

田沢湖の水質等について
—玉川酸性水中和処理施設稼動以前の水質等—

組谷 均 小林 裕 片野 登 泉 博克*¹ 高橋 浩*²
小玉 幹生*³ 神馬 諭 菅 雅春*⁴ 鈴木 雄二 山田 雅春

1 はじめに

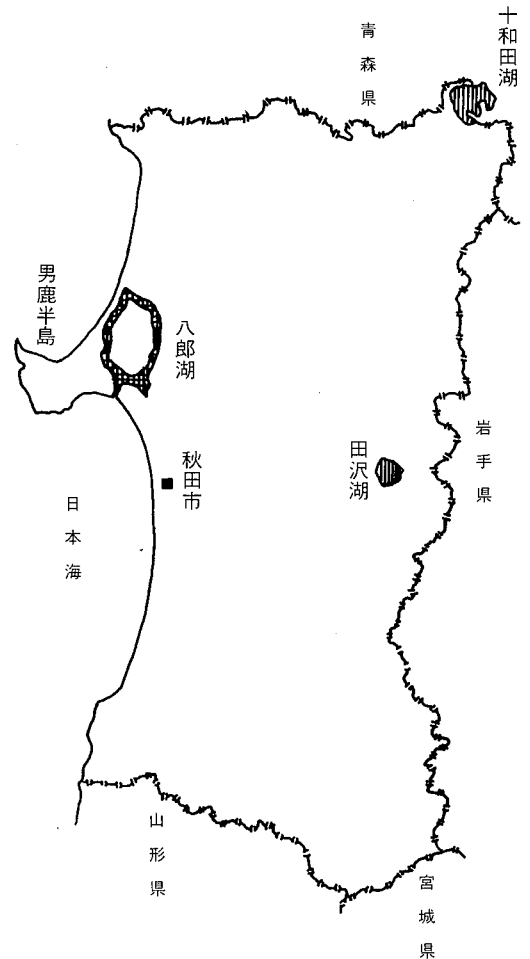
田沢湖は秋田県中央部東端の奥羽山系駒ヶ岳山麓、田沢湖町に位置する湖面海拔249m、湖面積25.5km²、最大水深423.5mのわが国で最も深い典型的な陥没湖である。

元来、この湖は沢水以外の流入河川はなく、流出はかんがい用堰2ヶ所だけの水の出入りの少ない湖であった。

昭和15年に国策による電源開発と農地開拓のため、わが国有数の酸性河川である玉川が導水されて以来、次第に酸性化が進み、この湖だけに棲息したクニマスなど20種類ほどの魚は殆ど絶えてしまい、現在ウグイがわずかに確認されるにすぎない¹⁾。

酸性水導入については、湖水の酸性化が十分予測された事であり、酸性源である玉川温泉水(pH1.1、湧出温度98℃、湧出量0.14m³/sec)の地下溶透法による中和、さらに中性河川である先達川を導水したうえで行ったが、温泉水の中和は事故によりたびたび中断され、特に昭和30年以降その効果は殆ど期待できない状態となった。

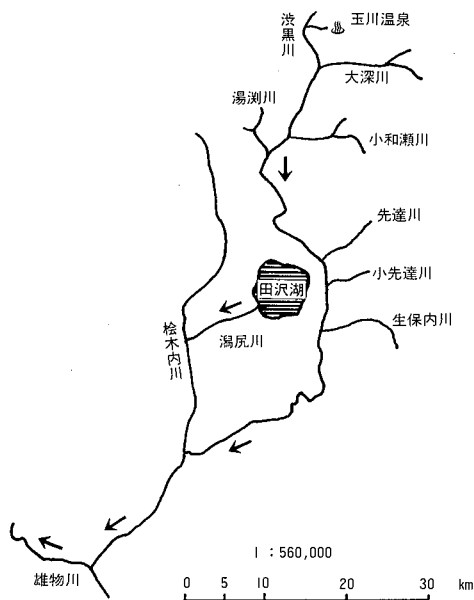
県はpHを現状より悪化させないため、昭和47年から新たに簡易石灰中和を行うとともに、国(建設省)に対して恒久中和対策の実施を要請してきた。これを受けて国は、玉川ダム建設事業の一環として「玉川酸性水中和処理



施設」を建設し、平成元年の秋から試験稼動させることになった。

平成3年から本格的な中和事業(維持管理

* 1 現能代保健所 * 2 現環境保全課 * 3 現湯沢保健所 * 4 現生活センター



図一 1 昭和15年以前（田沢湖に玉川を導入する前）の玉川流域の流況

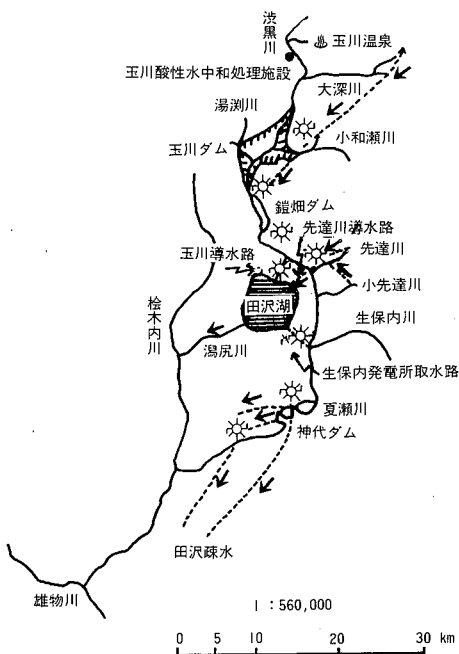
費用は建設省、県、県企業局、東北電力の4者が負担）が開始されることにより、玉川は水質改善され、酸性化した田沢湖は、将来ふたたび中性化することが期待される。

当センターでは中和効果による水質の変化及び生物相の変化を追跡するため、中和事業開始前の湖の水質等の調査を行ったので、その結果について報告する。

2 湖の諸元等

昭和15年以前（田沢湖に玉川を導入する前）の玉川流域の流況を図一1に、現在の流況を図一2に示す。

現在、田沢湖へは銚畑ダム下流から玉川導水路を通して玉川（ $20.55\text{m}^3/\text{sec}$ ）が、更に先達川導水路をとって先達川（ $5.66\text{m}^3/\text{sec}$ ）が導入されている²⁾。湖水の出口としては、湯尻地区にかんがい用取水口があり、かんがい期間中のみ放流しており、湖水の殆どは田子ノ木地区の生保内発電所取水口から玉川に放流されている。生保内発電所の湖水の取水は、湖面海拔249mの水位が237mに下がるまで（有効水深12m、3億 m^3 ）可能となっている²⁾。諸元を表一1に示す。



図一 2 現在の流況

表一 1 田沢湖の諸元

表面積	25.5 km^2
集水面積	22.3 km^2
最大深度	423.5m
湖水容積	7.2 km^3
平均水深	280m
滞留時間	8.7年
湖面海拔	249m

3 調査方法

(1) 湖内調査

- 1) 調査期間
昭和63年度～平成元年度
- 2) 調査地点 (図-3 に示す)
No.1 濁尻、No.2 湖心、No.3 田子ノ木、No.4 田沢湖発電所前
(平成元年度新設)
- 3) 調査時期
5月、8月、9月、10月(昭和63年度)
5月、7月、9月、10月(平成元年度)
- 4) 調査水深
表層(0m)、-10m、-20m、-30m、-40m、-50m、-100m、-200m、-300m、-400m(10層)

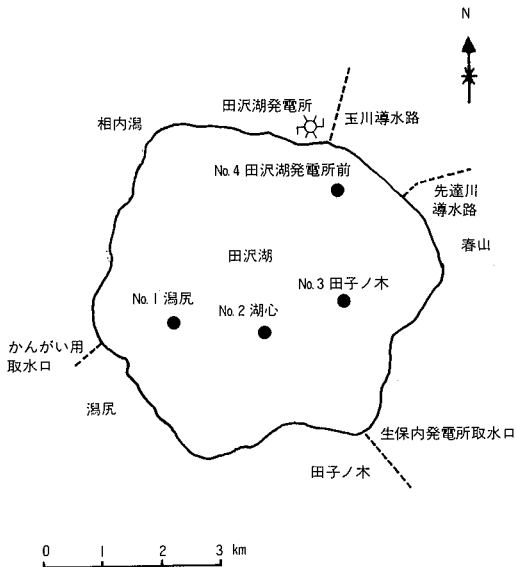


図-3 調査地点

(2) 流入河川調査

- 1) 調査期間
平成元年度
- 2) 調査地点 (図-4 に示す)
37河川
- 3) 調査時期
5月、11月

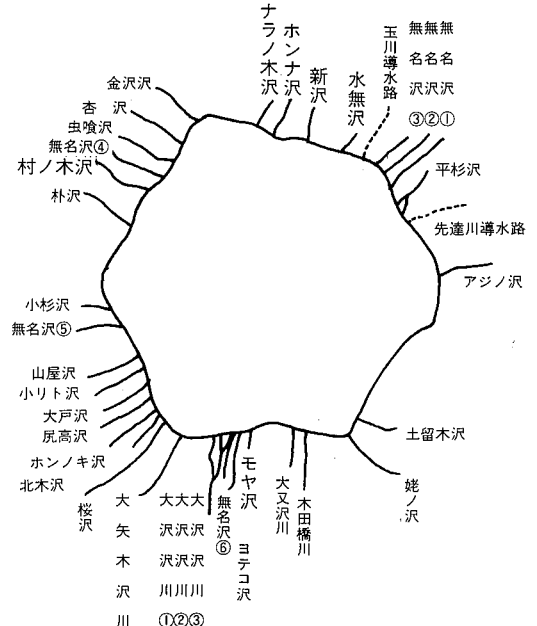


図-4 流入河川

(3) 調査項目及び分析方法等

調査項目及び分析方法を表-2 に示す。

透明度はセッキー円板(径30cm)、水色はフォーレル水色標準液、水温は防圧型転倒式温度計及びCTD計測器で測定し、採水はGO-FLOニスキン採水器を使用した。プランクトンは北原式定量ネット(口径25cm、XX-13)を用い、水深20mから表層までの垂直曳きにより採取した。得られた試料は、その場でホルマリン固定し、持ち帰ったのち分析した。

表一 2 水質の分析方法

項目	分析方法
DO	J I S K 0102.32.1
pH	J I S K 0102.12.1
導電率	J I S K 0102.13
Na ⁺	原子吸光法
K ⁺	//
Mg ²⁺	//
Ca ²⁺	//
Mn ²⁺	//
T-Fe	//
Al ³⁺	//
Cl ⁻	イオンクロマト法
SO ₄ ²⁻	//
8.4酸度	中和滴定法
COD	J I S K 0102.17
NH ₄ ⁺ -N	オートアナライザー法
NO ₂ ⁻ -2	//
NO ₃ ⁻ -N	//
T-N	//
PO ₄ ³⁻ -P	//
T-P	//
クロロフィル a	海洋観測指針 9.6

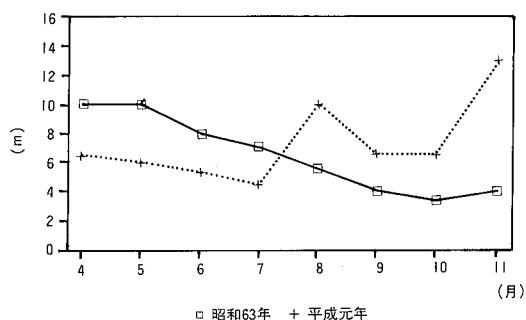
4 調査結果の概要および考察

(1) 湖内調査

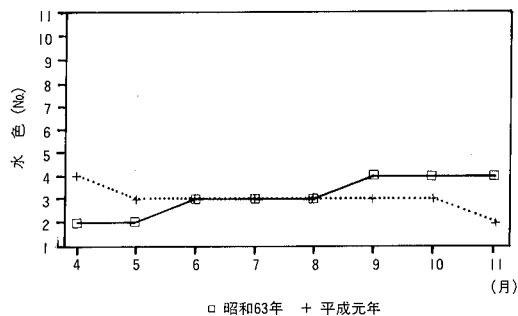
1) 透明度、水色について

各調査地点での透明度及び水色の測定結果から、特異な地点はみられない。図一 5 に昭和63年度及び平成元年度の湖心における透明度の経月変化を、図一 6 に水色の経月変化を示す。なお、調査時期以外の値は、田沢湖の公共用水域水質調査の測定値を使用した。

透明度の経月変化をみると、昭和63年度は、4、5月が10mと高く、6月頃から徐々に低くなり11月には4mとなっている。平成元年度は、4～7月が6.5～4.5mで徐々に低下し



図一 5 透明度の経月変化(湖心)



図一 6 水色の経月変化(湖心)

ながら推移し、8月に10mのピークを示し、9、10月が6.5m、11月には13mとなり8月以降に透明度が高くなる傾向がみられ、昭和63年度と異なる変化となっている。水色の経月変化をみると、昭和63年度は、4、5月がNo. 2で、6～8月がNo. 3、9～11月にはNo. 4となっている。平成元年度は、4月がNo. 4で、5～10月がNo. 3、11月にはNo. 2となっている。透明度が高くなるほど水色番号が小さくなり、透明度の結果同様、昭和63年度と平成元年度では異なる経月変化となっている。透明度は3.3～13m、水色はNo. 2～No. 4の範囲にあり、湖面は概ね青色を呈している。

2) 水温について

各調査地点での水温の垂直分布の結果から、各水深における地点間の温度差は、表層から水深40m間では1.2～3.9℃の時期が散見されるものの、他は1.0℃未満で、特に200m以深で

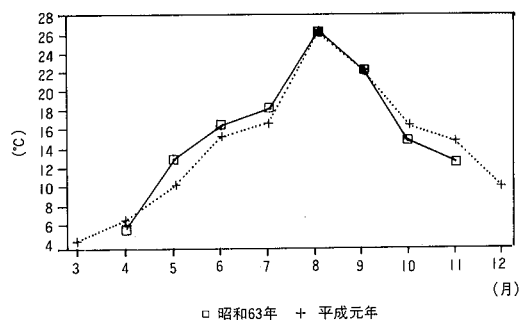
は0.1℃未満となっており、各層内における地点間の差異はあまりみられない。

図一七に湖心における表層水温の経月変化を示す。なお、調査時期以外の値は、田沢湖の公共用水域水質調査の測定値を使用した。

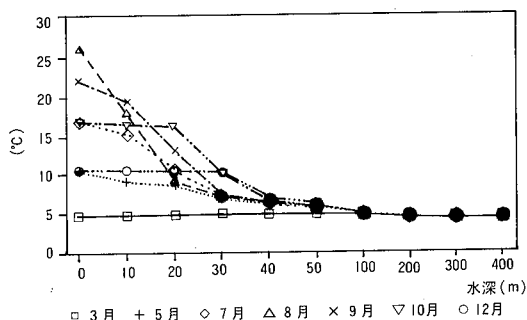
昭和63年度及び平成元年度の経月変化から、表層水温は3月頃から8月頃にかけて上昇し、9月頃から降下している。その変動範囲は、4.82～21.60℃となっている。

図一八に湖心における水温の垂直分布の月変化を示す。

水温躍層は、7月から10月にかけてみられる。7月は表層から30m層までの温度差は10.15℃で8月は19.36℃で温度勾配が最も大きく、9月は14.93℃、10月は10.0℃で躍層の深度が20～40m層に移っており、水温躍層は5月過ぎから8月頃にかけて形成され9月から徐々に弱くなる。また、10月には表層(16.60℃



図一七 表層水温の経月変化(湖心)



図一八 湖心の水温分布(平成元年)

から20m層(16.26℃)まで等温となっており、12月には等温層が30m層まで下がっている。気温の低下と共に等温層は深層へ徐々に広がり、1、2月の厳寒期を経た3月には表層(4.82℃)と400m層(3.92℃)の温度差が0.9℃で不安定な温度分布となっている。各層における水温の年間の変動範囲についてみると、50m層が4.58～5.70℃、100m層が4.30～4.52℃、200m層が3.97～4.04℃、400m層が3.85～3.92℃となっており、上層部ほど変動が大きく、200m層以深では変動が非常に小さくなっている。

湖水の循環は風、湖水の密度対流によって起こり、田沢湖の循環期については、一概に断定できないものの、水温の垂直分布の月変化の結果からみると、等温層が形成される10月頃から等温層が400m層まで降下する3月過ぎ頃までと推定される。なお、200m層以深の水温の年間変動は非常に小さく3.9℃程度となっており非完全混合型と考えられ、この時期に循環する深度および深層における循環等の詳細については、中和処理施設稼動後の湖水の水質調査によって明らかになると思われる。

3) 溶存酸素量(DO)について

2年間の調査結果から、DOは7.8～13.8mg/lの範囲で分布している。

各調査地点での垂直分布の結果から、各層内における地点間の差異はあまりみられない。図一九に湖心におけるDOの垂直分布の月変化(平成元年度)を示す。

5月は全層が12mg/l前後で一様な濃度分布となっている。水温躍層がみられる7、9月は表層から20m層の濃度が9mg/l前後と小さくなり、10月には水温が等温となる表層から20m層の濃度が、10mg/l位でほぼ同

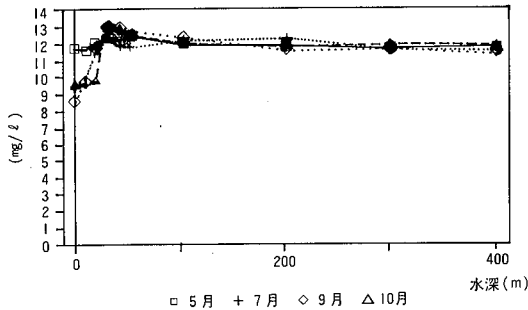


図-9 湖心のDO分布 (平成元年)

様な濃度となっている。深水層は12mg/l前後の濃度となっており、時期的な変動が小さく垂直分布も一様で、深さとともに濃度が若干低くなっている。このような傾向は昭和63年度においてもみられる。また、酸素飽和度では表層部が100%前後で、深層が90%前後となっている。

2年間の平均値は11.5mg/lで、環境基準値を満たしており、DOは深層においても豊富である。

4) pHについて

2年間の調査結果から、pHは4.40~5.17の範囲で分布している。

各調査地点での垂直分布の結果から、各層内における地点間の差異はあまりみられない。図-10に湖心におけるpHの垂直分布の月変化(平成元年度)を示す。

表層および10m層では時期的な変動がみられ、その濃度範囲は4.46~5.17となっている。20m層以深では4.6前後の濃度となっており、時期的な変動が小さく垂直分布も一様となっている。このような傾向は昭和63年度においてもみられる。表層部における時期的な濃度変動は、7、9、10月は水温躍層がみられる時期であることから、流入水の水質の影響と思われる。

2年間の平均値は4.69で、湖全体が酸性化

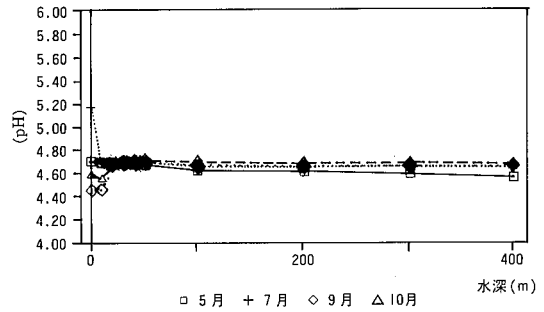


図-10 湖心のpH分布 (平成元年)

している。

5) 導電率について

2年間の調査結果から、導電率は103~147 $\mu\text{s}/\text{cm}$ の範囲で分布している。

各調査地点での垂直分布の結果から、各層内における地点間の差異はあまりみられない。図-11に湖心における導電率の垂直分布の月変化(平成元年度)を示す。

各月とも120 $\mu\text{s}/\text{cm}$ 前後で分布している。表層および10m層では13 $\mu\text{s}/\text{cm}$ 程度の時期的な差異がみられ、20m層以深では垂直分布が一様となっている。このような傾向は昭和63年度においてもみられる。

2年間の平均値は、120 $\mu\text{s}/\text{cm}$ である。

6) 陽イオン、陰イオン、8.4酸度について

2年間の調査結果から、 Na^+ の濃度は3.3~6.9mg/l(平均値5.0mg/l)、 K^+ は0.5~0.9mg/l(0.7mg/l)、 Mg^{2+} は1.4~1.8mg/l(1.6mg/l)、 Ca^{2+} は5.0~7.5mg/l(6.8mg/l)、 Mn^{2+} は0.02~0.09mg/l(0.06mg/l)、T-Feは0.01~0.28mg/l(0.05mg/l)、 Al^{3+} は0.9~2.1mg/l(1.7mg/l)、 Cl^- は15~23mg/l(17mg/l)、 SO_4^{2-} は22~30mg/l(25mg/l)、8.4酸度は12~17mg CaCO_3/l (14mg CaCO_3/l)の範囲で分布している。

各調査地点での各項目の垂直分布の結果か

ら、特異な地点はみられない。図-12~21に湖心における各項目の垂直分布(平成元年度)を示す。

水温躍層がみられる表層から40m層では下層と比較すると時期的な変動および上下層間の濃度変動がみられ、深水層では垂直分布が

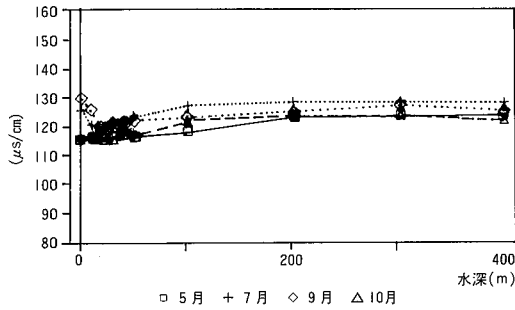


図-11 湖心の導電率分布 (平成元年)

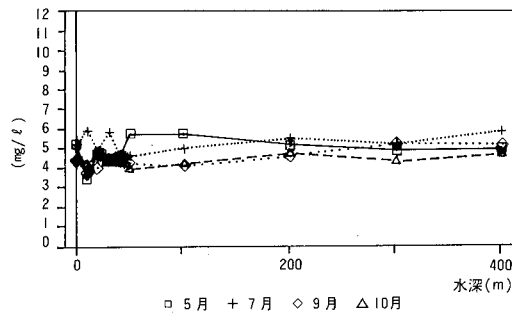


図-12 湖心のNa⁺分布 (平成元年)

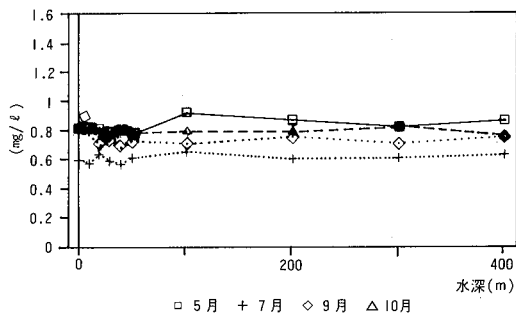


図-13 湖心のK⁺分布 (平成元年)

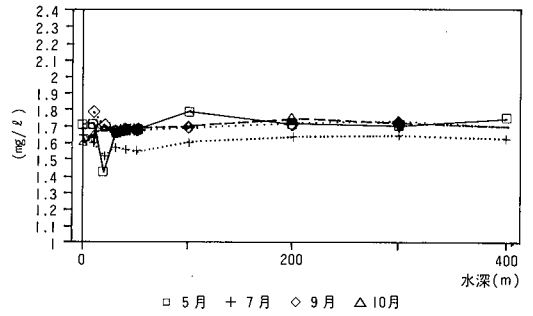


図-14 湖心のMg²⁺分布 (平成元年)

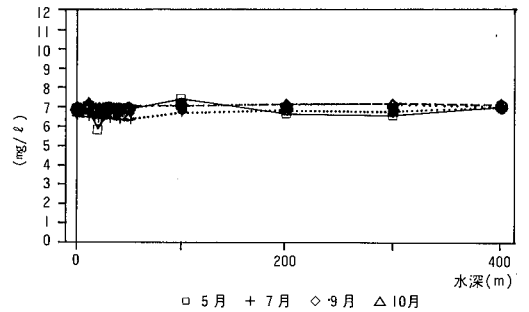


図-15 湖心のCa²⁺分布 (平成元年)

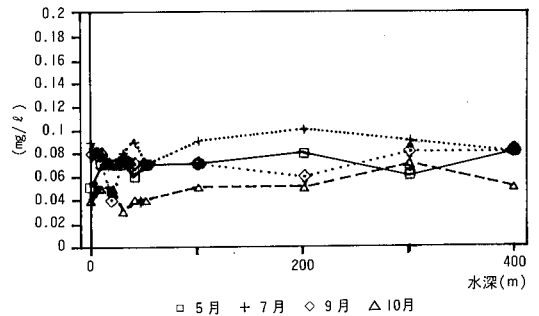


図-16 湖心のMn²⁺分布 (平成元年)

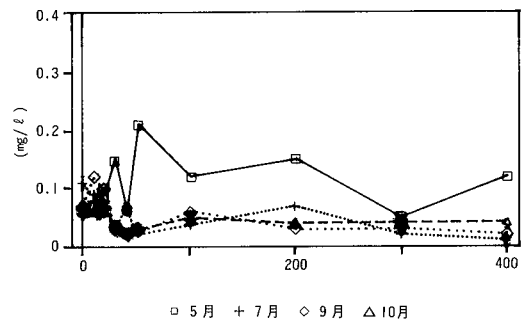
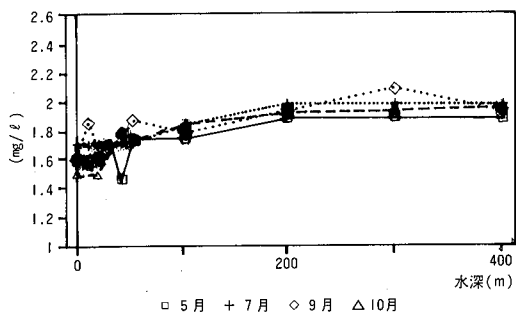
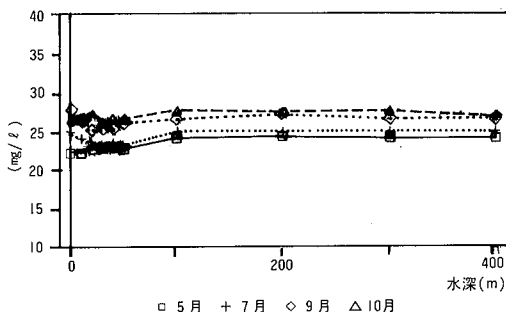


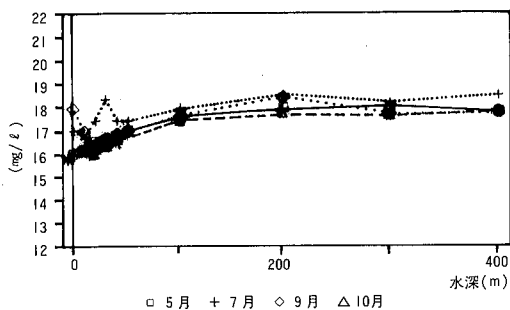
図-17 湖心のT-Fe分布 (平成元年)



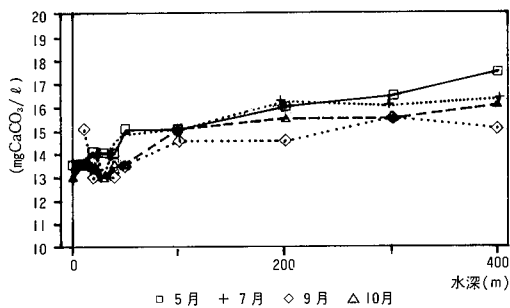
図一18 湖心の Al^{3+} 分布 (平成元年)



図一20 湖心の SO_4^{2-} 分布 (平成元年)



図一19 湖心の Cl^- 分布 (平成元年)



図一21 湖心の8.4酸度分布 (平成元年)

ほぼ一様となっている。T-Feは表層部で濃度が高く、 Al^{3+} 、 Cl^- 、8.4酸度は深さとともに濃度が高くなっている。このような傾向は昭和63年度においてもみられる。中性水域と比較すると Al^{3+} の濃度が高い。

7) 化学的酸素要求量 (COD) について

2年間の調査結果から、CODの濃度は $<0.5\sim 1.0\text{mg/l}$ の範囲で分布している。

平成元年度の各調査地点での垂直分布の結果から、主に10~30m層の濃度が高くなっている。CODは環境基準値以内となっている。

8) 窒素、りん、クロロフィルaについて

2年間の調査結果から、 NH_4^+-N (アンモニア態窒素)の濃度は $<0.05\sim 0.07\text{mg/l}$ (平均値 0.05mg/l : 定量下限未満の値は定量下限値として算出)、 $NO_2^- -N$ (亜硝酸態窒素)は $<0.01\text{mg/l}$ 、 $NO_3^- -N$ (硝酸態窒素)は $0.05\sim 0.13\text{mg/l}$ (0.08mg/l)、T-N(全

窒素)は $0.06\sim 0.22\text{mg/l}$ (0.12mg/l)、 $PO_4^{3-} -P$ (りん酸態りん)は $<0.01\text{mg/l}$ 、T-P(全りん)は $<0.003\sim 0.07\text{mg/l}$ (0.01mg/l)、クロロフィルa(表層の測定値)は $<0.5\sim 0.5\mu\text{g/l}$ の範囲で分布している。

各調査地点での垂直分布の結果から、特異な地点はみられない。図一22に昭和63年度の $NO_3^- -N$ およびT-Nの各水深における平均濃度(3地点、4回)の分布を、図一23に平成元年度の平均濃度(4地点、4回)の分布を示す。

$NO_3^- -N$ についてみると、昭和63年度では全層の濃度が一定となっているが、平成元年度では深さとともに濃度が若干高くなっている。T-Nについてみると、昭和63年度では全層の濃度がほぼ一定となっているが、平成元年度では20m層が極小となり深さとともに濃度が若干高くなっている。また、 $NO_3^- -N$ 濃度がT

-N濃度に占める割合は、昭和63年度が60%前後で平成元年度が60~80%程度となっている。

N、Pはともに富栄養化の基本的な要因物質であり、湖沼などの富栄養化状態を評価する

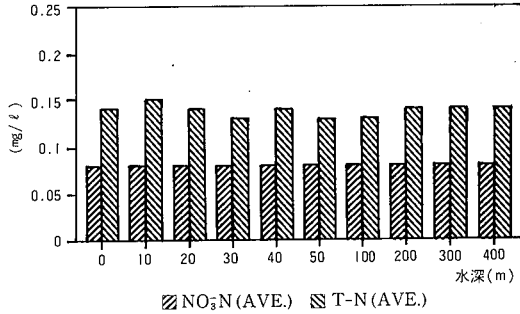


図-22 昭和63年度のNO₃-N、T-N分布

る重要な指標となっている。坂本(1966)はN及びP濃度による区分を、貧栄養：T-N 0.02~0.2mg/l、T-P 0.002~0.02mg/l、中栄養：T-N 0.1~0.7mg/l、T-P

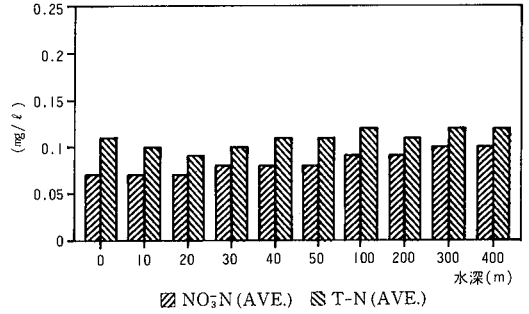


図-23 平成元年度のNO₃-N、T-N分布

表-3 動植物プランクトンの調査結果(湖心)

	昭和63年				平成元年			
	5月	8月	9月	10月	5月	7月	9月	10月
動物プランクトン								
輪虫類								
<u>Brachionus rubens</u>			r r	c				
植物プランクトン								
緑藻類								
<u>Ulothrix</u> sp.							r r	r r
珪藻類								
<u>Amphora</u> sp.					r r	r r		
<u>Asterionella</u> sp.					r r			
<u>Coscinodiscus lucustris</u>		r r	r r	r r				
<u>Cymbella</u> sp.	r r		r r		r r			
<u>Diatoma</u> sp.					r r		r r	
<u>Fragilaria</u> sp.		r r						
<u>Gomphonema</u> sp.					r r			
<u>Navicula</u> sp.	r r					r r		
<u>Nitzschia</u> sp.	r r	r r						
<u>Suriella</u> sp.			r r					
<u>Synedra ulna</u>			r r		r r		r r	
<u>Tabellaria</u> sp.			r r					

0.01~0.03mg/ℓ、富栄養：T-N 0.5~1.3 mg/ℓ、T-P 0.01~0.09mg/ℓに分類している³⁾。

これらの値を参考にして田沢湖の分類を行うと、貧栄養湖に類別される。

9) プランクトンについて

動物プランクトン、植物プランクトンともにその量は極めて少ない。ただ動物プランクトンについては、平成元年10月に一時的にかなりの量のアカツボムシ (Brachionus rubens：水野寿彦氏の同定による⁴⁾) の発生が見られた。湖心における24時間沈澱量は0.5ml/m²であった。湖心における分析結果を表-3に示す。

種類数、量とも少ない中で、5月はやや種類数が増すようにおもわれる。

(2) 流入河川調査

流入河川水等のpHと導電率を測定した。玉川導水路のpHは4.60~4.80、導電率は80.2~132μs/cm、先達川導水路のpHは6.48~6.96、導電率は137~180μs/cmで、昭和15年以前から湖に流入している沢水等のpHは5.98~7.24、導電率は37.2~87.3μs/cmの範囲となっており、玉川導水路を除き特異な水質の流入水はみられない。

5 まとめ

湖水は、青色を呈し溶存酸素が豊富で、深層まで酸性化しており、中性水域と比較し、Al³⁺濃度が高い。T-Feは表層部で濃度が高く、Al³⁺、Cl⁻、8.4酸度は深さとともに濃度が高くなっている。湖水の化学成分の調査は、水温成層が形成されている時期に行われたため、表層部では流入水の影響による時期的な水質変動がみられるが、湖内の水質はほぼ一様となっている。

また、田沢湖は貧栄養湖と評価されるが、T-N、T-Pの個々の測定値では十和田湖より高い値もみられ、水系の生物相を予測することは困難であるが、湖水の中性化にともなって生物活動が活発になり、種類・量とも増えると思われる。湖のpHが上昇する過程での生物相および栄養塩類の動向を観察する必要がある。

なお、田沢湖のpH回復に要する期間は、田沢湖を完全混合系と仮定し、湖水のpHを6に回復させるには21年という長期間を要すると推定されている⁵⁾。しかしながら、水温の年間変化から200m層以深の温度変動は0.1℃未満で非常に小さく、非完全混合系と考えられ、田沢湖のpH回復の期間は推定期間より遅れる反面、田沢湖から流出する湖水のpHの上昇は推定期間より速まると思われる。また、加藤の水質シミュレーションによると、田沢湖のpHは15年程度後にpH 6に回復すると予測している⁶⁾。

参考文献等

- 1) 秋田県内水面水産指導所事業報告書、昭和63年2月、秋田県内水面水産指導所
- 2) 玉川毒水の現況と対策、昭和52年9月、東北農政局計画部資源課
- 3) 八郎湖水質汚濁機構解明調査総合報告書、昭和60年3月、秋田県生活環境部環境保全課、秋田県環境技術センター
- 4) 当センターで採取したものを農業環境技術研究所、戸田任重氏を通じて依頼
- 5) 秋田県玉川毒水排除対策事業基本計画書、昭和49年6月、秋田県環境保健部公害課
- 6) 加藤 敏治：公害と対策、vol.25, No.10, 45(1989)

水田除草剤の八郎湖水質等への影響について

鈴木 雄二 松田恵理子*1 菅 雅春*2

1 はじめに

農業技術の改良にともない、生産の安定化及び省力化のため、各種の農薬が多量に使用されている。秋田県の昭和60年度の農薬の使用量は22,751tで、その約90%が稲作に使用されており、このうち除草剤は9,003tで、稲作に使用されている農薬の約45%をしめ、水田には広く、多量に除草剤が散布されている。

八郎湖は、昭和32年からの八郎潟の干拓工事により、調整池や東西の承水路として残存した水面、4,564haからなる淡水湖である。八郎湖では、河川からの流入水を調整池の末端に設置された防潮水門の閉閉により、調整池や承水路で一時的に貯留し、干拓事業により誕生した大潟村の11,741haにおよぶ農地の農業用水として循環利用している。また、八郎湖の湖水は、水道水源や内水面漁業にも利用されており、水田で使用する農薬の環境への影響が懸念される。

このため、一般的に使用され、使用量の多いCNP、クロメトキシニル等の水田除草剤について、八郎湖を中心に、水質、底質及び生物の濃度を調べ、環境への影響について検討を加えたので報告する。

2 調査方法

2. 1 調査地点の概要

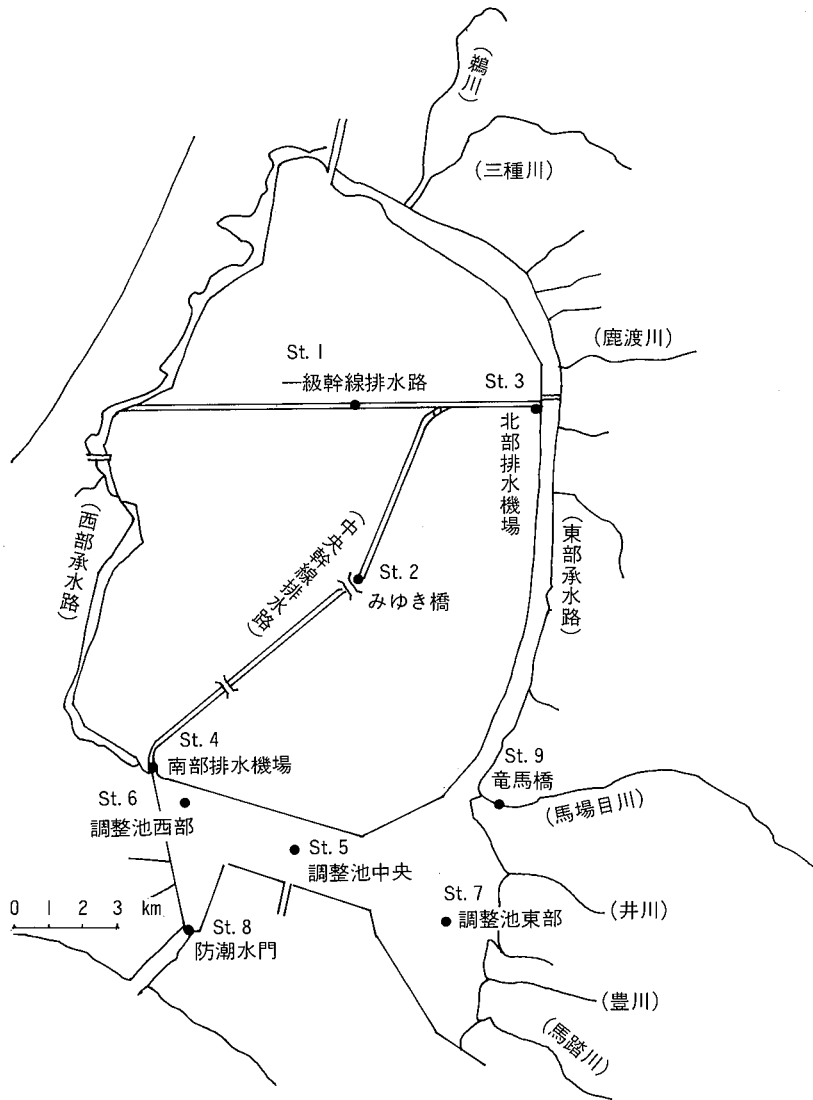
八郎湖には中小20河川が流入しており、こ

の流域における水田面積²⁾は、24,408haで農業経営耕地面積の約93%を占めている。特に大規模営農のモデルケースとして干拓地に誕生した大潟村では、水田面積が8,893haと流域の水田面積に対して約36%と大きな割合を占めている。

干拓地では、東西の承水路や調整池の19地点で取水し、農業用水として利用しており、この排水は、一級幹線排水路及び中央幹線排水路に集水され、北部排水機場から東部承水路、南部排水機場から調整池へとそれぞれポンプアップにより強制的に排出されている。

調査地点は図-1に示すとおりで、干拓地内の代表的な農業排水路として、St. 1 一級幹線排水路、St. 2 中央幹線排水路(みゆき橋)の2地点とこの排水路の末端であるSt. 3 北部排水機場、St. 4 南部排水機場を調査した。また、調整池内では、調整池の中央部に位置するSt. 5 調整池中央のほか、農業排水路に近いSt. 6 調整池西部、流入河川の多いSt. 7 調整池東部、湖水が日本海に流出するSt. 8 防潮水門付近について調査した。このほか、流入河川としてSt. 9 馬場目川末端の竜馬橋を調査している。

* 1 現秋田県衛生科学研究所 * 2 現秋田県生活センター



図一 調査地点

2. 2 調査項目

水質 オキサジアゾン、CNP、クロ
 メトキシニル、シメトリン、ベン
 チオカーブ、ピペロホス
 底質、生物 オキサジアゾン、CNP、クロ
 メトキシニル

2. 3 試料の採取

昭和61年度には農業排水路と八郎湖調整池
 の水質における実態を把握するため、農業排

水路4地点(St.1~St.4)と調整池の4地点
 (St.5~St.8)で除草剤の散布時期の5月か
 ら6月を中心に9月までに8回、また除草剤
 非散布時期の3月に1回の合計9回、水質試
 料として表層水を採取した。

昭和62年度には排水路や流入河川からの影
 響をみるため、水質試料については農業排水
 路の2地点(St.3、St.4)と調整池St.6に限
 定し、除草剤の散布時期を中心に4月から12

月までの期間に26回、表層水を採取し、流入河川のSt.9では、5月から12月までに11回採取した。

底質試料は、調整池の4地点で4月から12月までに24回、コア採泥器により採取した。

また、生物試料は6月から7月に、シジミ貝、イシ貝、ワカサギについては6検体、フナについては9検体採捕した。

昭和63年度は、調整池内の経年変化をみるため、調整池内の4地点で水質試料、底質試料を5月から9月まで、月1回の頻度で採取した。

2. 3 分析方法

2. 3. 1 水質

試料水4~10ℓを凍結濃縮装置で2ℓ以下に濃縮してから、ジクロロメタン200mlで2回抽出し、これらを無水硫酸ナトリウムで乾燥後、ロータリーエバポレーターで約1mlに濃縮した。これを窒素ガスで乾固した後、ヘキサン5mlに転溶し、ガスクロマトグラフ(島津GC-7AG:検出器ECD、島津GC-7A:検出器FPD)により定量した。

2. 3. 2 底質

底質を採取後、夾雑物を除去し、底質調査法により前処理して試験試料とした。

湿泥50gをアセトン200mlで30分間振とう抽出し、ろ過した。これを2回繰り返す、ろ液を濃縮したものに、10%塩化ナトリウム溶液250mlをくわえ、ヘキサン50mlで2回抽出し、水洗後、乾燥し、5mlまで濃縮した。これをフロリジルセップパックを用いて精製、濃縮し、窒素ガスで乾固した後、ヘキサン5mlに転溶してGC分析用の試験溶液とした。フロリジルセップパックからの溶出には、各5%酢酸エチル2-プロパノール含有ヘキサン20mlを用いた。

2. 3. 3 生物

可食部50gをバイオトロンを用い、アセトニトリルで3回抽出した後、アセトニトリル層からジクロロメタンで3回抽出し、溶媒除去後、20mlのヘキサンに溶解し、ヘキサン飽和アセトニトリル30mlを加え振とうした。これを3回繰り返す、アセトニトリル層に2%塩化ナトリウム溶液700mlを加え、ヘキサン100mlで2回抽出した。ヘキサン層を濃縮した後、フロリジルセップパックで精製、濃縮し、窒素ガスで乾固した後、ヘキサン5mlに転溶してGC分析用の試験溶液とした。フロリジルセップパックからの溶出に30%エーテル含有ヘキサンを用いた。

3 結果と考察

3. 1 分析方法の検討結果

各試料毎の添加回収率を表-1及び表-2に示した。

水質試料では、湖沼水10ℓにオキサジアゾン、CNP、クロメトキシニルをそれぞれ1

表-1 除草剤の添加回収試験結果(水質)

除草剤	添加量 $\mu\text{g}/10\ell$	回収率%
オキサジアゾン	1	92
	10	94
CNP	1	83
	10	93
クロメトキシニル	1	104
	10	100
シメトリン	10	93
ベンチオカーブ	5	85
ピペロホス	25	94

表-2 除草剤の添加回収試験結果(底質、生物)

除草剤	底質		生物	
	添加量 $\mu\text{g}/50\text{g}$	回収率%	添加量 $\mu\text{g}/50\text{g}$	回収率%
オキサジアゾン	0.2	95	2	98
CNP	0.2	95	2	95
クロメトキシニル	0.4	98	4	95

μg及び10μg、シメトリン10μg、ベンチオカーブ5μg、ピペロホス25μgを添加して上記の分析方法により定量した。回収率は、CNP 1μg添加とベンチオカーブ5μg添加でやや低かったほか、良好な結果であった。

底質では、試料50gに、オキサジアゾン、CNPを0.2μg、クロメトキシニルを0.4μgを添加し、生物試料では、オキサジアゾン、CNPを2μg、クロメトキシニルを4μgを添加し回収試験を行なったが、いずれも良好な結果が得られた。また、フロリジルセップパックによる精製は従来のカラムクロマト法に比べ操作が簡便であり、このため本調査ではこれらの方法を採用した。

3. 2 農業排水路及び湖水における除草剤の消長

3. 2. 1 初期除草剤

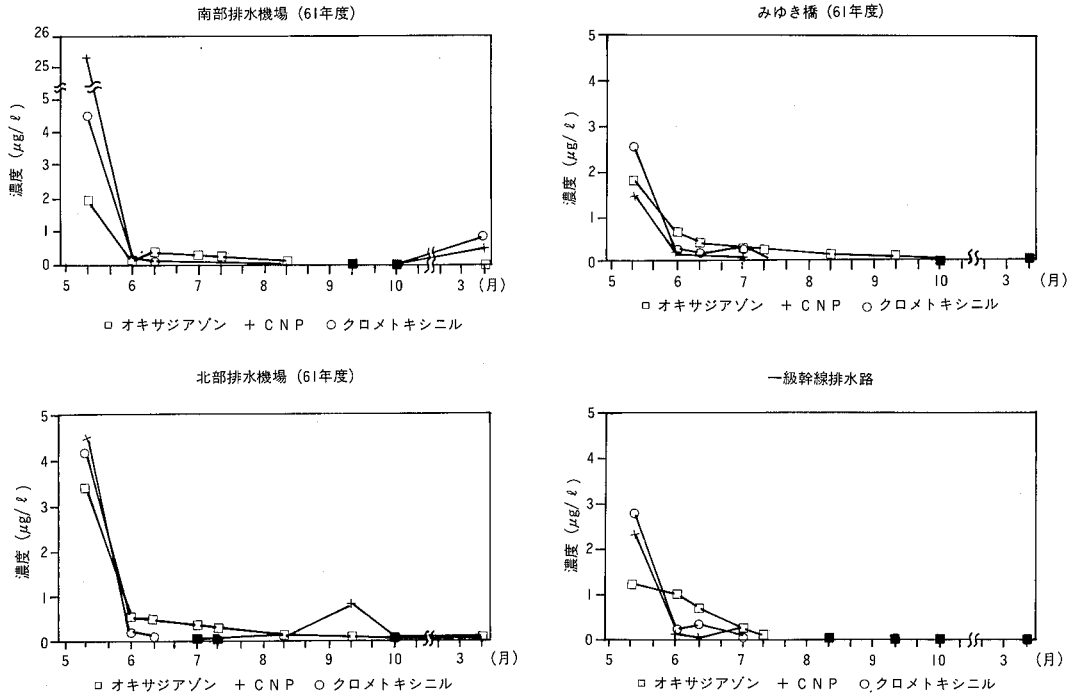
昭和61年度の農業排水路における水質のオキサジアゾン、CNP、クロメトキシニルの濃度変化を図-2に示した。大潟村では、クロメトキシニルは5月5日~13日にかけて空中散布されており、CNP、オキサジアゾンは、5月の田植前後に散布される薬剤であることから、調査を実施した5月14日は散布直後であり、各地点で各除草剤とも最大値を示している。しかし、CNP、クロメトキシニルの濃度は6月に急速に減少しており、この原因としてはCNP、クロメトキシニルが水に対してほとんど不溶で、溶解度が非常に小さいため、土壤に吸着されやすく、環境水への移行が少ないことが考えられる。この傾向は鈴木ら³⁾や飯田ら⁴⁾が報告しているCNPの散布後の経時変化とほぼ一致している。このほかに⁵⁾によると水溶液中のCNPは、太陽光線の下で比較的容易に光分解を受けると報告しており、水中での光による分解作用等の影

響も急速な減少の一因となっているものと考えられる。またオキサジアゾンは散布後、CNP等と比べて比較的なだらかに減少している。オキサジアゾンは水に対する溶解が⁶⁾0.7mg/lとCNP等に比較し溶解度があまりかわらないものの、ダイアゾール系であるため、ジフェニルエーテル系のCNPやクロメトキシニルとは除草剤の土壤に対する吸着性や土壤中及び環境水中での分解性等の物性において異なり、この相違が散布後の減少傾向に現われているものと考えられる。

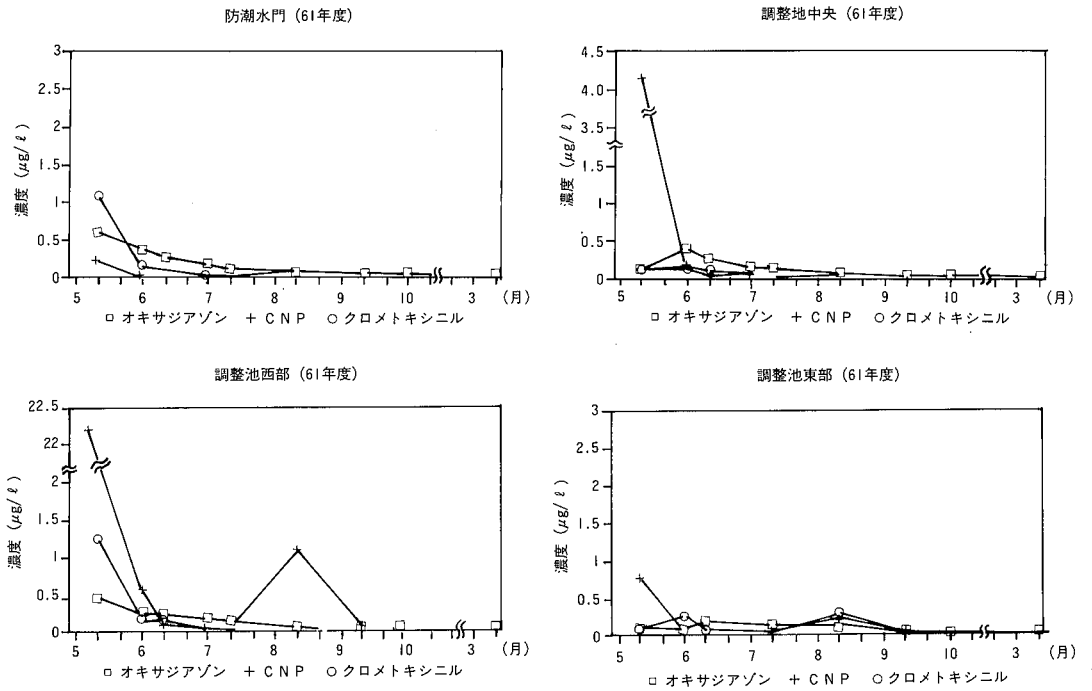
大潟村では昭和59年度からCNPの使用が自粛されており、CNP剤はほとんど使用されていないことになっているが、農業排水路の各調査地点では、CNPが他の農薬と同じレベルで検出されており、南部排水機場では、25μg/lと他の調査地点より非常に高い値となっている。大潟村の除草剤使用状況をみると、昭和60年度からCNP剤のMO粒剤は使用されていないが、CNP、ダイムロンの混合剤であるショウロンM粒剤がまだ使用されており、これが排水路に流出しているものと考えられる。

各除草剤濃度は5月のピーク時から減少の一途をたどるが、北部排水機場では、一旦減少したCNPが除草剤の非散布時期の9月に一時的に上昇しており、また、南部排水機場でも3月にCNP、クロメトキシニルが上昇している。その原因として北部排水機場や南部排水機場では、農業排水をポンプにより強制的に排水しており、このため底質の一部が巻き上げられて濃度が一時的に高くなったものと考えられるが、はっきりしない。

一方、昭和61年度の調整池内の水質におけるオキサジアゾン、CNP、クロメトキシニルの濃度変化を図-3に示した。



図一 2 農業排水路の濃度変化 (初期除草剤)



図一 3 調整地の濃度変化 (初期除草剤)

調整池内の各地点では、農業排水路と同様に、各除草剤とも、5月にほぼ最大値を示しており、CNP、クロメトキシニルでは急速に、オキサジアゾンでは緩やかに減少し、9月ではほとんど検出されていない。しかし、調整池西部では、8月にCNPの濃度が一時的に上昇している。この原因は不明であるが、調整池西部は農業排水を排出している南部排水機場に近いこと、比較的水深が浅い¹⁾ことから底質の巻き上げ等が影響しているものと考えられる。最大時のCNP濃度をみると、調整池西部で $22\mu\text{g}/\text{l}$ と他の調査地点より濃度が高く、また、調整池中央でも $4.2\mu\text{g}/\text{l}$ と農業排水路にちかい濃度であるが、防潮水門では $0.20\mu\text{g}/\text{l}$ と一桁低い値となっている。調整池西部は、 $25\mu\text{g}/\text{l}$ と高い濃度の南部排水機場の近くに位置しており、またCNPは溶解度が小さく、浮遊粒子に吸着されやすく、環境への拡散が起こりにくいものと考えられるため、南部排水機場からの排水により直接影響を受けているものと考えられる。調整池における水の流動は、三浦²⁾によると南部排水機場からの排水は、調整池の水の拡散が緩慢なことから、排水機場の位置の関係で調整池の西岸に滞流すると報告しており、また秋田県²⁾の調査によれば、かんがい期に、湖中央から湖西部にかけて小さな還流が幾つか認められている。このため調整池西部の水質が、徐々に調整池中央まで至り、防潮水門よりも調整池中央で高い濃度になっているものと考えられる。

また、八郎湖へ流入する代表的な河川である馬場目川の竜馬橋における62年度の水質の濃度変化を図-4に示した。CNP、クロメトキシニルは農業排水路や調整池と同様で、除草剤散布時の5月にピークがみられ6月では

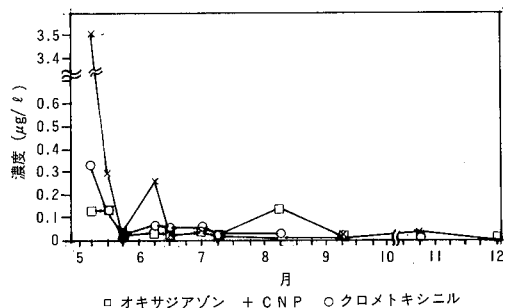


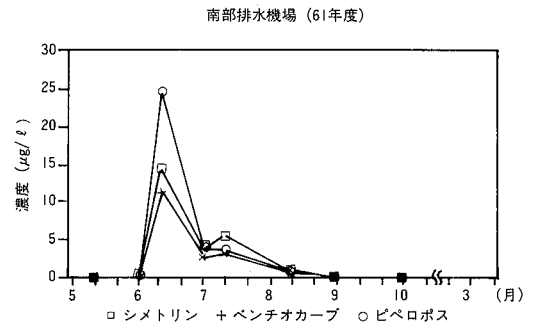
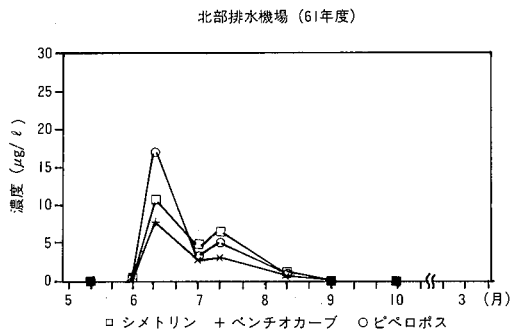
図-4 竜馬橋の濃度変化 (初期除草剤)

低下している。オキサジアゾンは明確なピークを示さず9月まで検出されている。最大時のCNP濃度は $3.5\mu\text{g}/\text{l}$ と62年度の農業排水路や調整池と比べて濃度が高く、馬場目川流域ではまだCNP剤の使用が多いことが裏付けられる。八郎湖の東岸には馬場目川をはじめ多くの中小河川が流入しており、調整池東部でもこれら中小河川の影響を受けるものと考えられる。

昭和61年度の南部排水機場、調整池西部における水質のCNP減衰曲線は $\log y = -0.316\log X + 13.8$ と $\log y = -0.142\log X + 24.6$ で表わされ、両地点ともほぼ同様の減衰を示した。また、各調査地点でのCNPの半減期は4.4日から7.4日と非常に短い。クロメトキシニルの減衰は、南部排水機場が $\log y = -0.0942\log X + 3.62$ 、調整池西部が $\log y = -0.0839\log X + 1.54$ と同様の減衰を示しており、半減期は、農業排水路で7.4日から10.9日、調整池内で8.2日から18.1日と調整池の方が若干長くなっている。また、オキサジアゾンでは、減衰曲線が $\log y = -0.0416\log X + 1.68$ と $\log y = -0.0204\log X + 0.443$ で表わされ、半減期が南部排水機場で16.6日、調整池西部で33.9日と調整池の方が長くなっている。

3. 2. 2 中期除草剤

昭和61年度の南部排水機場と北部排水機



図一 農業排水路の濃度変化 (中期除草剤)

場における水質のシメトリン、ベンチオカーブ、ピペロポスの濃度変化を図一5に示した。南部排水機場や北部排水機場の除草剤濃度は、5月、6月初旬では検出されておらず、両地点とも6月の中旬に各除草剤の最大値がみられ、その後緩やかに減少し、9月には不検出となっている。この傾向は、農業排水路の一般幹線排水路やみゆき橋でも同様にみられた。これらの除草剤は、CNP等の初期除草剤との併用の場合、田植後15~25日頃に散布するものとなっており⁶⁾、初期除草剤が最大値を示した5月では、まだ散布されておらず、最大値がみられた6月は散布後の流出時期にほぼ一致している。また、これらの除草剤は、水に対する溶解度⁶⁾がシメトリン450mg/l、ベンチオカーブ30mg/l、ピペロポス12~15mg/lとなっており、CNP等に比較して水に溶けやすく、水田土壌からも溶出しやすい。このため水田からの流出が速く、散布時期には高い濃度を保持するが、水質から検出される期間は短くなっている。

一方、昭和61年度における調整池内の各地点の水質の濃度変化を図一6に示した。5月、6月初旬では、各地点で検出されておらず、防潮水門では、6月中旬に最大値を示し、農業

排水路と同様の傾向を示しているが、調整池東部や中央では7月中旬に最大値が現われ、農業排水路とのずれがみられる。また、最大時の濃度は、調整池内の各地点ともおおむね同じレベルにあり、調整池と農業排水路間の濃度の差はCNP等に比較して少ない。これらは除草剤の水に対する溶解度に起因し、農業排水路や河川から調整池へと流入した除草剤の拡散が容易なためと考えられる。

3. 2. 3 経年変化

昭和61年度から63年度までの最大時における水質濃度を表一3に示した。CNP濃度は、農業排水路の北部排水機場では4.5µg/lから1.6µg/lと特に変化はみられないが、南部排水機場では、61年度から62年度で25µg/lから1.7µg/lと1桁低下している。調整池内では、西部で22µg/lから0.21µg/lと2桁低下しているほか、水門や中央でも、61年度に比べ63年度には1桁低下しており、大淵村でのCNP剤の使用自粛にともない、調整池内の濃度も低下し、使用量が減少していることを裏付けている。しかし、調整池東部では0.75µg/lから0.22µg/lとあまり変化がみられない。

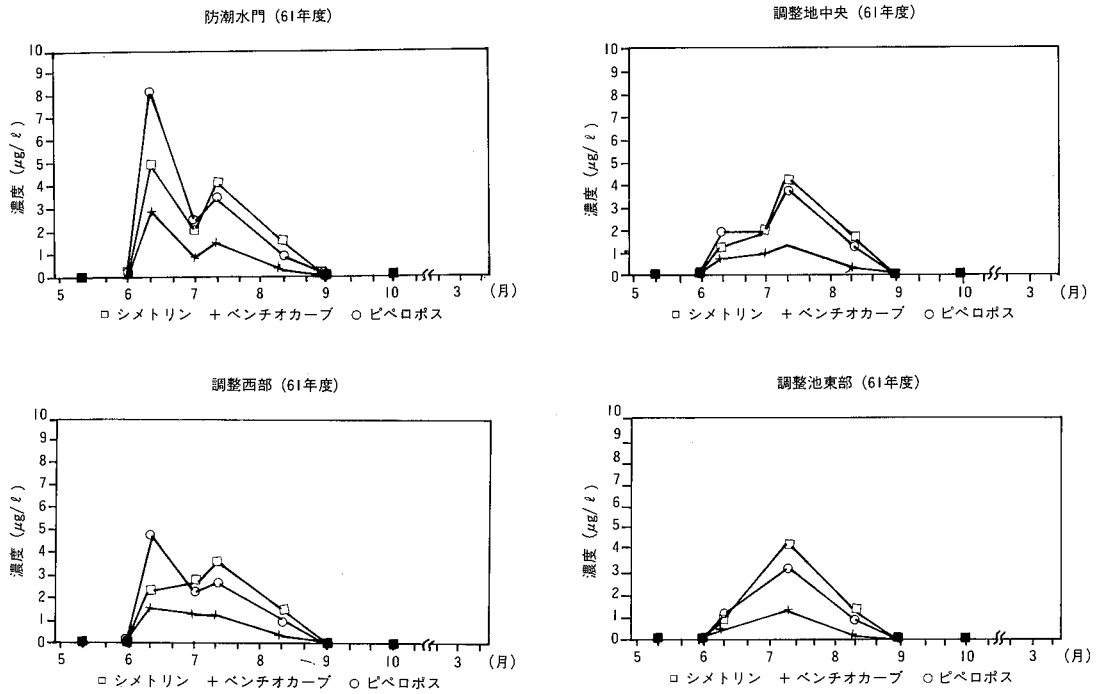


図-6 調整池の濃度変化 (中期除草剤)

表-3 最大時の除草剤濃度 (水質)

単位: µg/ℓ

採水地点	年度	オキサジアゾン	CNP	クロメキシニル	シメトリン	ベンチオカーブ	ピペロホス
防湖水門	61	0.58	0.20	1.0	5.0	3.0	8.3
	63	0.21	0.086	0.23			
調整池西部	61	0.44	22	1.2	3.6	1.5	4.9
	62	0.62	0.21	0.52	1.9	0.9	5.0
	63	0.11	0.30	0.33			
調整池中央	61	0.38	4.2	0.15	4.2	1.3	3.7
	63	0.083	0.11	0.12			
調整池東部	61	0.17	0.75	0.26	4.3	1.3	3.2
	63	0.097	0.22	0.20			
南部排水機場	61	2.0	25	4.5	14	11	24
	62	2.2	1.7	6.9	7.4	5.9	12
北部排水機場	61	3.4	4.5	4.1	10	7.6	17
	62	2.0	1.6	2.8	9.3	5.4	11
竜馬橋	62	0.13	3.5	0.32	3.9	3.0	2.8
みゆき橋	61	1.8	1.4	2.5	14	13	25
一級幹線排水路	61	1.2	2.2	2.7	8.3	6.7	12

クロメトキシニルやオキサジアゾンは、農業排水路では、61年度から62年度で変化がみられないが、調整池内では、クロメトキシニルが防潮水門で $1.0\mu\text{g}/\ell$ から $0.23\mu\text{g}/\ell$ 、調整池西部で $1.2\mu\text{g}/\ell$ から $0.33\mu\text{g}/\ell$ と63年度には1桁低下しており、また、オキサジアゾンでは、調整池中央で $0.38\mu\text{g}/\ell$ から $0.083\mu\text{g}/\ell$ 、調整池東部で $0.17\mu\text{g}/\ell$ から $0.097\mu\text{g}/\ell$ と低下している。

環境水中におけるオキサジアゾン、CNP、クロメトキシニル濃度の報告例を表-4に示した。CNPについては、宮城県梅田川で $8.3\mu\text{g}/\ell$ 、福岡県宝満川で $2.3\mu\text{g}/\ell$ 、クロメトキシニルでは、宮城県梅田川で $29.2\mu\text{g}/\ell$ 、福岡県宝満川で $1.7\mu\text{g}/\ell$ 、オキサジアゾンでは、富山県井田川で $0.12\mu\text{g}/\ell$ 検出されたと報告している。八郎湖の除草剤濃度をこれらと比較すると、クロメトキシニルやオキサジアゾンでは、報告例に示した値とほぼ等しいが、CNPでは、61年度に調整池西部や中央で濃度が高いが、大瀧村でのCNP使用自粛にとともに、62年度から63年度では報告例とほぼ等しくなっている。

3. 3 底質への影響

昭和62年度の調整池西部と東部の底質におけるオキサジアゾン、CNP、クロメトキシニ

ルの濃度変化を図-7に示した。底質の濃度変化は、調整池内ではほぼ同じ傾向を示している。これらの濃度変化は5月下旬に最大値を示し、6月には急速に減少して水質の変化と同様の傾向を示すが、その後、減少は緩慢になり、12月でも調整池西部でCNP $59\mu\text{g}/\text{kg}$ 、クロメトキシニル $16\mu\text{g}/\text{kg}$ 、調整池東部でCNP $60\mu\text{g}/\text{kg}$ 、クロメトキシニル $14\mu\text{g}/\text{kg}$ 検出されている。これに対しオキサジアゾンは非散布時期の4月で $5.8\sim 7.4\mu\text{g}/\text{kg}$ 検出され、散布後にも特に大きなピークがみられず、減少も緩慢で、12月でも $19\sim 20\mu\text{g}/\text{kg}$ 検出されており、濃度変化はCNP等と少し異なっている。この相違は、これら除草剤の排水路からの流入量や水に対する溶解度のちがいが、土壌に対する吸着のしやすさ、土壌中における除草剤の分解等の物性に起因するものと考えられる。鍬塚¹⁴⁾によればオキサジアゾンは畑地状態、水田状態とも土壌中で比較的安定であるとしている。

CNPやクロメトキシニルでは、底質濃度の急速な減少からも明らかのように、底質に沈着した後、すみやかに分解や還元作用を受けるものと推測されるが、その後の濃度変化は小さく、12月でもかなりの濃度で検出されている。除草剤の非散布時期である4月の

表-4 環境水中のオキサジアゾン、CNP、クロメトキシニルの報告例 (最大値) 単位： $\mu\text{g}/\ell$

調査場所	調査年月	オキサジアゾン	CNP	クロメトキシニル	文献
宮城県 梅田川	'85.5	—	8.3	29.2	3)
神奈川県 酒匂川	'81.5~9	—	0.25	—	4)
富山県 井田川	'84.5~6	0.12	0.34	ND	9)
福岡県 筑後川	'80.6	—	0.59	0.72	10)
宝満川	'81.6	—	2.3	1.7	10)
秋田県 八郎湖	'84.6	—	0.525	—	11)
南部排水機場	'81.5	—	1.63	—	12)
神奈川県 渋田川	'80.6	—	1.03	—	13)

調整池西部では、CNP $17\mu\text{g}/\text{kg}$ 、クロメトキシニル $360\mu\text{g}/\text{kg}$ と検出されており、前年からの残留もみられる。山田ら¹⁵⁾によれば、水田土壌におけるCNPの残留はニトロ体よりもアミノ体での残留割合が高いとしており、また、北海道、東北地方の気温の低い地方での残留が多いことを報告している。このため、河川と異なり底質の流出や拡散が少ない調整池では、アミノ体を含めると残留量はかなり多いものと考えられる。また、山田ら¹⁶⁾によると水田土壌では、散布直後高い濃度を示すCNPがその後急速に減少し、秋に再び増加するといういわゆる“舞い戻り”現象を報告し、土壌中での複雑な変化をうかがわせており、今後、アミノ体を含めた調査が必要なものと考えら

れる。

表-5に62年度と63年度における調整池の最大時の底質濃度を示した。

62年度と63年度を比較すれば、CNPは調整池中央で $2,000\mu\text{g}/\text{kg}$ から $76\mu\text{g}/\text{kg}$ 、防潮水門で $410\mu\text{g}/\text{kg}$ から $7.3\mu\text{g}/\text{kg}$ と大幅に低下しているが、調整池西部や東部では大きな変化はみられない。しかし、クロメトキシニルは調整池内の各地点とも1桁と大幅に低下しており、この原因は大潟村でのクロメトキシニルの散布方法の変化(空中散布の中止)によるものか、使用量によるものか不明である。

次に、昭和62年度の調整池における底質の粒度分布を図-8に示した。

調整池西部や東部では、シルト分以下の細か

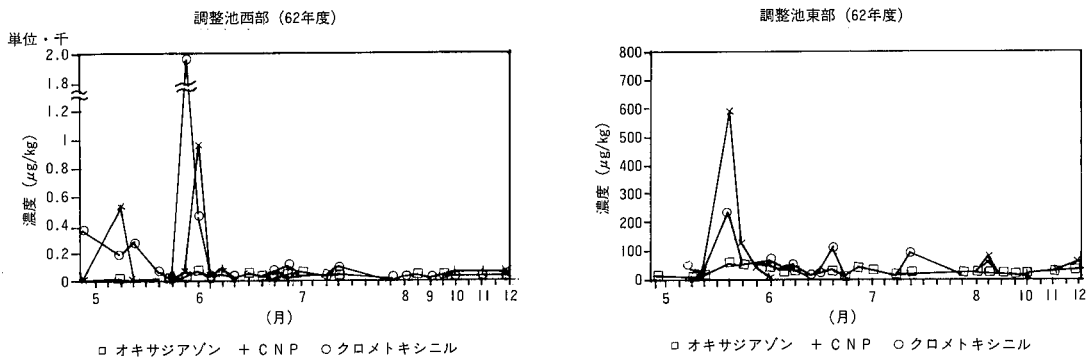


図-7 調整池底質の濃度変化

表-5 最大時の除草剤濃度 (底質) 単位: $\mu\text{g}/\text{kg}$

採水地点	年度	オキサジアゾン	CNP	クロメトキシニル
調整池水門	62	10	410	110
	63	9.8	7.3	32
調整池西部	62	72	970	2000
	63	32	640	120
調整池中央	62	170	2000	580
	63	48	76	82
調整池東部	62	54	580	230
	63	18	130	28

い粒子の割合が多く、河川や農業排水路から流入した浮遊粒子と考えられる沈澱物により構成されており、このことが、CNPやクロメトキシニルの濃度が他の地点より高くなって一因とも考えられる。

底質中の除草剤濃度の報告例をみると、飯田⁴⁾は神奈川県酒匂川の底質でCNPを1.0~14.7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 、杉山¹⁷⁾は神奈川県相模川の底質でCNP14 $\mu\text{g}/\text{kg}$ と報告しており、調整池内の底質濃度と比較すれば、調整池内ではCNPはかなり高い値を示している。

3. 4 生物への影響

62年度に八郎湖調整池で通常採捕される魚介類が体内にどれくらい除草剤を取り込んでいるのか、シジミ貝、イシ貝、ワカサギ、フナを対象に調査を行なった。

調査試料は水質や底質で各除草剤の濃度が最大値を過ぎた6月初旬から7月中旬までの期間に採捕したものである。飯田⁴⁾らの神奈

川県酒匂川でCNPを対象にした調査では、カワナや水性植物は河川水と同様の傾向で経時変化したと報告しており、調整池内の水質濃度の変化から、この時期は最も水質の影響を受ける時期に該当しているものと考えられる。

調査結果を表-6に示したが、シジミ貝とワカサギはイシ貝やフナに比較して各除草剤の濃度が高く、なかでも、CNPの取り込みが多くなっている。

八郎湖における魚介類の報告例をみると、高井¹⁸⁾は、八郎湖産シジミ貝について、57年4月から12月の調査でCNP0.0029~1.0 mg/kg 、クロメトキシニル0.0038~0.012 mg/kg を検出しており、これと比較すれば、今回行った調査は6月~7月の高濃度期に限定されているが、CNP0.40~6.7 mg/kg 、クロメトキシニル0.044~0.93 mg/kg と高い値となっている。また、鈴木¹⁹⁾は宮城県の河川のシジミ

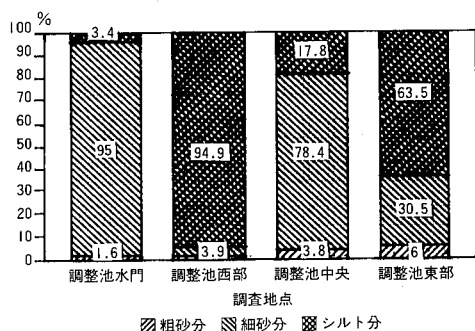


図-8 底質の粒度分布

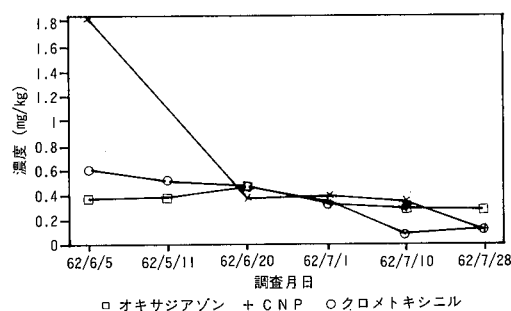


図-9 ワカサギの濃度変化

表-6 生物試料の除草剤濃度

単位: mg/kg

試料名	オキサジアゾン			CNP			クロメトキシニル		
	最小値	最大値	平均値	最小値	最大値	平均値	最小値	最大値	平均値
シジミ貝	0.14	0.84	0.37	0.40	6.7	1.8	0.044	0.93	0.38
イシ貝	0.047	0.10	0.077	<0.010	0.071	0.028	0.013	0.072	0.041
ワカサギ	0.26	0.45	0.33	0.11	1.7	0.67	0.060	0.59	0.34
フナ	0.051	0.17	0.10	<0.010	0.22	0.065	<0.010	0.066	0.032

貝でCNP20mg/kg、クロメトキシニル0.60 mg/kg、石川ら²⁰⁾は宮城県の河川のシジミ貝でCNP21.9mg/kg(平均)、クロメトキシニル0.24mg/kg(平均)、齊藤ら²¹⁾は富山県井田川のフナでCNP0.37mg/kg、クロメトキシニル0.013mg/kg、オキサジアゾン0.015mg/kgと報告しており、これらと比較すれば、CNPではほぼ同程度か低くなっているが、クロメトキシニルやオキサジアゾンでは、濃度がやや高くなっている。

ワカサギにおける除草剤の濃度変化を図9に示した。

ワカサギ中のCNPは、調査を始めた6月5日に最大値を示し、6月20日で濃度が急速に減少し、7月からは減少が緩やかになっており、水質や底質とほぼ同様の傾向がみられた。これは、水質や底質の影響を受けていることを示している。生物試料中の除草剤の濃度変化については、鈴木ら¹⁹⁾がシジミ貝、フナ、ドジョウでCNPの残留は、5～6月の散布時に上昇し、6月にピークに達し、以後速やかに減少すると報告している。今回調査したワカサギ中のCNPの濃度変化は、これとほぼ一致している。しかし、シジミ貝、イシ貝、フナでは、調査期間が短かったこと等により、除草剤の減少傾向を明らかにすることはできなかった。

4 まとめ

4.1 水質について

調整池の水質は、CNP、クロメトキシニル等の初期除草剤では5月の田植時期に、シメトリン、ベンチオカーブ等の中期除草剤では6～7月にかけて干拓地の農業排水路や流入河川からの影響により、一時的に濃度が高くなる。また初期除草剤は、61年度に南部排水

機場から影響を受けた調整池西部で、高い濃度を記録したが、62年度から63年度には、調整池東部を除く各地点で大幅に減少しており、干拓地内でのCNP剤の使用自粛、クロメトキシニル剤の散布方法の変更等の効果が現われている。

調整池の水質は、これまで述べてきたように干拓地や河川流域で使用される除草剤により、一時的であるが大きく影響を受けており、また調整池の水は水道水源にも利用されていることから今後も水田で使用している除草剤の影響を調査する必要がある。

4.2 底質について

調整池の底質のCNP、クロメトキシニル等の初期除草剤の濃度は、水質の濃度変化とほぼ同様の傾向を示し、5月の除草剤の散布時期に一時的に濃度が高くなるが、その後急速に低下する。62年度の散布時のCNP、クロメトキシニル濃度は、全国レベルで比較すれば高い濃度となっているが、63年度では、各調査地点でクロメトキシニルが大幅に低下しており、CNPも農業排水や河川の影響を受けやすい調整池西部や東部を除き低下している。しかし、CNPやクロメトキシニルは調整池の底質から除草剤の非使用時期である12月や4月でも検出され、残留期間はかなり長いものと考えられる。

4.3 生物について

生物の生活環境により除草剤の残留量が異なるが、農薬散布直後の本調査では、フナやイシ貝に比較しシジミ貝やワカサギの濃度が高く、水質と比べかなりの濃縮になっている。短い調査期間であったが、ワカサギのCNP濃度では、水質と同様の濃度変化の傾向が確認され、生物体内の残留量は水質や底質と同様に除草剤の散布時期に深い関わりをも

つものと考えられる。

参 考 文 献

- 1) 秋田県：昭和60年度北海道東北地区植物防疫事業検討会資料，61年2月
- 2) 秋田県：八郎湖水質汚濁機構解明調査総合報告書，60年3月
- 3) 鈴木俊雄ほか：ジフェニルエーテル系除草剤による環境汚染，公害と対策，22(7)，18-23(1986)
- 4) 飯田勝彦ほか：酒匂川水系における水田除草剤CNPの消長，神奈川県公害センター研究報告，第5号，39-44(1983)
- 5) 鍬塚昭三：除草剤の土壌及び植物体における分解、代謝行動に関する研究，日本農業学会誌，2，201-213(1977)
- 6) 上路雅子ほか編：農薬ハンドブック(1985年版)，日本植物防疫協会
- 7) 江川善則：八郎湖調整池中央部の水深調査，秋田県内水面水産指導所事業報告書，13，36-41(1986)
- 8) 三浦竹治郎：八郎湖調整池の富栄養化について(第2報)西部承水路の水質について，秋田県環境技術センター年報，第8号，67-73 (1982)
- 9) 斉藤行雄ほか：農薬の環境内動態について(第3報)，富山県衛研年報，第8号，82-90(1985)
- 10) 中村又善ほか：環境における農薬に関する研究(第2報)，全国公害研会誌，9(1)，35-39(1984)
- 11) 松尾無子ほか：水道水に係るCNP濃度について(第1報)，秋田県衛生科学研究所年報，29，85-87(1985)
- 12) 三浦竹治郎：八郎湖調整池の富栄養化について(第3報)，農地排水中の農薬濃度について，秋田県環境技術センター年報，第8号，74-77 (1982)
- 13) 飯塚宏栄ほか：水田除草剤の河川水への流出，用水と排水，24(6)，629-635 (1982)
- 14) 鍬塚昭三：土壌環境中における除草剤の分解，農業科学，3(3)，107-121 (1976)
- 15) 山田忠男：ジフェニルエーテル系除草剤の土壌中における動態，植物防疫，30(8) (1976)
- 16) 山田忠雄ほか：日本雑草防除研究会第12会講演要旨集，111-113(1973)
- 17) 杉山英俊ほか：環境中における化学物質の分析方法に関する研究(4)，神奈川県公害センター年報，第15号，34(1983)
- 18) 高井透ほか：貝類中ジフェニルエーテル系除草剤の残留濃度とその推移について，第42回日本公衆衛生学会総会講演集，614(1983)
- 19) 鈴木滋ほか：CNP代謝物の魚介類中残留，食衛誌，24(2)，187-193(1983)
- 20) 石川潔ほか：魚介類中ジフェニルエーテル系除草剤の分析法，食衛誌，22(1)，56-186(1981)
- 21) 斉藤行雄ほか：農薬の環境内動態について，富山県衛研年報，第7号，70-76(1984)

秋田県における河川の重金属濃度について

鈴木 雄二

1 はじめに

県内の河川は、雄物川水系、米代川水系及び子吉川その他水系に大別される。雄物川水系は県南部から中央部を流域とし、米代川水系は県北部を流域としているが、両水系ともその流域に休廃止鉱山が多く点在しており、これら鉱山からの坑廃水やズリの流出等による土壤汚染や河川への影響がみられ、これまで各種の対策事業が行われてきた。

河川の重金属については、公共用水域測定計画により常時監視が行われているが、これまで小坂川の一部で湧水等のため、鉛やカドミウム等が環境基準を超えたことがあったが、その他の河川では特に問題はない。

しかし、昭和62年3月、県公害防止条例の一部が改正され(昭和62年6月施行)、銅に係る排水基準が緩和されたことにより、工場事業場排水による重金属の河川への影響をみるため、昭和62年から県内の主要河川において、河川水や底質の重金属濃度について観測を続けている。

今回は、昭和62年度及び昭和63年度に行なった河川水の重金属濃度と条例改正前における底質の重金属濃度の調査結果について報告する。

2 調査方法

2.1 河川水の調査

県内の全河川の環境基準点から調査地点を選定し、昭和62年度は雄物川水系53地点、米代川水系29地点及び子吉川その他水系29地点の合計111地点について、それぞれ河川の規模

や利用状況に応じて、年間2回から12回の頻度で、平常時における河川水質の銅、鉛、カドミウム及び亜鉛の濃度を調査した。

昭和63年度には前年度の調査に基づき、各河川の主要地点に限定し、雄物川水系23地点、米代川水系16地点、子吉川その他水系13地点の合計52地点について、年間4回から6回にわたり調査を実施した。

2.2 底質調査

昭和62年1月、雄物川水系10地点、米代川水系13地点、子吉川その他水系4地点において、河川底質をエックマンバジ採泥器で採取し、底質中の銅、鉛、カドミウム及び亜鉛濃度を調査した。

2.3 分析方法

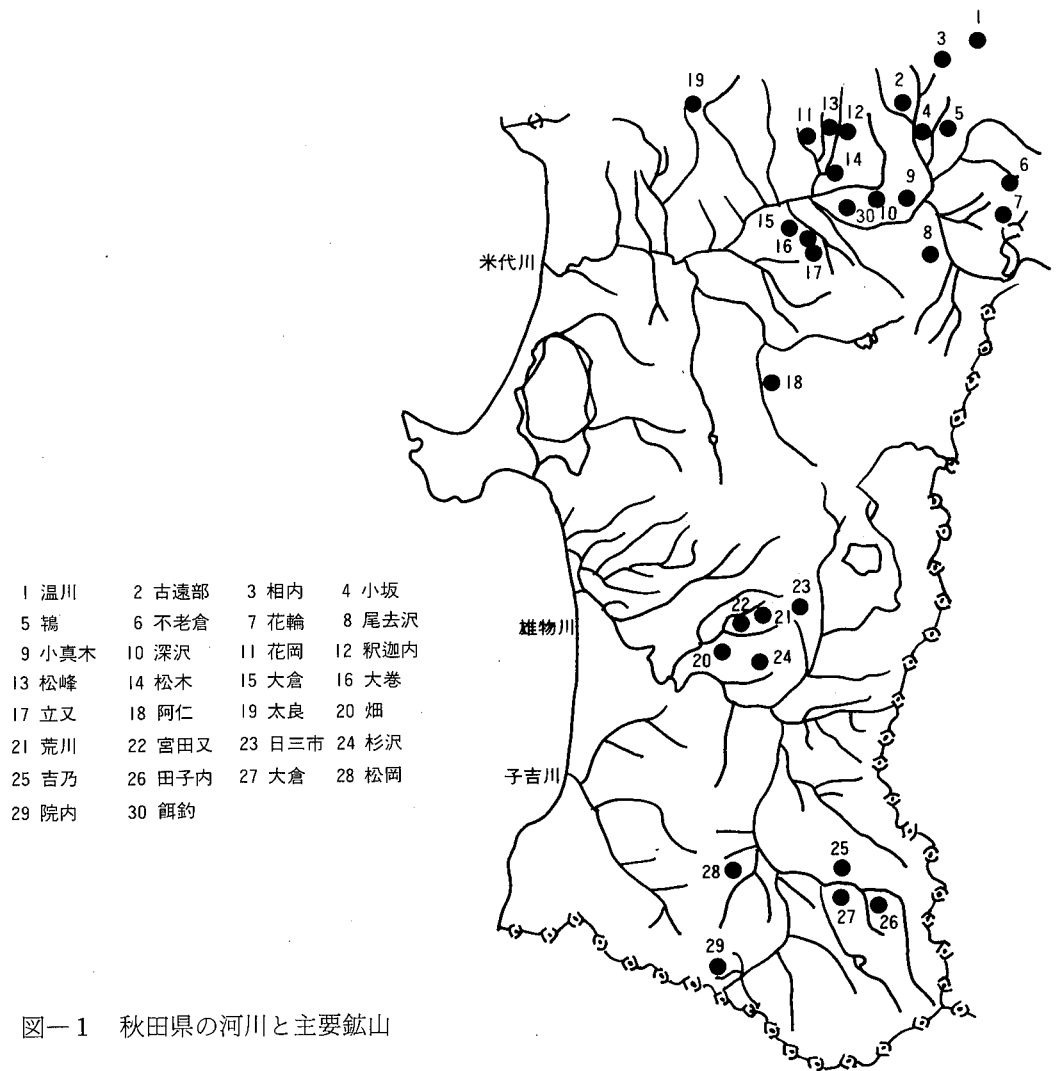
水質の分析については、JIS K 0102 工場排水試験法、底質については底質調査法により分析を行った。

3 調査結果と考察

3.1 鉱山の分布

図-1に主要鉱山の分布を示す。

県内には、黒鉱を採掘対象として稼行している鉱山が5鉱山¹⁾(昭和63年12月現在)あり、これらは県北部の米代川流域に点在している。また休廃止鉱山は243鉱山¹⁾が確認されており、その大半は銅、鉛、亜鉛等の非鉄金属を対象としたものである。これらを流域別にみると、米代川流域が156鉱山、雄物川流域が64鉱山、子吉川その他河川流域が23鉱山と米代川流域が特に多くなっている。



図一 1 秋田県の河川と主要鉱山

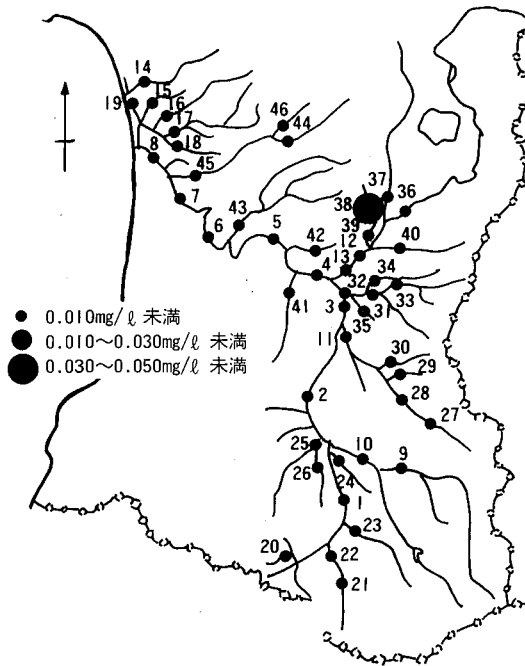
3. 2 雄物川水系

雄物川水系の主要地点における62年度と63年度の平均値による河川水質の銅、亜鉛濃度分布を図一2に示す。

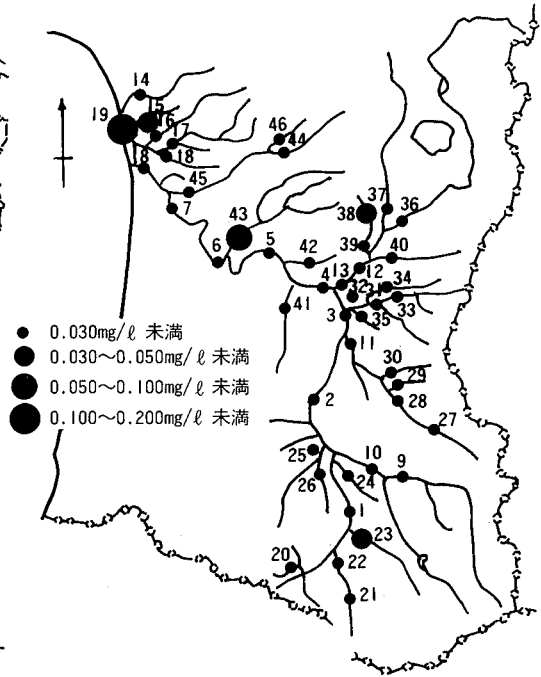
入見内川上流の月見堂橋では、水質の銅濃度が最大値で62年度0.11mg/l、63年度0.16mg/lと雄物川水系のなかでは最も高く、また亜鉛濃度でも62年度0.21mg/l、63年度0.12mg/lとなっている。しかし、入見内川下流の切欠田橋では、銅濃度の最大値で62年度

0.015mg/l、63年度0.013mg/l、亜鉛では62年度0.039mg/l、63年度0.053mg/lと濃度は低下している。昭和54年度から61年度までの公共用水域測定結果²⁾による月見堂橋と切欠田橋の水質の平均値による経年変化と比較すれば、図一3及び図一4のとおりであり、顕著な変化はみられない。

雄物川水系銅濃度



雄物川水系亜鉛濃度



雄物川水系

測定地点	河川名	地点	測定地点	河川名	地点
活葺橋	雄物川中流	1	白子川橋	白子川	24
雄物川橋	雄物川中流	2	駄賃橋	西馬音内川	25
大曲橋	雄物川中流	3	大戸川橋	大戸川	26
岳見橋	雄物川中流	4	皿木橋	横手川上流	27
刈和野橋	雄物川中流	5	本郷橋	横手川中流	28
新波橋	雄物川中流	6	吉沢橋	吉沢川	29
黒瀬橋	雄物川中流	7	杉沢川橋	杉沢川	30
秋田大橋	雄物川中流	8	田茂木橋	丸子川上流	31
成瀬川橋	成瀬川	9	丸子橋	丸子川下流	32
八木	皆瀬川下流	10	相野橋	川口川下流	33
藤木上橋	横手川下流	11	大和田橋	窪堤川下流	34
長野大橋	玉川下流	12	福部内川橋	福部内川下流	35
玉川橋	玉川下流	13	岩瀬橋	玉川上流	36
新城川橋	新城川下流	14	内川橋	桧木内川	37
面影橋	草生津川	15	月見堂橋	入見内川上流	38
新旭橋	旭川上流	16	切欠田橋	入見内川下流	39
牛島橋	太平川下流	17	瀬川橋	齋内川	40
開橋	猿田川	18	赤平橋	檜岡川	41
港大橋	旧雄物川	19	暁橋	土買川	42
南沢	雄物川上流	20	馬場橋	淀川	43
井川橋	役内川上流	21	岩見大橋	岩見川上流	44
万石橋	役内川下流	22	本田橋	岩見川下流	45
須川橋	高松川	23	飛沢橋	三内川	46

図-2 雄物川水系の重金属分布 (62~63年度の平均値)

雄物川水系の底質の重金属濃度を表-1に示す。

入見内川切欠田橋の底質では、銅濃度が77 mg/kg、亜鉛濃度が110mg/kgと雄物川水系の他の河川より銅濃度が比較的高い値である。入見内川には工場事業場からの重金属排水の流入はみられないが、入見内川上流部には天正年間に開発され、金山、銅山、鉛山として昭和初期まで大規模な稼行歴をもち、現在は廃止鉱山となっている日三市鉱山がある。雄物川流域カドミウム等蓄積性汚染環境調査²⁾によれば、入見内川の河川堆積物の重金属量は、上流から堂前集落(月見堂橋上流約1 km)付近まで、銅の含有量が粒子のいかんにかかわらず1,000mg/kgを超し、鉛や亜鉛では古

寺(月見堂橋上流約2 km)付近まで、それぞれ500mg/kgを超す高い値を示すとされており、これらの地点より下流ほど徐々に各粒度の堆積物の金属量の値が減少していく傾向がみられると報告されている。同鉱山は昭和56年度から鉱害防止事業を実施しており、河川の水質や底質は改善されてきているが、これまでの坑廃水の流入、ズリの流出等河川への影響が残っているものと考えられる。

淀川の馬場橋では、水質の銅濃度は特に問題がないが、亜鉛濃度が最大値で62年度0.091 mg/ℓ、63年度0.071mg/ℓと検出されており、底質では亜鉛濃度が590mg/kgと雄物川水系では最も高い値である。馬場橋の底質はこのほか鉛濃度が130mg/kg、銅濃度が980

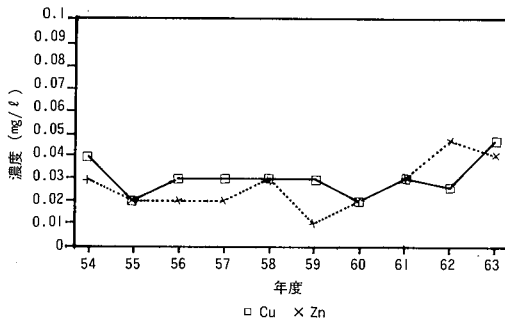


図-3 月見堂橋の経年変化(年平均値)

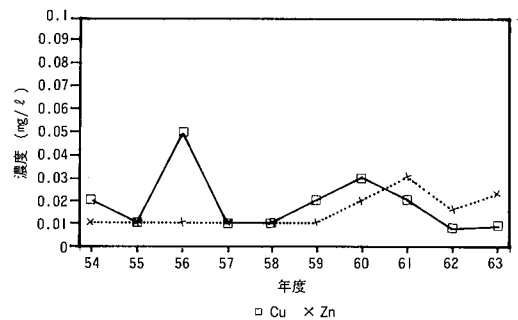
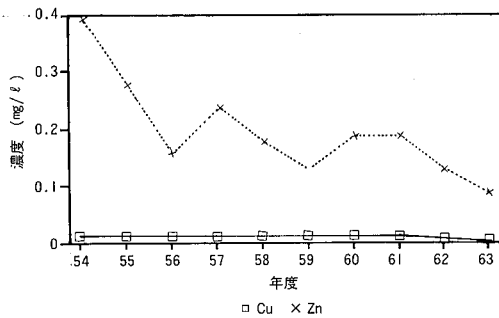


図-4 切欠田橋の経年変化(年平均値)

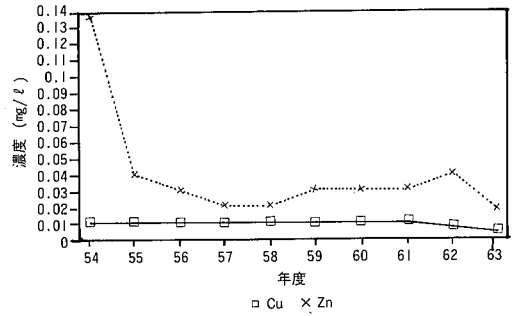
表-1 雄物川水系底質

単位：(mg/kg)

地点	項目	Cu	Pb	Cd	Zn
酒蒔橋		7.7	13	0.25	72
成瀬橋		16	12	0.60	100
雄物川橋		14	77	0.30	100
大曲橋		4.3	6.0	0.10	36
切欠田橋		77	29	0.25	110
玉川橋		12	12	0.15	73
岳見橋		21	26	0.95	150
馬場橋		980	130	0.70	590
黒瀬橋		36	30	1.2	240
秋田大橋		18	94	0.50	160



図一五 港大橋の経年変化 (年平均値)



図一六 面影橋の経年変化 (年平均値)

mg/kg と他の河川に比較して高濃度である。この原因は、淀川上流の荒川、宮田又沢川流域には銅山、金山として大規模な稼行歴をもつ荒川、畑、宮田又鉱山等の廃止鉱山が存在しており、雄物川流域カドミウム等蓄積性汚染環境調査²⁾によれば上淀川橋(馬場橋上流約10 km)の河川堆積物では銅420mg/kg、カドミウム2.2mg/kg、亜鉛330mg/kgとなっており馬場橋に比較すれば含有量は低いものの、荒川の横道橋(馬場橋上流約15km)では銅3,500 mg/kg、カドミウム2.5mg/kg、亜鉛1,280 mg/kgと高い値が報告されている。このため馬場橋の底質は上流部からの流下によるものと考えられ、これら廃止鉱山の影響を受けているものと考えられる。

須川橋では水質の亜鉛濃度が最大値で62年度0.076mg/l、63年度0.063mg/lと検出されている。須川橋上流の高松川支流には、蓬来高松鉱山(褐鉄鉱)等の休廃止鉱山やpHが1.5程度の酸性湧水があり、秋田県小安泥湯地域地熱発電所環境影響調査報告書³⁾によれば、亜鉛濃度が川原毛鉱山直下で1.29mg/l、高松川ワサビ沢合流点下流では0.30mg/lと報告されており、これが下流に影響を与えているものと考えられる。しかし、これらの各支流河川は雄物川と合流し濃度は低下している。

旧雄物川港大橋や草生津川面影橋の水質で

は、銅濃度の最大値が62年度0.005mg/l、0.019mg/l、63年度0.004mg/l、0.005mg/lと特に問題はみられないが、亜鉛濃度の最大値で62年度0.26mg/l、0.085mg/l、63年度0.18mg/l、0.023mg/lとなっている。これらの河川は都市部の工業地帯を流下し、工場排水や生活排水が流入しており、この影響によるものと考えられる。港大橋と面影橋の銅と亜鉛濃度の経年変化¹⁾を図一五及び図一六に示すが、顕著な変化はみられない。

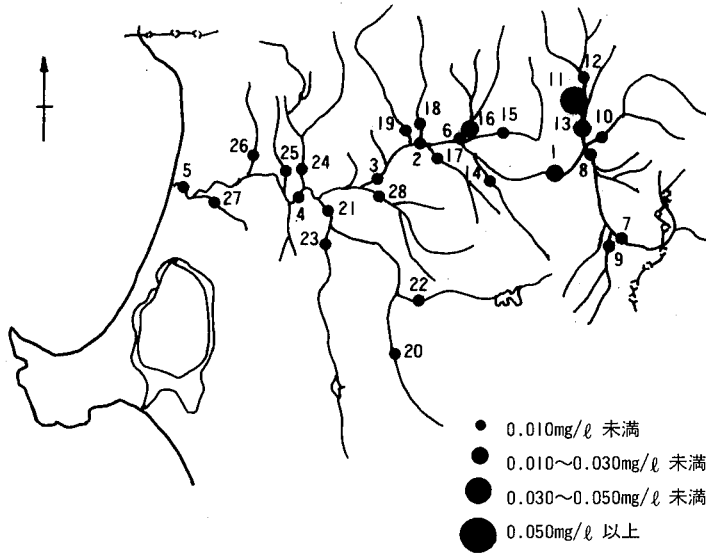
雄物川水系の水質の鉛濃度は、各調査地点で最大値が0.05mg/l以下、カドミウム濃度についても各調査地点で最大値が0.003mg/l以下で問題になる河川はみられない。

雄物川本流の底質は雄物川橋で銅14mg/kg、亜鉛100mg/kg、カドミウム0.30mg/kg、鉛77mg/kg、岳見橋で銅21mg/kg、亜鉛150 mg/kg、カドミウム0.95mg/kg、鉛26mg/kgとなっており、雄物川流域カドミウム等蓄積性汚染環境調査²⁾における雄物川橋や岳見橋の銅5.2~10mg/kg、亜鉛56mg/kg、カドミウム0.70~0.20mg/kgと比較すれば、各重金属は若干増加している。

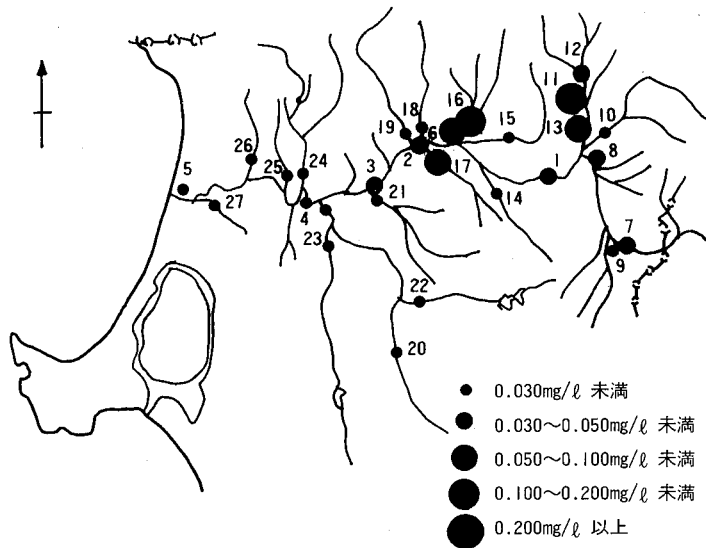
3. 2 米代川水系

米代川水系の主要地点における62年度と63年度の平均値による水質の銅、亜鉛の濃度分布を図一七に示す。

米代川水系銅濃度



米代川水系亜鉛濃度



米代川水系

測定地点	河川名	地点
十二所橋	米代川下流	1
真中橋	米代川下流	2
鷹ノ巣橋	米代川下流	3
銀杏橋	米代川下流	4
能代橋	米代川下流	5
餅田橋	長木川下流	6
八幡平橋	米代川上流	7
神田橋	米代川中流	8
長峰橋	熊沢川	9
古川橋	大湯川下流	10
大地橋	小坂川中流	11
一の渡橋	小坂川中流	12
御山橋	小坂川下流	13
犀川橋	犀川	14
二つ屋橋	長木川上流	15
松木橋	下内川下流	16
引欠川末端	引欠川下流	17
岩瀬橋	岩測川	18
早口橋	早口川下流	19
柏内橋	阿仁川上流	20
高長橋	阿仁川下流	21
平里橋	小又川	22
落合橋	小阿仁川下流	23
琴音橋	藤琴川下流	24
大川口一号	種梅川下流	25
刈橋	常磐川下流	26
桧山川橋	桧山川	27
川口橋	小猿部川	28

図一七 米代川水系の重金属分布 (62~63年度の平均値)

小坂川中流の大地橋では、水質の銅濃度が最大値で62年度0.10mg/l、63年度0.044mg/l、亜鉛では62年度0.37mg/l、63年度0.31mg/lと米代川水系のなかでは高く、下流の御山橋でも銅で62年度0.099mg/l、63年度0.060mg/l、亜鉛で62年度0.52mg/l、63年度0.26mg/lと高い値のまま米代川へ流入している。小坂川上流の一ノ渡橋では、亜鉛濃度が62年度0.12mg/l、63年度0.05mg/l、銅が62年度0.027mg/l、63年度0.006mg/lで、各重金属濃度は上流部よりも中、下流部の方が高くなっている。大地橋の上流には小坂鉱山の排水（鉱山保安法の排水基準以下である）が流入していることから、小坂川中、下流部では、この排水の影響を大きく受けているものと考えられる。また佐竹ら⁵⁾によれば、相内川上流部で亜鉛濃度が0.071mg/lと比較的高いが、相内鉱山（廃止鉱山）の排水が合流した後では亜鉛濃度が0.394mg/lと更に高くなった後、下流に行くに従い低濃度になっていると報告している。このことから、一ノ渡橋でも、亜鉛濃度にみられように上流域にある相内、南古遠部（休止鉱山）等の鉱山による影響を受けているものと考えられる。

公共用水域測定結果³⁾によれば、御山橋では59年度、60年度にカドミウム濃度が濁水期に鉱山排水の影響で環境基準値をこえている。また本調査でも鉛濃度が62年度に一度、河床部に堆積したズリ等が河川改修工事により一時的にまきあげられ環境基準を超えている。御山橋の昭和54年度から昭和63年度までの経年変化と比較すれば¹⁾図-8のとおりであり、各重金属濃度は横ばいの傾向にある。しかし昭和40年代の水質に比較すれば⁴⁾大幅に改善されている。

米代川水系の底質の重金属濃度を表-2に

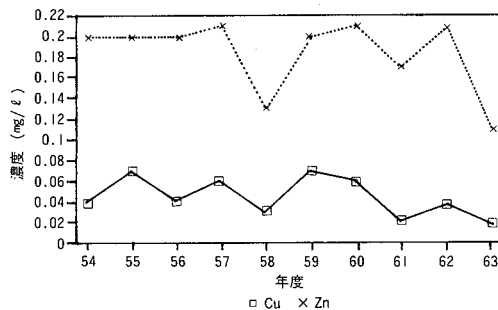


図-8 御山橋の経年変化 (年平均値)

示す。

御山橋の銅濃度は280mg/kg、亜鉛濃度は830mg/kgと他の河川に比較して高い値となっている。米代川流域のカドミウム等蓄積性汚染環境調査⁴⁾によれば、御山橋の河川堆積物の重金属含有量は銅260mg/kg、亜鉛1,600mg/kg、カドミウム5.9mg/kgと報告されており本調査と大きな差はない。また小坂川の御成橋（御山橋上流約7km）では銅289mg/kg、亜鉛1,020mg/kg、カドミウム4.3mg/kg、一ノ渡橋では銅70.8mg/kg、亜鉛267mg/kg、カドミウム1.87mg/kgと報告されており、水質と同様に中流部で含有量が増加しているが、これは鉱山活動の影響によるものと考えられる。このように、小坂川は黒鉱鉱床で知られる鉱山地帯を流下するため、水質や底質では鉱山活動や鉱山地帯の土壌による影響を大きく受けているものと考えられ、条例改正による水質の変化は知ることができない。

下内川は下流の松木橋で亜鉛濃度の最大値で62年度0.17mg/l、63年度0.27mg/lと検出されており、下流に位置する長木川の餅田橋でも62年度0.11mg/l、63年度0.063mg/lと比較的高いまま米代川に流入している。しかし、銅濃度は、松木橋で最大値が62年度、63年度とも0.018mg/lと検出される程度にとどまっている。松木橋における銅と亜鉛の経年変

表-2 米代川水系底質

単位：(mg/kg)

地点	Cu	Pb	Cd	Zn
八幡平橋	40	21	0.75	280
神田橋	100	21	1.7	250
御山橋	280	2.4	2.3	830
古川橋	55	20	0.45	150
十二所橋	150	2.6	2.4	710
さい川橋	100	19	0.25	130
餅田橋	77	39	0.70	180
引欠川末端	36	27	1.1	320
早口橋	36	82	0.95	480
鷹ノ巣橋	110	49	2.2	240
高長橋	82	19	0.25	100
銀杏橋	73	27	1.4	220
能代橋	37	67	0.25	170

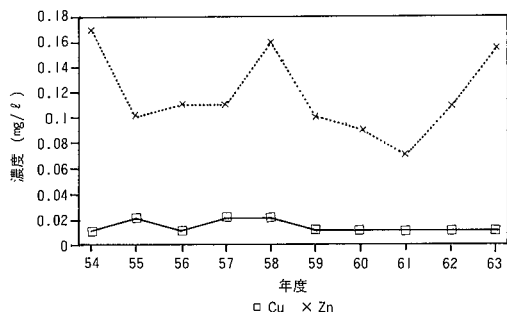


図-9 松木橋の経年変化 (年平均値)

化りを図-9に示すが、亜鉛濃度は年度によりバラついているものの、微増加の傾向がみられる。長木川上流域には深沢鉱山、下内川流域には松峯の黒鉛鉱床の稼働鉱山のほか、釈迦内鉱山(昭和62年3月まで操業)等の多くの休廃止鉱山が存在していること、また稼行鉱山の鉱さい、坑廃水の一部が昭和42年から流送パイプを用いて能代市浅内浜で処理されていたが、昭和62年6月にパイプ流送事業の操業停止にともない処理状況が変化していることもあり、亜鉛濃度の微増加の原因について明らかにするにはさらに調査が必要と考えられる。

引欠川末端では、亜鉛濃度が最大値で62年度0.17mg/l、63年度0.16mg/lと検出されているが、その他の項目では特に問題はみられない。引欠川は底質でも銅36mg/kg、亜鉛320mg/kg、カドミウム1.1mg/kg、鉛27mg/kgと亜鉛の含有量が高い。しかし、米代川流域カドミウム等蓄積性汚染環境調査⁴⁾では、引欠川末端の河川堆積物の重金属の含有量は銅136mg/kg、亜鉛670mg/kg、カドミウム3.97mg/kgと報告されており、本調査での底質の重金属含有量は低下している。引欠川上流域には昭和59年から鉱害防止事業を実施している立又鉱山や大巻鉱山等の休廃止鉱山があり、これら鉱山の影響が残っているものと考えられる。

休廃止鉱山の影響を受けている河川水質の全国的な例をみると、福嶋ら⁵⁾は銅山川(愛媛県)で60年3月~61年8月に銅0.6~89 μ g/l、亜鉛2.0~72.1 μ g/l、朝谷川(高知県)で銅nd~2460 μ g/l、亜鉛0.6~1170 μ g/l、畠山ら⁶⁾は間沢川(山形県)で58年5月~59年5月に銅67.4 \pm 32.1 μ g/l、亜鉛1142 \pm 502 μ g/l、カ

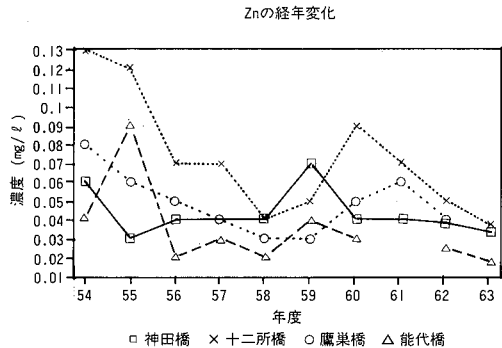
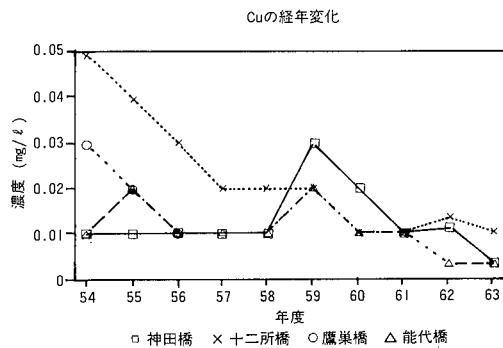


図-10 米代川本流の経年変化（年平均値）

ドミウム $7.63 \pm 3.10 \mu\text{g}/\text{l}$ と報告している。また菅谷ら⁸⁾は59年3月に那智川(和歌山県)で銅 $7.2 \sim 380 \mu\text{g}/\text{l}$ 、亜鉛 $0.9 \sim 58.3 \mu\text{g}/\text{l}$ 、カドミウム $0.05 \sim 0.28 \mu\text{g}/\text{l}$ 、楊枝川(三重県)で銅 $1.3 \sim 588 \mu\text{g}/\text{l}$ 、亜鉛 $0.9 \sim 996.9 \mu\text{g}/\text{l}$ 、カドミウム $0.12 \sim 4.14 \mu\text{g}/\text{l}$ と報告しており、本県の鉱山からの影響がみられる河川より高い濃度も検出されている。しかし、これらの調査では休廃止鉱山に近接した地点で最も高い濃度を示し、河川水の流下にもなると、その濃度は減少の傾向がみられることから、これらと直接的な比較はできないものと考えられる。このほか、河川の底質では、田中昭雄ら⁹⁾によれば渡良瀬川(沢入駅下流)で銅 $1,500 \text{mg}/\text{kg}$ 、亜鉛 $1,100 \text{mg}/\text{kg}$ と高い濃度の例もみられる。

米代川本流の水質の銅濃度は、中流の神田橋で最大値が62年度 $0.025 \text{mg}/\text{l}$ 、63年度 $0.005 \text{mg}/\text{l}$ 、下流の十二所橋で62年度 $0.024 \text{mg}/\text{l}$ 、63年度 $0.013 \text{mg}/\text{l}$ と検出されており、下流の十二所橋で高く、神田橋の下流で流入する小坂川の影響がみられる。これは亜鉛濃度でも同様である。米代川本流の主要地点の銅や亜鉛濃度の経年変化¹⁾は図-10のとおりで、各地点では61年~63年で銅、亜鉛濃度とも大き

な変化はみられない。また、米代川本流では、雄物川本流に比較して銅や亜鉛濃度が高い。

米代川本流の底質は、十二所橋で亜鉛濃度が $710 \text{mg}/\text{kg}$ と他の項目に比べて高く、上流の神田橋の $250 \text{mg}/\text{kg}$ より高くなっており、水質と同様に小坂川の影響と考えられる。米代川流域カドミウム等蓄積性汚染環境調査⁴⁾では、上流部に位置する八幡平橋の河川堆積物は銅 $70 \text{mg}/\text{kg}$ 、亜鉛 $245 \text{mg}/\text{kg}$ 、カドミウム $1.6 \text{mg}/\text{kg}$ 、神田橋で銅 $195 \text{mg}/\text{kg}$ 、亜鉛 $292 \text{mg}/\text{kg}$ 、カドミウム $2.8 \text{mg}/\text{kg}$ 、米代川河口沖の海底土では銅 $9.7 \sim 95.6 \text{mg}/\text{kg}$ 、亜鉛 $3.2 \sim 442 \text{mg}/\text{kg}$ となっており、今回調査した八幡平橋や神田橋、能代橋もほぼ同じレベルであった。米代川本流の底質は雄物川本流(銅 $4.3 \sim 36 \text{mg}/\text{kg}$ 、亜鉛 $36 \sim 240 \text{mg}/\text{kg}$ 、カドミウム $0.1 \sim 1.2 \text{mg}/\text{kg}$ 、鉛 $13 \sim 94 \text{mg}/\text{kg}$)や鉱山の影響の少ない子吉川その他水系の底質(銅 $8.2 \sim 16 \text{mg}/\text{kg}$ 、亜鉛 $68 \sim 130 \text{mg}/\text{kg}$ 、カドミウム $0.05 \sim 0.35 \text{mg}/\text{kg}$ 、鉛 $9.8 \sim 28 \text{mg}/\text{kg}$)と比較すれば、銅や亜鉛含有量が多くなっている。これは、米代川支流河川に稼行鉱山や多くの休廃止鉱山が散在しており、これらの鉱山活動や鉱山地帯の土壌の影響を受けているためと考えられる。

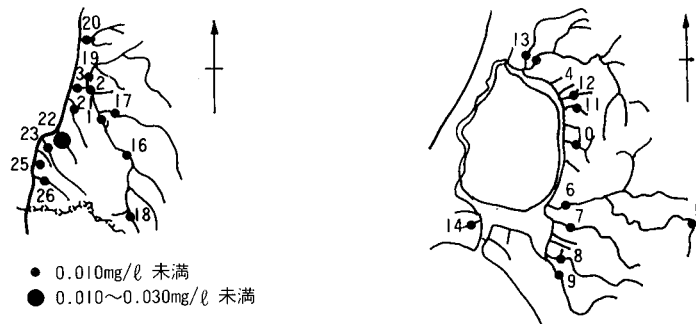
このほか、米代川水系の水質の鉛やカドミ

ウム濃度は、鉱山排水の影響を受けている小坂川中、下流部を除き最大値が鉛0.010mg/ℓ以下、カドミウム0.005mg/ℓ以下で問題のある河川はみられない。

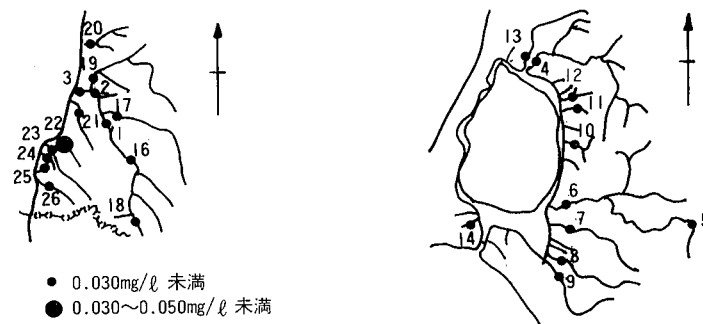
3. 3 子吉川、その他水系

子吉川その他水系の主要地点における62年度と63年度の平均値による水質の銅、亜鉛の濃度分布を図-11、底質の濃度を表-3に示す。

子吉川その他水系（銅濃度）



子吉川その他水系（亜鉛濃度）



小吉川、その他水系

測定地点	河川名	地点	測定地点	河川名	地点
滝沢橋	子吉川中流	1	さきかけ橋	小深見川	14
二十六木橋	子吉川中流	2	長泥橋	子吉川上流	16
本荘大橋	子吉川下流	3	館石沢橋	石沢川	17
川尻橋	三種川	4	百宅川末端	百宅川	18
杉沢発電所	馬場目川上流	5	浮川橋	浮川	19
竜馬橋	馬場目川下流	6	衣川橋	衣川	20
井川橋	井川	7	海上剝橋	西目川	21
豊川橋	豊川	8	原田橋	大沢川	22
馬踏川橋	馬踏川	9	白雪橋	白雪川下流	23
鯉川橋	鯉川	10	赤石橋	赤石川	24
鹿渡橋	鹿渡川	11	象潟橋	象潟川	25
糸流川	糸流川	12	白糸大橋	奈曾川	26
鶴川橋	鶴川	13			

図-11 小吉川、その他水系の重金属分布（62～63年度の平均値）

表-3 子吉川その他水系底質

単位：(mg/kg)

地点	項目	C u	P b	C d	Z n
長泥橋		16	14	0.35	100
二十六木橋		8.6	9.8	—	74
本荘大橋		11	28	—	130
京田橋		8.2	14	0.05	68

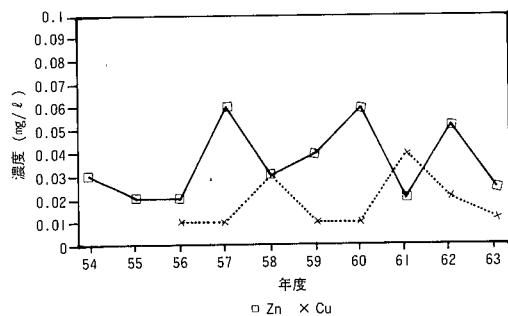


図-12 京田橋の経年変化 (年平均値)

大沢川京田橋では、銅濃度が最大値で62年度0.051mg/l、63年度0.033mg/l、亜鉛濃度が62年度0.093mg/l、63年度0.042mg/lと検出されている。大沢川は中小河川であり、京田橋の上流部には、メッキ工場や金属製品製造業等の工場が設置されており、工場事業場排水の影響を受けやすい河川である。しかし京田橋の銅及び亜鉛の経年変化は、図-12のとおりで年度によるバラツキがあるものの条例改正による影響はみられない。

このほかの調査地点では、亜鉛が検出されているものの、銅濃度は0.01mg/l以下、鉛濃度は0.02mg/l以下、カドミウム濃度は0.003mg/l以下で特に問題となる河川はみられない。

子吉川その他水系の底質の重金属濃度は鉱山が多く点在している米代川水系の底質よりも低くなっている。

4 まとめ

昭和62年度3月に県公害防止条例の一部が改正され(6月施行)、銅に係る排水基準が緩和されたが、昭和62年度、63年度の調査結果から河川における銅濃度の変化は観測されておらず、各河川で水質への影響はいまのところみられない。

河川水質の銅は、雄物川水系入見内川や米代川水系小坂川で濃度が他の河川より高く、流域にある休廃止鉱山や操業鉱山の影響と考えられる。また、その他水系大沢川でも比較的濃度が高く、工場事業場排水等の影響がみられる。また亜鉛は、雄物川水系では入見内川、淀川、高松川、米代川水系では長木川、引欠川、下内川、小坂川などの鉱山活動がみられた河川で高い値が観測されており、このほか、工業地域を流下する旧雄物川や大沢川、都市部を流下する草生津川で他の河川に比較して高くなっている。銅、亜鉛については環境基準が設定されておらず、特に評価基準は定められていないが、昭和45年3月、農林省公害研究会策定の農業用水水質基準(水稻)(銅0.02mg/l以下、亜鉛0.5mg/l以下)と比較すれば、入見内川や小坂川で銅が、淀川や旧雄物川、長木川、小坂川で亜鉛が平均値でこの基準値を超えている。しかし水道水の飲料水基準(銅1.0mg/l以下、亜鉛1.0mg/l以下)でみると、各河川の最大値でもこれを超える河川はない。

健康項目に係る環境基準が設定されている

鉛では、小坂川下流部で62年度に1度、環境基準を超しており、小坂川中流部も他の河川に比較して濃度が高く、渇水時期には鉱山排水等の影響が心配される。また、カドミウムでは、今回の調査で各河川で環境基準を満足しているが、これまで小坂川中流、下流部で59年度の渇水時に2度、小坂川中流部で60年度の渇水時に2度、環境基準を超えた値が観測されたこともあり、渇水時期には鉛と同様に鉱山排水等の影響が心配される。このため、鉱山活動の影響を受けている河川や工業地域を流下しその影響をうけている河川では、今後、特に渇水時期には重金属濃度について留意する必要がある。

底質は、各河川における県条例改正前の重金属濃度の実態を把握したものであるが、稼行鉱山や休廃止鉱山を流域にもつ河川では、底質の重金属含有量が高いなど鉱山活動の影響がみられる。

参 考 文 献

- 1) 秋田県：秋田県環境白書，昭和54年度版
～平成元年度版
- 2) 秋田県：雄物川流域カドミウム等蓄積性汚染環境調査報告書，51年3月
- 3) 財団法人秋田県分析化学センター：秋田県小安泥湯地域地熱発電所環境影響調査報告書，昭和51年12月
- 4) 秋田県：米代川流域カドミウム等蓄積性汚染環境調査報告書，50年3月
- 5) 佐竹潔ほか：重金属汚染河川(秋田県小坂川及び米代川)における底生動物群集，国立公害研究所研究報告，第114号，147-158
- 6) 福嶋悟ほか：四国の吉野川、仁淀川水系の重金属汚染河川における付着藻

類群集，国立公害研究所研究報告，第114号，159-175

- 7) 島山成久ほか：重金属汚染河川(間沢川)に優占する3種のユスリカとカゲロウ(*Baetis thermicus*)個体群の周年変動，国立公害研究所研究報告，第114号，177-191
- 8) 菅谷芳雄ほか：銅鉱山廃水の流入する近畿3河川のユスリカ群集，国立公害研究所研究報告，第114号，213-222
- 9) 田中昭雄ほか：環境中の金属調査に関する研究，群馬県衛生公害研究所年報，15号，90-92(1984)