

富栄養化と水質解析

Eutrophication and its Chemical Analysis

橋 治国

Harukuni TACHIBANA

1. 富栄養化とは

1. 1 わが国の水質汚濁の歴史と富栄養化

第二次世界大戦後の我国の経済成長は著しく、世界に類を見ないものであった。しかしこれを支えた工業・産業の発展とは裏腹に、大量に発生した廃棄物によって我々の生活環境は一変し、自然環境は著しく変貌した。1967年に公害対策基本法が制定されて環境保全の目標値が決められ、少し遅れて汚染物質の発生を規制する各種の法律が整備された。水域についても、1970年に水質汚濁防止法が施行された。その後、上乘せ基準や公害防止条例によって水質規制の強化が計られてきた。このような経過の中で、自然保護への要求が高まってきた。水質汚濁がおさまるにつれ、失われた自然の存在に気づき、その観察と保護にも目が向くようになってきた。その典型が、「富栄養化」である。「富栄養化」現象は、リンや窒素、その他の微量な栄養塩が湖沼や河川に多量に流入して特異な微生物が異常繁殖する現象で、自然生態系は破壊され、水道など利水に支障をきたすとともに景觀にすら影響を及ぼしている。

石狩川の汚染状況を、BODとCODについて、中流部石狩川橋を例に図1に示した。1950年代後半には著しく汚染していたようすと、これが1965～1970年になるとこれらの汚染が軽減し、法的整備（公害対策基本法、1967年と水質汚濁防止法、1970年）の効果のあったことがわかる。しかし石狩川下流部の三ヶ月湖である茨戸湖での有機汚濁の低減傾向はほとんど認められない。¹⁾ これは水域への有機物負荷が減ったものの、生物生産の必須成分である栄養塩が、規制もされず排出されているためである。これが「富栄養化」現象であり、有機汚濁から富栄養化への変化は、わが国の共通した水環境の問題である。茨戸湖での藻類が繁茂した状況を、写真1に示したが、これを水の華あるいはアオコ現象と呼ぶ。優占プランクトンは、ミクロキスティス (Microcystis, 写真文末) やアナベナなどの藍藻類で、筆者らの調査では、1974年に $344 \mu\text{g} / \text{l}$ という高いクロロフィル (Chl-a) 濃度の記録した。最近では低下の傾向にはあるものの、夏場には依然 $100 \sim 200 \mu\text{g} / \text{l}$ を観測している。

1. 2 富栄養化の定義

湖沼の研究者は、生産性の低い貧栄養湖から、流域からの栄養塩の流入蓄積や、デトリタスと土砂の

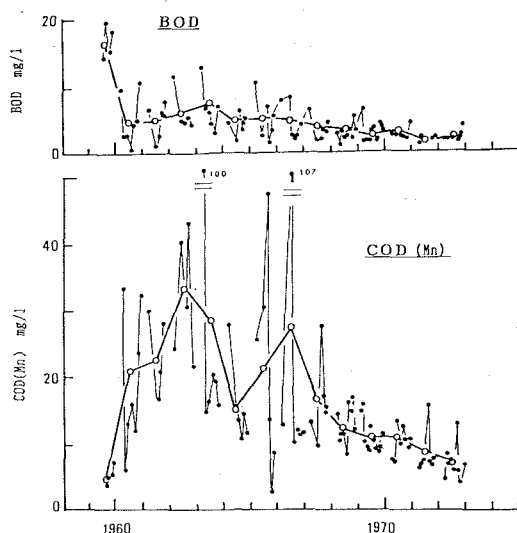


図1 石狩川の汚染
(BOD、CODの経年変化、石狩川橋)

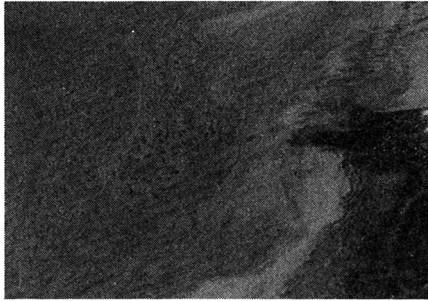
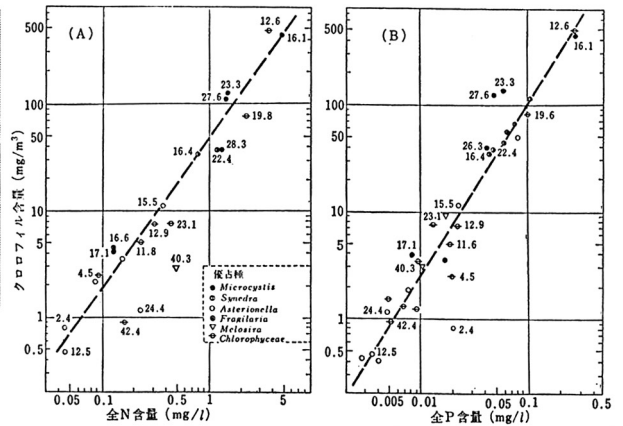


写真1 アオコの発生（茨戸湖）

図2 表層水中の植物プランクトンの現存量 (Chl-a) と全窒素 (N) または全リン (P) の関係。(8月を除く)²⁾



堆積による湖底の上昇によって、生産量の高い富栄養湖に遷移する過程、すなわち富栄養化を、地質年代的に解析する。しかし近年問題となっている富栄養化は、同じように藻類を中心とした水生生物が豊富に増殖する状態を意味するが、自然的な変遷とは余りにもかけ離れた速度と規模で進行している。我々が問題とする富栄養化は、生活・産業活動の結果、廃棄物の一つとしてリン・窒素などの栄養塩が水域に大量流入し、短時間に藻類が異常に増殖する現象である。この現象は人為的富栄養化と呼ばれ、従来湖沼学で呼ばれてきた自然的富栄養化と区別される。

1. 3 富栄養化防止に対する法的整備

人為的富栄養化の防止対策は、栄養塩の排出規制が基本であることはいまでもない。陸水の富栄養化に対しては、湖沼法（湖沼水質保全特別措置法、1984年）が富栄養化の著しい湖沼に対して制定され、また特定水域に対する排水中の栄養塩濃度規制（水質汚濁防止法、1985年）などによってある程度の効果が認められている。しかし法的な規制のないほとんどの水域については、下水処理や排水処理の段階で窒素やリン除去の試みが検討されてはいるが、栄養塩濃度レベルが下がる傾向は小さく、富栄養化は広域的な問題となっている。

2. 富栄養化と藻類増殖

2. 1 窒素、リン濃度と藻類現存量

図2に、坂本が整理した湖水中の全窒素 (TN)、全リン (TP) 濃度と藻類量の目安であるクロロフィルa (Chl-a) 濃度の関係を示した。全窒素、全リンの濃度は高いほど、植物プランクトン現存量が多くなり、これらが藻類量を制限していることがわかる。すなわち藻類増殖のための栄養塩として、環境中では他の栄養塩と比較して窒素、リンが極めて少量でしか存在していないといえる。図中の数字はN/P比であるが、その分布範囲が10/1～25/1の狭い変動幅にある。

2. 2 栄養塩の形態

栄養塩の形態は、水域への供給源や水中での質変換に対応して、実に多種多様である。従って、藻類の栄養塩摂取量や環境中の動態解析には、栄養塩の形態分析が不可欠である。表1に、栄養塩の形態分析を含む水質分析結果を示した。リン化合物は、Standard Methods³⁾に基づき分画した。分画方法は表2に示した。河川や湖沼水における栄養塩の形態の特徴は、窒素は溶存態 (DN 54～98%) として、リンは懸濁態 (PP (=TP-DP) 50～93%) として、優占的に存在することである。またリンについては、懸濁態の割合が、都市内河川での割合は40～70%、下水・し尿処理場では10～20%と、供給源に近づくに従って、その割合が減り、溶存態の占める割合の高くなる傾向が認められる。

表1 水質分析の一例

河 川	月 日	Q m ³ /s	SS mg/s	TOC mg/l	TN mg/l	DN mg/l (%)	TIN mg/l	NH ₄ ⁺ -N mg/l	TP mg/l	DP mg/l (%)	Cl ⁻ mg/l	溶存態*					懸濁態*							
												DOP	DCP	DRP	POP	POP	PRP	DOP	DCP	DRP	POP	POP	PRP	
													0 50 % 100											
〈河 川〉																								
石狩川 (St.1)	4/23/83	132	27	2.9	0.47	0.36 (77)	0.23	0.01	0.031	0.009 (29)	3.0													
	8/17/83	20.5	12	4.1	0.55	0.53 (96)	0.25	0.03	0.041	0.010 (24)	3.0													
	9/13/83	70.5	31	6.4	0.71	0.68 (96)	0.53	0.04	0.044	0.012 (27)	6.7													
石狩川 (St.3)	4/23/83	317	17	5.6	0.73	0.53 (73)	0.36	0.12	0.035	0.012 (34)	5.9													
	8/17/83	60.1	15	5.9	1.02	0.84 (82)	0.42	0.04	0.067	0.027 (40)	15.0													
	9/13/83	289	77	7.4	1.53	0.82 (54)	0.31	0.10	0.096	0.020 (21)	17.0													
石狩川 (St.6)	4/23/83	1118	91	4.9	0.70	0.62 (89)	0.42	0.11	0.040	0.008 (20)	6.7													
	8/17/83	91.8	11	4.6	0.86	0.82 (95)	0.34	0.02	0.078	0.031 (40)	13.3													
	9/13/83	86.6	44	9.5	1.38	1.26 (91)	0.65	0.08	0.246	0.016 (7)	18.7													
〈都市河川〉																								
創成川 (St.SF)	12/23/81		19	9.1	9.73	9.09 (93)	8.75	7.10	0.294	0.041 (14)	53.5													
〈湖沼(冬期)〉																								
茨戸湖 (St.B 4)	12/23/81		18	8.1	8.53	8.08 (95)	7.68	6.10	0.180	0.034 (19)	67.0													
茨戸湖 (St.B12)	12/23/81		11	11.8	1.80	1.75 (97)	1.20	0.29	0.119	0.017 (14)	38.5													
〈各種排水〉																								
A (乳業)	12/22/82	0.008	47	36.3	7.58	2.84 (37)	0.28	0.18	5.74	4.72 (82)	346													
B (醸造)	12/24/82	0.008	23	21.4	1.81	0.67 (37)	0.10	0.01	1.85	1.40 (76)	48.0													
C (油脂)	12/18/82	0.063	173	81.2	44.3	8.99 (20)	5.57	5.45	9.98	4.86 (49)	38.7													
D (ノリ)	11/4/83	3.00	85	74.5	3.33	2.54 (76)	1.90	0.02	0.235	0.043 (18)	163													
〈下水・し尿処理場〉																								
E 処理 (旭川・下水処理場)	11/4/83	0.155	7	14.8	27.5	(100)	27.5	22.8	4.10	3.49 (85)	150													
F 処理 (江別・下水処理場)	9:00 11/30/83	0.083	430	224	56.4	(100)	55.6	55.0	10.3	7.07 (69)	59.0													
	18:00 11/29/83	0.053	204	145	27.5	(100)	24.8	24.5	4.58	2.78 (61)	76.3													
G 処理水 (旭川・し尿)	11/4/83	0.038	11	15.4	35.6	(100)	35.6	32.8	5.99	4.99 (83)	182													

*OP:有機性リン,CP:縮合性リン,RP:反応性リン

窒素とリン化合物の分画結果

を詳細にみると、さらに次の特徴を認めることができる。窒素については、都市排水や冬期湖沼水でアンモニア窒素 (NH₄⁺-N) が80%以上とその存在割合が高いが、河川では硝酸窒素 (NO₃⁻-N) と溶存態有機窒素 (DN、Dissolved Nitrogen) の存在割合が高くなる。リンに

表2 リン化合物の分画 (Standard Methodsによる⁵⁾)

PRP	(=PO ₄ ³⁻ -P (P'))	: 懸濁態反応性リン	PP: 懸濁態全リン (Particulate Phosphorus)
PCP	[AHP ^{***} (P) - PRP]	: 懸濁態縮合性リン	
POP	[PP-AHP (P)]	: 懸濁態有機性リン	
DRP	(=PO ₄ ³⁻ -P)	: 溶存態反応性リン	DP: 溶存態全リン (Dissolved Phosphorus)
DCP	[AHP ^{***} (D ^{***}) - DRP]	: 溶存態縮合性リン	
DOP	[DP-AHP (P)]	: 溶存態有機性リン	

* Particulate Form ** Acid Hydrolyzed Phosphorus *** Dissolved Form

の存在割合が高くなる。リンに

ついては、都市・工場排水で溶存態反応性リン (DRP) が、都市排水流入の影響が大きい湖沼水 (冬期) では懸濁態反応性リン (PRP: Particulate Reactive Phosphorus) と溶存態反応性リン (DRP: Dissolved Reactive Phosphorus) が優占的に存在するなど特異的な存在形態を示すが、河川では各形態の存在割合の分布に大きな偏りが少なく平均化していることがわかる。

供給源 (各種排水) でそれぞれ特有の形態であった栄養塩は、河川に到達する過程で、物理的 (吸脱着、沈降分離)・化学的 (酸化、化学結合) 作用さらに生物による摂取・代謝作用を受け、河川水中では、河川環境に適応したいわゆる「安定化」した分画パターンとして存在することになるといえる。

懸濁態リン化合物の形態分画については、Standard Methodsによる方法の他、細胞中の形態に対応して分画するSTS法⁴⁾や、化学的形態に対応したC-J法⁵⁾があるが、この方法や結果については文献を参考とされたい。

2. 3 懸濁態リン化合物と藻類増殖

2. 2で述べたとおり、リン化合物は主として懸濁態として存在する。従来から、懸濁態栄養塩は藻類に利用しにくい形態といわれてきた。しかし現実をみると、どうも藻類はこれらを利用しているようにみえる。溶存態リンが非常に少ない湖沼で、藻類の異常増殖がみられるからである。そこで懸濁態リンの藻類利用可能性をAGP試験（藻類増殖能力試験：文末資料で解説）によって確認した。試験結果の一例が、表3である。調査地点の石狩川 St. 1は上流部で汚染レベルが低く、St. 3、6は都市排水流入の影響で汚染レベルは高くなる。栄養塩の形態と藻類増殖能力との関係を明らかにするため、試料に表4に示す前処理を行った。試験結果から、河川・湖沼水について、 $AGP(AT) > [AGP(T), AGP(AF)] > AGP(F)$ の傾向が認められる。前処理として試料水にろ過処理を行ったAGP(F)が多くの例で最低値になるが、このことは自然河川においては、懸濁物質中の栄養塩も藻類増殖に利用されることを意味している。図3に、河川水について、従来法のAGP(F)とAGP(AT)の関係を示した。回帰直線式（ $AGP(AT) = 1.45 * AGP(F) + 2.3$ ）から、懸濁態栄養塩によって溶存態栄養塩の持つ5割増しの効果があることになる。またAGP(AT)がAGP(AF)より大きくなる傾向にあることから、無菌状態においても藻類が生育できる環境にあれば、物理・化学的⁶⁾あるいは酵素による低分子化によって、藻類は懸濁物質中の栄養塩を容易に利用できることがわかる。し尿排水ではAGP(F)が大きい、栄養塩が溶存態として大量に含まれていることが原因と考えられる。

河川水について、藻類の増殖制限栄養塩を明らかにするための栄養塩添加実験の結果の一例を図4に示した。全般的傾向は、栄養塩無添加との差が窒素よりもリン添加で小さく、藻類増殖に対し窒素制限型にある

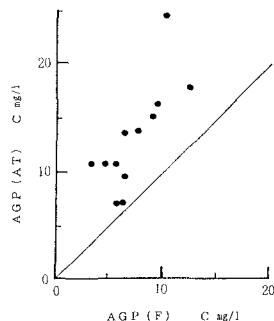
表3 AGP試験結果の例（栄養塩無添加）

地点名	月日	AGP(T) C mg/l	AGP(AT) C mg/l	AGP(F) C mg/l	AGP(AF) C mg/l
石狩川(St.1)	4/23/83	2.1	7.2	5.9	2.6
	8/17/83	3.6	13.9	7.7	7.8
	9/13/83	4.2	9.6	6.7	4.4
石狩川(St.3)	4/23/83	11.8	7.1	6.3	9.8
	8/17/83	6.0	13.6	6.7	11.3
	9/13/83	26.3	15.1	9.0	12.4
石狩川(St.6)	4/23/83	3.3	10.5	4.6	3.5
	8/17/83	10.8	16.3	9.5	14.0
	9/13/83	25.0	24.4	10.2	25.0
創成川(St.SF)	12/23/81	44.7		1.8	18.3
茨戸湖(St.B 4)	12/23/81	30.3		3.5	10.3
茨戸湖(St.B12)	12/23/81	3.9		6.4	7.1
<下水・し尿処理場>					
E処理場(旭川・下水対流水)	11/ 4/83	544	414	146	149
F処理場(江別・下水原水)	11/30/83	84.4	295	230	193
(原水)	18:00 11/30/83	150	181	278	124
G処理場(旭川・し尿処理水)	11/ 4/83	147	151	158	89.6

表4 AGP試験における試料の前処理

種類	略号	方法
無処理	AGP(T)	前処理を施さない。
高圧蒸気滅菌処理	AGP(AT)	オートクレイブ(120°C, 1.055 kg/cm ²)で20分間処理。
濾過処理	AGP(F)	孔径0.45μm メンブランフィルターで無菌濾過。従来法。
高圧蒸気滅菌濾過処理	AGP(AF)	高圧蒸気滅菌処理後、孔径0.45μm メンブランフィルター無菌濾過。懸濁物質中熱可溶性栄養塩を考慮した従来法。

図3 AGP(F)とAGP(AT)



ことを示している。図5は、懸濁態リン（PP）とAGP（ASS）+Nとの関係を示したものである。AGP（ASS）+Nは、AGP（AT）+NからAGP（AF）+Nを差し引いたもので、利用可能な懸濁態リンを摂取したときのAGPである。（PPの値は高压処理中の水質の変化を考慮してある。）両者の回帰直線はAGP（ASS）+N（C mg/l）= 257 * PP（mg/l）- 0.22（相関係数0.93）となり、増殖したMicrocystis aeruginosaのC/Pが約260ということになる。矢木ら⁷⁾と高村ら⁸⁾の研究結果を参考にすると、PO₄³⁻-Pを用いたときのMicrocystis aeruginosaの藻体収率（藻体量 C mg / 消費されたリン量 P mg）は約350となり、この値と比較すると懸濁態リンは非常に高い割合（74%）で、溶存態と同程度にまで藻類によって摂取されたことになる。懸濁物質の少ない湖沼や清澄な山岳河川ではろ過試料の持つ従来法のAGP（F）で発生する藻類の量を推定できるが、相当量の懸濁物質を含む通常の河川や底泥が舞い上がりやすい浅い湖沼では、未ろ過試料によるAGP（AT）を併せて測定し、懸濁態栄養塩の寄与分を把握しておく必要がある。藻類の懸濁態栄養塩の摂取速度⁹⁾や、増水時流出栄養塩の形態^{4), 10)}とその利用効率¹¹⁾などについては文献を参考にされたい。

3. 富栄養化の機構

3. 1 栄養塩負荷発生量

水域の富栄養化を考える場合、基本的な栄養塩の動態を理解しておく必要がある。浮田¹²⁾は、わが国における窒素、リンの動態を図6のようにまとめている。窒素は、大気から肥料を経由して供給され、家庭下水や農地排水として環境に排出されること、リンはリン鉱石や肥料として輸入され、家庭下水や食品流通過程での排水として排出されることがわかる。また栄養塩の負荷発生量の見積もりは、汚濁源の種類別に、市町村別、年次別、ブロック別に区分し、対象項目（人口、排水量、出荷額、面積等）にそれぞれの原単位を乗じ、その総計によることが多い。詳細は、文末の文献を参照されたい。¹³⁾

3. 2 栄養塩の流出負荷特性

栄養塩は、3. 1で述べたように、家庭・工場排水ばかりでなく、農地、森林そして都市地表から供給される。すなわちノンポイントソースとして広く水域に供給される。石狩川水系を対象に、流量安定時における比流量（流量(Q m³/s)/流域面積(A km²): X m³/s/km²)と栄養塩を中心とした水質成分の比成分流出量（C(濃度 μg/l)・Q(流量 m³/s)/流域面積(A km²): Y mg/s/km²)の関係、リンについて図7（石狩川本・支川29～31地点(形態別リンのケースを除く。1979年)）に示した。

¹⁴⁾ 表5には、両者の相関係数(Log - Log)とY = C・Xⁿ型で整理した場合の回帰係数を示した。

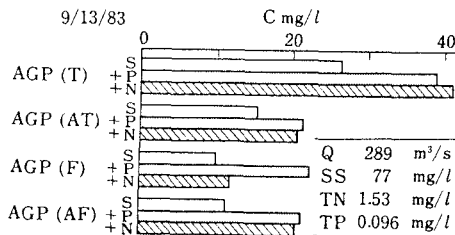


図4 AGP試験結果（栄養塩添加）（石狩川 St.3）
S 無添加、+P リン添加、+N 窒素添加

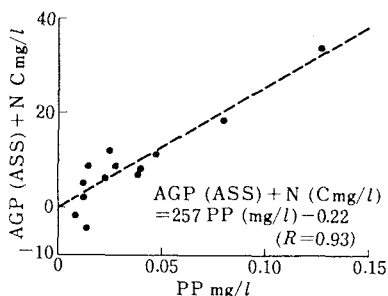


図5 PPとAGP（ASS）+Nの関係

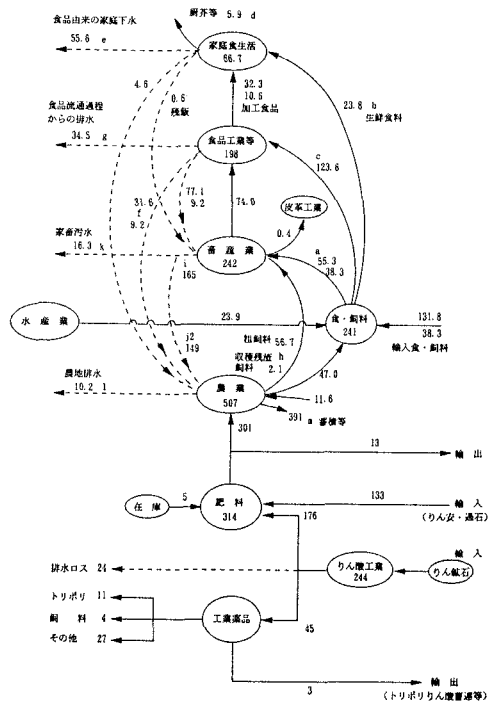
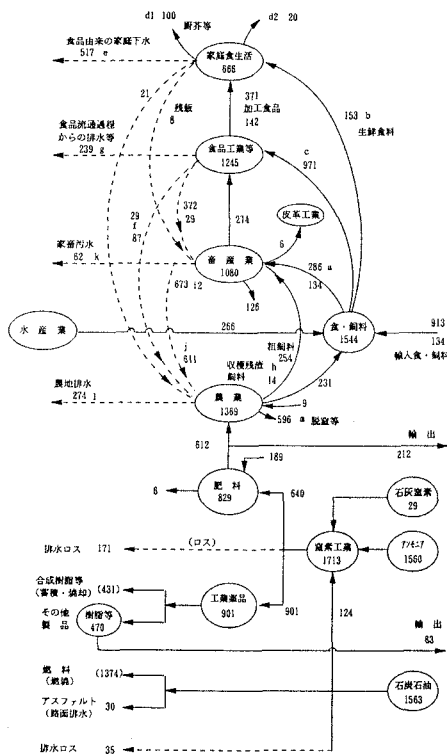


図6 わが国における窒素(左)、リン(右)の動態
(千トン、平成2年)¹²⁾

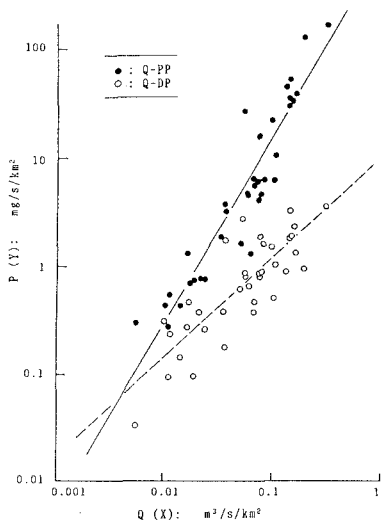


図7 比流量(Q/A:X)と比成分流出量(C·Q/A:Y)
の関係(石狩川本・支川、1979)

表5 比流量(Q/A:X)と比成分流出量(C·Q/A:Y)の関係(石狩川本・支川、1979) (Y=C·Xⁿ)、R:相関係数

g/s/km ²	試料数	n	C	R
SS	31	2.37	4720	0.91
COD(Cr) _{SS}	31	2.04	168	0.88
COD(Cr) _F	31	1.17	9.66	0.92
COD(Cr) _T	31	1.70	127	0.90
COD(Mn) _{SS}	31	1.87	40.7	0.88
COD(Mn) _F	31	1.14	5.45	0.99
COD(Mn) _T	31	1.45	29.0	0.92
NH ₄ ³⁺ -N	31	0.79	0.052	0.76
NO ₃ ⁻ -N	31	1.23	1.03	0.97
TIN	31	1.12	0.942	0.96
PON	29	1.73	2.19	0.85
DON	31	0.91	0.165	0.93
TON	29	1.40	1.73	0.90
DN	29	1.08	1.13	0.97
TN	29	1.26	2.67	0.95
Cl ⁻	31	0.91	3.36	0.86
Fe _{SS}	31	1.91	30.3	0.86
Fe _F	31	1.10	0.083	0.91
Fe _T	31	1.89	30.0	0.87
PP	31	1.83	1.05	0.91
PRP	30	1.64	226	0.79
PCP	28	2.11	589	0.89
POP	29	1.86	276	0.89
DP	31	1.03	0.011	0.82
TP	31	1.77	1.00	0.91

栄養塩についてのこれらの整理方法は、Stevensら¹⁵⁾ が英国 Main 川ではじめて体系化したものである。

回帰式の指数 n は、懸濁態リン (PP) が 1.83 と 1 以上で、SS と同様 (2.37) に流量の増加とともに濃度が増加する高次関数型の流出パターンを示す。溶存態リン (DP) についても 1.03 で、希釈効果は少ないことがわかる。TP としては、懸濁態の割合が高いため、 n は 1.77 とかなり大きくなる。リンは地表に相当量蓄積しており、降雨流出に伴って土壌表面が洗い出され水域に流出してくるものと考えられる。一方、窒素についても、懸濁態窒素 (PN) で 1.73、溶存態窒素 (DN) で 1.08 と、リンの場合と同様の流出の傾向を示した。無機態窒素 (TIN) も DP とほぼ同様の傾向にあるが、その内訳を見ると、硝酸窒素 (NO_3^- -N) は、 n が 1.23 で、流量と共に濃度が上昇し、地表に相当量存在していることがわかる。しかしアンモニア窒素 (NH_4^+ -N) は 0.79 と、流量が増加すると濃度が減少する、いわゆる希釈型すなわち発生量制限型であることがわかる。アンモニア窒素は蓄積されず NO_3^- -N に酸化され易いという化学的性質も、この特徴が認められる原因の一つといえよう。窒素は溶存態としての割合が高いため、全窒素 (TN) の n (1.26) は 1 に近い。懸濁態リンの n 値を形態別にみると、各形態間に 1.27~2.70 と若干の差が認められるが、いずれも流量と共に著しく濃度が増加する傾向にある。栄養塩以外の成分については、懸濁態と溶存態を区分して整理すると、COD (重クロム酸カリウム法と過マンガン酸カリウム法) はリンと同様に懸濁態の n 値が 1 より大きく、増水時に多量に流出する傾向を示した。無機イオンの代表として Cl^- を表に示したが、 n が 1 より小さく、濃度一定から希釈型の傾向を示した。

〔参考〕

(水質成分の流出パターンについて
橘は図 8 のように区分している。¹⁶⁾)

図 8 水質成分の流出パターン

	変化パターン	水質項目	変化の特徴
I		リクニン	ほとんど一定
II		SS、P、COD	流量の増加比率を上回る負荷量の増加比率となる
III		SiO_2	流量の増加に比例して負荷量も増加
IV		D-COD、BOD Cl^- 、 SO_4^{2-}	流量の増加に対して早い負荷量の増加が見られ、ある濃度に達した後比例的に減少する
V		inorg.-N	流量の増加に対して負荷量が遅れて増加する

3. 3 栄養塩負荷と富栄養化

流域から流入する栄養塩の負荷量と富栄養化の関係については、リン負荷量を対象に Vollenweider のモデルを利用することが多い。¹⁷⁾ これは全リン負荷量と水量負荷 (平均水深×回転率) との関係から、栄養状態を予測するもので、ダム建設する前にダム湖の富栄養化の程度を予測するときに利用される。

3. 3 湖内における栄養塩の動態

栄養塩は、湖沼に流入後、様々な質変換を受ける。一部は微生物に摂取されて生物体として存在し、懸濁態は底泥に沈積する。また藻類増殖に至る栄養塩の動態モデルも数多く提案されている。ここではその説明を省略するが、詳細は文献を参考にされたい。¹⁸⁾

4. 事例説明 - 茨戸湖の富栄養化 -

都市近郊水域の富栄養化を、茨戸湖を例に、その水質の特徴と藻類増殖の可能性についての解析例を示す。茨戸湖は、札幌市の北部にあり、石狩町や当別町との境界に位置する。本湖は、1. で述べたように、都市排水の流入によって、現在も富栄養化が著しいが、市民の憩いの場としての存在がクローズアップされるようになった。このために茨戸湖に流入する都市下水については砂濾過等で高度処理されるようになり、レク

レーションの場としての護岸が一部で施工されている。また茨戸湖には、本湖特有のイシカリワカサギの他、石狩川を遡上する多くの魚種が認められており、専門漁師が生計を立てている。如何に水質を管理・保全するかが、問われている水域である。

〔茨戸湖の概況〕

茨戸湖は、石狩川の三日月湖で、全長約 20 Km、面積 4.4 Km²である¹⁹⁾ (図 9)。本湖は、上部、中部、下部の3湖盆に分かれ、これらは水路によって連結されている。茨戸湖への主な流入河川は、下部湖盆の東端に流入する伏古川、創成川、発寒川である。伏古川と創成川には札幌市の

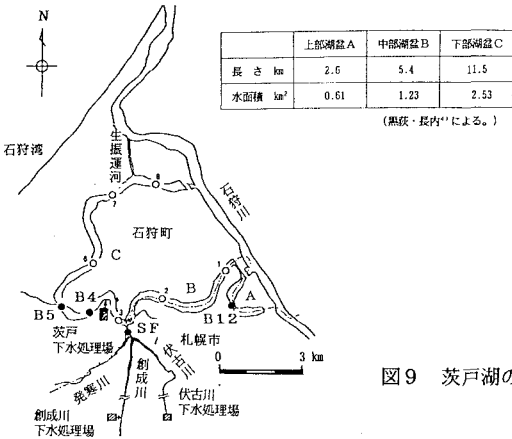


図 9 茨戸湖の概況

下水処理場放流水が、また直接下部湖盆に石狩町の下水処理場放流水が流入している。このため水温が高くなる6月下旬から9月にかけて、大量の藻類の発生が観測され、時には「アオコ」現象が認められる。本湖の水は志美運河から石狩川に流出している。石狩湾の潮位が高いときには、この運河から石狩川の水とともに海水の流入することがある。また上部湖盆の水は、周囲に発達する泥炭地からの浸出水によって茶褐色を呈し、この影響によって全域的にも着色が認められる。

〔解析例 1〕

4. 1 茨戸湖への栄養塩流入負荷の現況把握

4. 1. 1 降雨時の茨戸湖の水質

茨戸湖 (St. 3) における降雨量と全窒素 (TN)、全リン (TP) 濃度との関係を図 10 に示した。茨戸湖流域内に降った雨が湖に流入するまでには半日から1日を要するので、降水量は採水日と前日の合計とした。TP では、降水量と正の相関関係が認められる。TN でははっきりしないが、著しく低下することもない。降水量が増加すると下水処理施設から簡易処理水や無処理の污水が放流され、さらに農地などからの流出水量も増すため、茨戸湖の水質が悪化するといえる。

4. 1. 2 茨戸湖への栄養塩流入負荷量

短期的に水質汚染の概況を把握するためには、主要汚濁源についての実測や推定データに基づいた栄養塩流入負荷量を予測しなければならない。ここでは、過去の水質を解析する目的で、処理場の日報と降雨時水質の観測例および降水量から栄養塩流出負荷量を予測した海老瀬らの回帰式に基づいて茨戸湖 (St. 3) への栄養塩流出負荷量を予測した。(表 6 に、本解析で用いた田園地流域の流出負荷回帰式を示した。) 予測期間は、1991年5月~11月とした。^{20) 21)}

降水量と茨戸湖に流入する負荷量との関係を図 11 に示した。栄養塩流入負荷量は降水量に対応して増加する。この傾向は TP で顕著である。これは、表 7 のとおり、簡易処理水の TP 濃度が、4~8倍も高級処理

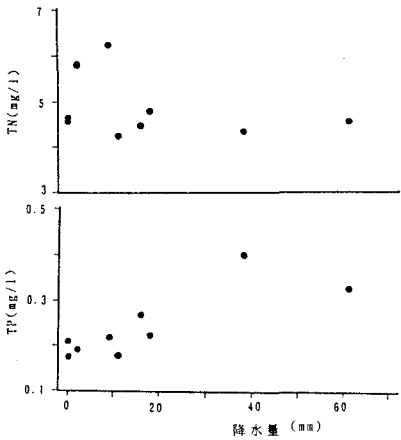


図 10 茨戸湖 (St. 3、1993年8、9月) における降水量と栄養塩濃度の関係

表 6 田園地流域における栄養塩流出量²⁰⁾

	晴天時原単位	算定式
TN	1300	$L=0.00225 \times A \times (Q/A)^{1.030}$
TP	190	$L=0.0000017 \times A \times (Q/A)^{1.521}$

L: 負荷量 (kg)、Q: 流出量 (=流出率×降水量)
A: 流域面積 (km²)

表 7 下水処理場放流水平均水質 (1991年、mg/l) 維持管理年報 (札幌市下水道局)

	創成川処理場				伏古川処理場	
	高級処理		簡易処理		高級処理	簡易処理
	第1施設	第2施設	第1施設	第2施設		
TN	13.3	10.8	25.2	23.3	16.8	26.2
TP	0.28	0.56	2.8	2.6	0.32	2.5

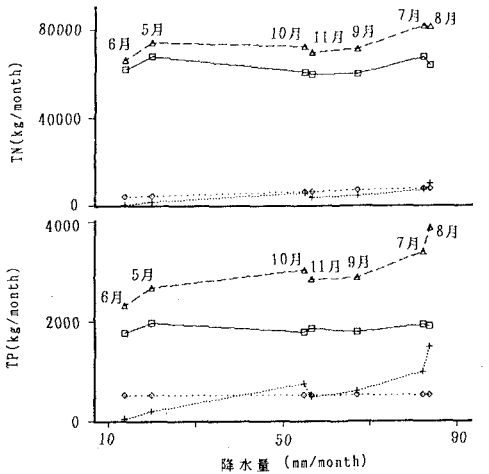


図 1.1 茨戸湖 (St. 3) における降水量と栄養塩流入負荷量の関係 (1991年)

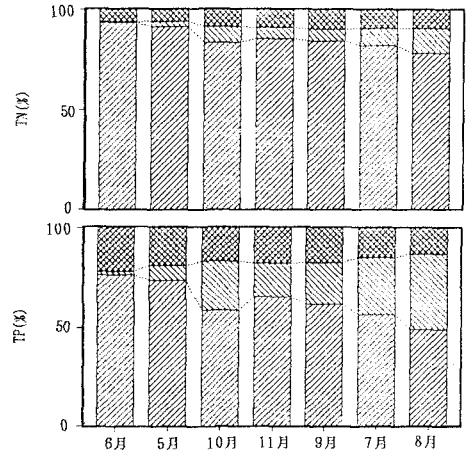


図 1.2 茨戸湖流入負荷の発生源別割合 (月別)

より高く、一方TN濃度ではあまり差がないためである。流入負荷量を発生源別の割合として図 1.2 に示した。横軸は降水量の少ない月から並べた。降水量の多い8月の高級処理水の割合が、TNで78%を占めあまり減少しないのに対し、TPでは49%まで減少している。

4. 1. 3 茨戸湖への栄養塩流入負荷の発生源別割合

調査期間(5月～11月)における、茨戸湖へ流入する栄養塩の総流入負荷を発生源別に表したものが図 1.3 である。TNでは、高級処理水が85.4%と大半を占めるのに対し、TPは高級処理水が61.5%、それ以外が38.5% (簡易処理水 21.5%、農地など17.0%) と面源から流入する分の割合が高くなる。TPは、藻類増殖の制限物質であるので、高級処理の高度化とともに簡易処理水からの

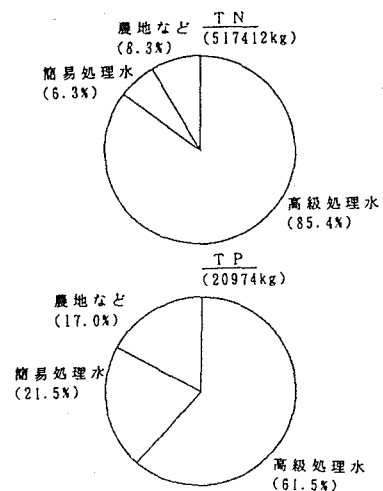


図 1.3 茨戸湖流入負荷の発生源別割合 (年間)

流入負荷削減が茨戸湖の富栄養化を防止する上で重要であろう。

＜原単位法による栄養塩流入負荷の推定＞ 長期的な意味での茨戸湖への栄養塩流入負荷の推定量は、茨戸湖の保全対策と関連して、原単位法によって計算されることが多い。本文では、現実のデータの解析に重点を置くので、割愛する。

〔解析例 2〕

4. 2 茨戸湖の富栄養化

4. 2. 1 茨戸湖の水質特性の分類

ここでは、1993年7～9月の水質調査に基づき、茨戸湖の富栄養化の特徴についてまとめた。そこでまず統計的に水質を整理した。12種の代表的水質成分について、藻類の増殖が著しい夏季8月の表層水を対象とした主成分分析の因子負荷量の分布が図14である。第1主成分（寄与率 48.6%）、 Cl^- （塩化物イオン）や SO_4^{2-} （硫酸イオン）など海水起源の項目の因子負荷量が正に、COD(T) Mn（化学的酸素要求量<過マンガン酸カリウム・アルカリ性法>）、Humic acid（フミン酸）など泥炭地浸出水に特有の項目が逆に負に分布し、集水域の特性を示している。第2主成分（寄与率 26.3%）では、BOD、

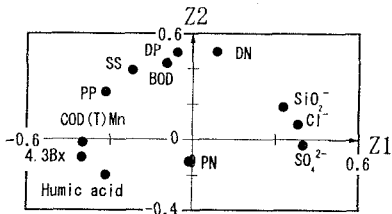


図 14 因子負荷量の散布図（8月）
第1主成分48.6%、第2主成分26.3%

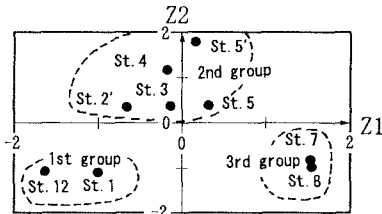


図 15 主成分得点の散布図（8月）

表 8 茨戸湖の水質分析結果

		1st group		2nd group		3rd group	
		Aug. Avg.※ (n=2)	(n=6)	Aug. Avg.※ (n=5)	(n=15)	Aug. Avg.※ (n=2)	(n=5)
E.C.	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	1058	940	1838	1469	3290	2558
SS	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	23	25	25	19	19	18
BOD	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	5.1	7.2	9.5	8.7	4.9	4.8
COD(T) Mn	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	11.6	12.0	9.7	9.2	7.4	7.9
COD(F) Mn	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	8.5	8.4	6.5	6.5	5.3	6.8
TOC(T)	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	13.0	12.4	10.9	8.9	8.9	7.3
TOC(F)	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	7.8	10.0	6.4	7.8	7.1	7.0
Humic acid	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	2.7	2.8	1.9	1.9	1.7	1.8
Chl-a	$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	131	142	194	141	83.0	70.7
TN	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	1.59	2.14	4.90	5.80	2.58	3.57
PN	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	0.83	1.26	1.01	1.09	0.90	0.91
	(%)	(52.2)	(58.9)	(20.6)	(18.8)	(34.9)	(25.5)
DN	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	0.76	0.88	3.90	4.71	1.68	2.65
TIN	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	0.32	0.52	3.45	4.06	0.73	1.85
NH ⁴⁺ -N	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	0.08	0.14	0.15	0.42	0.07	0.13
NO ³⁺ -N	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	0.09	0.16	0.50	0.42	0.19	0.27
NO ³⁺ -N	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	0.15	0.22	2.81	3.23	0.48	1.46
TP	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	0.137	0.153	0.151	0.129	0.077	0.077
PP	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	0.130	0.144	0.139	0.118	0.071	0.069
	(%)	(94.9)	(94.1)	(92.1)	(91.5)	(92.2)	(89.6)
PRP	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	0.039	0.054	0.060	0.049	0.022	0.024
PP-PRP	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	0.091	0.089	0.080	0.070	0.049	0.045
DP	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	0.007	0.009	0.012	0.011	0.006	0.008
DRP	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
TN-TP ⁻¹		11.61	14.00	32.45	44.96	33.51	46.36
Cl ⁻	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	264	241	433	363	599	538
SO ₄ ²⁻	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	54.1	50.3	78.1	66.3	116	98.7
4.3Bx	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	1.69	1.73	1.35	1.42	1.10	1.21
SiO ₂	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	2.4	2.9	5.1	6.2	6.3	6.6

※ Average is the mean data during July-Sept.,1993.

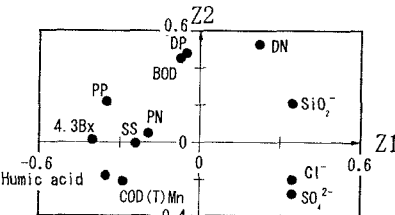


図 16 因子負荷量の散布図（全試料）
第1主成分43.8%、第2主成分16.2%

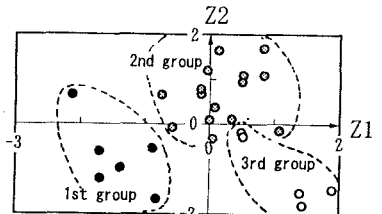


図 17 主成分得点の散布図（全試料）

DN（溶存態窒素）、DP（溶存態リン）など都市排水に高濃度で含まれる項目の因子負荷量が高く、一方、フミン酸や4.3Bx（アルカリ度）など自然的要因で含まれる項目で低く、汚濁の特性を示している。各地点についての因子得点を図15に示したが、茨戸湖の水質を3グループに区分できる。全調査期間を対象とした主成分分析結果を図16、17に示したが、水質成分の因子負荷量および各地点の因子得点の分布パターンは、季節的に不明確な時期もあるが、8月とほぼ同じ傾向を認めることができる。各グループの水質と栄養状態の特徴を、表8に示す平均水質（8月表層試料と全試料）を参考に、下記のようにまとめることができる。

第1グループ（第1主成分 負、第2主成分 負）：St. 12、St. 1（上部湖盆、中部湖盆上流部）

この水域は、COD（F）Mnが平均8.4mg/lと、溶解性有機物濃度が高い。Humic acid濃度も平均2.8mg/lと高濃度で、この水質は泥炭地浸出水特有のものであることがわかる。またBODは第2グループよりかなり低く、都市排水の流入の影響が少ない水域である。しかしTN 2.14mg/l、TP 0.153mg/lと高く、Chl-a（クロロフィル a）も142μg/lとかなり高いことから、周囲の農牧地や田畑などの面汚濁源からの排水の流入によって富栄養化の進行していることがわかる。

第2グループ（第1主成分 Z2軸近傍 負、第2主成分 正）：St. 2'、3、4、5、5'（中部湖盆下流部、下部湖盆上流部） この水域は、BOD 平均8.7mg/lと都市排水流入の影響が大きく、このためTN 平均5.8mg/l、TP 0.129mg/lと栄養塩濃度も高い。栄養塩の形態としては、窒素については下水処理水に特有なDNが平均4.71mg/lと高濃度である。TN/TPは、30~40で、窒素過多の傾向にある。夏季の藻類増殖は活発で、Chl-aは194μg/lに達した。

第3グループ（第1主成分 正、第2主成分 負）

：St. 7、8（下部湖盆下流部） COD Mnなど有機物の濃度は、第2グループより低い。しかしCl⁻やSO₄²⁻などの無機イオン濃度が増加し、運河を通じて海水が混入した石狩川の水との交換の影響が認められる。すなわち第2グループの汚れた水が、石狩川の水で希釈されているといえる。栄養塩濃度も、例えばTN 平均3.57mg/lであるように、かなり低濃度となるが、栄養塩濃度の低下に対し、Chl-a濃度が平均70.7μg/lとより低くなる傾向がある

茨戸湖の水質環境は、各湖盆を取り巻く地理的条件に支配され、区分された水域はそれぞれ特異的な栄養状態にあることがわかった。

4. 2. 2 栄養塩の存在状態の特徴

8月の調査結果を基に、N、Pの形態別の存在比を、グループごとに平均したものを図18に示した。全調査試料を基にした存在比も8月とほぼ同様の傾向を示した。水質区分グループでの栄養塩の存在状態に、以下の特徴が認めらる。

第1グループ：TN、TPに対して共に懸濁態が優占した。（PN（懸濁態窒素）：52.2%、PP（懸濁態リン）：95.5%） またTNに対して有機態窒素（= PN + DON（溶存態有機

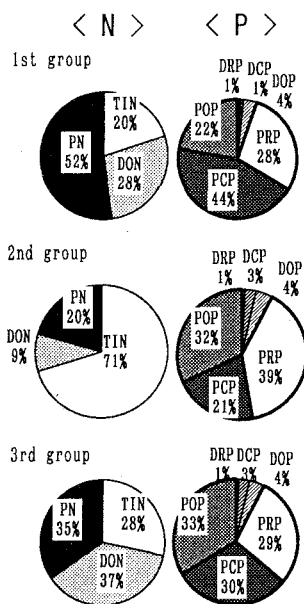


図18 窒素、リンの形態別割合

窒素) : TNに対して 80.0 %) が、TPに対して非反応性リン (=TP - DRP (溶存態反応性リン) - PRP (懸濁態反応性リン) : TPに対して63.8%) が優占するなど、栄養塩の多くが有機成分として存在する特徴が認められる。

第2グループ：窒素は溶存態 (DN : 79.5 %) が、リンは懸濁態 (PP : 91.6 %) が優占した。TNに対するTIN (無機態窒素) の割合が 71 %、TPに対しては反応性リン (DRP+PRP) の割合が 40 %と、藻類に利用可能な無機態の栄養塩の割合がもっとも高い。これらの特徴は、下水処理水流入の影響といえる。

第3グループ：栄養塩の形態は、第2グループに近く、従って都市排水の影響が大きいといえる。ただ窒素について有機態窒素 (DON + PN) の割合が高い傾向が認められた。流下過程で微生物によって無機態栄養塩が利用されたためであろう。

栄養塩も、水質区分に対応した特徴ある形態に区分できた。共通した特徴として、リンは懸濁態として存在する割合の-highいことが認められた。また栄養塩は、第1、第3グループなど、汚染の程度が低くなると、有機態としての割合が増す傾向が認められた。

4. 2. 3 懸濁物質中の栄養塩組成

藻類量は、図19に示すように、全窒素とは無相関、全リンとは高い相関関係にあり、本湖は窒素過多で、リンに制限されている。このような環境の中での懸濁態栄養塩の組成についての特徴を解析した。

懸濁物質中に含まれる栄養塩の組成と含量は、懸濁物質の種類や水質環境に支配されることはいうまでもない。表9に、全試料についての懸濁態水質成分濃度間の相関マトリックスを示した。また代表的な水質成分についての相関関係を、水質グループに区分して図20から図22に示した。特徴として、PPが他の成分と相関性 (相関係数 0.41~0.78) が高い反面、PNの相関性 (相関係数 0.19~0.41) が低いことである。リンは図21からも明らかのように、藻類を中心として懸濁物質にかなり均質に含まれていることがわかる。

一方、PNとChl-aとの相関性 (相関係数 0.19) がもっとも低いことは、懸濁物質が藻類以外の有機物質をかなり含有していることを示している。図20に示したように、PNとChl-a

は水質グループを考慮しても、相関性は低い。またリンについては、PRP (懸濁態反応リン) が微生物構成リン (=PP - PRP) ⁴⁾ と相関性 (相関係数 0.04) のないことを特徴として認めることができる。微生物構成リンは、Chl-aとの相関性 (相関係数 0.52) が認められ、図22に示すように、季節性を考慮すると両者にはかなりの相関性がある。微生物構成リンは、藻類を主に構成しているリンといえよう。一方、PRPは、懸濁態リン (PP) や懸濁物質 (SS) と高い相関性 (相関係数 前者 0.78、後者 0.51) を示し、これは橋が指摘しているようにリン酸態リンが懸濁物質に多量に吸着態^{22, 23)} 存在しているか、あるいは生物に貯蔵された形^{24, 25)} で含まれていることを意味し、都市排水の影響が大きいSt. 3での割合が高い事実と対応している。

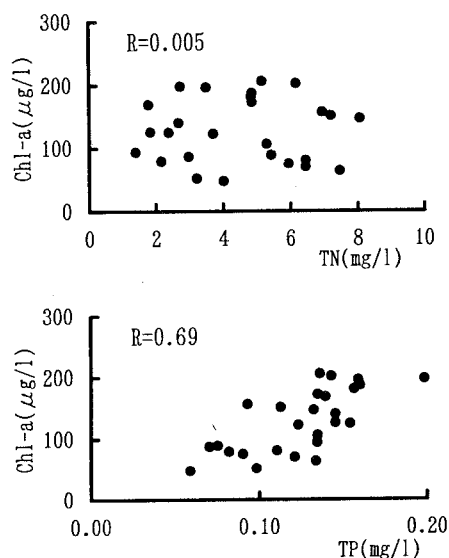


図19 TN, TPとChl-a

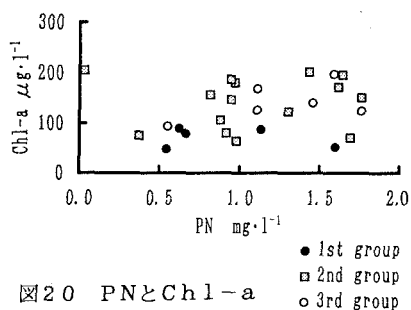


図20 PNとChl-a

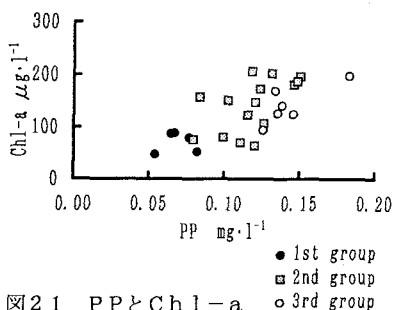


図21 PPとChl-a

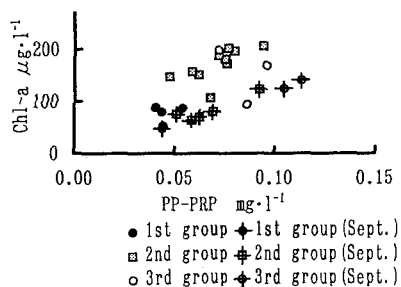


図22 (PP-PRP)とChl-a

表9 懸濁態成分間の濃度相関マトリックス

	SS	COD(T) _{mn}	PN	PP	PRP	PP-PRP	Chl-a
SS	1.00						
COD(T) _{mn}	0.43*	1.00					
PN	0.24	0.34	1.00				
PP	0.64**	0.62**	0.41*	1.00			
PRP	0.51**	0.23	0.34	0.78**	1.00		
PP-PRP	0.40*	0.71**	0.25	0.66**	0.04	1.00	
Chl-a	0.59**	0.60**	0.19	0.69**	0.48*	0.52**	1.00

(** : $P < 0.01$, * : $P < 0.05$)

4. 2. 4 懸濁態リンの藻類への利用

茨戸湖の表層水における懸濁態リンに占める反応性リンの割合を、St. 12を例とした季節変化を図23に、8月調査時を例とした地点変化を図24に示した。反応性リンの割合は、7月から8、9月にかけて、また排水の流入するSt. 3から周囲の地点へ、その値を減じる傾向があり、これらが藻類の増殖に利用されていることが推測される。本湖の水で藻類を培養した場合の、減少した反応性リン濃度とChl-a濃度の関係を図25に整理した。²³⁾ 培養前後のリン化合物の形態変化を図26に示したが、藻類に摂取され減少した反応性リンのほとんどは懸濁態反応性リンである。両者の間には、正の相関が認められ、回帰式は $\text{Chl-a} (\mu\text{g/l}) = 3071 * \text{PRP} (\text{mg/l}) + 14.3$ となる。この回帰式では、例えばPRP 0.1 mg/lのとき、Chl-aは321.4 $\mu\text{g/l}$ となり、Chl-a/Pが3.2となる。この値は、一般の藻類では1以下^{10) 11)}であること、また茨戸湖でも本調査時で0.5~1.9であることを考えると、少し大きい。藻類増殖には、PRP以外のリンもかなり摂取さ

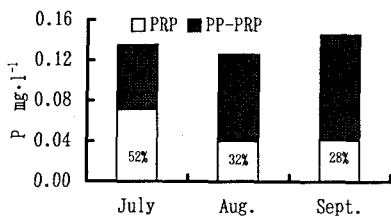


図23 懸濁態反応リン (PRP) の季節変化 (St. 12)

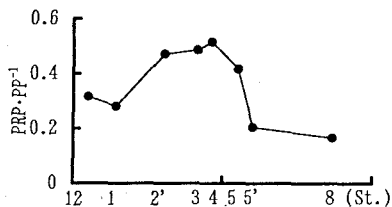


図24 懸濁態反応リン (PRP) の地点変化 (8月)

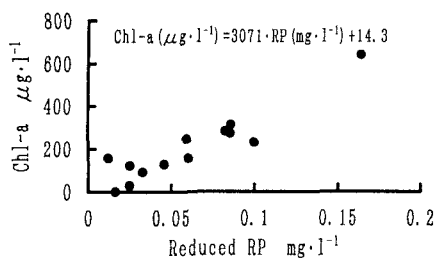


図 25 減少した反応リン (RP) と藻類増殖量 (Chl-a) の関係

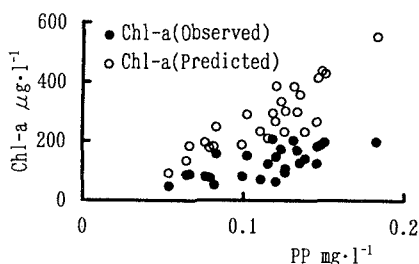


図 27 PP濃度と現存および潜在Chl-a濃度

れていることになる。しかしPRPを指標に、藻類の増殖能力を推定するには問題がないだろう。

図 27 は、表層水についてPPとChl-aおよびRPから推測したChl-aを加算したもの(潜在Chl-aと呼ぶ。)の関係を示した。図中に示した両者の回帰式から、各試料は現状の藻類濃度が2〜3倍程度になる可能性のあることがわかる。図 28 に、8月の表層、中層、底層の、Chl-aおよび潜在Chl-aの湖内の分布を一例として示した。都市排水が流入するSt. 3から周囲に潜在Chl-aが減少し、逆に潜在Chl-aに対するChl-aの割合が増加する平面的分布、中層になると潜在Chl-aが増加しまたChl-aの割合がかなり減少する垂直的な分布を認めることができる。下層ではSt. 4、5で潜在Chl-aが低下するが、これは海水の侵入の影響である。このような傾向は7月、9月にも認められ、水質区分では第2区分グループで著しいことがわかった。

茨戸湖では、潜在的に藻類が2倍程度に増加する可能性があり、これが深さ方向に大きいことが

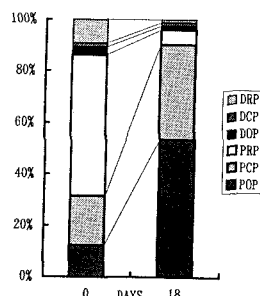


図 26 藻類培養前後のリン化合物の形態 TP 0.280mg/l
Chl-a 20→635μg/l、藍藻類他

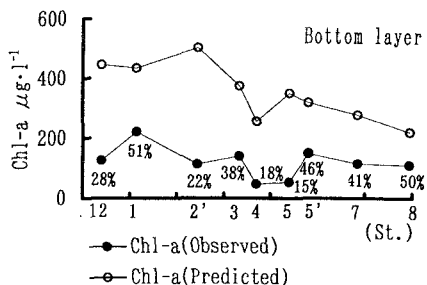
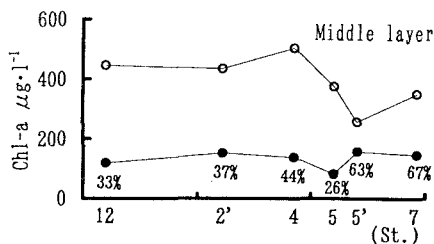
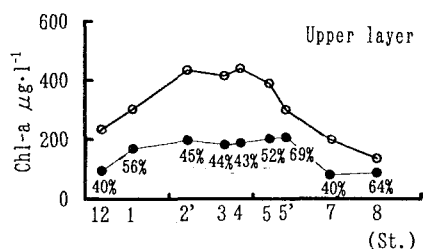


図 28 8月の茨戸湖における潜在Chl-a濃度

わかった。RPの量がほとんどPRPで占められ、またSSに含有されているとすると、懸濁物質の湖内への流入防止や動態制御が、富栄養化の防止につながる。

4. 2. 5 茨戸湖の環境保全

茨戸湖の水質は、周囲の地域特性によって、特徴ある3水域に区分された。そして、一番富栄養化が著しく藻類の現存量が大きい地点では、確かに都市排水の影響が著しいことがわかった。しかし生物分解性の有機物が少ない、すなわち都市汚染型でない地点でも、藻類現存量の多いことがわかった。そして懸濁態リン含量が藻類量を支配していることがわかった。このことは同じような湖沼の富栄養化現象がみられても、様々な要因で支配されており、地域ごとの特性があることを意味している。浄化対策も要因を分析して対応しなければならない。水質汚濁源が異なることは生態系が異なることであり、単に一つの藻類現存量だけで評価されると、貴重な生態系を破壊することにもつながる。

〔資料〕

藻類増殖能力（AGP）試験

本法は、試料水に特定の藻類を摂取し、一定環境のもとでの最大増殖量を試料水の藻類増殖能力とする方法である。ここでは試料水(10 ml)に*Microcystis aeruginosa* (東京大学、IAM-176株)を10,000細胞/mlとなるよう接種し、温度 $25 \pm 1^{\circ}\text{C}$ 、照度 $1,000 \pm 100 \text{ Lux}$ で、最大増殖時(2~3週間)まで培養した。*Microcystis aeruginosa*は水の華の代表種であり、石狩川流域内の湖沼で優占種になる例が多い。

最大増殖の時期は、2~3日ごとに濁度(波長660nmでの吸光度)を測定し、濁度の1日あたりの増加量が5%以下となった時点とした。藻類増殖量は、有機炭素(TOC: Total Organic Carbon)の増加量(C mg/l)で代表させ、2組の試験結果の平均値とした。各試料水(前処理後)について、藻類利用可能リンあるいは窒素量を推定するため、それぞれ過剰の窒素あるいはリンを添加したものについても試験に供した。リンについては K_2HPO_4 を、窒素については NaNO_3 を試料水中での濃度がそれぞれ、 0.1 P mg/l 、 1.0 N mg/l 増加するように添加した。都市排水など無機態窒素(TIN)が 1 mg/l 以上含まれる場合には、窒素添加の効果が少ない。

〔参考文献〕

- (1) 橘 治国、那須義和、茨戸湖の水質汚濁現象の解析—富栄養化に関して—、衛生工学科研究討論会講演論文集、第18回、p107-p112、1979
- (2) 坂本 充 富栄養化の機構(1. 淡水域の富栄養化)、水圏の富栄養化と水産増殖、p9-p28、恒星社厚生閣、1973
- (3) APHA・AWWA・WPCF Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 16th edition, 1985
- (4) 橘 治国、江口久登、佐藤茂之、河西正美、小棚木修 水域におけるリンの存在状態と挙動—石狩川流域を例として—、衛生工学研究討論会講演論文集、第18回、p1-p8、1982
- (5) 土壌養分測定法委員会編 土壌養分分析法、養賢堂、1976
- (6) Nicholas L. Clesceri and G. Fred Lee Hydrolysis of Condensed Phosphates-2 Sterile Environment, Int. J. Air Wat. Poll. Vol. 9, p743-751、1965
- (7) 矢木修身、岡田光正、須藤隆一、萩原富司、高村義親 *Microcystis* の増殖特性、国立公害研究所研究報告、No. 25、p47-p58、1981(8)
- (8) 高村義親、野村和輝、萩原富司、平松 昭、矢木修身、須藤隆一 霞ヶ浦に発生するアオコと*Microcystis aeruginosa*の化学組成について、国立公害研究所研究報告、No. 25、p31-58、1981
- (9) 橘 治国、森口朗彦、井上隆信、今岡孝之 藻類増殖能力の推定に関する一考察(2)—自然河川水中の

- 懸濁態栄養塩による藻類増殖効果－、衛生工学研究論文集、22巻、p151-162、1986
- (10)橘 治国、石川 清、大林純一、小林伸吉 懸濁態反応リンの流出と藻類増殖への可能性－石狩川流域を例として－、土木学会年次学術講演会講演概要集第2部、第37回、p147 -p148、1982
- (11)橘 治国、和知英治、大畑 博 藻類増殖における懸濁態リン化合物の利用、土木学会北海道支部論文報告集、43巻、p309-p314、1987
- (12)浮田正夫、城田久岳 ごみ問題から地球問題を考える、山口大学衛生工学シンポジウム論文集、p175-184、1985
- (13)建設省編 流域別下水道整備総合計画調査－指針と解説－ 社団法人日本下水道協会 1993
- (14)Harukuni Tachibana, Akihiko Moriguchi, Takayuki Imaoka and Masato Yamada Run-off of Particulate Phosphorus and its Effect on Algal Growth, Lake Conservation and Management (Edited by Liu Hongliang, Zhang Yutian, Li Haisheng , <CRAES•UNEP•ILEC> Proceeding of the 4th International Conference on the Conservation and Management of Lakes "Hangzhou' 90"), p82~94、1992
- (15)R. J. Stevens and R. V. Smith A Comparison of Discrete and Intensive Sampling for Measuring the Loads of Nitrogen and Phosphorus in the River Main, County Antrim, Water Research , Vol. 12, p823-p830, 1978
- (16)橘 治国、那須義和 石狩川の水質－汚濁物質の流出機構を中心として－、衛生工学研究討論会講演論文集、第14回、p90-p96、1978
- (17)合田健編 水環境指標、思考社、1979
- (18) 国立環境研究所 第2回富栄養化シンポジウム－モデルと評価－、B-18-81、1981
- (19)黒萩 尚、長内 稔(1963) 石狩川古川の陸水学的研究 I－石狩川古川の水理条件とプランクトン相の季節変化－、北海道立水産孵化場研究報告、18号、123-p146
- (20)海老瀬潜一 土地利用形態別流出負荷原単位とその特性、第1回自然浄化シンポジウム－自然浄化機能による水質改善－報告書、環境庁国立公害研究所、p21、1985
- (21)米谷 功、吉田邦伸、行木美弥、橘 治国 茨戸湖の富栄養化と栄養塩負荷、土木学会北海道支部論文報告集、50巻、p680-683、1994
- (22)橘 治国、杉浦 匠、河西正美 都市域からの栄養塩の流出－旭川市周辺を例として－、水質汚濁学会講演集、第18回、100-101、1984
- (23)橘 治国 藻類増殖能力の推定に関する一考察、衛生工学研究論文集、20巻、53-60、1984
- (24)橘 治国、佐々木博康、江口久登 茨戸湖における栄養塩の挙動と藻類増殖、土木学会北海道支部論文報告集、44巻、379-384、1988
- (25)高村義親、野村和輝、萩原富司、平松昭、矢木修身、須藤隆一 霞ヶ浦に発生するアオコと *Microcystis aeruginosa* の化学組成について 国立公害研究所研究報告、第25号、p31-45、1981

写真2 *Microcystis* 群体
(1細胞 3～4 μ)

