

第4回 土壌・地下水汚染シンポジウム

—— 現地観測例を中心に ——

Proceedings of 4th Symposium on Behavior and
Characteristics of Hazardous Compounds in
Soil and Ground Water Environments

期日 昭和63年12月16日

会場 国立公害研究所

特別研究「土壌及び地下水圏における有害化学物質の挙動に関する研究」シンポジウム報告

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立公害研究所

目 次

I. 汚染事例と対策 I	
1. 足尾煙害地と生息する植物体中の有害金属含量について	1
名取俊樹	国立公害研究所 生物環境部
2. 中国における土壌汚染と土壌環境保全研究の進展	5
楊 居栄	北京師範大学
3. 秋田県における重金属汚染の現状と対策	21
尾川文朗	秋田県農業試験場
4. 討 論	33
II. 地下水汚染調査	
1. 北九州における有機塩素化合物汚染防止のための調査指導の現状	37
櫃本礼二	北九州市下水道局
2. 土壌ガスを指標とした地下水汚染調査	49
平田健正・村岡浩爾・向井 哲	国立公害研究所 水質土壌環境部
3. 討 論	55
III. 汚染事例と対策 II	
1. 新潟県における低沸点有機塩素化合物による地下水汚染	59
川田邦明・尾崎邦雄・白井文雄	新潟県衛生公害研究所
2. 兵庫県における地下水汚染防止対策の数例について	67
小林悦夫	兵庫県保健環境部
3. 討 論	69
IV. 総合討論	71
司会：中杉修身	国立公害研究所 総合解析部

序

昭和60年度から5年計画で実施している特別研究「土壌及び地下水圏における有害化学物質の挙動に関する研究」では、進行中のカレントな研究を紹介すると同時に専門的な討議をするため、毎年一回シンポジウムを開催している。本書はその第4回として昨年12月16日に開いたシンポジウムの研究トピックスと、その討論内容をまとめたものである。今回は現地汚染事例と汚染対策を中心に、話題提供をいただいた。

重金属関連の土壌汚染については、足尾煙害地と秋田県の事例報告があり、また知る機会の少ない中国の現状についても貴重な研究発表があった。トリクロロエチレン等有機塩素化合物による地下水汚染問題については、北九州、新潟県及び兵庫県の現状と汚染対策が紹介された。

これらの現地観測資料は何にもまして雄弁であり、そこから多くのものを学ぶことができる。本報告の内容が現在進行中である各研究者の活性剤となり、より研究が推進されれば幸いである。貴重な話題提供をいただいた講師の先生方と討論に参加いただいた約70名の外部研究者の方々に、厚く御礼申し上げる次第である。

平成元年3月
水質土壌環境部
村岡浩爾

I . 汚染事例と対策 I

1. 足尾煙害地に生息する植物体中の有害金属含量について	1
名取俊樹	
2. 中国における土壌汚染と土壌環境保全研究の進展	5
楊 居栄	
3. 秋田県における重金属汚染の現状と対策	21
尾川文朗	
4. 討 論	33

I-1. 足尾煙害地に生育する植物体内の有害金属含量について

名取俊樹 (国立公害研究所 生物環境部)

かつて銅精練が大規模に行われていた場所、例えば、別子、小坂、足尾等では精練所からの廃棄物に含まれていた有害物質による公害問題は古くから知られており、種々の対策が長年に渡り講じられてその成果も上がっておりますが、現地観察や文献¹⁾によりますと今だ、精練所の北には植物が生育していない無植被地や精練所の煙害地を特徴付けるイタドリ、ススキ群落が広く見られます。特に無植被地では大雨の際など、土壌が下流に流出しております。このような場所の有害金属汚染の状況を把握することは必要と考えられますし、さらにこのような場所に植物を生育させることができれば意義のあることと思れます。

今までに得られている知見より、煙害地において植物の生育を阻害し得る土壌要因を記しますと、1) 土壌中のCu, Cd, Zn濃度の上昇 2) SO₂の放出による土壌pHの低下に伴う、Al, Mnの可溶化および土壌中の栄養塩類濃度の減少等が考えられます。今までにも煙害地における植物の生育を阻害し得る土壌要因についての報告²⁾はなされておりますが、栄養塩類をも含めて上記要因について同時に検討された報告が見当たりませんでしたので報告いたします。

本講演では足尾煙害地およびその周辺に生育するイタドリ、ヨモギ(煙害地ではイタドリと生育場所が異なり工事用道路脇に生育)の植物葉中の元素濃度を測定しました。なお足尾煙害地の無植被地の土壌を用いて、イタドリ、ヨモギの生育実験を行いました結果、ヨモギはイタドリと異なり生育出来ないことを確認しております。両種が急速に生育する6月に図1に示しました場所(煙害地として松木沢と久蔵沢周辺、非煙害地として煙害地以外の場所)より、植物葉を採取し、水道水及び蒸留水で洗浄、乾燥、粉碎後、硝酸+過塩素酸で湿式分解し、ICPにより濃度測定を行いました。その結果を表1に示します。

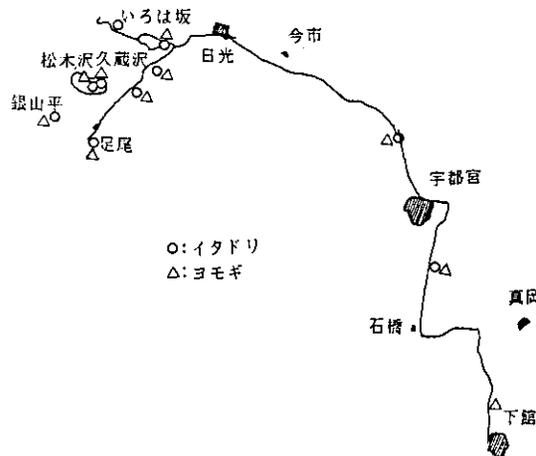


図1

表1 イタドリとヨモギの平均葉中元素濃度の煙害地と非煙害地の比較

		Ca	Mg	K	P	Zn	Al	Cu	Mn
		%	%	%	%	ppm	ppm	ppm	ppm
イタドリ									
煙害地	(10)	0.742	0.354	2.14	0.371	111	264	30.7	415
非煙害地	(19)	0.752	0.323	2.13	0.421	61.8	86.5	13.7	116
比		0.987	1.10	1.00	0.881	1.80	3.05	2.24	3.58
ヨモギ									
煙害地	(13)	1.11	0.213	4.65	0.303	101	181	46.5	194
非煙害地	(19)	1.12	0.270	4.06	0.377	92.1	67.8	30.9	97.4
比		0.991	0.789	1.15	0.804	1.10	2.67	1.50	1.99

()内の数字はサンプル数を表す。

両種とも栄養塩類である葉中のCa, Mg, K, Pの濃度は煙害地と非煙害地の顕著な差は認められませんでした。Zn, Al, Cu, Mnでは煙害地で数倍高い値を示しました。また、両種の生育場所に顕著な傾向が認められました煙害地の結果については両種間の比較できませんが、生育場所に明確な傾向が認められませんでした非煙害地では、ヨモギでCuの濃度が高いことが認められました。

植物の各器官により有害金属元素の蓄積の程度が異なることが知られておりますので、煙害地に生育しているイタドリ、ヨモギの地下部と葉を8月に採取し、前記と同様な方法で有害金属濃度を測定しました。両種の葉と地下部の濃度の比を表2に示しました。両種ともAlでは地下部の濃度が高く、Mnでは葉の濃度が高いことが認められました。一方、Cuについてはイタドリでは地下部と葉の濃度はおおよそ同程度であったが、ヨモギでは地下部より葉の濃度が高いことが認められました。

表2 Leaf conc./Root conc.

	Al	Mn	Cu
イタドリ			
Max.	0.949	10.9	1.59
Mean	0.653	8.96	1.10
Min.	0.262	5.33	0.818
ヨモギ			
Max.	0.602	5.70	3.70
Mean	0.329	3.92	1.95
Min.	0.076	2.29	0.884

Max. : 最大値 Min : 最小値

Macnicolら(1985)の報告によりますと作物の生育を阻害し始めるZn, Al, Cu, Mnの葉中濃度について, Znでは200-300ppm, Alでは100ppm付近, Cuでは20ppm付近, Mnでは500ppm付近の濃度を報告している文献数が多数ありました。以上の結果, 煙害地で植物の生育を阻害しうる主要因としてCu, Al, Mnを推定致しました。

次に煙害地に生育しているイタドリ, ヨモギの生育が煙害地で測定され得るそれぞれのCu, Al, Mn濃度で阻害されるかどうかを水耕栽培実験により現在確かめております。

今回はイタドリの生育に対するAl処理実験の結果を報告致します。煙害地より採取したイタドリの種子から発芽させた幼植物を1/5の濃度に薄めたHoagland No.2の培養液により水耕栽培し, 全乾重で約400mgに達した時に5ppmAl処理を(硫酸アルミニウムを使用)5日間行いました。一方, 硫酸ナトリウムを用いて硫酸濃度をAl処理区と同じ濃度に調整し対照区と致しました。その際, 両処理区とも処理液のpHは足尾煙害地の土壌pHとほぼ同じ4.04に調整致しました。その結果, 対照区に比較してAl処理区において全乾重および根の割合が減少し, その際, Al処理に特有な根の形態変化も認められました。以上の結果, 煙害地で植物の生育を阻害しうる要因として推定したAlのみでもイタドリの生育を阻害する可能性が示唆されました。

参考文献

- 1) 広井敏男(1974)わが国における銅山植生の植物社会学的研究, 東京経済大学人文自然科学論集, 38:169-218.
- 2) 例えば, 薄井 宏・在原登志男・嶋田良治(1975)足尾煙害地における土壌汚染と特殊群落

について, 宇都宮大学農学部“学術報告”9:25-35.

- 3) Macnicol, R. D. & Beckett, P. H. T. (1985) Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. *Plant and Soil* 85:107-129.

I-2. 中国における土壤汚染と土壤環境保全研究の進展

楊 居榮 (北京師範大学環境科学研究所)

中国の国土の面積は960万平方キロメートルで、日本の26倍もあるが、農耕地の面積には限度がある。全国の耕地面積は約1億ヘクタール (ha) だけで、これは人口1人当たり0.1haに相当する。それは日本の2倍ではある (表1) が、単位面積当りの収量と食料の自給率、さらには人口の大多数 (8億人) が農民であることを考慮すればかなり厳しい情勢にある。また国土の開発と経済の発展につれて土壤環境の悪化も問題になってきた。重金属や有機化合物による汚染、水土流失、沙漠化などである。これらの背景から中国は環境の保全、特に農村環境の保護を重視しており、さらに更新可能な資源としての土壤の保護と利用にも留意しており、全国的な土壤汚染の調査と各種の研究結果をもとに、ここ数年来、土壤保全に係る法規と政策が制定され、環境保全の組織も整備されてきた。

表1 中日の耕地面積比較

耕地面積	中国 (1984)	日本 (1983)
全 体	9940万ha	512万ha
1人当り	0.1ha	0.05ha

1. 土壤汚染と保全対策

1.1 土壤汚染の現状

1.1.1 土壤中元素の背景値

中国は広大なだけに自然条件が複雑であり、土壤の種類も多い。約46土類、140亜類もある土壤それぞれの母材と生成過程が違うので、背景値も大きく異なる。'70年代以来、中国では土壤～植物系の背景値調査が続けられている。一部の地区の結果を表2に示す。これらの値を日本環境庁 (1984) のものと比べると、中国の自然賦存量も日本と大差がないことがわかる。

1.1.2 土壤汚染の発生と汚染原因

中国では日本と異なり、重大な公害事件はあまり発生していない。しかし、1960年代末期から'70年代初期にかけて、汚染灌漑などによる土壤～植物系の汚染が発見された。最初に土壤汚染の調査が行なわれたのは官庁水庫 (ダム) の流域である。ここでは1971年に魚が死んだため、当初は汚染が疑われた。そこで水質の調査と流域の土壤汚染の調査を行なった。

表2 各地区の土壤中重金属の背景値（平均値；mg/kg）（1979～1985）

地 区	Cd	Zn	Cu	Pb	Cr	Hg	As	F
上海市	0.180	85.5	27.3	23.0	65.9	—	9.4	54.0
松遼平原	0.107	54.9	20.6	17.5	49.9	0.032	9.6	—
北京地区	0.101	59.5	20.7	17.4	57.3	0.382	8.2	—
長江三峡区	—	78.3	13.8*	20.5	—	—	9.1	—
三門峡地区	—	59.1	20.7	—	23.8	—	—	—
南京市	0.190	76.8	32.2	24.8	59.0	—	0.1	10.6
重慶市	—	79.5	22.0	22.2	—	—	6.8	—
日本（1984）*	0.336	55.9	24.8	17.6	26.6	—	7.0	—

*幾何平均値

長期間にわたり汚水を灌漑している農地の調査も引続いて行なわれ、各所で汚染が発見された。例えば沈陽市張土汚水灌区、北京東南郊汚水灌区及び各地の金属鉱区などである。さらに、汚染水の灌漑によって植物に急性障害が出現した地域も一部に認められた。北京と太湖流域ではトリクロロアセトアルデヒドが小麦に急性障害をもたらした。農業環境保護に関わる機関はこれらの事態に注目し、1976年から全国の主要な汚水灌区で調査が行なわれるようになった。調査の結果、土壤汚染の原因は次の5つに分類できた：①不適当な汚水灌漑；②下水汚泥の農業施用；③工業固体廃棄物の堆積；④大気降塵；⑤化学肥料、農薬、除草剤の施用。

これらの中で、不適当な汚水灌漑による土壤汚染は特に重大である。中国では、汚水中の窒素、リン、カリウムなどを有効利用するために、古くから汚水を農地に灌漑してきたが、'60年代末期に工業廃水が流入するようになってから水質は悪化し、土壤と作物が汚染され始めた。

1.1.3 中国の土壤汚染の特徴

中国の土壤汚染には次の特徴がある。

①汚染地域のうち、畑と水田は鉱山と工業地帯の近くに集中している。汚水灌漑と精練所の降塵の影響を受けているためである。それゆえ農耕地の中でも畑と水田の保全が特に重要な課題である。

②汚染源と汚染経路は複雑で、汚染物質の性状、数量及び種類も多い。工業と農業の発展に伴って、この特徴は先鋭化する。

③国土が広いので自然条件も土壤の物理・化学的性質も多様である。従って汚染物質に対する

土壌の容量も地域によって大きく異なる。中国では地域ごとに汚染調査と対策の研究をする必要がある。

④最近、中国では地方自治体が中小の工場を経営することが多くなった。汚染源が分散するので統一的政策を立て難くなっている。

⑤対策費用には限度があるので、すべての汚染土壌に十分な対策を行なうことができない。

1.1.4 土壌汚染の現状評価

1976～1981年に全国の主要汚水灌区で調査を行なった。全部で28地区、37汚水灌漑単位である。東北地方の3都市、華北地方の10都市、西北地方の3都市、南方地方の6都市、西南地方の2都市、浙江省と貴州省、江西省の大余県などが含まれる(図1)。調査の総面積は379,918haであり、これは全国の汚水灌漑面積、約140万ha(1984年の統計による)の27%に相当する。

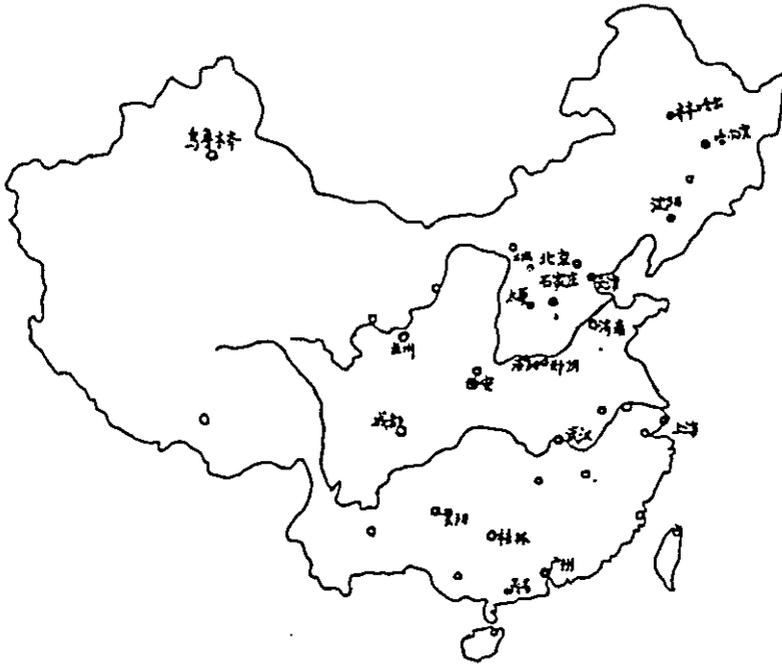


図1 調査地点

調査の結果、汚水利用の状況は次の三類型に区分された。

- | ・ [類 型] | 面積比 |
|--------------------|---------|
| ①都市汚水灌漑型 | : 79.2% |
| ②石油及び化学工業
廃水灌漑型 | : 3.5% |

③工鉉業廃水灌溉型：17.3%

これら3種類の土壤汚染を汚染指数法で評価した。土壤蓄積開始値と穀物・野菜中蓄積開始値を評価基準として用いた。汚染は次の手順で評価した。

- I. 土壤(S)及び作物・野菜(V)中の汚染物質iの各地区の背景値と標準偏差(σ_{si} , σ_{vi})を求める
- II. 背景値+2 σ を蓄積開始値(土壤 S_i , 作物 V_i)とし、第1の基準にする。
- III. 食品衛生基準値(F_i)を第2の基準とする。
- IV. 土壤、作物中の濃度(s_i , v_i)をII, IIIと比較する。

汚染度は4階級に分けた。

0級(未汚染)

$$s_i < S_i$$

1級(土壤汚染が認められる)

$$s_i \geq S_i \text{ かつ } v_i < V_i$$

2級(土壤汚染が顕著あるいは農産品中に汚染物質の蓄積が始まる)

3級(重度土壤汚染。農産品中の汚染物質含量が食品衛生基準を超過する、もしくは農作物の生育抑制が著しい)

$$v_i \geq F_i$$

評価の結果から3種類の汚水を比べると工鉉業廃水による汚染が最も重大で、家庭廃水と工業廃水が混合した都市汚染による汚染は軽度であった。このうち重度汚染面積は32,074haで調査面積の8.4%、軽度汚染の面積は36,679haで9.7%を占める(表3)。一部の地域では工鉉業廃水が流入するので重金属による汚染が顕著である。例えば江西省大余県における農耕地汚染面積は総耕地の53.02%に達していた。

表3 汚染面積

中 国 (1976~1981)			日 本 (1970推定値; *1987)		
汚染度	面積 (ha)	比率 (%)		面積 (ha)	比率 (%)
1 級	177,389	46.7	重金属	37,420	0.7
2 級	36,679	9.7	汚染物質	130,000	2.5
3 級	32,074	8.4	対策地域*	7,030	0.1
全 体	379,920		全 体	5120,000	

1.2 土壤重金属汚染の調査事例

1.2.1 沈陽市張士灌区のカドミウム汚染

張士灌区の総面積は3066.7haである。この地区では沈陽精練所の廃水が衛明水路に混入したため、これを灌漑していた土壤と農作物が汚染された。ここの汚染は中国で最も早く発見され、面積も最大でかつ汚染程度も重かった。

1975年から調査が始り、現在も続いている。1975年の調査によれば、汚水のCd濃度は30~143 μ g/l、重度汚染の面積は330haである(表4)。また玄米中のCd濃度を基準に張士灌区と神通川流域の汚染とを較べた結果を表5に示す。なお玄米中Cd濃度が0.4ppm以上、0.399~0.198ppm、0.197~0.123ppmの場合をそれぞれ重、中、軽汚染と呼ぶ。

汚染区域では家畜や人にも重金属が蓄積していた。豚肉のCdは対照より7.4倍も高くなっていた(表6)。また、汚染地域に生活する人の血液、尿や毛髪のカドミウム濃度も対照地区住民の値よりはるかに高かった(表7)。このような状況を憂慮した地方政府は、カドミウム汚染の対策を始めた。対策により汚染軽減効果がかなり認められた。

表4 沈陽市張士汚水灌区におけるCd汚染(1975年)

汚染程度	汚染面積 (ha)	土壤Cd (mg/kg)	玄米Cd (mg/kg)
重汚染	330	5~7	1~2
中汚染	1130	3~5	0.2~0.4
軽汚染	1260	1~2	0.1

表5 沈陽市張士污水灌区と神通川流域とのCd汚染米出現割合の比較

玄米Cd (mg/kg)	神通川流域 (1971-1976の平均;%)	張士灌区 (1982年;%)		
		重汚染区	軽汚染区	全体
<0.4	61.8	18.18	89.36	40.9
0.4-0.99	29.2	15.92	9.09	13.63
0.1-1.99	7.7	22.70	4.54	16.66
>2.0	1.2	43.18	0	28.78

表6 ブタ臓器中のCd濃度 (mg/kg) (1980年)

臓器	対照区		汚染区	
	範囲値	平均値	範囲値	平均値
肉	0.0098-0.0957	0.0377	0.0781-0.8971	0.3200
肝臓	0.0628-0.3914	0.1744	0.3990-4.1982	1.6178
腎髄質	0.1882-1.3026	0.8457	0.3292-23.0578	6.1829
腎皮質	1.3076-4.4582	2.3412	2.0062-50.0919	17.8714

表7 張士灌区における人体の血、尿のCd濃度 ($\mu\text{g/l}$) (1982年)

群	血液		尿	
	幾何平均	標準偏差	幾何平均	標準偏差
張士群	1.06	0.21	13.26	0.37
対照群	0.42	0.35	2.13	0.17

1.2.2 貴州万山水銀鉱区の水銀汚染

万山水銀鉱山は600年以上の採掘歴がある。ここ50年来、大規模に採掘が行なわれ、廃鉱石と鉱滓が山腹に沿って多量に堆積された。また鉱山に近接する精練所の煙突から出る廃煙には水銀が含まれていた。そのため周辺の土壌と植物は水銀により汚染された。

この地区の土壌は黄壤、紫色土と黒色石灰岩土である。土壌の水銀含量は表層地質の影響を受けるので変化が大きい。表8のように、表層土壌の水銀量は2.33~420mg/kg、下層土壌の水銀量は2.03~271mg/kgの範囲にある。農作物にも水銀濃度が著しく高いものがみられた。

表8 貴州万山水銀鉍区周辺における土壌と植物中の水銀濃度（1979）

土壌（0~20cm）		農作物（可食部）	
鉍化帯	5.78~239	水 稲	0.08~0.34
坑口周辺	2.33~162	トウモロコシ	0.21
鉍滓堆積地周辺	25.7~360	白 菜	4.65
農 地	2.33~420	トマト	0.17
対照土壌	0.35~1.30	ピーマン	0.50
		ニンジン	2.68
		食料基準	0.02

1.2.3 北京東南郊汚灌区の重金属汚染

この地域では調査（1975年）時点ですでに15~20年にわたり通惠河の水を灌漑していた。この河の水質は'70年代初期に悪化し、水生植物と魚類に悪影響を及ぼすようになった。汚染源の近くなどでは河川水が著しく汚染されていたので、農地の汚染も顕在化した。1967年から1980年まで北京市環境保護局は各種研究機関を組織して全面的に調査と対策の研究を行なった。

この地区の主要な汚染源は化学工業廃水と高碑店污水处理場の下水汚泥である。1977年以前には一部河川水中の水銀とカドミウムの濃度が高く、1975年の調査における減水期の平均濃度はそれぞれ0.023ppm、0.0088ppmだった。この地区にある高碑店污水处理場は一部工業廃水を受け入れていたので、汚泥の重金属含量も高くなった。1977年の調査における汚泥中の重金属含量を表9に示した。また、下水汚泥の土壌施用によって、水銀とカドミウムは土壌と植物中に蓄積した（表10）。

この地区の土壌は褐色土類であり、弱いアルカリ性を呈する（pH7.0~8.5）。そのため汚水と共に流入する重金属は土壌の0~20cm表層に蓄積し、下層への移動は少なかった。しかし陰イオンで存在するヒ素は下層土壌にまで移動していた。調査と研究に基づいて、この地区の汚染を軽減・除去するために重金属排出基準や汚水使用制限などが策定され、また水銀汚染源である化学工場の改善が行なわれた。その結果、汚水と汚泥中の水銀濃度は減少した。汚泥中の水銀濃度は対策前の47.1ppmから4~7ppmにまで低下した。

表9 高碑店汚水処理場下水汚泥の重金属含量 (mg/kg乾燥汚泥; 1977)

	Hg	Cd	Cr	Pb	Cu	Zn
含量範囲	17.0~90.2	1.9~54.0	205~448	136~260	350~525	605~1250
平均値	47.1	20.3	318	199	428	961

表10 高碑店汚泥施用地及び非施用地における作物可食部と土壤中の重金属濃度 (mg/kg)

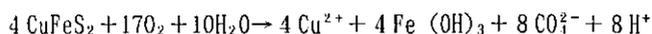
作物	汚泥施用*	作物			土 壤		
		Hg	Cd	Zn	Hg	Cd	Zn
ナス	なし	0.0024	0.030	1.55	0.338	0.12	163
	あり	0.032	0.233	34.3	2.25	2.12	285.0
インゲン	なし	0.0018	0.005	2.04	0.786	0.19	120
	あり	0.035	0.094	33.6	2.60	0.94	164
ハクサイ	なし	0.007	0.023	24.1	1.04	0.243	108.5
	あり	0.0094	0.026	24.1	0.91	0.62	113.0
コムギ	なし	0.063	0.132	32.0	1.44	0.32	119.5
	あり	0.105	0.161	59.2	4.43	1.56	250

*平均37.5トン/ha (1980年)

1.2.4 江西永坪銅鉍山周辺の銅汚染

永坪銅鉍山は江西省鉛山県永坪近郊に位置する。永坪銅鉍山は黄銅鉍、硫化鉄によりなる多層の大規模鉍床であり、銅、鉄、鉛、イオウ、マンガン、チタン、ベリリン、錫、モニブデン、ニッケル、ほう素、銀、ひ素などを含有する。その地区は湿潤亜熱帯気候のもとで、赤色土、赤黄色土が発達しているが、河谷には広く水田土壌が分布している。土壌は酸性を呈し、活性酸度(水抽出時のpH)は4.30~5.94、潜在酸度(塩化カリウム抽出時のpH)は3.25~5.20の範囲にあった。鉍山廃水は強酸性で上記の有害元素濃度も高いので、これが流入した土壌には銅を始めとする各種元素が蓄積した。銅濃度は通常200mg/kgであるが、最高値は2124mg/kgに達した。

地表に露出した黄銅鉍(CuFeS₂)、輝銅鉍(Cu₂S)などの鉍物は溶存酸素濃度が高い水に接すると不安定になるので化学作用と微生物作用によって酸化され、硫酸と銅を含む強酸性で総鉍化度の高い廃水が出ることになる。その反応は、



である。更にこの地域は高温で雨が多いのでこの反応が進行しやすい。この廃水が土壤汚染の重要な原因である。

土壤中の銅の形態はTessier (1979) の方法で分析した。この地域の代表的な汚染土壤と非汚染土壤中の銅の形態分析結果を表11に示す。それぞれ次の特徴がある。

表11 代表的汚染土壤と非汚染土壤中の銅の存在形態の比較 (1983)

土壤類型 含量 (mg/kg)	水溶態	交換態	酸可溶態	Fe, Mn酸化 物結合態	有機結合態	残存態
水稻土 (汚染)	2.06	4.16	152.00	113.00	225.00	118.29
水稻土 (非汚染)	N. D. *	N. D.	0.10	0.43	2.00	13.02
存在率 (%)						
水稻土 (汚染)	0.42	0.68	24.69	18.36	36.56	19.29
水稻土 (非汚染)	N. D.	N. D.	0.64	2.77	12.86	83.73

*検出されず

①汚染土壤中には有機物と結合する銅の比率が高く、最大値は全銅の63.29%だったが、非汚染土壤には残渣画分に含まれる銅の比率が高かった。

②汚染土壤の水溶態、置換態と酸可溶態の合計量が全量に占める比率は25.8%であり、非汚染土壤(0.6%)よりはるかに高かった。

③残渣画分(強結合態)に含まれる銅の含量は汚染土壤の方が高かったが、全量に対する比率は非汚染土壤より少なかった。

なお、0.1N HCl抽出性Cuと0.5M EDTA抽出性Cuの含量「活性銅」と呼び、上記の「水溶態+交換態+酸可溶態+結合態の一部」とほぼ等しい。鉞区周辺の非汚染水田では「活性銅」は11.84 mg/kg(全銅量の23.5%)だったが、重汚染水田における「活性銅」の平均値は46.77mg/kg(全銅量の54.89%)に達していた。このように、鉞区汚染土壤中の銅は活性が高く、そのために植物への影響も大きく、また他の環境へも遷移しやすいと考えられた。

1.2.2 天津市汚灌区の重金属汚染

天津市は中国の北方半乾燥地域に位置する。水質源が不足しているので汚水灌漑は農業増産に大きく寄与している。1980年の統計によれば汚水灌漑面積は29,267haであり、市域の総耕地面積の30%を占める。汚水灌漑の方式には通年汚灌、清汚混灌、間欠汚灌の3つがある。同年の統計

によると、河道中へ流入する重金属は年間Hg0.95 t, Cd1.81 t, Cu3.5 t, Pb30 t, Zn132.4 tにのぼっている。そのため、この水を灌漑した土壌にもこれらの重金属は蓄積していた。通年汚灌区の土壌中に重金属の集積がみられるが、清汚混灌区の土壌中の蓄積量は少ない(表12)。重金属含量は汚水灌漑と同時に汚泥を施用した区の土壌が最も高い。農作物にも悪影響がみられた。

表12 天津市汚灌区における土壌の重金属含量 (mg/kg; 1980)

灌漑方式	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	As
通年汚灌	0.1053~0.411	0.28~0.39	25.0~39.6	43.6~63.9	86.4~292.6	10.5~15.0
清汚混灌	0.0454~0.0588	0.18~0.19	24.0~25.0	24.6~35.8	54.8~103.2	9.28~10.9
間欠汚灌	0.0368	0.20	24.6	37.0	64.4	9.7
清 灌	0.08	0.14	21.0	34.5	7.0	11.7
汚泥施用区	0.332	0.583	331.3	48.3	122.8	

1.3 土壌汚染の対策

その方法は基本的に日本と同じである。次の方法が実施または検討されている。

- ① 化学改良法：石灰 (1500-1875kg/ha), ようリン (3000kg/ha). 実施中.
- ② 物理改良法：排土-客土法 (30cm). 現地試験.
- ③ 栽培管理法：水稻の水管理. 花期に落水しない. 実施中.
- ④ 作物種間差の利用：農作物によるCdの吸収は小麦<大豆<ヒマワリ<水稻<トウモロコシの順.
- ⑤ 植物による除染：木本 (ポプラ属) 植物. 土壌Cd減少率0.6~1.2ppm/年.

実験によれば, *Populus pekinensis* (北京楊), *P.canadensis* (カナダ楊), *P.xenramarobusta* (健楊) の実生苗はカドミウムの吸収量が多いことがわかっている。ポプラの根系は浅く、垂直根が退化している (図2)。主要な吸収根は5~30cmの土層に分布し、広く周囲に伸張する (2mに達する)。Cdの吸収量は一成長期に土壌Cd濃度を0.6~1.2ppmも減少させるほどであるが、なおポプラは正常に生長している。

- ⑥ 農業の生態工学法：汚染が軽い場合には灌漑水質の改善, 石灰と化学肥料 (Ca, Mg, P肥料) の施用, 湛水栽培管理の措置をすることによって, 植物のCd吸収を減少させている。重汚染区では水稻や小麦などの単作をやめて, 多様な植物を栽培 (採種用水田, 苗床, 酒精用コウリャン, トウゴマなどの経済作物, 観賞用灌木, ポプラなどの喬木と草本植物) し, 植物による除染とともに資源の有効利用を図る。沈陽張土灌区の例を図3に示す。

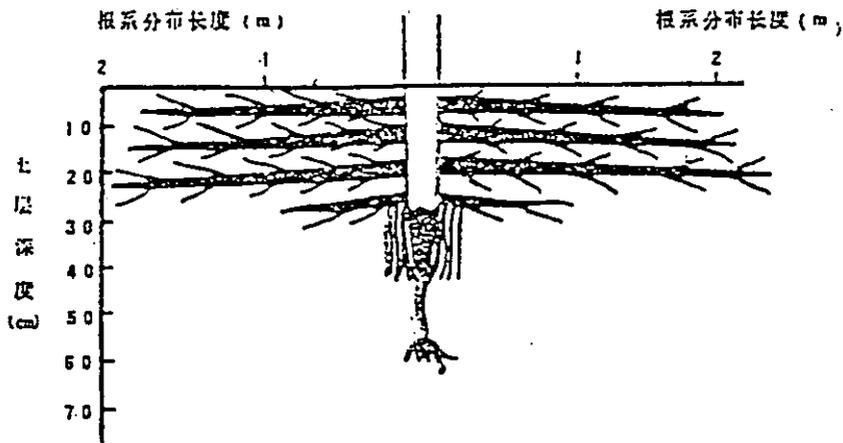


図2 北京楊根系の形態

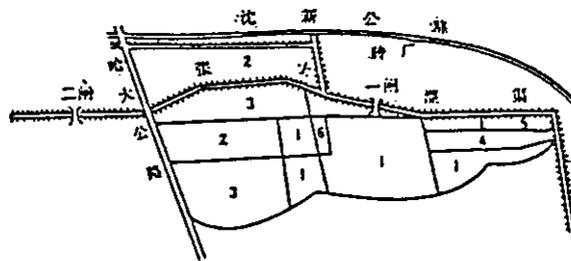


図3 農業生態工手法の実施例

この実験地の面積は133haである。汚染軽減効果、経済効果とも顕著であり、有望な対策方法である。

1.4 中国の土壌環境保全政策と組織

土壌を保護するために、政府部門は種々の基準と法律を制定している。土壌汚染の保護に直接関係するのは農田灌漑水質基準（1979年）、農薬安全使用規定（1984年）、農用下水汚泥中汚染物質の制限基準（1984年）、水土保護条令（1982年）などである。

その他、色々な業種の排水制限規定である。例えば製紙、精油施設、皮革工業、製糖、合成洗剤等の業種の排水基準は土壌保護を考慮している。表13に農田灌漑水質基準を、表14に農用下水汚泥中の汚染物質の制限基準を示す。

また、国家の法律と基準以外に省、自治区、都市などが地域の環境保護の基準と規定を定めている。

中国国家環境保護局（EPA）が環境政策と法令の最高執行機関である。地方、省、都市、自

表13 農田灌漑水質基準

項目	基準値	項目	基準値
水温	35°C以下	Cu	1.0mg/l (0.02 ^a)
pH	5.5~8.5 (6~7.5 ^a)	Zn	3.0mg/l (0.5 ^a)
含塩量	1500mg/l*	Se	0.01mg/l
塩化物	300mgCl/l*	F	3mg/l
S	1mg/l	シアン	0.5mg/l (ND ^b)
Hg	0.01mg/l (0.0005 ^b)	石油類	10mg/l
Cd	0.005mg/l (0.01 ^b)	揮発性フェノール	1mg/l
As	0.05mg/l (0.05 ^{a,b})	ベンゼン	2.5mg/l
Cr ⁶⁺	0.1mg/l (0.05 ^b)	トリクロロエチルエーテル	0.5mg/l以下
Pb	0.1mg/l (0.15 ^a)	アクリルエーテル	0.5mg/l以下

有害元素はその化合物を含む

*非塩類土, a 日本の農業用水基準, b 日本の環境基準

治区にも環境保護庁, 環境保護局 (あるいは城郷建設環境保護局) がすべて設けられており, この中に環境保護研究所と環境監視站 (センター) が設置され, 土壤環境を含む環境保護の事務と監視を担当している。種々工業部門の中には環境保護課 (室) が設けられており, 部門内の環境監視と対策を担当している。農業部 (農業省) の下には農業環境保護局, 研究所, 監視センターが設置されている。その他, 主要な汚水灌区をもつ沈陽, ハルビン, 北京, 石家荘, 洛陽市などでは, 農業局の下に農業環境監視站を設置している。

表14 農用下水汚泥中の汚染物質制限基準

項目	最高許容量 (mg/kg乾燥汚泥)		特殊肥料 (日本)
	酸性土	中性～アルカリ土	
Cd	5	20	5
Hg	5	15	2
Pb	300	1000	
Cr*	600	1000	
As	75	75	50
B	150	150	
鉍物油	3000	3000	
3,4ベンゾピレン	3	3	
Cu**	250	500	
Zn**	500	1000	
Ni**	100	200	

* 6価クロムを大量に含む工業廃棄物には適用できない。

** 参考基準。元素は化合物を含む。

2. 中国の土壤環境保全研究の進展

中国における土壤-植物生態系汚染の研究は水質汚濁の研究により遅れて開始された。鉍山の周辺では鉍体元素と伴生元素が濃集したために周囲の土壤と植物に好ましくない影響を起していることは早くから知られていたが、環境保全の観点から土壤-植物生態系汚染の研究を始めたのは'60年代末～'70年代初期であった。重要な研究分野を次に紹介する。

2.1 土壤-植物系の背景値調査

この調査は'70年代半ば以来継続して行なっている。今までに多くの研究成果が得られ、地域毎の元素の背景値の評価と環境規制を行なうための基礎資料を提供している。次のような研究を行なっている。

- ① 背景値の調査区域と元素の種類を常に拡大している。
- ② 土壤と植物の背景値試料の採取と整備方法の検討。
- ③ 試料の分析方法の統一と精度・確度の向上。
- ④ 調査数値の電算機処理法。
- ⑤ 電算機により地域の土壤背景値を地図上に記入する手法。

この分野の研究は急速に進展している。

2.2 不適当な汚水灌漑による土壌-植物系汚染の研究

中国における汚水灌漑は次の3時期に区分される。

- | | |
|------------|----------|
| 1957年以前 | 自発的灌漑期 |
| 1957～1972年 | 迅速発展期 |
| 1972年以降 | 積極・慎重発展期 |

1972年、農業部（部は日本の省に相当）、林業部と国家建設委員会は全国汚水灌漑会議を開催し、汚水の利用基準（暫定）を制定した。その後、汚水灌漑に関する研究は現在まで継続している。次の研究が行なわれている。

- ① 汚水灌区の環境の調査と監視
- ② 汚水の水質と農地の特性を考慮した灌漑方法
- ③ 汚染源の対策
- ④ 汚水の土壌処理と処理水の再利用
- ⑤ 汚染地区の生態回復

これらの研究を通じて、不適当な汚水灌漑による環境汚染の実際問題が解決されただけでなく、農業環境の質的評価法とその理論が大きく進展した。これらの成果は地方政府が汚水灌漑政策を立てるための科学的根拠を与えることになった。

2.3 元素の土壌-植物系における挙動と汚染物質に対する植物の反応に関する研究

次のような基礎研究も中国では非常に活発に行なわれている。

- ① 汚染物質による植物の生態、生理、生化、遺伝への影響
- ② 土壌環境中における汚染物質の存在形態
- ③ 植物による汚染物質の吸収と土壌環境条件の関連
- ④ 植物体内での汚染物質の挙動
- ⑤ 土壌-植物系汚染の予測

汚染物質として対象にされているのは、主に重金属と農薬である。初期には主な汚染現地の調査と現地試験が実施され、後期になると実験室内及び微宇宙（マイクロコズム）系の研究が重視されるようになった。最近では汚染物質による植物毒害機構の研究も行なわれている。

2.4 重金属の土壌生物への影響と生物監視に関する研究

近年、土壌汚染の生物監視には、よく使われる植物監視法以外にも土壌生物、即ち土壌小型動物と微生物を利用する研究が多くなった。例えばCd、Cu、Pb、Znなどの重金属が真菌、細菌、放線菌、窒素固定菌等に及ぼす影響や、土壌酵素（ウレアーゼ、アミラーゼ、プロテアーゼ、フォスファターゼ）活性に対する影響である。これらの活性指標は土壌重金属汚染の生化学的指標になっている。また発光桿菌T3変種（*Photobacterium phosphoreum*）は重金属に対する感受性が高く、その発光度は土壌の可給態金属の濃度との相関性が顕著である。T3発光菌の発光度が重金属による土壌汚染の指標になると考えている。

また遺伝的監視法には真核生物実験法がある。ムラサキユクサ（紫露草）微核観測法（*Tradescantia* NCN test）の花粉母細胞は減数分裂の前期に環境条件に敏感に反応する。重金属により、染色体は損傷・断裂して、四分子の中に微核となる。そこで、この微核数を指標として重金属による汚染調査に利用している。その外ソラマメ（*Vicia faba*）の根端の微核を重金属による汚染の指標にするための研究も行なわれている。

土壌動物を用いた監視法についてはミミズの生息数と体内の重金属含量を土壌重金属汚染の指標とするための研究もある。

2.5 土壌環境容量に関する研究

1970年代の初期に「環境容量」の概念が環境科学の分野に導入された。これまでに大気環境容量と水質環境容量の研究が行なわれているが、土壌環境容量の研究は開始されたばかりで応用には至っていない。また「土壌容量」の定義も人によって異なるが、多数の支持が得られている概念は「一定の環境単位で一定時間内に土壌生態系と他の環境要素（例えば地下水、地面水）の汚染がない条件のもとで、土壌に最大限負荷しうる汚染物質の量」である。

土壌汚染物質の許容濃度は、汚染物質の生態反応（植物、土壌微生物、土壌動物などの応答を含む）、汚染物質の土壌生態系への移行と系内での挙動、汚染物質による汚染の環境効果（地下水と地面水への影響）などを総合して確定されている。区域内の汚染物質の収支と平衡を考慮して、最終的に土壌の汚染質容量の範囲を求めている。土壌容量は重金属の総量で規制するのが妥当と考えている。

2.6 農業現代化による土壌-植物の汚染に関する研究

次のような研究がある。①農薬汚染、②化学肥料汚染、③機械化による汚染などである。

農薬の土壌と農作物中への残留、土壌-植物系内の挙動、分解と代謝などについての研究が多くなっている。また化学肥料と農薬の施用による植物の微量栄養元素の不足についての研究もある。牧場に近代的な灌漑設備があると化学肥料を有効に使えるが、大量に施用すると、牧草にほう素欠乏がしばしばみられ、食物連鎖（牧草→牛乳→人、或いは牧草→肉→人）を通じて家畜や人間にもほう素欠乏による病気が発生することがわかってきた。

2.7 土壌汚染の防除と対策に関する研究

先進工業国の撤を踏まずに「三統一」（経済成長、社会発展、環境保護）を達成するために、中国は汚染の未然防止を方針にしている。従って土壌汚染の防止と対策の研究が重視されている。

中国では重金属による土壌汚染の防止を系統的に研究している。例えばCdによる土壌汚染の対策の方法が提出された。改水法（水源転換法、希釈工法など）、化学改良法、栽培管理法（水管理など）、生物処理法等があって、良い結果が得られた。

土壌汚染は大気汚染や水質汚濁などと関係が深い。研究範囲は次第に局所的なものから地域全体に拡大し、汚染物質の動態についても土壌-植物系の小循環と地質大循環との関連を考慮しつつ土壌生態系の研究を行なうようになってきている。マイクロゾム法、Suction Lysimeter法、

土壤環境シミュレータなどの方法が広く利用されている。新たな分析法や動態研究手法も次々開発され、人工生態系と自然生態系における汚染物質の挙動追跡に応用されている。遠隔計測やモデルシミュレーションなど電算機を活用した研究も多くなっている。

中国の天然資源保護に対する戦略目標は、1990年までに天然資源の破壊が続くことを抑止すること、2000年までに自然生態と農業生態の好ましい循環を実現し、更新可能資源の永続的利用を図ることにある。そのためには今後、土壤資源の保護、合理的土地利用政策の制定、さらには土壤流失、沙漠化、塩漬化の進行阻止が中国研究者の重要な任務になる。それゆえ、世界各国から先進技術を導入することを熱望している。近年来、中日両国間では環境保全分野の交流と協力が次第に増えている。農業環境保護は中日両国人民の共通の目的である。今後この方面の交流と協力がさらに進展することを望んでいる。本講演で中国における土壤汚染の実情と研究の進展を紹介したことが契機となって、この分野における両国の協力を資することができれば幸いである。

【謝辞】：国立公害研究所水質土壤環境部の主任研究員久保井徹博士には原稿を校閲していただき、また日本側の資料を教えていただいた。心から感謝する。

参考文献

- 1) 曲 格平：中国環境保護戦略問題。中国環境科学，4 (5) (1984)
- 2) 全国污水灌区農業環境質量普查協作組：全国主要污水灌区農業環境質量普查評価。農業環境保護，1984年5号，6号
- 3) 張 学詢ら：天津汚灌区土壤，作物重金属汚染状況的研究。中国環境科学，8 (2) (1988)
- 4) 陳 涛ら：含鎊工業污水对農田汚染の防治和土地利用—生態農業工程初探。環境科学学報，6 (1) (1986)
- 5) 楊 居榮ら：重金属在土壤—植物系統的遷移，累積特征及び其与土壤環境条件的關係。生態学報，5 (4) (1985)
- 6) 敦 婉如ら：植物細胞染色体畸変観測鉛汚染の効能。中国環境科学，15 (1) (1985)
- 7) 陳光榮ら：利用蚕豆根尖的微核技術観測青山湖汚染の研究。中国環境科学，5 (5) (1985)
- 8) 王 美林ら：貴州万山汞砒地区的植物及植物積累汞的研究。植物生態学与地植物学叢刊，7 (1) (1983)
- 9) 黄 銀曉ら：北京東南郊作物—土壤植物系統中重金属的遷移分布積累。植物生態学与地植物学学報，10 (2) (1986)
- 10) 許 嘉琳ら：銅硫酸区土壤中銅的遷移与累積特征。北京師範大学学報，1984年3号
- 11) 楊 居榮ら：砒对農田生態系統汚染効能的試驗研究。生態学報，4 (1) (1984)
- 12) 高 拯民：土壤—植物系統汚染生態研究。中国科学技术出版社 (1986)
- 13) 謝 思琴ら：神，鎘，鉛对土壤酶活性的影響。環境科学，8 (1) (1987)

I-3. 秋田県における重金属汚染の現状と対策

尾川文明（秋田県農業試験場）

1. はじめに

秋田県における重金属汚染は農地に対する土壌汚染が主体となっているが、数多くの分布する休廃止鉱山の影響によって他県のそれよりは汚染の程度が強く、県の当局はその対策に相当の力を注がざるをえない状態にある。

休廃止鉱山下流の水田の土壌の重金属はCd、Cu、Zn、Pbなどの濃度が高く、Cd濃度の高いいわゆるCd汚染米の生産も助長している。また一部の地域ではCuの高い汚染によって水稻の生育が抑制されているケースもみられる。

ここではこれら重金属汚染の現状と実施されている改良対策について述べる。

2. 耕地の重金属濃度とCd汚染米の産出量

第1表に昭和46年～48年に秋田県農業試験場が実施した秋田県内全域の耕地土壌の重金属濃度と全国の値を示した。

第1表 秋田県の耕地土壌の重金属濃度

ppm

項目 分類	Cd	Cu	Zn	Pb
非汚染地点	0.55	5.7	13.6	4.0
汚染地点	2.11	31.5	34.4	22.3
全地点	0.74	9.2	16.2	6.4
*全国	0.39	9.00	14.64	—

重金属類概況調査（秋田農試）²⁾ *全国平均（昭和46年農林省）³⁾

表にみられるように秋田県の耕地土壌では全国の値に比しCu、Zn、Pbなどはほぼ同等の値であるが、Cdの場合はかなり高い値である。非汚染地の平均があまり高くないことからして、鉱山下流の汚染地における値が他県に比しかなり高いことを伺わせる。これは鉱山の鉱質の影響や、汚染の広がり状況などが関係しているものと思われる。

このようなCd汚染を反映してCd含有量の高い玄米が多くなるが、秋田県では、昭和48年の早魃

年を期に多量のCd汚染米が確認された。

第2表に秋田県における汚染米の生産量を示した。

表にみられるように秋田県における汚染米の生産量は昭和50年をピークに次第に少なくなりつつあるが、これは改良資材の投入、水管理法の改善、客土などの土地改良対策等の実施によって汚染が改良されているためである。

ここでは秋田県内におけるCdを中心とする重金属類の汚染の実態、それらの土壤中における存在形態の実態、玄米のCd吸収の抑制方法等について考えてみたい。

第2表 秋田県における昭和49～60年までのカドミウム汚染米の生産量

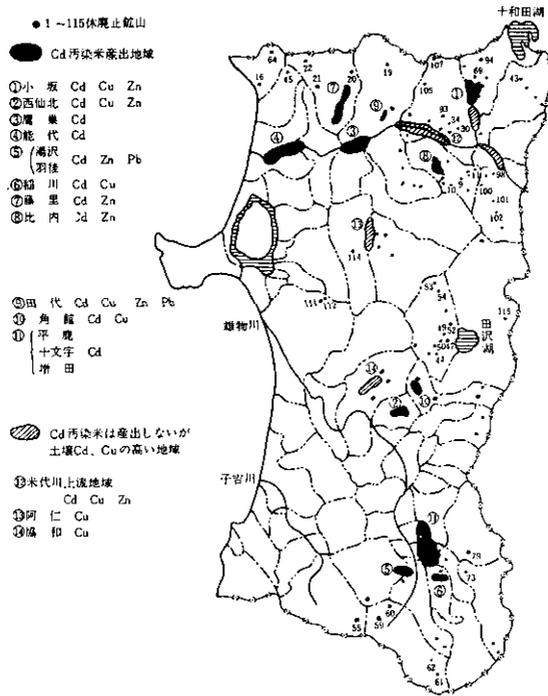
年 ppm	年					
	49	50	51	52	53	54
1.0 ppm <	2176	4663	420	303	2744	18
0.4 ~ 0.9	72850	85294	37983	59958	36283	21321
年 ppm	年					
	55	56	57	58	59	60
1.0 ppm <	88	14	114	0	100	17
0.4 ~ 0.9	21185	15344	11199	9893	8043	13248

単位：俵（1俵60kg）

「秋田県農用地土壌汚染対策の概要」より」

3. 秋田県の重金属汚染の分布

第1図にみられるように秋田県における重金属類の分布はほぼ全県に亘るが、米代川流域を中心とした県北地域と雄物川流域の県南地域とに分けられる。いずれも奥羽山脈ぞいに多数分布する休廃止鉱山の下流に在り、長年に亘るそこからのCd、Cu、Znなどの重金属類が灌漑水とともに水田に流入して汚染されたものである。一部には精錬所の煤煙によるものもある。県北地域は比較的小面積の地域が数多く分布するのに対し、県南地域では地域数は少ないが1地域の面積はかなり大きいのが特徴である。大部分がCdを中心とする汚染である。



第1図 休廃止鉱山及び主要汚染地の位置図²⁾

4. 土壤中におけるCdの存在量と存在形態

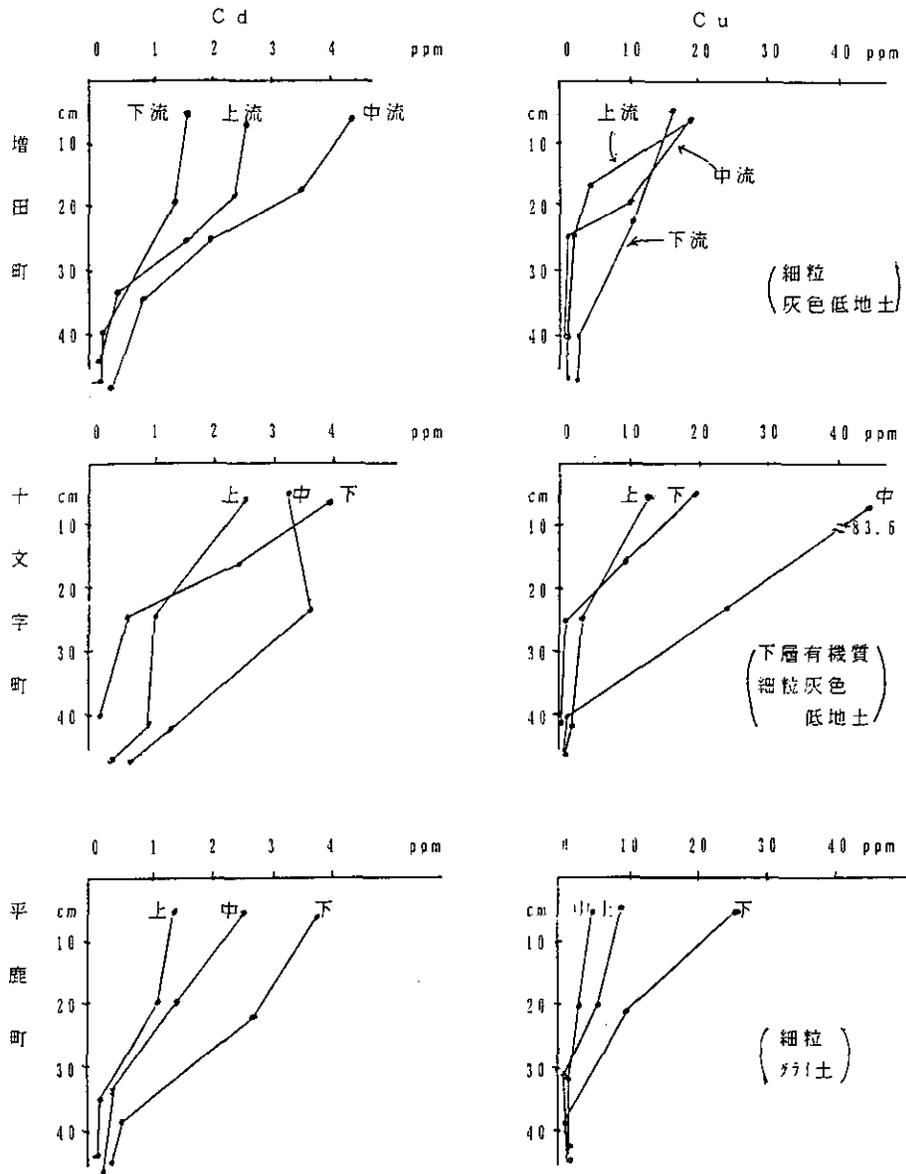
秋田県の耕地土壌の重金属の濃度は地質などの影響を受けて全体的に高いレベルにあり、特にCdは全国の平均値よりかなり高い値を示す。

県北の小坂町の場合精錬所の煤煙の影響が大きいが、汚染地域内の水田の土壌中の濃度を見ると、Cuは汚染源に近いほど高い濃度を示し、Cdは逆に汚染源に遠い地点ほど高い値を示して空中飛散時の両者の相違が認められた。Cuは高い地点で200ppm以上であり、Cdは4~5ppmであった。

県南の平鹿地域は汚染源の休廃止鉱山は一つであるが、その規模が大きく、且つ流出排水を利用する水田の面積が著しく広く、汚染地域としては広大なものとなっている。この地域の上流から下流の地点についてCd、Cuについて層位分布の状態を第2図に示した。Cd、Cuともに表層で高く、下層に行くにしたがい低くなる。Cdは表層で1~4ppm、35cm以下では1ppm以内であり、Cuは表層で一つを除き10~30ppm、35cm以下では5ppm以内であった。上流、中流、下流の位置による差異は明らかでなかった。十文字町の中流下層でCdが高いがこれは土壌の腐植含量が多いためと思われる。

筆者等はこのような土壌中の重金属類の存在の形態について検討した。

まず土壌中のCdについて土壌粒子の大きさ別にその含むCdの濃度を見ると、第3表に示したように小さい粒子に多く含まれ、砂部分のような粗い部分には少ない。これはCdなどの重金属類が



第2図 秋田県平鹿地域における土壤中の深さ別Cd, Cu濃度

粘土粒子のような細かい部分と結合していることを示している。

次にこれらの重金属が土壌とどのように結合しているかを, McLaren氏¹⁾の方法に準じて形態別に分画して見ると第4表に示したように, 交換態及び有機結合態のものが大部分であった。この両結合態は土壌によってその割合が異なり, 腐植の多い土壌では有機結合態が多く, 粘土質の土壌では交換態のものが多かった。これはこれら汚染地域の土壌が比較的粘土含有量が大きく, 交

第3表 土壤粒径別Cd濃度

場 所	項 目	ppm				
		0.074 mm以上	0.037 ~0.074	0.020 ~0.037	0.002 ~0.020	0.002 mm以下
館 花	T-Cd	1.43	1.12	1.44	1.71	2.72
(増田町)	0.1NHCl溶	0.67	0.53	0.87	0.96	2.13
梨 木	T-Cd	3.04	3.11	7.04	5.86	7.06
(十文字町)	0.1NHCl溶	2.27	2.60	6.20	5.60	5.87
野 田	T-Cd	2.99	2.56	4.26	4.80	5.87
(平鹿町)	0.1NHCl溶	1.87	1.80	3.47	4.40	5.73

換容量も大きいために灌漑水とともに流入したCdは多くは土壤の交換基に結合し、土壤の腐植含量が多い場合は腐植の交換基にも殆ど無差別に結合したものである(第4表)。

このような土壤中のCdが水稻に吸収される場合結合形態の差異によって吸収の程度がどのように異なるかを見るために次のような実験を行った。汚染土壤3種を用い、0.05molCaCl₂液によって十分抽出洗浄処理を行って交換態Cdを除去したのち、これを1/5000aポットに充填し、一方このような除去処理を行わない無処理土壤も同様にポットに充填し、両ポットに水稻を栽培してCdの吸収を見た。玄米中のCd濃度を第5表に示したが、無処理の土壤のポットの場合玄米Cd濃度は0.5~0.7ppmのかなり高い値を示すが、交換態Cd除去処理をしたポットでは玄米Cdが0.1~0.3ppmと低下した。土壤中には有機態Cdが残っているだけであるので、低下したCd濃度は交換態Cdに由

第4表 形態別土壤Cdの濃度

土 壤	ppm			
	T-Cd*	0.1NHCl溶	交換態**	有機結合態***
館 花(粘土質)	2.19	1.57	1.09	0.86
梨 木(有機質)	7.47	7.20	4.18	3.80
野 田(粘土質)	4.59	4.27	2.72	2.22

*過塩素酸可溶 **0.05molCaCl₂抽出 ***1molピロリン酸カリウム抽出

第5表 土壤中の形態別Cdと玄米中Cd濃度の関係

ppm

土壌	処理	無処理 ^a	交換態 除去処理 ^b	a - b	有機態由来 比率%	交換態由来 比率%
	館花(粘土質)		0.52	0.10	0.41	19
仁井田(腐植質)		0.54	0.37	0.17	69	31
野田(粘土質)		0.70	0.12	0.58	17	83

b ; 有機態Cdに由来する濃度

a - b ; 交換態Cdに由来する濃度

来するものと考えられる。3種の土壌のうち粘土質の館花、野田では交換態由来が多く、腐植含量の多い仁井田では有機物由来の比率が高かった。秋田県の汚染地の土壌は全般に粘土質のものが多く、Cd汚染米の多くは交換態Cdに由来すると考えられる(第5表)。

4. 汚染米防止のための栽培技術

Cd汚染米(Cd1.00ppm以上)或いはCd準汚染米(Cd0.1~0.99ppm)などのCd含有米は土壤中のCd濃度が前述の全国平均値0.4ppm以下では産することがないが、本県の汚染地のように土壤中Cd濃度が1.0ppm以上の高い値になるとCd含有米が生産されるようになる。

この汚染米発生防止の対策としては公害防止の立場からすれば、土壤中のCdを何らかの方法で除去することが必要であるが、今のところは排土客土のような方法しかなく、それも経費の面で実現は難しい。筆者等は栽培技術の改善でCd汚染米を防止する技術を検討した。

水田の土壌の還元性が強い場合にCd汚染米が少ないことはよく知られたことであり、Cd汚染米防止の良い方法である。土壌の還元性を強めるためには、湛水処理などの水管理法があり、筆者らは種々の水管理法を検討し、特に出穂期中心の湛水処理がCd汚染米防止に効果があることを明らかにした。第6表にみられるように、仁井田土壌では常時湛水区での玄米Cd濃度が0.11ppmと低いのにに対し、出穂20日ころからの早期落水処理では0.21ppm、早期落水に中干しを加えると0.33ppmと高くなる。野田土壌では間断灌漑を行うのみで玄米Cd濃度は0.35ppmと高く、これに中干し、早期落水を合わせると1.15ppmと著しく高くなる。これらは早期落水、中干しなどの節水管理で土壌の酸化還元電位が高くなり、Cdの溶解度が大きくなるためと見られる。

このようなことから、Cd汚染米防止のためには中干し、早期落水等の節水管理は出来るだけ避けて、湛水処理を行うべきである。

また堆肥、稲わら、石灰質資材等の施用を行うことにより、Cdの吸収を抑えることが圃場試験の結果認められているが、節水的な水管理を行うとその効果が少なくなることも知られている。

第6表 水管理法と水稲のCd吸収

kg/a, ppm, mV(8/11), %(8/11)

場 所	水管理法	玄米収量	玄米Cd	土壌Bh	Cd溶出率
仁井田	常時湛水	71.0	0.12	88	28
	早期落水（出穂20日）	65.5	0.21	247	57
	中干し（7月中10日）	65.1	0.14	188	43
	中干し+早期落水	70.5	0.33	175	34
野 田	間断灌溉	62.2	0.35	140	82
	中干し（7月中10日）	64.7	0.51	155	89
	中干し+早期落水	62.3	0.75	166	85
	中干し+早期落水+間断灌溉	65.6	1.15	435	98

昭和50年秋田農試 Cd溶出率=生土可給態Cd/風乾土可給態Cd×100

5. 土地改良的恒久対策

農業のなかでの栽培的対応のみでは完全なCd吸収抑制にはならないので恒久対策として土地改良的手法について検討した。

まず客土による方法であるが、理想的には汚染土を排除し、非汚染土を客入する排土客土法を行うべきであるが、汚染土の処理法に適切なものが考えられないために汚染土の上を非汚染土で覆う上乘せ客土法について検討した。第7表に示したように非汚染土（山土）を10～35cmの厚さに上乘せ客土を行い、水稲を栽培した結果、ほぼ15cm以上の厚さで玄米中のCd濃度が安全に低下することを認めた。通常水稲の根はその大部分がほぼ15cm以内の作土部分に分布することからこのような結果になったと思われる。耕耘などを考慮した安全性を考えれば20cm以上は必要と見られるので、秋田県では客土を行う場合の最低必要厚さを20cmとし、状況に応じて安全な厚さに決めるように計画策定の作業がなされている。

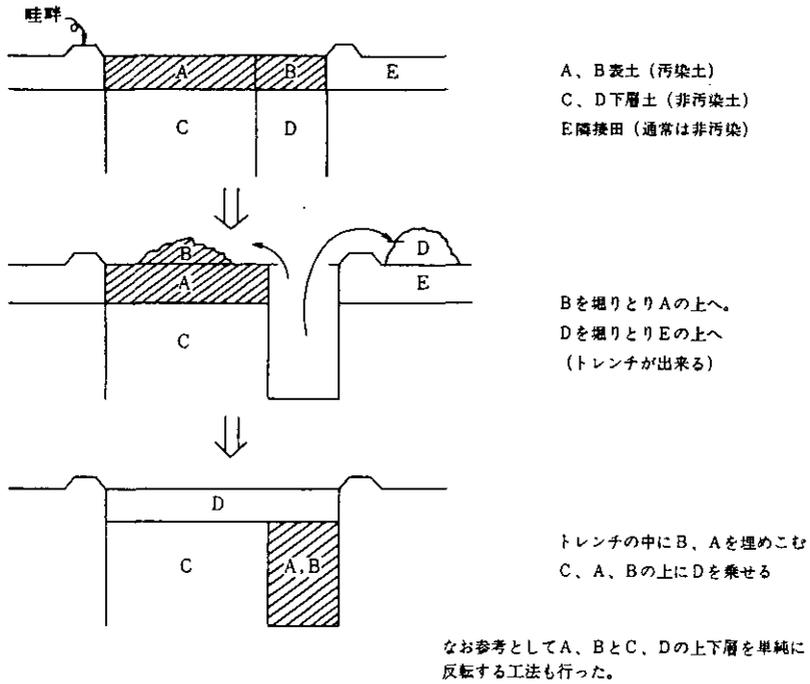
客土法はCd吸収抑制対策としてはかなり有効な方法であるが、客土の材料がない場合は成り立たない。筆者らはCdの汚染が表層に限られていて下層部が良好な性質の土層である場合に、この表層と下層とを反転処理することにより表層の非汚染化をはかる方策を検討した。第7表に示したように検討した方法はトレンチ工法、ダブル剝取工法の二つで、前者は一定の面積のなかではぼ1/3にあたる部分を特に深く掘り（トレンチ）、その底にその面積の汚染土を埋設するものであり、後者は一定面積について単純に上下土層を反転するものである。ダブル剝取工法は工事上に若干の不安定があるのに対し、トレンチ工法は工事上もまた玄米中のCd濃度の面でも安全で

第7表 小坂町細越試験地における客土の効果

試験区	客土の方法		成熟期の生育		収 量		C d 濃 度		
			稈長	穂数	わら重	玄米重	わら	玄米	作土
			cm	本/m ²	kg/a	kg/a	ppm	ppm	ppm
無客土区	—		73.3	17.1	50.8	45.6	0.72	5.59	5.06
10cm区	上乘せ	10cm	79.6	19.0	64.4	47.8	0.29	2.39	2.03
15cm区	”	15	82.8	18.4	61.9	53.1	0.10	1.03	0.87
20cm区	”	20	78.4	17.3	68.6	46.2	0.10	1.48	0.47
25cm区	”	25	80.7	17.9	60.8	53.3	0.12	1.27	0.48
30cm区	”	30	78.8	17.6	63.4	45.7	0.12	1.35	0.34
35cm区	”	35	75.6	16.7	68.3	41.2	0.11	1.57	0.42
排客15cm区	排土客土		74.2	17.6	52.8	47.8	0.13	2.10	0.51
” 30cm区	”		79.2	18.9	67.4	48.5	0.13	1.73	0.44

(秋田農試昭和49~51年)

あった。なおトレンチ工法のBは底部に汚染土が埋沈されたトレンチ部であり、同Aは汚染土を除去したのみの部分で、いずれもトレンチ底部から掘り上げた非汚染土で覆われた形となる。秋田県ではトレンチ工法を反転工法と呼び、汚染地水田の綿密な土壌調査により適地を選んでこの工法を行うようにしている。工法の実際は第3図のとおりである。なおこの工法の一つのメリットに経費の面で客土法より安価な点が上げられる。条件によって異なるが約10~20%経費安といわれている。



第3図 反転工法工程図

6. 汚染地域の現状と今後の問題点

秋田県のCd汚染地域は昭和62年段階で確定された面積は1600haほどであり、これに対して恒久対策として客土を中心とした改良事業が実施済みとなっているのは、第8表、第9表に示したように約47%程度である。未改良の地域については現在改良対策の計画策定、改良事業が鋭意進められつつあり、近い将来において秋田県ではCd問題は消滅するものと思われる。

第8表 改良対策の進行状況（昭和62年3月現在）

項目	汚染地域の面積	対策地域の指定面積	改良対策実施面積	地域指定解除面積	同未指定地域面積
ha	1610	1505	752	392	76
%	100	93.5	46.7	24.3	4.7

第9表 秋田県における公害防除特別土地改良事業の概要

地 域	市町村	面積	改良の内容	経費概要	その他
杉沢・柳沢	西仙北町	32ha	上乗せ客土 25cm	387	百万円完了
新城・床舞	湯沢市羽後町	136ha	” 20, 25cm	968	”
鷹 巣	鷹巣町	46ha		280	完了
能 代	能代市	45ha		321	”
増 田	増田町	25ha		382	”
萩 袋	増田町	20ha		233	”
上鍋倉	十文字町	50ha	上乗せ客土 20cm	866	”
館 花	増田町	74ha		1337	工事中
福島・北原	増田町	245ha		4200	”
亀 田	増田町	120ha		2734	”
醍醐・吉田	平鹿町	191ha		4423	”
東 部 醍 醐	平鹿町	34ha	上乗せ客土 20cm	649	完了
		37ha	反転工法		
第二上鍋倉	十文字町	92ha	上乗せ客土 20cm	1920	工事中
		5ha	反転工法		
八 木	増田町	108ha	上乗せ客土 20cm	2060	”
		6ha	反転工法		
浅 舞	平鹿町	41ha	上乗せ客土 20cm	783	”
		6ha	反転工法		
小 坂	小坂町	40ha	上乗せ客土 20cm	673	”
		8ha	客土混合 8~20cm		
東福寺	稲川町	12ha	上乗せ客土 20cm	466	完了
		48ha	客土混合 2~18cm		

上乗せ客土；汚染土の上に非汚染土を上乗せする。

反転工法；表層の汚染土と下層の非汚染土を入れ替える。

客土混合；非汚染土を混合して希釈する（Cu汚染の場合）

秋田県におけるCd汚染米の生産量は、前述したように次第に減少してきており、これら改良対策の効果が現れてきたものと言える。とくにCd1.0ppm以上の玄米は著減している。秋田県では客土などの恒久対策を講じた地域について玄米の追跡調査も実施しているが、0.4~0.9ppmのものも含めてCd汚染米は全く見出されていない。未改良地域の早期の改良事業実施が望まれるものである。

〈今後の問題点〉

汚染地域の水田は客土などの土地改良によって、Cdの問題は解決されてきているが、客土材料として山土などを用いているために水稻の生産性は余り高くない。客土事業の実施に当たっては材料の性質は十分に吟味するとともに、有機質、土改資材などの施用によって地力の向上をはかりつつ実施されているが、既存の熟田土壌には簡単には追いつかないのが現状である。

今後の問題としては、これらの土壌の理化学的性質を明らかにして地力を高めるための有機質資材の積極的な施用、土壌改良資材の多用などを進める必要がある。また客土工事によって異常に締め付けられた土層に対しては、適度の透水性を与えることが必要で、そのための実態の把握と改良法の検討が必要である。

また土壌中のCdについて客土などによって地中に埋沈された状態となった形のCdが今後どのような行動をとるかは、全く不明の問題である。筆者らの実験では短期間における土壌中の移動性はほとんど認められていないが、長期間に亘ってCdがどのように行動するかは今後検討すべき課題である。

参考文献

- 1) 秋田県(1987) : 昭和62年度秋田県農用地土壌汚染対策の概要
- 2) 尾川文朗ほか(1985) : 重金属被害軽減に関する研究. 秋田農試研報27, 1-28
- 3) 環境庁土壌農薬課(1973) : 公害と防止対策・土壌汚染, 白亜書房
- 4) R. G. McLaren and D. V. Crowboord (1973) : Studies on Soil Copper. Journal of Soil Science Vol. 24. No.2.

I-4. 討 論

Q：足尾の土壤種について伺いたい。もし関東ロームであれば、土壤水中重金属のバックグラウンド濃度がかかなり高いと思われるので、植物体中濃度の高い原因の一部はその高いバックグラウンド値によるのではないか。汚染による影響がどの程度かを知りたい。

A：土壤種については詳しくは知らないが、日光火山の噴出物によるロームと考えられる。また、農林省から発表されたデータによると、日光戦場ヶ原のヨモギの重金属濃度がかかなり高いので、日光周辺土壤では重金属のバックグラウンド濃度が高い可能性がある。

Q：中国では土壤の重金属汚染の基準値をどのように決定しているのか伺いたい。

A：日本とほぼ同様に、元素毎に何ppm以上といった基準を設けている。また中国では地域により、土壤の理化学性に大きな差があるので、基準は地域毎に決めており、現在全国を統一した基準はない。

Q：要旨集p. 17に、「化学肥料を大量に施すと牧草にホウ素欠乏が見られる」及び「食物連鎖で家畜や人間にホウ素欠乏による病気が発生する」とあるが、もう少し詳しく説明してほしい。

A：この研究については、中国で別の研究者の詳しい報告があるので後でお知らせする。

Q：要旨集p. 17に、「機械化による汚染」とあるが、具体的な内容を知りたい。

A：機械を大量に使用することによって、オイルや廃ガスによる汚染が広がっている。

Q：昭和55年以降、0.4-0.9ppmのカドミウム汚染玄米の産出割合に変化が見られないが、今後は減少すると考えられるか。秋田県はカドミウムのバックグラウンド濃度が高いと聞いているので、この程度のカドミウムはやむをえないのか。

A：客土をすると0.4ppm以上の汚染はほとんど見られなくなる。今後客土などによる改良工事が進めば確実に減少すると考えられる。現在減少が見られないのは、改良の行われた水田面積の割合が約半分ほどにとどまっているためである。また、1ppm以上の強い汚染の出現は、気象条件などの環境要因にも大いに影響されるが、0.4-0.9ppmの汚染は主に土壤条件に依存するようだ。従って、土壤改良を行えば改善されると考えられる。

Q：カドミウム汚染田の場合、対策を行っても発生源を絶たなければ再び汚染が現れることも考えられる（福島県の事例など）。この点について、秋田県ではどうか。

A：改良田で追跡調査を行っている。現在まで玄米中のカドミウム濃度は0.1ppm程度に維持されており、改良の効果は保たれている。しかし、客土層以深（27.5cm以下）には汚染土があるので、今後これがどのような影響を与えるかが問題である。下層から毛管現象や拡散でどの程度カドミウムが上層に移行するかも検討しているが、4-5年の短期間ではほとんど移行が見られない。しかし今後もっと長期的に監視していくべきと考えている。

Ⅱ．地下水汚染調査

1. 北九州市における有機塩素化合物汚染防止のための調査指導の現状	37
概本礼二	
2. 土壌ガスを指標とした地下水汚染調査	49
平田健正	
村岡浩爾	
向井 哲	
3. 討 論	55

Ⅱ-1. 北九州市における有機塩素化合物汚染防止のための調査指導の現状

榎本礼二（北九州市 下水道局）

1. はじめに

発ガン性のおそれのある有機塩素化合物トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン及び1,1,1-トリクロロエタン（以下、「トリクロロエチレン等」という。）による地下水汚染が明らかとなり大きな社会問題となった。この結果、昭和59年2月に水道水の水質について暫定基準が設けられ、同年8月には地下浸透の防止及び公共用水域への排出の抑制に関する管理目標が設けられるとともに、広く環境汚染を防止するため、公共下水道へ排除される下水の水質についても管理目標が設定された。

本市では、総合的な汚染防止対策を進めるため関係各局が連携し、市内の工場及び事業場におけるトリクロロエチレン等の使用状況等について調査指導を行った。そこで、ここでは公共下水道管理者としての立場からトリクロロエチレン等による汚染防止のための調査指導の現状について、特に発生源対策を重点的に行うことにより、広く水環境汚染を防止するとの見地から報告する。また、下水終末処理場へのトリクロロエチレン等の流入状況等についても調査を行ったので、併せて報告する。

2. 調査の方法

2.1 工場及び事業場の調査

調査を行うについては、重複した調査等を避けるため関係各局が協議のうえ、実施した。すなわち、排水を公共用水域に排出している工場及び事業場については公害対策局、洗たく業については衛生局、産業廃棄物処理業については環境事業局、そして公共下水道を使用している工場及び事業場（以下、「事業場等」という。）については、下水道局が担当することとした（他局に係るものを除く）。

まず初めに使用状況を把握するため、昭和59年10月にアンケート調査を行った。市内のすべての事業場等を調査することは困難なため、下水道法に基づく届け出義務のない非特定事業場は除外し、特定事業場（食料品製造業等のようなトリクロロエチレン等を使用する可能性の極めて低いものを除く。）に限定してアンケート調査を行った。調査は、①用途、②使用量、③使用方法、④貯蔵方法及び貯蔵量、⑤使用後の処理方法について行った。なお、公害対策局が行った各業種の組合を通じたアンケート調査結果も参考とした。

次にこの結果に基づき、トリクロロエチレン等を使用している事業場等（以下、「使用事業場」という。）のうち16業種25社に立ち入り、使用状況及び保管状態等を調査した。また、使用事業場及びその属する業種を中心に現在まで27業種119社について水質検査を行った。

2.2 下水終末処理場等の調査

下水終末処理場の調査は、市内5処理場の処理場流入水最初沈殿池流出水及び放流水について定期採水及び24時間採水を行った。更に、曝気槽中におけるテトラクロロエチレンの挙動についても調査を行った。

また、一部の処理区の下水終末処理場流入水から、異常に高いトリクロロエチレン等が検出されたことから、この発生源を特定するため、下水道幹線の水質調査を行った。

2.3 分析方法

トリクロロエチレン等の分析は、ヘッドスペース・ガスクロマトグラフ法¹⁾で行った。

3. 調査結果

3.1 使用状況

公共下水道使用者に対するアンケート調査の結果、229社のうち199社から回答があった(回答立87%)。これに衛生局調査の洗たく業(公共下水道使用者に限る。)を加えた各業種毎の使用状況は、表-1のとおりである。合計21業種(日本標準産業分類の小分類による。)、113社でトリクロロエチレン等が使用されていた。

年間使用量は、トリクロロエチレンについては電子機器用部品製造業の175トンが最も多く、次いで電気めっき・金属熱処理業の75.4トン、一般機械部品製造業の49.9トン等となっている。テトラクロロエチレンは、洗たく業の143.8トンが最も多く、その他は、電子機器用部品製造業の3トンを除けば、試験研究機関で極少量使用しているのみであった。1,1,1-トリクロロエタンは、3物質の中で最も少なく製缶板金業で22.4トン、国有鉄道業で12トン、洗たく業で7.4トン、非鉄金属圧延業で6.2トンであった。

使用事業場数は、洗たく業が74社で圧倒的に多く、次いで写真業が6社、製版業及び電気めっき業等がそれぞれ4社、印刷業及び電子機器用部品製造業のそれぞれ3社の順となっている。

次に、トリクロロエチレン等の用途を表-2に示す。トリクロロエチレンは、ほとんどが機械部品の脱脂洗浄に用いられており、その他の用途としては、ゴムの溶剤、フィルムクリーナー等であった。フィルムクリーナーとは、印刷業等でフィルムに書いたマジックインキや油よごれ等を拭き取るもので、布にトリクロロエチレンを染み込ませて使用している。

テトラクロロエチレンは、大部分がドライクリーニングに用いられていた。

また、1,1,1-トリクロロエタンは、機械部品の脱脂洗浄用が86.2%で最も多く、次いでドライクリーニング用13.1%、フィルムクリーナー0.7%の順であった。この結果は、環境庁調査の全国的な使用割合(トリクロロエチレン:脱脂洗浄80%、テトラクロロエチレン:ドライクリーニング用44%、1,1,1-トリクロロエタン:脱脂洗浄用84%)と比べると、特に北九州市ではテトラクロロエチレンがドライクリーニング用に偏っている。

使用形態については、用途として多い機械部品の脱脂洗浄では、概ね次の3種類の装置が用い

表-1 トリクロロエチレン等の使用状況（公共下水道使用事業場に限る。）

業 種 (小分類による)	使用事 業場数	使 用 量 (kg/年)		
		トリクロロ エチレン	テトラクロロ エチレン	1,1,1-トリクロロ エタン
1 新聞業	2	-	-	2,884
2 印刷業	3	125	-	405
3 製版業	4	181	-	3
4 有機化学工業製品製造業	1	-	-	72
5 工業用ゴム製品製造業	1	1,000	-	-
6 製鋼・製鋼圧延業	1	?	-	-
7 非鉄金属精製業	1	-	-	10
8 非鉄金属圧延業	1	-	-	6,240
9 製缶板金業	1	-	-	22,410
10 電気めっき・金属熱処理業	4	75,425	-	60
11 一般機械部品製造業	1	49,880	-	-
12 電動機等製造業	1	-	-	1,620
13 電子機器用部品製造業	3	175,000	3,000	2,990
14 上水道業	1	< 1	< 1	< 1
15 国有鉄道業	1	-	-	12,000
16 写真業	6	9	-	6
17 洗たく業	74	-	143,825	7,353
18 計量証明業	2	< 1	< 1	< 1
19 大学・短期大学	2	15	1	10
20 自然科学研究所	2	40	< 1	< 1
21 市町村機関	1	-	< 1	-
合 計 21業種	113	301,675	146,826	56,063

表-2 トリクロロエチレン等の用途別使用量

単位：kg/年

用 途	ト レ ク ロ ロ エ チ レ ン	テ ト ラ ク ロ ロ エ チ レ ン	1, 1, 1-ク リ ク ロ ロ エ タ ン
機械部品の脱脂洗浄	300,460 (99.6)	3,000 (2.0)	48,286 (86.2)
溶 剤	1,000 (0.3)	1 (0)	0 (0)
フィルムクリーナー	215 (0.1)	0 (0)	414 (0.7)
ドライクリーニング	0 (0)	143,825 (98.0)	7,363 (13.1)
試験用標準物質	<0.1 (0)	<0.1 (0)	<0.1 (0)
合 計	301,675 (100.0)	146,826 (100.0)	56,063 (100.0)

() 内の数字は、割合 (%)

られていた。

- ① 蒸留式再生及び間接冷却装置付自動洗浄装置
- ② 間接冷却装置付洗浄槽
- ③ 回収装置のない洗浄槽

これらのうち、①、②の場合は、局所排気装置が設置されていた。なお、用途は異なるが、ドライクリーニングの場合、機械は①の型に属するものが普通である。③の場合は構造的に気化しやすく、常時外部に揮散しているものと思われる。

また、使用後の廃液の処理としては、ほとんどの事業場で専門業者に依頼しており、この場合売却、有料依頼、無料依頼があった。その他、使用方法によってはトリクロロエチレン等が蒸発してしまうため、特に処理していないものがあった。

トリクロロエチレン等の保管状態は概ね良好であったが、ドラム缶に入ったものが屋外に雨ざらしされている事例もあった。

3.2 事業場排水の水質

事業場等の排水中のトリクロロエチレン等の濃度を、表-3に示す。

使用事業場を中心に27業種119社延べ264検体の水質検査を行った結果、管理目標を超えたのは

表-3 事業場排水中のトリクロロエチレン等の濃度

業種 (小分類による)	調査事業場数	検体数	濃度範囲 (mg/l, ND:検出限度未満)		
			トリクロロエチレン	テトラクロロエチレン	1,1,1-トリクロロエタン
1 新聞業	3	6	ND (0)	ND (0)	ND (0)
2 印刷業	7	15	ND~ 1.6 (1)	ND (0)	ND (0)
3 製版業	9	12	ND~ 0.088 (0)	ND (0)	ND (0)
4 有機化学工業製品製造業	1	1	ND (0)	ND (0)	ND (0)
5 工業用ゴム製品製造業	2	3	ND (0)	ND (0)	ND (0)
6 製鋼・製鋼圧延業	1	2	ND (0)	ND (0)	ND (0)
7 非鉄金属精製業	1	2	ND (0)	ND (0)	ND (0)
8 非鉄金属圧延業	1	10	ND~ 0.030 (0)	ND~ 0.064 (0)	ND (0)
9 製缶板金業	1	3	ND (0)	ND (0)	ND (0)
10 電気めっき・金属熱処理業	16	42	ND~ 1.5 (4)	ND (0)	ND~ 1.2 (0)
11 機械部品製造業	2	6	ND (0)	ND (0)	ND (0)
12 電動機等製造業	1	4	ND (0)	ND (0)	ND (0)
13 電子機器用部品製造業	3	23	ND~ 0.083 (0)	ND~ 0.014 (0)	ND (0)
14 上水道業	1	2	ND (0)	ND (0)	ND (0)
15 国有鉄道業	1	6	ND (0)	ND (0)	ND (0)
16 写真業	8	12	ND (0)	ND (0)	ND (0)
17 洗たく業	44	86	ND~ 0.12 (0)	ND~350 (33)	ND~ 4.8 (1)
18 計量証明業	4	7	ND (0)	ND (0)	ND (0)
19 大学・短期大学	3	7	ND (0)	ND (0)	ND (0)
20 自然科学研究所	2	4	ND (0)	ND (0)	ND (0)
21 市町村機関	1	1	ND (0)	ND (0)	ND (0)
22 その他の金属製品製造業	2	5	ND~ 2.1 (1)	ND (0)	ND (0)
23 自動車・同付属品製造業	2	2	ND (0)	ND (0)	ND (0)
24 鉄道車両・同付属品製造業	1	1	ND (0)	ND (0)	ND (0)
25 非鉄金属铸件製造業	1	1	ND (0)	ND (0)	ND (0)
26 建設用金属製品製造業	1	1	ND (0)	ND (0)	ND (0)
27 一般旅客運送業	1	1	ND (0)	ND (0)	ND (0)
合計 27業種	119	264	ND ~ 2.1	ND ~ 350	ND ~ 4.8
管理目標超過 4業種	27	40	6	33	1
管理目標 (mg/l)	-	-	0.3	0.1	3.
検出限度 (mg/l)	-	-	0.015	0.005	0.15

()内の数字は管理目標超過数

印刷業、電気めっき業、洗たく業及びその他の金属製品製造業の4業種で、27社延べ40検体40項目であった。

管理目標超過の40検体中85%を占める洗たく業は、超過原因はドライクリーニング機械の水分離器排水である。濃度はテトラクロロエチレンが最高350mg/ℓ検出されたが、これは管理目標(0.1mg/ℓ)の3500倍もの値である。テトラクロロエチレンの水への溶解度が150mg/ℓ²⁾であることを考えれば、水分離器が機能せず、一部テトラクロロエチレンそのものが排出されたものと思われる。管理目標超過率は、約40%と高い結果になった。

電気めっき業では、3社4検体が管理目標を超過しており、最高値はトリクロロエチレンの1.5mg/ℓであった。印刷業では、1社1検体がトリクロロエチレンで1.6mg/ℓ、その他の金属製品製造業でトリクロロエチレンが1社1検体で2.1mg/ℓ検出された。これらの汚染機構については後述することにする。

3.3 下水終末処理場への流入状況等

表-4に市内各処理場へのトリクロロエチレン等の流入状況を示す。

表-4 下水終末処理場におけるトリクロロエチレン等の濃度

区 分	トリクロロエチレン			テトラクロロエチレン			1,1,1-トリクロロエタン		
	検出 頻度	濃度 (mg/ℓ)		検出 頻度	濃度 (mg/ℓ)		検出 頻度	濃度 (mg/ℓ)	
		範 囲	平 均		範 囲	平 均		範 囲	平 均
終末処理場流入水	28 148	ND~ 0.069	ND	104 147	ND~ 0.51	0.0076	64 147	ND~ 7.0	0.049
最初沈殿池流出水	7 71	ND~ 0.007	ND	42 71	ND~ 0.14	0.0055	31 71	ND~ 0.047	0.0025
放 流 水	2 104	ND~ 0.003	ND	45 103	ND~ 0.026	0.0009	11 103	ND~ 0.0005	ND
検 出 限 度	0.001			0.0004			0.0002		

全下水終末処理場(5ヶ所)流入水量合計=494,000m³/日。

下水終末処理場においては、場外から流入した汚水は沈砂池及び最初沈殿池で土砂や浮遊物を除去した後、曝気槽で活性汚泥と混合・空気曝気し、その後最終沈殿池で汚泥を沈殿除去後塩素消毒し、公共用水域に排出する。

まず、流出水についてみると、最高値はトリクロロエチレンが0.069mg/ℓ、テトラクロロエチレンが0.51mg/ℓ、1,1,1-トリクロロエタンが7mg/ℓであった。このうち、1,1,1-トリクロロエタン及びテトラクロロエチレンは事業場等の排水管理目標値(3mg/ℓ及び0.1mg/ℓ)を大

きく超えており、希釈効果を考えれば排出時点では非常に高濃度であったと考えらる。

平均水質は、1,1,1-トリクロロエタンの $0.049\text{mg}/\ell$ が最も高かったが、これは $7\text{mg}/\ell$ という高度の異常流入があったため、これを除く平均は $0.0016\text{mg}/\ell$ と低くなる。これに比べテトラクロロエチレンは常時高濃度検出されており、最高値を除く平均も $0.0042\text{mg}/\ell$ と高い。トリクロロエチレンは検出限度 ($0.001\text{mg}/\ell$) 未満であった。

事業場等における使用量では最も多いトリクロロエチレンの流入濃度が他の二物質に比べ低いことの原因として、先に述べた水質検査結果(表-3)からも分かるように排出する事業場数が少なく、しかも事業場排水の水質が比較的低いことがあげられる。これに比べテトラクロロエチレンは、使用事業場数の多さおよび排水水質濃度の高さを反映したものとなった。

流入水質の経時変化を図-1に示す。トリクロロエチレンは20時に、テトラクロロエチレンは12時及び20時に、また1,1,1-トリクロロエタンは16時にピークが見られる。汚水が事業場等で排出されてから終末処理場に達するまでには2時間程度を要するため、これらのピークから1~2時間前に事業場等で排出があったことになる。つまり、トリクロロエチレンは通常事業場等の終業時にあたる18時頃に多量に排出され、またテトラクロロエチレンはクリーニングが最も頻繁に行われる午前中に多く排出されていることが分かる。

一部の終末処理場の流入水中のテトラクロロエチレン等濃度の異常値の原因を究明するため7回延べ51ヶ所の幹線調査を行った結果、テトラクロロエチレンの原因者はドライクリーン事業場であることが判明した。当該事業場は終末処理場に近いため流入水質への影響が顕著である。

曝気槽では生物化学的処理を行っているため、トリクロロエチレン等による影響が考えられる。安中³⁾らは、生物化学的下水処理について実験により、トリクロロエチレン $14\text{mg}/\ell$ 、テトラクロロエチレン $10\text{mg}/\ell$ では有機物除去等に影響を及ぼさないと報告している。実際の下水処理場では空気倍率等運転条件が大きく異なっている。これまでの調査では最初沈殿池流出水中の濃度の最高値は、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン及び1,1,1-トリクロロエタンが各々 $0.007\text{mg}/\ell$ 、 $0.14\text{mg}/\ell$ 及び $0.047\text{mg}/\ell$ であったが、特に処理阻害も無いことから、通常の活性汚泥法処理ではこの濃度での影響はないと考えられる。

放流水質は、平均でトリクロロエチレン及び1,1,1-トリクロロエタンがいずれも検出限度未満、テトラクロロエチレンが $0.0009\text{mg}/\ell$ であり、排水管理目標値はもとより、地下浸透防止に関する管理目標(各々 $0.03\text{mg}/\ell$ 、 $0.3\text{mg}/\ell$ 、 $0.01\text{mg}/\ell$)をも大きく下回っている。但し、テトラクロロエチレンが $0.026\text{mg}/\ell$ 検出されたように、流入水質状況によってはある程度高い濃度になることがある。

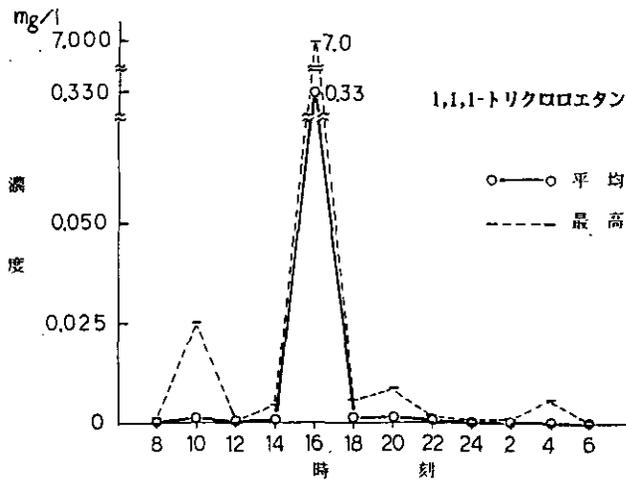
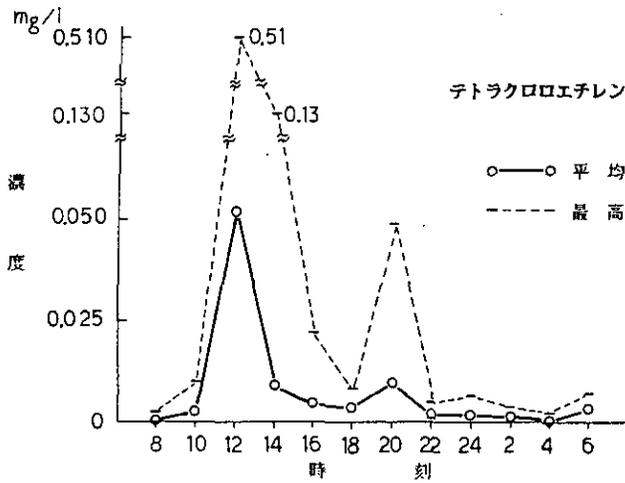
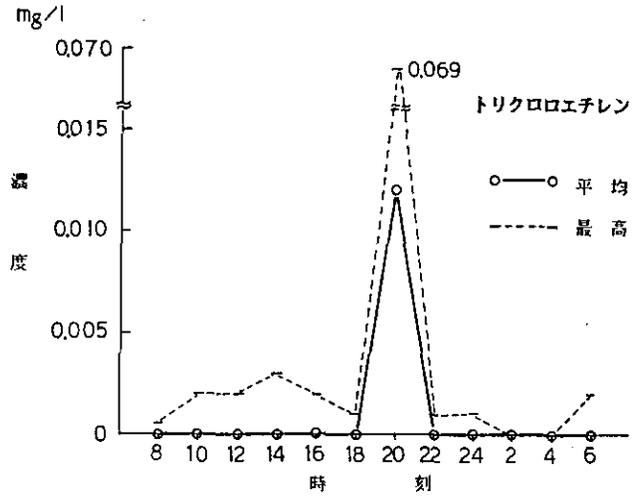


図-1 下水終末処理場流入水中のトリクロロエチレン等の経時変化

4. 指導及び対策

これまで、下水の水質状況等について述べてきたが、次にトリクロロエチレン等の使用事業場等に対する指導状況について述べる。

4.1 文書による指導

アンケート調査の結果、1社以上の使用が確認された21業種に属する事業場128社（洗たく業を除く。）に対し、排水を管理目標に適合させるよう文書で要請した。また、水質検査結果は、各事業場等に通知するとともに、洗たく業等他局で指導するものについては、当該局にも水質検査結果を通知している。なお、管理目標を超えたものについては、水質検査結果通知書で注意している。

4.2 発生源調査及び指導

管理目標を超えたもののうち、汚染源の明らかな洗たく業を除く3業種5社について事業場に立ち入り汚染源調査を行うとともに、改善対策について指導を行った。

(1) 印刷業

当該印刷会社では、マジックインキや油汚れを落とすためにトリクロロエチレンを用いている。使用方法としては、トリクロロエチレンを布に染み込ませて拭き取るもので、排水等は全く生じない。トリクロロエチレンの保管も瓶に入れて蓋をしてあり、こぼれて公共下水道に流入することは考えられない。ただ、室内はトリクロロエチレン臭がしており、また、流し台があることから、このトラップの水にトリクロロエチレン蒸気が溶解し、これが公共下水道に流入したものとされる（トリクロロエチレンの水への溶解度は $1100\text{mg}/\ell^{(1)}$ である）。当該印刷会社では、溶剤を別のものに変更した。

(2) 電気めっき業

A社ではトリクロロエチレンによる洗浄装置を使用しており、この装置の水分離器廃水はめっき水洗排水等の汚水処理施設に流入していた。このため、水分離器廃水を別途回収するようにしたところ、公共下水道へ排除される下水中のトリクロロエチレン濃度は大幅に減少し、管理目標に適合するようになった。

B社では、汚水処理施設を経由した下水中には管理目標を超えるトリクロロエチレンは検出されないが、冷却水等の排水が流れる場内側溝の下水から高濃度のトリクロロエチレンが検出された。原因を調査したところ、側溝の真上にトリクロロエチレン用の局所排気装置の排気口があるため、ここから排出されるトリクロロエチレン蒸気が混入したものと判明した。このため、排水経路の変更を行い下水を別系統で流すよう対策をとるとともに、汚水処理施設からの排水について月1回程度自己測定を実施し、水質の把握に努めている。

C社は、アンケート調査ではトリクロロエチレン等の使用は無いとしていたが、使用する可能性の高い電気めっき業に属するため水質検査を行ったところ、高濃度のトリクロロエチレンが検出された。このため、立ち入り調査を行ったところ、めっき前処理用の酸性脱脂剤にトリクロロ

エチレンが含まれており、作業の際脱脂液の持ち出しが多く、これが汚水施設に流入し、公共下水道に排除されたため管理目標を超えたものであった。対策として、脱脂槽からの液持ち出しを極力防止するよう指導した。

(3) その他の金属製品製造業（ドラム缶更生業）

使用済のドラム缶を洗浄し更生する作業を行っているD社では、トリクロロエチレン等の使用の回答は無かったが、水質検査で管理目標を大きく超えるトリクロロエチレンが検出されたため、立ち入り調査を行った。この結果、立ち入り調査時にはトリクロロエチレンの缶は確認されなかったが、他の有機溶剤缶があった。こうした状況から考えて、水質検査時にトリクロロエチレン又は同物質を含む溶剤の入った缶の洗浄を行っていたものと思われる。

4.3 汚染機構と対策

以上のことから、公共下水道へ排除される下水中のトリクロロエチレン等による汚染の機構として、図-5のように分類できる。①～④のすべての経路で管理目標を超えたが、①の水分離器

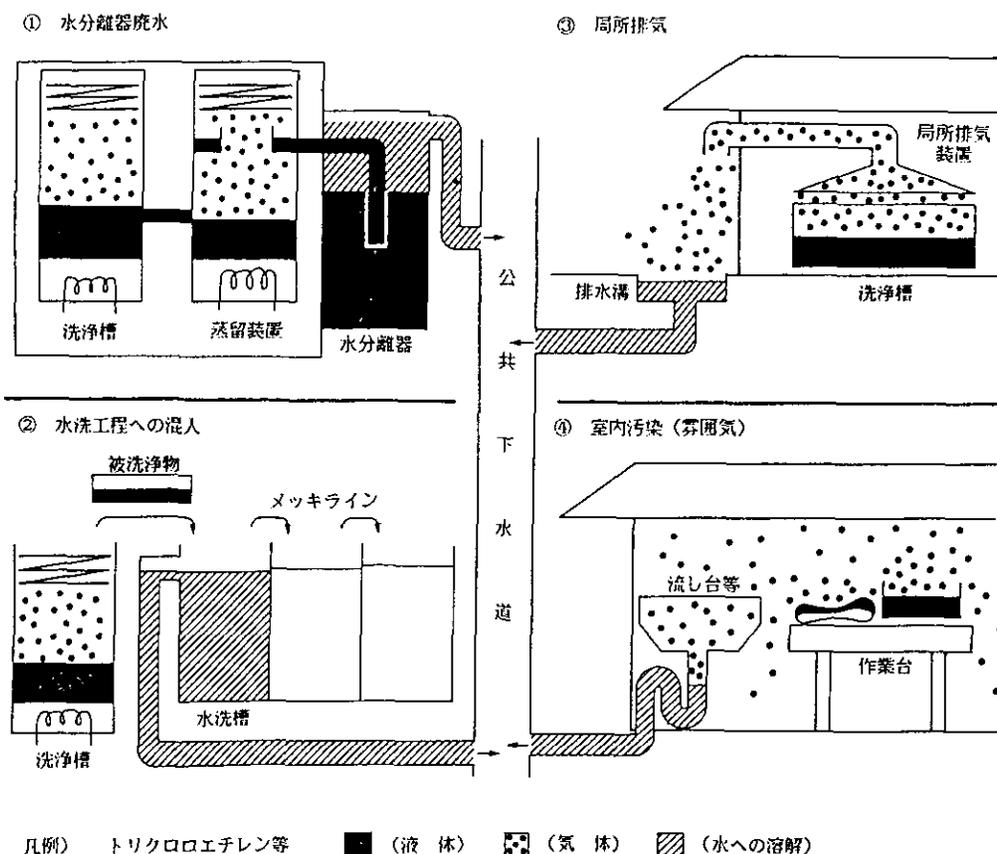


図-2 トリクロロエチレン等の公共下水道への流入経路

廃水については、少量であるため別途回収し処理することが可能である。②の水洗工程への混入については、トリクロロエチレン等による洗浄後十分に乾燥させた後に次の工程に移行させれば、トリクロロエチレン等又は当該物質を含んだ溶液による洗浄槽からの多量持ち出しがない限り、管理目標を超えることはない。また、③、④のような場合は、大気を経由することから構造的な変更が必要である。

今回の調査で最も大きな割合を占めた洗たく業のドライクリーニング機械からの排水については、昭和62年2月に福岡県規則（クリーニング業法施工細則）が改正され、全国で初めてドライクリーニング機械から排出される水の処理装置の設置が義務付けられた（同年8月施行）。規則改正後の洗たく業に対する水質検査結果では、管理目標超過率は大幅に低下した（表-5）。

また、トリクロロエチレンを最も多量に使用しているIC製造業のT社と公害防止協定を締結し、より一層の環境保全に努めるよう求めた。

表-5 規則改正にともなう洗たく業排水中のトリクロロエチレン等の濃度の変化

区 分		改 正 前		改 正 前	
		テトラクロロ エチレン	1, 1, 1-トリ クロロエタン	テトラクロロ エチレン	1, 1, 1-トリ クロロエタン
濃 度 (ml/l)	平 均	7.5	0.098	2.6	ND
	範 囲	ND~ 350	ND~ 4.8	ND~ 60	ND~ ND
目 標 超 過		$\frac{25}{56}$	$\frac{1}{56}$	$\frac{8}{29}$	$\frac{0}{30}$
		45%	1.8%	28%	0%

4.4 今後の課題

クリーニング事業場について、排水中の濃度は規制によりかなり改善されたものの、使用されるテトラクロロエチレン等の環境中への放出割合という面からみれば、水分離器廃水による割合は極めて少なく、大気拡散等他によるものが大部分を占めている⁵⁾。このことは、先の電気めっき業等で見られた局所排気等による大気汚染経由の水汚染の例と同様に付近の水汚染の原因となり得る。

今後に残る課題として、地下水汚染の防止のためには、水汚染の一つの大きな要因となる局所

的な大気汚染の問題に取り組む必要がある。また、トリクロロエチレン等の保管に当たっても、漏洩防止はもとより、大気中に揮散しないよう適正に管理する必要がある。また、規制面では管理目標という行政指導の段階での限界及び下水処理区域内事業場の地下浸透に対する指導範囲等の問題があると思われる。

最後に、公共下水道管理者としては、広く水環境の保全に寄与するため今後とも有機塩素化合物に関する調査指導を続けていきたい。

参考文献

- 1) 水道水におけるトリクロロエチレン、テトラクロロエチレン及び1,1,1-トリクロロエタン対策について（官庁ニュース）水道協会誌, 53, 185 (1984)
- 2) 通商産業省基礎産業局化学品安全課監修：「トリクロロエチレン等適正利用マニュアル」(1986)
- 3) 安中徳二, 中村栄一, 小森行也：下水処理プロセスにおける有機塩素化合物の挙動, 用水と廃水, 30, 61 (1988)
- 4) 化学大辞典編集委員会編：化学大辞典, 6, p. 456, 共立出版 (1983)
- 5) 中杉修身：有機塩素化合物による地下水汚染の実態, 季刊環境研究, 52, 125 (1984)

Ⅱ-2. 土壌ガスを指標とした地下水汚染調査

平田健正・村岡浩爾・向井 哲（国立公害研究所・水質土壌環境部）

1. 研究の目的

都市域や市街地の地下水を調べると、約3本に1本の割合でトリクロロエチレン（以下TCE）やテトラクロロエチレン（PCE）が検出され（環境庁，1983），しかもトリクロロエチレンで3.3%，テトラクロロエチレンで3.6%が水道水暫定基準値（TCE：0.03mg/l以下，PCE：0.01mg/l以下）を上回っている状況にある（早川，1988）。

ある地域で汚染が見つかり、なぜ汚染されたのか、汚染機構の解明に始まり、浄化対策などが順次検討されていく。それには、どこから、どれだけの汚染物質が環境中に侵入したのか等、汚染源の情報は不可欠であるが、ここが汚染源であるらしいと言えれば良い方で、大抵の場合よく判らない。それには大きく2つの理由がある。

1) TCE等の用途：

TCE等の有機塩素化合物は溶剤として優秀であり、年間数万トンに上る膨大な量が生産され、用途も多様である。汚染地域内には使用事業所も多く、その使用方法も様々である。

2) 地下水圏固有の問題

地下水流れがよく判っていない。また井戸や湧水がなければ地下水質も調べられない。さらに揚水井から地下水を採取してもどの帯水層の水なのか不明である。したがって、地域地下水で汚染が確認されても、その空間的拡がりを捉えるのは難しい。

こうした背景を踏まえて、著者らは汚染機構解明のための基礎実験や現地資料の収集に努めてきた。さらに、有機塩素化合物は揮発性の物質であり、その特性を利用して、表層土壌中の空気に含まれる物質を指標とした地下水汚染モニタリング手法の開発に着手した。ここでは、これまでの研究成果並びに土壌ガスモニタリングの現状について話題提供する。

2. 研究の経緯

TCE原液の地下浸透や溶出実験を行ってきた（Muraoka and Hirata, 1988, Hirata and Muraoka, 1988）。この実験では溶剤タンクのき裂や廃棄物の埋立などに伴って、物質原液が漏出した状態を想定している。さらに、TCE等は密度、粘性、表面張力などの物性が水とはかなり異なり、原液の土壌や地下水圏での挙動が、従来の知見では予想がつかないためでもある。結果を要約すると以下のようなものである。

2.1 TCE原液の土壌・地下水での浸透

土壌のモデルとして、ガラスビーズや鹿沼土を用いたTCE原液の浸透実験を行った。これによると

a) TCEなどは粘性や表面張力が水より小さいため、不飽和状態（土壌圏に相当）の土壌に

は水よりむしろよく浸透する。鹿沼土のように、個々の粒子に多くの孔隙（団粒構造）があると、その孔隙内にも浸透する。

b) 不飽和帯に浸透してきたTCEは地下水面まで達する。そして飽和状態（地下水圏に相当）でも土粒子が3mm程度と大きく、間隔が広い場合には飽和帯に侵入し、粒子と粒子の間にひっかかる。粒径が小さいと飽和水面に溜るが、それでも地下水面を上下に振動させるとTCE原液は飽和帯に侵入する。

2.2 降雨浸透及び地下水流れによるTCEの溶出

図1に示したように、実際の土壤圏には降雨浸透があり、地下水圏には微弱ではあるが地下水が流れている。こうした現実の流れ場を想定し、土壤や地下水中に侵入したTCEの溶出実験も行った。降雨浸透による溶出実験では内径6cm、深さ20cmの円筒カラムに乾燥状態の鹿沼土（平均粒径1.5mm）を充填し、その中にあらかじめ適量のTCE原液を浸透させておく。鹿沼土の上端から降雨に見立てた純水を滴下し（降雨強度は10mm/hr）、その浸出水に含まれるTCE濃度を調べるのであるが、結果は図2に見るようにはほぼ飽和溶解度（25℃で1,100mg/l）に近い1,000mg/lの濃度で溶出することが明らかになった。この濃度は飲料水としての暫定基準値0.03mg/lの33,000倍にも上る。

地下水流れによる溶出実験は、先と同じ円筒カラムにガラスビーズ（平均粒径3mm）で飽和帯を作り、2gのTCE原液を注入する。この円筒カラム内に1m/dayの速さの地下水を流し、溶

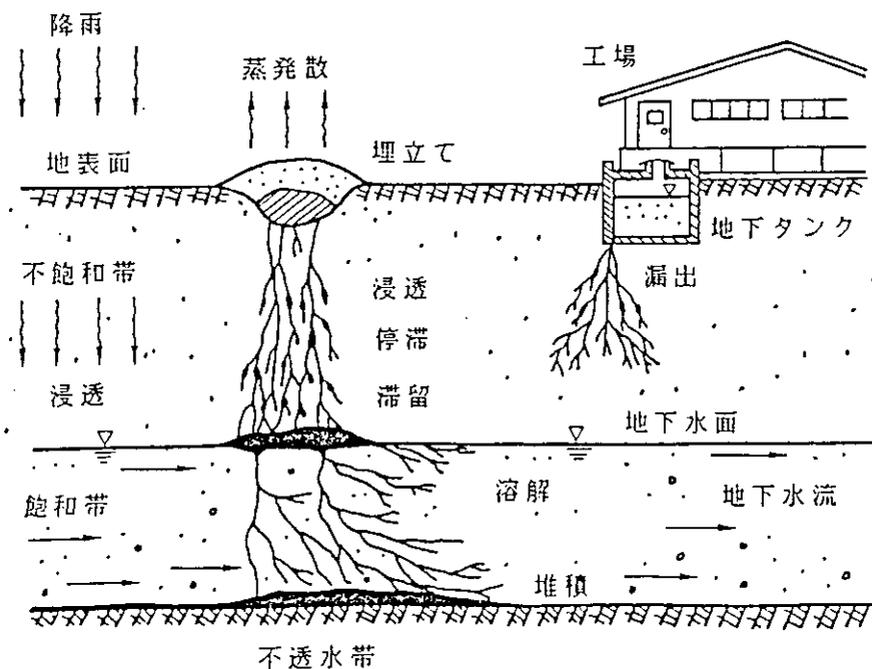


図1 地下タンクや埋立地からの漏出の例

出濃度を調べる（平田・村岡，1988）。その結果，降雨浸透による溶出濃度に比べて低い値であるが，それでも60mg/lの濃度で溶出することが明らかになった（図3）。

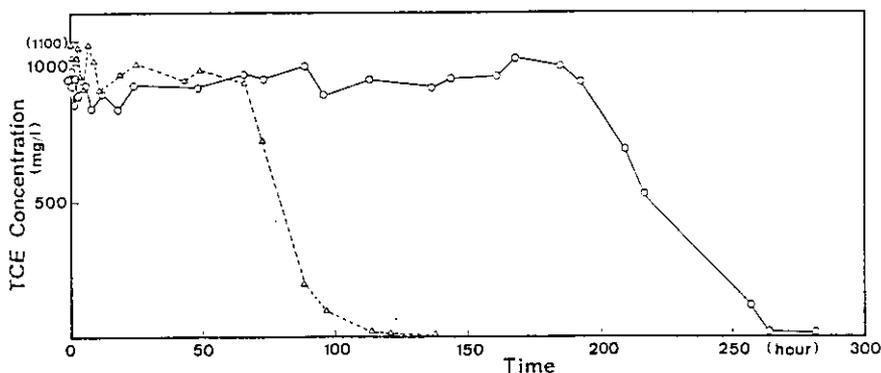


図2 土壤からのトリクロロエチレンの溶出。○：トリクロロエチレン6g，△：同2g注入。降雨強度は共に10mm/hr。トリクロロエチレンの溶出率は約70%。

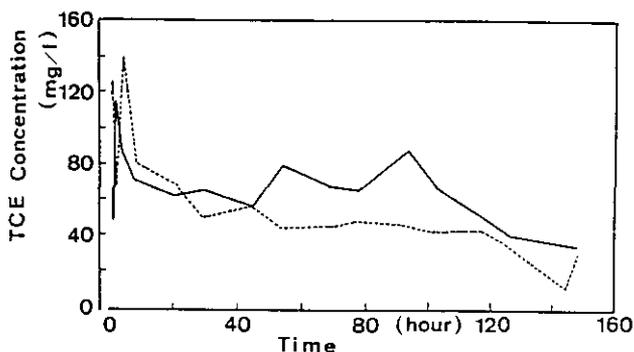


図3 2g注入したときの地下水流れによるトリクロロエチレンの溶出。注入方法は2種類；実線＝円形断面内にはほぼ一様に注入，点線＝円形断面内の中央にまとめて注入。

2.3 TCEと水で作られた二層系でのTCEの溶出

降雨浸透と地下水流れによる溶出濃度の違いは水とTCEとの接触時間や接触面積によると考えられる。そこで長さ25cm，幅5cm，深さ5cmのガラス製矩形管路内にTCE原液と水の二成層を作り，上層の水を流してTCEの溶出濃度を調べた。結果は図4の通り，流速の大きい程，すなわち水とTCEの接触時間の短い程，TCEの溶出濃度は低くなることが判る。

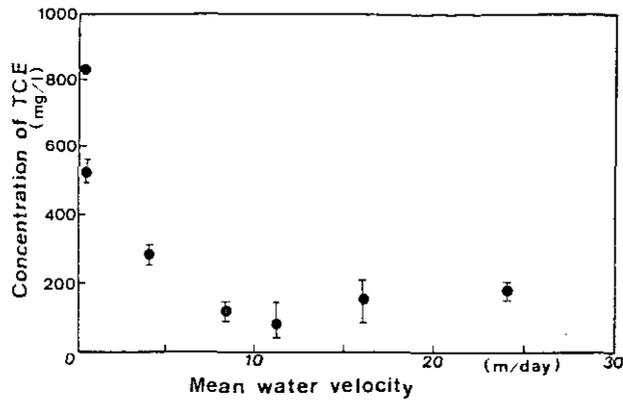


図4 トリクロロエチレン-水二層系におけるトリクロロエチレンの溶出。

3. 土壌ガスを用いた地下水汚染モニタリング

TCE等有機塩素化合物は揮発性物質であり、地下水にこれらの物質が含まれていると、不飽和土壌中に揮散し、地表面に達する。この土壌ガスを分析すれば、間接的に地下水（もしくは土壌中）に含まれる物質を調べることができる。

土壌ガスの分析には

- 1) 土壌ガスそのものを採取し、分析する、
- 2) 吸着剤を用いて分析する、

の2つの方法があるが、ここでは2)について、活性炭とテナックスを用いた現地への適用例を紹介する。

3.1 活性炭

これは活性炭を付着したワイヤーをガラス管に入れ、この検地管を表層土壌中（深さ30cm程度）に2～3週間程度埋込む。回収した活性炭をパージし、質量分析計で分析するが、そうすることによって分子量13から240までのガス成分が同定できる。

この検地管調査をテトラクロロエチレン（PCE）で汚染された湧水周辺の調査に用いた。調査地域は標高800mから1100mの山中にあり、湧水を除けば表流水はなく、地下水質も調べることができない。

分析されたマススペクトラムの内、分子量164をPCEとし、等イオンカウントの分布を描くと図5のようである。図示のように、湧水地北方1.5kmにある廃棄物埋立地から湧水地まで連続したPCEの分布が認められる。ただし、図5はPCEのイオンカウント数1を有意な値として採用しているが、閾値を5あるいは10といった値にすると図中に示したI-I'およびII-II'断面でPCEの分布が切断される結果となっている。

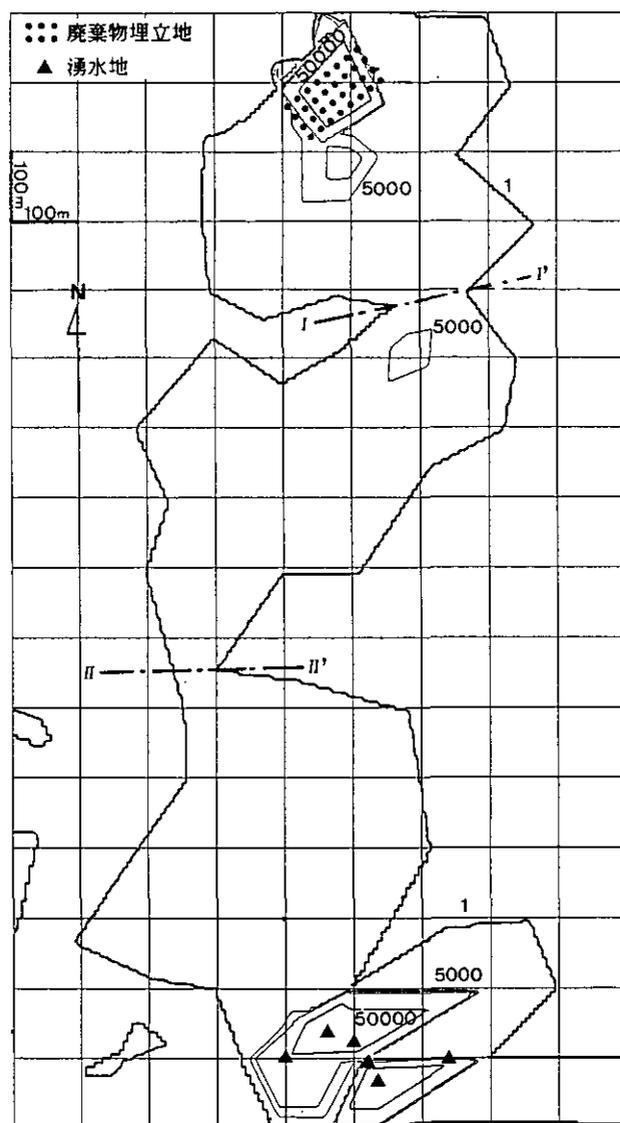


図5 表層土壤中を検出されたテトラクロロエチレンイオンカウントの分布.

3.2 テナックス

より簡便な土壤ガスを指標としたモニタリング手法を開発中である。この方法では吸着剤にテナックスを用いる。テナックス (0.4g) を充填したガラス管 (内径2.7mm×25mm) を通して表層土壤ガスを吸引し、有機物をテナックスに吸着させる。この土壤ガス調査を上記の廃棄物埋立地及び湧水地で行った。分析は、テナックス管を180℃で焼きだし、さらにPCEをn-ヘキサンに抽出して、ガスクロマトグラフECD (分析カラム; DC550, 20%シリコンコーティング) で行っ

た。結果は土壤ガス1L中のPCE含量 (ng) を3段階に区別し、図6に描いている。

表層土壤ガス濃度は、地下水面の深さ、地下水中的の濃度や土壤の物理特性に影響される。そのため土壤ガス調査から地下にある物質濃度や存在量を推定するには、現段階では解明すべき問題が数多く残されている。しかし対象地域内の相対的な濃度差は判るから、汚染物質の拡がりや汚染源の特定には大きな武器となり得る。

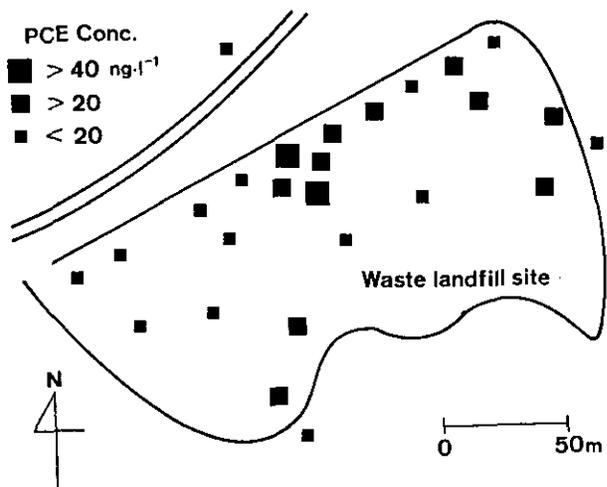


図6 不燃物埋立地における土壤ガス中のテトラクロロエチレン濃度の分布。

引用文献

環境庁 (1983) : 昭和57年度地下水汚染実体調査結果, 30 p.

早川哲夫 (1988) : 地下水質保全行政の現状と今後の動向. かんきょう, 13(2), 8-12.

平田健正・村岡浩爾 (1988) : 地下水流れによるトリクロロエチレンの溶出について. 環境科学会1988年会講演要旨集, 70.

Hirata, T. and K. Muraoka (1988) : Vertical migration of chlorinated organic compound in porous media, Water Research, 22(4), 481-484.

Muraoka, K. and T. Hirata (1988) : Hydraulic behavior of chlorinated organic compounds in water, Water, Research, 22(4), 485-489.

Ⅱ-3. 討 論

Q：トリクロロエチレン等の公共下水道への流入経路としての局所排気と室内汚染に関してお教えいただきたい。

A：局所排気装置は高いところに排気を出す排気口があるわけですがかなり高い濃度が検出されている場合もあります。室内汚染の方ですがこれはトリクレン関係で10検体中5検体位検出されております。

Q：北九州市における下水道普及率および地下水汚染の実態についてお教えいただきたい。

A：下水道普及率は62年度末で85～86%だと思います。また地下水汚染につきましては昭和57年から環境庁等の調査に協力して行っておりますが、いくつか汚染事例は見られております。

Q：福岡県ではクリーニング用に対して処理装置の設置義務づけが行われるようになったということですが紫外線、オゾン酸化を使った処理装置等を考えているのでしょうか。

A：活性炭による吸着が主だと思います。その他曝気も何例かあると思います。しかし、やはり大半は活性炭を三層ぐらい通して流すのが一般的だと思います。対流圏ではトリクロロエチレンとかテトラクロロエチレンは週から月のオーダーでほぼ完全に分解されるといわれておりますけれどもそういう意味では曝気して気化させることも対策の一つではないかと考えられます。

Q：トリクレン、パークレンのサンプリング溶液捕集効率などについてお教えいただきたい。

A：本法で捕集して得られた数値はその場の環境条件を考慮に入れて解析すれば非常に意義あるわけですが、捕集効率はかなりよいと思っております。なお、どういう地域を対象とするのかによってかなり違うとは思いますが、分析の得意ではない方が行う場合にもこの方法は使いやすいものと思っております。

Q：ガス分析された結果について聞きたいのですが、地下水そのものの濃度とガス中の濃度との相関関係はどの程度わかっているのでしょうか。

A：今のところほとんど分かってないと思います。それが一番の欠点だと思います。しかし、少々定量性に問題がありましても定性的に汚染の状態を把握するという点ではかなり有効ではないかと考えております。また、本法で測定する場合、地下水のパークレ濃度が0.01mg/l以下であっても検出することが可能であることを付け加えておきます。

Q：埋立地距離と高低差および何年前頃からその埋立地が実施されたかお教えいただきたい。

A：標高差は100mぐらいだと思います。距離は1.5kmです。埋立地の方は昭和30年の半ばから稼動しております。

Q：地下タンクに亀裂ができてトリクロロエチレン等が流出したというような事例を調査したことがありましたらお教えいただきたい。

- A：トリクロロエチレン関係に関しましては地下タンク方式で貯蔵しているところはございませんのでそういった事例はありません。しかし、屋外にそのような製品なりあるいは廃液をそのままドラム缶にいれて貯蔵している例がございますので、そういったところだと直接ドラム缶から手動のポンプみたいなもので小分けしますので、そういう時こぼれたりすることはあるかと思えます。
- Q：排水処理の場合の原水についていろいろお調べになっておられますが、都市下水処理場でトリクロロエチレン等が検出されているのは産業系排水に由来しているのでしょうか。
- A：産業系排水の割合としては数%でそんなに高くないです。テトラクロロエチレンにつきましては産業系というよりもいわゆるクリーニング関係に起因しているものが多いのではないのでしょうか。これは全国的に共通しているものと思えます。
- Q：部屋の中に蒸気がたちこめた場合、いったいどのぐらいの気相中の濃度があれば汚染につながるのでしょうか。
- A：本来ですと気相中の濃度ですとかタラップの中の濃度などを詳しく調査すればわかると思いますが、現在までのところ十分調査できていない状態です。気相と液相につきましては分配係数がございますのでそれから察していただければいいと思います。またこれは調査事例ですが、部屋の中が密閉されているところで気持ちが悪くなるくらいになっている場合もありました。これを気相中濃度がかかなり高かったものと思っております。
- Q：土壌ガス中のトリクロロエチレン等の濃度を測定する場合対象とする地下水の濃度の影響はないのでしょうか。
- A：本法では地下水中の濃度がかかなり低くても検出できる有効な方法だと思えます。さらに物理的な定数関係を適切に把握しておくことも必要と思えます。本法はかなり迅速に大量にある地域内で相対的なものでもいいから広がりを知りたい場合に極めて有効な手段になると思えます。

Ⅲ . 汚染事例と対策Ⅱ

1. 新潟県における低沸点有機塩素化合物による地下水汚染	59
川田邦明	
尾崎邦雄	
白井文雄	
2. 兵庫県における地下水汚染防止対策の数例について	67
小林悦夫	
3. 討 論	69

Ⅲ-1. 新潟県における低沸点有機塩素化合物による地下水汚染

川田邦明・尾崎邦雄・白井文雄（新潟県衛生公害研究所）

1. 緒言

低沸点有機塩素化合物（VCH）類のうち、トリクロロエチレン（TCE）、テトラクロロエチレン（PCE）及び1,1,1-トリクロロエタン（MCF）は、金属製品の脱脂、洗浄やドライクリーニングの洗浄剤として広く用いられている。このうち、特にTCE及びPCEについては発ガン性や変異原性を認めたとする報告もあり¹⁾、しかも、これらの化合物による地下水等の汚染は、欧米のみでなく日本各地でも明らかになってきていることから、世界的に注目されているところである²⁾。

新潟県においても、1985年に新潟平野中央部に位置する金属製品製造事業場が多数立地する地域において、VCH類による地下水汚染が確認されたことから、県内各地で調査が実施された。本報告では、これまで新潟県が実施した地下水調査結果の概況と最も高い濃度のVCH類が確認された3地区の汚染状況について、著者らの調査結果及び新聞報道等に基づいて報告する。

2. 新潟県における地下水汚染状況

新潟県が昭和59年度から61年度にかけて調査した新潟県内における地下水汚染状況を表-1に示す³⁾。調査した441井戸中52井戸で厚生省が示した水道水の暫定的な水質基準(昭和59年2月18日付け環水第15号, 以下, 暫定基準値とする)を超えた。なお, 調査した井戸の大部分は深さ20m以内の浅い井戸であり, 一般に汚染を比較的受けやすいと考えられる。

表-1 新潟県における地下水汚染状況

年度	調査対象 市町村数	調査井戸数 ^{a)}	暫定基準値を超過 した井戸数
59	13	82	11
60	10 ^{b)}	206	24
61	13 ^{b)}	153	17
計	36 ^{b)}	441	52

a) : 新たに調査した井戸数 (同一井戸の監視調査は含まない)

b) : 延べ数 (再調査した市町村数も含む)

新潟県環境保健部が1985年に実施したアンケートによるVCH類の使用実態調査によれば¹⁾、1984年にクリーニング業を除く新潟県内の主な事業場で使用されたTCE、PCE及びMCFはそれぞれ、約2600 t、210 t及び1300 t、合計約4100 tであった。このうち、1000 tが化学製品製造原料として、また、約2700 tが金属製品製造事業場において金属製品の脱脂、洗浄に使用され、先端産業関連事業場（電子・通信機器用部品製造事業場）における使用量は約170 tと少なかった。そして、使用量が年間5 t未満の事業場が圧倒的に多いことから、新潟県におけるTCE等の使用形態の特徴として、多くの金属製品製造事業場において比較的少量ずつ使用されていることがわかった。また、クリーニング業の事業場における総使用量は、年間に約310 tで、このうち、PCEが280 tと大部分を占めていた。

市町村ごとの地下水汚染の状況を図-1に示す^{3) 5)}。調査は新潟県内112市町村のうちVCH類

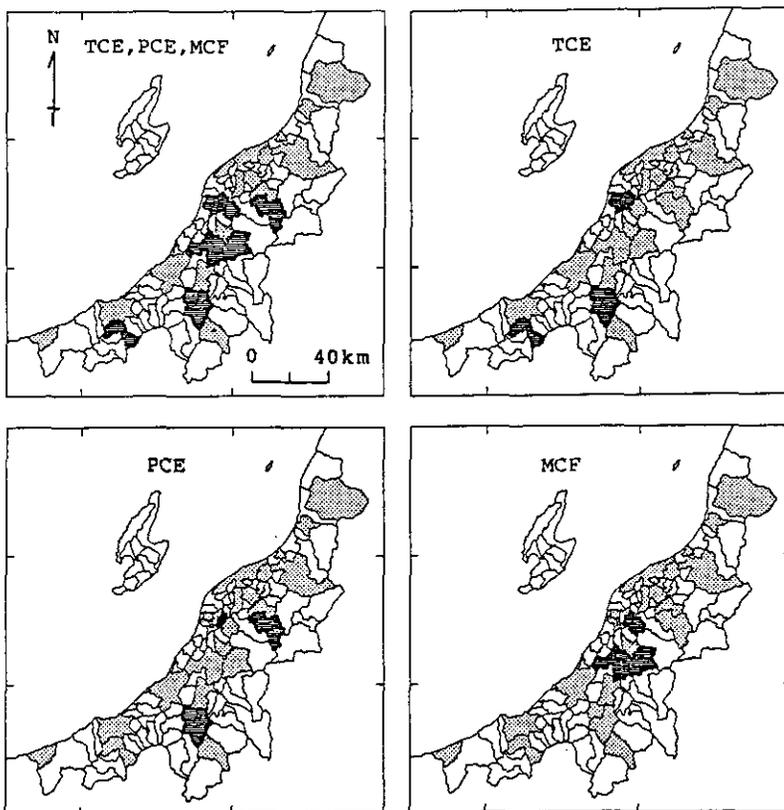


図-1 新潟県内の市町村別地下水汚染状況（昭和59～61年度）

- ：暫定基準値を超えた井戸のある市町村
- ▨：暫定基準値以下の市町村
- ：未調査の市町村

の使用量が比較的多い27市町村で実施され、このうち、11市町村で暫定基準値を超える地下水汚染が確認された。そして、汚染はVCH類使用量の多い市町村を中心に新潟県内の広範囲にわたっていることがわかった。

このうち、最も高い濃度のVCH類が確認された3地区の汚染例について報告する。

2.1 A地区^{(7)~(8)}

A地区は新潟平野の中央部に位置する。そして、1社当りのVCH類の年間使用量が5t未満という、新潟県におけるVCH類の典型的な使用形態を有する中小規模の金属製品製造事業場が多数立地する地区で、TCE及びMCFが脱脂、洗浄用に使用されている。

調査井戸と暫定基準値を超えるVCHが確認された井戸の位置を図-2に示す。調査した99地点中TCEは28地点で、PCEは6地点で、また、MCFは11地点で確認された。さらに、*cis*-1,2-ジクロロエチレン(*cis*-DCE)が15地点で、また、1,1-ジクロロエタン(1,1-DCA)が5地点で検出された。このうち、暫定基準値を超えた地点は、TCEで14地点、PCEで2地点、MCFで3地点あり、このうち複数のVCH濃度が暫定基準値を超えた地点が3地点あった。特にTCEは10地点で1000 $\mu\text{g/l}$ を超える比較的高い値を示した。また、最高値はTCEで7100 $\mu\text{g/l}$ 、PCEで36 $\mu\text{g/l}$ 、そして、MCFで1200 $\mu\text{g/l}$ であった。なお、A地区における上水

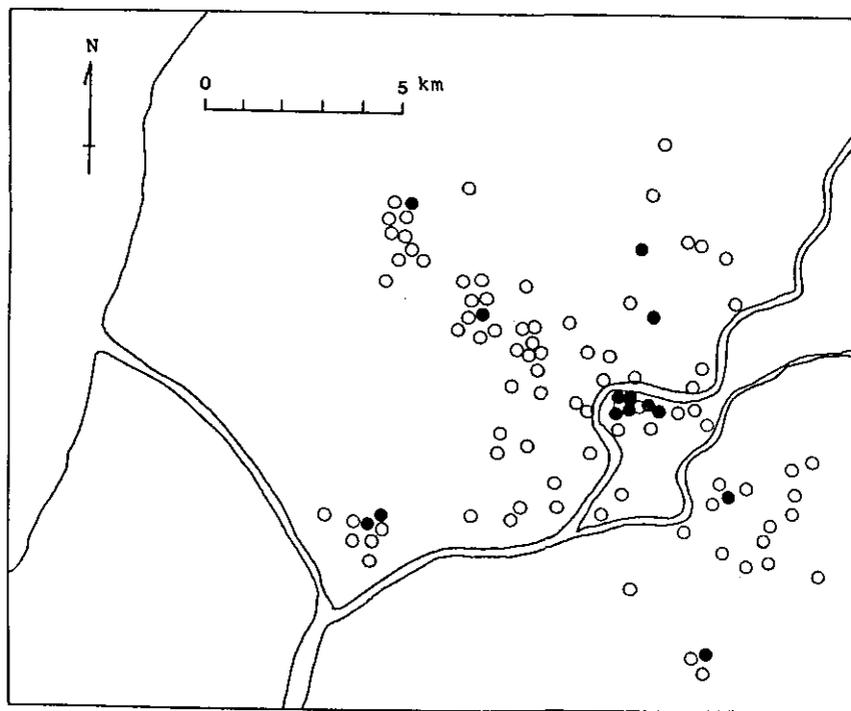


図-2 A地区における地下水汚染状況(TCE、PCE及びMCF)

●：暫定基準値を超えた井戸，○：暫定基準値以下の井戸

道の普及率は100%に達していることから、地下水は飲用には使用されていないものと考えられる。

cis-DCE及び1,1-DCAは、昭和57年度に環境庁が全国で実施した地下水調査においても既に確認されており、検出率はそれぞれ9及び2%、また、最高値はそれぞれ537及び175 $\mu\text{g/l}$ であり、地下水中の*cis*-DCEの濃度はTCEやPCEの濃度と高い相関を示した^{2) 9)}。また、多摩地区では*cis*-DCEが検出された地下水の大部分からTCEが同時に検出された¹⁰⁾。

A地区では*cis*-DCEが確認された15地点のすべてでTCEが同時に検出された。1,1-DCAについては、確認された地点は5地点と少ないが、すべてMCFが検出された地点と一致した。

cis-DCEは天然物の抽出等に使用されてはいるが¹⁰⁾、A地区では*cis*-DCEの使用は認められず、また、1,1-DCAの使用も認められなかった。そして、TCEが微生物により分解され*cis*-DCEが生成するという報告や^{11)~14)}、MCFが微生物により分解され1,1-DCAが生成するという報告があることから¹⁵⁾、*cis*-DCEと1,1-DCAは、それぞれTCEとMCFの微生物による分解生成物である可能性が高い。このうち、*cis*-DCEについては、汚染井戸付近の土壌を用いて、TCEが*cis*-DCEに変化することを確認した¹⁶⁾。

A地区の地下水汚染は一汚染源から広域的に広がったものではなく、複数の汚染源があり、しかも各汚染源からの汚染の広がりには狭い範囲に留まっていると考えられる。一例として暫定基準値を超えるMCFが確認された井戸の周辺で実施した調査結果を図-3に示す⁸⁾。なお、この付近にはMCFを使用する事業場はない。しかし、過去に立地していた事業場でMCFを使用しており、その跡地に掘削した井戸からMCFが確認されたことから、過去に使用されていたMCF

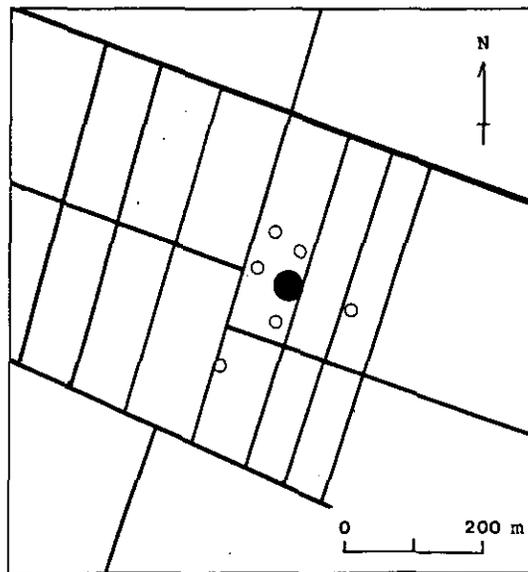


図-3 汚染井戸周辺の地下水汚染状況 (MCF)

● : 710 $\mu\text{g/l}$, ○ : < 1 $\mu\text{g/l}$

による地下水汚染が継続しているものと考えられた。

2.2 B地区¹⁷⁾

B地区は染色関連の事業場が多数立地する地区で、PCEが繊維の染色の前処理や衣類等の洗濯に使用されている¹⁾。調査を実施した井戸と暫定基準値を超えるVCHが確認された井戸の位置を図-4に示す。9井戸で暫定基準値を超えるPCEが検出された。その大半は冬季間に消雪用として用いられているが、飲用に用いられていた井戸が2地点あり、各々の井戸から100及び66 $\mu\text{g}/\text{l}$ のPCEが検出されたため、関係自治体では飲用に使用しないよう広報するとともに、上水道を設置するよう指導した¹⁷⁾。

2.3 C地区^{18) 19)}

C地区でもVCHを溶剤として使用する種々の事業場が多数立地している。1985年から1986年にかけて調査した42井戸のうち、5井戸から100 $\mu\text{g}/\text{l}$ を超えるMCFが、また、3井戸から暫定基準を超えるMCFが検出された。最高値は1700 $\mu\text{g}/\text{l}$ であった。C地区では一部の家庭で地下

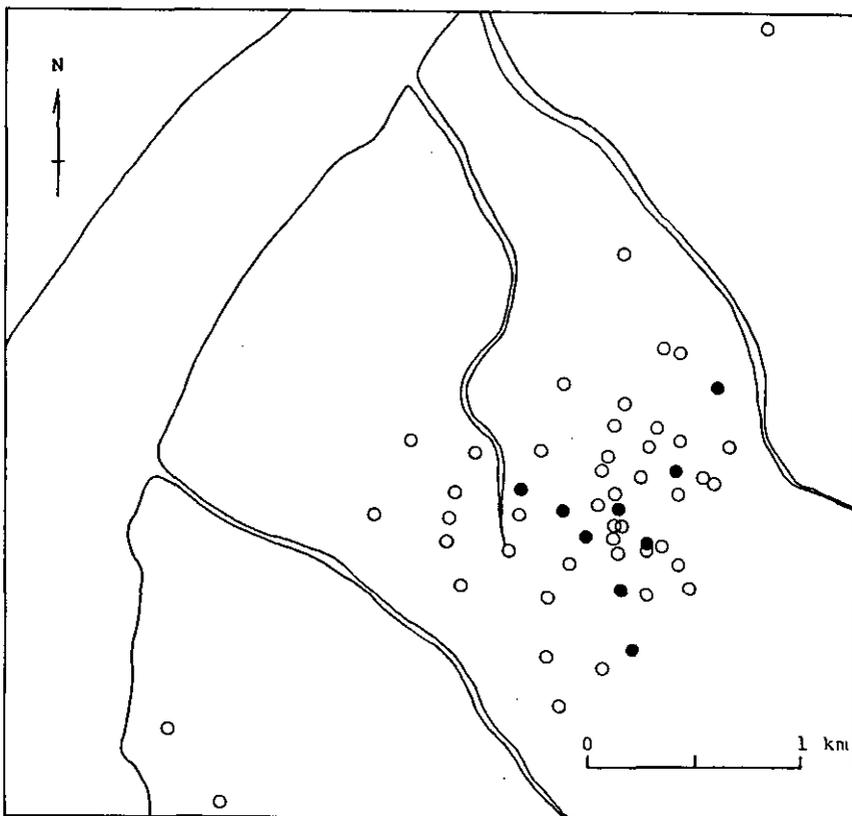


図-4 B地区における地下水汚染状況 (PCE)

● : 暫定基準値を超えた井戸, ○ : 暫定基準値以下の井戸

水を飲用等に使用していた¹⁸⁾。そこで、 $100\mu\text{g/l}$ 以上のMCFが検出された8井戸を結ぶ線内にある約40世帯に対して、自治体が水道水への切り替えを指導した¹⁹⁾。さらに、その後調査した19井戸のうち、1か所で暫定基準値を超えるMCFが検出されると共に、小学校のプール用の井戸水からも暫定基準値は下回るものの、 $180\mu\text{g/l}$ のMCFが検出されたため、上水道へ切り替えられることとなった¹⁹⁾。

C地区における地下水汚染は、少なくとも特定の方向に向かって350m程度までMCFの汚染が広がったと考えられた。このような汚染のパターンは各地で報告されている²⁰⁾。

3. VCHの環境中への排出

先に紹介した新潟県におけるTCE等の使用実態調査結果によれば⁴⁾、新潟県内で化学製品の製造原料用以外の用途で使用されたVCHの約62%が環境中に排出され、このうち、大気中への拡散がその大きな割合を占めているものと考えられたと報告されている。さらに、VCHの老廃液を自家所有地に埋め立てたとする事業場もあったと報告されている。

北嶋らは²¹⁾、活性炭を用いた排ガス中の溶剤回収装置付きの金属洗浄装置で使用されたTCEの収支について検討した。それによれば活性炭を用いた排ガス中のVCH回収装置によるTCEの回収率は使用量の30%であった。しかし、この量に、老廃液として回収される量7%をあわせても使用量の37%であり、残る63%については、11%が換気ダクト経由で、また、52%が主に自然排気により大気中へ排出されたと推定している。

VCH類の環境大気中への拡散については、新潟県内における大気中のVCH類の濃度が村山らにより測定された²²⁾。その結果、特にTCEの損失量の多い地区でTCEが5.9ppbと他の地区に比べて比較的高いことがわかった。また、VCHの損失量と大気中のVCH濃度とは概ね対応する傾向を認めている。

さらに、大泉らによれば²³⁾、降水中のVCH濃度はTCE等を使用する事業場付近では $0.10\sim 11\mu\text{g/l}$ 、また、周辺にVCH類を使用する事業場がある市街地中心部では $<0.10\sim 0.75\mu\text{g/l}$ であった。そして、降水中のVCH濃度は大気中のVCH濃度を反映していることがわかった。

一方、VCHを使用する事業場の敷地内の土壌からVCHが検出された例がある^{24) 25)}。大気中に排出されたVCHの一部は直接、あるいは雨水を経由して地表に達し土壌を汚染するが、その大部分は再び大気中へ揮散すると考えられる²⁶⁾

以上のことから、環境中に排出されたVCHの多くは大気中へ拡散し、そのごく一部が土壌中に移行すると考えられるが、これらのVCHが高濃度の地下水汚染を引き起こしたとは考えにくい。そして、他の地域においても、大気中に排出されたVCHが高濃度の地下水汚染を引き起こしたと考えられる例²⁷⁾はほとんど無い²⁸⁾。

なお、土壌中では、一般に有機化合物は土壌に吸着するが、対象としているVCH類の土壌や堆積物中における分布形態については、VCH類の水への溶解度が概ね数 $100\sim 1100\text{mg/l}$ と比較的

高いことから、一部は間隙水に溶解して存在し、一部が土壤に吸着して存在しているものと考えられる²⁹⁾。

GordiniとCopelliは、土壤中におけるMCFの移動が遅いことから、不備の流出により表層土が高濃度で汚染されても、土壤汚染にはほとんど寄与せず、従って、このような汚染が地下水盆を高濃度に汚染することはないとしている³⁰⁾。しかし、例えば井戸のケーシングの周囲を經由して帯水層に到達する可能性も考えられる³¹⁾。従って、中杉が指摘するように大気経由以外の経路で環境中に排出されたVCHが高濃度の地下水汚染を引き起こした²⁸⁾可能性が高いと考えられた。

文献

- 1) 安藤正典, 有害物質による地下水汚染実態調査—文献調査—(昭和57年度環境庁委託業務結果報告書), p.103, 日本水質汚濁研究協会(1983).
- 2) 中杉修身, 第一回土壤・地下水汚染シンポジウム, p.5(1986).
- 3) 新潟県環境保健部資料; なお, この全調査結果については既に新聞等で報道されている; 例えば新潟日報(昭和60年2月19日付).
- 4) 新潟県環境保健部, 新潟県におけるトリクロロエチレン等使用実態調査結果(昭和60年10月).
- 5) 山崎興樹, 大山征也, 新潟県衛生公害研究所年報, 3, 109(1987).
- 6) 川田邦明, 尾崎邦雄, 横山ひろみ, 黒崎裕人, 用水と廃水, 29, 221(1987).
- 7) 川田邦明, 横山ひろみ, 尾崎邦雄, 第21回水質汚濁学会講演集, p.209(1987).
- 8) 川田邦明, 尾崎邦雄, 横山ひろみ, 高橋達男, 須藤 透, 生態化学, 9(3), 3(1988).
- 9) 中杉修身, 環境研究, 52, 125(1984).
- 10) 矢口久美子, 大橋則雄, 渡辺 学, 関山 登, 中村 弘, 坂井千三, 東京都立衛生研究所研究年報, 35, 363(1984).
- 11) F. Parsons, P.R. Wood, J. DeMarco, J. Am. Water Works Assoc., 76(2), 56(1984).
- 12) R.D. Kleopfer, D.M. Easley, B.B. Haas, Jr., T.G. Deihl, D.E. Jackson, C.J. Wurrey, Environ. Sci. Technol., 19, 277(1985).
- 13) T.M. Vogel, P.L. MacCarty, Applied Environ. Microbiol., 49, 1080(1985).
- 14) 内田裕夫, 矢木修身, 第三回土壤・地下水汚染シンポジウム, p.83(1988).
- 15) F. Parsons, G.B. Lage, J. Am. Water Works Assoc., 77(5), 52(1985).
- 16) 森山 登, 寺尾通徳, 川田邦明, 植村達夫, 白井文雄, 衛生化学, 34, 366(1988).
- 17) 例えば, 新潟日報(昭和61年2月28日付け).
- 18) 読売新聞(新潟版), 朝日新聞(新潟版), 毎日新聞(新潟版), 新潟日報(昭和60年12月28日付け).
- 19) 朝日新聞(昭和61年2月4日付け).

- 20) 中杉修身, 合成有機化合物による地下水汚染機構の解明に関する基礎的研究, 文部省環境科学特別研究報告書 B-293-R12-14, P.1 (1986); 中辻啓二, 同上, p.101 (1986).
- 21) 北嶋永一, 村山 等, 羽賀孝英, 家合浩明, 大気汚染学会講演要旨集, p.629 (1988).
- 22) 村山 等, 北嶋永一, 大泉 毅, 家合浩明, 大気汚染学会講演要旨集, p.362 (1988).
- 23) 大泉 毅, 北嶋永一, 村山 等, 川田邦明, 白井文雄, 第15回環境保全・公害防止研究発表会講演集, P.56 (1989).
- 24) 川田邦明, 尾崎邦雄, 横山ひろみ, 衛生化学, 32, 128 (1986).
- 25) 川田邦明, 植村達夫, 金子正史, 分析化学, 37, 279 (1988).
- 26) 川田邦明, 植村達夫, 森山 登, 白井文雄 (未発表).
- 27) 山田國廣, 水情報, 7 (7), 3 (1987).
- 28) 中杉修身, 文部省環境科学特別研究報告書B-293-R12-14, p.19 (1986).
- 29) D.M. Mackay, P.V. Roberts, J.A. Cherry, Environ. Sci. Technol., 19, 384 (1985).
- 30) G.P. Gardini, M. Copelli, Chemosphere, 11, 921 (1982).
- 31) L. Hamill, F.G. Bell, "Groundwater resource development", Butterworths, p.254 (1986).

Ⅲ-2. 「兵庫県における地下水汚染防止対策の数例について」

小林悦夫 （兵庫県）

1. はじめに

兵庫県では、昭和58年に太子町で、発生したトリクロロエチレンによる地下水汚染事例を始めとして数例の汚染事件が発生している。

この地下水汚染事例は、その殆どで原因が判明し、汚染除去対策が実施されている。今回はそのうちの2、3例について紹介したい。

2. その1

汚染した土壌を堀削により除去し、他の場所に移した例

3. その2

汚染した地域を隔離し、水を注入しさらに同じ土地より揚水し、土壌を洗浄した例

4. その3

汚染した地域を矢板による隔離し、中を特殊な薬剤による固化し封じ込めた例

Ⅲ-3. 討 論

Q：土壤中のトリクロロエチレンの分析法はどのようにやっていますか？

A：土壤を500ml程度の広口ビンに一杯取り、水で冷やして持ち帰り、2つの方法で分析しました。1つは、蒸留装置を用いて蒸留して分析しました。回収率は、トリクロロエタンが80%台、テトラクロロエチレンが90%台でした。もう1つは、シス1,2-ジクロロエチレンおよび1,1-ジクロロエタンの分析で、ヘッドスペース法でやりました。まず土壤を超音波処理し、温度を40℃、1,2-ジクロロエタンを内標準として加え測定しました。

Q：汚染の対策事例として自然乾燥法と注入法という2つの方法がありましたが、費用の点ではどちらが現実的ですか？

A：費用面ですが簡単にいうと封じ込めの方法がはるかに安いです。といいますのは上の物をどけなくてよいということです。いわゆる単なる工事だけで済む、従って封じ込めの方が簡単だと思います。ただ封じ込めの場合はその物がそこにありますので、封じ込めの効果があるかどうか確認できなければ一番良い方法とはいえないと思っています。洗い流しの方法の場合はお金はかからないんですが時間が大変長くかかります。実際この場合も3カ月かかっているわけで、人件費をどう考えるかという問題があると思います。もう一つ、洗い流した後の水ですね、この場合ですと8千トンの水が出たわけですがこれの処理をどうするかということを先に考えておかなければ難しいということになると思います。この場合は8千トンの水を自分の会社の中にある余っているタンクを使いまして全部溜めこんで、活性汚泥で処理をしました。

Q：封じ込めで水ガラスというのを使っていますが、それに溶剤が溶けないとかということを始めに確認されてまん中で水を抜いて、汚染物を取り除くということをはじめから意図されたのか。また、封じ込めでも本当にそこで埋め殺しするという意味の封じ込めもひょっとしたらあるかもわかりません。すなわち溶剤なり、溶液なりをその封じ込めの物質に溶解させて、それを固まらせてしまうということもまたあるかと思うんですけど、そのへんはいかがでしょうか？

A：実は、はじめに指導したのは土を掘れという指示を出したわけですが、上の建物の都合でどうしても掘れないということで封じ込めを考えました。はじめは水ガラスの中にとけ込んだ形で固まるんじゃないかという想定をしたわけです。そこで、水ガラスにトリクロロエチレンが溶けるかどうか実験をやったわけです。ところが溶けないということが分かりました。溶けないということになると、押し出されるだろうなということによって押し出されるとしたら、むやみやたらと水からせめますと動いてしまうので、周りから固めていってまん中に寄せて抜こうじゃないかということでやったわけです。

Q：どれくらい抜き取られましたか？

A：最終的には、まん中に寄ってきて抜き取られてトリクロロエチレンは1.2トンぐらいですが、実際上、中にどれくらい入っていたかはよく分かりません。ですから、その辺の収支計算は出来なかったということです。

Q：1.2トンほど出てきたということなのですが、出てきたものの処理はどんなふうになさったんでしょうか？

A：これは実は曝気槽で飛ばしてしまいました。

Q：土壌を掘って撤去した例の時なんですけど、地下水7mまで掘られたと言っていますけど、垂直分布のようなものは計られましたでしょうか？

A：掘った方向には計っております。汚染の一番高かった位置で先ほど申し上げたように6600ppbという濃度があったわけですが、その辺の一番深い7m直下のところで200ppbぐらいまでいっています。6mでは370ppbです。

Q：土壌中の濃度というのはどのような方法でお計りになったんでしょうか？

A：土を取りましてn-ヘキ酸で抽出して、それを計っております。

Q：地下水中からシスジクロロエチレンがでてくることは、外国でも報告されておりますし、土壌中で微生物によって生成されることも知られていますが、先ほどのデータですとかなり早い速度でシスが出来ていますが、あの土壌は何か特殊な土壌なんですか？

A：汚染された土壌ということになります。具体的にいいますとある工場で高濃度の地下汚染が認められた井戸の周辺の土壌です。

IV . 総合討論

- Q : 名取さんに、お伺いしたいのですが、イタドリとヨモギを植被のない土壤で試験した時、イタドリは育ったがヨモギは育たなかったということですが、そのときの濃度などは測っていますか。
- A : スライドで塩害地で遠心で採った土壤水を示しましたが、その土壤を使って試験しています。直接は測っていないのですが、使った土壤はスライドに示した範囲の中に入っていると考えていただきたいと思います。
- Q : 主な原因は銅ではないか、ヨモギはイタドリに比べて弱いと考えておられますね。汚染土壤と非汚染土壤の分析結果を見ますと、ヨモギの銅濃度はそんなに高くありません。47ppm位の非常に低い濃度ではえていたり、いなかたりするわけですね。
- A : 汚染地でも無植被地帯のところにはイタドリははえておらず、工場道路の脇にはえています。もし、無植被地の中にイタドリがはえたとすると、ものすごい銅の集積というか、葉中の銅が高濃度になると思われます。おそらく、そのためにイタドリはそういうところに生育できずに、道路脇のような、低い濃度のところで生きているのではないかと考えています。
- Q : ヨモギとイタドリで銅に対する耐性がだいぶ違うことをどう考えたらよいのでしょうか。土壤中の銅濃度が同じでも単に銅の毒性は濃度だけでは決まらない、ものすごい複雑な要因があると思います。ここでは同じ土壤で試験されていますから、ヨモギの場合は割合地上部にあげやすいので、葉中の含量がイタドリより少し高くなっていますね。一方、葉の中の銅含量が高くても適当に処理して耐えるタイプもあると思いますが、ヨモギはそれも弱いことが考えられます。その両方の理由でしょうか。イタドリに比べてヨモギは地上部へ銅をあげやすく、あげた銅に対する耐性も弱いと考えておられますか。
- A : とりあえず、そのような理由と考えています。しかし、種で塩害地の無植被地の土壤に蒔くと、イタドリは発芽はするが、全く生育できないので、とても同じ土壤で濃度を比べるところまではいきません。ヨモギは種から芽は出すのですが、ごく僅かで枯れてしまう。一方、イタドリは全部が全部育つわけではないが、一部は大きくなることはできるということです。だからおそらく、その2つ要因が効いているのだらうと思います。
- Q : 北京師範大学の楊先生の予稿集の中に水の重金属についての基準というのがありますが、土壤での基準値はどのくらいでしょうか。先日、他の研究機関の方から、「日本では亜鉛の基準が確かで120mg/kgだったと思いますが、このため茨城県の地区では下水汚泥そのものを農地還元できないわけで、一方ECでは300mg/kgであり、日本でもその値が高くなれば緑農地還元も可能になるであろうということですが、基準の見直しが必要なのではないか」と言われました。そこで、楊先生には中国での土壤の基準と、久保井先生には日本での基準が土壤

の種類によって決まっているのかというようなところを一言コメントいただければと思います。

A：中国では、土壌基準は今まで全国的には決まっておらず、土壌の重金属汚染について評価するとき、地方、地方に基準があります。普通は、平均値に標準偏差の2倍を足して、これを超える時に土壌が汚染されていると考えます。水質基準はあります。地表水基準、工場排水基準などの基準があります。

C：中国の基準についてちょっと補足させていただきますと、予稿集の揚先生の2ページ目に表-2があります。これは先ほどお話しされなかったものですが、一番下にある日本の環境庁の値と中国の値とを見ますと、バックグラウンドとしては日中はほぼ同じであろうと思われます。カドミウムが日本の方がちょっと高いのではないかというような傾向はありますが、今、揚先生が言われたようにいろいろな問題があって土壌の基準は決めにくいということがあるわけです。これは日本についても同様で、先ほど稲森さんが言われた亜鉛の120はあくまでも有機廃棄物を資材として農地に入れるときの上限値です。もちろんその他のいわゆる特定有害物質についての基準はありますが、そこについては土壌農業課の方に話していただいた方が適切かと思えます。

C：先ほど揚さんのお話にもありましたように、土壌の基準はその土壌のもつ性質だとかいろいろな条件があって決めにくいというのは、どこの国でも同じだと思うのですが、日本においてもやはりそうです。亜鉛の120ppmは、資材は農家が選択してそれを撒くわけですから、影響が一番少ない、一番問題のないレベルに決めようと考え、亜鉛でも非常に耐性のあるものと耐性のないものとあるわけですから、そういう中で資材として使う場合に最も問題が出ないレベルで決めてあります。このレベルは他のものは全く影響が出ないようにという考え方に基づいて決められています。もちろん、それに対する批判もあることも我々も十分承知していきまして、現在いろいろな調査研究をしています。それに基づいてできる限り早く見直したいと考えていますが、なかなか現状では難しいというのが実態でございます。

Q：川田先生にお聞きしたいのですが、

地下水汚染の調査を行う時に、濃度を測るのですが、汚染物質が地下水に均一に溶け込んでいることはありえないわけです。平田先生の資料の3ページの図-1のように、例えば有機塩素化合物の原液が地下水中に混入した場合に、密度が1.5弱ぐらいありますから、沈降します。そうすると、例えばこういう汚染物質の調査でどの部分から採水したかによって、濃度がかかなり違うだろうと思います。ですから、汚染の調査ではよく汚染物質濃度のコンターマップを書きますが、おそらくいろいろな書き方ができるのではないかという気がします。深さごとに濃度を測って行って、その平均値をとるのか、あるいは任意の一点で採水してその濃度をもって代表するので、マップの形状も違ってくるのではないかと思います。例えば温度等を現地で計測しますと、井戸の水面の付近と井戸の底の方で10℃以上温度が違

うこともあります。その点についてどうお考えですか。

A : 確かに均一に溶けていることはないということは承知しております。我々は井戸を調査するときに、水をだいたい5時間ぐらい連続してとってその間定期的にサンプリングして分析しています。そうすると、井戸によっては段々濃度が上がっていくものと下がっていくもの、それからほとんど変わらないのがあります。今回報告した例では、上がっていくパターンと下がっていくパターンがよく出てきました。サンプリング開始後、だいたい30分から1時間たつと濃度が一定になります。我々のデータではその条件のもとで測定したデータと考えていただければと思います。

コンターの話ですけれども、C地区については白丸とか黒丸とか四角とかありましたが、ほとんどが白丸の井戸です。それらは浅い井戸でおそらく同じ帯水層から採っているのではないかと考えています。ここでも5時間ほどサンプリングしたのですが、濃度はほとんど変わりませんでした。その結果を踏まえてコンターを書きました。ただ、極端に深い井戸や中位の40m位の井戸はコンターを描くときには外してあります。ですからおそらく深さによっていろいろなコンターが当然描けるとは思いますが、我々が得た情報は浅いところの情報だけです。実際の飲み水に使っている井戸が、全部浅いところの井戸なので、一応そこでとどめたというか、そこしかできなかったというのが現状です。

C : これは質問ではないのですが、地下水汚染の調査をやるときに既設の井戸をよく使いますが、井戸にはだいたいストレーナーがある特定の位置にあって、そのストレーナーを通して地下水の中の汚染物質が井戸の中にも入ってくるわけです。オールストレーナーの観測井で深度別の濃度分布を測ってみることができれば、汚染がその地域のすぐ近くで起きたのか、あるいは遠くで起きたのかかなり分かってくるのではないかと思います。例えば、川田先生の発表のA地区で汚染井戸のすぐ近くの井戸が汚染されていないという話がありましたが、そうであれば汚染井戸の近くは相当濃度的な差があるのではないかと思います。それに対して汚染源が離れているところだと流れてくる間にかなり希釈されて濃度が均一化していますから、さほど深度別の濃度差は大きくないのではないかと思います。ですから水平的な広がりももちろん大事ですが、垂直的な分布調査も是非おやりいただければと思います。

C : 初めに、京都市のトリクロロエチレン等による汚染の実状を簡単に説明いたします。京都市は京友禪染とか、仏具の金メッキ関係の伝統産業が非常にたくさんあり、零細企業が市街地の中央部から南部にかけて散在している状況で、それらの企業がいろいろな形でトリクロロエチレン等を使っています。トリクロロエチレンは日本では昭和11年ぐらいから、テトラクロロエチレンは昭和27年、トリクロロエタンが昭和41年ぐらいから生産されており、古くからかなりの量をこれらの小規模の企業が使用しています。しかも小規模ですので、非常にずさんな形で使用されてきました。

現在、京都市の場合は全市に56ほどのモニター井戸を持っていますが、北部の一部の行政区を除いてほぼ全域で3物質が検出されます。そういった状況から、他の自治体のように突出した発生源によって一部の地域だけが汚染されているというのではなくて、不特定多数の発生源によって全域的に汚染されていると考えられます。それゆえ具体的な対策が早急に必要となるわけですが、発生源を特定する作業がいまさら必要なかどうか、また特定するにしても、同一帯水層、同一水脈に発生源が非常に多数存在するという状況で、因果関係の立証とか、発生源と被害状況との関係を把握することが、技術的に可能かという問題があります。京都市の場合は要綱を準備していますが、その中のプロセスに汚染機構の解明も十分盛り込んで置かないと、やはり市民の合意を得ることが非常に困難ではないかと思えます。

それから発生源対策ですが、59年8月21日に策定された環境庁の暫定指導基準に基づいて工場の監視をしています。地下水に最も影響を与える発生源としては、床の亀裂等の問題があります。そこから地下に直接浸透している可能性があります。その場合具体的に地下浸透防止対策をある程度制度化して義務付けながら、指導しなければいけないことになりませんが、その点でも零細企業が多いので、いろいろな問題があります。したがって、そういう状況下で汚染機構の解明をどういう方向で進めるべきなのか、多様な状態で使われているトリクロロエチレンの発生源対策として、具体的にどのような対策が経済的・効果的な方法であるのかといったような点が、私どもで今非常に苦慮している問題です。

C：高槻市は水道水源に井戸を使っていますが、昭和56年頃からトリクロロエチレンが入っているということで、処理してから給水しています。各地で水道水水源に曝気装置が導入されていますが、それも高槻市が開発したのを業者が売っている状況です。昭和58年に環境庁が発表して以来、高槻市でも調査していただきたい汚染のある地域とか発生源の対策はほぼ終わったと思っておりますが、既設の井戸の調査ですので深さも一定ではないために、なかなか濃度コンターが描けていません。そのような状況の下で62年度に環境庁の委託を受けて、ボーリングによる土壌と地下水の垂直分布調査を行いました。その結果から、大きな問題としてトリクロロエチレンが非常に高い濃度であることと、新しい汚染物質として1,2-ジクロロエタンとcis-1,2-ジクロロエチレンが見出されました。それともかなり深い、不透水層がいくつもあるその下が汚染されていることが分かりました。

私どもが困ってますのは、まず1つには調査のマニュアルがないことです。例えば、山へ登るときに道標があればいいのですが、道標なしに山へ登るといような状況でして、来年度予算の要求の時期がきているのですが、今年の調査結果を待たないと要求もできないという感じです。そうですので、機構解明もできないということもございます。

2つ目は、新しい汚染物質が出てきましたが、安全性とか発ガン性について私どもにはチェックする機能はありませんし、いろいろな情報を収集しながら判断していくわけですが、厚生省だとか、WHO、EPAとかいろいろな基準がありますが、分かり難い部分も多いこ

とです。

3つ目は同じようなことですが、水道水を地下水でまかなっていますので、新しい物質の安全性が議論になっていまして、厚生省も基準を決めていないものについてどういうふう考えたらいいのかと非常に困っております。

4つ目として、環境にある地下水の対策をしなくてはいけないわけですが、どういう対策をとったら有効なのかも雲をつかむような状況でして、この辺もお教えいただけたらありがたいと思います。

C：熊本市は57万人と比較的中規模の都市ですが、水道水源を全量地下水に依存しているということで、地下水汚染問題というのが非常に深刻な問題として取り上げられています。現在のところ上水道水源からは全く検出されていないので、他都市と違って緊急の問題はありませんが、将来にわたって地下水を利用していくためにできるだけ良質な形で地下水を保全しておきたいという考えで取り組んでいます。

現在、主要事業所については他都市と同じように排水対策、大気汚染対策、スラッジと汚泥の対策等を指導しています。新たな汚染をできるだけ食い止めていこうということで指導しております。当面一番問題として残されているのが、地下に取り残されている汚染された地下水をどうしたらよいかという問題です。兵庫県の場合は浄化なり土壌の撤去なり、様々な対策を現にとっておられますが、コスト面も含めて具体的にどのような方法で汚染された地下水を浄化するのがよいかということが、当面一番困っている問題です。

A：汚染源の特定の問題ですが、地下水特研の中では井戸水を汲み上げて観測するということとモニタリングのようなものを考えています。小林さんが指摘されたように、量的な把握はかなり難しい面があるのではないかと我々も感じております。ただ、測定した濃度が現象の結果として出てくるものですから、ある特定の地域に限って言えば、結果だけを見てもかなりのところが分かってくるのではないかは考えています。汚染源の特定については、一番中心になる汚染源はここだと決められるかどうかですが、そういった点はまだかなり技術的に難しいというか、研究しなければならない問題があるかと思えます。

A：汚染された地下水をどのようにしてきれいにしたらよいかはたいへん難しい問題ではないかと思えます。

私どもも微生物分解がどれくらいの速度で起きているのだろうかということを調べていますが、テトラクロロエチレンとかトリクロロエチレンは意外に土壌によって早く分解する場合があります。ただ、いろいろな土壌を使って分解速度を測ってみますと、半分に減る濃度がたいへん早い、例えば一週間位の場合もありますし、半年くらいかかる場合もあります。この泥はどれくらいで分解するかということは実際やってみないと分からない状況です。有機物が多い泥では、嫌気条件になると比較的簡単に分解してしまいます。分解能を持っている微生物は比較的多くいます。先ほどの新潟県のケースにもありましたが、トリクロロエチ

レンが分解するとcis体ができてしまうので、1,2-ジクロロエチレンはtrans体よりもcis体が残ってしまいます。私ども分解できる菌がないかと検討していましたが、トリクロロエチレンを10ppm位の濃度ですと数日くらいで分解してしまう菌が見つかりました。しかし、これを環境中に応用するにはなかなか難しい問題があり、頭を痛めています。

見つけた菌をどうやって活用するかということですが、排水処理の場合、現在は活性炭で取り除かれています。廃活性炭の処理が問題になります。そこで、カラムに菌をパックして排水処理に活用できるのではないかと考えております。外国のケースではこういった菌を地下水の中に入れて、地下水の濃度を下げることがもやられているようです。しかし、このような菌を撒いてよいのだろうか、飲料水にこのような菌が混じって大丈夫なのだろうかということも心配です。菌の安全性を調べなければいけないことになります。非常に高濃度の場合にはこういう菌を注入して、汚染源をたたいてしまうというようなことは可能かと思えます。しかし、非常に広範囲で低い濃度に汚染されている場合には、いいアイデアがありません。やはり現在のところは汲み上げて曝気をするということになってしまうのかも知れませんが、何とかよい方法を考えなければいけないと考えております。

C : シミュレーションは物理現象をどれだけ似させるかがポイントで、物理機構全体が解明されていない限りはできないわけです。三次元のシミュレーションをやりたいわけですが、なかなか着手できないという段階でいろいろなことを話をするのはなかなか難しいわけです。太子町のデータを見てきますと、この前2年間のデータを集めて議論した結果と、最近小林さんから5年間のデータをいただいて見た結果と全然違うわけです。まだその程度しか我々の現象の理解は進んでいないということになります。一番興味をもっておりますのは、深井戸の濃度が土壌を除去したにも関わらず、一様に増大傾向にある。もうひとつは、2km離れた地点の時系列が季節変動して非常に相関が高い。ちょっと計算しますと、60%位の相関で変動しているということがやっと分かってきたという状況です。一つの教訓としては、ともかくポイントで高濃度に汚染された場合は、すぐに対策しなければいけないということがここから出てくると思えます。

時系列データが出てくるということになりますと、それを時系列解析することによって物理現象も少しは明らかになってくるのではないかと期待してはいます。これから少し勉強していきたいと思えます。どういうデータでもいいですから長期間にわたったデータが欲しいわけです。望むらくは水量・水位などの物理量も含まれたデータというのが一番よいわけですが、今の段階ではどんなデータでもよいから長期間にわたって空間分布が分かればよいと思えます。今5年間経って少しは現象にアプローチができることになったので、後5年間経てばもっと話ができるのではないかと期待を持っています。

先ほどの小林さんの揚水の話は、非常に興味をもってお聞きしました。そうしたら揚水の範囲をどうするかというような問題を、まず地下水の流れあるいは拡散現象を具体的に平面

分布、深度分布を含めてこちらから提供しなければいけない段階に来ていますが、まだそこまでいけないというところです。

- C : 海洋から河川、地下水と汚染を調べていますが、地下水は非常に特異で、海洋で $10^9 \text{ cm}^2/\text{sec}^2$ 位の拡散係数が地下水の場合には1とか0.1とか非常に小さい値にしかならない。ですから、汚染物質がトロトロと油のように流れる。しかも、地下が不均一のためにきれいに流れてくれない。このため、汚染源の遠いところで汚染が出るが、汚染源に近い井戸ではどうでもないというような非常に不思議な現象を起こします。それから、地下水への鉛直の移動速度が $1 \text{ m}/\text{年}$ 位に非常に遅い速度で動いて行くこと、水平方向にも $100 \text{ m}/\text{年}$ 位の遅い速度で動くので、現象が非常に時間がかかる。水ガラスで封じ込めて、 10 m 離れたところにモニタリング井を掘って計りだしたというお話がありましたが、おそらく効果が分かるのは数年後だろうと思われまます。こういった状態で、しかも地下水を飲用する場合にそれが適当であるかどうかということをチェックすることが、飲料水を飲んでいる人にとっては非常に難しいという状態です。しかも新しい汚染源がどんどん出てくるということですから、やはり最初は汚染させないようにがんばるよりしかたないのではないかと思います。

汚染源の追求ですけれども、点源でなく、面的に非常にたくさんある状態では、一つ一つをチェックしていくことはほとんど不可能で、やはり大気汚染だとかいろいろなところで考えられているように面源として扱っていかざるを得ないだろうと思います。

有機物については、トリハロメタンとかトリクロロエチレンだとかほとんどの場合は飛んでしまうので、それによってかなり安全性が保たれるということを市民が知らないことが多いので、その点をよく知らせしておく必要があるのではないかと思います。

- C : 地下水汚染の最大の防御策は、まず汚染物質を出さないことだと思います。よく大気中に出せばよいのでないかという話がありますが、大気中濃度もいろいろなところで測ってみると、結構高いものですから、なるべく外に出さない、溶液の形でもガスの形でもなるべく出さないということが一番ではないかということが一つです。

それから、汚染された地下水をどうするかということですが、非常に濃度が高くて希釈するのが待ちきれないという場合は、やはり汲み上げて処理するしかないだろうという感じがします。そのときはやはりたくさんの井戸を使って、まずどういう濃度分布があるのかということ調べて、一番濃度の高いところで集中的に汚れた部分を揚水してそれを処理する。それから、濃度がある程度低くてもう少し希釈すれば許容限度以下になるだろうということでは、時間をかけて薄まるのを待つしかないという感じがします。

〔平成元年6月16日編集委員会受理〕

〔国立公害研究所 F-12-'89/N I E S〕

第4回 土壌・地下水汚染シンポジウム
—現地観測例を中心に—

問い合わせ先：水質土壌環境部水質環境計画研究室
平 田 健 正

平成元年9月30日発行

発行 環境庁 国立公害研究所
〒305 茨城県つくば市小野川16-2

印刷 株式会社 明 文 社
住所 東京都中央区日本橋蛸殻町1-24-8