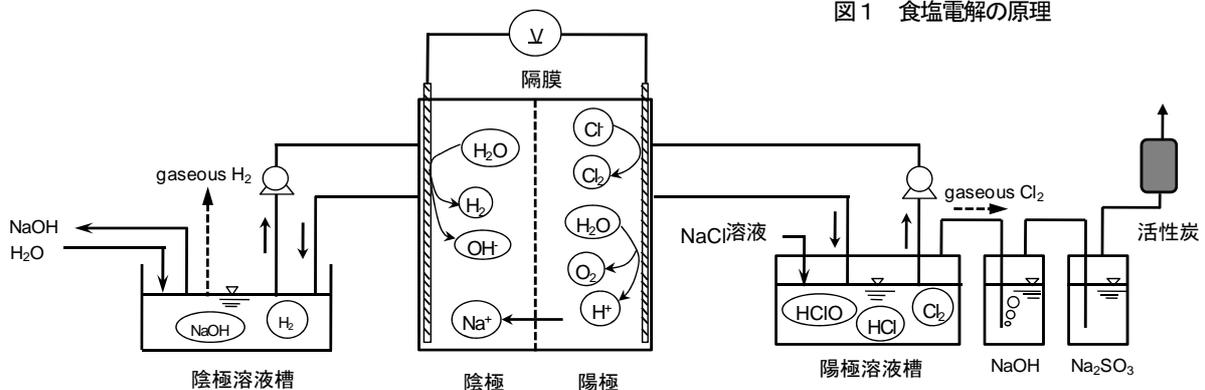


図2 フローセル型の食塩電解装置

なフローセル型の電解装置を作製して実験を行った。陽極にはピッチそのものの影響を確認するために、チタン電極 (IrO₂ (酸化イリジウム) をチタン基板にコーティング) を用いた実験系を作製した。装置は陽・陰極室と隔膜 (DuPont 社製イオン交換膜: Nafion324) からなる電極部、ポンプ等を含む循環部、溶液槽及び塩素ガスの回収部から構成され、NaCl 溶液を一定流量で循環させながら通電を行うことができる。なお、本研究における電解操作は全てドラフトチャンバー内において実施した。

【試料作製】

実験条件を表 1 に示した。固体のピッチをスタート時の陽極液に共存させて常温で行った電解 (Run1: 標準条件)、同様の条件で電解時の温度のみ高めに設定した電解 (Run2: 高温条件)、同様の条件で電解時の温度と電流密度を高めに設定した電解 (高温+高電流条件)、標準条件において高温で溶解させたピッチを液体として共存させた場合の電解 (Run4: 標準条件 (溶解添加)) をそれぞれ行った。実験に使用した固体のピッチは、予め細かく粉砕させて 2mm メッシュを通過させた破片を用いた。液体のピッチは軟化点以上に加熱したトルエン中に溶解させた溶液を用いた。分析用の試料として、通電後に陽極側の溶液槽から得られる固形分を含む溶液を採取した。また、Run1 と Run4 については黒鉛電極を用いて実験を行っているため、ピッチを添加せずに行った黒鉛電極による電解から得られた濃度を差し引いて評価を行った。

【分析方法】

試料は懸濁態をガラス繊維ろ紙 (G/F)、溶存態は C18 エムポアディスクで回収し、乾燥させた後に両者を併せてトルエンでソックスレー抽出した。精製操作は通常のダイオキシン類と同様に行い、内部標準法により高分解能 GC/MS で 1~8 塩素化 PCDD/Fs の定量を行った¹⁵⁾。また、Cl-PAH の定量は GC/MS/MS を用いて行い、1~3 塩素化物のうち表 2 に示した 21 種の異性体を対象とした。加えて電解液中の水質成分として、水温、pH、

有効塩素濃度、SS 濃度、NaOH 濃度、NaCl 濃度を公定法等に準拠して測定した。

3 結果及び考察

3-1 ピッチ共存電解時のダイオキシン類生成

① PCDF の同族体濃度及び同族体組成

ピッチ共存条件別の電解過程における PCDF 濃度及び PCDF の同族体組成を図 3 に示した。PCDD は相対的に濃度が低かったため、以後 PCDF について取り上げて比較を行った。

標準条件 (Run1) では総 PCDF 濃度は 120,000~210,000pg/L であった。同族体組成については、電解開始 2 時間後には D₂CDFs の比率が最も高まった (41%) が、2 日経過後には T₃CDFs (34%) と T₄CDFs (32%) がそれぞれ最も高い割合を示した。市販の黒

表 2 定量した塩素化多環芳香族炭化水素

一塩素化 多環芳香族炭化水素 (M ₁ Cl-PAH)	9-chlorofluorene
	9-chlorophenanthrene
	2-chloroanthracene
	9-chloroanthracene
	3-chlorofluoranthene
	8-chlorofluoranthene
	1-chloropyrene
	6-chlorochrysene
	7-chlorobenz[a]anthracene
	3-chlorobenzanthrone
<hr/>	
二塩素化 多環芳香族炭化水素 (D ₂ Cl-PAH)	6-chlorobenzof[al]pyrene
	3,9-dichlorophenanthrene
	9,10-dichloroanthracene
	1,9-dichlorophenanthrene
	9,10-dichlorophenanthrene
	5,7-dichlorofluoranthene
	3,8-dichlorofluoranthene
3,4-dichlorofluoranthene	
三塩素化 多環芳香族炭化水素 (T ₃ Cl-PAH)	6,12-dichlorochrysene
	7,12-dichlorobenz[a]anthracene
	3,9,10-trichlorophenanthrene

表 1 実験条件及び電解時のモニター値

Run	陽極	陽極液	ピッチ	電流密度 (kA/m ²)	電解温度 (Ave.: °C)	pH	有効塩素 (ppm)**	電解時間 (h)
1	黒鉛			1.0	26.5	3.6-4.9	5,000	24
2	チタン	NaCl+Pitch	12.5mg/L	1.0	58.4	2.7-5.3	2,000	24
3	チタン			2.5	51.3	1.2-4.7	4,000	96
4	黒鉛	NaCl+Pitch*		1.0	25.5	1.1-3.8	3,000	48

*軟化点以上に加熱したトルエンに溶解させたピッチ

**陽極溶液槽内で測定した有効塩素濃度の最大値

鉛電極を使った電解においても電解時間の経過に伴う組成の高塩素化が見られており¹⁰⁾⁶⁾、ピッチの共存が同様な効果をもたらすことが確認された。

続いて電解温度を上昇させて運転を行ったケース (Run2) では、総 PCDF 濃度 (1 日) は 380,000pg/L と標準条件に比べてやや増加が見られた。この時、同族体組成の中では T₄CDFs が最も高い割合 (46%) を示し、P₅CDFs も比較的高い割合を示した。さらに、電解温度に加えて電流密度も高めて運転を行ったケース (Run3) でも、320,000~640,000pg/L の範囲で総 PCDF 濃度の増加と同族体組成の高塩素化が確認された。電解を始めて 4 日経過後には M₁CDFs~T₃CDFs の濃度が大幅に減少する一方で、H₆CDFs や H₇CDFs など比較的高塩素数の同族体に濃度の増加が見られた。

今回使用したピッチは軟化点が約 70℃ と低いため、これより高い温度下で行われる一般的な工業電解過程では溶解した状態で存在していると考えられる。こうした状況を想定した条件 (Run4) では、総 PCDF 濃度が 1,200,000~1,800,000pg/L と標準

条件と比べて著しい増加が見られ、一方で同族体組成は Run2 や Run3 に比較してそれほど高塩素化が進行していないことが確認された。これらの結果より、加温や電流密度の増加は PCDF の高塩素化に及ぼす影響が大きい一方で、PCDF 濃度の増加にはむしろピッチそのものの電解時における存在状態の与える影響が大きいと推測された。

Ying ら¹⁷⁾は中国において、クロルアルカリ工場 (食塩などを原料にして塩素と NaOH などのアルカリを製造する設備) の敷地で採取した黒鉛電極汚泥から、370,000pg/g を超える濃度の PCDD/Fs (4~8 塩素化 PCDD/Fs) を検出し、その同族体組成が H₆CDFs, H₇CDFs, P₅CDFs の順に偏って存在していたことを示している。また、スウェーデンにおいて行われた調査でも、650,000pg/g の PCDFs が黒鉛電極を使っていたクロルアルカリ工場の土壌から検出され、同族体の中では P₅CDFs, T₄CDFs, H₆CDFs の順に高い濃度レベルにあったとしている⁹⁾。これらの報告は、本研究の中では高温かつ高電流の下で行ったケースの結果に近く、過去に行われていた工業電解がこれらに匹敵する

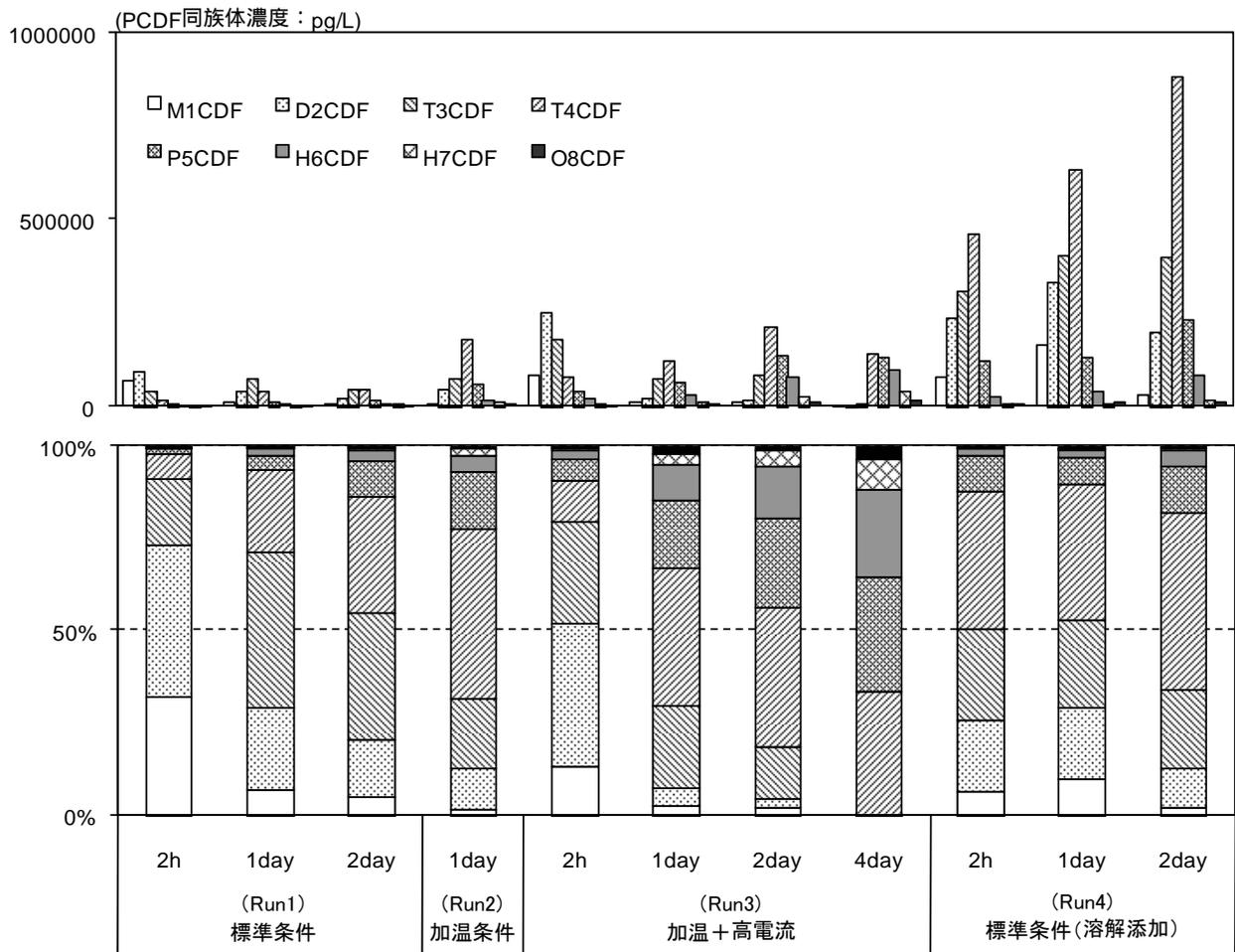


図3 ピッチ共存時の食塩電解過程における PCDF 濃度及び同族体組成

過酷な条件下で行われていたことを推測させる。Weber ら¹⁸⁾は、18世紀から20世紀においてヨーロッパで広く行われていた化学工業プロセスに由来する汚染事例の報告の中で、一部のプロセスが加熱や触媒反応を伴っていたケースについて触れており、同様な事例はブラジルで行われた調査結果からも報告されている¹⁹⁾。

②PCDFの異性体組成

図4にピッチ共存時の食塩電解過程におけるPCDD/Fの異性体組成を示した。PCDDについては1~8塩素化同族体の合計濃度を比率で示している。

PCDF同族体の高塩素化の進行と同様に、電解時間の経過に伴って顕著に生成される異性体が存在し、またそれらが徐々に高塩素化していく特徴が確認された。Run1の2時間経過後では主に低塩素化物として2-M₁CDFと2,8/3,6-D₂CDFが特徴的に見ら

れ、1日経過後には3,6/2,8-D₂CDFと2,3,4/2,3,8-T₃CDF及び1,2,8-T₃CDFが顕著に高い比率を示した。Run2~Run4の結果から、同様な傾向は電解の進行に伴ってさらに高塩素化物側にシフトする傾向が見られ、反応の進行によって6~8塩素化物の2,3,7,8位置換体異性体の生成までが確認された。前報及び今回の結果から食塩電解過程における異性体の組成に関する情報を以下にまとめた。

- M₁CDF : 2->>3->1-≧4 (2-M₁CDFはM₁CDFsの36~80%)
- D₂CDF : 3,6/2,8->>2,7-, 2,3-, 1,2/2,4->その他 (3,6/2,8-D₂CDFがD₂CDFsの42~74%)
- T₃CDF : 2,3,4/2,3,8->>1,2,8->>1,2,4/1,4,7-> その他 (2,3,4/2,3,8-T₃CDFがT₃CDFsの25~57%)
- T₄CDF : 2,3,7,8-≧1,2,7,8->> その他
- (2,3,7,8-体/1,2,7,8-体の濃度比=1~2、2,3,7,8-T₄CDFが

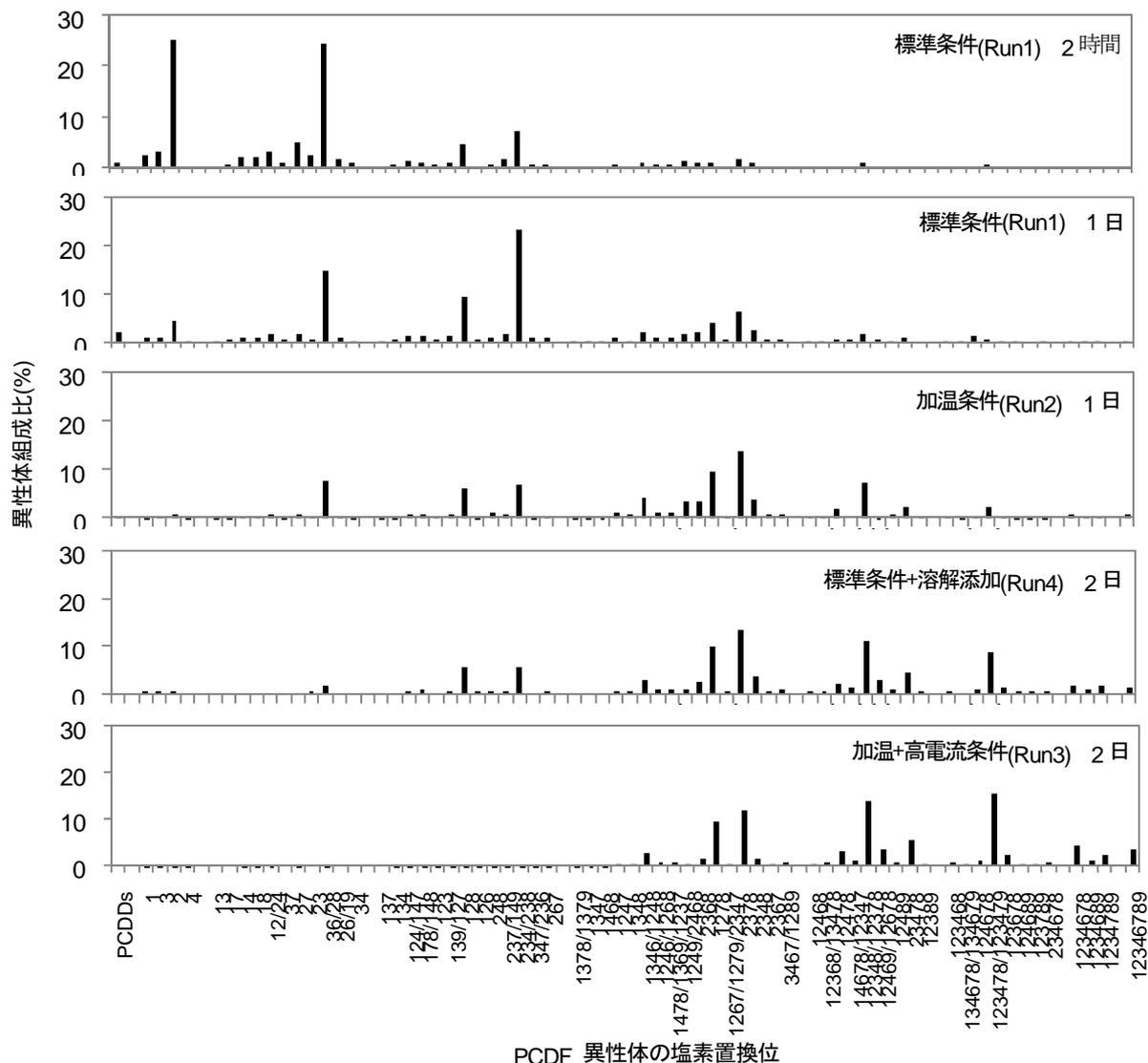


図4 ピッチ共存時の食塩電解過程におけるPCDD/F異性体組成

T₄CDFs の 20~37%)

・P₅CDF : 1,2,3,4,8/1,2,3,7,8>>2,3,4,7,8, 1,4,6,7,8/1,2,3,4,7, 1,2,4,7,8
その他

(1,2,3,4,8/1,2,3,7,8-体/2,3,4,7,8-体の濃度比=2~4)

(1,2,3,4,8/1,2,3,7,8-P₅CDF が P₅CDFs の 31~50%)

・H₆CDF : 1,2,3,4,7,8/1,2,3,4,7,9>>1,2,3,6,7,8>>その他

(1,2,3,4,7,8/1,2,3,4,7,9-H₆CDF が H₆CDFs の 30~62%)

食塩電解過程において見られるダイオキシン類の特徴として、PCDDの異性体がほとんど含まれないことが挙げられる。これは紙パルプの漂白過程において見られる特徴²³⁾とは明らかに異なる点であり、前駆物質として非塩素化のダイオキシン濃度が低いことが一因として挙げられる。一方でPCDFの中で顕著に見られる異性体が存在し、同じ同族体に属する幾つかの異性体どうしの濃度比は電解条件にかかわらず安定した傾向を示していた。

③ピッチ添加量と生成PCDFs量

ピッチ (黒鉛電極) 単位量あたりのPCDFs生成量を図5に示した。PCDFsの総濃度とピッチ添加量の関係については、1gのピッチから10,000~100,000ngのPCDFsが生成されることがわかる。劣化防止材として黒鉛電極に使用されていたハードコールタール中には、約1%のジベンゾフランが含まれることが報告されている²⁰⁾。本調査で生成された上記のPCDFs濃度から計算されるピッチ中のジベンゾフラン濃度は0.1~1.2%であり、上記の報告に近い濃度レベルであった。

市販されている黒鉛電極による食塩電解過程から生成されるPCDFs濃度は10,000pg/g程度であったが、この濃度はクロルアルカリ過程によって汚染された土壌から検出されるレベルに比べて非常に低い濃度であった。この原因として、汚染が起こった当時との黒鉛電極の製造過程の違いが挙げられ、現在では数千度に達する高温焼成技術の導入によって、電極中に含まれるPCDFsの前駆物質濃度の低減化が図られたことが一因と考えられた。

3-2 Cl-PAHとダイオキシン類

①ピッチ共存時の電解過程

図6に二つの条件で電解を行った時の電解試料中から検出されたCl-PAHとダイオキシン類の濃度及び組成を示した。

標準条件(Run1)では、ダイオキシン類濃度が130~220ng/Lに対し、Cl-PAH濃度が2,800~76,000ng/Lであり、ダイオキシン類の割合は最大でも両者の合計濃度の8%程度であった。併せて、電解時間の経過に伴うCl-PAHの異性体の緩やかな高塩素化も

確認された。一方、加温+高電流条件(Run3)では、ダイオキシン類濃度が320~640ng/Lに対し、Cl-PAH濃度が83~30,000ng/Lとなり、特に1~2日後にはCl-PAHの濃度が顕著に減少する傾向が見られた。この結果、ダイオキシン類の合計濃度に対する比率は2日後には87%を占めた。標準条件の結果とダイオキシ

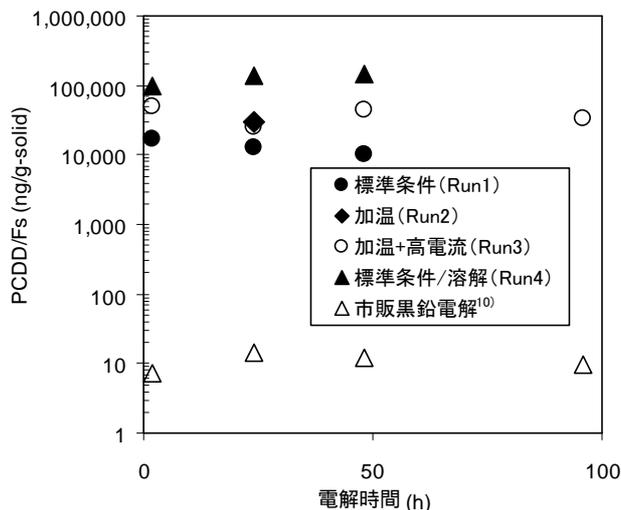


図5 ピッチ(黒鉛電極)単位量あたりのPCDFs生成量

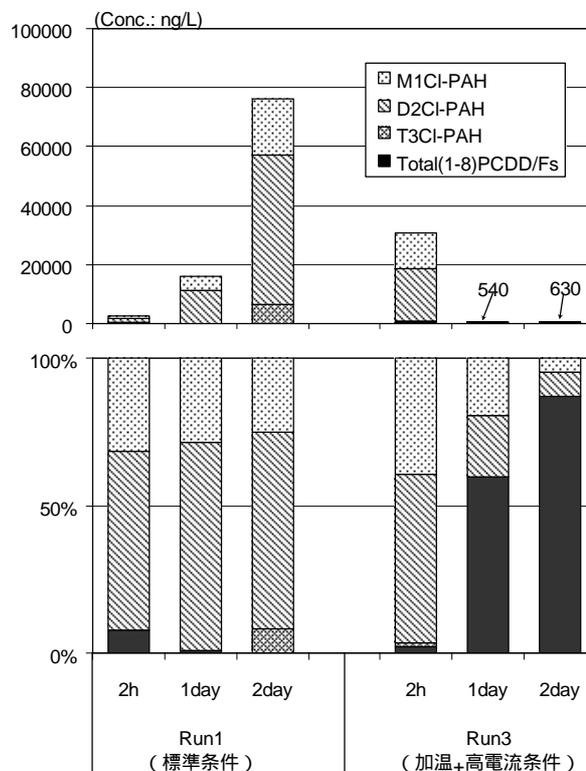


図6 ピッチ共存時の食塩電解過程において生成されるダイオキシン類及びCl-PAHの濃度と組成

ン類で確認されたこれまでの傾向から、CI-PAH はさらに高塩素化された未知成分等へ速やかに変化したと考えられた。

②ダイオキシン類汚染土壌の状況

表2に都内で発見された塩素反応パターンを持つ汚染土壌及び汚染底質中におけるダイオキシン類と CI-PAH の濃度を示した。また、両者の組成比を図7に併せて示した。

汚染土壌及び汚染底質中から検出されたダイオキシン類濃度は、126~250,000ng/g (2,900~2,000,000pg-TEQ/g) と、いずれも非常に高濃度であった。一方で汚染土壌及び汚染底質中には、ダイオキシン類に近い濃度レベルの CI-PAH が含まれていることも確認された。中でも食塩電解過程を稼働させていた化学工場跡地から採取された土壌Dは、今回測定した1~3塩素化物のCI-PAH だけで1,100,000ng/g が含まれていたことから、今回定量していない高塩素化物の異性体やその他の未知成分を含めると、さらに高濃度の有機塩素成分が含まれていると考えられる。

Ohuraら²¹⁾はCI-PAHの中にダイオキシン類と同様な毒性を有する化合物が存在することを指摘しており、土壌汚染等の正確なリスクを判断する上で、こうした成分の影響を今後考慮していく必要もあろう。

個別の異性体については、同一サイトから採取された土壌A、と土壌Bにおいて比較的高濃度で検出された異性体(9-chlorophenanthrene, 6-chlorobenzo[a]pyrene等)は、土壌C(燃焼系化学工場)や土壌Dで多く見られる異性体(3-chlorofluoranthene, 3,9-dichlorophenanthrene等)とはやや傾向が異なっており、異なる発生源に由来していることが示唆されるが、各異性体と発生源との関連についての詳細は今後の検討課題と考えられる。

ダイオキシン類とCI-PAHの割合については、食塩電解由来と考えられる土壌Dと土壌EでややCI-PAHの割合が高くなっており、この原因としては上述のとおり黒鉛電極由来のピッチ中に含まれるPAHの塩素化が一因として挙げられる。

高菅ら²²⁾は、ガスクロマトグラフ-飛行時間型質量分析計(GC-HRTOF MS)を用いた未知物質の検索を行い、食塩電解工場跡地の土壌からNaphthalene、Phenanthrene、Fluoranthene、Pyrene等のPAHとそれらPAHのメチル化体や塩素化体を多数検出している。汚染土壌中ではCI-PAHの中に占めるPCDFの割合は低く、2~4塩素化のNaphthaleneや1~4塩素化のFluoranthene、Pyrene、1~3塩素化のPhenanthreneやAnthraceneなどが主な成分であったことを指摘しており、PAHへの塩素化反応が生じていたことが示唆される。また、土壌Cの原因と考えられる工業プロセスから排出された残留物中のPAHとダイオキシン類の濃度比は、土壌Cにおける比率と近いことが報告されている²³⁾。

表2 ダイオキシン類汚染土壌及び底質中のCI-PAH濃度

	(ng/g, dry)					
	汚染土壌		底質			
	土壌A	土壌B	土壌C	土壌D	土壌E	底質F
M₁CI-PAH						
9-chlorofluorene	N.D.*	N.D.	N.D.	1489	N.D.	N.D.
9-chlorophenanthrene	1041	31	658	67205	563	8
2-chloroanthracene	246	N.D.	181	2215	N.D.	N.D.
9-chloroanthracene	112	N.D.	82	1007	N.D.	N.D.
3-chlorofluoranthene	326	N.D.	2636	86177	356	N.D.
8-chlorofluoranthene	324	11	1981	77374	285	10
1-chloropyrene	257	7	1326	87229	396	12
6-chlorochrysenes	186	5	961	63241	287	8
7-chlorobenz[a]anthracene	420	31	735	38440	354	6
3-chlorobenzanthrone	67	N.D.	407	6282	N.D.	N.D.
6-chlorobenzo[a]pyrene	2108	67	2241	34254	2475	7
D₂CI-PAH						
3,9-dichlorophenanthrene	635	N.D.	6942	209948	2396	N.D.
9,10-dichloroanthracene	326	N.D.	72	81884	818	N.D.
1,9-dichlorophenanthrene	278	60	1762	46808	835	N.D.
9,10-dichlorophenanthrene	1209	N.D.	1809	46510	N.D.	N.D.
5,7-dichlorofluoranthene	163	N.D.	1035	21350	517	N.D.
3,8-dichlorofluoranthene	573	15	1325	11926	485	N.D.
3,4-dichlorofluoranthene	54	34	1087	N.D.	218	25
6,12-dichlorochrysenes	200	7	1023	57418	801	1
7,12-dichlorobenz[a]anthracene	392	22	335	90508	785	3
T₃CI-PAH						
3,9,10-trichlorophenanthrene	2315	91	3953	20988	3575	N.D.
Total CI-PAH (21種計)	11232	380	30553	1052251	15145	80
Total (1-8)PCDD/Fs	7492	150	50771	249747	4532	126

*N.D., not detected.

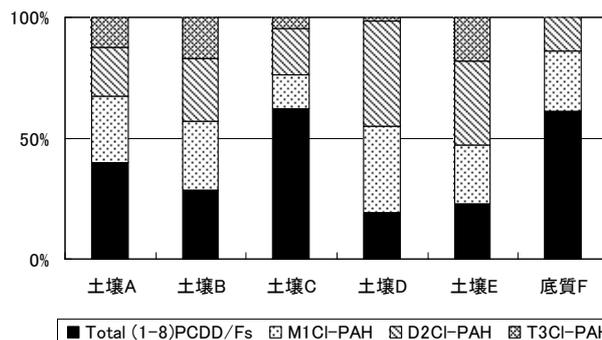


図7 汚染土壌及び底質のCI-PAHとダイオキシン類組成

4 まとめ

土壌及び底質におけるダイオキシン汚染原因の一つとして過去の食塩電解過程との関連について検討した。

市販の黒鉛電極を使った食塩電解によって特徴的なパターン(塩素反応パターン)を持つダイオキシン類の生成が見られ、ピッチ共存下の食塩電解が同様な汚染を引き起こす要因になることが確認された。また、電解過程ではダイオキシン類に加えて塩素化多環芳香族炭化水素(CI-PAH)が高濃度で生成され、反応条件に応じて特徴的な組成を示すことも確認された。ダイオキシン類によって汚染された土壌中からも、ダイオキシン類に匹敵する濃度レベルのCI-PAHが検出され、分析した汚染試料の多くがPAHとの関連を疑わせるものと考えられた。このことから、工業過程等によってはダイオキシン類に加えてCI-PAHなど特有の共存成分が含まれる場合があり、これらを包括的に把

握することで汚染原因の究明につなげていくことが可能と考えられる。

東京都内では、過去の人間活動に由来する高濃度のダイオキシン汚染が数多く見つかっており、同様な事例は欧米をはじめとした先進国からも多く報告されている²⁴⁾。国内では大規模な土地改変が行われる都心部において汚染が発覚するケースが多いが、こうした汚染は特定の場所に限定されるものではなく、他の地域においても土地利用の展開に伴って判明することが想定される。このため、今後は同様な汚染が発覚した際の速やかな汚染原因並びに汚染者の究明を行うために、汚染に関与する工業過程の解明、都内の汚染土壌が持つ様々な特徴との関連について、あらゆる観点から研究していく必要があると考えられる。

参考文献

- 1) URL : <http://www.kankyo.metro.tokyo.jp/>
- 2) Dlmmel D., Riggs K., Pitts G., White J., Lucas S., Environ. Sci. Technol. **1993**, 27, 2553-2558
- 3) LaFleur L., Brunck B., McDonough T., Ramage K., Gillespie W. and Malcolm E., Chemosphere **1990**, 20, 1731-1738
- 4) Strandell M., Lexén K., Wit C., Järnberg U., Jansson B., Kjeller L., Kulp S., Ljung K., Söderström G and Rappe C., Organohalogen Compounds **1994**, 20, 363-366
- 5) Lexén K., Wit C., Jansson B., Kjeller L., Kulp S., Ljung K., Söderström G and Rappe C., Organohalogen Compounds **1994**, 20, 363-366
- 6) Rappe C., Kjeller L., Kulp S., Chemosphere **1991**, 23, 1629-1636, 1991
- 7) 山本央, 阿部圭恵, 佐々木啓行, 佐々木裕子: 環境化学討論会講演要旨集 **2005**, 384-385
- 8) 山本央, 阿部圭恵, 佐々木裕子, 柏木宣久, 橋本俊次: 環境化学討論会講演要旨集 **2006**, 296-297
- 9) Yamamoto T., Abe T., Higashino K., Sasaki Y., Organohalogen Compounds **2007**, 69, 2407-2410
- 1 0) 山本央, 東野和雄, 橋本俊次, 柏木宣久, 嶽盛公昭, 高菅卓三, 佐々木裕子: 東京都環境科学研究所年報 **2008**, 30-37
- 1 1) Bavel B., Thelin R., Lundstedt S., Öberg L., Tysklind M. and Rappe C., Organohalogen Compounds **1998**, 36, 113-116
- 1 2) Kannan K., Watanabe I. and Giesy P., Toxicological and Environmental Chemistry **1997**, Vol.67, 135-146
- 1 3) 嶽盛公昭, 高菅卓三, 山本央, 佐々木裕子: 環境化学討論会講演要旨集 **2007**, 374-375
- 1 4) 嶽盛公昭, 松神秀徳, 高菅卓三, 山本央, 東野和雄, 佐々木裕子: 環境化学討論会講演要旨集 **2008**, 368-369
- 1 5) Nakano T., Weber R., Organohalogen Compounds **2000**, 46, 558-561
- 1 6) 山本央, 東野和雄, 橋本俊次, 柏木宣久, 嶽盛公昭, 高菅卓三, 佐々木裕子: 環境化学討論会講演要旨集 **2008**, 32-33
- 1 7) Ying X., Quinghua Z., Wenzhong W., Wen L., Chinese Science Bulletin **2000**, Vol.45, 1471-1476
- 1 8) Weber R., Balzer W., Gaus M., Gaus C., Urban U., Organohalogen Compounds **2008**, 70, 809-812
- 1 9) Torres J-P-M., Leite C., Krauss T. Weber R., Organohalogen Compounds **2008**, 70, 793-796
- 2 0) Weber R., BDSWS 学会発表資料, **2008**
- 2 1) Ohura T., Chem. Res. Toxicol. **2007**, 20, 1237-1241
- 2 2) 高菅卓三, 嶽盛公昭, 山本央, 東野和雄, 佐々木裕子: 第 19 回廃棄物学会研究発表会 **2008**, 講演論文集 II, 878-880
- 2 3) Theisen J., Maulshagen A., Fuchs J., Chemosphere **1993**, 26, 881-896
- 2 4) Weber R. et al., Environ Sci Pollut Res. **2008**, 15, 363-393