千葉中央博自然誌研究報告 (J. Nat. Hist. Mus. Inst., Chiba) 4(2): 125–130, March 1997

舟田池における浮遊微生物相の季節的消長

林　紀男[1)]・国安克彦[2)]

[1)] 千葉県立中央博物館
〒260 千葉市中央区青葉町 955–2
[2)] 財団法人日本環境整備教育センター
〒162 新宿区原町 3–33–2

要　旨　千葉県千葉市中央区に位置する溜め池「舟田池」において，浮遊微生物相の季節変動を調査した．その結果，藍藻（藍細菌）3 種，原生動物 17 種，原生植物 15 種，袋形動物輪虫類 15 種，節足動物甲殻類 18 種の出現が確認され，その季節的消長が明らかとなった．また，夏期における植物性プランクトンの増殖阻害は，リンが制限因子となっていることが示唆された．

キーワード：溜池，池沼，水質，プランクトン，生物相，季節変動，リン制限．

全国には，農耕地灌漑を目的とした溜池が数多く造られている．しかしながら，都市部に位置する溜池ではその多くが市街地の増大による農地の減少により，灌漑の目的を廃され，大雨時の調整池として機能しているのが現状である．そのため，陸水生態学的な環境調査の対象とされることは少ない（田中，1992）．環境庁による第 3 回自然環境保全基礎調査（緑の国勢調査）に，その内の幾つかが調査対象外天然湖沼一覧表に記されたにすぎない（田中，1996）．ここでは，これらの池沼における水質（透明度・有機物濃度・栄養塩濃度等）および浮遊微生物相（原生生物・節足動物等）を記録し，基礎的知見の集積をはかることを目的とした．

調査地の概要

舟田池（千葉県千葉市中央区：北緯 35 度 36 分 24 秒，東経 140 度 8 分 25 秒）は 300 年程前の江戸時代に，灌漑を目的として谷津奥部に堰堤を構築し湧水および雨水を溜めるために造られた（千葉自然環境調査会，1996）溜池である．農林水産省畜産試験場の一部として活用された後，改修され現在では千葉県立青葉の森公園に位置する千葉県立中央博物館生態園の一部，および周辺住宅地の洪水防止の調整池として利用されている（中村，1994）．現在の舟田池（図 1）は，水面積約 1 ha，最大水深 2 m，水量約 13,000 m^3 で，流入河川等はなく雨水だけにより灌養されている．汚濁負荷は，飛来する水鳥（カモ類）の糞尿，水面にはりだした落葉広葉樹（ハリエンジュ，アカメガシワ等）からの落葉および降雨時に流入する路面流亡粉塵などが主たるものである．

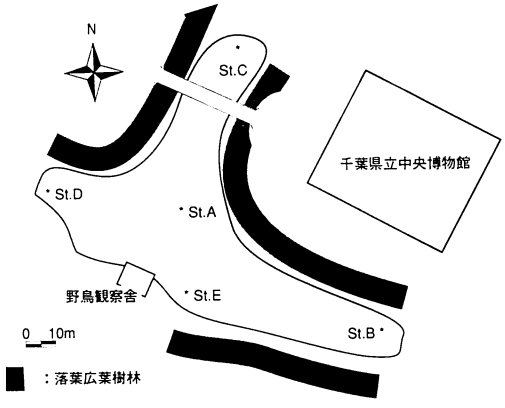

図 1.　調査地の概要．

調 査 方 法

1.　試料採取

1991 年 4 月～1993 年 3 月の 2 年間にわたり，2 週間に 1 度の頻度で年間 26 回の調査を行なった．調査地点は図 1 に示すとおり，St. A（池中央），St. B（池東），St. C（池北），St. D（池西），St. E（池南）の 5 測点とした．試料の採取は，網目長径 58 μm（1 インチ四方あたりの網目数 196×238）のナイロン製プランクトンネット（NXX25）を用いて表層の水平曳きにより行なった．試料の採取は，午前 10 時～11 時に船上から行なった．

2.　水質分析

試料は，採取後直ちに水質分析に供した．透明度，pH，水温，ORP（酸化還元電位），SS（浮遊懸濁物質），TOC（全有機性炭素），DOC（溶存性有機性炭素），TN

(全窒素), NH_4–N (アンモニア性窒素), NO_2–N (亜硝酸性窒素), NO_3–N (硝酸性窒素), DN (溶存性窒素), TP (全リン), PO_4–P (リン酸態リン), D–P (溶存性リン), Chl.a (クロロフィルa), DO (溶存酸素) について下水試験方法 (日本下水道協会, 1985) および上水試験方法 (日本水道協会, 1993) に従い分析を行なった.

3. 生物相

試料は, 採取後直ちにノマルスキー型微分干渉顕微鏡および蛍光顕微鏡を用いた浮遊微生物の同定に供した. この際, ホルマリンやアルコールなどの化学物質による固定は細胞の変形などを生じ同定に支障をきたすため, 無固定で検鏡した. 個体数は, モネラおよび原生生物については, 試料 0.05 ml を界線入りスライドグラスに滴下し, 3 回以上の検鏡により単位容積あたりの個体数に換算した. 動物については, 試料 1 ml を枠付界線入りスライドグラスに滴下し, 3 回以上の検鏡により単位容積あたりの個体数に換算した. 生物は上野 (1973), 水野 (1977), 猪木 (1981), 水野・高橋 (1991), 小島ら (1995) などに基づき同定を行なった.

結果および考察

1. 水質

調査期間中の測点 A における水質季節変動および年平均値を表 1 に示す. 舟田池の池水環境は, 1987 年から行なわれた浚渫による底泥のほぼ完全な除去と山砂客土 (占部ら, 1994) によって 1990 年までに改善 (Urabe, 1994) された. この池水環境の改善を改修前 (1986 年～1987 年) と改修後 (1990 年～1991 年) の平均水質で比較すると, 溶存有機炭素濃度 (DOC) がそれぞれ 9.921 mg·l^{-1} から 3.78 mg·l^{-1} へ, 全無機炭素 (DIN) が 1.374 mg·l^{-1} から 0.394 mg·l^{-1} へ, 全リン (TP) が 0.302 mg·l^{-1} から 0.033 mg·l^{-1} へとそれぞれ著しく減少し, 高い水質改善効果が明らかにされた (占部ら, 1994).

しかし, 1991 年以降再び富栄養化の兆候 (林ら, 1995) が認められる. 透明度に着目すると, 夏期に 40 cm 程まで低下して春期および秋期には 80 cm にまで回復する現象を示している. 池水の透明度と Chl.a 濃度, および透明度とろ過摂食性の浮遊微生物の現存量とそれぞれ密接な関係を示している. これらの事実は, 夏期に植物性プランクトンの増殖に起因した透明度の低下が引き起こされ, 春期および秋期にはろ過摂食者であるミジンコ類およびワムシ類の現存量増大により植物性プランクトンの現存量低下が生じて透明度が高まったことを示唆するものである. このことは舟田池では透明度が植物性プランクトンの現存量に大きく左右される池沼であることを示唆している.

舟田池における植物性プランクトンの増殖と無機栄養塩類濃度および動物性プランクトンの生息密度との関連については Urabe (1993) がその詳細を明らかにしている. ここでは, リンや窒素の無機栄養塩の季節変動に着目した. 春期に溶存性の無機塩類濃度が減少し, 懸濁性の無機塩類濃度が増大している. また, 同時期に生じている Chl.a 濃度の増加は, 植物性プランクトンの現存量増大に起因するものと考えられる. これらの事実は, 水塊から生物体への無機栄養塩の変換

表 1. 舟田池の水質.

項目		年平均	2月*	5月*	8月*	11月*
溶存酸素	DO (mg/l)	7.8	8.8	7.9	6.7	7.8
pH		8.0	7.6	8.1	8.7	7.7
透明度	Transparency (cm)	49	40	90	15	50
全有機性炭素	TOC (mg/l)	4.2	4.4	4.3	4.4	4.0
溶存性有機性炭素	DOC (mg/l)	1.5	3.0	0.5	0.8	1.9
懸濁性有機炭素	POC (mg/l)	2.7	1.4	3.7	3.6	2.0
全窒素	TN (mg/l)	1.40	1.52	1.42	1.29	1.38
懸濁性有機窒素	PON (mg/l)	1.00	1.02	1.01	1.00	0.97
溶存性無機窒素	DIN (mg/l)	0.40	0.50	0.41	0.29	0.41
硝酸性窒素	NO_3-N (mg/l)	0.31	0.38	0.31	0.26	0.3
亜硝酸性窒素	NO_2-N (mg/l)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
アンモニア性窒素	NH_4-N (mg/l)	0.08	0.11	0.09	0.02	0.10
全リン	TP (mg/l)	0.050	0.049	0.047	0.054	0.050
溶存性リン	DP (mg/l)	0.013	0.026	0.012	0.001	0.014
リン酸態リン	PO_4-P (mg/l)	0.012	0.022	0.011	0.001	0.012
懸濁性リン	POP (mg/l)	0.037	0.023	0.035	0.053	0.036
クロロフィルa	Chl.a (μg/l)	115	92	48	280	39

*月間の平均値とした

が活発になったことによるものであると考えられる．また，pH および炭素季節変動の調査結果もこれらの考察を裏づけている．また，窒素とリンの収支から，舟田池では夏期の植物性プランクトンの増殖にはリンが制限因子となっていると考えられる．このため舟田池に出現する藍藻類 *Microcystis aeruginosa* を供試藻類種としたろ過法による藻類増殖の潜在能力(AGP)試験（須藤ら，1981）を行ない，リンにより *M. aeruginosa* の増殖が律速されていることが明らかにされた（林，未発表）．リン律速であることは，生活雑排水が流入しないこと，冬期に飛来する水鳥の糞尿と落葉樹からの落葉が負荷されること，および池周囲の地下水の硝酸性窒素濃度が高くこの地下水が流入する可能性のあることなどによるものであると考えられる．測点 B, C, D, E における水質特性については，測点 A と同様の傾向を示した．

2. 生物相

測点 A における浮遊微生物相の季節構成を表 2 に示した．藍藻（藍細菌）3 種，原生動物 17 種，原生植物 15 種，袋形動物輪虫類 15 種の節足動物甲殻類 18 種の出現が確認された．他の測点においても概ね出現する種類は同一であり，現存量の差異が認められるにとどまった．本調査は，プランクトンネットによる浮遊微生物の採集であったが，縁毛目の *Vorticella microstoma* 等，付着性の種類も多く採集された．これは池周囲の木杭・石積み護岸等に確認されている付着生物の現存量が大きいことに起因するものであると考えられる．

図 2 は，出現した植物性プランクトンおよび動物性プランクトンについて，その現存量の季節的変遷に着目してまとめたものである．春期および秋期に，動物性プランクトンの生息密度が高まり植物性プランクトンの現存量が低下する現象が認められた．これは，ろ過摂食をおこなう動物性プランクトンの生息密度の高まりによる植物性プランクトンへの捕食圧の増大に起因した現象であるとも考えられる．また，夏期には藍藻類アオコ (*Microcystis aeruginosa*) の増殖に起因し，植物性プランクトンの現存量が著しく増大していることが明らかとなった．夏期にクロロフィル *a* 濃度が頭打ち現象をおこしているのは，表 1 に示したとおりリン欠乏により，植物性プランクトンの増殖が律速されているためであると考えられ，AGP 試験の結果もこの考察を指示する結果を示している．

特定の生物について，その現存量を人為的に操作するバイオマニピュレーション手法が，近年注目を集めている．占部ら (1994) は，ろ過摂食性のミジンコ類の現存量増大が，池水の透明度向上に大きく寄与することを，魚類除去によるバイオマニピュレーションから明らかにしている．本調査では，ミジンコ類の捕食者であるコイ科魚類であるモツゴ (*Pseudorasbora parva*) の現存量が池改修直後（1990 年）から 1993 年までに著しく増大（林，未発表）し，ろ過摂食者の生息密度が低く抑えられているが，図 2 に示される透明度とろ過摂食者現存量との関係は，占部らの考察を裏づけるものである．また，5 月にろ過摂食者現存量が急激に減少する現象が認められるが，これは異常な高密度に増殖したゾウミジンコ (*Bosmina longirostris*) 等の呼吸作用に起因するものであると考えられる．5 月期にろ過摂食者現存量が急激に減少する現象の生じる直前の水中溶存酸素濃度の垂直分布の昼夜間比較調査から，昼間水面近くでは過飽和の状態にある溶存酸

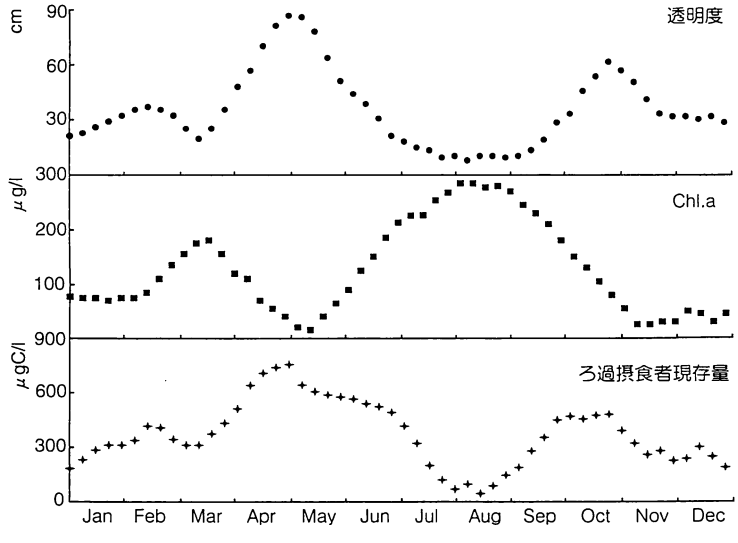

図 2. 透明度，クロロフィル *a* 濃度，ろ過摂食者現存量の季節変動．

表 2.　舟田池の浮遊微生物相.　(Monera·Protista: N/m*l*, Animalia: N/*l*)

	年平均	2 月*	5 月*	8 月*	11 月*
Monera（モネラ界）					
Cyanophycota（藍藻門）					
Cyanophyceae（藍藻綱）					
Chroococales（クロオコッカス目）					
Microcystis aeruginosa				+	
Nostocales（ネンジュモ目）					
Anabaena spiroides				+	
Oscillatoria tenuis				+	
Protista（原生生物界）					
Sarcomastigophora（肉質鞭毛虫門）					
Mastigophora（鞭毛虫亜門）					
Phytomastigophorea（植物性鞭毛虫綱）					
Cryptomonadida（クリプトモナス目）					
Cryptomonas sp.	540	540			540
Dinoflagellida（渦鞭毛虫目）					
Ceratium sp.	3,405	8,600	540	180	4,300
Euglenida（ミドリムシ目）					
Euglena sp.	685	180	1,100	360	1,100
Phacus sp.					
Entosiphon sulcatum	240			240	
Peranema trichophorum	375		480		270
Chrysomonadida（黄色鞭毛虫目）					
Chromulina sp.	960			960	
Volvocida（ボルボックス目）					
Chlamydomonas sp.	1,030		960	1,100	
Zoomastigophorea（動物性鞭毛虫綱）					
Kinetoplastida（キネトプラスト目）					
Pleuromonas jaculans	8,600			8,600	
Sarcodina（肉質虫亜門）					
Actinopoda（有軸仮足上綱）					
Heliozoea（太陽虫綱）					
Actinophryida（アクティノプリス目）					
Actinophrys sol	4,015	960	4,300	8,600	2,200
Ciliophorea（繊毛虫門）					
Kinetofragminophorea（キネトフラグミノフォーラ綱）					
Gymnostomatia（裸口亜綱）					
Pleurostomatida（側口目）					
Litonotus fasciola	510		480	540	
Cyrtophorida（キルトフォリナ目）					
Trithigmostoma cucullulus	440		180	960	180
Oligohymenophorea（小膜綱）					
Hymenostomatia（膜口亜綱）					
Hymenostomatida（膜口目）					
Colpidium campylum	1,100			1,100	
Paramecium caudatum	1,703		540	4,300	270
Scuticociliatida（スクーティカ目）					
Uronema sp.	540			540	
Peritrichia（縁毛亜綱）					
Peritrichida（縁毛目）					
Vorticella microstoma	173	90	240	180	180
Polyhemenophorea（多膜綱）					
Spirotrichia（旋毛亜綱）					
Hypotrichida（下毛目）					
Euplotes sp.	360			360	
Chrysophyceae（有色藻門）					
Bacillariophyceae（珪藻綱）					
Centrales（中心目）					
Cyclotella kutzingiana	1,650		2,200		1,100
Pennales（羽状目）					
Asterionella formosa	1,340	2,200	1,100	1,100	960
Synedra rumpens	450		360		540
Synedra acus	330		180		480
Synedra ulna	300		360		240
Navicula sp.	3,635	540	8,600	1,100	4,300
Nitzshia sp.	1,650			2,200	1,100

表 2. つづき

	年平均	2月*	5月*	8月*	11月*
Chlorophyceae（緑藻綱）					
Volvocales（オオヒゲマワリ目）					
Chlamydomonas angulosa	2,200			2,200	
Chlorococcales（クロロコックム目）					
Pediastrum sp.					
Oocystis sp.	1,007		960	1,100	960
Chlorella sp.	740	360	1,100	960	540
Scenedesmus acutus	630		720	540	
Scenedesmus quadricauda	600			720	480
Zygnematineae（ホシミドロ目）					
Closterium aciculare	540			540	
Staurastrum sp.	925	540	1,100	960	1,100
Animalia（動物界）					
Arthropoda（節足動物門）					
Crustacea（甲殻綱）					
Copepoda（橈脚亜綱）					
Calanoida（カラヌス目）					
Sinodiaptomus valkanovi	30	0	120	0	0
Heliodiaptomus nipponcus	25	0	0	0	100
Cyclopoida（ケンミジンコ目）					
Palacyclopina nana	108	0	240	90	100
Macrocyclops albidus	60	90	90	60	0
Eucyclops serrulatus	30	0	120	0	0
Parasyclops fimbriatus	23	0	90	0	0
Cyclops vicinus	83	0	120	90	120
Cyclops strenuus	23	90	0	0	0
Ostracoda（カイムシ亜綱）					
Podocopida（ポドコーパ目）					
Cypris subglobosa	125	0	0	300	200
Cypris maculosa	30	0	0	120	0
Branchiopoda（鰓脚亜綱）					
Cladocera（枝角目）					
Daphina similis	75	0	200	0	100
Daphnia magna	295	60	720	200	200
Daphnia pulex	105	0	240	120	60
Ceriodaphnia quadrangula	45	0	180	0	0
Moina macrocopa	160	0	0	640	0
Bosmina longirostris	1,500	0	6,000	0	0
Bosmina fatalis	180	0	0	0	720
Alona quadrangularis	75	0	200	0	100
Aschelminthes（袋形動物門）					
Eurotatoria（輪虫綱）					
Dignonta（双生殖巣亜綱）					
Bdelloidea（ヒルガタワムシ目）					
Philodina roseola	270	100	200	600	180
Monogononta（単生殖巣亜綱）					
Ploimida（遊泳目）					
Brachionus angularis	600	0	0	2,400	0
Brachionus calyciflorus	675	0	600	1,200	900
Brachionus rubens	300	0	0	1,200	0
Brachionus quadridentatus	150	0	0	600	0
Keratella cochlearis	1,300	0	1,600	2,400	1,200
Keratella valga	300	0	0	1,200	0
Colurella colurus	825	0	600	1,800	900
Lepadella oblonga	300	0	1,200	0	0
Lecane luna	525	1,200	900	0	0
Asplanchna priodonta	350	0	0	1,400	0
Polyarthra vulgaris	600	0	600	1,800	0
Synchaeta oblonga	1,225	1,200	1,600	1,200	900
Filinia longiseta	525	0	1,200	0	900
Conochilus hippocrepis	60	0	0	0	240

* 月間の平均値とした

素濃度が夜間には0近くにまで低下することが認められている（林，未発表）．このような場合，毎年酸素欠乏によるギンブナ（*Carassius gibeliolangsdorfi*）の斃死も認められる．一般に「水がわり」と称されるこの現象に引き続き，クロロフィル*a*濃度の増大および透明度の低下が確認できる．これは，ゾウミジンコの高密度優占化に起因し植物性プランクトンの捕食者である動物性プランクトンの現存量が，酸素欠乏による大量斃死により著しく減少するためであるとする先の考えを裏づけるものである．しかしながら，舟田池に同じく生息するコイ（*Cyprinus carpio*）やモツゴが生息可能であり，ギンブナのみが斃死する理由は不明である．これらの事実については，魚種による酸素欠乏耐性の差異などの実験的検討が別途必要であると考えられる．

謝　辞

本研究を進めるにあたり生物同定等をはじめご指導を賜った，東北大学工学部教授須藤隆一博士，国立環境研究所地域環境研究グループ総合研究官稲森悠平博士，日本環境クリエイト大内山高広博士，岡山県環境保健センター村上和仁博士に対し，深甚なる謝意を表する．

引用文献

千葉自然環境調査会．1996．千葉市野生動植物の生息状況及び生態系調査報告書．1053 pp. 千葉市環境衛生局環境部．

林　紀男・稲森悠平・須藤隆一．1995．富栄養型池沼の浚渫・生物学的ろ過水循環による直接浄化．用水と廃水 37(8): 36–40.

猪木正三．1981．原生動物図鑑．838 pp. 講談社サイエンティフィク．

環境庁．1987．第三回自然環境保全基礎調査．湖沼調査報告書．関東版．12. pp. 47.

小島貞男・須藤隆一・千原光雄．1995．環境微生物図鑑．776 pp. 講談社サイエンティフィク．

水野寿彦．1977．日本淡水プランクトン図鑑．353 pp. 保育社．

水野寿彦・高橋永治．1991．日本淡水動物プランクトン検索図説．532 pp. 東海大学出版会．

中村俊彦．1994．生態園の整備経過と管理運営．千葉中央博自然誌研究報告特別号 (1): 7–18.

日本下水道協会．1985．下水試験方法．643 pp.

日本水道協会．1993．上水試験方法．794 pp.

須藤隆一・田井慎吾・矢木修身・岡田光正・細見正明・山根敦子．1981．藻類の培養試験法によるAGPの測定，国立公害研究所研究報告第26号，陸水域の富栄養化に関する総合研究 (X): 1–53.

田中正明．1992．日本湖沼誌．プランクトンから見た富栄養化の現状．530 pp. 名古屋大学出版会．

田中正明．1996．プランクトンから見た本邦湖沼の富栄養化の現状 (227)．水 38(3): 74–77.

上野益三．1973．川村日本淡水生物学．760 pp. 北隆館．

Urabe, J. 1993. N and P cycling coupled by grazers' activities: Food quality and nutrient release by zooplankton. Ecology 74(8): 2337–2350.

Urabe, J. 1994. Effect of a zooplankton community on seston elimination in a restored pond in Japan. Restoration Ecology 2(1). 61–70.

占部城太郎・倉西良一・長谷川雅美・小林紀雄・小倉紀男・谷城勝弘．1994．舟田池における水質と動物相の変化：改修工事の影響とその評価．千葉中央博自然誌研究報告特別号 (1): 333–343.

(1996年11月12日受理)

Seasonal Change of Planktonic Biota in Funada-ike Pond

Norio Hayashi[1] and Katsuhiko Kuniyasu[2]

[1] Natural History Museum and Institute, Chiba
955–2 Aoba-cho, Chuo-ku, Chiba 260, Japan
[2] The Japan Education Center of
Environmental Sanitation
33–2, Hara-machi 3-chome, Shinjuku-ku,
Tokyo 162, Japan

To clarify the seasonal changes in water quality, planktonic biota and biomass of Funada-ike pond, the density of Cyanophyceae, Protozoa, Chrysophyceae, Crustacea, Eurotatoria and water quality were investigated. During the period from 1991 to 1993, carbon, nitrogen and phosphorus were monitored. A total of 68 planktonicspecies (3 Cyanophyceae, 17 Protozoa, 15 Chrysophyceae, 15 Crustacea, 18 Eurotatoria) were recorded. Phosphorus was suggested to be a limiting nutrient of phytoplankton in the summer.