

暖房器具による室内環境汚染について

齋藤 学 佐々木 誠 久米 均

1 はじめに

冬季の室内環境は、使用する暖房器具の種類により、大きく影響を受けるものと考えられる。特に、住宅が日本式の家屋から、気密性に秀れた西洋型の構造に移り変っていく傾向にある現在においては、室内空気の汚染程度もより顕著になることが懸念されることから、暖房器具の違いによる汚染物質濃度を調査しておくことは、安全で快適な室内環境の確保のために重要なことといえる。

今回、我々は3種の暖房器具の室内燃焼実

験を行ったので、その結果を報告する。

2 調査方法

2.1 調査期間

平成元年7月10日～8月3日

2.2 調査対象暖房器具

表-1に示す石油ファンヒーター、反射型石油ストーブ、ガスストーブの3種を対象とした。

2.3 汚染物質測定項目および測定機

表-2に示した。

表-1 調査対象暖房器具

暖房器具	燃 焼 方 式	給排気方式	用途別方式	発 熱 量	燃料消費量
石油ファンヒーター	気 化 式	強制通気型	強制対流形	1800～ 3200Kcal/h	0.388 ℓ / h
反射型石油ストーブ	し ん 式	自然通気型	放 射 式	1500～ 2200Kcal/h	0.267 ℓ / h
ガ ス ス ト ー ブ	全一次空気式	——	赤 外 線 式 対 流 方 式	2900Kcal/h	——

表-2 測定項目および測定機器

測定項目	測 定 原 理	測 定 機 種 名
C O	非分散型赤外線吸収法	堀場製A P M A - 3000
C O ₂	〃	島津製I R A - 1 0 7
N O N O ₂	ザルツマン試薬による間欠吸光度法	D K K 製 G P H - 7 4
非メタン炭化水素 メタン	ガスクロ直接法+イオン化検出器	堀場製A P H A - 3000

2. 4 室内との比較対象大気環境測定局

- 1) 一般環境大気測定局 秋田市土崎 將軍野局(平成元年7月の測定値使用)
- 2) 自動車排出ガス測定局 秋田市茨島 茨島局(平成元年7月の測定値使用)

2. 5 調査条件

調査は床面積8.4㎡(2.6×3.2m)、天井高さ2.35mの和室で行った。燃焼は室内のほぼ中央で行い、室内空気の採取位置は暖房器具から2m、床面から1.5mの壁面とした。採取にはテフロン製の採取管を用い、別室に設置した自動測定機に導いた。

1回の燃焼時間は、通常の暖房器具の換気必要回数が30分に1回程度となっていることから、30分間の連続燃焼とした。したがって汚染物質濃度は30分間の平均値とした。また、暖房器具の燃料消費量を一定にするため、石油ファンヒーター、反射型石油ストーブについては火力調節をほぼ中程度、ガスストーブについては最大に固定して燃焼させた。

なお、各器具とも自動温度コントロール装置はついていない。

3 調査結果と考察

3. 1 COおよびCO₂濃度

表-3に全測定項目の調査結果を示した。

COの平均値についてみると、反射型石油ストーブが3.6ppmと最も高く、ついで石油ファンヒーターが3.3ppm、ガスストーブが2.4ppmとなっている。室外の一般環境測定局の0.2ppm、自動車排出ガス測定局の0.6ppmと比べて、4~18倍高い濃度となっている。ガスストーブを除いた他の暖房器具の平均値は、県内で最も交通量の多い茨島交差点の測定局の最大値より大きくなっている。しかし、いずれの器具も環境基準の日平均値10ppmを超え

てはいない。

CO₂の平均値はCOと同様、反射型石油ストーブが3530ppmと最も高く、ついで石油ファンヒーターが3080ppm、ガスストーブが2880ppmとなっている。室外での測定は行っていないが、通常の一般環境大気でのCO₂濃度を370ppm程度とすると、暖房器具による室内濃度は8~10倍高くなるといえる。また、各器具ともビル衛生管理基準の1000ppmを、大幅に上廻っていることは、松野らの報告¹⁾と同様である。

3. 2 NOおよびNO₂濃度

NOの平均値は石油ファンヒーターが178ppb、ついで反射型石油ストーブが10ppb、ガスストーブが5ppbとなっている。他の項目と比較して、器具による濃度差が最も大きい。NOの室外の平均値は一般環境測定局2ppb、自動車排出ガス測定局28ppbとなっており、石油ファンヒーターによるNOの室内平均濃度は、自動車排出ガス測定局の最大値174ppbより大きくなっている。

NO₂についてみると、石油ファンヒーターの平均値が86ppbと高く、ついで石油ストーブの16ppb、ガスストーブの15ppbの順となっている。この順位は、嵐谷らの調査結果²⁾と同様である。また、石油ファンヒーターの平均値は自動車排出ガス測定局の最大値に近い濃度になっており、環境基準の日平均値の上限値である60ppbを下廻ることがないことも嵐谷らの結果²⁾と同じである。

反射型石油ストーブ、ガスストーブは自動車排出ガス測定局の平均値とほぼ同じになっている。

NO、NO₂のいずれについても石油ファンヒーターによる濃度が高いが、その要因として、石油ファンヒーターの発熱量が調査に使

表-3 調査結果

		試験回数		CO ppm	CO ₂ ppm	NO ppb	NO ₂ ppb	非メタン ppmC	メタン ppmC
室外大気環境	一般環境測定局 (将軍野)	NO _x 742 CO 744	平均	0.2	—	2	5	0.23	1.76
			最小～	0.1～	—	1～	1～	0.05～	1.61～
			最大	1.0	—	9	29	0.81	2.42
	自動車排出ガス測定局 (茨島)	NO _x 742 CO 740	平均	0.6	—	28	10	—	—
			最小～	0.1～	—	1～	2～	—	—
			最大	3.0	—	174	93	—	—
室内空気環境	石油ファンヒーター	13	平均	3.3	3080	178	86	6.78	1.65
			最小～	2.2～	2600～	130～	62～	5.04～	1.5～
			最大	4.4	3400	235	125	8.2	1.74
	反射型石油ストーブ	11	平均	3.6	3530	10	16	1.24	1.72
			最小～	3.4～	3200～	5～	10～	0.7～	1.7～
			最大	4.2	3800	14	22	2.4	1.8
	ガスストーブ	5	平均	2.4	2880	5	15	2.7	4.2
			最小～	2.2～	2800～	5～	10～	2.6～	4.1～
			最大	2.6	3000	7	22	2.9	4.3

用した部屋の広さに対して大きかったこと、また、反射型石油ストーブに比べて燃焼温度が高いことによるサーマルNO_xの増加が考えられる。更に、石油ファンヒーターが強制対流形であるため、汚染物質が拡散されることにより他の器具より早く室内に充満することにもよるものと考えられる。いずれにしても、NO₂の濃度の上昇による生体影響を考慮するうえで、石油ファンヒーターは十分な注意を必要とする暖房器具と考える。

3. 3 非メタン炭化水素およびメタン濃度

非メタン炭化水素の平均値についてみると、石油ファンヒーターが6.78ppmCと最も高く、ガスストーブが2.7ppmC、反射型石油ストーブが1.24ppmCとなっており、室外の一般環境測定局の平均値と比べ、それぞれ5～30倍高い値となっている。石油ファンヒーターの平均値は指針値である3.1ppmCの2倍以上の値となっている。

メタンは、ガスストーブ4.2ppmCと最も高く、ついで反射型石油ストーブの1.72ppmC、石油ファンヒーターは最も低く1.65ppmCとなっている。ガスストーブが他器具より2.5

倍程高い値を示すことが注目されるが、その要因として燃料中の成分組成の違いが考えられる。表-4、5に灯油と都市ガスの成分組成表を示す。灯油については、より詳細な成分表が入手できないため明確には言えないが、都市ガスにはメタンが19%の含有率を占めていることから、ガストーブの主として点火時における未燃焼分のメタンが灯油を使用している他の器具より多かったものと推測される。逆に、灯油を使用している石油ファンヒーターは、メタン以外の未燃焼分炭化水素を多く排出したものとする。

表-3 灯油成分名と組成比

成分名	組成比
飽和炭化水素/T-HC	80~85%
芳香族炭化水素/T-HC	15~20%
オレフィン /T-HC	0.5%以下
硫黄化合物	0.015%以下
窒素酸化物	極微量
酸素化合物	〃

(T-HC…全炭化水素、燃料便覧より)

表-4 ガス成分名と組成比

成分名	組成名	成分名	組成名
窒素	45.2%	エチレン	0.2%
水素	10.5	一酸化炭素	2.0
酸素	10.1	プロパン	2.0
メタン	19.0	イソブタン	1.0
二酸化炭素	4.2	n-ブタン	3.2
エタン	2.5	イソブチレン	0.2

(秋田市営ガス局 夏季分)

4. まとめ

3種の暖房器具による室内空気環境について調査を行ったが、暖房器具の発熱量の不統一により、明確に汚染物質の濃度差を述べることはできないが、今回の調査条件のもとでは次のことがわかった。

1)CO、CO₂の平均濃度は、反射型石油ストーブが他器具より高く、COは県内で最も交通量の多い自動車排出ガス測定局の最大値よりも大きい値を示した。また、CO₂は各器具ともビル衛生管理基準を上廻った。

2)NO、NO₂の平均濃度は、石油ファンヒーターの場合発熱量に対して部屋の面積が小さいことにもよるが、他器具より大きな値を示した。NO₂についてみると、環境基準値の上限値を下廻ることがなかった。

3)メタン濃度は、都市ガスを使用しているガストーブが高く、非メタン炭化水素は灯油を使用している石油ファンヒーターが高かった。その要因としては、使用燃料中の成分組成の違いが考えられた。

以上、いずれの測定項目も30分間の連続燃焼後に空気を入れかえることを前提にして調査した結果である。

室内にガスを排出する暖房器具を使用する際には、十分な換気を行う必要がある。

参考文献

- 1)松野 康二ほか：大気汚染学会要旨集，一般家庭における室内汚染の化学的検索，462(1990)
- 2)嵐谷 室一ほか：大気汚染学会要旨集，室内環境汚染の化学的・生物学的検索 2，窒素酸化物，452(1989)

八郎湖の富栄養化に関する一考察

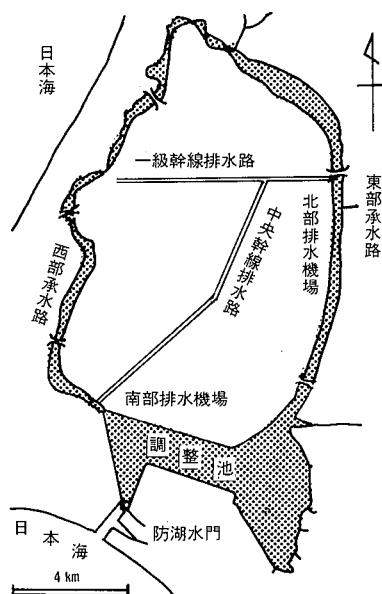
片野 登 高田 熙*1 鈴木 雄二 石郷岡 晋*2
泉 克博*3 組谷 均 高橋 浩*4

1 はじめに

八郎湖は、北緯40度、東経140度の経緯交差点を中心に東西12km、南北27km、総面積22,024haの汽水湖で、琵琶湖に次ぐ我国第二の大きさを有していたが、昭和32年に着工された干拓工事により、現在では東部承水路、西部承水路、調整池として4,564haの水面を残しているにすぎず、これらを併せて八郎湖と称している。

八郎湖では、CODが環境基準を超え、短期的、局所的とはいえアオコの発生が見られる。昭和53年7月には大量のアオコの発生が見られ、この時は大潟橋でCODで26mg/lを記録している。

八郎湖の富栄養化対策を実施するため、県は昭和55年度から『八郎湖水質汚濁機構解明調査』を実施し、発生源別の汚濁負荷量を算定した。また、昭和60年度からは3カ年にわたって農用地からのCOD、T-N、T-P等各種汚濁負荷量と排水路における挙動を明らかにするために『八郎湖における水質汚濁物質負荷量削減に関する調査研究』を行った。この結果については、一部前報（当センター報 第16号）で報告した。更に、当センターでは夏季アオコの発生が観察された時には、適宜八郎湖の水質調査を行っている。これらの水質調査の結果と、八郎湖および周辺の河



図一.1.1.1 八郎湖

川について定期的に行っている水質調査（公共用水域水質測定計画に基づく水質調査）の結果をとりまとめたので報告する。

2 水質測定地点及び分析の方法

(1) 水質測定地点

八郎湖及びその周辺の水質測定地点を図一.2.1.1に示す。

(2) 水質の測定回数

調整池内の地点については、1、2月の水結期を除く毎月1回行っている公共用水域水

* 1 現秋田保健所 * 2 現本荘保健所 * 3 現能代保健所 * 4 現環境保全課

○ 八郎湖における水質汚濁物質負荷量
削減に関する調査研究

(昭和60～63年度)

■ 公共用水域水質測定計画

(年10～12回)

●

(年4回)

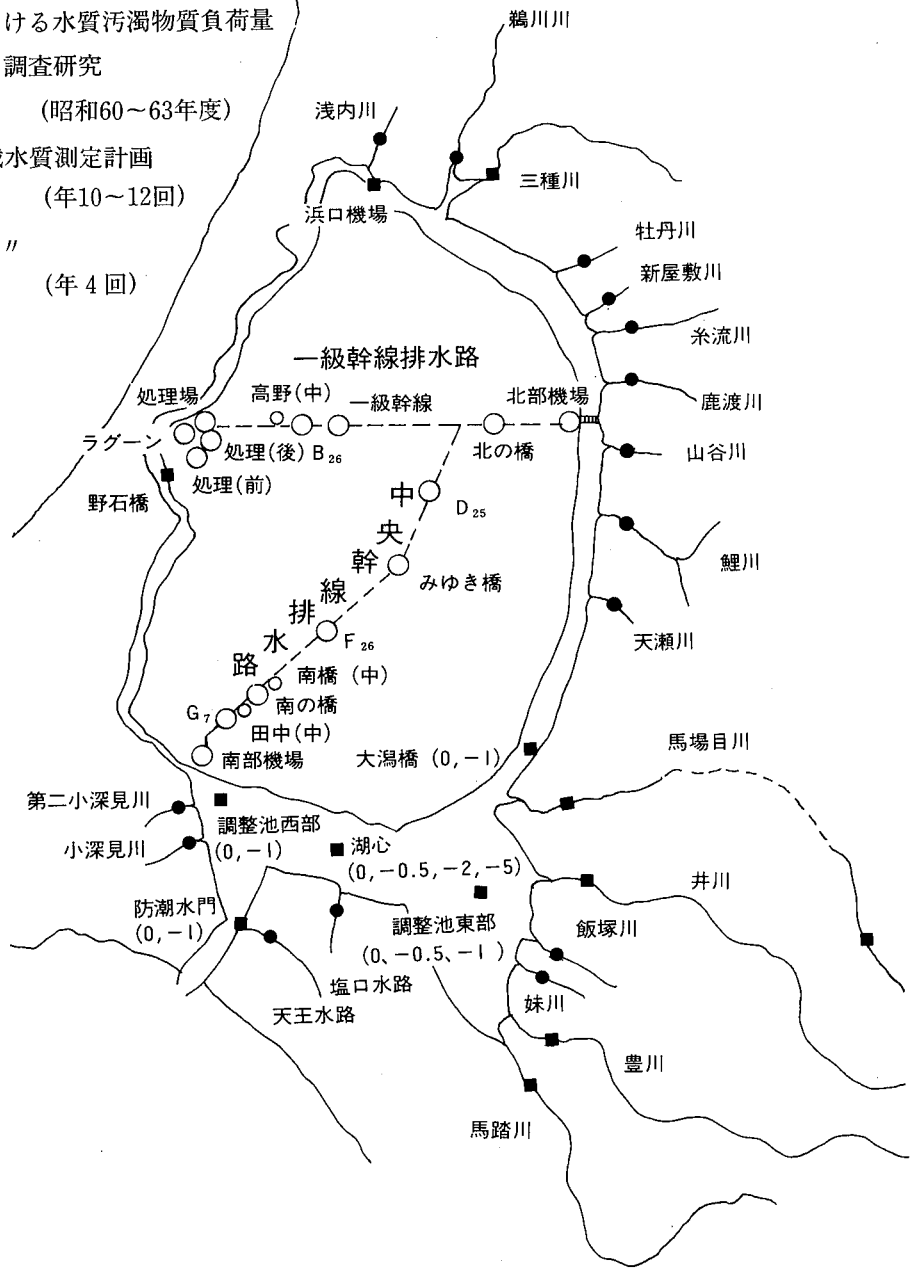


図-2.1.1 八郎湖周辺の水質調査地点

質測定計画に基づく調査の他に、6～9月のアオコ発生時に水質調査を行っており、本報告には57～63年度の延べ87回の調査結果を使用した。

八郎湖周辺河川（馬踏川、豊川、井川、馬場目川、三種川）については、公共用水域水質測定計画に基づく調査を毎月1回行っており、57～63年度の延べ84回の調査結果を使用した。

八郎湖流入河川（鯉川、鹿渡川、糸流川、鶴川川、小深見川、第二小深見川、妹川、飯塚川、山谷川、新屋敷川、牡丹川、浅内川、天王水路、塩口水路、天瀬川）については、60～61年度の年4回、計8回の調査結果を使用した。

また、幹線排水路及び一部の中排水路については、60～62年度の計23回の調査結果を使用した。

なお、昭和62年8月31日に八郎湖に海水が

流入する事態が発生し、いくつかの分析結果に異常な値が見られたので、経月変化については、平常時の値を考慮するという目的から、62年度のデータを加えずに取り扱った。

(3) 水質の分析方法

水質の分析は、次の方法に従って行った。

3 分析結果

(1) 全窒素 (T-N)

経年変化を見ると（図-3.1.1）、調整池内の年平均値は0.50～0.80mg/lの範囲にある。東部0m、湖心0mは、59年度をピークとして60年度以降は濃度がやや下降気味であったが、63年度は濃度が急激に高くなっている。西部0m、防潮水門0mはほぼ横ばいの状態を示している。

八郎湖に汚濁負荷を与える河川、水路等の中から、馬踏川と南部排水機場の濃度を比較のために併せて図示した。馬踏川橋は

表-2.3.1 水質の分析方法

項目	分析方法
COD (未ろ過)	J I S K 0102.17
COD (溶存態)	同 上 (1μガラスフィルターでろ過後)
T-N (未ろ過)	オートアナライザー法 (J I S K 0102.45.2に準拠)
T-N (溶存態)	同 上 (1μガラスフィルターでろ過後)
T-P (未ろ過)	オートアナライザー法 (J I S K 0102.46.3.1に準拠)
T-P (溶存態)	同 上 (1μガラスフィルターでろ過後)
S S	環境庁告示 付表 6
NH ₄ -N	オートアナライザー法 (J I S K 0102.42.2に準拠)
NO ₂ -N	オートアナライザー法 (上水試験方法 19.2に準拠)
NO ₃ -N	オートアナライザー法 (J I S K 0102.43.2.3に準拠)
PO ₄ -P	オートアナライザー法 (J I S K 0102.46.1.1に準拠)
C h l . a	海洋観測指針 9.6
TOC (未ろ過)	J I S K 0102.22
TOC (溶存態)	同 上 (1μガラスフィルターでろ過後)

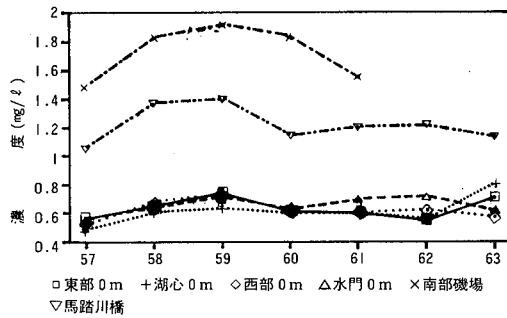


図-3.1.1 T-Nの経年変化(地点別)

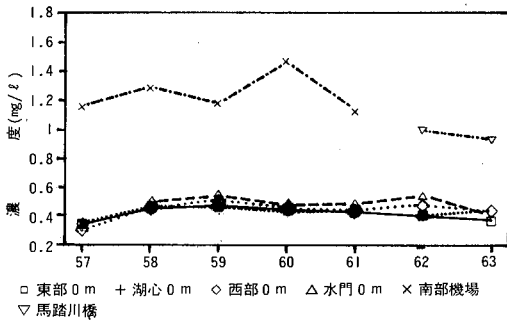


図-3.1.2 T-N(溶存態)の経年変化(地点別)

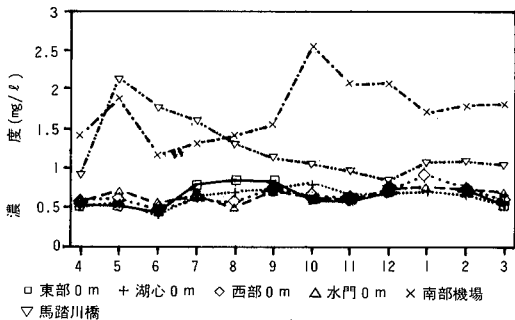


図-3.1.3 T-Nの経月変化(地点別)

1.06~1.40mg/lと調整池内と比較してかなり高い濃度を示しており、南部排水機場での濃度は更に高く1.48~1.92mg/lで推移している。

調整池内の溶存態の濃度は、各地点とも0.4~0.5mg/lで(図-3.1.2)横ばいの状態を示している。

霞ヶ浦の中心部におけるD T N (溶存態全

窒素)の平均濃度(昭和58~61年度)は0.858mg/l、また霞ヶ浦で最も汚染がひどいといわれる高浜入奥部における平均濃度は2.191mg/l¹⁾で調整池内に比較すると高い。

経月変化を見ると(図-3.1.3)、調整池内の月平均値は0.39~0.92mg/lの範囲にあり、東部0m、湖心0mでは7~10月に濃度が高くなる。

馬踏川橋では5月に非常に高い濃度(2.14mg/l)が見られ、以降12月まで徐々に濃度が低下する。

南部排水機場では、5月に代かきの影響と思われるピーク(1.87mg/l)が出現するが、6~9月は濃度が低下し(1.16~1.55mg/l)、10月に再び上昇して(2.55mg/l)11月以降3月まで比較的高濃度(1.70~2.08mg/l)で推移する。

干拓地への農業用水は、干拓地周辺に設置されている19カ所の取水口を通して八郎湖から取水され、農用地で使用された後は、排水路を経て幹線排水路に集水されて、南部・北部両排水機場に導水され排出される。取水は5~9月の灌漑期のみ行われ、両排水機場とも5~8月に大量の排出を行い、9月はほぼ3分の1に減少する。その量は、昭和57年の場合、5~8月の両排水機場の合計量が6200万~8900万m³で、他の月の900万~3400万m³に比べ圧倒的に多くなっている²⁾。これらの排水は、汚濁負荷として八郎湖に流入する。南部排水機場で6~9月に濃度の低下が見られるのは、大量の排水の流入により希釈されたことによるものと思われ、他の項目においても同様の現象が見られる。

溶存態窒素の経月変化では(図-3.1.4)、調整池内のいずれの地点でも6月に最も濃度が低下し(0.23~0.25mg/l)、7月以降徐々に

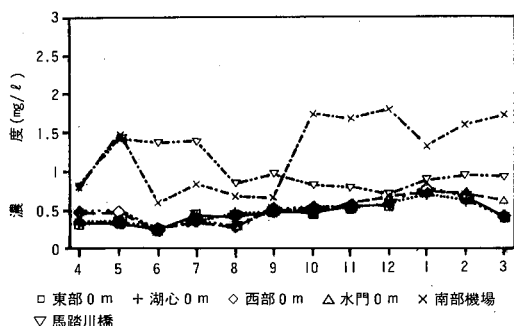


図-3.1.4 T-N(溶存態)の経月変化
(地点別)

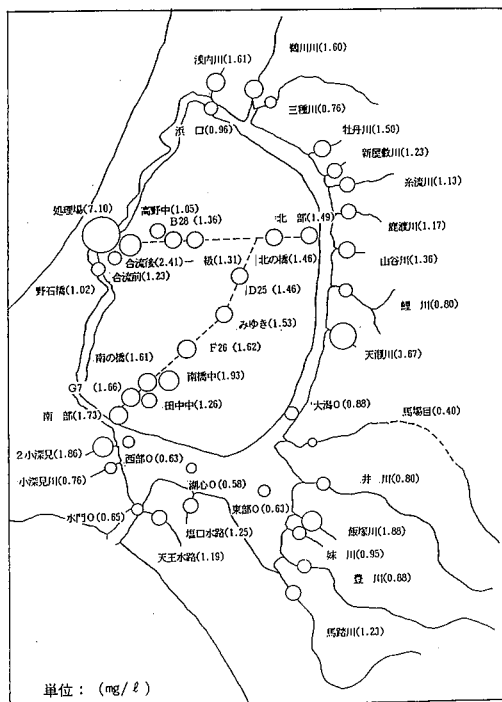


図-3.1.5 T-Nの平均濃度(57~61年度)

濃度を増して1月に最も高くなる(0.70~0.80 mg/l)。全窒素と比較して夏季の濃度が低いのは、クロロフィルaの濃度が夏季に増大することから、植物プランクトンに取り込まれるためと考えられる。馬踏川橋では4月に0.82mg/lだった濃度が5~7月に1.35~1.40 mg/lと高くなり、8月以降再び低下する(0.69~0.96mg/l)。南部排水機場では灌漑期の5月

には一時濃度が高くなる(1.47mg/l)ものの、6~9月は濃度が低下する(0.58~0.82mg/l)が、この低下は排水の流入による希釈のためと考えられる。そして、排水の流入が停止する10月以降再び濃度が上昇する。

八郎湖周辺の水質測定地点での57~61年度の平均濃度を見ると(図-3.1.5)、周辺河川・水路の濃度は概ね調整池内の2倍、干拓地の幹線排水路での濃度は調整池内の約3倍の濃度を示し、調整池内よりも低い濃度を示しているのは僅かに馬場目川(0.40mg/l)の一点だけである。濃度の高い所では、大湫村終末処理場排水(7.1mg/l)、天瀬川(3.67mg/l)などが目につくが、これらの流量は比較的少ないので負荷量的にはそれほど大きな影響を与えるものではないと思われる。

また、各態窒素の百分率の経月変化を図-3.1.6~9に示す。調整池内の他の3点はいずれも湖心0mと同様のパターンを示している。これを見ると、硝酸態窒素($\text{NO}_3\text{-N}$)の比率が3月の45.9%から減少して7、8月にそれぞれ8.1、7.7%と少なくなり、9月以降は再び増加して2月に最大64.6%となる。これに対し、有機態窒素の方は3月の45.2%から徐々に増加して、8月に最大の77.7%になる。これは、硝酸態窒素が植物プランクトンに取り込まれて減少し、有機物生産に利用されることにより有機態窒素が増加するものと考えられる。亜硝酸態窒素($\text{NO}_2\text{-N}$)の比率はそれほど大きくないので目立たないが、アンモニア態窒素($\text{NH}_4\text{-N}$)については7月に17.1%とやや比率が大きくなり、特にこの兆候は-5mで著しい(24.3%)。広島湾における調査では、夏場は40%以下の貧酸素水塊が形成され、このため底泥からアンモニア態窒素、リン酸が溶出し、底層に高濃度の栄養塩類が

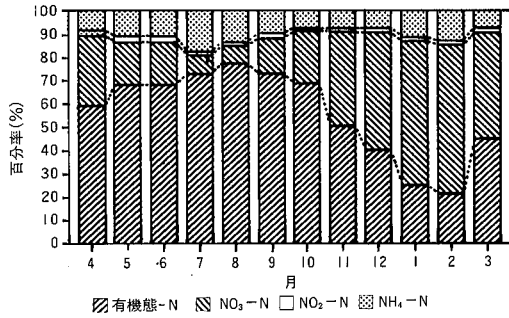


図-3.1.6 各態窒素の百分率の経月変化 (湖心0 m)

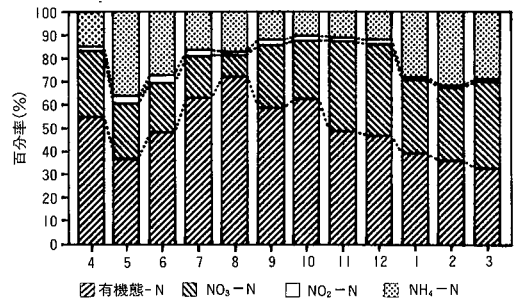


図-3.1.9 各態窒素の百分率の経月変化 (馬踏川橋)

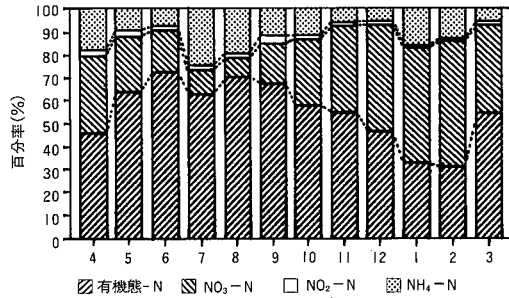


図-3.1.7 各態窒素の百分率の経月変化 (湖心-5 m)

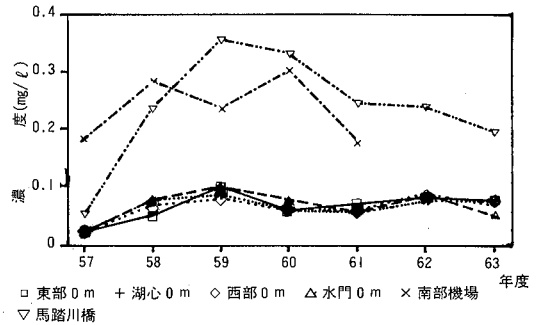


図-3.2.1 NH₄-Nの経年変化 (地点別)

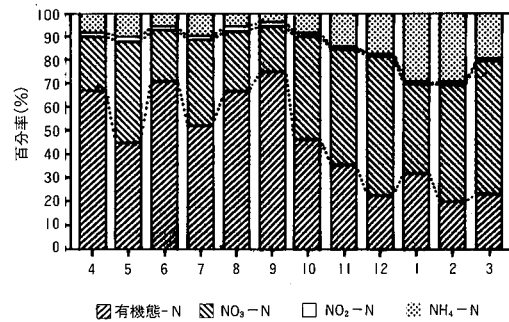


図-3.1.8 各態窒素の経月変化 (南部機場)

蓄積されるとしている³⁾が、湖心-5 mの溶存酸素の飽和度を見ると、最も低くなるのが7月で82%、次いで9月の85%であり、貧酸素水塊の形成については断定できないものの、リン酸態リンの比率が最も高くなるのが9月(73.1%)であることを考え合わせると、-5 m以深における貧酸素状態形成による溶出の

可能性も否定できない。

南部排水機場では、代かきの影響の大きい5月(43.2%)と10月以降3月まで硝酸態窒素の比率が高い(37.6~60.0%)。4月から9月にかけて有機態窒素の占める割合が高くなる(66.8~75.3%)のは藻類の発生によるものと思われる。また、冬季特に1、2月はアンモニア態窒素の占める割合が高くなる(それぞれ30.0、29.8%)。

馬踏川橋では、調整池内と比較してアンモニア態窒素の占める比率が高く、特に5、6月(それぞれ35.9、27.1%)と1~3月(27.4~31.2%)が高い。

(2) アンモニア態窒素 (NH₄-N)

経年変化を見ると(図-3.2.1)、調整池内の年平均値は0.019~0.10mg/lの範囲にあり、各地点間にそれ程大きな差は見られない。馬

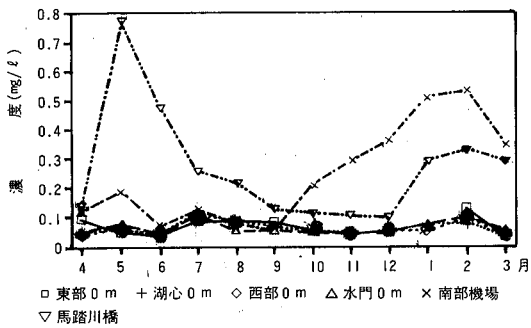


図-3.2.2 NH₄-Nの経月変化(地点別)

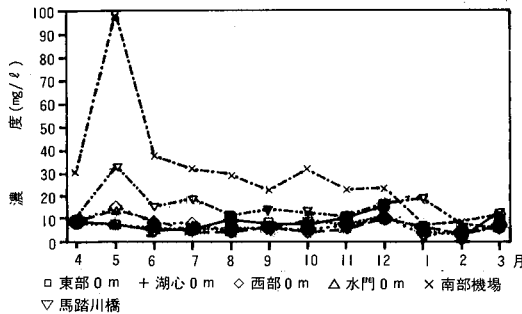


図-3.2.3 SSの経月変化(地点別)

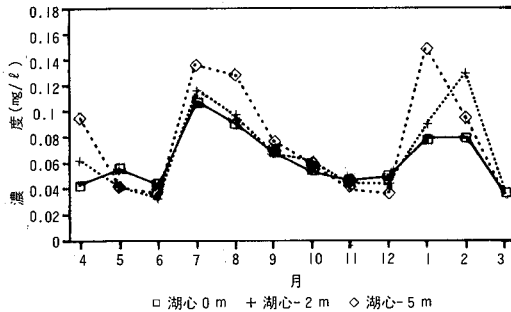


図-3.2.4 NH₄-Nの経月変化(湖心)

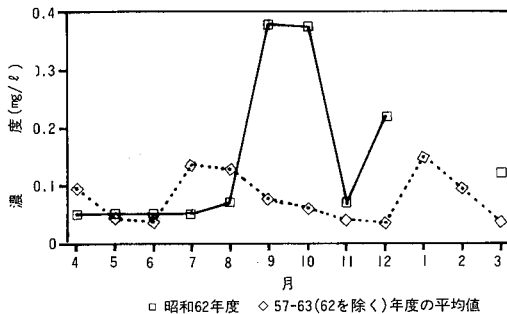


図-3.2.5 NH₄-Nの経月変化(湖心-5m)

踏川橋の濃度は0.05~0.35mg/lと飛び抜けて高いが、61年度以降徐々に濃度が減少する傾向にある。南部排水機場の濃度も0.17~0.30mg/lと高目に推移しているが、年変動も大きい。

経月変化を見ると(図-3.2.2)、調整池内の月平均値は0.03~0.13mg/lの範囲にあって、7~9月と2月の値がやや高くなる。馬踏川橋では5月に0.77mg/lと極めて高い値を示し、7~12月までに低くなるものの1月以降再び0.29~0.33mg/lと高くなる。南部排水機場では灌漑期の6~9月に0.04~0.12mg/lと濃度が低下するが、10月以降再び濃度が上昇し2月に最も高くなって0.53mg/lを示す。

代かきの影響を見るために、SSの経月変化を見ると(図-3.2.3)、5月の濃度は南部排水機場で99mg/lと極めて高く、馬踏川橋の値(33mg/l)はその3分の1であるが、これらは田圃の代かき排水の影響に因る所が大きいと思われる。しかし、5月の馬踏川橋のアンモニア態窒素の濃度は、南部排水機場の濃度を大きく上回ることから、これについては、肥料等のその他の要因の影響が考えられる。

夏季における調整池内のアンモニア態窒素の濃度の高まりは、深い所ほど大きくなる傾向がみられる(図-3.2.4)。また、62年度の湖心-5mの経月変化を見ると(図-3.2.5)、9月、10月に高い濃度(それぞれ0.38、0.37mg/l)が観測された。この時の-5mにおける溶存酸素飽和度は例年に比べかなり低下している(図-3.2.6)ことから、海水の流入により湖深部に貧酸素水塊が形成され、そのためアンモニア態窒素が湖底から溶出したものと思われる。このことが62年度の湖心-5mのアンモニア態窒素の平均値をひ

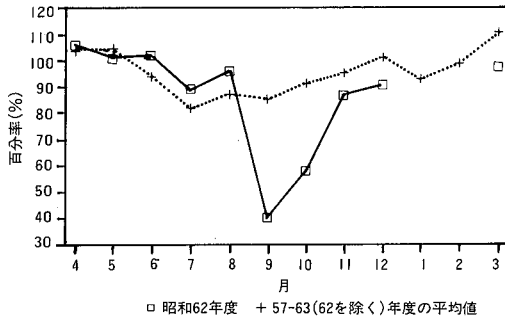


図-3.2.6 DOの飽和度の経月変化
(湖心-5 m)

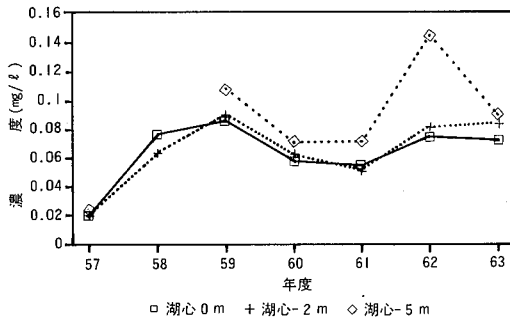


図-3.2.7 NH₄-Nの経年変化(湖心)

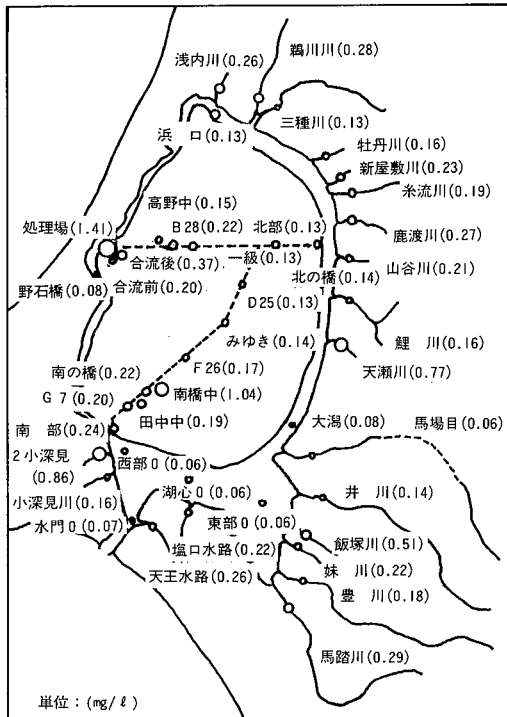


図-3.2.8 NH₄-Nの平均濃度
(57-61年度)

き上げている(図-3.2.7)。

周辺の測定地点での57-61年度の平均濃度を見ると、(図-3.2.8)、いずれの測定地点も調整池内より濃度が高く、特に大潟村終末処理場排水(1.41mg/l)、南の橋中排水(1.04mg/l)、第二小深見川(0.86mg/l)、天瀬川(0.77mg/l)などが周囲に比較して高い濃度を示している。

(3) 硝酸態窒素(NO₃-N)

経年変化を見ると(図-3.3.1)、調整池内の年平均値は0.067~0.282mg/lの範囲にある。57年度と63年度は調整池内の4点とも比較的低い値を示している。この調整池内4点の中では、水門0mの濃度が最も高く(57~63年度平均0.21mg/l)、西部0m(同0.18mg/l)、湖心0m(同0.16mg/l)、東部0m(同0.13mg/l)の順で濃度の変化が見られる。

馬踏川橋の濃度は、57、63年度はやや低いものの総じて高めに推移している(0.28~0.42mg/l)。南部排水機場の濃度は61年度にやや低下したもののかなり高い濃度で推移している(0.58~0.85mg/l)。

経月変化を見ると(図-3.3.2)、調整池内の月平均値は0.036~0.46mg/lの範囲で、いずれの地点においても7、8月に最も濃度が低くなり、9月以降濃度が高くなって1、2月に最高になる。7、8月及び3月はクロロフィルaの濃度が高くなる時期で、植物プランクトンの増殖に硝酸態窒素が利用されるため濃度が減少するものと考えられる。

馬踏川橋、南部排水機場、西部0m、水門0mで見られる5月のピーク(それぞれ0.52、0.81、0.20、0.22mg/l)は、代かき等の影響によるものと思われる。南部排水機場では灌漑期の5月を除いた6~9月に一時濃度が低下する(0.25~0.48mg/l)が、これは農業排

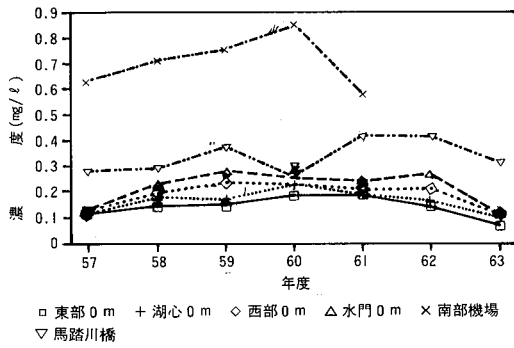


図-3.3.1 NO₃-Nの経年変化 (地点別)

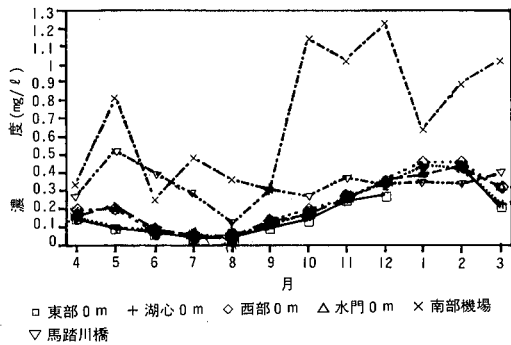


図-3.3.2 NO₃-Nの経月変化 (地点別)

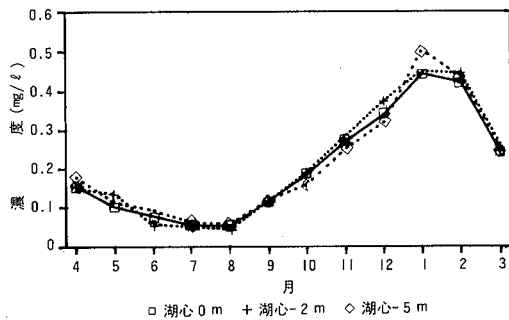


図-3.3.3 NO₃-Nの経月変化 (湖心)

水の流入による希釈の結果に因るものと思われ、農業用水の取水が停止する10月からは再び高い濃度が観測される (0.64~1.22mg/l)。

深さの違いによる大きな濃度差は見られなかった (図-3.3.3)。

周辺の水質測定地点での平均濃度を見ると

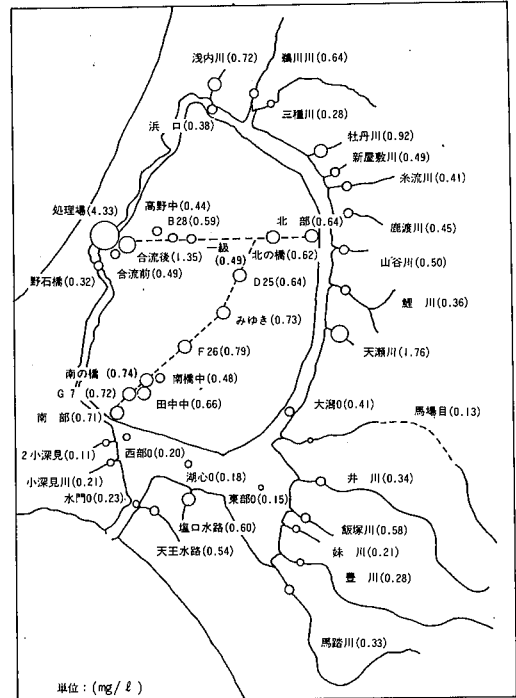


図-3.3.4 NO₃-Nの平均濃度 (57-61年度)

(図-3.3.4)、馬場目川 (0.13mg/l)、第二小深見川 (0.11mg/l) 以外はいずれも調整池内よりも高い濃度を示し、中でも大瀨村終末処理場排水 (4.33mg/l)、天瀬川 (1.76mg/l)、終末処理場排水合流後 (1.35mg/l) はめだって高い。しかし、これらについては流量が極めて小さいことから負荷量としては大きな影響はないものと思われる。

(4) 有機態窒素

全窒素からアンモニア態窒素、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素を差し引いた残りを有機態窒素として扱う。経年変化を見ると (図-3.4.1)、調整池内での年平均値は0.30~0.63 mg/lの範囲にあり、63年度の東部0m、湖心0mの値が高くなっている。馬踏川橋、南部排水機場の濃度は高めに推移している (それぞれ0.51~0.83mg/l、0.64~0.90mg/l)が、馬

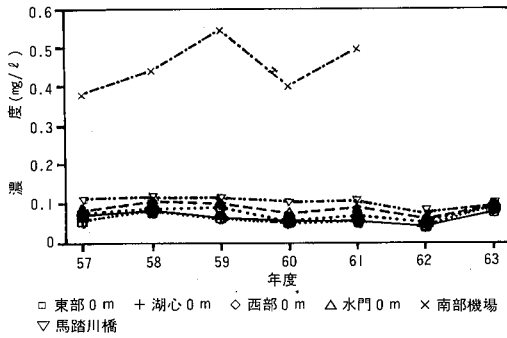


図-3.5.1 T-Pの経年変化(地点別)

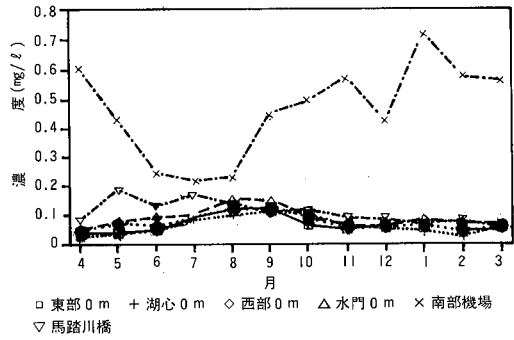


図-3.5.3 T-Pの経月変化(地点別)

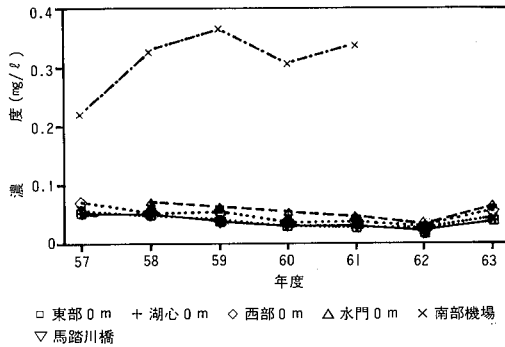


図-3.5.2 T-P(溶存態)の経年変化(地点別)

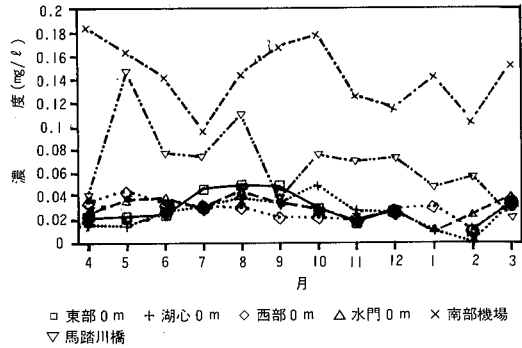


図-3.5.4 pT-Pの経月変化(地点別)

第16号)で報告したように、南の橋中排水路からのリン濃度の高い(昭和60~61年度平均で1.57mg/l)排水の流入に因るところが大きい。

溶存態の濃度変化を見ても(図-3.5.2)同様の傾向が見られる。

経月変化を見ると(図-3.5.3)、調整池内では月平均値は0.02~0.15mg/lの範囲にあって8~10月にピークが見られる。馬踏川橋では5月と7月にピークが見られ(それぞれ0.18、0.16mg/l)、南部排水機場では大量の農業排水の流入する灌漑期の5月以降全窒素の場合と同様濃度が低下し、6~8月は最も低くなる(0.21~0.24mg/l)が、排水の流入の少なくなる9月以降再び高い濃度で推移する

(0.42~0.72mg/l)。

また、全リンから溶存態全リンを減じたものを懸濁態全リン(pT-P)として経月変化を見ると(図-3.5.4)、調整池東部0mでは7~9月に0.04mg/l、湖心0mでは7~10月に0.03~0.04mg/lと高い値を示す。西部0mでは5月に0.04mg/l、水門0mでは3月と8月に0.04mg/lと値が高くなる。馬踏川橋では5月と8月に高い値が見られる(それぞれ0.14、0.11mg/l)。南部排水機場では4月と10月に高い値が見られ(それぞれ0.18、0.17mg/l)、灌漑期の7月には値が大きく低下する(0.09mg/l)。クロロフィルaの分析結果を見ると、南部排水機場では3月(72.0μg/l)と9、10月(それぞれ97.0、84.3μg/l)に高い

ピークが見られる事から、植物プランクトンの増殖の結果P T-Pの値が高くなったものと思われる。

周辺の水質測定地点の全リンの平均濃度を見ると(図-3.5.5)、八郎湖内は浜口排水機場、野石橋、大潟橋を含めて濃度は低い。河川・水路については、馬場目川(0.04mg/l)、牡丹川(0.04mg/l)、鯉川(0.05mg/l)、三種川(0.06mg/l)、塩口水路(0.06mg/l)、高野中排水路(0.06mg/l)以外は調整池内よりも高い。中でも南の橋中排水路(1.57mg/l)、大潟村終末処理場排水(0.86mg/l)、第二小深見川(0.59mg/l)などで高い値が見られる。とりわけ中央幹線排水路に流入する南の橋中排水路の濃度は高く、中央幹線排水路の南の橋から南部排水機場までのリン濃度を高める大きな要因となっている。

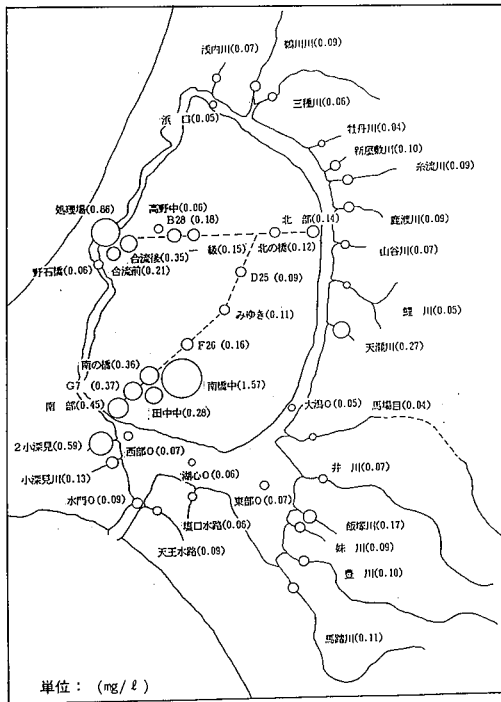


図-3.5.5 全リン(T-P)の平均濃度(57~61年度)

(6) リン酸態リン(P O₄-P)

経年変化を見ると(図-3.6.1)、調整池内の年平均値は0.01~0.06mg/lの範囲にあり、いずれの地点においても62年度にやや濃度が低下しているが、これは海水の流入によるものと思われる。また、調整池内の4地点の中では防潮水門0mが最も高く、次いで西部0m、湖心0m、東部0mの順(57~63年度の平均値はそれぞれ0.04、0.03、0.02、0.02mg/l)になっている。

馬踏川橋の濃度はほぼ調整池内の濃度と同程度(0.01~0.05mg/l)であるが、南部排水機場の濃度は全リンの場合と同様に非常に高い濃度(0.22~0.40mg/l)で推移している。

経月変化を見ると(図-3.6.2)、調整池内

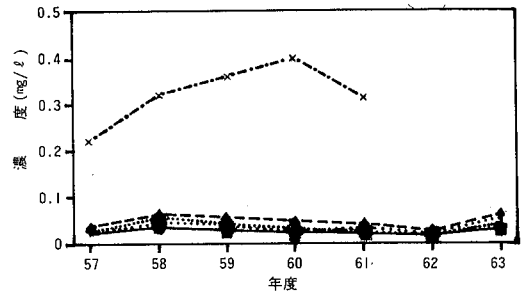


図-3.6.1 PO₄-Pの経年変化(地点別)

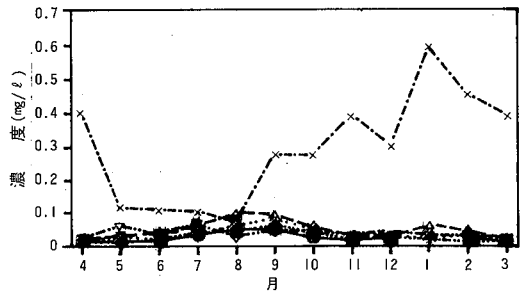


図-3.6.2 PO₄-Pの経月変化(地点別)

の月平均値は0.01~0.09mg/lの範囲にあり、いずれの地点においても8~9月に濃度が高くなる。高村⁴⁾が指摘しているように八郎湖でもラン藻類の発生する夏季にオルソリン酸が増加し、亜硝酸態と硝酸態窒素が減少する傾向が見られる。

南部排水機場では全リンの場合と同様灌漑期の5~8月に大きく濃度が低下する(0.10

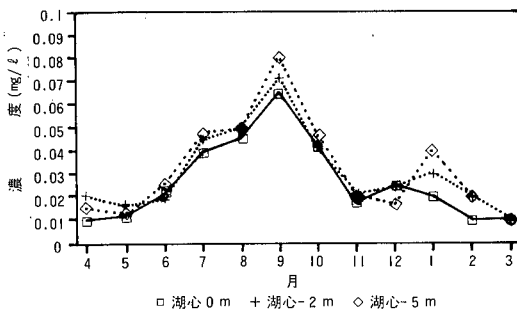


図-3.6.3 PO₄-Pの経月変化(湖心)

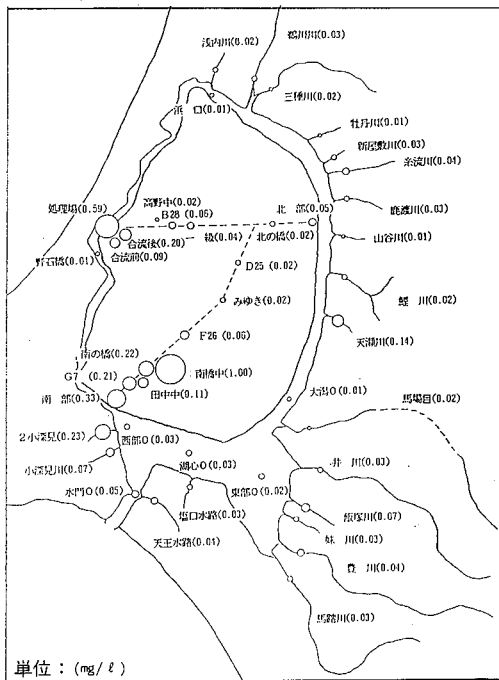


図-3.6.4 リン酸態リンの平均濃度(57~61年度)

~0.13mg/l)が、他の月は極めて高い濃度(0.27~0.63mg/l)で推移している。

深度別の濃度を見ると(図-3.6.3)、6月から11月にかけては深さを増すほど濃度が高くなる傾向が見られる。要因の1つとしては、アンモニア態窒素の場合と同様貧酸素状態形成による湖底からの溶出が考えられる。

周辺の平均濃度を見ると(図-3.6.4)、全リンの場合と同様の傾向が見られる。特に南の橋中排水路(1.00mg/l)、大湊村終末処理場排水(0.59mg/l)の高い濃度が目につく。

(7) クロロフィルa (Chl.a)

水界において、植物に特有なクロロフィル(葉緑素)を測定することは、植物プランクトンの現存量を把握するうえで有効な手段である。

経年変化を見ると(図-3.7.1)、調整池内の年平均濃度は8.3~33.7μg/lの範囲にあり、傾向としてはほぼ横ばい状態にあるが、63年度の湖心0m、東部0mでやや高くなっている。

馬踏川橋の濃度は、流れによるためか低め(6.0~12.2μg/l)に推移し、南部排水機場の値は、調整池内の2倍の濃度(31.9~50.5μg/l)で推移している。ちなみに、霞ヶ浦の中心部におけるクロロフィルaの平均濃度(昭和58~61年度)は44.0μg/l、霞ヶ浦高浜入湾奥部で130.7μg/lである¹⁾。

経月変化を見ると(図-3.7.2)、調整池内の月平均値は1.4~36.4μg/lの範囲にあり、いずれの地点においても8~10月と3月にピークが見られる。夏季のピークはラン藻類のアナベナ(*Anabaena spiroides*)やミクロキスティス(*Microcystis aeruginosa*)の増殖によるものであり²⁾、3月のピークはケイ藻類によるものと思われる。

(16.2~17.6 $\mu\text{g}/\ell$) そして野石橋 (34.1 $\mu\text{g}/\ell$) でやや高くなっている。これらの地点は、比較的流れが少なく内部生産が起こり易い状態にあるためと思われる。

(8) 化学的酸素要求量 (COD)

経年変化を見ると (図-3.8.1)、調整池内の年平均値は3.9~6.1 mg/ℓ の範囲で変動しており、年度による増減はクロロフィルaの場合と類似している。馬踏川橋は、61年度以降やや濃度が低下するもののかなり高い濃度 (5.7~8.6 mg/ℓ) を示している。南部排水機場の濃度もかなり高い (7.9~9.5 mg/ℓ)。

経月変化を見ると (図-3.8.2)、調整池内の月平均値は2.2~7.5 mg/ℓ の範囲にあり、クロロフィルaの場合と同様8~9月と3月にピークが見られる。馬踏川橋はいずれの月

も高めに推移しているが、特に6、7月に高い値 (ともに11 mg/ℓ) を示している。南部排水機場の濃度も比較的高く (5.7~12 mg/ℓ) 推移し、灌漑期終了後の10月にピークが現れる。

また、溶存態のCODについても同様のピークが見られる (図-3.8.3)。

深度別の濃度を見ると (図-3.8.4)、-5mの値は夏季には表層部に比べてやや低めに推移し、逆に冬季は表層部より高く推移している。

周辺部の平均濃度を見ると (図-3.8.5)、馬場目川 (3.0 mg/ℓ)、鯉川 (3.9 mg/ℓ) を除いてはいずれの地点においても調整池内より濃度が高く、最大値はD25の10 mg/ℓ であった。

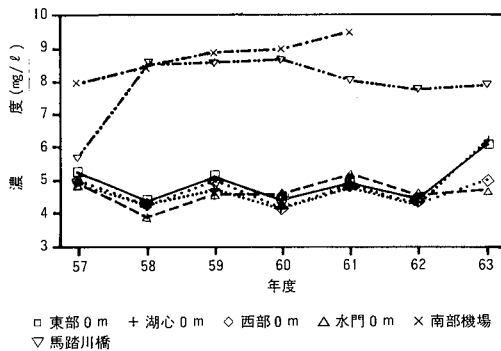


図-3.8.1 CODの経年変化(地点別)

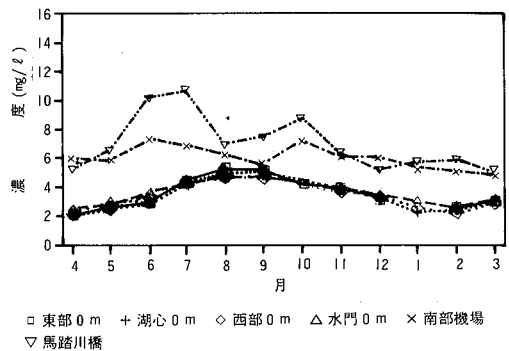


図-3.8.3 COD(溶存態)の経月変化(地点別)

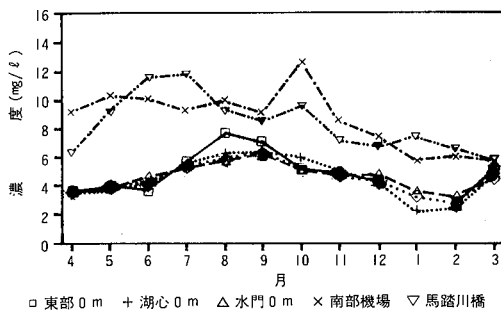


図-3.8.2 CODの経月変化(地点別)

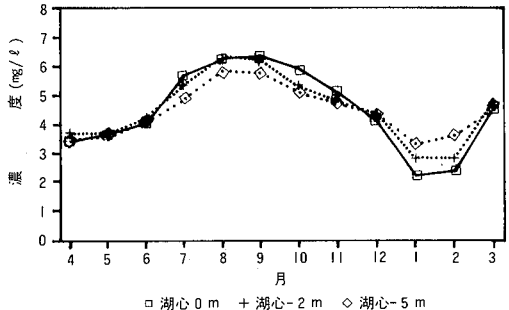


図-3.8.4 CODの経月変化(湖心)

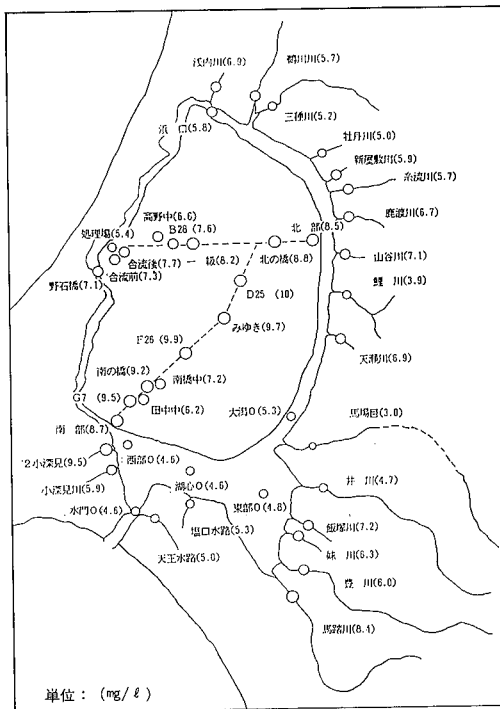


図-3.8.5 CODの平均濃度 (57~61年度)

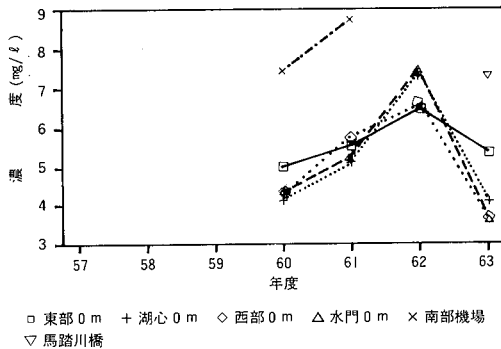


図-3.9.1 TOCの経年変化(地点別)

(9) 有機態炭素 (TOC)

測定結果は60年度以降のものであるが、調整池内の経年変化を見ると(図-3.9.1)、年平均値は3.6~7.5mg/lの範囲にあり、4点とも62年度に高い濃度を示し、63年度に大幅に減少している。馬踏川橋の結果は63年度分だけであるが、かなり高い値(7.3mg/l)を示し

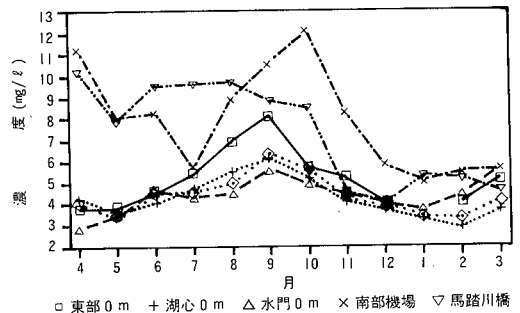


図-3.9.2 TOCの経月変化(地点別)

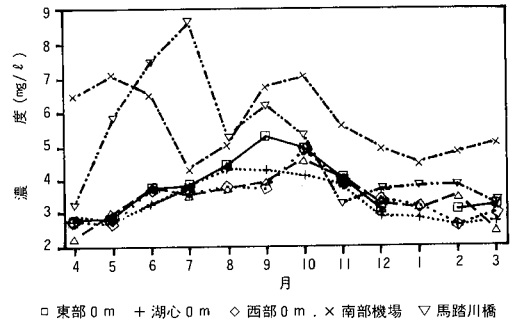


図-3.9.3 TOC(溶存態)の経月変化(地点別)

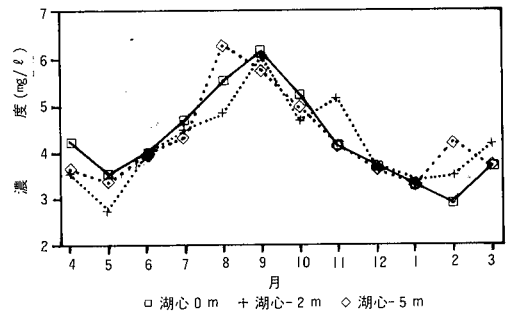


図-3.9.4 TOCの経月変化(湖心)

ている。南部排水機場も60、61年度の結果だけではあるがかなり濃度が高い(7.4~8.7mg/l)。

経月変化を見ると(図-3.9.2)、調整池内の月平均値は2.9~8.1mg/lの範囲にあり、9月には高いピーク(5.6~8.1mg/l)、3月にはやや小さいピーク(3.7~5.6mg/l)が見られ

る。これらは、藻類増殖の結果によるものと考えられる。馬踏川橋では4月に最も濃度が高くなり(10.3mg/l)、以降10月まで高い値が続く(7.9~9.7mg/l)。南部排水場では、4月と10月に高いピーク(それぞれ11.2、12.0mg/l)が見られる。

溶存態のTOCについても、概ね同様の傾向が見られる(図-3.9.3)。馬踏川橋の4月の溶存態の濃度は未ろ過の濃度と比べてかなり低い(3.2mg/l)ので、TOCの主成分はほとんど懸濁物中に含まれるものであったと考えられる。

深度別の濃度に大きな違いは認められない(図-3.9.4)。

4 解析

(1) 修正カールソン富栄養化状態指数

1981年、相崎らによって提案された修正カールソン富栄養化状態指数(TSI)⁶⁾を八郎湖に適用して、経年変化をみた。透明度の値を基にしたためたTSI(SD)を図-4.1.1に、クロロフィルaの値を基に求めたTSI(Chl)を図-4.1.2に、全リンの値を基にして求めたTSI(T-P)を図-4.1.3に示す。これを見ると、TSI(SD)は58年度に値が低下したが、その後62年度にかけて徐々に値が高くなってきている。TSI(Chl)は57年度以降ほぼ横ばいの状態で推移しているが、TSI(T-P)は、58年度から62年度にかけて徐々に値が低下している。

62年度を除いた昭和57~63年度の湖心0m

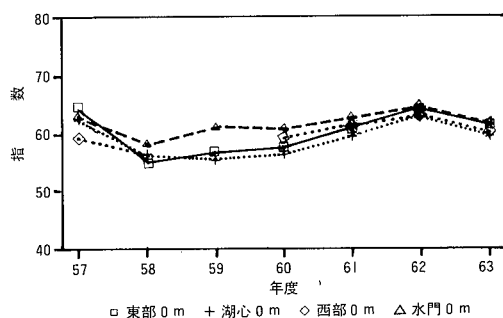


図-4.1.1 調整池内のTSI(SD)の経年変化(地点別)

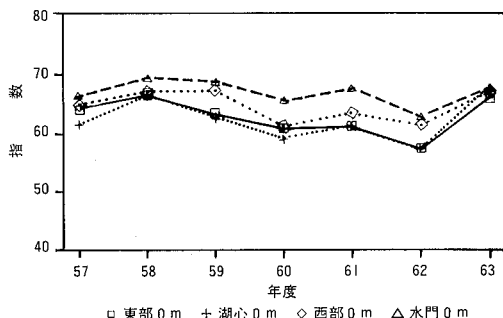


図-4.1.3 調整池内のTSI(T-P)の経年変化(地点別)

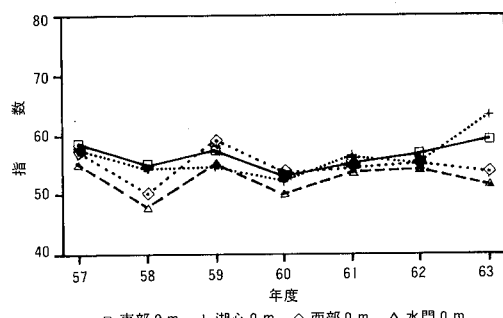


図-4.1.2 調整池内のTSI(Chl)の経年変化(地点別)

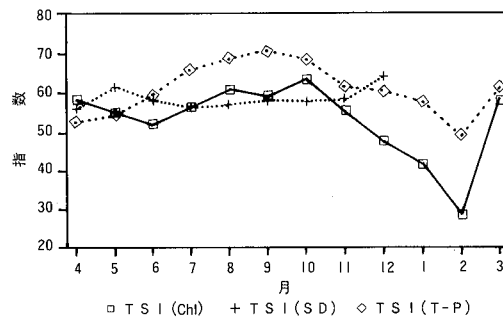


図-4.1.4 TSIの経月変化(湖心0m)

表-4.1.1 修正カールソン富栄養化状態指数(昭和63年度)

	TSI(SD)	TSI(Chl)	TSI(T-P)
調整池 東部 0m	61.5	59.4	66.0
湖 心 0m	59.7	63.0	67.7
調整池 西部 0m	60.2	53.7	66.7
防潮水門 0m	61.6	51.7	67.7
平 均	60.7	61.6	67.1

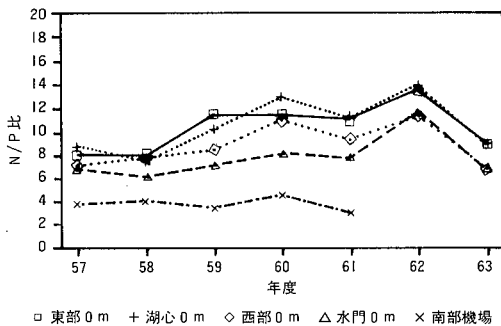


図-4.2.1 N/P比の経年変化(地点別)

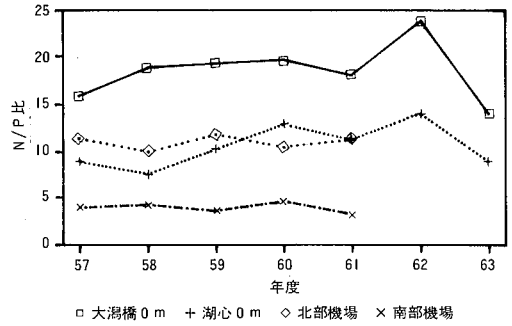


図-4.2.2 N/P比の経年変化(地点別)

における経月変化を見ると(図-4.1.4)、クロロフィルaの値を基に求めたTSI(Chl)と全リンの値を基にして求めたTSI(T-P)とは、多少値を異にするもののほぼ同様の動きを示している。

調整池内の4点で求めた昭和63年度の値を表-4.1.1に示す。それぞれの状態指数の平均値を求めると、透明度の値を基にして求めたTSI(SD)は60.7、TSI(Chl)は56.9、TSI(T-P)は67.1である。修正TSI値によって淡水湖を区分した場合、富栄養湖はTSI(SD)が48~53以上、TSI(Chl)が42~54以上、TSI(T-P)が49~52以上とされているが、このいずれの値からも八郎湖は富栄養湖に区分される。

(2) N/P比

調和型湖沼で、藻類増殖に必要なN/P比は10であるということから、調整池内4点と南部排水機場におけるN/P比を求めた。

経年変化を見ると(図-4.2.1)、湖内の4点はほぼ10前後の値を示しているが、防潮水門はPの比率が幾分高く従ってN/P比はやや低くなっている。南部排水機場の値はPの比率が高いことにより、N/P比としては4前後の値を示している。

更に湖心0m、南部排水機場、北部排水機場、大潟橋0mのN/P比を比較してみると(図-4.2.2)、北部排水機場のN/P比は10前後ではほぼ調整池内と同程度の値を示し、南部排水機場とは異なる比率を示している。大潟

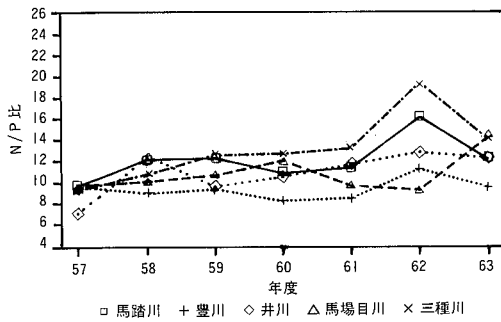


図-4.2.3 八郎湖周辺河川のN/P比の経年変化

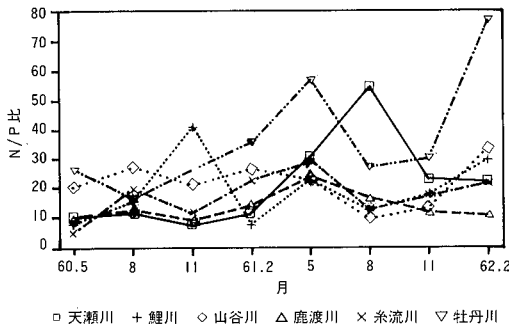


図-4.2.4 その他の流入河川のN/P比の変化

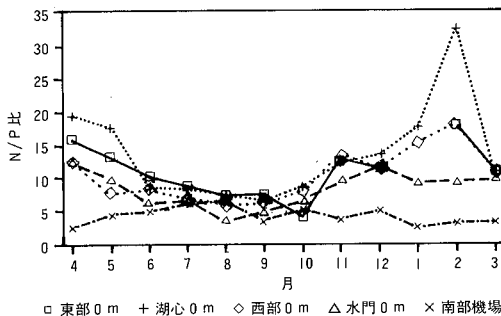


図-4.2.5 N/P比の経月変化(地点別)

橋0mでの値はかなり高い。

主要河川のN/P比をみると(図-4.2.3)、62年度の三種川と馬踏川で値がやや高くなっているが、概ね8~14の間で推移している。一方、その他の流入河川の値を見ると(図-4.2.4)、かなり高い値を示している

河川が見られる。従って、大淵橋0mの値についてはこれら河川の影響があるものと考えられる。

62年度を除く昭和57~63年度の経月変化を見ると(図-4.2.5)、調整池内では6~10月にN/P比が10以下になる。従ってこの時期にはNが制限因子となり、11~5月ではPが制限因子になるものと考えられる。

(3) クロロフィルaといくつかの項目との相関

夏季から秋季にかけて起こるアオコの発生と各種項目の相関を見るため、湖心0mにおける57~61年の、7~11月のクロロフィルaと水温、COD、懸濁態COD(pCOD)、全窒素(T-N)、懸濁態全窒素(pT-N)、全リン(T-P)、懸濁態全リン(pT-P)との相関を求めた。

その結果を(図-4.2.1~7)に示す。最も相関の高かったのが懸濁態全リンで相関係数 $r(pT-P)=0.915$ 、次いでCOD、懸濁態COD、全リンがそれぞれ $r(COD)=0.885$ 、 $r(pCOD)=0.869$ 、 $r(T-P)=0.867$ となっており、更に懸濁態全窒素が $r(pT-N)=0.848$ 、水温が $r(W.T.)=0.784$ 、全窒素が $r(T-N)=0.777$ で、いずれの項目もクロロフィルaと高い相関を示しているが、窒素と比較してリンの方が高い相関を示す結果となっている。

(4) 主成分分析

各測定地点の特徴を検討するために、参考として平成元年度のデータを用いて主成分分析を行った。

解析に用いた測定地点は、湖心0m、東部0m及び-3m、西部0m、水門0m、大淵橋0m、馬踏川橋、井川橋、豊川橋、及び竜馬橋(馬場目川)の10地点であり、項目は3。(1)~(9)に

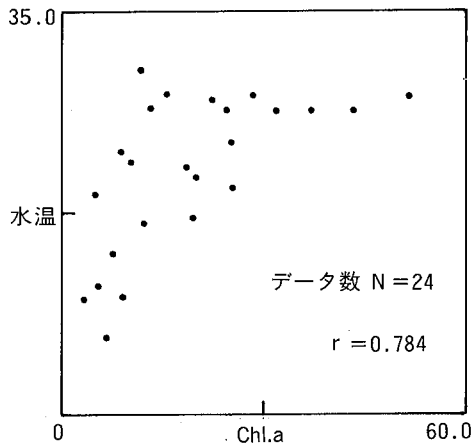


図-4.3.1 Chl.aと水温の散布図

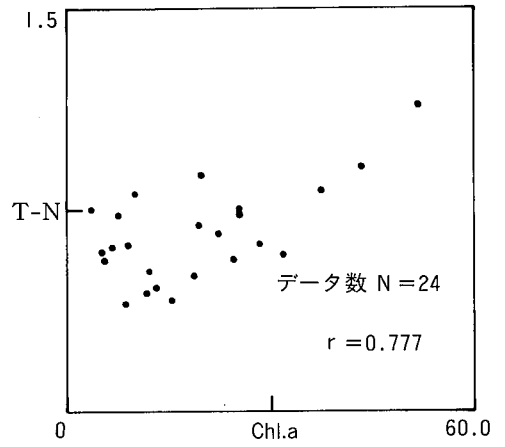


図-4.3.4 Chl.aとT-Nの散布図

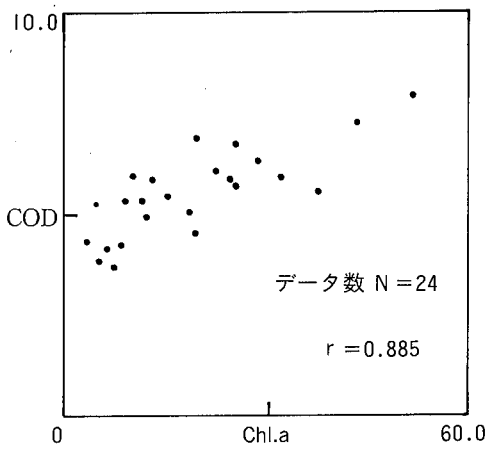


図-4.3.2 Chl.aとCODの散布図

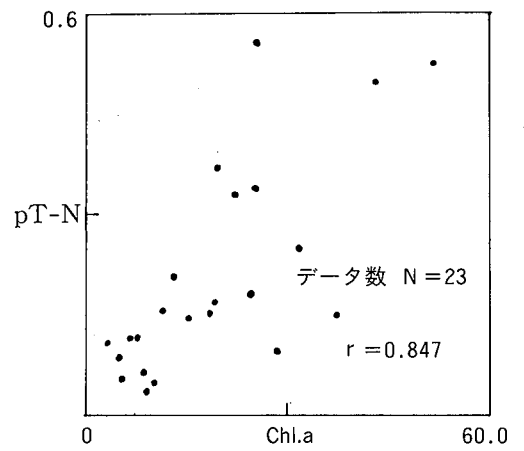


図-4.3.5 Chl.aとpT-Nの散布図

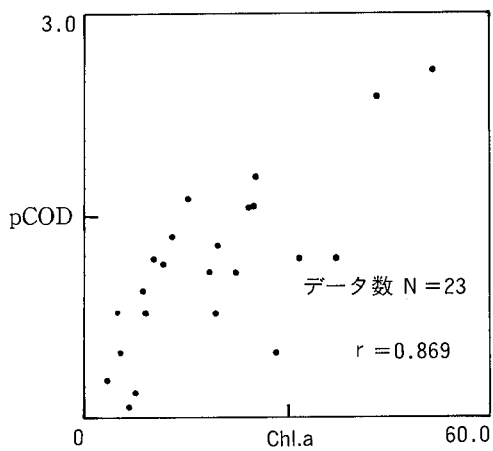


図-4.3.3 Chl.aとpCODの散布図

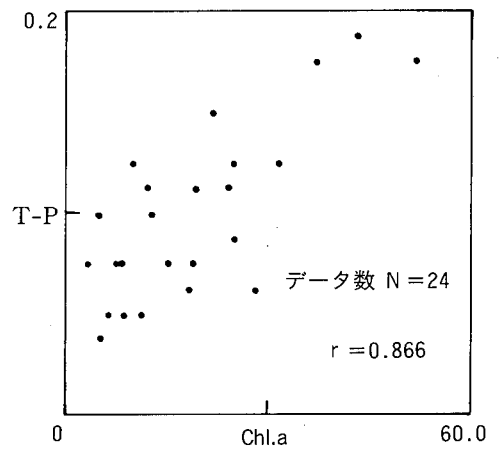


図-4.3.6 Chl.aとT-Pの散布図

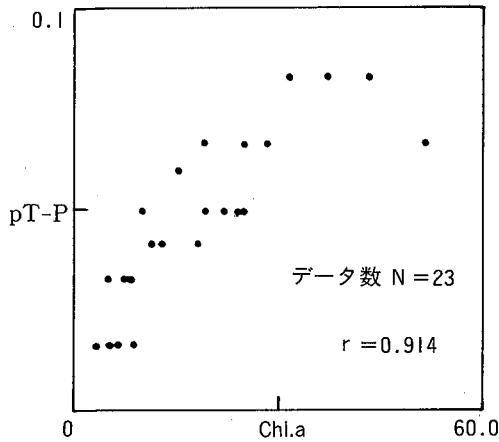


図-4.3.7 Chl.aとpT-Pの散布図

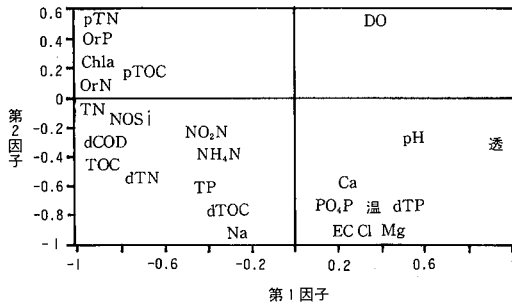


図-4.4.1 各項目の因子負荷量(第1、2因子)の散布図 (平成元年7-11月の平均値)

掲げた項目の他に水温、透視度、NO₂-N、pH、SS、DO、BOD、Cl、Na、K、Ca、Mg、d-Siに更に全窒素、全リン、COD、TOCについては溶存態(d-)と懸濁態(p-)を加えた30項目である。データはアオコの発生する時期について分析を行う目的で、平成元年7月~11月の平均値を使用した。

その結果、各項目の因子負荷量(第1因子及び第2因子)は図-4.4.1のようになった。図-4.4.2はこれを一部拡大したものである。

これを見ると、第1因子についてはBOD、COD、SS、窒素、クロロフィルa等が負に大

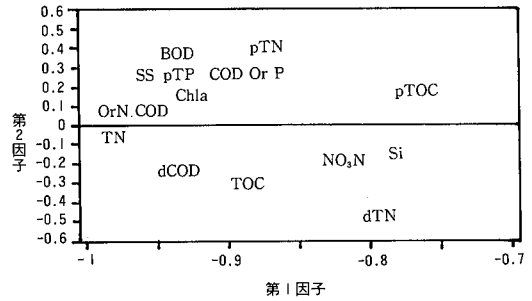


図-4.4.2 各項目の因子負荷量(第1、2因子)の散布図2 (平成元年7-11月の平均値)

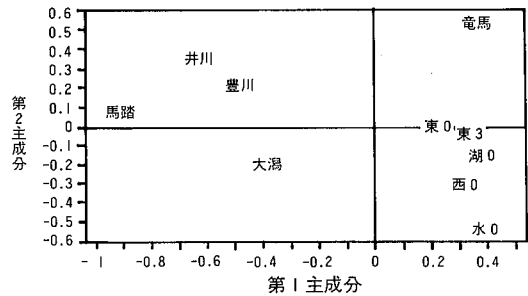


図-4.4.3 各地点の因子得点(第1、2主成分)の散布図 (平成元年7-11月の平均値)

きく、透視度が正に大きいことから、水質の総合的な汚濁の程度を表すものと推測され、その値が負に大きいほど総合的な汚濁の程度が高いと考えられる。

第2因子についてはNa、Cl等が負に大きい。これらの項目は大湊村内の排水路で高い値を示していることから、第2因子が負に大きいということは、大湊村内の農業排水に近い水質であると推測され、逆に正に大きいということは、他の発生源の影響をより強く受けている水質であると考えられる。

次に、各測定地点の因子得点(第1及び第2主成分)をプロットすると図-4.4.3のようになる。

さきに述べた因子負荷量の解釈を参考にして各地点の特徴を推定すると、次のようにな

る。

すなわち、図-4.4.3を見ると第1主成分は馬踏川橋、井川橋、豊川橋で負に大きく、八郎湖内の各測定地点(湖心、東部、西部、水門)はいずれも正であり、値もほぼ同程度である。このことは、馬踏川、井川、豊川等の八郎湖周辺河川は八郎湖よりも総合的には汚濁の程度が高く、八郎湖(特に調整池)内はおおむね汚濁の程度が同一であると考えられる。さらに、馬踏川は水質的には東部0mに近くて汚濁の程度が高いと考えられ、次いで大潟橋0m、豊川、井川の順で水質的に近く、井川、豊川、大潟橋0mの順で汚濁の程度が高くなっていると考えられる。

また、第2主成分は水門0m、西部0m、大潟橋0m等が負に大きく、竜馬橋、井川橋、豊川橋等が正に大きい。このことは、水門、西部、大潟橋等の水質は大潟村からの農業排水の影響をより大きく受けており、馬場目川、井川、豊川等はそれ以外の発生源(例えば生活排水等)の影響を含んでいると考えられることができる。

まとめ

(1)各態窒素の百分率を見ると、調整池内においては硝酸態窒素の比率は夏季に小さくなり、冬季に大きくなる。有機態窒素の比率は逆に、夏季に大きくなり、冬季に小さくなる。アンモニア態窒素の比率については大きな変化は見られないが、7月にやや値が大きくなる。

また、馬踏川橋では、調整池内に比較してアンモニア態窒素の占める比率が高くなっている。

(2)全リンの経年変化を見ると、調整池内のいずれの地点においても海水の流入した62年度

に年平均値が低下し、63年度に再び値が高くなっている。

また、八郎湖周辺部の全リン濃度の平均値を見ると、南の橋中排水路、大潟村終末処理場排水、第二小深見川で高い値が見られる。特に南の橋中排水路の濃度は高く、これが流入する中央幹線排水路の南の橋から南部排水機場までのリン濃度を高める大きな原因となっているものと思われる。

(3)Microcystisが水の華を形成している間、湖水中にはオルソリン剤が増加し、亜硝酸態と硝酸態窒素がなくなるという指摘の通り、八郎湖においても夏季に同様の現象が見られる。

(4)クロロフィルaについては、夏季と3月期にピークが見られる。夏季のピークはアナベナ、ミクロキスティス等のラン藻類の増殖によるもの、3月のピークは珪藻類の増殖によるものと思われる。

(5)調整池内のCODの経月変化を見ると、夏季と3月に濃度が高くなっており、藻類の増殖がその主な原因と考えられる。

(6)修正カーソルン富栄養化状態指数(TSI)を見ると、63年度の八郎湖では56.9~67.1の値を示し、八郎湖が富栄養湖であることを示している。

(7)7月~11月のクロロフィルaと水温、COD、懸濁態COD、全窒素、懸濁態全窒素、全リン、懸濁態全リンの間で相関をとってみると、相関の最も高かったのが懸濁態T-Pで相関係数は $r(pT-P)=0.915$ 、次いでCOD、全リンがそれぞれ $r(COD)=0.885$ 、 $r(pCOD)=0.869$ 、 $r(T-p)=0.867$ と高い相関を示し、他の項目の相関係数も0.7以上で比較的高い相関を示した。

(8)各測定項目、測定地点について主成分分析

を行った。これによると、馬踏川、井川、豊川等の八郎湖周辺河川は八郎湖よりも総合的には汚濁の程度が高く、八郎湖(特に調整池)内はおおむね汚濁の程度が同一であると考えられる。

水質的には調整池東部0 mは馬踏川に近く、防潮水門、調整池西部、大潟橋については、大潟村からの排水の影響を受けており、馬場目川、井川、豊川等はそれ以外の発生源(例えば生活排水)の影響を含んでいると考えられる。

参 考 文 献

- 1)相崎守弘 他(1988) 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究, 国立公害研究所研究資料, 第33号(B-33-'88)
- 2)昭和57年度 環境庁委託業務結果報告書(非特定汚染源による汚染防止対策調査) 昭和58年3月, 秋田県
- 3)伊達悦二 他(1989) 広島湾における炭素, 窒素, リンの循環, 水質汚濁研究, 第12巻, 第9号, 567~574
- 4)高村典子(1988) ラン藻類による水の華, 特にMicrocystis属の生態学的研究の現状, 藻類, 第36巻, 65~79
- 5)加藤君雄 他(1976) 八郎潟調整池のケイソウ類, 八郎潟調整池の生物相調査報告 昭和51年3月, 63~137
- 6)相崎守弘 他(1981) 修正カールソン富栄養化状態指数の日本湖沼への適用と他の水質項目との関係, 国立公害研究所研究報告書, 第23号(R-23-'81), 115~122
- 7)荻野泰夫 他(1989) 児島湾における水質汚濁物質の挙動に関する調査研究 第3報 児島湾及び流入河川の水質と流入負荷量について, 岡山県環境保健センター年報, 第

八郎湖への一時的な海水流入について
 (昭和62年8月の台風12号通過にともなう影響)

加藤 潤 高田 熙* 片野 登
 組谷 均 鈴木 雄二 石郷岡 晋**

1 はじめに

八郎瀉はかつて、総面積22,024haの汽水湖で、我が国第2の大きさであったが、昭和32年に干拓事業が着工され、昭和52年3月に国営干拓事業が完了した。

現在では、東部承水路、西部承水路、調整

池として従来の1/5の4,564haの湖水面積を残すだけとなり、船越水道に設けられた防潮水門によって日本海と遮断され、従来の汽水湖から淡水湖に変わり、八郎湖と称している(図-1)。

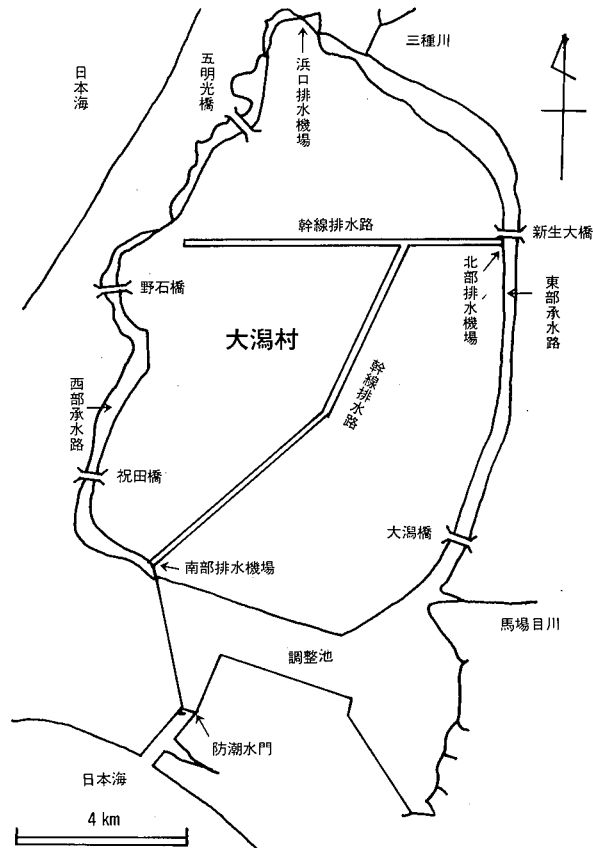


図-1 八郎湖

* 現秋田保健所 ** 現本荘保健所

八郎湖へは馬場目川、三種川等およそ20の中小河川が東部承水路及び調整池に流入しており、湖水は主に大潟村の農業用水として利用されている。農業用水は、調整池及び承水路から取水され、農地に灌漑された後幹線排水路を経て、南部、北部の両排水機場から調整池及び東部承水路に排出され、その水がまた農業用水として取水される完全な循環式利用である。湖水は水道用水、漁業等にも利用されている。

また、八郎湖の水深は2～4mで、場所によって10m以上に達するところがあり、水位は秋田県八郎潟基幹施設管理事務所で管理しており、管理水位を越えた分だけ防潮水門より放流している。

船越水道に設けられた防潮水門は、10年に一度塗装の塗り替えが行われる。昭和62年がこの年に当たっており、8月下旬から9月下旬までの約1カ月間9門ある防潮扉を順番に

開け、さび落としや下塗り、本塗装工事を行った。

八郎湖の湖面と船越水道の海面では、湖面の方が約80cm高いうえ、淡水と海水との比重差などから、普通は水門を開けても、海水が八郎湖に流れ込むことはない。しかし、塗装工事中の8月31日夜半、日本海を通過した台風12号による高潮と高波の影響で、海水が逆流し、工事のため水門を開けていた8号と9号の2門から海水が9月1日の午前中にかけて流れ込んだ²⁾。

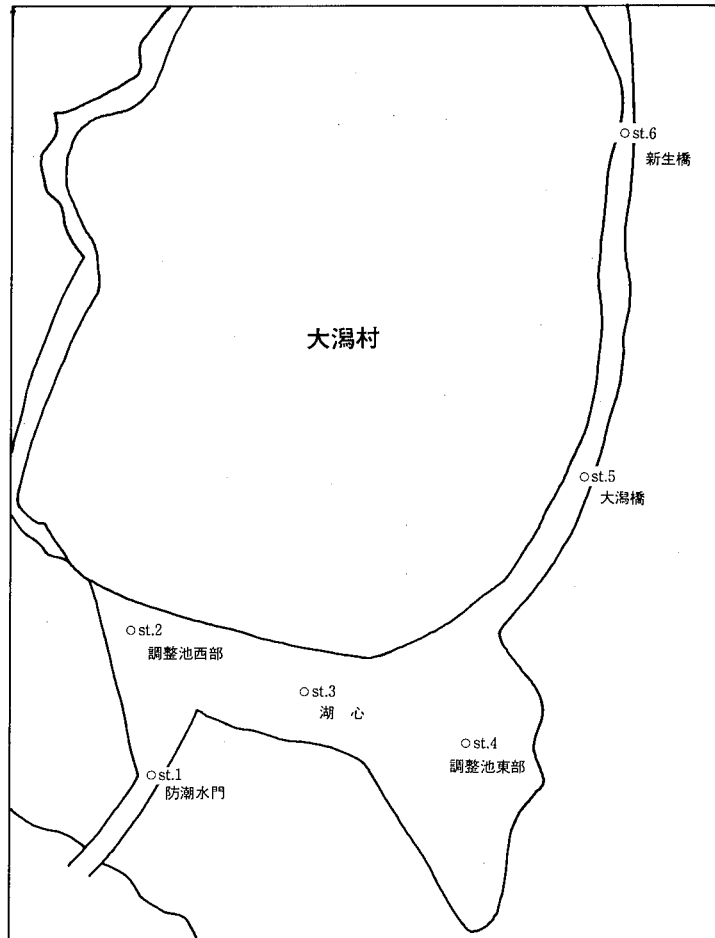
そこで、海水の流入で八郎湖の水質等がどのように変化したかを調査したので報告する。

2 調査地点及び水質の分析方法

調査地点は図-2に示すとおり、防潮水門(st.1)、調整池西部(st.2)、湖心(st.3)、調整池東部(st.4)、大潟橋(st.5)、新生大橋(st.6)の6地点である。水質の分析方法は表-1に示すとおりである。

表-1 水質の分析方法

項目	分析方法
電気伝導度	J I S K 0102.13
C O D	J I S K 0102.17
T-N	オートアナライザー法 (J I S K 0102.45.2に準拠)
T-P	オートアナライザー法 (J I S K 0102.46.3.1に準拠)
Chl.a	海洋観測指針 9.6
C l ⁻	イオンクロマト法
Na ⁺	環境測定分析法註解 43.2 (原子吸光光度法)
K ⁺	環境測定分析法註解 44.2 (原子吸光光度法)
Ca ²⁺	上水試験方法 45.2 (原子吸光光度法)
Mg ²⁺	上水試験方法 42.2 (原子吸光光度法)



図一 2 調査地点

3 調査結果及び考察

各調査地点の水質調査結果は表一 2 に示したとおりである。なお、昭和62年の調査結果は月により平均値で表しているものもある。

表一 2 水質調査結果

測定地点名	月	導電率 μs/cm	COD mg/ℓ	T-N mg/ℓ	T-P mg/ℓ	Chl.a μg/ℓ	Cl ⁻ mg/ℓ	Na ⁺ mg/ℓ	K ⁺ mg/ℓ	Ca ²⁺ mg/ℓ	Mg ²⁺ mg/ℓ
防潮水門Om (昭和62年度)	4	340	4.3	0.72	0.08	20.1	72	43	3.7	11	7.3
	5	340	4.0	0.47	0.07	11.6	76	45	3.7	11	6.9
	* 6	420	5.1	0.41	0.09	12.2	89	49	4.7	14	8.9
	* 7	380	4.6	0.54	0.10	13.9	77	54	4.6	15	8.3
	8	240	6.6	1.01	0.09	22.0	33	27	3.7	12	5.3
	* 9	6915	4.7	0.46	0.05	28.9	2102	1253	54	42	157
	* 10	13500	3.3	0.77	0.04	20.1	4837	2555	68	117	288
	11	10000	4.2	0.63	0.03	11.0	3437	1710	71	99	225
	12	5200	4.3	1.42	0.02	8.4	1742	802	34	74	113
	1	2640	4.4	0.74	0.06	12.1		339	16	37	53
	2										
	3	670	3.7	0.82	0.05	4.4	215	93	5.2	17	14
年平均値 (57—61)		476	4.6	0.65	0.09	13.1	75	54	4.7	13	9.2

測定地点名	月	導電率 μs/cm	COD mg/ℓ	T-N mg/ℓ	T-P mg/ℓ	Chl.a μg/ℓ	Cl ⁻ mg/ℓ	Na ⁺ mg/ℓ	K ⁺ mg/ℓ	Ca ²⁺ mg/ℓ	Mg ²⁺ mg/ℓ
調整池西部Om (昭和62年度)	4	300	4.1	0.73	0.09	24.6	62	41	3.4	11	6.3
	5	290	4.3	0.68	0.07	14.7	57	37	3.0	11	5.7
	* 6	375	5.2	0.37	0.06	14.5	74	44	4.2	14	7.8
	* 7	370	5.1	0.46	0.08	15.0	71	49	4.2	13	7.8
	8	230	6.1	0.92	0.06	17.2	33	26	3.3	11	4.9
	* 9	5195	4.3	0.38	0.04	23.4	1855	947	38	30	110
	* 10	13750	3.8	0.48	0.04	31.6	5329	2610	75	118	301
	11	10630	3.4	0.41	0.05	7.9	3785	1820	76	101	236
	12	5920	3.1	0.95	0.03	11.0	2043	961	39	71	132
	1										
	2										
	3	650	3.7	0.90	0.05	4.8	206	86	4.9	16	14
年平均値 (57—61)		359	4.6	0.63	0.07	16.5	59	41	3.9	12	7.3

測定地点名	月	導電率 μS/cm	COD mg/l	T-N mg/l	T-P mg/l	Chl.a μg/l	Cl ⁻ mg/l	Na ⁺ mg/l	K ⁺ mg/l	Ca ²⁺ mg/l	Mg ²⁺ mg/l
湖心Om (57-61)	4	223	3.3	0.45	0.02	20.9	40	24	1.5	8.0	3.2
	5	215	3.5	0.45	0.03	16.1	39	24	2.0	8.5	5.3
	6	262	3.6	0.39	0.04	11.2	45	29	3.1	7.9	5.4
	7	344	5.3	0.52	0.07	15.9	65	41	5.2	12	7.7
	8	360	6.3	0.73	0.09	30.5	56	41	3.8	10	6.5
	9	338	6.4	0.75	0.11	26.3	53	39	5.1	12	7.1
	10	354	5.1	0.69	0.08	12.5	55	38	3.7	10	7.4
	11	383	4.5	0.56	0.04	6.0	59	40	3.8	12	6.5
	12	364	4.1	0.71	0.05	7.6	66	42	3.9	11	8.1
	1	290	2.2	0.71	0.04	4.8	61	36	2.5	11	6.6
	2	260	2.4	0.65	0.02	1.4	31	27	2.5	10	5.6
	3	306	4.0	0.53	0.05	20.7	55	31	1.1	10	5.9
年平均値 (57-61)		314	4.6	0.58	0.06	16.2	52	35	3.6	10	6.6

各月の数値は昭和57～61年の平均値

測定地点名	月	導電率 μS/cm	COD mg/l	T-N mg/l	T-P mg/l	Chl.a μg/l	Cl ⁻ mg/l	Na ⁺ mg/l	K ⁺ mg/l	Ca ²⁺ mg/l	Mg ²⁺ mg/l
湖心Om (昭和62年度)	4	240	4.0	0.77	0.06	25.0	47	30	2.8	10	5.3
	5	220	3.0	0.34	0.03	5.5	43	29	2.2	8.2	4.5
	*6	310	4.2	0.36	0.05	9.6	58	33	3.5	11	6.5
	*7	340	5.0	0.32	0.06	10.8	64	44	3.8	11	7.2
	8	210	6.2	0.64	0.03	27.0	33	26	2.7	8.0	4.6
	*9	3800	4.8	0.32	0.03	23.0	1163	562	27	24	81
	*10	13200	3.8	0.58	0.04	36.0	4999	2600	69	111	286
	11	10600	3.5	0.54	0.03	8.5	3663	1810	73	96	234
	12	5640	4.4	0.76	0.03	15.0	1918	911	36	61	124
	1										
	2										
	3	500	3.7	0.97	0.05	5.0	148	60	3.6	13	10
年平均値		3500	4.3	0.56	0.04	16.5	1200	610	22	35	76

測定地点名	月	導電率 μS/cm	COD mg/l	T-N mg/l	T-P mg/l	Chl.a μg/l	Cl ⁻ mg/l	Na ⁺ mg/l	K ⁺ mg/l	Ca ²⁺ mg/l	Mg ²⁺ mg/l
湖心-5 m (57-61)	4	221	3.4	0.45	0.03	20.4	38	24	1.8	5.3	3.0
	5	218	3.4	0.42	0.04	17.3	36	21	1.6	8.3	4.4
	6	259	4.0	0.48	0.05	13.6	34	22	2.3	6.8	4.2
	7	329	4.9	0.42	0.07	11.7	56	37	5.5	15	9.0
	8	359	5.8	0.73	0.09	19.3	52	34	3.1	8.6	5.6
	9	342	5.8	0.70	0.10	13.4	45	38	4.1	9.6	6.8
	10	344	5.1	0.59	0.07	8.9	60	36	3.1	10	6.6
	11	379	4.7	0.58	0.05	8.4	59	41	3.6	12	6.5
	12	378	4.2	0.71	0.06	10.0	67	42	3.7	13	7.6
	1	340	3.3	0.98	0.06	2.6	68	44	3.6	14	8.0
	2	370	3.1	0.86	0.05	1.2	53	41	4.0	13	8.0
	3	305	4.0	0.77	0.05	18.5	56	30	1.7	10	5.5
年平均値 (57-61)		316	4.5	0.59	0.06	13.4	51	33	3.4	10	6.5

各月の数値は昭和57～61年の平均値

測定地点名	月	導電率 μS/cm	COD mg/l	T-N mg/l	T-P mg/l	Chl.a μg/l	Cl ⁻ mg/l	Na ⁺ mg/l	K ⁺ mg/l	Ca ²⁺ mg/l	Mg ²⁺ mg/l
湖心-5 m (昭和62年度)	4	240	4.1	0.69	0.07	22.5	47	33	2.8	9.8	5.1
	5	230	3.6	0.21	0.03	5.9	46	32	2.3	8.5	4.7
	*6	310	4.5	0.34	0.05	9.9	59	33	3.4	11	6.6
	*7	335	5.2	0.38	0.07	7.6	66	45	3.9	12	7.2
	8	200	5.8	0.84	0.05	14.2	30	24	2.7	7.5	4.2
	*9	12335	2.0	1.39	0.06	2.0	5229	4375	161	125	507
	*10	19900	3.0	0.66	0.04	16.9	7998	4000	145	165	453
	11	10700	3.3	0.41	0.04	8.5	3945	1830	76	102	237
	12	6240	3.1	0.75	0.02	12.0	1892	1040	41	67	138
	1										
	2										
	3	640	3.8	1.00	0.05	4.4	181	78	4.6	16	13
年平均値		5100	3.8	0.67	0.05	10.4	1900	1100	44	52	138

測定地点名	月	導電率 μS/cm	COD mg/ℓ	T-N mg/ℓ	T-P mg/ℓ	Chl.a μg/ℓ	Cl ⁻ mg/ℓ	Na ⁺ mg/ℓ	K ⁺ mg/ℓ	Ca ²⁺ mg/ℓ	Mg ²⁺ mg/ℓ	
調整池東部Om (昭和62年度)	4	190	3.8	0.59	0.06	19.4	39	28	2.1	9.0	4.6	
	5	220	3.4	0.18	0.02	10.4	42	29	2.1	8.0	4.3	
	*6	270	4.5	0.29	0.03	9.4	52	33	3.1	9.7	6.1	
	*7	285	5.5	0.39	0.07	12.6	58	46	3.9	12	7.3	
	8	210	6.3	0.49	0.03	35.1	32	25	2.4	7.5	4.3	
	*9	3790	5.1	0.77	0.04	24.0	1003	555	26	23	79	
	*10	11950	3.9	0.50	0.03	46.1	4212	2315	55	99	254	
	11	8730	3.7	0.52	0.04	11.0	2976	1490	59	80	190	
	12	5500	4.8	0.94	0.06	16.0	1756	905	35	59	120	
	1											
	2											
	3	470	3.5	0.81	0.03	6.4	142	53	3.4	15	9.9	
年平均値 (57—61)		287	4.8	0.63	0.07	17.6	47	33	3.4	9.2	6.2	

測定地点名	月	導電率 μS/cm	COD mg/ℓ	T-N mg/ℓ	T-P mg/ℓ	Chl.a μg/ℓ	Cl ⁻ mg/ℓ	Na ⁺ mg/ℓ	K ⁺ mg/ℓ	Ca ²⁺ mg/ℓ	Mg ²⁺ mg/ℓ
大瀨橋Om (昭和62年度)	4	250	5.5	0.82	0.04	23.5	51	35	3.3	10	5.9
	5	130	3.7	0.33	0.03	13.1	24	17	1.5	5.9	2.7
	6	430	5.9	0.66	0.03	8.8	91	40	4.9	17	9.5
	7	290	5.6	0.42	0.04	8.0	56	39	3.8	11	6.9
	8	160	6.9	0.57	0.02	36.5	2.5	18	2.5	6.0	3.4
	9	1560	4.8	0.59	0.03	16.6	440	254	282	17	28.9
	10	6580	5.2	0.91	0.03	18.6	1792	1140	24.1	51	116
	11	1800	5.9	0.87	0.04	20.0	477	237	12.2	39	37.7
	12	840	5.0	0.68	0.01	18.0	190	97	4.9	32	22.4
	1	730		0.98	0.04	13.4	150	58	5.5	30	16.4
	2	380	3.3	0.97	0.02	2.8	76				
	3	260	2.8	0.55	0.02	1.3	45				
年平均値 (57—61)		465	5.3	0.88	0.05	12.7	84	51	5.4	19	9.7

*印は平均値

(1) 塩化物イオンについて

5地点(st. 1～5)の0 mにおける塩化物イオンの濃度についてみると表-2に示すとおり昭和57～61年度の平均値(平年)で防潮水門75mg/l、調整池西部59mg/l、湖心52mg/l、調整池東部47mg/l、大潟橋84mg/lとなっている。また、湖心-5 mにおける平年

値は51mg/lとほぼ0 mと同じで、上下層の変動はみられない。

昭和62年6月から昭和63年3月までの5地点(st. 1～5)における塩化物イオンの濃度変化を図-3、6地点の平面的にみた塩化物イオンの濃度変化を図-4～7、湖心における塩化物イオンの垂直分布を図-8に示した。

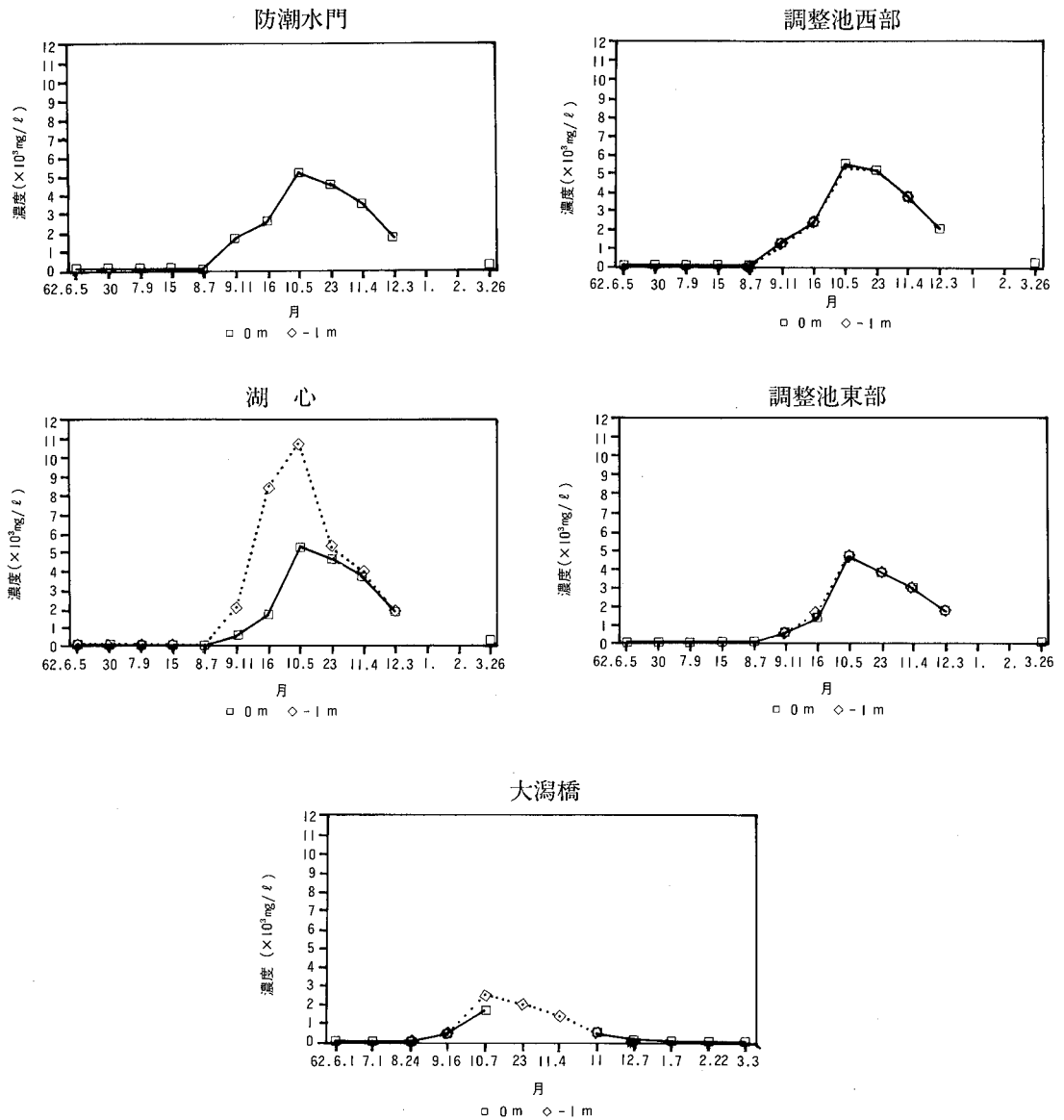
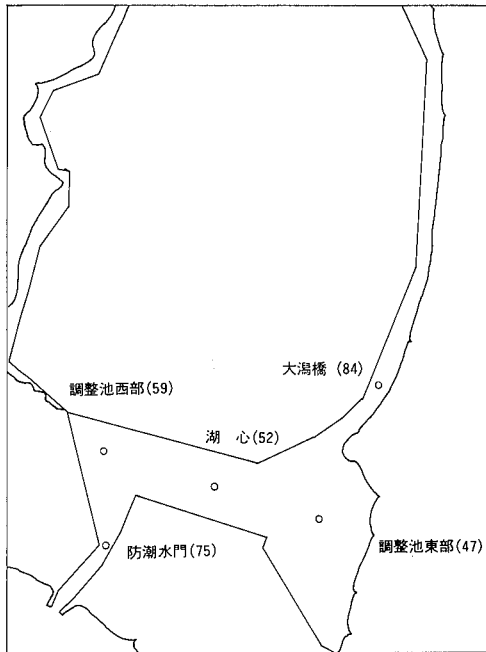
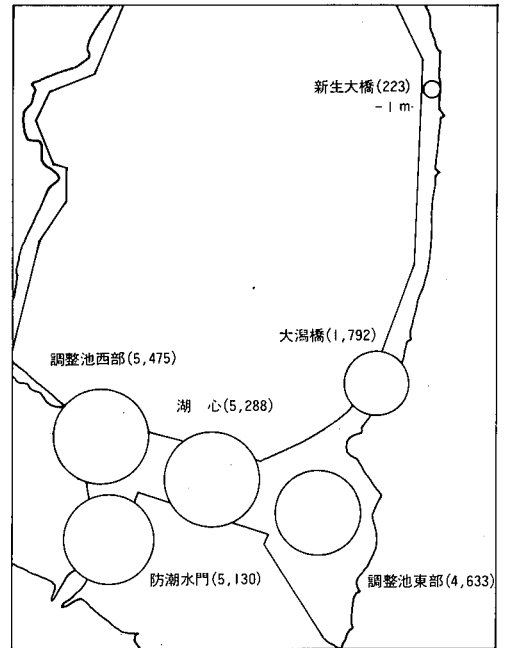


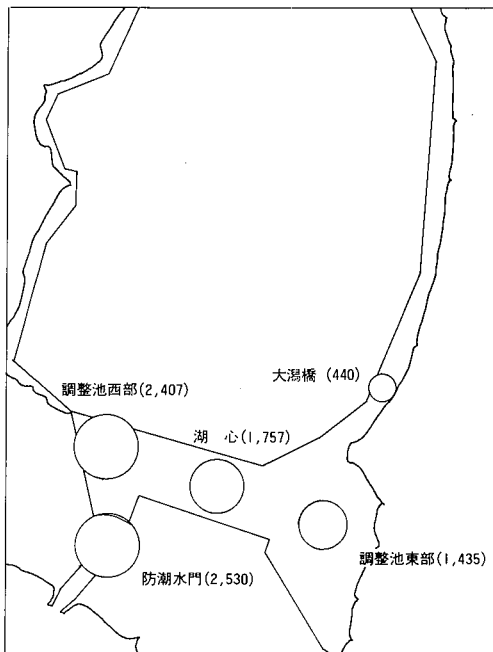
図-3 塩化物イオンの濃度変化



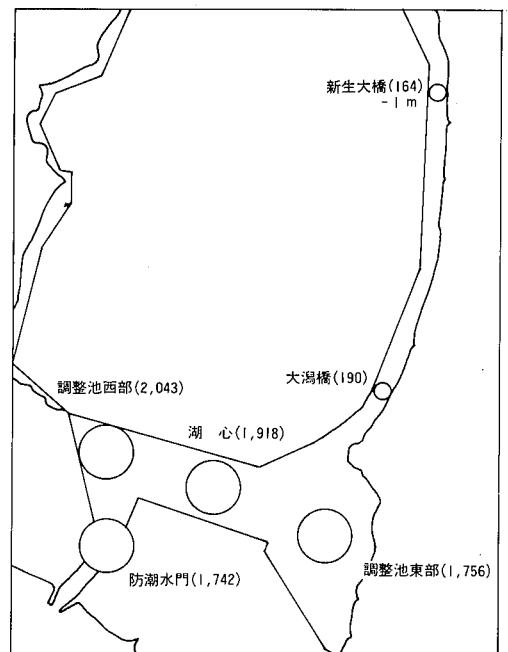
図一四 塩化物イオンの濃度分布(平年)
(mg/l)



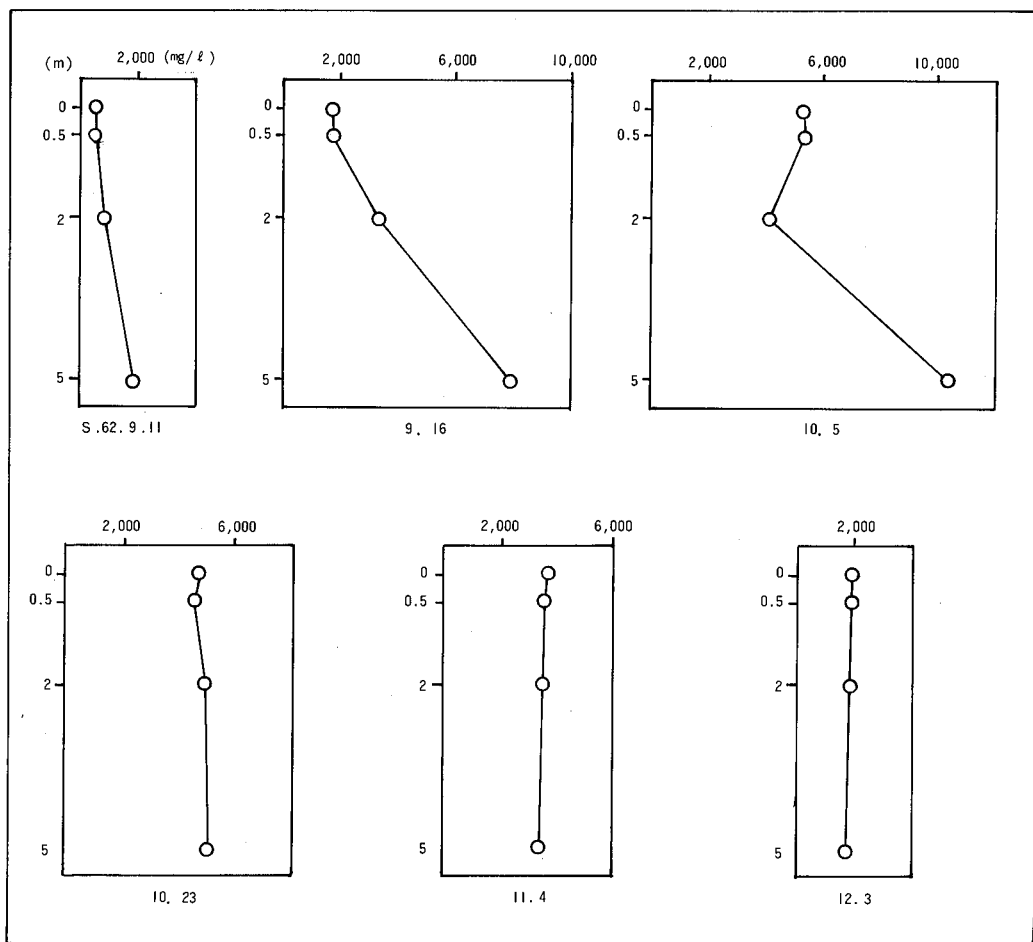
図一六 塩化物イオンの濃度分布
(S. 62. 10. 5、10. 7)
(mg/l)



図一五 塩化物イオンの濃度分布
(S. 62. 9. 16) (mg/l)



図一七 塩化物イオンの濃度分布
(S. 62. 12. 3、12. 7)
(mg/l)



図—8 湖心における塩化物イオンの垂直濃度分布

5地点(st. 1～5)についてみると、海水流入の影響が出始めたのは昭和62年9月の調査からで、10月5日の調査(大潟橋は10月7日)でいずれの地点においても塩化物イオンの濃度は最大値を示している。最大値は防潮水門0mで5,130mg/l、調整池西部0mで5,475mg/l、湖心0mで5,288mg/l、調整池東部0mで4,633mg/l、大潟橋0mで1,792mg/lであり、調整池西部、湖心、調整池東部で平年のほぼ100倍、防潮水門においては70倍、大潟橋では20倍の値である。

また、上層と下層の変動をみると図—3に

示したとおり防潮水門、調整池西部、調整池東部については変動がみられない。これらの地点の水深は2～4mと比較的浅く、海水と淡水の混合が早く行われたものと考えられる。大潟橋では多少の変動がみられた。最も変動の大きい湖心は水深が8～10mあり、図—8に示したとおり湖底へ海水が進入し、徐々に混合が進み、塩化物イオンの濃度が変化していった様子がうかがえる。

一方、図—4～7に示した9月16日、10月5日の八郎湖の平面的にみた塩化物イオンの濃度分布からわかるように防潮水門から大潟

橋にかけて濃度勾配をつくって拡散していった様子もうかがえる。また、10月5日の新生大橋における-1 mでも223mg/lの塩化物イオン濃度を記録している。

結氷期である1、2月には湖内での観測は出来なかったが、各地点の塩化物イオンの濃度は減少し、昭和63年3月以降はほぼ平常並の状態に戻った。

(2) 電気伝導率について

5地点(st.1~5)の電気伝導率についてみてみると、最も高い値を示したのが昭和62

年10月で平常と比較すると表-2に示したとおり防潮水門0 mで13,500 μ s/cm(平常476 μ s/cm)、調整池西部0 mで13,750 μ s/cm(平常359 μ s/cm)、湖心0 mで13,200 μ s/cm(平常314 μ s/cm)、調整池東部0 mで11,950 μ s/cm(平常287 μ s/cm)、大渦橋0 mで6,580 μ s/cm(平常465 μ s/cm)で10~40倍の値を示している。図-9に昭和62年6月~昭和63年3月までの電気伝導率の変化を示したが、塩化物イオンの濃度と同様な変動がみられる。このことは、電気伝導率に塩化物イオン濃度が大き

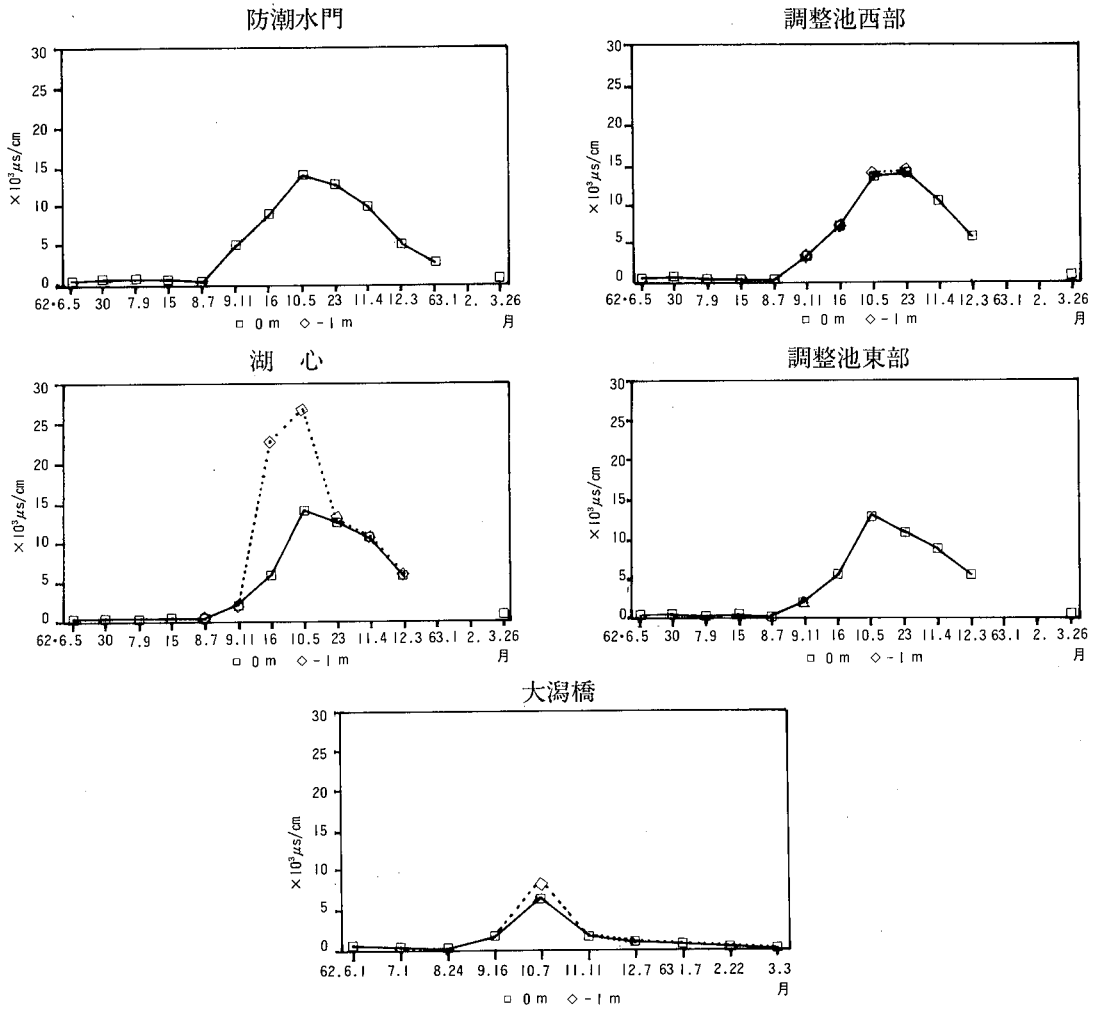


図-9 電気伝導率の変化

な影響をあたえたものである。

- (3) 湖心におけるナトリウムイオン(Na^+)、カリウムイオン(K^+)、カルシウムイオン(Ca^{2+})、マグネシウムイオン(Mg^{2+})について

湖心における Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} についてみると、高い値を示したのが昭和62年9月及び10月で、平年と比較すると表-2に示したとおり Na^+ は0mで2,600mg/l(平年35mg/l)、-5mで4,375mg/l(平年33mg/l)、 K^+ は0mで69mg/l(平年3.6mg/l)、-5mで161mg/l(平年3.4mg/l)、 Ca^{2+} は0mで111mg/l(平年10mg/l)、-5mで165mg/l(平年10mg/l)、 Mg^{2+} は0mで286mg/l(平年6.6mg/l)、-5mで507mg/l(平年6.5mg/l)となっており、-5mで高い値になっている。

- (4) 湖心における化学的酸素要求量(COD)、全窒素(T-N)、全りん(T-P)、クロロフィルaについて

湖心で各項目の昭和57~61年度の平均値(平年)と昭和62年度の経月変化を図-10~13に示した。

CODについてみると図-10に示すとおり平年並に推移していたが、海水流入後の昭和

62年9月から11月にかけて0mで9月に4.8mg/l(平年6.4mg/l)、10月に3.8mg/l(平年5.1mg/l)、11月に3.5mg/l(平年4.5mg/l)と平年より1.0~1.6mg/l低くなっている。また、-5mにおいても減少しており、特に9月の低下は著しく平年の5.8mg/lに対して2.0mg/lとなっている。0mでは、9月、10月、11月と日数がたつにつれて下層との混合が進み、COD濃度が低下しており、逆に-5mでは徐々に上昇している。12月には0mで平年並になっているが、-5mでは平年を下回っているものの、3月では平年値となっている。

T-Nについてみると、図-11に示すとおり平年よりやや低めに推移しており、0mで昭和62年9月には0.32mg/l(平年0.75mg/l)と著しく低下したが、10月に0.58mg/l(平年0.69mg/l)と増加し、11月には平年並になった。一方、-5mでは逆に9月が平年を上回り、10月には低下して平年値に近づいている。このようにT-Nについては、平年値では0mと-5mでほとんど差がないものの、海水流入後の0mと-5mではあきらかな濃度の増減がみられる。9月の-5mにおけるT-Nの著しい増加は、形態別窒素の分析から

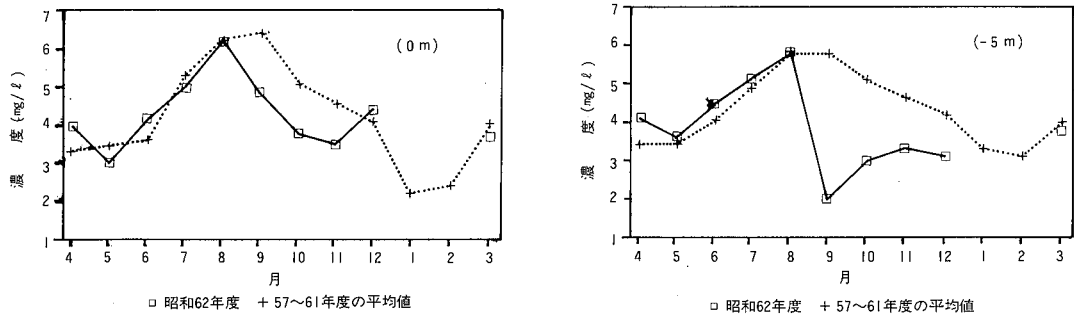


図-10 湖心のCODの経月変化

アンモニア態窒素と有機態窒素の増加によるものである。アンモニア態窒素の増加については片野ら³⁾が報告しているように湖底からの溶出が指摘されているが、有機態窒素の増加の原因については不明である。

T-Pは、図-12に示すとおり例年夏季に上昇傾向(0 mで0.07~0.11mg/l、-5 mで0.07~0.10mg/l)がみられるが、昭和62年8月に大雨の影響⁴⁾で低濃度になり(0 mで0.03 mg/l、-5 mで0.05mg/l)、海水流入後の9月以降も大幅に減少した(0 mで0.03~0.04 mg/l、-5 mで0.04~0.06mg/l)。0 mでは

海水の流入による変化は顕著ではないが、-5 mでは日数がたつほどT-P濃度の減少が著しく、12月になってもまだ0 m、-5 mとも平年を下回っている。

なお、8月の採水日前に大雨があり、流域からの流入水量が多くなったものと推定される。しかしながらCOD、T-N、T-Pの流入負荷量にはそれぞれ差があり、このことが湖水の水質濃度に与える影響は大きいと考えられる。8月の調査では、COD、T-Nの水質濃度は7月に比べて高くなっているが、逆にT-Pの水質濃度は減少した。

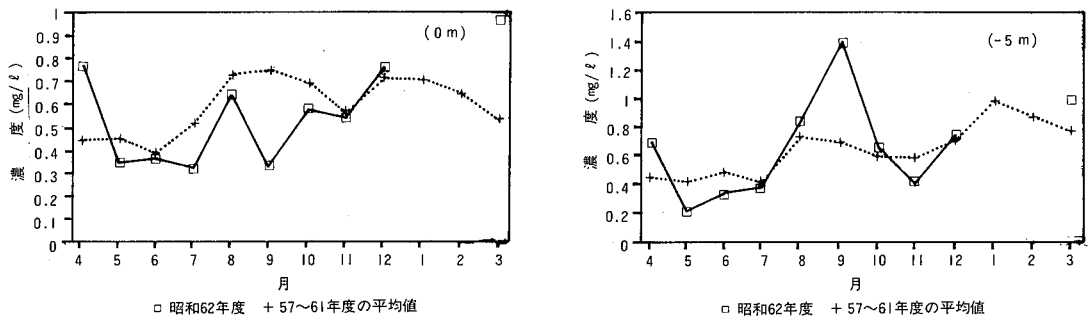


図-11 湖心のT-Nの経月変化

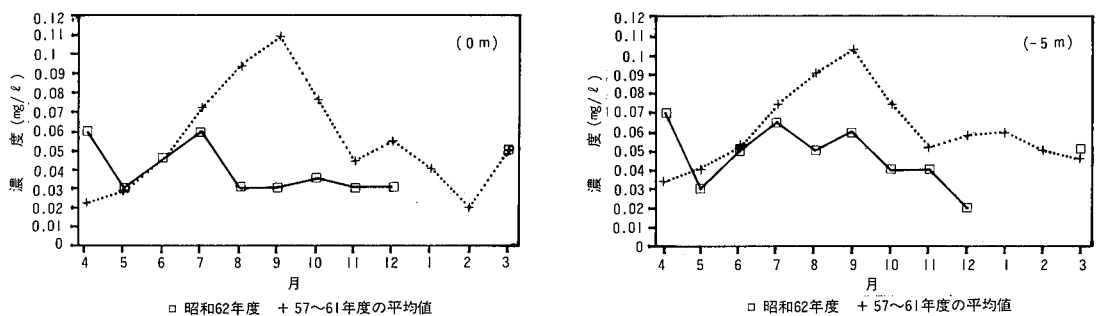


図-12 湖心のT-Pの経月変化

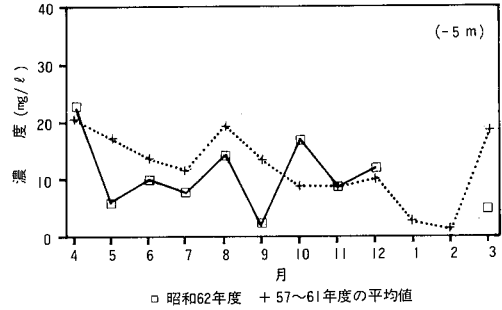
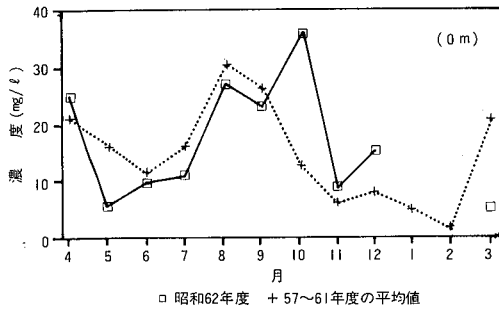


図-13 湖心のクロロフィル a の経月変化

クロロフィルaについては、図-13に示したとおり平年より低めに推移しており、海水流入後の昭和62年9月の0 m、-5 mとも低下しており、特に-5 mでは2.0mg/l (平年13.4mg/l)と低下が著しい。10月になると逆に0 mで36.0mg/l (平年12.5mg/l)、-5 mで16.9mg/l (平年8.9mg/l)と平年を上回っている。この時、調整池東部0 mで46.1 mg/lと最も高い値を示している。この時期の流入河川でクロロフィルa濃度に高い箇所はみあたらず、流入した海水のクロロフィルa濃度も低いことから⁵⁾、八郎湖内で内部生産があり10月のクロロフィルa濃度の上昇をもたらしたと思われる。11月にはほぼ平年並になった。

4 その他の影響について

(1) 漁獲量について^{6)~9)}

八郎湖の主要魚介類の漁獲量を表-3に示す。これによるとフナはやや横ばい、ワカサギは減少傾向にあるが、シジミ類の平成元年度の漁獲量の増加が顕著である。秋田県内水面水産指導所事業報告書によれば、八郎湖では、セタシジミ、ヤマトシジミ、マシジミが生息しているが、マシジミは殻高約10mm未満でへい死することが多いため漁獲対象種は、

セタシジミとヤマトシジミである。また、セタシジミ及びヤマトシジミの再生産はほとんどなく、県で毎年放流しているものを漁獲しているのが現状である。セタシジミは淡水で産卵するが、ヤマトシジミは塩化物イオン濃度1,000~2,000mg/l以上の所で秋に産卵するといわれており、昭和62年の海水の流入はちょうどこの時期と重なり、ヤマトシジミの稚貝が大量に発生したと報告している。

従来シジミ類の漁獲量はセタシジミが多かったが、平成元年には海水流入時に大量に発生したヤマトシジミが漁獲され、1,755tの漁獲量となった。また、平成2年におけるシジミ類の漁獲量の大半はヤマトシジミが占めている。

一方、八郎湖内で海水流入時、海産由来のメナダ、シマイサキ、ヒイラギが多く確認され、カタクチイワシ、キス、コノシロ、スズキ、コチなども出現し、ヒラメ、マダイなども含めると推定1t程度漁獲された。現在もメナダ、シマイサキ、ヒイラギ、スズキは生息しているが、ヒラメ、マダイ等は八郎湖から姿を消している。

表一 3 八郎湖の主要魚介類の漁獲量 (単位: t)

年度 魚種	昭和60	昭和61	昭和62	昭和63	平成元
ワカサギ	382	343	314	270	110
フナ	49	39	32	33	28
シジミ類	108	93	52	47	1,755

(2) 水道被害について

秋田魁新報によれば⁹⁾、大潟村では八郎湖の浸透水を水源として飲料水に利用しているが、昭和62年11月中旬から飲料水が塩辛いという現象が発生し(八郎湖の水が浸透し、堤防地からしみ出るには約40日かかる)、12月初旬の水道水の塩分濃度は、最も高い時点で400~500mg/l(水質基準200mg/l以下)を記録した。また、村民から「石鹼がとけない」などの苦情が相次いだという。一方、毎日新聞によれば¹⁰⁾、大潟村民から役場に対して10月頃から「水道の味がおかしい」「コーヒーにミルクを入れても全然溶けない」「ご飯がまずくなった」といった苦情がよせられたという。そのため大潟村では若美町から飲料水を運び浄水場で希釈する措置を行った。大潟村役場によれば、若美町から運搬した水の量は1,152tで約22万円、運搬用給水車の借り上げ料約107万円、水道配管の付設等これら水道関係に与えた被害は総額1,200万円であった¹¹⁾。

5 まとめ

- (1) 昭和62年8月31日から9月1日にかけて台風12号の通過にともない八郎湖に海水が流入した。
- (2) 海水の流入で八郎湖内5地点の塩化物イオン濃度が平常時の20~100倍の濃度になったが、昭和63年3月以降には平常並みになった。

(3) 八郎湖湖心で海水の流入後のCOD、T-N、T-P、クロロフィルa濃度は次のような変動を示した。

- ①COD濃度は0m、-5mとも平常より減少し、特に9月の-5mでの減少は顕著であった。0mでは12月に平常並になったが、-5mでは昭和63年3月に平常並になった。
- ②T-N濃度は9月に0mで減少したが、-5mでは逆に増加した。0mでは11月に、-5mでは10月に平常並になった。
- ③T-P濃度は0m、-5mとも平常より減少傾向を示し、0mでは一定の濃度で推移したが、-5mでは徐々に減少した。
- ④クロロフィルa濃度は9月に0m、-5mとも減少したが、10月に増加し、11月に平常並になった。

(4) 海水の流入後に八郎湖内でヤマトシジミの再生産が行われ、平成元年度にシジミ類の漁獲量が大幅に増大した。

(5) 海水の流入で大潟村の水道事業に多大な被害を及ぼした。

参 考 文 献

- 1) 江川善則(1988)：八郎湖調整池中央の水深調査、昭和61年度秋田県内水面水産指導所事業報告書
- 2) 秋田魁新報(1987.12.17)
- 3) 片野登ほか：八郎湖の富栄養化に関する一

考察、秋田県環境技術センター年報
No.17、87 (1989)

- 4) 秋田県気象月報 昭和62年8月、秋田地方
気象台
- 5) 秋田県環境白書 昭和63年版
- 6) 内水面漁業生産統計調査
- 7) 渋谷和治ほか(1990)：八郎湖において大量
に発生したヤマトシジミ、昭和63年度秋田
県内水面水産指導所事業報告書
- 8) 秋田県内水面水産指導所聞き取り
- 9) 渋谷和治(1989)：八郎湖水産資源調査、昭
和62年度秋田県内水面水産指導所事業報告
書
- 10) 毎日新聞(1987.12.17)
- 11) 大瀧村役場聞き取り