

富栄養湖の環境整備に伴う
動植物プランクトンの変化
および環境再整備の提案

愛知工業大学大学院 工学研究科
寺野 ひろ実

目次

第1章 序論	1
1-1 水域の富栄養化	1
1-2 水界生態系の生物	4
1-3 富栄養化対策で進められた環境整備	6
1-4 環境整備後の水域が抱える問題	7
1-5 調査対象水域	11
1-6 本研究の目的	23
第2章 深見池における環境整備前後の水質と動植物プランクトンの変化	26
2-1 目的	26
2-2 方法	26
2-3 結果	31
2-4 考察	58
2-5 まとめ	66
第3章 深見池における水質・動物プランクトン・植物プランクトンの関係	68
3-1 目的	68
3-2 方法	69
3-3 結果	69
3-4 考察	76
3-5 まとめ	79
第4章 深見池における環境再整備の提案	80
4-1 まえがき	80
4-2 富栄養湖における生物操作の例	80
4-3 湖岸植生の存在意義	81
4-4 深見池における湖岸植生の創出	83
4-5 試験創出の配慮条件および深見池で得られた知見が適用できる湖沼	87
第5章 結論	92
謝辞	96
引用文献	97
本研究に関する業績	107

第1章 序論

1-1 水域の富栄養化

水は人間にとって、観光、漁業資源、飲料水などの面から身近な存在であるが、1950年代以降、戦後の高度経済成長期に産業活性化のため開発を進めたことによって水質汚濁問題が表面化してきた。

水質汚濁問題は、大きく2つに大別される(西條, 1973)。一つ目は、主に1950年代から1960年代にかけて全国で生じた公害問題に代表されるような有毒物質による汚濁である。この公害問題には大気汚染も含まれるが、水質汚濁については人体や環境に対して直接的に重大な悪影響のある有害物質(水銀などの重金属)が流出したことが原因であった。熊本県水俣市を中心に発生した水俣病は、工場の廃液に含まれていたメチル水銀が原因物質で、メチル水銀で汚染された魚介類を摂取することで主に神経系の働きが侵され言語障害や歩行障害などの健康被害をもたらした(西條, 1973; 北島, 2003)。その他にも、富山県神通川流域においてイタイイタイ病が発生するなど、複数の地域で公害問題は深刻化していった。原因物質を排出した事業者に対する公害反対運動が活発化する中、1967年に大気汚染も含めた公害問題全体の包括的な法律として公害対策基本法が制定された。その後、特に水域に対しては1970年に水質汚濁防止法が制定された。水質汚濁防止法では、有害物質の排出基準の設定と事業者責任の明確化が掲げられたため、その後公害問題は様々な教訓を残して徐々に沈静化していった(北島, 2003; 坂本, 2015)。

しかし、公害問題とほぼ同時期の1960年代以降、二つ目の水質汚濁問題が顕在化するようになった。それは、人間の生活様式の変化に伴い水域に供給される窒素、リンの量が増加したことに起因する水域の富栄養化問題である(西條, 1973; 津田, 1995; 坂本, 2015)。水域の富栄養化は、湖沼や内湾等の閉鎖性水域において見られる現象で、水交換頻度が低いことため窒素やリンが貯留しやすいことが関係している。閉鎖系水域に大量に供給された窒素、リンによって、それらを増殖に利用する植物プランクトンの大発生を引き起こし、湖沼や池では、植物プランクトンの大発生によって水が緑色に着色する「アオコ」と呼ばれる現象が、内湾では水が赤や茶色に着色する「赤潮」と呼ばれる現象が常態化するようになった。

窒素とリンは水中の微小な生物(植物プランクトン)の増殖に関わる制限因子であることから、それらの挙動と密接に関係する。植物プランクトンの最適生長に必要な各種の元素は窒素、リン以外にも鉄やカルシウム、マグネシウム、ケイ素などが知られているが、日本の湖沼、河川中に含まれる化学元素のうち窒素とリンの存在量は、植物プランクトンが生長に要求する最低量に比べて著しく低いため、このことが植物プランクトンの生産の支配し得る要因となっている(西條, 1973)。

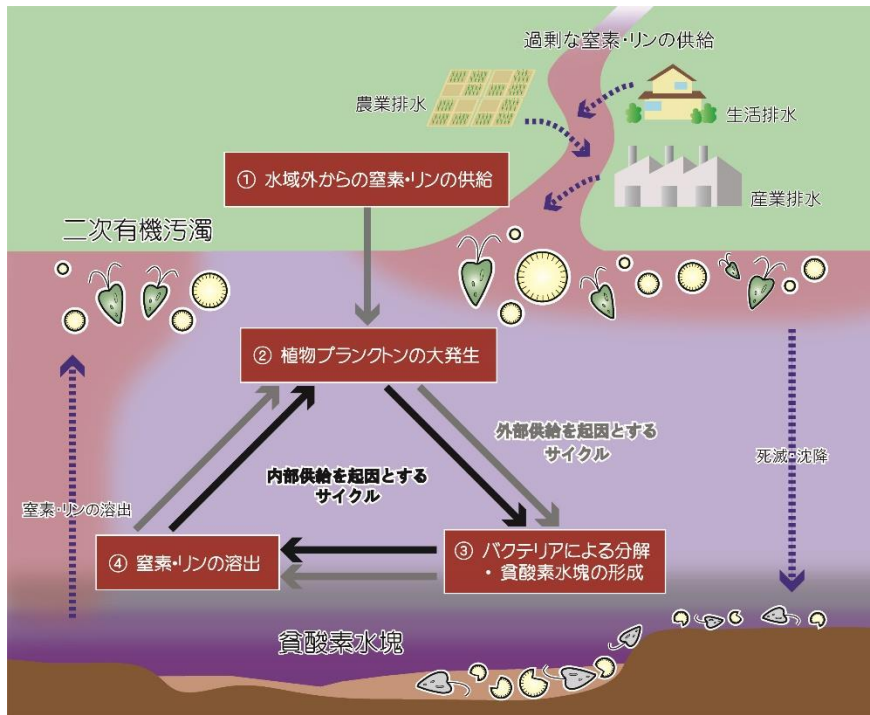
本来、「富栄養化」とは湖沼学の分野で用いられる用語である。水中の窒素やリンといった栄養成分の濃度が低い状態を「貧栄養」、高い状態を「富栄養」、両者の中間を「中栄養」と区分し、自然の遷移の中で長い年月をかけて栄養レベルが徐々に上昇し、貧栄養の状態で

あった水域がいずれ富栄養の状態になる現象のことを富栄養化と言う (Hutchinson, 1971 : 坂本, 1973 : Valentine, 1975)。このような自然条件下で進行する富栄養化の速度は非常に遅いのが普通であるが (坂本, 1973), 人間活動が直接的な原因で進行する富栄養化の速度は非常に速い。この人間活動が原因の富栄養化は, 自然条件下で進む富栄養化と区別して「人為的富栄養化」と言われるが (西條, 1973), 現在多用される「富栄養化」は, この人為的富栄養化の意味を指すことがほとんどである。本研究においても, 人為的富栄養化としての意味合いで使用する。

閉鎖系水域が富栄養化する過程を図 1-1 に示した。

その過程を概説すると, 農業排水, 産業排水, 家庭排水に含まれる窒素やリンが湖沼や内湾に供給されると, その窒素やリンを利用して植物プランクトンが大発生する。生態系の中では, 植物プランクトンは生産者であり, 動物プランクトンや二枚貝などの消費者に捕食されるが, 過剰に窒素, リンが供給されると, 消費者による捕食のスピードが追い付かず食べこ残されるため, 植物プランクトンが高密度のまま保たれる。その後, 水中の窒素, リンを使い果したり, 光や水温等の環境条件が悪化したりするなど, 捕食以外の要因によって植物プランクトンは弱り, 死滅する。死滅した植物プランクトンは, 沈降して底に堆積し, そこで細菌に分解されるが, 細菌は水中の溶存酸素を消費して生息しているため, 分解する植物プランクトンが多いほど, 水中の溶存酸素は消費されていく。そのとき, 水温や塩分によって成層構造が形成されていると水が上下に混合されないため, 表層から底層に酸素が供給されず, 底層のみで一方的に溶存酸素の消費が進むため, 溶存酸素濃度が非常に低い層 (貧酸素水塊) が底層に形成される。貧酸素水塊が形成されると, 底泥から植物プランクトンが利用できる形態の無機態窒素 (主にアンモニア態窒素), 無機態リン (リン酸態リン) が溶出する。何らかの理由で成層構造が崩れて水が混合し, 底泥から溶出した窒素やリンが表層に供給されると, その窒素やリンを利用して植物プランクトンが増殖してしまい, 再び死滅, 沈降, 分解, 新たな植物プランクトンの発生というサイクルが形成される。この, 内部生産のみで発生する植物プランクトン (有機物) の発生は, 水域に有機物が直接流入する一次有機汚濁と区別して, 二次有機汚濁と呼ばれる (坂本, 1973)。

このように, 水域の外部から過剰に窒素, リンが供給されることによって, 水域の内部に窒素, リンの発生源を新たに生み出してしまうことで, 水域内に生息する植物プランクトンの生産性を著しく高めることが富栄養化問題の根源であると考えられる (津田, 1995)。



注) 中部地方環境事務所ホームページ 藤前干潟 ～人と自然をつなぐ場所～ を再作成。

図 1-1 水域が富栄養化する過程の模式図

植物プランクトンが大発生する現象は、「水の華」と呼ばれ、植物プランクトンが増殖して水面に集中し水の色が著しく変色することを指すが（渡辺，1987），そのうち、湖沼やダム湖などの淡水域で発生する代表的なものに「アオコ」と呼ばれる現象がある。また、内湾など海域では「赤潮」と呼ばれる現象がある（渡辺，1987：高橋，1987）。

アオコとは、藍藻類が大発生して水面を緑色の粉を撒いたように着色する現象のことである（図 1-2）。藍藻類は、水域内の窒素、リンの濃度が高まり、水温が高くなると増殖が始まるため、アオコは主に夏季に見られる現象である（天野ほか，2012：相崎，2014）。アオコが発生すると、景観の損失、群体が腐ることによる悪臭、カビ臭の発生、飲料水源に発生するとゴミ等の除去障害となるため浄水処理効率の低下などを招く（天野ほか，2012：高村，2014）。また、藍藻類には毒性を持つ種があり、人間や家畜などが誤飲して体内に摂取されると、下痢症状が表れたり、死亡したりする例も報告されている（渡辺，1987）。

また、赤潮は、鞭毛藻類や珪藻類が大発生して着色する現象である（図 1-2）。必ずしも赤色に着色せず、主たるプランクトンによって赤色、茶色など様々な色を呈すが、植物プランクトンによって着色する現象を総称して赤潮と呼ぶ（岩崎，1976）。この赤潮も、水域内の窒素、リンが高まり、その種の最適な日射量や水温に達すると発生すると言われている（岩崎，1976）。赤潮が発生すると、魚に対しては、鰓に植物プランクトンが詰まったり、植物プランクトン自身が水中の溶存酸素を消費するために溶存酸素濃度が低下したりする

ことで窒息死させる。また、毒性を持つ種類がおり、それらが貝類に摂取されるとその毒が貝類の体内で蓄積されるため貝類自体が毒化することになり、毒成分は熱を加えても消失しないため出荷することができず、漁業に深刻な被害をもたらす（岩崎, 1976:野口・村上, 2004）。



1) 天野ほか (2012) より引用

2) あいち環境学習プラザ ホームページ (kankyo-gakushu-plaza.pref.aichi.jp/plaza/kids3/) より転載

図 1-2 アオコおよび赤潮の発生状況の例

1-2 水界生態系の生物

水域の富栄養化と水中の微小な生物は密接に関わる。微小な生物の増減は、それらを餌とする消費者にも反映される。消費者の増減もまた微小な生物に反映される。

水界生態系における生物の機能と役割について以下に述べる。

(1) 機能と役割

生態系とは、生物群集とそれらを取り巻く自然環境をまとめて指すが、そこに生息するあらゆる生物群集は主に捕食-被捕食の関係で食物連鎖を形成している。食物連鎖は、様々な生物が網のように複雑に結びついており、その関係性を食物網と呼ぶ。また、直接的な捕食-被捕食の関係と、その関係性をピラミッド状の階層構造で表現したものを生態系ピラミッドと呼ぶ (Odum, 1973: 宝月, 1978)。

生態系を構成する生物は、その機能面から生産者、消費者、分解者の3つの栄養段階に大別される (宝月, 1978)。

それらの役割を栄養段階ごとに概説すると、生産者は、無機物から有機物を合成する能力 (光合成) を持ち、独立栄養的生活をする生物のことである。生態系ピラミッドを構成する

全ての生物を支える役割を担うことから一次生産者とも呼ばれる。

消費者は、有機物を合成する能力がなく、生産者に依存した従属栄養的生活をする生物のことである。消費者はさらに複数の栄養段階に分かれ、生産者を直接捕食するものを一次消費者、一次消費者を捕食するものを二次消費者、二次消費者を捕食するものを三次消費者と呼ぶ。消費者は、より高次の栄養段階になるほどその量が減少するのが一般的である。

分解者は、有機物を分解（無機化）する役割を担い、生態系の物質循環において重要な存在である。Azam et al. (1983) は、水界生態系には、植物プランクトンが排出する溶存態有機物を細菌が餌として利用し、その細菌が原生動物に捕食されるという微生物食物連鎖が存在していて、それら原生動物が動物プランクトンに捕食されることで上位の栄養段階に組み込まれることで成り立つ微生物食物連鎖という概念を示している。

生態系の生物群集は、トップダウン効果、ボトムアップ効果の両者のバランスによって変化する。トップダウン効果とは、高次の栄養段階の生物による捕食圧が低次の栄養段階の生物に与える影響のことで、ボトムアップ効果とは、光、気温、栄養塩類といった外的要因によって量が変動する一次生産者の生物量が、それらを捕食する高次の栄養段階の生物に影響を及ぼすことである。

(2) 生活型と特徴

生産者、消費者、分解者の生活型と特徴を概説すると、以下のようになる。

生産者のうち、微細な生物には、植物プランクトンや底生微細藻類がある。植物プランクトンは水中で浮遊生活をする生物を指し、淡水域では湖や池などの止水域で見られ、海域では沖合や沿岸など広範囲に見られる。底生微細藻類は、基質の間を滑走したり、基質に付着したりする生活型が知られている。前者は干潟や河口域、後者は岩礁域や河川の礫等で見られる。

湖沼の植物プランクトンについて述べると、植物プランクトンには珪藻類、緑藻類、藍藻類、鞭毛藻類など多くの種類が含まれる。大部分は遊泳能力がなく水中で漂っているため、太陽光が到達しない底層へゆっくりと沈降してしまうが、群体を形成したり細胞に刺を有したりすることで沈降速度を半減させ表層に留める (Werner, 1977)。また、沈降した後、水塊が混合し上昇できるまで堆積物中で生息し続けたりする例も知られている (Horne and Goldman, 1999)。藍藻類のうち、特にアオコを形成するいくつかの種は、細胞内にガス胞を有することで浮力を調節でき、上下層に移動することができる。この浮力調節は、他の藻類との栄養塩や光をめぐる競争に有利に働くため、アオコが形成される主要因であると考えられる。さらに、鞭毛藻類は、鞭毛を用いて水中を遊泳し、光や栄養条件が最適な層に移動することができるため、このグループも遊泳能力のない種との生存競争には有利であるとされている (Horne and Goldman, 1999)。

動物プランクトン等の捕食者に対しては、群体を形成して大型化することで甲殻類のろ過し毛や、輪虫類や繊毛虫の口器に入りにくくしたり、一部の藍藻類のように毒性を有した

りすることで捕食者から防御を図っている (Horne and Goldman, 1999)。

季節変動について述べると、季節によって優占種が異なり、珪藻類、緑藻類、藍藻類、鞭毛藻類など多くの種類が出現する。植物プランクトン量として述べると、日本においては春季と秋季の循環期に増殖し、冬季は減少する出現パターンを示すことが多い (Horne and Goldman, 1999)。

捕食者との関係については、植物プランクトンは動物プランクトン等に捕食されることから、消費者を直接的に支え、さらに上位の消費者を間接的に支える重要な餌資源であると言える。

また、生産者のうち大型の生物として代表的なものに水草がある。水草は淡水域に多く生息し、植物体の形態によって、抽水植物、浮葉植物、沈水植物に区分される (岡田, 1966)。これらの水草帯は、前述の付着型の微細藻類の付着基質になったり、動物プランクトン、魚類の幼魚や成魚、小型甲殻類などの隠れ場所や生育場所になったりすることが知られている (花里ほか, 2001 : 中村ほか, 2004)。

消費者については、微小な生物では動物プランクトンや原生動物、大型の生物としては底生動物、魚類などがある。

動物プランクトンは、魚類や無脊椎動物に捕食されるため、捕食から逃避するため昼夜鉛直移動することが知られている (Zaret and Suffern, 1976 : Lampert, 1989 : 1993)。魚類の行動が活発な日中は光の届かない深い層で隠れて留まり、夜間に表層まで移動し植物プランクトンを捕食するという行動である。また、一部の甲殻類では頭部を尖らせることで、無脊椎動物から捕捉され保持されにくくする効果があることが知られている。

季節変動については、春から夏にかけての一時的な透明度の上昇は、動物プランクトンの個体数増加と植物プランクトン密度の顕著な減少による例であることが言われている。動物プランクトンの摂食速度と水温には直線的な関係がみられ、植物プランクトンが十分に存在する限りは水温がその種の適温の上限に達するまでは増殖は急速に高まる (Horne and Goldman, 1999)。一般的には、変動を支配する要因としては、餌である植物プランクトンの量、食べやすさ、毒性の有無、また他の動物プランクトンとの餌の競合、プランクトン食の幼魚や成魚などの個体数が関わるとされている。

分解者については、バクテリア (細菌類) や原生動物といった微小な生物がその役割を担っており、淡水域では底生性や付着性の原生動物、好気性および嫌気性細菌が生息しており、干潟では好気性および嫌気性細菌が生息している。取り込んだ有機物の一部を自身の成長に利用し呼吸によって無機化する機能は消費者と同じであるが、有機物分解 (無機化) の役割において消費者よりも重要な役割を果たすという点で区別される (宝月, 1978)。

1-3 富栄養化対策で進められた環境整備

水域の富栄養化は、人為的な要因による栄養塩の過剰供給が引き金となって生態系のバランスが崩れ、環境に対し、また我々人間の社会生活にも悪影響を及ぼした。また、各地で

頻発した水域の急激な変化に対処するため、人間の健康と生活環境保全のための法律を制定することとなったことは前述のとおりである。

富栄養化対策に関する法律は、1970年に制定された水質汚濁防止法が始まりである。これは、川の湖沼などの公共用水域に流入する産業排水について、その流入水の水質を規制、汚濁の状況を常時監視する法律である（排水規制）。また、規模の大きい河川や湖沼の水質については、環境基準の設定が水質汚濁防止法で定められた（その後1993年制定の環境基本法に継承される）。環境基準は、人の健康の保護に関する環境基準、生活環境の保全に関する環境基準の二区分で設定され、水質に関しては、生活環境の保全に関する環境基準に基づいた水質監視が義務付けられている。

水質汚濁防止法は1982年に改正され、窒素、リンに係る環境基準が設定された。また1984年には湖沼水質保全特別措置法が制定され、汚濁負荷を低減する総合的な対策を講じる水質保全事業を推進することが定められた。1985年に5湖沼がその対象となり、策定した水質保全計画の推進、進捗管理等が義務付けられた。2015年現在では、霞ヶ浦、諏訪湖、琵琶湖など11の湖沼が指定されている（環境省、2015）。

湖沼における保全事業は、具体的には水域外部から窒素、リンの負荷量を低減するための下水道や浄化槽整備、水域内部に蓄積した窒素、リンの供給源である底泥浚渫、水草帯や浅場の造成による自然の浄化機能の回復などが主な方針となり、水域周辺の環境整備が進められた。

水域の富栄養化を制御するには、植物プランクトンによる有機汚濁を防ぐために流入する窒素、リンを削減することが必要不可欠という考え方のもとで対策が進められていった（志々目、1995）。このため、生活環境の保全に関する環境基準は、湖沼や海域において、窒素（全窒素）・リン（全リン）の濃度、有機物量の指標とするためのCOD（化学的酸素要求量）やBOD（生物化学的酸素要求量）の濃度などが基準値ごとに類型指定され、水質監視が開始された。

1-4 環境整備後の水域が抱える問題

指定湖沼や内湾において水質監視が続けられる中、特に湖沼については、大きく以下の2点の問題が徐々に明らかになってきた。

1-4-1 環境整備の効果と指標の有効性

環境基準値の達成状況について、湖沼では、全窒素、全リンともに達成している指定湖沼は平成24年が51.3%、平成26年が50.4%と約半数のまま横ばいである（環境省、2015）。有機物量の指標となるCODについても、昭和49年からの推移を見ると、当初40%であったが、平成26年度は55.6%であり、やや改善傾向にあるものの、依然として低い状況が続いている（環境省、2015）。

さらに、アオコの発生件数についても、著しく減少したとは言えない状況が続いている。

アオコについては、霞ヶ浦においては、平成 23 年度は 94 件、平成 24 年は 118 件、平成 25 年度は 86 件と、若干の増減はあるものの、この 3 年間では横ばいである。琵琶湖においては、平成 23 年に 5 件、24 年に 18 件、25 年に 21 件、26 年に 0 件と年によってばらつきがある（環境省，2014：2015）。諏訪湖においては、発生件数は減少しており（花里，2015）、環境整備事業による成果があったと思われるが、諏訪湖以外の大半の水域ではアオコの発生は常態化しており対応が求められている。

このように、富栄養化対策を進めてきたにも関わらず COD の値が減少せず、アオコも依然として発生しており、窒素、リンの負荷低減により植物プランクトンによる有機汚濁を防止するという当初描いた筋書通りになっていない水域が多いことが明らかになった。これは、栄養塩類の低減のみで環境改善を達成するには不足しており、水域内の水交換頻度に関係する流量や、植物プランクトンと密接に関わる生物などの情報を蓄積して活用するなど、水域全体を多面的に監視し、管理する必要があることを示唆している。また、改善傾向が一括りにできず各水域で様々な状況を示していることは、水域ごとの物理的・生物的特性や、人口・土地利用・水域に対するニーズといった社会的特性が異なる中で、対策方針や内容は地域の実情に即したものに徐々に修正していく必要があることを示唆している。

また、これまでの水質監視は、アオコの発生状況をモニタリングする必要のある水域以外は、COD、窒素リンの量、透明度、溶存酸素濃度などの水質項目の値の変化を判断材料にする方法がとられている。そのうち COD については、有機物量を正確に把握できずその量を過小評価する恐れがあるため指標としては化学的に脆弱であることが、環境基準項目に採用された当時から有効性について疑問視されており、科学的に信頼性の高い別の指標を用いる必要性が指摘されている（神谷・山室，2011）。

また、COD や BOD は、植物プランクトンの量も含めた大よその有機物量を示し、窒素、リンの量は植物プランクトンの増減に関わり、透明度の高低は植物プランクトンの量に関係する（西條・三田村，2000）。溶存酸素も光合成をする植物プランクトンに関わることは述べるまでもない。このように、環境改善の効果の指標として用いられている水質項目は、一次生産者と密接に関わる内容にも関わらず、生物的要素は水質の値として読み替えられ、その値の増減のみで水質改善効果の有無を判断してきた。

水質の環境改善について生物要素を中心に検証している研究例は少なくない。しかし、それらは底生動物の個体数や分布の比較（桑江ほか，2002）など、比較的大型の生物に限定されている。環境基準の項目に密接に関わり、かつ消費者の餌となる微小な生物について相互作用の視点に立った詳細な調査は少ない。

さらに、環境監視体制が整っている水域が限定的であることも問題として挙げられる。湖沼においては、水源として重要な琵琶湖、霞ヶ浦などにおいて優先的に窒素、リンの排水規制や環境基準が設定されており、それらの水域では、手賀沼の導水事業と植物プランクトンの優占種の変化（Amano et al., 2012）、琵琶湖の植物プランクトンのモニタリング（一瀬ほか，2011）などの詳細データに基づいた報告が多くあるが、特に地方の小規模な湖沼にお

いては、指定湖沼と同じ目的で水質保全事業が進められたにも関わらず、その効果の判断材料となる水質監視の頻度が乏しいか、その後の監視そのものが行われていない場合が多い。

1-4-2 生態系レジームシフトで解釈される別の問題

2点目は、富栄養化対策が進められ水域が富栄養から貧栄養に戻りつつある過程で、想定していなかった様々な現象が起き新たな問題となっていることである。

例えば、諏訪湖ではワカサギが有名な水産物であるが、1985年頃より漁獲量が減少している(武居, 2005)。諏訪湖におけるワカサギの主要な餌はユスリカであるが(竹内・沖野, 1982)、諏訪湖周辺では、地域住民や観光で訪れる人々にとっては、洗濯物への付着や食べ物への混入といった被害をもたらす「不快昆虫」であった(平林ほか, 2001)が、ユスリカの発生量は2000年頃を境に激減したため(平林, 2007)、地域住民には歓迎された。しかし、その後、水産物であるワカサギの漁獲量が顕著に減少した。これは、水質改善の取組によって湖内の窒素、リン濃度が減少しアオコを含む植物プランクトンの量が減少し、植物プランクトンを餌とするユスリカが慢性的な餌不足に陥りその個体数を激減させたため、ユスリカを餌とするワカサギが減少したと考えられている(武居, 2005; 花里, 2015)。

また、同じ諏訪湖では水草のヒシ(浮葉植物)の繁茂による複数の影響が指摘されている。諏訪湖では、アオコが発生していた1970年から1990年代においては水草はほとんど見られなかったが(花里, 2015)、2007年頃より増え始め2009年時点で湖面積の約20%を占めた(豊田ほか, 2011)。ヒシの除去実験によると、ヒシの葉の存在は、鉛直および水平方向の水交換を阻害する効果があること等が示唆されている(豊田ほか, 2011)。また、ヒシが繁茂する一帯の表層および底層の溶存酸素濃度が他の場所と比べて低い値を示すことも分かっている(宮原ほか, 2007)。このように、水面がヒシの葉に覆われると、葉の存在が水の流動性を低下させて水交換を阻害するため水中の溶存酸素の消費が進み貧酸素水塊を生み出している可能性が指摘されている。また、水中に太陽光が到達しないため、植物プランクトンが増殖を阻害することで水中の溶存酸素濃度を保つことができなくなることも一因と指摘されている(花里, 2015)。

また琵琶湖においても1960年代より漁獲量が減少しており、その原因として内湖(沿岸水域が砂州によって囲まれた小湖沼)の干拓、河岸および湖岸の護岸整備、水質保全対策による栄養塩・有機物量の減少など、複数の要因が指摘されている(大久保, 2015)。さらに、今後注視すべき内容として、植物プランクトンの出現種について一瀬ほか(2007)の報告がある。琵琶湖における植物プランクトンの出現種は1980年代には30種以上が確認されていたが、2000年以降は10種程度と顕著に減少している。また、種組成も変化しており、珪藻類や緑藻類が減少し、藍藻類の増加が指摘されている。さらに、琵琶湖北湖における出現種の細胞体積の経年変化を見ると、1細胞あたり $4,000 \mu\text{m}^3$ 以上の大型種が減少し、 $100 \mu\text{m}^3$ 以下の小型種が増加傾向にあることも指摘されている(Kishimoto et al., 2013)。このような植物プランクトンの変化の原因は特定できていないものの、1980年代より水質保全対策

により琵琶湖に流入する栄養塩類が減少傾向にあることが影響を与えていることは想像に難くない。これらの現象は、動物プランクトン、ひいては魚類の生息状況に影響を及ぼすと考えられる。

さらに、急激な生態系の変化が報告されるケースも多い。諏訪湖においては2016年7月26～27日に確認されたワカサギの大量死が記憶に新しい（毎日新聞、2016年7月29日報道）。また、2016年9月には琵琶湖の馬淵浄水場より供給される水道水からカビ臭を放ち、利用する住民から苦情が出た（産経ニュース、2016年9月6日報道）。臭気は藍藻類が生成することで知られ、この臭気の濃度が基準値を超えたのは、昭和54年の操業以降初めてのことであった。

このように、それまでと全く異なる系への不連続な変化は、レジームシフトと呼ばれており（Scheffer et al., 2004: 加藤, 2010）、生態系における不連続な変化については生態系レジームシフトと呼ぶ。この生態系レジームシフトは、水域が富栄養から貧栄養に戻る過程で、想定していない現象の発生、突如として発生する系の変化を説明する際に、それらの解釈にしばしば用いられる概念である。

生態系レジームシフトの概念図を図1-3に示した。

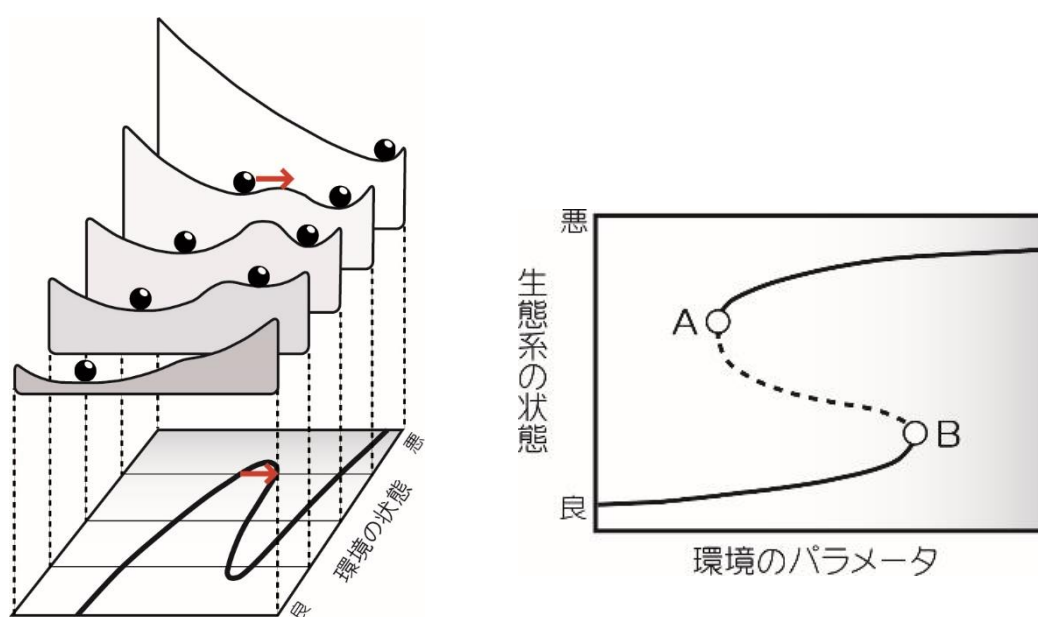
レジームシフトには、二つの特徴がある。まず、ある系の変化が突如として起こることである（中島, 2006）。例えば、わずかな負荷量の増加によって植物プランクトンが大発生し、水域全体が良くない状態へと遷移することである。

次に、ある系の状態の変化が非可逆性であり履歴効果を持つことが特徴である（中島, 2006）。履歴効果（ヒステリシス）とは、ある系の状態が現在生じている現象の影響だけでなく、過去に起こった現象の影響を継続しながら変化することを指す（堀・樽谷, 2015）。例えば、一度富栄養化した水域の栄養状態を富栄養化する以前の状態に戻そうとした場合、過去に富栄養化した影響を受けているため、それまでその水域が富栄養化するまで辿ってきた道筋を戻らずに全く別の道筋を変化しながら辿るということである（加藤, 2010: 川口ほか, 2008）。さらに、窒素、リンの負荷量増加によってレジームシフトが生じた場合、その系を元の状態に戻すには、突如変化したその境界値と同程度になるように負荷量を減少させても系は元に戻らないため、その境界値よりさらに負荷量を減少させる必要があると指摘されている（Scheffer et al., 2001）。また、境界値より減少させたとしても、元の状態に戻らない場合もあることも指摘されている（Genkai-Kato and Carpenter, 2005）。また、湖沼においては、①沈水植物と植物プランクトンの交替、②貧酸素化によるリンの回帰、③浮葉植物の優占、④湖底堆積物の安定性（巻き上げ）、⑤藍藻の優占、⑥トロフィックカスケード（上位捕食者の量の変化が食物網を通じて下位の生物量を変化させる現象）における閾値の存在などがレジームシフトとして考えられる現象だと指摘されている（Scheffer et al., 2004）。

例えば、富栄養化が進行していた琵琶湖の南湖は、水深が浅いため風が吹くと底泥が巻き上がり透明度が低下する現象が頻繁に起きていたが、1994年の渇水を境に沈水植物が繁茂

したことでそれまで低かった透明度が劇的に改善されている（石川ほか，2006）。現在も透明度が高いまま維持されていることから，南湖は以前の系より良い状態が保たれていると言え，上記では①，④が改善したと考えられる。しかし，北海道の釧路湿原に位置する達古武湖では，1992年までは沈水植物が湖の大部分で繁茂していたが，その後ほとんどが消失し，藍藻類の *Anabaena* 属によるアオコが発生するようになっている（中島・高村，2007）。これは，上記の①，⑤が該当すると思われる。

このように，生態系の状態が突如として変化すること，また履歴効果を持つことなどを考えると，富栄養化対策によって，その水域を富栄養化する以前の昔の状態に戻すことは非常に困難であると考えられる。



注) Scheffer, M., and van Nes, Egbert H. (2004) を再作成。左図のボールが転がる様子は，ある値を超えると環境の状態が急激に変わることを意味する。

図 1-3 生態系レジームシフトの概念図

1-5 調査対象水域

長野県下伊那郡阿南町に位置する深見池は，天然の富栄養湖である。利水面では農業用水を貯水する役割を担っている。この深見池においても，1992年に富栄養化対策として湖周辺の環境整備が行われた。この環境整備は，それまで湖に流入していた農業集落排水を流入させないようダイバージョン（流路変更）をし，湖内の窒素リン量を低減させることで，水質を改善しようとするものであった。環境整備は1993年に完了したが，工事で湖岸を埋め立てるなどしたため，環境整備後の周辺環境は大きく変化した。

それまで流入していた窒素，リンを湖に流入させないことで，深見池の水質は徐々に改善されると考えられた。しかし，環境整備後の2000年6月および2016年7月にアオコが発

生するなど、富栄養化対策を進めたにも関わらず、思うような効果が得られていない。また、当初想定していなかった現象が突如として起こるなど、他の富栄養湖と同様の問題に直面している水域である。

1-5-1 深見池の陸水学的特徴

深見池は、北緯 $35^{\circ} 19'$ 、東経 $137^{\circ} 49'$ 、海拔 484m に位置し、東に天竜川が流れ、西には下條山脈の東端が迫る。湖の北側に半僧山 (593m) があり、南側に千木沢川が流れている。周囲を山に囲まれ窪地のような地形の中に湖があるため、風による鉛直混合の影響が少ない湖と言われている (下伊那教育会陸水委員会, 2009)。

面積は約 2.2ha、短径は約 150m、長径は約 300m である。また、2016 年の時点で最深部の深度は 7.6m である。

流入河川は 6 本、流出河川は 1 本である (図 1-4)。流入河川はいずれも細流で、A 以外の河川の流入量は非常に少ないが、湖水の顕著な水位低下がみられないことから、湖の水は相当量の湧水によって涵養されていると考えられる (田中, 2000a)。

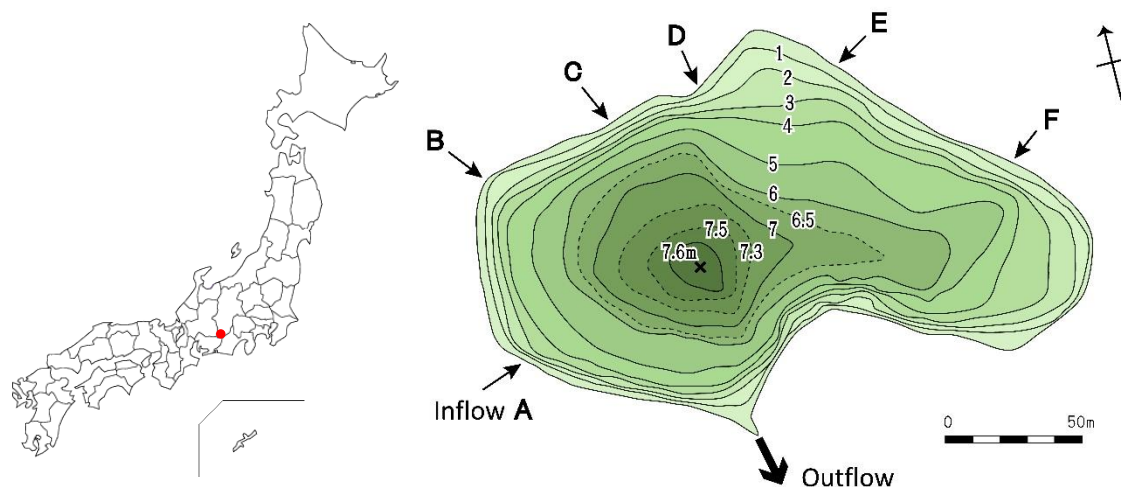


図 1-4 深見池の位置と湖の形状

深見池は、成層期に部分循環の様相を呈する完全循環湖である。2014 年 1 月から 2014 年 12 月までを例に、深見池の一年間の水の動きを図 1-5 に示した。4 月頃から 10 月頃までは完全に成層し (成層期)、11 月頃から 3 月頃までは表層から底層まで循環する (循環期)。成層期のうち、5 月から 9 月までは中層付近に顕著な水温躍層が形成され、盛夏では 4 m 以深で溶存酸素が全くない状態が続く。このため、硫酸還元によって形成される硫化水素が底層で蓄積し、著しい還元状態となる (Yagi et al., 1983)。

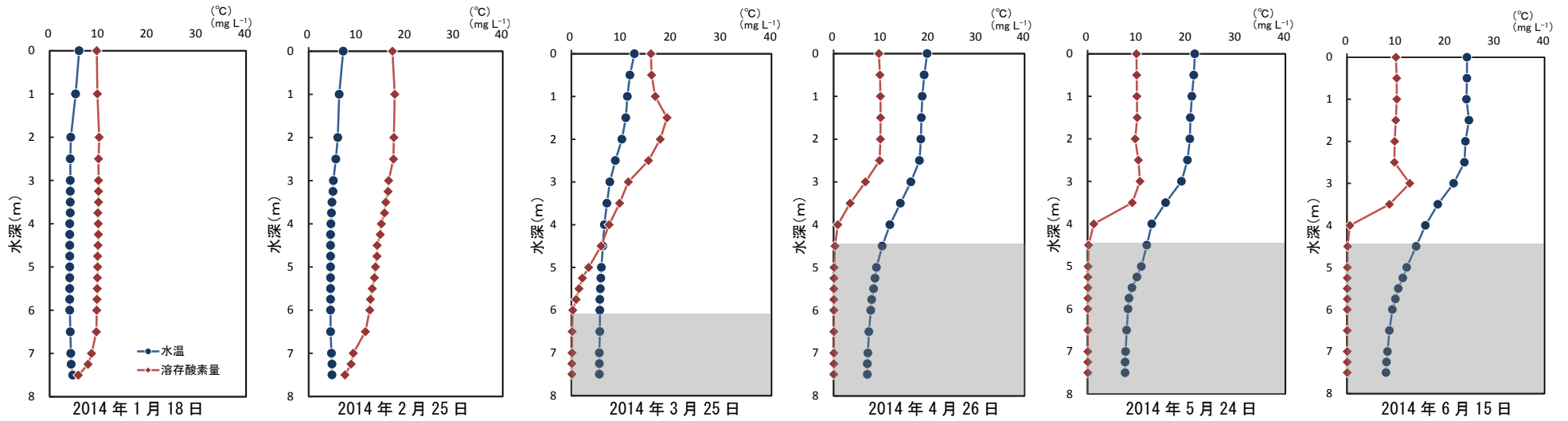
湖の動植物相については、水生植物としてはヨシ、ツルヨシが優占種であり、その他にアオウキクサ、エビモ、オモダカ、ガマ、セリ、コナギ、マコモが生息している（下伊那教育会陸水委員会，2009）。

両生類については、ウシガエル、トノサマガエルが生息している（下伊那教育会陸水委員会，2009）。

魚類については、主にコイ、フナ、オオクチバス、ブルーギルが生息している。かつては放流事業によって導入されたワカサギが生息していたが、その後、特定外来種のオオクチバスが定着したことによって全滅されたと報告されている（下伊那教育会陸水委員会，2009）。2008年の外来魚駆除を目的とした採捕調査では、オオクチバスとブルーギルが優占種と報告されている（川之辺・細江，2008）。現在は地域住民で組織された「深見池の自然を愛する会」を中心となり、精力的に駆除が進められている（武居，2010）。

循環期

成層期



成層期

循環期

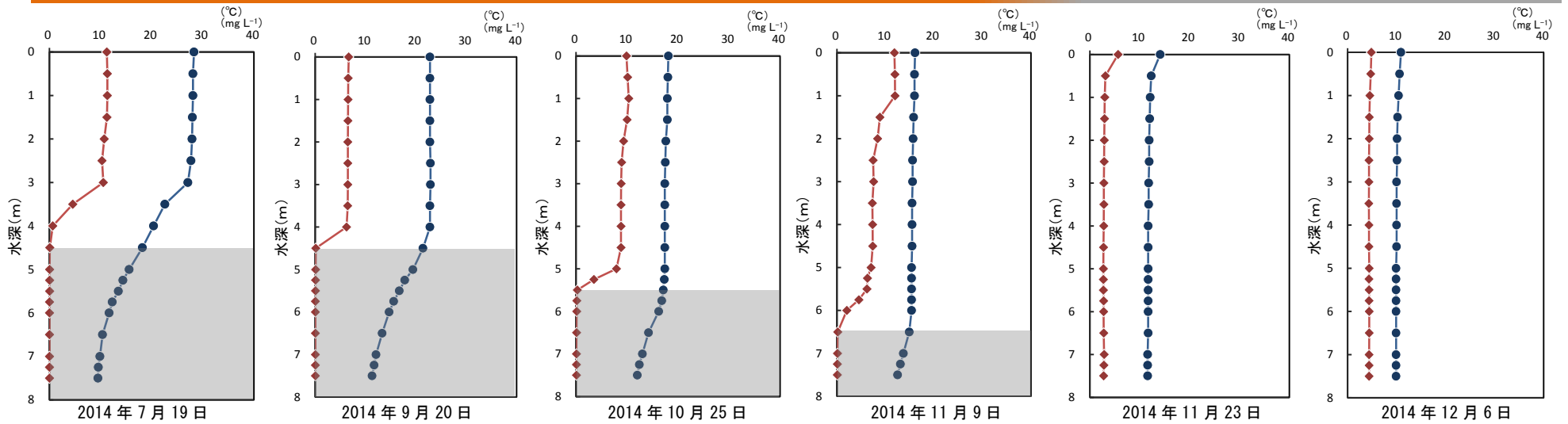


図 1-5 深見池における 2014 年 1 月から 12 月までの水温および溶存酸素の鉛直分布

注) グラフ中に灰色で着色した領域は、溶存酸素が 0.1 mg L^{-1} 以下であることを示す。

1-5-2 深見池における近年の顕著な変化

前述のように、深見池で行われた環境整備は、ダイバージョンによって窒素、リンの量を低減させることで湖の水質改善を図るものであった。環境整備後は、窒素、リンがほとんど流入しなくなったため、水質が大きく改善されると期待された。しかし、整備前には観測されなかった複数の現象が整備後に起きるようになり、それらはいずれも微細な生物の状態が変化したことを伺わせる現象であった。以下に、それらについて述べる。

(1) アオコの発生

深見池は富栄養湖であるが、「水の華」が発生しない湖であるとされていた(田中, 1981)。淡水域における水の華は一般的にアオコのことを指すが、愛知工業大学の八木明彦の研究グループが1978年よりほぼ月1回の観測を開始して以降、現地調査では数十年にわたりアオコの発生は確認されなかった。しかし、2000年6月24日に *Microcystis aeruginosa* (藍藻) によるアオコが確認された(図1-6)。さらに、2016年7月2日には再び *Anabaena affinis* (藍藻) によるアオコを確認し(図1-7)、南信州新聞(2016年7月11日報道)では、数日経過したのち湖面が白濁したと報じている。



図1-6 アオコ発生時の様子(2000年6月24日)



図1-7 アオコ発生時の様子(2016年7月2日)

(2) 透明度の変動幅

透明度とは、水中の濁り状態を示す指標である。透明度を観測すると一次生産に関する光条件を把握することができる上（西條・三田村，2000），観測時に特別な操作や技術を必要としないことから，湖のみならず海においても採用されう観測項目である。水の濁りは，降雨時には周囲から流入する土砂や粘土粒子によって茶色や黄土色を呈し，濁りの程度も強いが，晴天が続き天候が安定している場合の水の濁りは水中の植物プランクトン量と密接に関わるとされ，植物プランクトン量が多いと透明度は低い値（濁っている状態）を示すことから，透明度の高低と水中の植物プランクトン量は逆の関係にある（西條・三田村，2000）。

この透明度について，1950年代，1970年代の既往調査から抜粋した結果と，1978年以降，八木明彦らの研究グループによる観測で得られた結果をまとめ，図1-8に示した。1950年代は最小値0.65 m，最大値2.8 mの範囲で推移しており，1970年代～1992年までは最小値0.6 m，最大値2.6 mで推移した。しかし，1999年以降は，2000年6月に最小値0.35 mを記録した。これは，*Microcystis aeruginosa*によるアオコが発生したためであった。また，2016年7月2日には，*Anabaena affinis*によるアオコが確認され，透明度は0.5 mを記録した。最大値については，2004年4月に記録した4.7 mであった。当日はプランクトン採集を行っていないため原因は不明であるが，水の濁りの程度が非常に低い状態であった。

このように，1950年代と1970年代から1992年まで，1999年以降では，透明度の値の変動幅が大きく異なっていることが分かった。

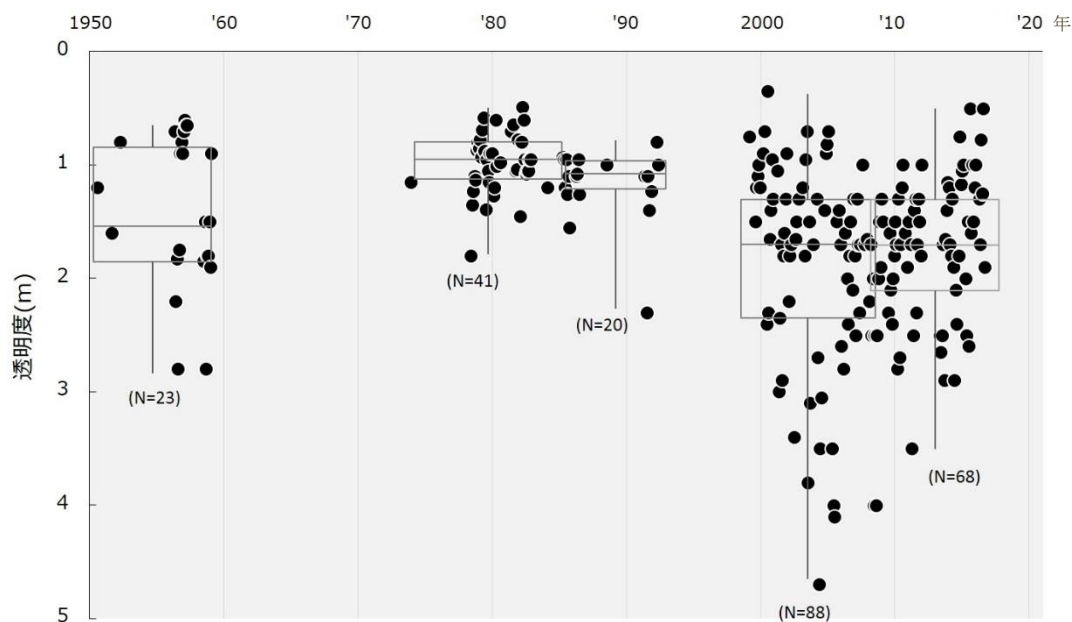


図1-8 1951年から2016年までの透明度の変化

(3) 紅色非硫黄細菌（光合成細菌）の増加

光合成細菌とは、光合成色素としてバクテリオクロロフィルを含有し、光があたる嫌気的な場において、酸素を発生しない光合成を行う細菌であり（Pfennig, 1967, 1969 : Pfennig and Truper, 1974 : 北村ほか, 1984 : Schlegel and Bowien, 1987 : Rheinheimer, 1992）, 紅色非硫黄細菌, 紅色硫黄細菌, 綠色硫黄細菌, 滑走性糸状綠色硫黄細菌の4グループがある。そのうち, 深見池において生息が確認されているのは, 紅色非硫黄細菌, 紅色硫黄細菌, 綠色硫黄細菌であり, 特に綠色硫黄細菌が非常に多く生息していることが報告されているが（Yagi et al., 1983）, 近年は紅色非硫黄細菌が顕著に増加している。

各グループの生態について述べると, 紅色硫黄細菌と綠色硫黄細菌は運動性を有しておらず, 酸化的表水層と還元的深水層の境界に当たる酸化還元境界層に生育する（Matsuyama, 1980 : Parkin and Brock, 1981）。深見池は3月頃から11月頃まで成層するため, その期間は表水層と深水層は混合しない。両層の間には酸化還元境界層が形成され, 境界層以深は硫化水素（ H_2S ）が発生する。酸化還元境界層の厚さ数10cmの層に光合成細菌が $10^5\sim 10^6$ 細胞 mL^{-1} レベルに増殖すると, 紅色硫黄細菌の場合はピンク色に, 綠色硫黄細菌の場合は綠色に着色する（Van Niel C. B., 1944 : Lascelles, 1959 : Pfennig, 1967, 1969 : Pfennig and Truper, 1974 : Siefert et al., 1978 : Clayton and Sistrom, 1983）。深見池では成層期の深水層において大量の綠色硫黄細菌が生息しており, 水の色も綠色を呈す（図1-9）。

紅色非硫黄細菌については, 天然水において肉眼で確認できるまで高濃度に増殖するのはほとんど希である（Van Niel C. B., 1944 : 北村ほか, 1984）。光があたる嫌気条件下や光のあたらない好気条件下で有機物を分解・消化して増殖し得る細菌である（Van Niel C. B., 1944）。

光合成細菌は動物プランクトンに捕食されることが報告されている（Takahashi and Ichimura, 1968 : Culvur and Brunskill, 1969 : Sorokin and Donato, 1975）。硫化水素や貧酸素に耐性のある繊毛虫は嫌気層で光合成細菌を捕食できるが, ミジンコや輪虫は嫌気層で捕食した後は, 呼吸のため好気層に移動することも報告されている（Sorokin and Donato, 1975）。

近年の深見池における紅色非硫黄細菌の増殖は, 2013年7月20日に4.5mの層において認められ, 水の着色（ピンク色）が明瞭に分かるほど増殖していた（図1-10）。環境整備前より紅色非硫黄細菌の存在は報告されていたものの, 明瞭に着色するまで増殖したケースは1978年の観測開始以来これが初めてであり, 環境整備後のみに観測された現象であった（八木, 私信）。これ以降は, 2014年7月19日, 2015年7月18日と, 毎年7月頃に観測されている。

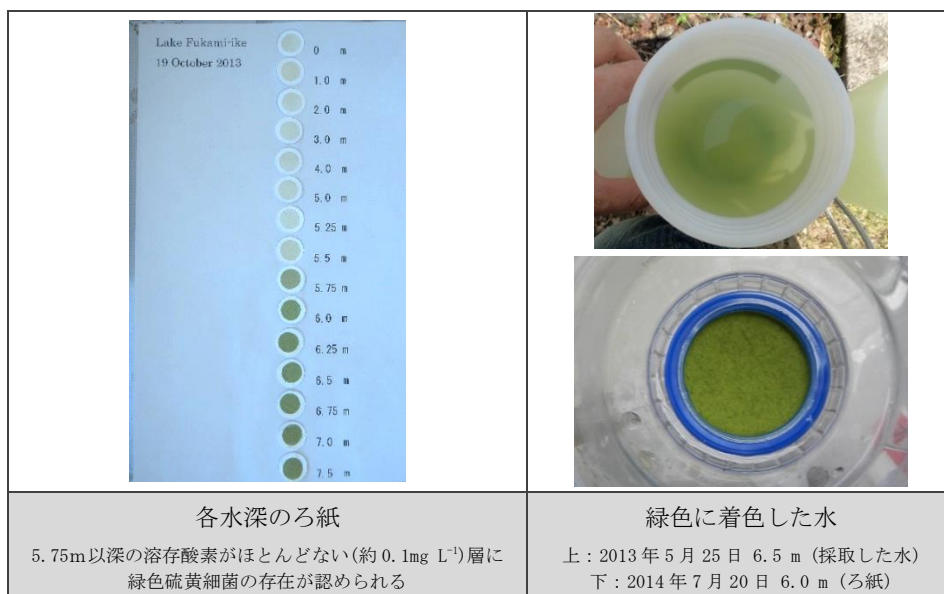


図 1-9 緑色硫黄細菌による水の着色 (2013年10月19日)

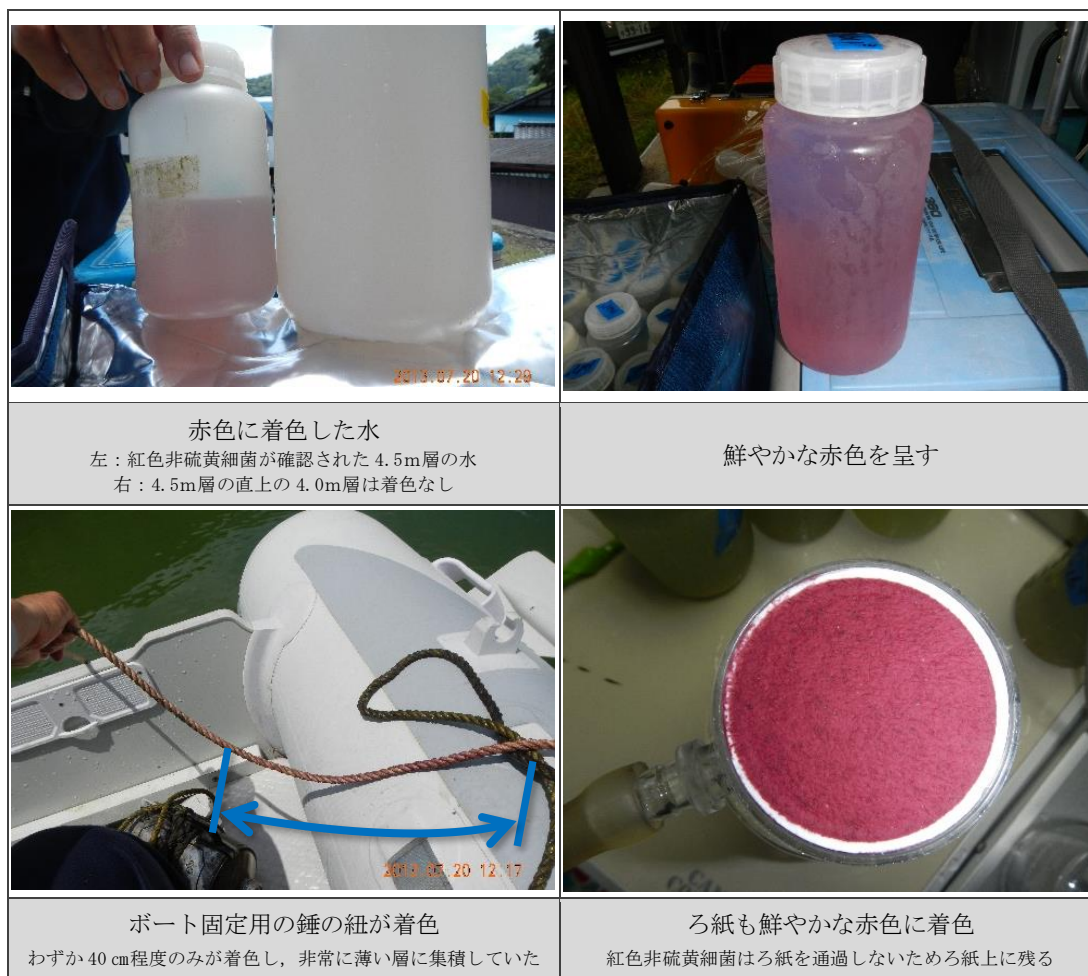


図 1-10 紅色非硫黄細菌の増殖による水の着色 (2013年7月20日)

1-5-3 環境整備後の深見池で観測された現象から推測されること

以上のように、環境整備後のみに観測されるようになったアオコの発生、透明度の変動幅の変化、紅色非硫黄細菌の増殖はいずれも植物プランクトンや微生物が直接的に関係する現象であった。このため、深見池の湖内では、環境整備を境に微小な生物を取り巻く環境に何らかの変化が生じ、生態系の構造が整備前と比べ変化していることが推測された。

環境整備について、以下に詳細を述べる。

1-5-4 深見池で行われた環境整備

環境整備事業の概要を表 1-1 に、計画時の環境整備のイメージ図を図 1-11 に示した。

環境整備の主目的は湖の水質改善であり、整備前まで湖に直接流入していた農業排水を湖に流入しないようにするため迂回路を設置した。また、親水機能も付加され、湖岸周辺に遊歩道を造成し、東屋やベンチなどが設置された(図 1-12)。さらに、本整備事業時に造られたものではないが、2000 年には湖の南東側にビオトープが設置された。

環境整備前後の様子を図 1-13 に示した。農業用水としての水量を保つため流出口の位置と高さは変更されなかった。なお、深見池の水は、環境整備後も下流の田圃で使用されている。また、工事期間中は、湖の底層に生息する光合成細菌の死滅させないようにするため、水深 4~5 m を維持しながら進められた(図 1-14)。

環境整備に伴う周辺の環境変化については、周辺の植生の過半が護岸工事によって消失した。水草帯などの植生の消失面積に関する定量的なデータはないが、多くは工事の過程で消失したとされる(八木, 私信)。現在はヨシやマコモといった植生が認められるが、マコモ群落は整備後に造成されたものである(下伊那教育会陸水委員会, 2009)。上野(1952)による 1950 年の湖岸の植生を図 1-15 に、現在の湖岸の状況を図 1-16 に示した。

環境整備後は、地域住民を中心に組織された「深見池の自然を愛する会」が中心となり、水中の窒素、リン濃度を低下させアオコの発生を抑制するため、湖岸のヨシやマコモを刈り取り堆肥にする活動や、湖の外来魚駆除のため魚釣り大会も開催されている。深見池の自然を愛する会の活動報告や研究結果などの成果報告会も定期的に行われている。

表 1-1 環境整備事業の概要

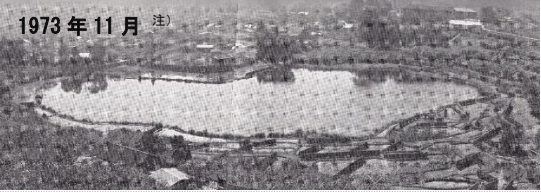





区 分	内 容
事業名	深見地区県営水環境整備事業
事業者	長野県農政部
工事期間	1992年11月～1993年10月
事業費	約2億円



図 1-11 環境整備のイメージ図（阿南町提供）



図 1-12 親水機能に関する環境整備

区分	環境整備前	環境整備後
湖の様子	1973年11月 ^{注)} 	2013年6月15日 
護岸の様子	1973年11月 ^{注)} 	2013年6月15日 
流出口の様子	1985年8月29日 	2014年1月18日 

注) 桜井・渡辺 (1974) より引用。

図 1-13 環境整備前後の深見池と工事の様子

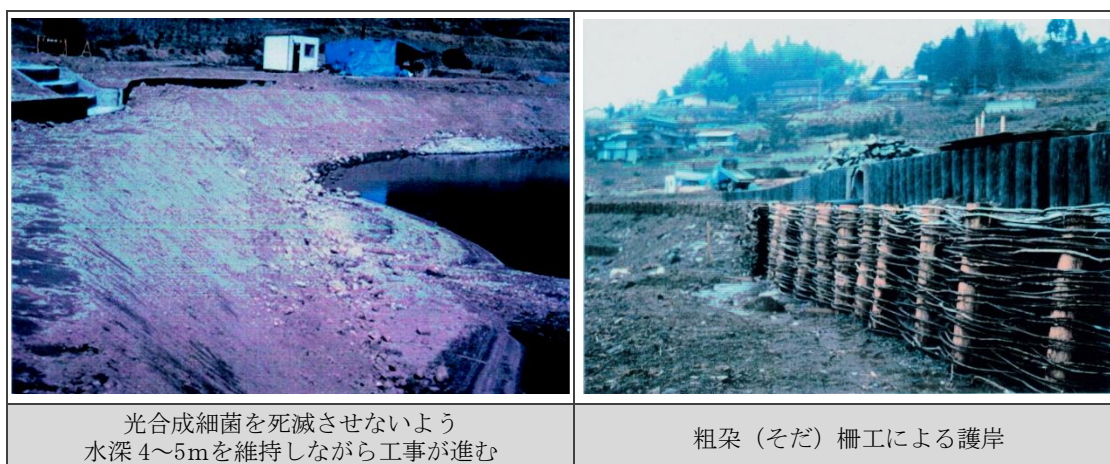
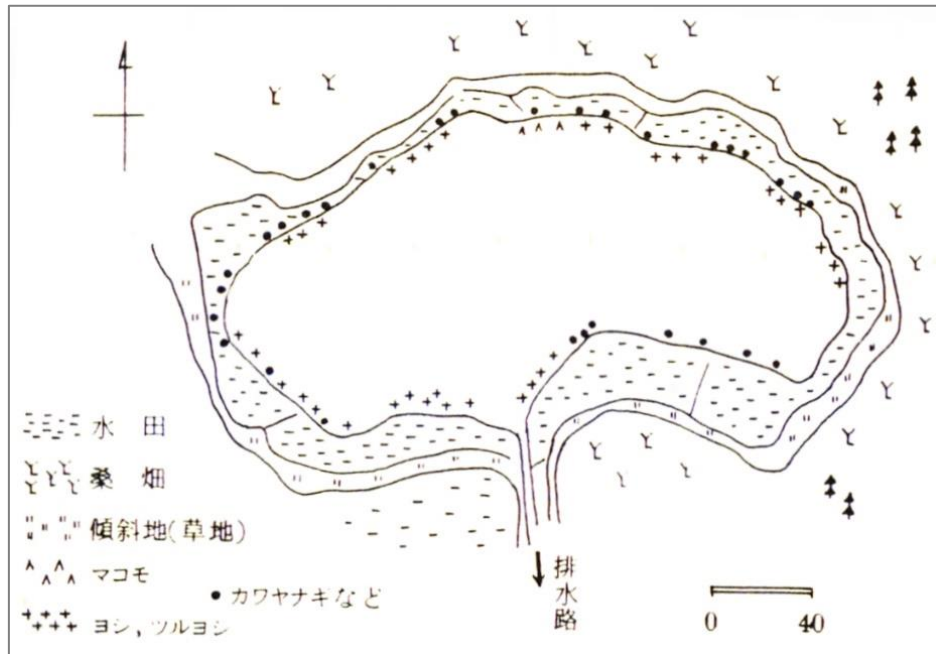


図 1-14 環境整備の工事の様子



注) 上野 (1952) より引用。

図 1-15 1950 年 (環境整備前) の深見池の湖岸植生



図 1-16 2014 年 (環境整備後) の湖岸の様子

1-5-5 深見池に関する既往研究

深見池に関する既往研究は、陸水学的な観点から調査されたものとしては、上野（1952）が始まりである。1950年代は、戦前に調査が不十分であった地方湖沼に研究者の目が向けられており、深見池はその一つとして調査された。

1980年代以降は、深度低下と内部生産（八木ほか，1993）など湖の富栄養化に関する報告を始め、マンガンの鉛直分布およびマンガン還元細菌（Yagi, 1986 : Yagi, 1993）、マンガンと鉄の季節変化（Yagi and Shimodaira, 1986）、紅色硫黄非硫黄細菌と溶存有機炭素（Yagi et al., 1991 : Yagi, 1997）、微生物による硫黄の循環（Nakagawa et al., 2012）など化学成分と微生物に関連する報告も多い。その他に、一次生産について、植物プランクトンの光合成色素（クロロフィル a）濃度と光合成細菌の光合成色素（バクテリオクロロフィル c）濃度の季節変動を Yagi et al.（1983）が報告している。一般的な湖のクロロフィル a 濃度は夏季に高く冬季に低い傾向にあるが、この報告によると、深見池のクロロフィル a 濃度は夏季に低く冬季に高いとされており、深見池の一次生産は他の湖とは異なる特徴を有することが述べられている。また、クロロフィル a 量よりもバクテリオクロロフィル c 量の現存量が高いことも述べられている。

底生動物や魚類に関する報告は少ないものの、底生動物については、フサカ幼虫の鉛直分布（Nagano et al., 2014）、魚類については下伊那誌（下伊那教育会陸水委員会，2009）において報告されている。水質については、愛知工業大学の八木明彦らの研究グループによって、1978年より現在まで、1992年から1999年の8年間を除き、ほぼ月1回の観測が現在まで続けられている。観測データには一部欠測があるものの、長期にわたって水質のデータが蓄積されている。

1-6 本研究の目的

以上のように、水域の富栄養化対策は、1970年代以降、外部からの負荷低減を主軸とし、指定湖沼を中心に進められてきた。しかし、アオコの発生件数や、有機物量の指標であるCODやBODの値は、明らかな減少傾向にあるとは言い難い。また、生態系レジームシフトが起きたことによって生態系の状態が突如変化する現象も報告されており、総じてどの水域も対策を開始した当初描いた筋書通りになっていないと考えられる。

富栄養化対策の効果は、主に窒素、リン、有機物量といった水質項目の監視によって値の上下を把握し、環境基準や目標値の達成状況が目安とされてきた。水質と密接に関わる植物プランクトン量については、クロロフィル a 量や有機物量で読み替えられることが多く、種組成の把握は一部の水域のみで行われてきた。

全国一様に進められた水域内の窒素、リン低減による富栄養化対策は一定の効果が見られたものの、それ以上の効果を生まず限界を迎える水域もある中、一部の水域では漁獲量確保のため、窒素、リンの負荷低減対策から適正管理に方針を転換しており、地域のニーズや水域の特性を十分に把握した上での施策が進められている。富栄養化対策をより効果的な

対策にするためには、水域の特性や生態系の構造を把握することが不可欠であり、従来の水質監視に加え水質と密接に関わる生物要素や他の要素も考慮に入れ、生態系全体を捉える視点を持ちながら水域を多面的に管理することが必要であると考えられる。

水質以外の考慮すべき要素としては、水塊全体の動きの把握や、生物の生息状況把握などがある。そのうち、生物については、富栄養湖の底生動物の分布や水草群落といった比較的大型の生物に関する研究が多い。

微小な生物については、富栄養化問題と関連して、湖沼においてはアオコを形成する藍藻類を中心としたものが多い。それらは、アオコが発生した時の水質や環境要素を解析してその発生条件を整理することでアオコの発生を予察、予防し富栄養化対策に寄与しようとする目的で行われ、水中の窒素とリンの比や(中原, 1993: 吉田・中村, 1995: 吉田ほか, 2000), 窒素とリンの比と環境因子との関係(藤本ほか, 1995), 溶存鉄の存在(Nagai et al., 2004), 水域の滞留時間と消長(工藤ほか, 2004), 有毒種とその毒素(朴, 1998: 2014)などが挙げられる。

日本の湖沼は約900にも及ぶ(田中, 2000b)が、水質と微小な生物との関係を調査した研究例は、水質汚濁防止法により定められた指定湖沼や、利水面で重要視されるダム湖などが中心である。アオコの発生といった富栄養化に伴う問題に直面する地方湖沼の報告例は多くない。

そこで本研究では、全国の湖沼と同様に、環境整備を実施し水質改善を図ったもののような効果が得られず、また想定していなかった現象が起きている深見池を調査対象とした。深見池の生態系改善の検討材料には、アオコの発生、透明度の変化などを考慮し、プランクトンを中心とした項目を対象とした。植物プランクトンは、窒素やリン濃度といった水域の栄養状態をよく反映し、動物プランクトンは植物プランクトンを捕食し、かつ上位の生物に捕食される存在であることから、これまで水質監視項目に採用されてきた窒素やリン、さらに大型生物の生息状況、この両者を繋ぐ存在であるプランクトンの動態把握は、新たな富栄養化対策を検討する上で重要であると考えられる。

第2章では、環境整備前と後について、水質と、植物プランクトンおよび動物プランクトンの出現状況を比較した。第3章では、環境整備後の水質、植物プランクトン、動物プランクトンの3者の関係についてまとめた。第4章では、第2章および第3章で得られた結果を受け、深見池の生態系を改善するための環境再整備について具体的に提案した(図1-17)。

微小な生物群集の挙動について明らかにすることで、富栄養化対策を進めながらも効果が出ていない他の水域生態系を改善する際に適用できる有用な知見が得られると考えられる。

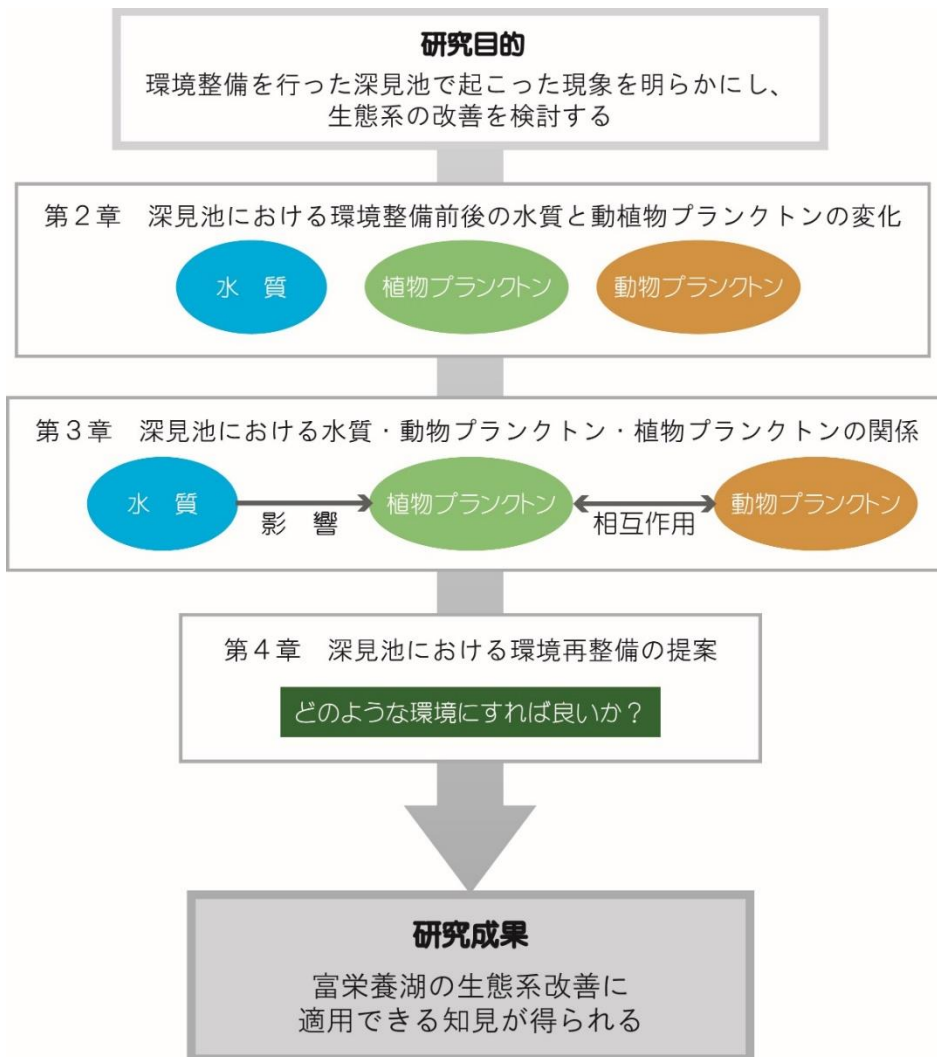


図 1-17 本研究の目的と各章の構成

第2章 深見池における環境整備前後の水質と

動植物プランクトンの変化

2-1 目的

環境整備後の深見池においては、アオコの発生、透明度の変動幅、紅色非硫黄細菌の増殖といった微小な生物に関わる現象から、湖の内部で微小な生物の挙動に関わる何らかの変化が生じたと推測された。

環境整備後は、農業集落排水の迂回路が設置されたことによって湖内に流入する窒素、リンが低減されたことから、その量の変化が植物プランクトンに影響を及ぼし、さらに植物プランクトンの変化が動物プランクトンにも影響したと考えられた。このため、まず、環境整備の前と後の水質について量的比較をし、さらに、植物プランクトンおよび動物プランクトンについて種組成、季節変動といった出現状況を比較することとした。

2-2 方法

2-2-1 本研究（環境整備後）との比較に用いたデータ

2-2-1-1 水質

水質のデータは、愛知工業大学の八木明彦らの研究グループによる分析結果を使用した。観測データに一部欠測はあるが、環境整備前として1978年から1992年のデータを、環境整備後として1999年から2015年までのデータを用いた。

2-2-1-2 動植物プランクトン

深見池の既往研究のうち、動植物プランクトン相を詳細に明らかにした報告は、上野によるものが最も古い。1950年7月から1952年3月までの各月のうち、動植物プランクトンの採集を行った3回についてそれらの出現状況が報告されている（上野，1952）。その後、1973年11月に1回観測され、動植物プランクトンの出現状況が報告されている（桜井・渡辺，1974）。

さらに、田中（2000a）は、1978年6月から1979年6月の約1年間について、各月の優占種および亜優占種と、それらの季節変動を報告している。その後、環境整備の工事が開始される直前の1992年にも植物プランクトンの出現種が報告されている（下伊那教育会陸水委員会，2009）。

動植物プランクトンは水質に比べて長期的にわたって継続的に観測されたデータはないものの、田中（2000a）は、一定期間の種組成とその季節変動を詳細に報告しており、観測期間の出現傾向を把握することが出来ることから、本研究の結果との比較検討に用いることとした。

深見池に関する出来事と水質および動植物プランクトンに関する既往調査について、図2-1に示した。

年代	水質	動植物プランクトン	出来事
1950年代	1952年 上野	1952年 上野	
1960年代			
1970年代	1973年 桜井・渡辺	1973年 桜井・渡辺	
1980年代	1978年～92年 八木明彦らの 研究グループ	1978～79年 田中	
1990年代		1992年 下伊那教育会	1992～93年 環境整備 窒素・リン流入停止
2000年代	1999年～ 八木明彦らの 研究グループ		2000年6月 アオコ発生
2010年代			
2016年		2013～15年 本研究	2016年7月 アオコ発生

注) 図中に記載した年の一部は発表年が含まれる。

図 2-1 深見池に関連する出来事と水質および動植物プランクトンの既往調査

2-2-2 本研究の調査項目および方法

2-2-2-1 水質

測定項目および分析方法を表 2-1 に示した。

測定項目のうち、現地では深度ごとに水温や溶存酸素濃度などを測定し、室内では窒素、リン、クロロフィル a を分析した。室内分析に用いる湖水は、湖心において船上からビニール製のチューブを下ろし、深度ごとに手動ポンプを用いて採水した。採水深度は、成層期にみられる酸化還元層（酸化的環境と還元的環境の境界となる層）付近では 25cm 間隔、それ以外の時期・層では 50～100cm 間隔とした。

採取した水は、現地で速やかにガラス繊維ろ紙(GF/F)でろ過し、ろ過しないものを全懸濁態、ろ過したものを溶存態として分析した。処理した試料は冷凍保存して持ち帰り、後日室内分析に供した。

表 2-1 測定項目および測定／分析方法

区分	測定項目	目的	測定／分析方法	
現地測定	水温	成層の有無等，基礎情報を得るため	DO メーター(投入電極式，蛍光法，HACH 社)を用いて測定	
	溶存酸素濃度			
	透明度	濁りの状況を把握するため	透明度板を用いて測定	
室内分析	全窒素(TN) ¹⁾	懸濁態・溶存態を含む窒素全量の濃度を把握するため	比色法(JIS K0102 46.3.1 ペルオキシ二硫酸カリウム分解法 ⁴⁾)で測定	
	無機態窒素(T.in-N) ²⁾	硝酸態窒素(NO ₃ -N)	植物プランクトンが増殖時に利用する窒素を把握するため	イオンクロマト(東亜ディーケーケー，PCI-311S)法 ³⁾ で測定
		亜硝酸態窒素(NO ₂ -N)		
		アンモニア態窒素(NH ₄ -N)		
	全リン(TP) ³⁾	懸濁態・溶存態を含むリン全量の濃度を把握するため	比色法(JIS K0102 46.3.1 ペルオキシ二硫酸カリウム分解法 ⁴⁾)で測定	
	無機態リン(T.in-P)	リン酸態リン(PO ₄ -P)	植物プランクトンが増殖時に利用するリンを把握するため	比色法(JIS K0102 46.1.1 モリブデン青(アスコルビン酸還元)吸光度法 ⁴⁾)で測定
	クロロフィル a	植物プランクトンが持つ光合成色素(クロロフィル a)を測定し，大よその量を把握するため	UNESCO 法で測定	
バクテリオクロロフィル c	光合成細菌が持つ光合成色素(バクテリオクロロフィル c)を測定し，大よその量を把握するため	UNESCO 法で測定		

- 1) 全窒素(TN) = 懸濁態有機窒素(PON) + 全溶存態窒素(TDN)
- 2) 無機態窒素(T.in-N) = NH₄-N(アンモニア態窒素) + NO₃-N(硝酸態窒素) + NO₂-N(亜硝酸態窒素)
- 3) 全リン(TP) = 懸濁態有機リン(POP) + 全溶存態リン(TDP)
- 4) 工場排水試験方法 JIS K0102 : 1998 (2003 確認) 日本規格協会 (1998)

2-2-2-2 動植物プランクトン

動植物プランクトンは，湖の最深部（湖心）において，バンドーン採水器（5026-A，離合社）を用いて，表層から底層までを 0.5 m 間隔で層ごとに 2 L を採水した（図 2-2）。底泥付近で採水すると時折底泥が混入してしまい濃縮処理や検鏡の妨げになるため，水深 7.0m までの層から採集したものを試料とした。

採水は午前 11 時から 12 時頃までの時間帯に行い，採水した水は現地で速やかにホルマリン固定した。その後，室内に持ち帰り一昼夜以上静置させた後，上澄みを除去して 20 mL に濃縮したものを試料とした（図 2-2）。

動植物プランクトンは，光学顕微鏡（BX-51，OLYMPUS）を用いて同定・計数した。計数は，罅線入計数板（1.0 mm 網目，池本理工工業株式会社）を用いて行い，攪拌した試料から 0.5 mL を計数板に滴下し，その全量について，可能な限り種レベルまで同定した上で，植物プランクトンは細胞数を，動物プランクトンは個体数を計数した。なお，植物プランクトンのうち群体を形成する種については，1 群体あたりの平均細胞数をあらかじめ求め，群体数にその平均細胞数を乗じることで細胞数を算出した。

その計数結果から，植物プランクトンは 1 mL あたりの細胞数を，動物プランクトンは 1 L あたりの個体数を算出した。表層から底層までの結果を合計し，最も細胞数もしくは個体

数が多い種を優占種，次に多い種を亜優占種とした。

植物プランクトンと動物プランクトンの区別については，分類上の定義が異なる複数の学説がある。特に鞭毛藻類は，光合成を行うため植物の性質を有する一方，鞭毛を利用して最適な光条件の水深に移動する運動性があることで動物の性質を有する分類群である。河川水辺の国勢調査（国土交通省による指定河川やダム湖の生物について基礎情報を収集する調査）においては，光合成を行うかどうかで動物プランクトン，植物プランクトンを区分しており，鞭毛藻類は植物プランクトンとして整理されていることから，本論文もこれに準じた。

また，近年は，DNA解析に基づき従来の分類体系が再整理されつつあることから，属名変更に伴い学名が変更されている種も少なくない。河川水辺の国勢調査で使用される生物リストの掲載種は一年ごとの見直しの際にその変更が反映されることから，本論文では原則として平成28年度版の生物リスト掲載の学名に準じた。なお，リスト外の種については，以下の4点の図鑑に準じた。

- 1) 水野壽彦（1993）：日本淡水プランクトン図鑑，保育社．大阪．
- 2) 田中正明（2002）：日本淡水産動植物プランクトン図鑑，名古屋大学出版会，名古屋．
- 3) 廣瀬弘幸・山岸高旺（編）（1997）：日本淡水藻類図鑑．内田老鶴圃，東京．
- 4) 水野壽彦・高橋永治（編）（2000）：日本淡水動物プランクトン検索図説，東海大学出版会，東京．



図 2-2 動植物プランクトンの採集と試料調整

2-2-2-3 調査日

調査実施日の一覧を表 2-2 に示した。

調査期間は 2013 年 3 月から 2015 年 3 月まで，調査は原則として月に 1 回行った。調査は，2013 年は 12 回，2014 年は 13 回，2015 年は 2 回の計 27 回実施した。

表 2-2 調査実施日および当日の天候・気温

2013 年			2014 年			2015 年		
調査日	天候	気温 (℃)	調査日	天候	気温 (℃)	調査日	天候	気温 (℃)
3 月 17 日	晴れ	8.7	1 月 18 日	晴れ	0.5	1 月 31 日	晴れ	1.1
4 月 27 日	晴れ	9.6	2 月 25 日	晴れ	8.8	3 月 1 日	雨	6.9
5 月 25 日	晴れ	19.1	3 月 25 日	晴れ	17.9			
6 月 15 日	曇り	23.3	4 月 5 日	晴れ	13.1			
7 月 6 日	曇り	25.0	4 月 26 日	晴れ	19.5			
7 月 20 日	晴れ	25.1	5 月 24 日	晴れ	21.7			
8 月 16 日	晴れ	27.2	6 月 14 日	曇り	23.1			
9 月 21 日	晴れ	20.0	7 月 19 日	雨	30.5			
10 月 19 日	曇り	14.4	9 月 20 日	晴れ	22.8			
11 月 2 日	雨	10.8	10 月 25 日	晴れ	25.7			
11 月 16 日	晴れ	6.4	11 月 9 日	雨	13.0			
12 月 21 日	晴れ	2.8	11 月 23 日	晴れ	7.5			
			12 月 6 日	晴れ	4.2			
12 回			13 回			2 回		
合計 27 回								

2-3 結果

2-3-1 植物プランクトン

2-3-1-1 優占種および亜優占種

表 2-3 に、調査日ごとの優占種と亜優占種を示した。

冬季から春季にかけて優占した種は珪藻綱が中心であったが、2013 年は *Fragilaria crotonensis* , 2014 年は *Fragilaria rumpens* , 2015 年は *Aulacoseira japonica* と、年ごとに優占種は異なっていた。夏季に優占した種は藍藻綱が中心であり、2013 年は *Aphanizomenon flos-aquae* と *Anabaena affinis*, 2014 年は *Microcystis aeruginosa* であり、両期間で優占種が異なっていた。春季と秋季に優占した種は緑藻綱が中心であり、春季については、2013 年は *Gloeocystis* sp. , 2014 年は *Scenedesmus armatus*, *Planktosphaeria gelatinosa* であった。秋季については、2013 年は *Coelastrum cambricum*, *Crucigenia tetrapedia*, 2014 年は *Monoraphidium contortum* であった。

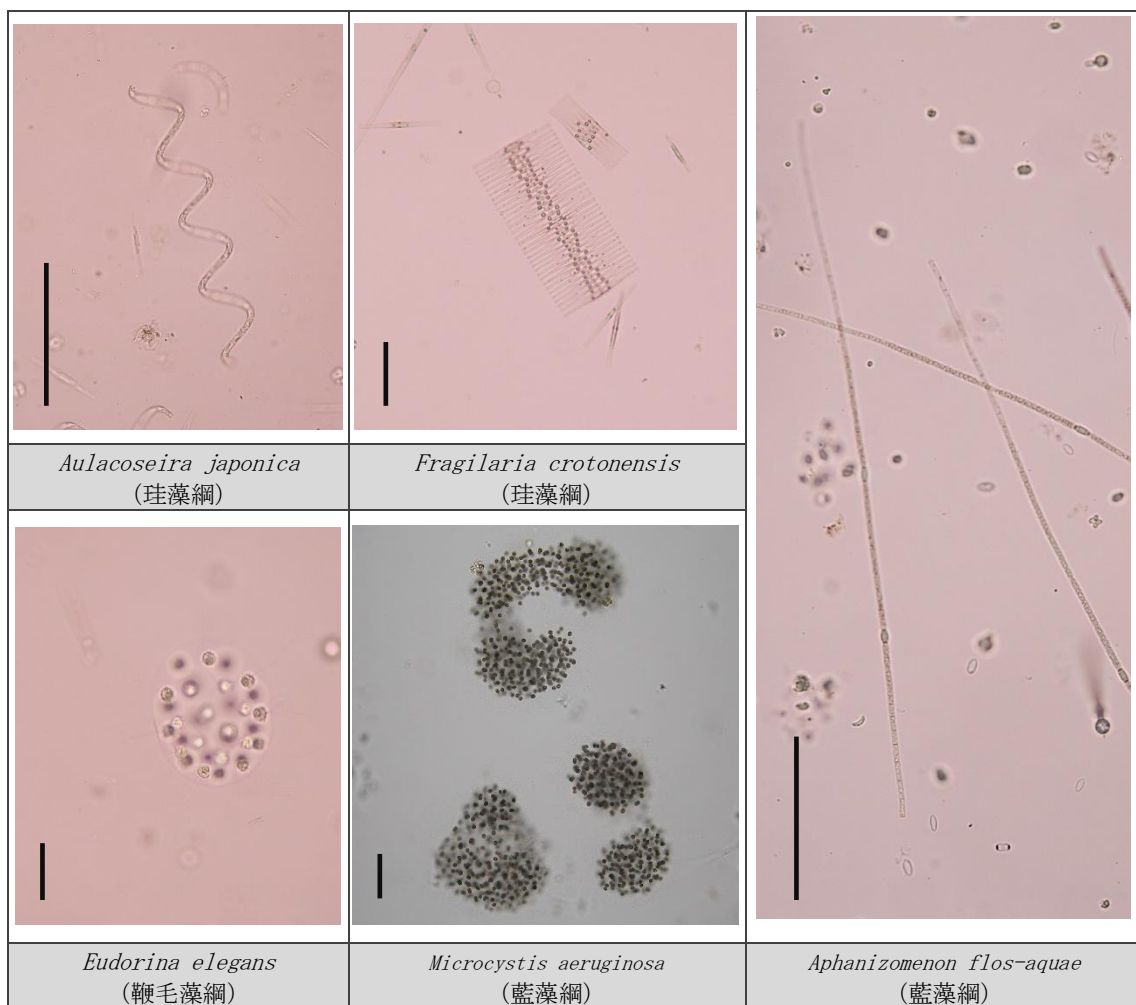
優占種および亜優占種となった綱については、季節変化は年ごとに同様の傾向を示したものの、その種は異なるケースが多かった。また、優占期間については、ある種が優占種もしくは亜優占種として継続して出現したのは長くても約 4 か月間であり、おおむね 1~2 か月程度の短期的な優占を繰り返しながら推移していた。

図 2-3 に、代表的な優占種の写真を示した。図 2-4 に、優占種および亜優占種の種類別推移を示した。

表 2-3 調査日ごとの植物プランクトンの優占種および亜優占種

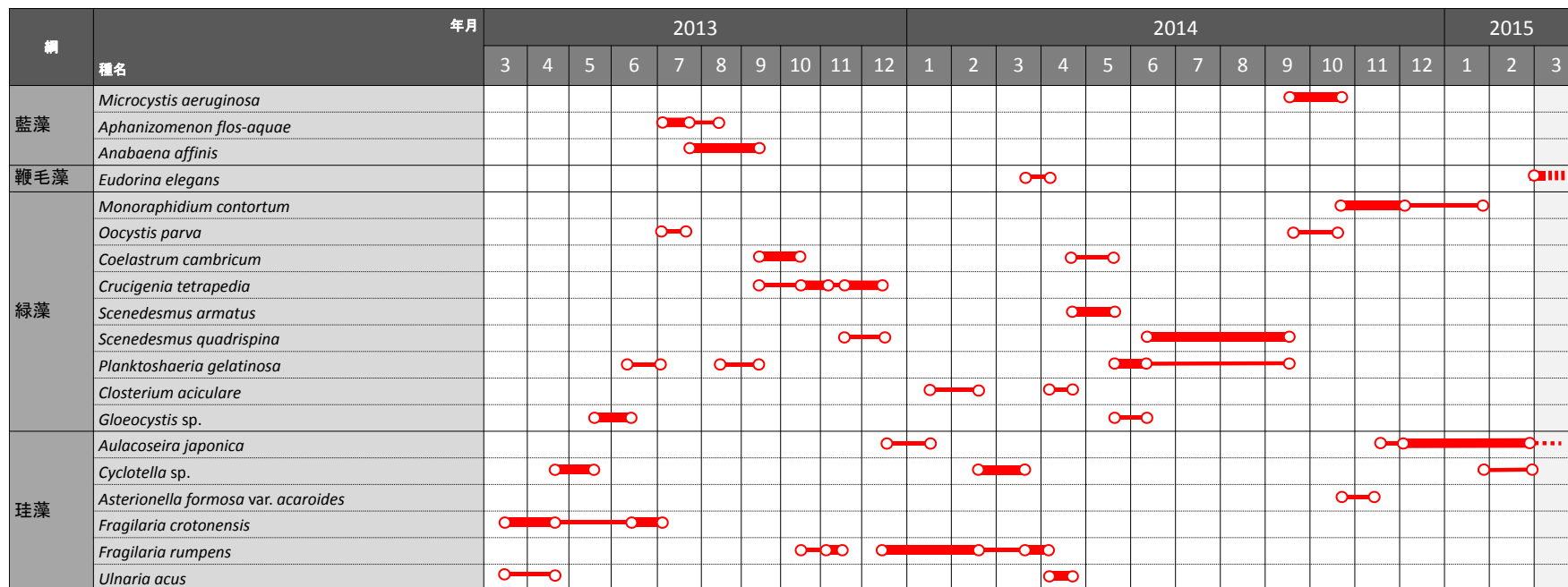
調査年月日		優占種		亜優占種	
		綱	種名	綱	種名
2013年	3月17日	珪藻	<i>Fragilaria crotonensis</i>	珪藻	<i>Ulnaria acus</i>
	4月27日	珪藻	<i>Cyclotella</i> sp.	珪藻	<i>Fragilaria crotonensis</i>
	5月25日	緑藻	<i>Gloecystis</i> sp.	珪藻	<i>Fragilaria crotonensis</i>
	6月15日	珪藻	<i>Fragilaria crotonensis</i>	緑藻	<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>
	7月6日	藍藻	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	緑藻	<i>Oocystis parva</i>
	7月20日	藍藻	<i>Anabaena affinis</i>	藍藻	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
	8月16日	藍藻	<i>Anabaena affinis</i>	緑藻	<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>
	9月21日	緑藻	<i>Coelastrum cambricum</i>	緑藻	<i>Crucigenia tetrapedia</i>
	10月19日	緑藻	<i>Crucigenia tetrapedia</i>	珪藻	<i>Fragilaria rumpens</i>
	11月2日	珪藻	<i>Fragilaria rumpens</i>	緑藻	<i>Crucigenia tetrapedia</i>
	11月16日	緑藻	<i>Crucigenia tetrapedia</i>	緑藻	<i>Scenedesmus quadrispina</i>
	12月21日	珪藻	<i>Fragilaria rumpens</i>	珪藻	<i>Aulacoseira japonica</i>
2014年	1月18日	珪藻	<i>Fragilaria rumpens</i>	緑藻	<i>Closterium aciculare</i>
	2月25日	珪藻	<i>Cyclotella</i> sp.	珪藻	<i>Fragilaria rumpens</i>
	3月25日	珪藻	<i>Fragilaria rumpens</i>	鞭毛藻	<i>Eudorina elegans</i>
	4月5日	珪藻	<i>Ulnaria acus</i>	緑藻	<i>Closterium aciculare</i>
	4月26日	緑藻	<i>Scenedesmus armatus</i>	緑藻	<i>Coelastrum cambricum</i>
	5月24日	緑藻	<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	緑藻	<i>Gloecystis</i> sp.
	6月14日	緑藻	<i>Scenedesmus quadrispina</i>	緑藻	<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>
	7月19日	緑藻	<i>Scenedesmus quadrispina</i>	緑藻	<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>
	9月20日	藍藻	<i>Microcystis aeruginosa</i>	緑藻	<i>Oocystis parva</i>
	10月25日	緑藻	<i>Monoraphidium contortum</i>	珪藻	<i>Asterionella formosa</i> var. <i>acaroides</i>
	11月9日	緑藻	<i>Monoraphidium contortum</i>	珪藻	<i>Asterionella formosa</i> var. <i>acaroides</i>
	11月23日	緑藻	<i>Monoraphidium contortum</i>	珪藻	<i>Aulacoseira japonica</i>
	12月6日	珪藻	<i>Aulacoseira japonica</i>	緑藻	<i>Monoraphidium contortum</i>
2015年	1月31日	珪藻	<i>Aulacoseira japonica</i>	珪藻	<i>Cyclotella</i> sp.
	3月1日	鞭毛藻	<i>Eudorina elegans</i>	珪藻	<i>Aulacoseira japonica</i>

注) 珪藻綱は黄色，緑藻綱は緑色，藍藻綱は水色，鞭毛藻綱はピンク色で着色した。



注) 図中のバーの長さは50 μ mを示す。

図 2-3 本調査で得られた植物プランクトンの代表的な優占種



- 表中の太い線は優占種を、細い線は亜優占種を示す。
- 線の両端の丸印は調査日を示しており、線の長さは、優占種もしくは亜優占種となった調査日から、優占種もしくは亜優占種でなくなった調査日までの長さを示す。

図 2-4 植物プランクトンの優占種および亜優占種の種別推移

2-3-1-2 季節変動

(1) 出現種の網別割合の推移

出現した全ての植物プランクトンについて、調査日ごとの網別の割合を示した(図 2-5)。

珪藻綱は、2013年4月～5月、12月～2014年3月、2014年12月～2015年2月に多く確認された。緑藻綱は、2013年5月、9月～11月、2014年4月～9月、11月に多く確認された。藍藻綱は、2013年7月～8月、2014年9月に多く確認された。鞭毛藻綱は、2014年3月、2015年3月に多く確認された。

このように、珪藻綱は主に冬季、緑藻綱は春季および秋季、藍藻綱は夏季に出現する傾向が見られた。珪藻と藍藻については、Ichimura and Ariga (1958) によって飽和光合成速度と水温との関係が報告されており、藍藻は水温が 25℃前後で最も光合成速度が速く増殖に適しており、珪藻は 15℃前後で最も光合成速度が速いことから、深見池の植物プランクトンも同様に水温に依存する出現特性が見られた。

(2) 細胞数の推移

出現した全ての植物プランクトンについて、調査日ごとの網別細胞数を図 2-6 に示した。

細胞数の増減は、明瞭な季節変化は認められなかったものの、2013年、2014年ともに秋季に多い傾向にあった。網別に見ると、珪藻綱は冬季に、藍藻綱は夏季に多く確認された。緑藻綱は秋季に多い傾向にあったが、春季や夏季にも一定数継続して出現していた。これに対し、鞭毛藻綱は春季のうち3月のみ短期間出現した。

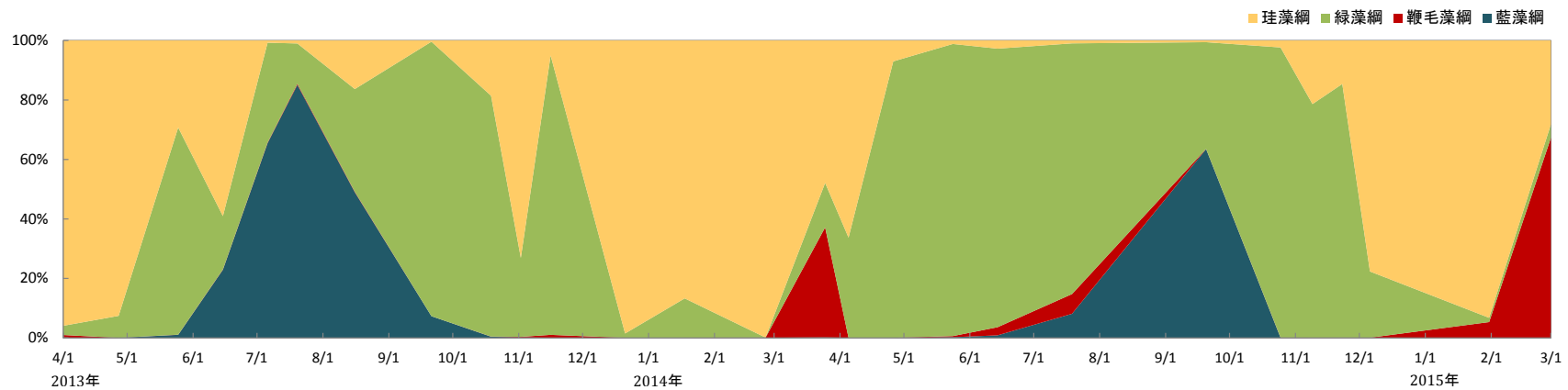


図 2-5 植物プランクトンの出現種の網別割合の推移

36

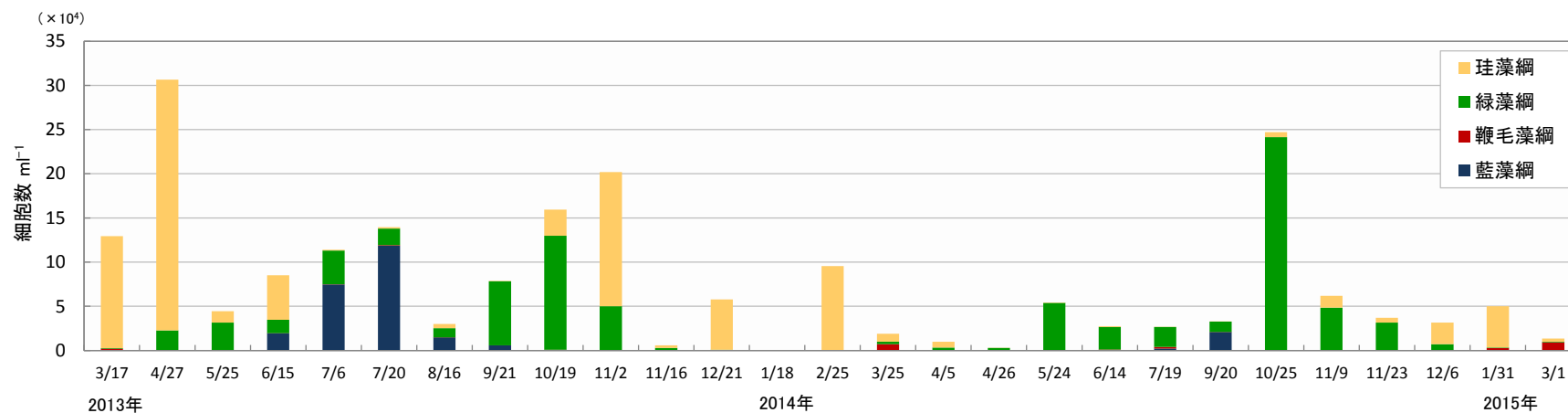


図 2-6 植物プランクトンの調査日ごとの網別細胞数

2-3-2 動物プランクトン

2-3-2-1 優占種および亜優占種

表 2-4 に、調査日ごとの優占種と亜優占種を示した。

甲殻綱については、優占種となった期間はなく、亜優占種となった期間も 2013 年 3 月の Nauplius (ケンミジンコの幼生)、12 月の *Bosmina longirostris* のふた月のみであった。それ以外は、輪虫綱や繊毛虫綱が優占種もしくは亜優占種であった。

植物プランクトンに比べ、明瞭な季節変化は見られなかったものの、いくつかの傾向が認められた。2 月から 3 月にかけて多く確認された種は、2013 年、2014 年ともに輪虫綱の *Filinia longiseta* であった。2015 年は繊毛虫綱の *Tintinnopsis lacustris* と *Frontonia* sp. が優占種で、*Filinia longiseta* 亜優占種であった。4 月に多く確認された種は、2013 年、2014 年ともに *Keratella cochlearis* var. *tecta* であった。夏季については、2013 年は繊毛虫綱の *Coleps* sp. であったが、2014 年は輪虫綱の *Trichocerca similis* であり、両期間で綱が異なっていた。秋季に多く確認された種は繊毛虫が中心で、2013 年は *Tintinnopsis lacustris* が、2014 年は *Epistylis* sp. であった。それ以外の期間では、*Keratella valga* といった小型の輪虫類が短期間で入れ替わるようにして優占した。

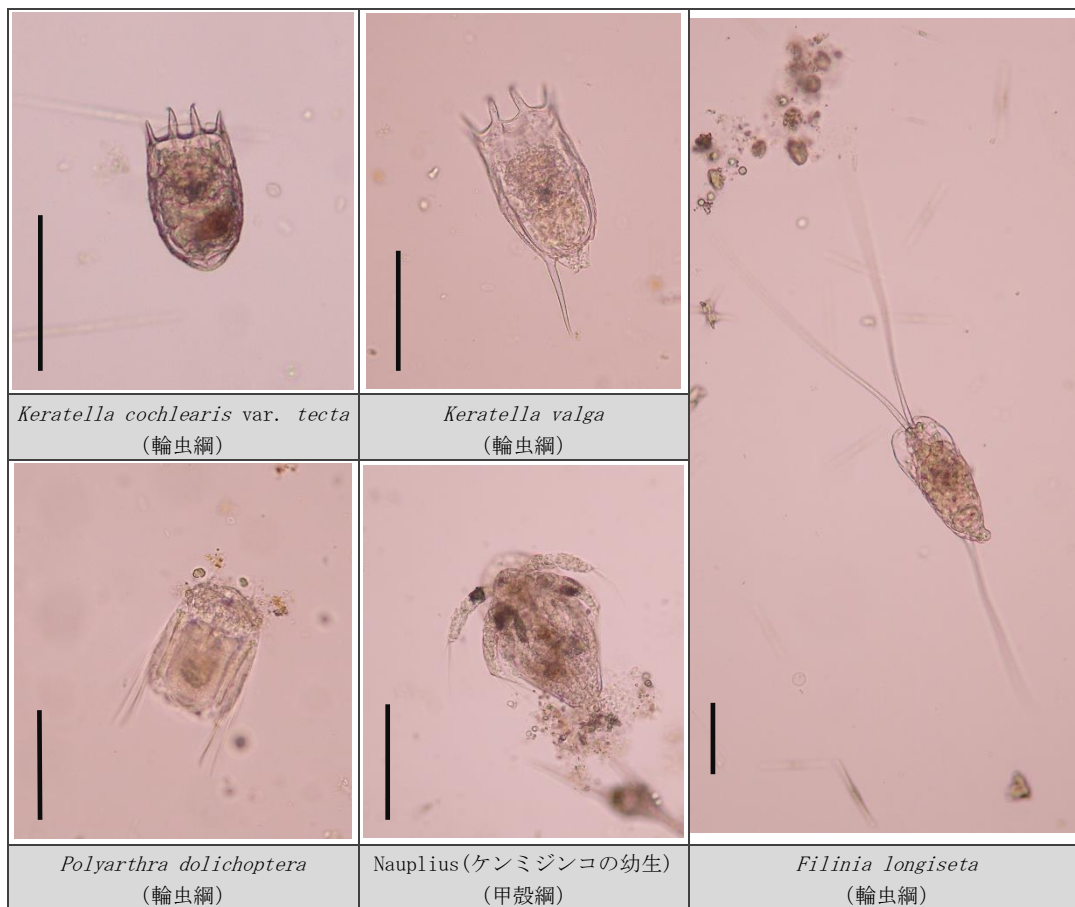
優占期間については、ある種が優占種もしくは亜優占種として継続して出現したのは長くても約 4 か月間であり、おおむね 1~2 か月程度の短期的な優占を繰り返しながら推移していた。

図 2-7 に代表的な優占種の写真を示した。図 2-8 に優占種および亜優占種の種類別推移を示した。

表 2-4 調査日ごとの動物プランクトンの優占種および亜優占種

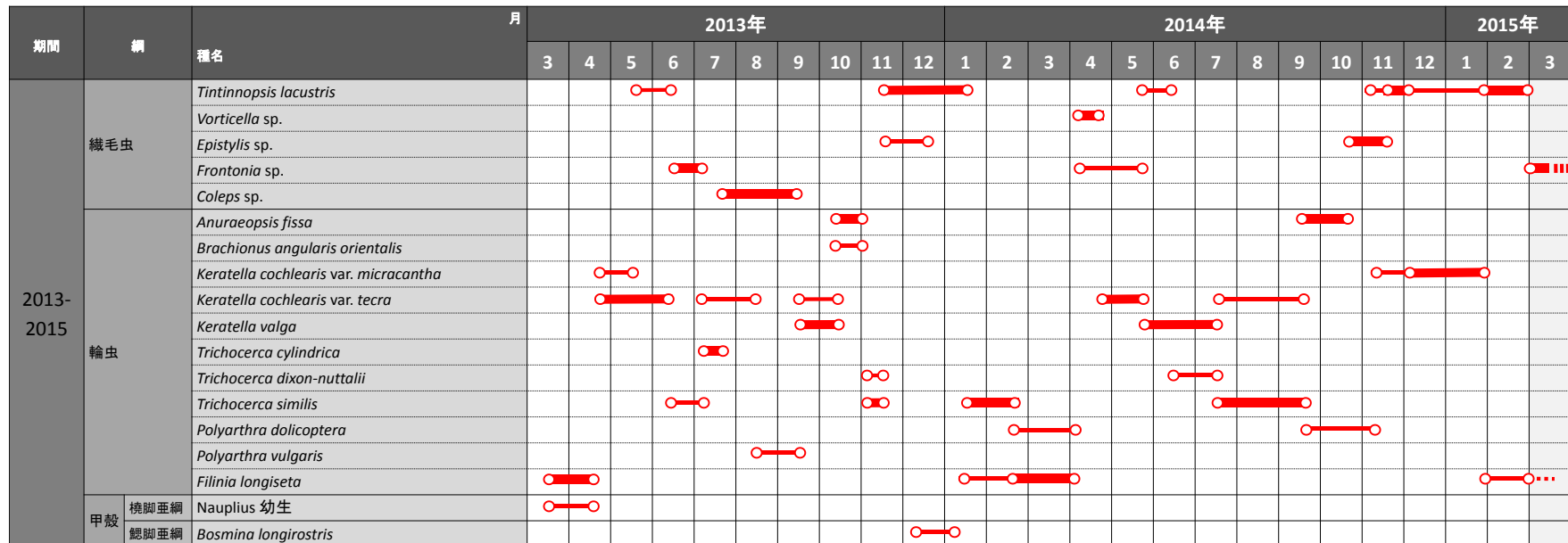
調査年月日		優占種		亜優占種	
		綱	種名	綱	種名
2013年	3月17日	輪虫	<i>Filinia longiseta</i>	甲殻	Nauplius
	4月27日	輪虫	<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i>	輪虫	<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>micracantha</i>
	5月25日	輪虫	<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i>	繊毛虫	<i>Tintinnopsis lacustris</i>
	6月15日	繊毛虫	<i>Frontonia</i> sp.	輪虫	<i>Trichocerca similis</i>
	7月6日	輪虫	<i>Trichocerca cylindrica</i>	輪虫	<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i>
	7月20日	繊毛虫	<i>Coleps</i> sp.	輪虫	<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i>
	8月16日	繊毛虫	<i>Coleps</i> sp.	輪虫	<i>Polyarthra vulgaris</i>
	9月21日	輪虫	<i>Keratella valga</i>	輪虫	<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i>
	10月19日	輪虫	<i>Anuraeopsis fissa</i>	輪虫	<i>Brachionus angularis orientalis</i>
	11月2日	輪虫	<i>Trichocerca similis</i>	輪虫	<i>Trichocerca dixon-nuttalli</i>
	11月16日	繊毛虫	<i>Tintinnopsis lacustris</i>	繊毛虫	<i>Epistylis</i> sp.
	12月21日	繊毛虫	<i>Tintinnopsis lacustris</i>	甲殻	<i>Bosmina longirostris</i>
2014年	1月18日	輪虫	<i>Trichocerca similis</i>	輪虫	<i>Filinia longiseta</i>
	2月25日	輪虫	<i>Filinia longiseta</i>	輪虫	<i>Polyarthra dolichoptera</i>
	3月25日	輪虫	<i>Filinia longiseta</i>	輪虫	<i>Polyarthra dolichoptera</i>
	4月5日	繊毛虫	<i>Vorticella</i> sp.	繊毛虫	<i>Frontonia</i> sp.
	4月26日	輪虫	<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i>	繊毛虫	<i>Frontonia</i> sp.
	5月24日	輪虫	<i>Keratella valga</i>	繊毛虫	<i>Tintinnopsis lacustris</i>
	6月14日	輪虫	<i>Keratella valga</i>	輪虫	<i>Trichocerca dixon-nuttalli</i>
	7月19日	輪虫	<i>Trichocerca similis</i>	輪虫	<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i>
	9月20日	輪虫	<i>Anuraeopsis fissa</i>	輪虫	<i>Polyarthra dolichoptera</i>
	10月25日	繊毛虫	<i>Epistylis</i> sp.	輪虫	<i>Polyarthra dolichoptera</i>
	11月9日	繊毛虫	<i>Epistylis</i> sp.	繊毛虫	<i>Tintinnopsis lacustris</i>
	11月23日	繊毛虫	<i>Tintinnopsis lacustris</i>	輪虫	<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>micracantha</i>
	12月6日	輪虫	<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>micracantha</i>	繊毛虫	<i>Tintinnopsis lacustris</i>
2015年	1月31日	繊毛虫	<i>Tintinnopsis lacustris</i>	輪虫	<i>Filinia longiseta</i>
	3月1日	繊毛虫	<i>Frontonia</i> sp.	輪虫	<i>Filinia longiseta</i>

注) 繊毛虫綱は濃い灰色, 輪虫綱は薄い灰色, 甲殻綱は黄色で着色した。



注) 図中のバーの長さは100 μ mを示す。

図 2-7 本調査で得られた動物プランクトンの代表的な優占種



- 1) 表中の太い線は優占種を，細い線は亜優占種を示す。
- 2) 線の両端の丸印は調査日を示しており，線の長さは，優占種もしくは亜優占種となった調査日から，優占種もしくは亜優占種ならなくなった調査日までの長さを示す。

図 2-8 動物プランクトンの優占種および亜優占種の種別推移

2-3-2-2 季節変動

(1) 出現種の網別割合の推移

出現した全ての動物プランクトンについて、調査日ごとの網別の割合を示した(図 2-9)。

絨毛虫綱については、2013年6月、8月、11月～12月、2014年4月、11月、2015年2月に多く確認された。輪虫綱については、2013年4月～5月、7月、9月～11月、2014年2月～4月、5月～10月、12月に多く確認された。甲殻綱については、2013年5月、2014年1月、5月に比較的確認されたが、いずれも調査期間を通じて30%を超えることはなかった。

輪虫綱は冬季から秋季、夏季から秋季にかけて、絨毛虫綱は主に秋季に、甲殻綱は春季に確認された。

(2) 個体数の推移

出現した全ての植物プランクトンについて、調査日ごとの網別個体数を図 2-10 に示した。輪虫類は夏季から秋季にかけて多い傾向にあったが、調査期間を通じて一定の個体数を維持したまま推移した。これに対し、甲殻類は期間を通じて、出現傾向が認められるほど個体数が多くなく、全く出現しない時期もあった。絨毛虫綱については、2013年の8月を除くと、11月～12月頃や3月～4月頃の成層期から循環期に移行する時期に多い傾向が認められ、個体数も多かった。

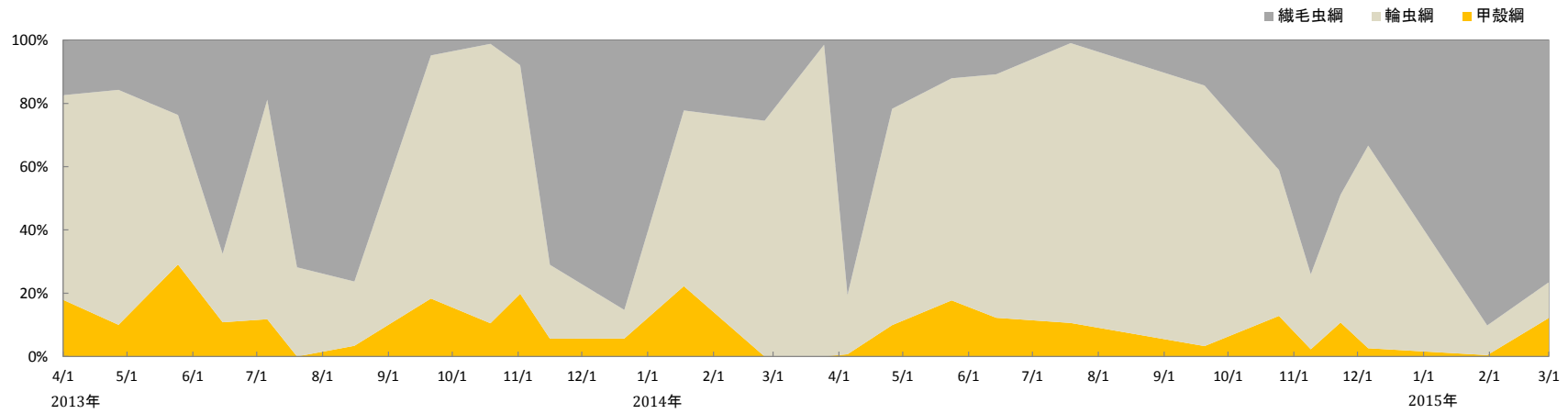


図 2-9 動物プランクトンの出現種の網別割合の推移

42

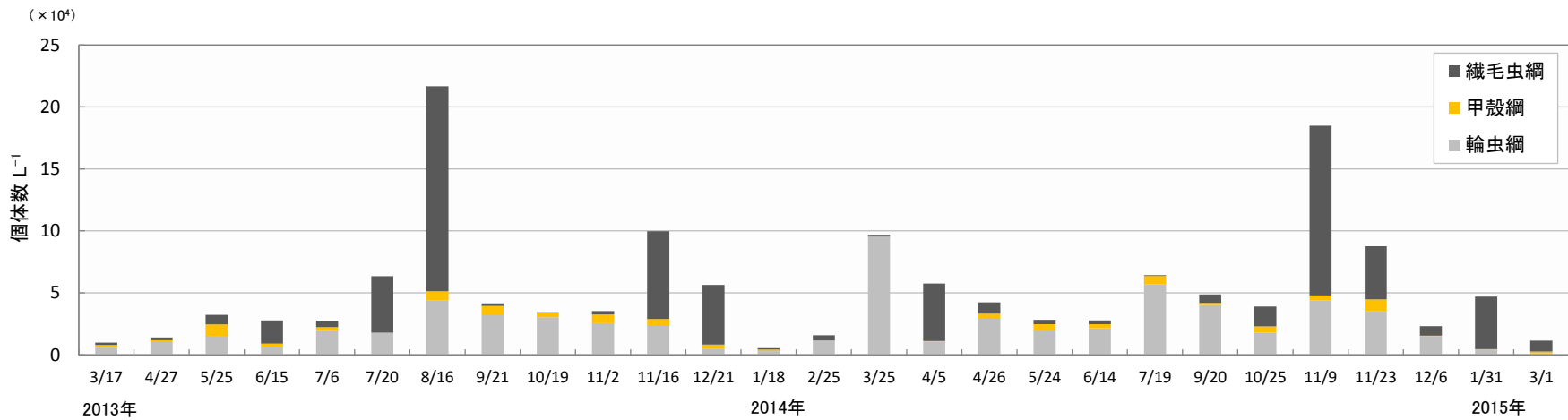


図 2-10 動物プランクトンの調査日ごとの網別個体数

2-3-3 ビオトープで採集した動物プランクトン

深見池の西側はビオトープがある（図 2-11）。このビオトープは地中に埋没させたホースで湖と繋がり水位が保たれている。平常時は水深が数 10 cm 程度と浅いが，盛夏には水がなくなる場合もある。

ビオトープ内には，ヨシ（抽水植物）やスイレン（浮葉植物）等の群落がある。動物相について詳細な調査はされていないが，トノサマガエル，ウシガエル，ドジョウ，小型の巻貝などが生息している（2013 年 6 月 15 日現地調査時に目視確認）（図 2-12）。

このビオトープ内でも動植物プランクトンを採集し，湖岸植生の有無による動物プランクトン相の違いを把握するため，特に動物プランクトンの優占種を明らかにした。2013 年 5 月から 2014 年 6 月までの 14 回（水位低下や結氷で採水できなかった場合を除く），現地調査時と同日にプランクトン採集を行い，その結果を示した（表 2-5）。

期間を通して，優占種は甲殻綱であった。14 回の結果のうち 6 回は約 100 μm から 200 μm の小型の Nauplius（ケンミジンコ属の幼生）であったが，その他の 8 回は *Scapholeberis kingi*（タイリクアオムキミジンコ）や *Moina micrura*（スカシタマミジンコ），それぞれ体長が 1000 μm 程度，900 μm 程度と比較的大型の種が優占種であった（図 2-13）。なお，植物プランクトンについては全ての出現種のリストアップおよび細胞数の計数は行っていないが，*Phacus suecicus* や *Euglena spirogyra* などの鞭毛藻類や，*Navicula* 属などの底生性の珪藻類が複数種出現した。

深見池では輪虫類や繊毛虫などの小型種が優占種になる場合が多く，甲殻綱はほとんど優占しなかったのに対し，ビオトープ内の動物プランクトンは甲殻綱のみが優占種であり，そのうち比較的大型種が優占種である期間が長かった。深見池とビオトープでは，種組成や大きさが大きく異なっていることが分かった。



図 2-11 深見池のビオトープの位置



ビオトープ内に入れるように石畳が配置

冬季の様子

夏季はスイレンの花が咲く

ビオトープ内で確認されたドジョウ

図 2-12 深見池のビオトープの様子

表 2-5 ビオトープで採集された動物プランクトンの優占種

調査年月日		優占種	
		綱	種名
2013年	5月25日	甲殻	<i>Scapholeberis kingi</i>
	6月15日	甲殻	Nauplius
	7月6日	甲殻	Nauplius
	7月20日	甲殻	Nauplius
	8月16日	-	水位低下のため採集不可
	9月21日	甲殻	Nauplius
	10月19日	甲殻	<i>Scapholeberis kingi</i>
	11月2日	甲殻	<i>Moina micrura</i>
	11月16日	甲殻	Nauplius
	12月21日	甲殻	Cyclopoida
2014年	1月18日	-	結氷のため採集不可
	2月25日	-	水位低下のため採集不可
	3月25日	甲殻	Nauplius
	4月5日	甲殻	<i>Scapholeberis kingi</i>
	4月26日	甲殻	<i>Scapholeberis kingi</i>
	5月24日	甲殻	<i>Scapholeberis kingi</i>
	6月14日	甲殻	<i>Scapholeberis kingi</i>

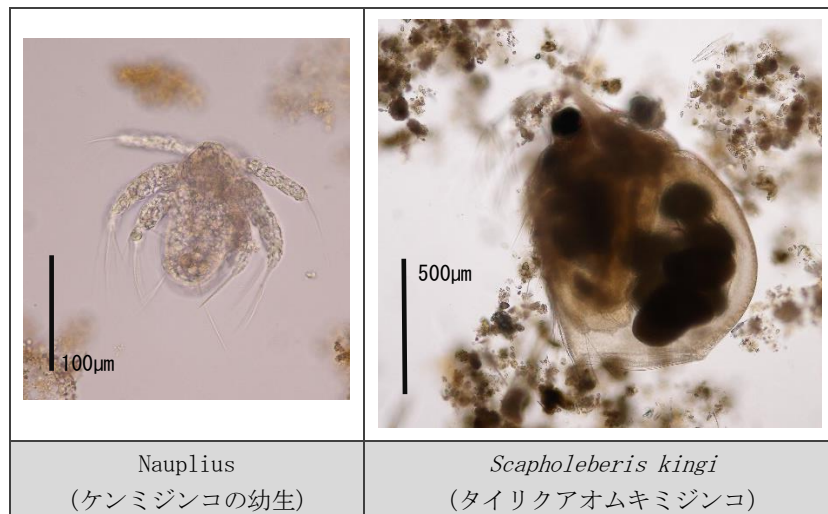


図 2-13 ビオトープで多く見られた動物プランクトン

2-3-4 栄養塩

2-3-4-1 無機態窒素

環境整備前後の湖内の無機態窒素を比較するため、データが欠測している年を除き、1978年から2015年までの年平均値の推移を図 2-14 に示した。

また、環境整備前後の期間平均値を硝酸態窒素、アンモニア態窒素、亜硝酸態窒素に分け、単位面積当りに換算して比較した。硝酸態窒素は、整備前が 1.87 g m^{-2} であったが、整備後は 0.53 g m^{-2} と約 1/4 に減少していた。アンモニア態窒素は、整備前が 1.49 g m^{-2} であったが、整備後は 0.78 g m^{-2} と約 1/2 に減少していた。亜硝酸態窒素も、整備前が 0.065 g m^{-2} であったが、整備後は 0.030 g m^{-2} と約 1/2 に減少していた。このうち、硝酸態窒素とアンモニア態窒素について、図 2-15 に示した。

植物プランクトンが利用できる形態の無機態窒素は、いずれも環境整備前に比べ、環境整備後に顕著に減少していたことが分かった。

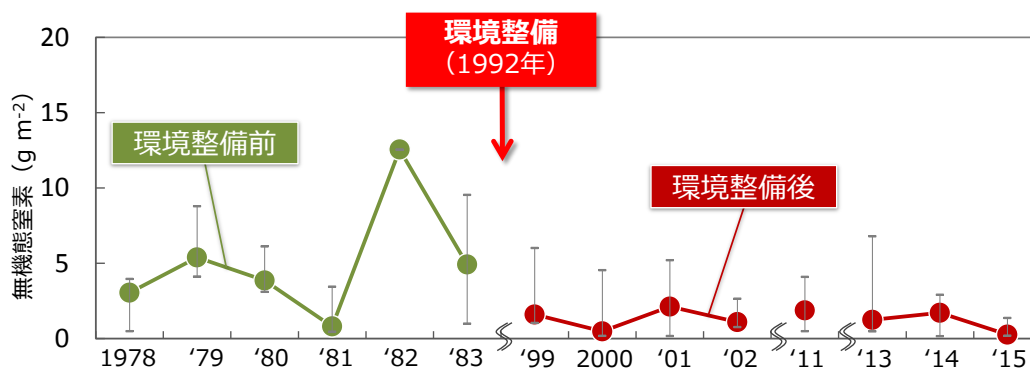


図 2-14 無機態窒素の年平均値の推移

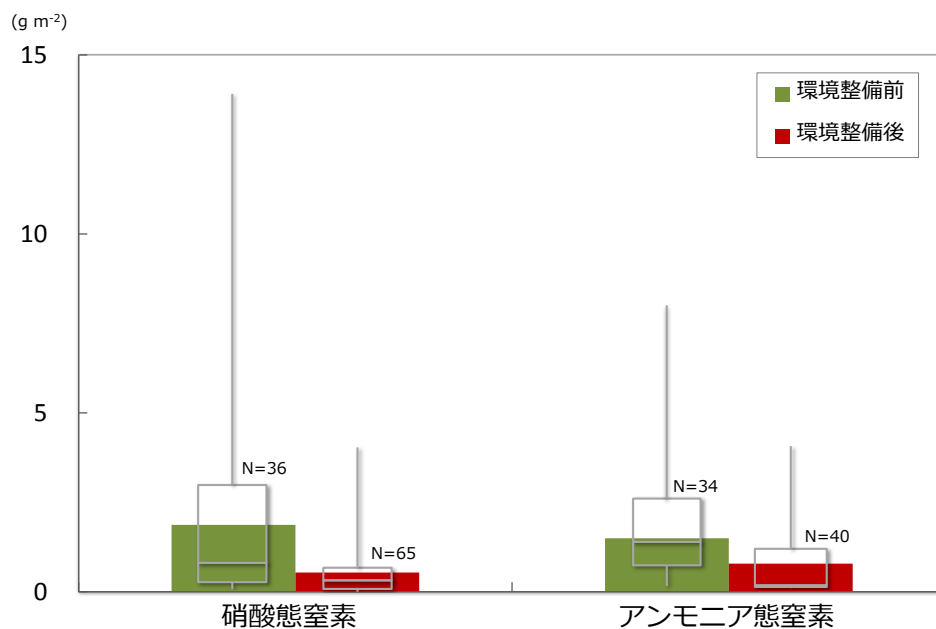


図 2-15 環境整備前後の硝酸態窒素およびアンモニア態窒素の比較

2-3-4-2 無機態リン

環境整備前後の湖内の無機態リンを比較するため、データが欠測している年を除き、1978年から2015年までの年平均値の推移を図 2-16 に示した。

また、環境整備前後の期間平均値を単位面積当りに換算して比較した (図 2-17)。整備前は 2.42 g m^{-2} であり、整備後も 2.28 g m^{-2} と、同程度の値を示した。植物プランクトンが利用できる形態の無機態リンは、環境整備前後で値は大きく変化しておらず、無機態窒素のような顕著な減少は見られなかった。

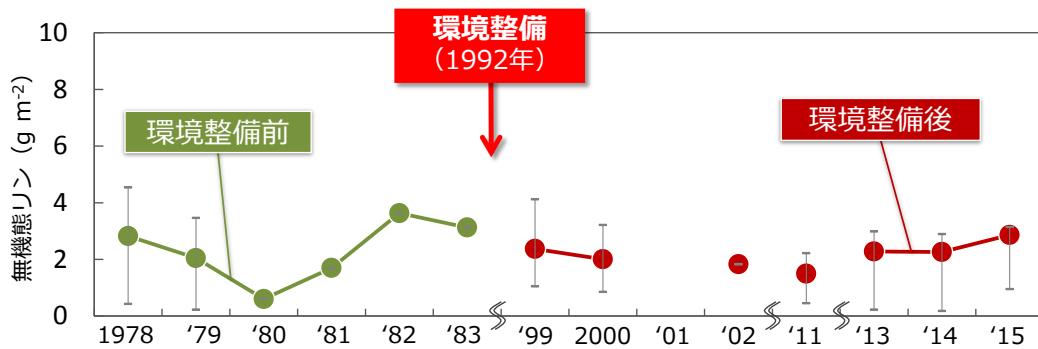


図 2-16 無機態窒素リンの年平均値の推移

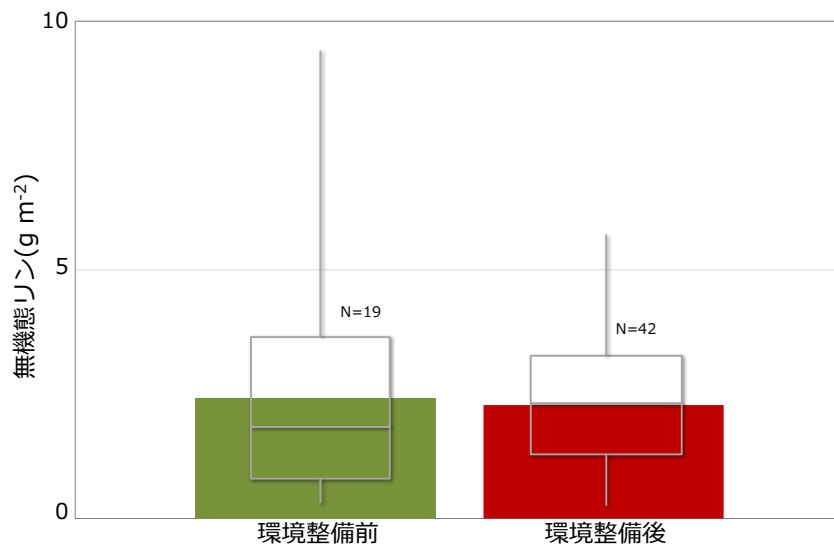


図 2-17 環境整備前後の無機態リンの比較

2-3-5 クロロフィル a

環境整備前後の湖内のクロロフィル a について、単位面積当たりに換算し、月ごとの期間平均値を比較した (図 2-18)。

年間の変化を見ると、環境整備の前、後ともに 4 月から 9 月頃まで低い値で推移するが、10 月以降に値が上昇し 3 月にかけて減少した。整備後は 6 月にやや高く 2 月は高い値を示したものの、値の高低については環境整備前とおおむね同様の傾向を示した。

一般的には夏季にクロロフィル a 量が高く、冬季に低くなる (西條・三田村, 2000) が、深見池においては、夏季に低く冬季に高い現象は Yagi et al. (1983) によって既に報告されており、この傾向は現在も認められることが分かった。

クロロフィル a の量を環境整備前後で比較すると、整備前は 0.23 g m^{-2} であったのに対し、整備後は 0.31 g m^{-2} であり、やや増加していたことが分かった (図 2-19)。

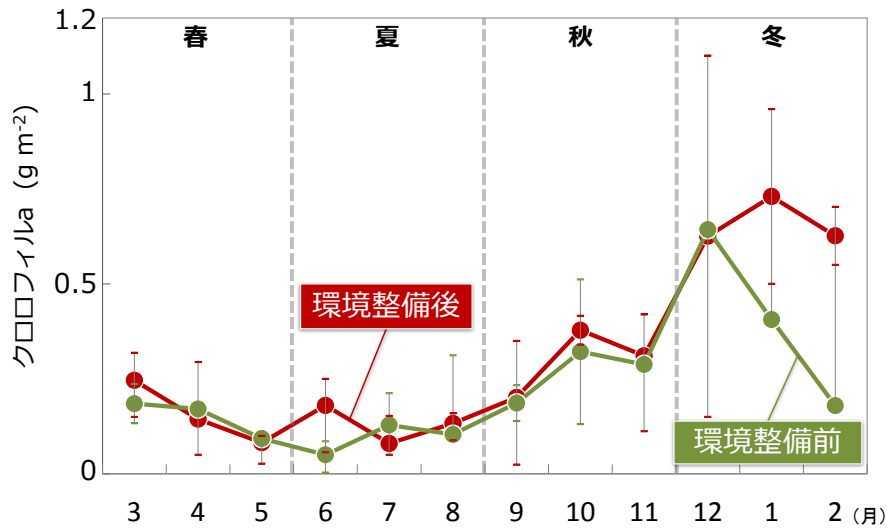


図 2-18 環境整備前後のクロロフィル a の季節変化

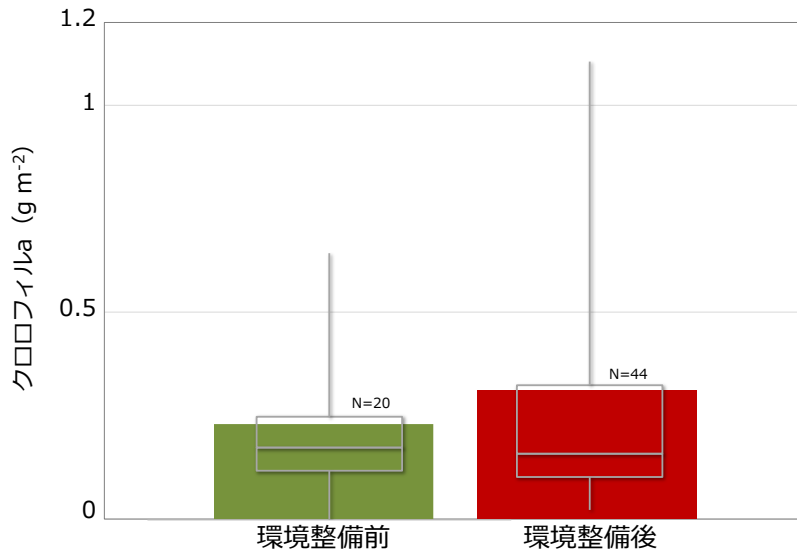


図 2-19 環境整備前後のクロロフィル a の比較

2-3-6 環境整備前後の植物プランクトン出現状況の比較

2-3-6-1 優占種および亜優占種の比較

図 2-20 に、環境整備前（1978 年 6 月～1979 年 6 月）と、環境整備後（2013 年 3 月～2015 年 3 月）までの優占種、亜優占種の推移を示した。

田中 (2000a) によると、1978 年 6 月から 1979 年 8 月に得られた植物プランクトンは、3 月中旬から 9 月中旬までは珪藻綱の *Synedra* (現在は *Ulnaria* 属に変更、これ以降旧属名で記載) *acus* が、9 月中旬から 3 月初めは同じく珪藻綱の *Aulacoseira ambigua* の 2 種が優占した。また、*Synedra acus* が優占した 6 月から 7 月末までは *Tetraedron minimum*, *Ankistrodesmus falcatus*, *Ankistrodesmus falcatus* var. *spirilliformis*, *Crucigenia quadrata*, *Oocystis parva* も多く確認された。さらに、*Aulacoseira ambigua* が優占した 9 月中旬から 3 月中旬までは *Cymbella turgida*, *Synedra acus*, *Synedra* (現在は *Fragilaria* 属に変更、これ以降旧属名で記載) *rumpens* の出現も目立たと報告している。

分類群ごとに環境整備前後を比較すると、環境整備前では初夏に緑藻類も多く見られたものの、一年間を通して珪藻類が優占していた。本研究では、夏季に藍藻綱、春季および秋季に緑藻綱、冬季に珪藻綱が優占しており、夏季に藍藻類が出現する傾向が見られた。これは、整備後の特徴であると言える。

優占種の出現スパンを比較すると、整備前は珪藻綱の *Synedra acus* と *Aulacoseira ambigua* の 2 期であったが、整備後は複数の藍藻綱、緑藻綱、珪藻綱など様々な分類群が、概ね 1~2 か月程度と短期間で入れ替わりながら出現した。また、優占種および亜優占種を比較すると、珪藻については、*Synedra acus* と *Fragilaria rumpens* は整備前後に共通して出現していたが、*Synedra acus* の優占期間は整備前が長く、整備後が短かった。*Fragilaria rumpens* については、整備前が短く、整備後がやや長いなど、出現状況に違いが見られた。

2-3-6-2 出現種による水質判定

湖沼を分類する際、出現した種を指標種としてその水域の栄養段階を評価する方法がある。これは、プランクトンが水域の栄養状態を反映する生態を利用したもので古くは、Apstein (1896) による試みが始まりである。その後、Hutchinson (1966) が優占種によって貧栄養から富栄養までを 13 段階に区分したプランクトン型を提唱し、田中 (2000b) が鞭毛藻類など一部の出現種の位置付けを再整理した 13 段階を提唱している (表 2-6)。

この指標を用いて環境整備前後のプランクトン型を区分した (表 2-7)。これを見ると、整備前は中栄養型珪藻類群集および富栄養型緑藻類群集と区分され、中栄養から富栄養の栄養段階にあたりとされているが (田中, 2000a)、整備後は中・富栄養型珪藻類混合型群集から富栄養型緑藻類群集と区分され、栄養段階はやや富栄養寄りになったと推測される。さらに、藍藻類が卓越する場合は第 XI 型 富栄養型藍藻類群集にあたるが、本研究においては短期間であったが夏季に優占していたことを考慮しても、環境整備前より整備後の方が栄養段階は上がっていると推測される。

表 2-6 田中 (2000b) による植物プランクトンの群集型 (1/2)

区分	群集型	出現種
第 I 型	貧栄養型藍藻類群集	<i>Chroococcus</i> 属, <i>Oscillatoria</i> 属の中で例えば <i>O. formosa</i> , <i>O. agardhii</i> , <i>O. amphibia</i> 等, 或いは <i>Lyngbya martensiana</i> 等を主体とした群集。 <i>Aphanocapsa</i> 属にもこの群集に当たる種がいる。高山湖沼に比較的多い。
第 II 型	貧栄養型ツヅミ藻類群集	<i>Desmidium</i> 属, <i>Xanthidium</i> 属, <i>Euastrum</i> 属, <i>Pleurotaenium</i> 属, <i>Staurodesmus</i> 属, <i>Micrasterias</i> 属, <i>Staurastrum</i> 属, <i>Gymnozyga</i> 属, <i>Hyalotheca</i> 属等の接合藻類 (ツヅミ藻類) から成る群集。この群集は, 高層湿原, 腐食性の池沼, 特に北海道の褐色水堪えた湖沼に見られる。
第 III 型	貧栄養型緑藻類群集	<i>Meringosphaera</i> 属, <i>Chlorallanthus</i> 属, <i>Nannochloris</i> 属, <i>Sphaerocystis shroeteri</i> , <i>Sphaerozoma excavatum</i> , <i>Pediastrum araneosum</i> , <i>P. boryanum</i> , <i>Hormidium subtile</i> var. <i>planctonicum</i> , <i>Microspora</i> 属, <i>Microthamion strictissimum</i> , <i>Mougeotia calcarea</i> , <i>Oedogonium</i> 属, <i>Rhizoclonium</i> 属等が優占する群集。腐食性水域, 或いは強酸性の湖沼の中にもこの様なプランクトン群集が知られる。量的には著しく少ない場合もある。また付着性種が一時的に浮遊したものも含まれている。
第 IV 型	貧栄養型腐植性珪藻類群集	<i>Tabellaria fenestrata</i> , <i>T. fenestrata</i> var. <i>intermedia</i> , <i>T. flocculosa</i> , <i>Diatoma elongatum</i> , <i>Eunotia</i> 属, <i>Frustulia rhomboides</i> , <i>F. vulgaris</i> , <i>Stauroneis</i> 属等が優占する。 <i>Tabellaria</i> 属および <i>Diatoma</i> 属については, 富栄養型の腐食性水域にも多産する場合があるが, 群集を構成する他の緑藻類や <i>Microcystis</i> を始めとする藍藻類の出現種によって富栄養型であるのかは区別できる。
第 V 型	貧栄養型珪藻類群集	本群集を代表とする種としては, <i>Attheya zachariasi</i> , <i>Rhizosolenia longiseta</i> , <i>Cyclotella comta</i> , <i>C. kuetzingiana</i> , <i>C. ocellata</i> , <i>Melosira distans</i> , <i>M. islandica</i> , <i>Achnanthes</i> 属等がある。
第 VI 型	中栄養型珪藻類群集	<i>Melosira ambigua</i> , <i>M. italica</i> , <i>Asterionella formosa</i> , <i>A. gracillima</i> , <i>Fragilaria crotonensis</i> , <i>Synedra rumpens</i> , <i>S. acus</i> , <i>S. ulna</i> , <i>Rhizosolenia eriensis</i> 等が優占する群集。何れの種もその出現する湖沼型の範囲は広く, しかも大量に発生する場合も少なくないものである。
第 VII 型	中・富栄養型珪藻類混合型群集	第 VI 型・中栄養型珪藻類群集および第 VIII 型, 富栄養型珪藻類群集との混合型で, 季節的に第 VI 型となったり, 第 VIII 型となったりするものも少なくない。
第 VIII 型	富栄養型珪藻類群集	<i>Melosira granulata</i> , <i>M. japonica</i> , <i>Stephanodiscus hantzschii</i> 等が優占種となるような群集。
第 IX 型	富栄養型珪藻類群集	第 VIII 型と第 X 型との混合型。
第 X 型	富栄養型緑藻類群集	<i>Pediastrum biwae</i> , <i>P. duplex</i> , <i>P. simplex</i> , <i>Scenedesmus acuminatus</i> , <i>S. quadricauda</i> , <i>Oocystis parva</i> , <i>Crucigenia quadrata</i> , <i>Ankistrodesmus falcatus</i> , <i>Actinastrum hantzschii</i> , <i>Staurastrum dorsidentiferum</i> var. <i>ornatum</i> , <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> , <i>Micractinium pusillum</i> , <i>Mougeotia</i> 属, <i>Spirogyra</i> 属等が優占する群集。ある特定の卓越した種がなく, 数種が混在して多産するような例も少なくない。また, 腐食性の富栄養型のツヅミ藻類群集もこの群集の中にも含まれるものである。

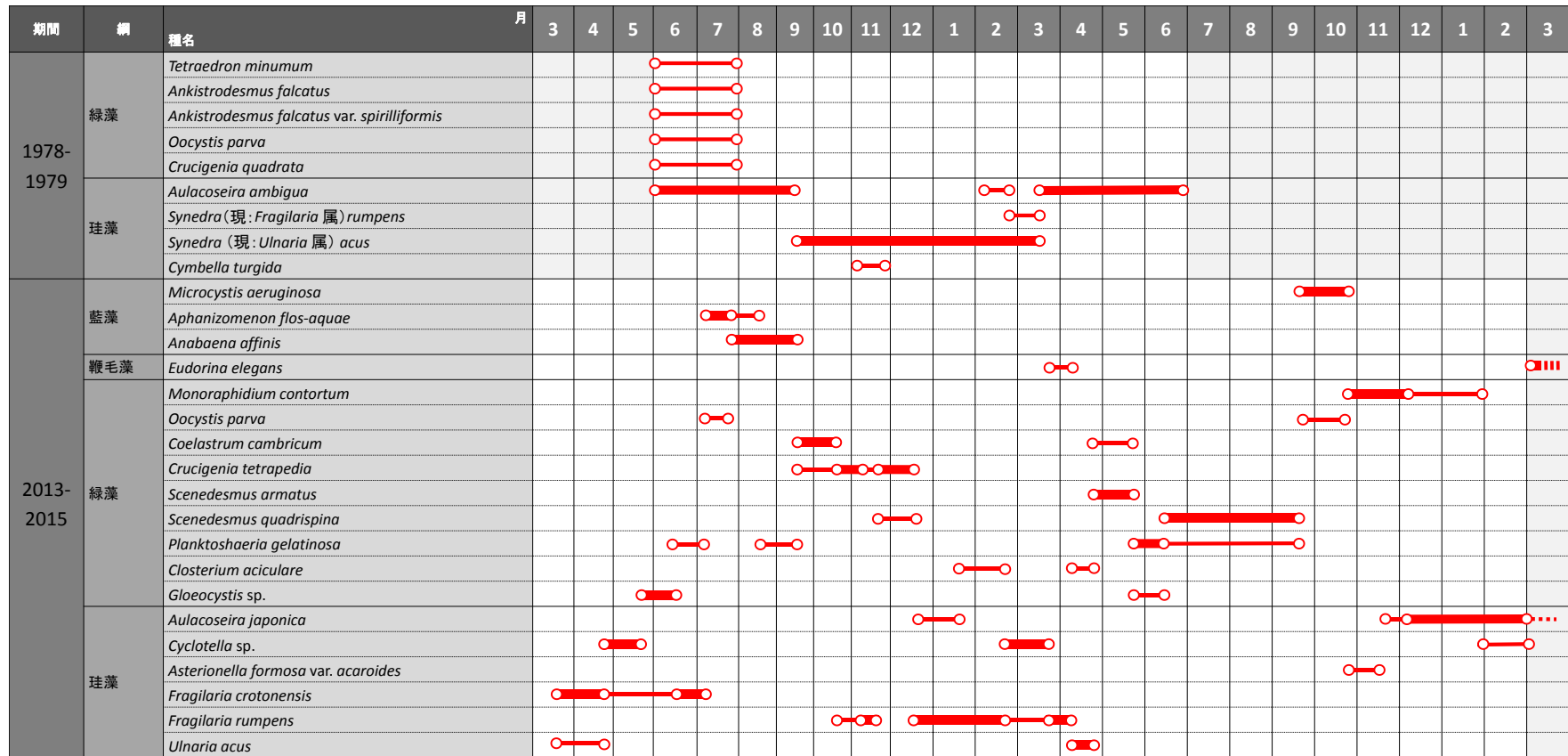
表 2-6 田中 (2000b) による植物プランクトンの群集型 (2/2)

区分	群集型	出現種
第X I 型	富栄養型藍藻類群集	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Coelosphaeium Kuetzingianum</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Phormidium mucicola</i> , <i>Merismopedia elegans</i> , <i>M. tenuissima</i> 等が優占する群集。『水の華』或いは『植物混濁』を呈する代表的な藍藻類を含む。
第X II 型	富栄養型汚濁性藍藻類群集	大部分の植物プランクトンにとって、生育するのに適当ではない環境の水域であり、 <i>Oscillatoria tenuis</i> を始めとする <i>Oscillatoria</i> 属、 <i>Phormidium</i> 属、 <i>Lyngbya limnetica</i> を始めとする <i>Lyngbya</i> 属、 <i>Dactylococopsis acicularis</i> 等が代表する。付着性の珪藻類 <i>Nitzschia</i> 属や広範囲な環境に出現する <i>Melosira varians</i> 等が混じって認められる例も多い。
第X III 型	バクテリア群集	植物プランクトンはほとんど認められず <i>Lamprocystis</i> を始め、バクテリアを主体とした汚濁域の群集。

表 2-7 深見池における環境整備前後の植物プランクトンの群集型

環境整備	群集型
前 ^{注)}	第VI型 中栄養型珪藻類群集 および 第X型 富栄養型緑藻類群集
後	第VII型 中・富栄養型珪藻類混合型群集 および 第X型 富栄養型緑藻類群集

注) 田中 (2000a) より引用。



- 1) 表中の太い線は優占種を、細い線は亜優占種を示す。
- 2) 線の両端の丸印は調査日を示しており、線の長さは優占種、亜優占種となった調査日から、優占種、亜優占種とならなくなった調査日までの長さを示す。
- 3) 線を引いていない期間は、プランクトンの採集をしていないことを示す。

図 2-20 環境整備前後の植物プランクトンの優占種および亜優占種の比較

2-3-7 環境整備前後の動物プランクトン出現状況の比較

2-3-7-1 優占種および亜優占種の推移

図 2-21 に、環境整備前（1978 年 6 月～1979 年 6 月）と、環境整備後（2013 年 3 月～2015 年 3 月）までの優占種、亜優占種の推移を示した。

整備前は、甲殻綱の橈脚亜綱の *Cyclops vicinus*（オナガケンミジンコ）が 6 月、8 月中旬から 12 月中旬、2 月中旬から 6 月末まで、*Mesocyclops leuckarti*（アサガオケンミジンコ）が 3 月頭から 3 月中旬に優占した。また鰓脚亜綱の *Bosmina longirostris*（ゾウミジンコ）は 1 月上旬から 2 月中旬、4 月頭から 4 月中旬まで優占した。輪虫綱については、*Filinia longiseta* は 3 月中旬から下旬、7 月上旬から 8 月中旬までは *Keratella cochlearis* var. *tecta*, *Brachionus calyciflorus* var. *dorcax*, *Brachionus calyciflorus* の 3 種が短期間で入れ替わるように優占した。

環境整備前と比べると、環境整備後は種の交替が短い期間で行われていることが分かった。また、種組成を見ると、環境整備前はケンミジンコ属に分類される大型の動物プランクトンが優占していたのに対し、整備後は輪虫や繊毛虫などの小型種が優占するが多かった。

2-3-7-2 水質判定

動物プランクトンによる水質判定は、植物プランクトンのそれと比べてその指標性を検討した例は少なく、群集型として区分したものは水野・田中（1983）による方法が知られている。動物プランクトンによる区分は植物プランクトンのような明確な差異が認め難いこと、生息域の適用範囲が植物プランクトンよりも広いこと等、指標性にやや問題があることが指摘されているものの（田中，2000b）、出現する水域の栄養段階に対して一定の指標性があるとし、田中（2000b）は 18 段階の群集型を提唱している（表 2-8）。

この指標を用いて環境整備前後のプランクトン型を区分した（表 2-9）。これを見ると、整備前は中栄養型甲殻類群集および富栄養型輪虫類群集と区分され、中栄養から富栄養の栄養段階にあたるが、全体の種組成からは X V 型の方が適当であるとしている（田中，2000a）。整備後は、中栄養型輪虫類群集から富栄養型輪虫類群集と区分された。X VII 型の富栄養型（汚濁性）繊毛虫類群集にあたる複数の種が、短期間であるが優占したことを考慮すると、やや栄養段階はやや富栄養寄りになりつつあることが推定されるものの、環境整備の前後では顕著な栄養段階の上昇傾向は認められず、現在も中から富栄養の栄養段階にあると考えられる。

表 2-8 田中 (2000b) による動物プランクトンの群集型 (1/2)

区分	群集型	出現種
第 I 型	貧栄養型鞭毛虫類群集 (Dinobryon 型)	<i>Dinobryon divergens</i> , <i>D. bavaricum</i> , <i>D. sertularia</i> , <i>Bodo</i> 属等に代表される群集。水野, 田中 (1983) が植物プランクトン群集の第 II 型, 貧栄養型鞭毛藻類群集とした <i>Peridinium</i> 属の一部もこれに含まれる。田中 (1980) によれば, 我国の高山湖は大部分がこの群集に属する。
第 II 型	貧栄養型輪虫類群集	<i>Monostyla crenata</i> , <i>M. quadridentata</i> , <i>M. pygmaea</i> , <i>Lepadella benjamini</i> , <i>Brachionus forficula</i> , <i>Kellicottia longispina</i> 等が優占する群集。
第 III 型	貧栄養型鯰脚類群集 (Daphnia 型)	<i>Holopedium gibberum</i> , <i>Daphnia longispina</i> , <i>D. rosea</i> , <i>Scapholeberis mucronata</i> , <i>Graptoleberis testudinaria</i> , <i>Bosmina coregoni</i> , <i>Chydorus sphaericus</i> 等が優占する群集。
第 IV 型	貧栄養型甲殻類混合型群集	第 III 型と第 V 型の混合型で, <i>Daphnia longispina</i> と <i>Acanthodiptomus pacificus</i> とが共存する例は, 高山湖や亜高山湖を始めとして全国各地に見られ, <i>Dinobryon</i> を伴う場合も少なくない (門田, 1971, 田中, 1978, 1979)。
第 V 型	貧栄養型橈脚類群集	<i>Acanthodiptomus pacificus</i> が代表的な種で, 他に <i>Harpacticoida</i> が優勢な群集もある。面積的に小さな浅い水域である場合が多い。
第 VI 型	中栄養型鞭毛虫類群集 (Ceratum 型)	<i>Ceratum hirundinella</i> , <i>Peridinium bipes</i> , <i>P. cinctum</i> 或いは <i>Tintinnopsis crenata</i> 等によって代表される群集。水野, 田中 (1983) の類型では, 植物プランクトンの第 V 型, 中栄養性鞭毛藻類群集とされた群集。
第 VII 型	中栄養型鯰脚類群集 (Bosmina 型, <i>Bosminopsis</i> 型)	<i>Bosmina longirostris</i> , <i>Bosminopsis deitersi</i> , <i>Daphnia pulex</i> , <i>Sida crystalina</i> , <i>Simocephalus vetulus</i> , <i>Polyphemus pediculus</i> , <i>Diaphanosoma brachyurum</i> 等が優占する群集。
第 VIII 型	中栄養型甲殻類混合型群集	第 VII 型および第 IX 型の混合型。
第 IX 型	中栄養型橈脚類群集 (<i>Mesocyclops</i> 型)	出現範囲がかなり広い種もあるが, <i>Mesocyclops leuckarti</i> , <i>Thermocyclops taihokuensis</i> , <i>Eucyclops serrulatus</i> , <i>Sinodiptomus sarsi</i> , <i>Eudiptomus formosus</i> , <i>E. japonicus</i> 等が優占する群集。
第 X 型	中栄養型甲殻類, 輪虫類混合型群集	第 XI 型と第 VII 型, 或いは第 XI 型と第 IX 型, さらに第 XI 型と第 VIII 型との混合型群集。水野, 田中 (1983) による類型では, C 型, 中栄養性甲殻類, 輪虫類混合型群集に相当する。
第 X I 型	中栄養型輪虫類群集	<i>Brachionus diversicornis</i> , <i>Pompholyx complanata</i> , <i>Ploesoma truncatum</i> , <i>P. hudsoni</i> , <i>Platylas patulus</i> , <i>Trichocerca elongata</i> , <i>T. longiseta</i> , <i>T. capucina</i> , <i>Conochilus unicornis</i> , <i>Testudinella patina</i> , <i>Lepadella oblonga</i> , <i>Lecane ludwigii</i> , <i>L. luna</i> , 或いは広範種である <i>Keratella</i> 属, <i>Asplanchna</i> 属, <i>Polyarthra</i> 属等が代表する群集。
第 X II 型	富栄養型鞭毛虫類, 又は富栄養型根虫類群集	<i>Euglena</i> 属, <i>Monas</i> 類 (<i>Chlamydomonas</i> 属, <i>Haematococcus</i> 属等), <i>Lepocinclis</i> 属, <i>Phacus</i> 属, <i>Trachelomonas</i> 属, <i>Pandorina morum</i> , <i>Eudorina elegans</i> , <i>Volvox aureus</i> 等が優占する群集。最近琵琶湖の淡水赤潮 (水の華) を形成している <i>Uroglenopsis americana</i> のこの群集に属す。また, 根足虫類の <i>Diffflugia corona</i> , <i>D. acuminata</i> , <i>Arcella vulgaris</i> 等もこの群集と同程度に位置付けられる。
第 X III 型	富栄養型鯰脚類群集 (<i>Moina</i> 型)	<i>Daphnia similis</i> , <i>D. pulex</i> , <i>Bosmina fatalis</i> , <i>Moina macrocopa</i> , <i>M. dubia</i> , <i>Diaphanosoma brachyurum</i> var. <i>frontosa</i> 等が優占する群集。浅い池沼に多い。
第 X IV 型	富栄養型甲殻類, 輪虫類混合型群集	第 X III 型と第 X V 型との混合型。

表 2-8 田中（2000b）による動物プランクトンの群集型（2/2）

区分	群集型	出現種
第XV型	富栄養型輪虫類群集	<i>Brachionus calyciflorus</i> , <i>B. quadridentatus</i> , <i>B. angularis</i> , <i>B. angularis</i> var. <i>bidens</i> , <i>B. budapestinensis</i> , <i>B. leydigii</i> , <i>B. falcatus</i> , <i>Filinia longiseta</i> , <i>Trichocerca cylindrica</i> 等が優占する群集。
第XVI型	富栄養型(汚濁性)輪虫類群集 (<i>Philodina</i> 型)	<i>Philodina</i> 属, <i>Habrotrocha</i> 属, <i>Rotaria</i> 属, <i>Epiphanes</i> 属, <i>Proales</i> 属, <i>Cephalodella</i> 属等の付着性, 或いは匍匐性の輪虫類を中心とした群集。人為的な汚濁の影響を受けない自然状態下の湖沼では, この様な群集は極めて稀である。
第XVII型	富栄養型(汚濁性)繊毛虫類群集	<i>Vorticella</i> 属, <i>Epistylis</i> 属, <i>Paramecium</i> 属, <i>Colpoda</i> 属, <i>Chilodonella</i> 属, <i>Loxophyllum</i> 属, <i>Stentor</i> 属, <i>Glaucoma</i> 属, <i>Colpidium</i> 属を主体とした群集。汚濁性が高い群集であるが, 人工湖ができて湛水された直後にもこの様な群集を形成することが知られている (田中, 1976)。
第XVIII型	バクテリア群集	植物プランクトンの第XIII型, バクテリア群集に相当するもので, 繊毛虫類や鞭毛虫類も極めて少ない状態で, 汚濁が著しい水域の群集。

表 2-9 深見池における環境整備前後の動物プランクトンの群集型

環境整備	群集型
前 ^{注)}	第VIII型 中栄養型甲殻類混合型群集および 第XV型 富栄養型輪虫類群集
後	第XI型 中栄養型輪虫類群集 および 第XV型 富栄養型輪虫類群集

注) 田中（2000a）より引用。

期間	綱	種名	月																										
			3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3		
1978-1979	輪虫	<i>Brachionus calyciflorus</i>						○	○																				
		<i>Brachionus calyciflorus</i> var. <i>dorcas</i>						○	○																				
		<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>tecta</i>					○	○																					
		<i>Asplanchnopus multiceps</i>											○	○															
		<i>Filinia longiseta</i>														○	○												
甲殻	桃脚亜綱	<i>Mesocyclops leuckarti</i>															○	○											
		<i>Cyclops vicinus</i>				○	○																						
		鰓脚亜綱	<i>Bosmina longirostris</i>											○	○														
2013-2015	輪虫	<i>Tintinnopsis lacustris</i>				○	○							○	○											○	○		
		<i>Vorticella</i> sp.																○	○										
		<i>Epistylis</i> sp.													○	○													
		<i>Frontonia</i> sp.					○	○																			○	○	
		<i>Coleps</i> sp.												○	○														
		<i>Anuraeopsis fissa</i>													○	○													
		<i>Brachionus angularis orientalis</i>																											
		<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>micracantha</i>				○	○																					○	○
		<i>Keratella cochlearis</i> var. <i>teca</i>				○	○																						
		<i>Keratella valga</i>																											
甲殻	桃脚亜綱	<i>Trichocerca cylindrica</i>																											
		<i>Trichocerca dixon-nuttalii</i>																											
		<i>Trichocerca similis</i>																											
		<i>Polyarthra dolicoptera</i>																											
		<i>Polyarthra vulgaris</i>																											
		<i>Filinia longiseta</i>																									○	○	
		鰓脚亜綱	<i>Nauplius</i> 幼生																										
		<i>Bosmina longirostris</i>																											

- 表中の太い線は優占種を、細い線は亜優占種を示す。
- 線の両端の丸印は調査日を示しており、線の長さは優占種、亜優占種となった調査日から、優占種、亜優占種とならなくなった調査日までの長さを示す。
- 線を引いていない期間は、プランクトンの採集をしていないことを示す。

図 2-21 環境整備前後の動物プランクトンの優占種および亜優占種の比較

2-3-8 流入・流出

表 2-10 に、環境整備前後に測定した流入，流出を比較した。

整備前の 1973 年，1979 年，1980 年の流入の平均値はが 6.5 L s^{-1} で，流出の平均値は 13.8 L s^{-1} であった。整備後の 2008 年は，流入，流出の平均値がともに 0.57 L s^{-1} であった。整備前に比べ流入，流出ともに大幅に減少しており，環境整備によって農業集落排水が流入しなくなったことが反映されたと考えられた。

表 2-10 環境整備前後の流入・流出の比較

区分	調査日	流入 (L s^{-1})	流出 (L s^{-1})
環境整備前	1973 年 11 月 2 日	4	14.4
	1979 年 9 月 15 日	9.9	19.5
	1980 年 2 月 15 日	5.7	7.7
	平均	6.5	13.8
環境整備後	2008 年 2 月 15 日	0.52	0.68
	2008 年 10 月 22 日	0.62	0.46
	平均	0.57	0.57

2-3-9 堆積速度

深見池の水深は，1951 年の観測では 9.3 m と報告されている（上野，1952）。その後，八木らの観測により 1979 年には 8.5 m，1992 年には 8.1 m，2012 年には 7.8 m，2016 年では 7.7 m とされ，徐々に浅くなりつつあることが分かっている。

このように，一定期間において徐々に浅くなる過程が記録されている場合は，富栄養化した水域において内部生産の程度を推し量ることができる堆積速度を求めることができる。八木ほか（1993）は，1978 年から 1979 年までのトラップ法による観測結果をもとに，堆積速度は年間 3.1 cm と報告している。1951 年から 1979 年までの 28 年間は実測値では 80 cm 浅くなっているが，この 3.1 cm を当てはめると，

$28 \text{ 年間} \times 3.1 \text{ cm / 年} = 86.8 \text{ cm}$ となり，実測値とそれほど乖離はみられず実際の堆積速度を示した数字であると思われた。

2-4 考察

2-4-1 無機態窒素(DIN)／無機態リン(DIP)比

環境整備後は、整備前に比べ湖内の無機態窒素が顕著に減少し、植物プランクトンの種組成も夏季に藍藻類が優占するようになった。Takamura et al. (1992)、吉田・沖野 (1996)、高村 (2014) によると、無機態窒素 (DIN) / 無機態リン (DIP) 比 (原子比) が低い環境下、すなわち窒素制限下では藍藻類が優占したと報告していることから、藍藻類の出現状況と DIN/DIP 比との関係を見ることとした (図 2-22)。データの欠損があるため比較できる年について、さらに本研究期間ではないがアオコが発生した 2016 年 7 月 2 日のデータも比較検討に加えた。

これを見ると、環境整備前は 1978 年、1981 年、1983 年と低い比を示した年はあるものの、比が比較的高い年も多かった。これに対し、整備後はどの年も 0.6 以下で低い値を示した。このように、整備前と比べると整備後の方が窒素制限下であり、藍藻類が優占しやすい条件が整っていることが分かった。なお、2000 年の比は最も低いが、6 月にアオコが発生したことを考えると、2000 年は窒素とリンの比からアオコが発生しやすい条件であったことが推測された。

2000 年 6 月発生のアオコを形成した *Microcystis aeruginosa* については、一般的には高 DIN/DIP 水域に出現するとされているが、中原 (1993) は、高 DIN/DIP 水域と低 DIN/DIP の水域ともに高密度に出現できる特性があると指摘しており、さらに吉田ほか (2000) は、滋賀県、奈良県、兵庫県の 21 水域において、*Microcystis* 属の 4 種 (*aeruginosa*, *wesenbergii*, *viridis*, *ichthyoblabe*) の出現状況を比較し、同様の結果を報告している。2016 年 7 月発生のアオコを形成した *Anabaena affinis* は、琵琶湖において *Microcystis aeruginosa* とともに低 DIN/DIP 時期に出現する傾向にある種と報告されている (吉田・中村, 1995)。

低 DIN/DIP で優占する現象は藍藻類全般に言えることではなく、その種が有する生理的な特性によると考えられる。特に *Anabaena* 属は窒素固定能を有することから、その特性が他の藻類との競争に有利に働くためと考えられる。

深見池では環境整備によって農業集落排水が流入しなくなったが、無機態窒素のみが減少したため無機態リンが相対的に多くなり、藍藻類が発生しやすい状況になっていることが分かった。無機態窒素のみが減少することについては、窒素の循環には酸素を介す過程があることから大気中に放出されるが、リンの循環にはそのような過程がないためと考えられる。

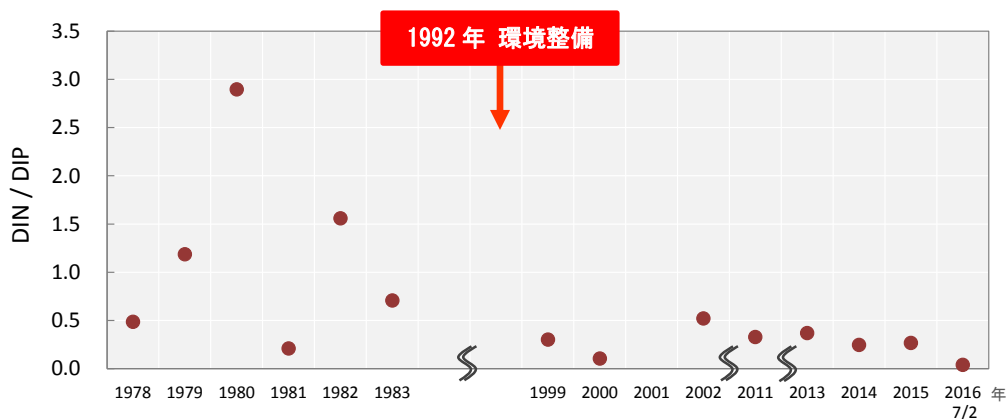


図 2-22 環境整備前後の DIN/DIP (原子比) の比較

2-4-2 窒素制限, リン制限の植物プランクトンの出現状況

植物プランクトンは、水中の栄養塩を利用して増殖するが、一般的に水中の栄養塩は乏しく、その生産活動を支配する要因の一つとなっている。特に、日本の湖沼の水に含まれる窒素とリンの存在量は、植物プランクトンが生長に要求する最低量に比べて著しく低い。そのため、植物プランクトン量は、水中の窒素とリンに依存するとされている。

植物プランクトンは、種類によって窒素とリンの要求量が異なるため、全ての種について明らかにされてはいないものの、一部の種について室内実験などで植物プランクトンが要求する窒素、リンの比 (原子比) の知見が得られている (Rhee and Gotham, 1980; Terry, 1980)。

深見池の栄養塩は、前述のとおり、環境整備後は整備前に比べ窒素が顕著に減少したことから、整備後は窒素制限にあると考えられる。このため、前項で示した環境整備前後の無機態窒素と無機態リンの比 (原子比) の期間平均値と、環境整備前後で優占種および亜優占種として報告されている種のうち、窒素、リンの要求量の比が報告されている種について取り上げ、それらの関係を見た (図 2-23)。

これを見ると、環境整備前の優占種および亜優占種については、窒素とリンの比が報告されている種が少なかった。環境整備後は数種が該当したものの、窒素に比べて高濃度のリンを要求する種も出現していた (表 2-11)。そのうち、*Fragilaria crotonensis* については、春季および秋季に湖水が全循環する際に多く確認されることから、底泥に含まれるリンが水中に供給されたタイミングで増殖していると考えられる。

このように、環境整備前後の無機態窒素と無機態リン、窒素制限とリン制限の種の出現状況には、明瞭な関係性は認められなかった。深見池には一年に 2 回全層が循環することから、厳密に窒素制限、リン制限を検討する場合は、季節変動も考慮する必要があると考えられた。

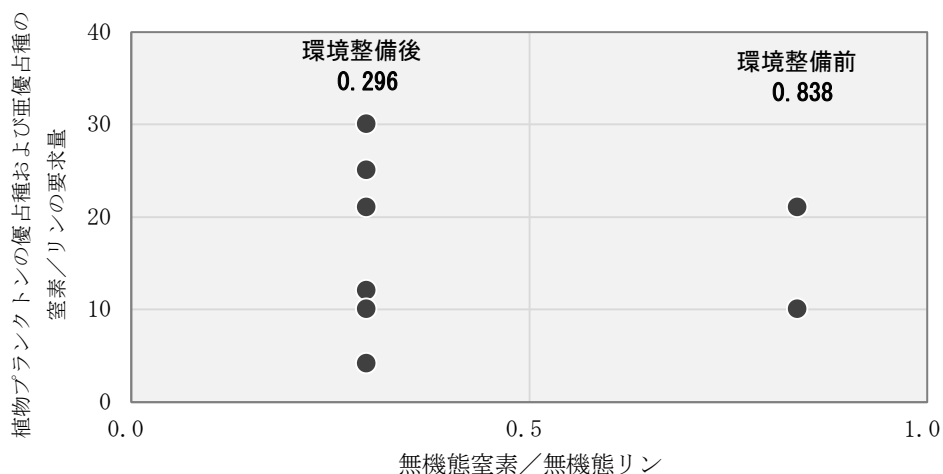


図 2-23 環境整備前後における植物プランクトンの優占種および亜優占種の窒素とリンの要求量の比と無機態窒素と無機態リンの比の関係

表 2-11 環境整備前後における植物プランクトンの優占種および亜優占種の窒素とリンの要求量の比と無機態窒素と無機態リンの比

綱	種名	環境整備前	環境整備後	文献
		DIN/DIP 0.838	DIN/DIP 0.296	
		窒素とリンの要求量の比		
藍藻	<i>Microcystis</i> sp.	—	4.1	Rhee and Gotham, 1980
緑藻	<i>Scenedesmus</i> sp. ¹⁾	—	30	
	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	21		
珪藻	<i>Asterionella formosa</i>	—	12	
	<i>Fragilaria crotonensis</i>	—	25	
	<i>Synedra</i> (現 <i>Ulnaria</i> 属) <i>acus</i> ²⁾	10		

- 1) *Scenedesmus obliquus* の値を代用した。
- 2) *Synedra ulna* の値を代用した。
- 3) 表中の「—」は、優占種もしくは亜優占種として出現していなかったことを示す。

2-4-3 環境整備前後の動物プランクトンの体長比較

環境整備の前と後の出現種について、出現頻度と体長の関係を図 2-24 に示した。環境整備前の 1978 年から 1979 年の調査は、NXX16 (目合い 75 μm) のプランクトンネットを使用しており 75 μm 以下のプランクトンは採集されていないことから、直接採水法との本研究と比較するため 75 μm 以下の出現種は除外した。また、一部のケンミジンコ属は第一触角が体長と同程度もしくはそれ以上と非常に長いため、比較には触角を含まない体長の値を用

いた。また、整備前の調査結果は体長の実測値がないため、図説等に記載されている体長の範囲内の中央値を用いた。本研究については、顕微鏡下で実測した体長の平均値を用いた。

環境整備前の 1978 年から 1979 年については、出現頻度は体長が大きくなるにつれ多くなる傾向を示した。特に 1.5 mm以上の *Cyclops vicinus* が多く確認され、出現頻度も約 36% と全出現種のうち最も高かった。整備後の 2013 年から 2015 年については、体長は大きくなるにつれ出現頻度が少なくなる傾向にあり、全出現種のうち 1.1 mmの *Daphnia ambigua* (マギレミジンコ) が最大であり、0.1 mmから 0.5 mmのサイズの輪虫綱や繊毛虫の出現頻度が高かった。

環境整備前後の出現種の体長を比較すると、環境整備前は動物プランクトンが多くンミジンコ属やミジンコ属を中心とした種組成であったのに対し、整備後は大型種がほとんど認められず、輪虫綱や繊毛虫といった小型の動物プランクトンを中心とした種組成であった。大型の動物プランクトンの個体数が著しく少なくなっていることが考えられた。

ビオトープで得られた試料からは、*Scapholeberis kingi* (タイリクアオムキミジンコ) という大型の甲殻類が多く出現した。本種の出現状況を、CC (多い) から RR (非常に少ない) までの 5 段階に分けて相対的な多さで表現し、表 2-12 に示した。また、体長と相対的な多さの関係を図 2-24 に示した。

これを見ると、現在のビオトープで得られる動物プランクトンの体長は、比較的大型の種が多く、大型種が多く出現した環境整備前と似た結果を示した。ビオトープには、抽水植物や浮葉植物が生育していることから、水生植物の存在は大型動物プランクトンの生育に有利に働くと考えられた。

表 2-12 ビオトープで得られた *Scapholeberis kingi* (タイリクアオムキミジンコ) の出現状況

調査年月日		出現状況	調査年月日		出現状況	
2013 年	5 月 25 日	CC	2014 年	1 月 18 日	結氷のため採集不可	
	6 月 15 日	+		2 月 25 日	水位低下のため採集不可	
	7 月 6 日	C		3 月 25 日	C	
	7 月 20 日	-		4 月 5 日	CC	
	8 月 16 日	水位低下のため採集不可		4 月 26 日	CC	
	9 月 21 日	C		5 月 24 日	CC	
	10 月 19 日	CC		6 月 14 日	CC	
	11 月 2 日	-				
	11 月 16 日	-				
	12 月 21 日	+				

注) 表中の「-」は、プランクトン採集を行ったが本種が出現しなかったことを示す。

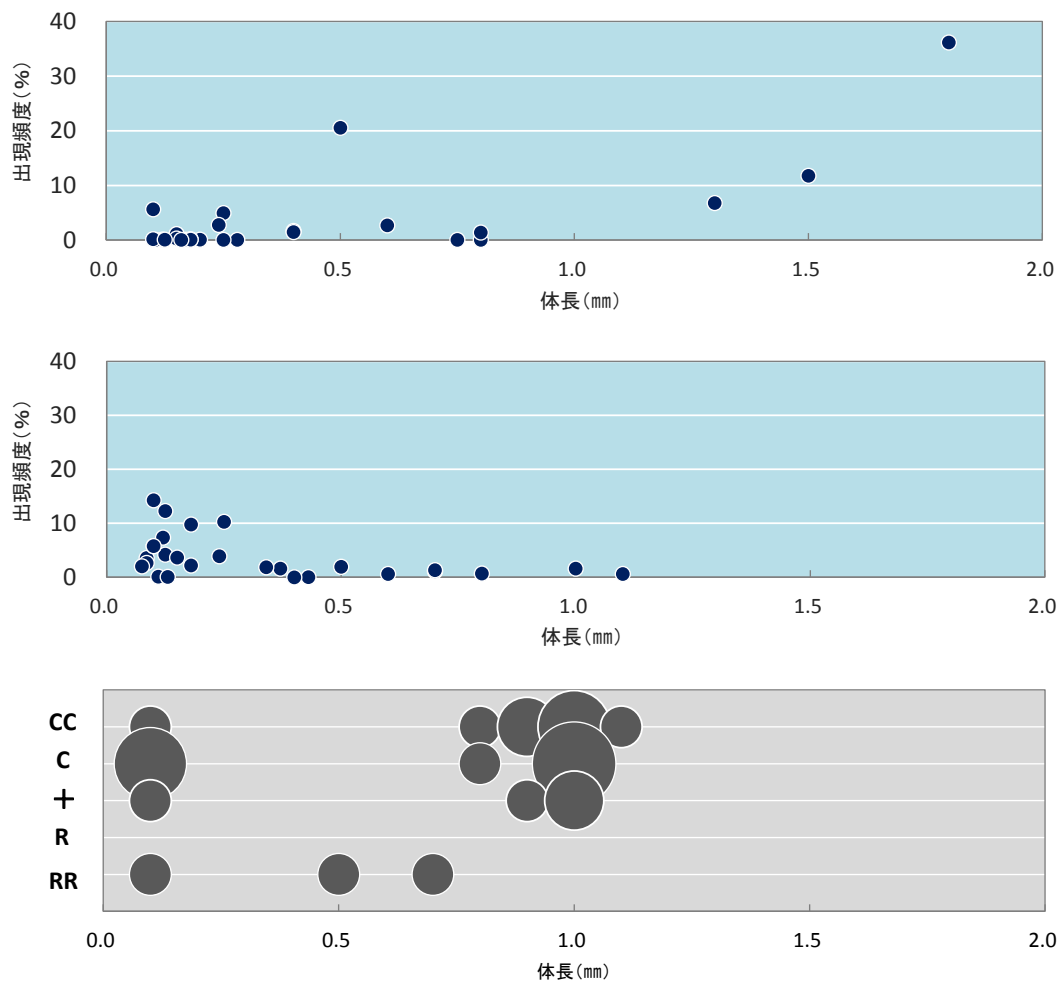


図 2-24 環境整備前(上), 整備後(中), 整備後のビオトープ(下)で
採集された動物プランクトンの体長と出現頻度

2-4-4 大型の動物プランクトンを減少させた要因

大型の動物プランクトンの減少は、水質のように長期間にわたる調査結果の蓄積がないためその状況は不明であるが、関係したと考えられる要因もあるため、以下にそれらについて述べる。

2-4-4-1 水草帯の消失

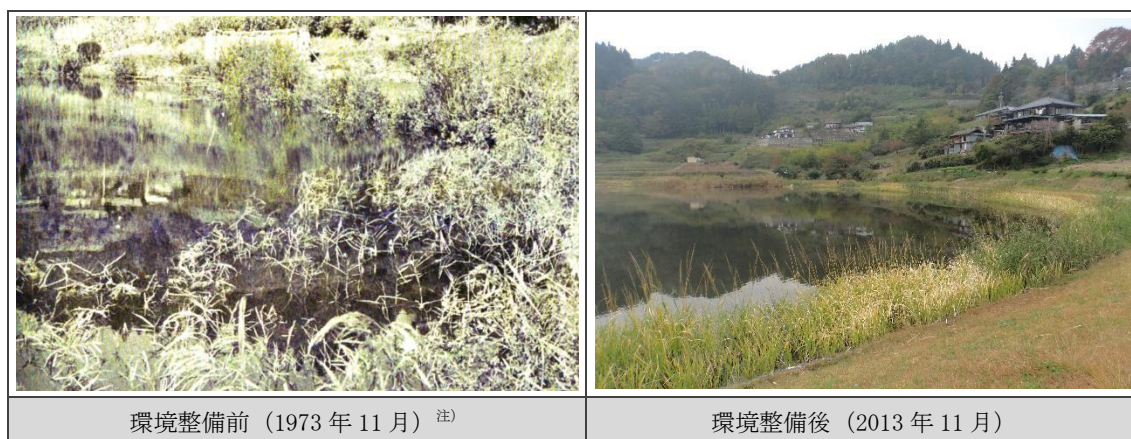
動物プランクトンは魚からの捕食から逃れるため、日中は魚から視認されにくい光の届かない層まで移動し、夜間に植物プランクトンを捕食するため表層に移動する、いわゆる日周鉛直移動をすることが知られている (Kikuchi, 1930 : Sekino and Yoshioka, 1995)。この鉛直移動の他にも魚から身を隠すために沈水植物群落に水平移動することが知られている (花里ほか, 2001 : Burks et al., 2002 : 林ほか, 2007)。

1973年の調査では、水生植生は岸際にカワヤナギ、イヌコリヤナギ、ヨシ、ツルヨシ、ガマ、マコモ、セリなどの小群落が散在し、水中にはセンニンモ、コバノヒルムシロといった沈水植物が認められている（桜井・渡辺，1974）。長野県（1979）は、抽水植物群落の沖出し幅を最大5mと報告している。しかし、1992年の護岸工事の際、岸際の水生物帯は一部残されたり、その後造成されたりしたもの、多くは工事の過程で消失した（八木，私信）。一般的にため池や湖などの護岸や遊歩道を整備する際は、岸際を埋め固めることが多いことから、植生が失われることが一般的である。深見池も同様の工程が取られたと考えられる。

湖東側の湖岸について、環境整備前の1973年11月、環境整備後の2013年11月の状況を図2-25に示した。

環境整備後の大型動物プランクトンは、水草帯が消失したことによって逃避場所を失い魚類に捕食されて個体数を減少させた可能性が考えられた。捕食者の個体数や水草の消失面積といった定量的なデータがないため推測の域を出ないものの、増え始めたとされる外来魚や、環境整備による水草帯の消失は、大型動物プランクトンの種組成に複合的な影響をもたらしたと考えられる。

捕食者による影響については後述するが、環境整備前はプランクトン食であるワカサギが多く生息していたにも関わらず大型の動物プランクトンが多かったことは、この水草帯の存在が関係している可能性も考えられる。



注）桜井・渡辺（1974）より引用。

図 2-25 環境整備前後の湖岸の植生

2-4-4-2 捕食者による影響

動物プランクトンは、魚類や底生動物に捕食されることが知られているため（花里，2001），深見池においても動物プランクトンを捕食するのは、魚類とフサカ幼虫（無脊椎動物）であると考えられる。特に魚類は、仔稚魚の時期において動物プランクトンのサイズに依存して

捕食する動物プランクトン種を決定することか知られている (Brooks and Dodson, 1965 : Dahl-Hansen, 1995)。つまり、視認し易い大型種から捕食する。

深見池に生息する魚種は、1950年代の調査ではコイ、フナ、ウナギ、ドジョウ、ヨシノボリ、ワカサギ、ブラックバスと報告されている (上野, 1952)。ワカサギは放流事業によって持ち込まれ定着した。しかし近年は、違法放流されたブルーギルやオオクチバス等が増加し (武居, 2010)、両種による捕食の影響で他の魚類をはじめとする在来水生動物相は貧弱なものになっていると指摘されている (武居, 2010)。

詳細な魚類相と尾数の推移についてはデータがないが、外来種のオオクチバス、コクチバス、ブルーギルの3種についてはいくつか報告がある。平成17年度から平成19年度にじ長野県水産試験場と深見池の自然を愛する会と共同で駆除目的に捕獲された尾数の推移を見ると、平成17年度は201匹 (オオクチバス21匹、ブルーギル180匹)であったが、平成18年度は4,458匹 (オオクチバス155匹、ブルーギル4,292匹、コクチバス11匹)と、捕獲数も非常に多く、その内のほとんどはブルーギルであった。また、平成19年度には7,701匹 (オオクチバス182匹、ブルーギル7,514匹、コクチバス5匹)とさらに多くなり、ブルーギルがほとんどであった (川之辺・細江, 2008)。この捕獲数と種組成から、近年深見池に生息する魚類の大部分はブルーギルであり、オオクチバスがそれに次ぐと推測される。

ブルーギルの仔稚魚の食性については、寺島 (1982) は、全長1.5 cmを境に食性が変化し、それ以前は Nauplius (ケンミジンコ属の幼生) を、それ以降は大型の動物プランクトンや底生動物の幼虫を餌とすると述べている。また、谷口 (2012) は、尾叉長が5 cm以下の個体の胃内容物の70%以上は、ミジンコやケンミジンコ類といった動物プランクトンが占めていたと述べている。

オオクチバスは、全長5 cmまではほとんどが動物プランクトンや小型の水生昆虫を餌とし、全長8 cm以上になると小型の魚類や甲殻類を餌とすること、全長5~8 cmはその移行期であるとされている (Scott and Crossman, 1973)。山中 (1989) は、3 cm以上の個体の胃内容物からは動物プランクトンが観察されず、水生昆虫が多く確認されたと報告している。

ワカサギについても、人工孵化および放流事業が古くから行われていたこともあり、仔稚魚の食性について飼育観察の事例 (山岸, 1974; 岩井・田中, 1989) があり、岩井・田中 (1989) は孵化後の餌として Nauplius (ケンミジンコ属の幼生) や輪虫が重要であると述べている。また、山岸 (1974) は、個体の成長に従い、輪虫からミジンコ類、ケンミジンコ、大型ミジンコと、餌とする動物プランクトンのサイズも大型化したと述べている。また、伊部ほか (2013) は、天然湖で採集した仔魚の胃内容物の観察により輪虫類が餌の主体となっていると述べている。

生息する魚種や甲殻類の変化が動物プランクトンの種組成に影響をもたらす報告例は多い。古くは、アメリカの湖において、ニシン科の魚が移入する前は大型のミジンコが多く出現していたが、移入後は大型ミジンコが減少するとともに、小型のミジンコや輪虫が増加した (Brooks and Dodson, 1965)。また、ミジンコ類を餌としていた小型甲殻類イサザアミが

みられなくなった結果、ミジンコ類が増加した例や (Hanazato and Aizaki, 1991), 同じく小型甲殻類スジエビの有無で隔離水界を作った結果, スジエビが存在している区画では動物プランクトンの個体数が抑えられ, 不在の区画では動物プランクトンの個体数が多くなった例もある (中武ほか, 2011)。

一般的に魚食魚は, 個体の成長に伴い動物プランクトン食から甲殻類や魚類に食性をシフトするが, 甲殻類や魚類の生息数が十分でない場合は, 小型魚類から大型の動物プランクトンに変化したと考えられる。成長してもニッチシフトが起こらない例は, 白樺湖で知られており, プランクトン食魚が少なくなった白樺湖では, オオクチバスの成魚は動物プランクトンを捕食することが報告されている (河ほか, 2015)。

フサカ幼虫については, 動物プランクトンを捕食することが知られている (Krueger and Dodson, 1981)。深見池において 2003 年から 2004 年に行われた調査では, 5 月頃から増加し始め 11 月に 3,800 個体 m^{-2} と最高値を示し, その後 12 月から 2 月までは全く採集されなかったと報告されている (永野ほか, 2005)。フサカ幼虫の密度の経年的なデータはないものの, 1973 年 11 月の調査によると個体数密度が (900 個体 m^{-2}) と報告されている (桜井・渡辺, 1974) ことから, 個体数が増加している可能性も考えられる。増加した原因については不明であるが, フサカ幼虫は, 動物プランクトンの捕食者として, 深見池の生態系ピラミッドの構成要因として変わらず存在しており, その捕食圧は高まっていると推測された。

2-4-5 大型動物プランクトンの消失が生物群集に与える影響

大型の動物プランクトンの消失は, 下位の栄養段階にある植物プランクトンに影響を及ぼすことが良く知られており, 植物プランクトンを捕食し, 透明度を上昇させる傾向が報告されている (Carpenter and Kitchell, 1993)。湖沼の代表的な大型動物プランクトンは甲殻類のうち, ミジンコ類 (鯰脚亜綱) やケンミジンコ類 (橈脚亜綱) であり (Pace, 1986), 両者は湖沼生態系の重要な構成要素である。

ミジンコ類は, 摂食できる藻類の最大サイズがその体長に比例することが知られている。これは, ミジンコが植物プランクトンを捕食する際, ろ過肢毛と呼ばれる櫛状に密集した毛の間を通過できる粒子のサイズが, *Daphnia* 類などの大型ミジンコは大きく, *Bosmina* 類などの小型のミジンコ類が小さいことが理由で, *Daphnia* 類の方がろ過できる粒子に幅があるため, 小型のミジンコ類より多くの餌を摂食することができるためとされている (Burns, 1968)。また, 小型の輪虫類は繊毛冠を動かして体内に入ってきた餌を咀嚼器ですり潰して消化管に送るが, その咀嚼器の大きさは体サイズに比例するため, 輪虫類が大きな群体を捕食するのは物理的に難しいとされている。

Bosmina 属を用いた室内実験の結果によると, アオコを形成する藍藻類の *Microcystis* は群体が崩壊すれば利用可能な餌資源であるとされている (Hanazato and Yasuno, 1987)。また, 前述の中武ほか (2011) によるスジエビの隔離水界を作った調査結果によると, スジエビ不在の区画ではクロロフィル a 濃度が上昇しなかったことについて, スジエビがない

ため動物プランクトンの個体数が多くなり、動物プランクトンが植物プランクトンを捕食したため濃度の上昇が抑制された可能性が指摘されている。

ケンミジンコ類は、植物プランクトンや小型の動物プランクトンを捕食し (Lampert and Sommer, 1997)、種によって食性は異なるものの、ろ過食者のミジンコ類と違い、餌を直接口器に運び、摂食可能な餌のサイズは口器の大きさに依存するとされている。ケンミジンコはミジンコ類よりもさらに大型種が多いため、その捕食圧も高いと考えられる。

2-5 まとめ

第2章で得られた結果を以下にまとめた。

- 1) 環境整備前後の湖内の無機態窒素と無機態リンを比較すると、無機態窒素は整備前に比べ整備後に顕著に減少した。硝酸態窒素は約 1/4 に、アンモニア態窒素は約 1/2 に、亜硝酸態窒素が約 1/2 になっていた。しかし、無機態リンはほとんど減少していなかった。
- 2) 植物プランクトン量の指標となるクロロフィル a を見ると、環境整備前に比べ整備後はやや増加していた。
- 3) 植物プランクトンについては、整備前は主に珪藻類が優占していたが、近年では夏季に藍藻類、春季や秋季に緑藻類、冬季に珪藻類が優占しており、環境整備前後で種組成が変化した。DIN/DIP は、整備前に比べ整備後は比が低くなっていたことから、藍藻類が優占するようになった一因と考えられた。
- 4) 動物プランクトンについては、環境整備後は大型種が非常に少なくなり、小型の輪虫や繊毛虫が優占した。これに対し、環境整備後のビオトープ内の動物プランクトンは、大型の甲殻類が多く出現した。ビオトープは抽水植物や浮葉植物が多く、抽水植物帯が中心の深見池の植生よりは豊かであり、水中で複雑な構造を形成することから、植生の存在は大型動物プランクトンにとって有利に働く可能性が考えられた。
- 5) 環境整備後に大型の動物プランクトンが顕著に減少した要因は、環境整備に伴う護岸工事で水草帯が消失し、魚類からの逃避場所を失った可能性が考えられた。大型の動物プランクトンは、植物プランクトン量を抑制するという報告が数多くあることから、それらの減少の影響は大きいと考えられた。

- 6) 田中 (2000b) による動植物プランクトンを用いた水質判定の結果, 特に植物プランクトンによる判定では, 深見池は整備前より富栄養化が進行していたことが分かった。

第3章 深見池における水質・

動物プランクトン・植物プランクトンの関係

3-1 目的

第2章では、環境整備前後で無機態窒素が顕著に減少したのに対し、無機態リンはほとんど減少しておらず、クロロフィル a はやや増加していたことが分かった。これらの結果を受け、アオコの発生をはじめとする環境整備後に生じた現象について、生態系レジームシフトが起きているかどうかを見るため、生物要素である植物プランクトンの指標となるクロロフィル a と、非生物要素の無機態窒素および無機態リンの関係を環境整備前後で比較した(図 3-1)。

無機態リンとクロロフィル a の関係については、環境整備の前後で大きな変化はみられなかった。これに対し、無機態窒素とクロロフィル a は、環境整備前は無機態窒素が高くクロロフィル a の値が低かったのに対し、整備後は無機態窒素が低くクロロフィル a が高い傾向にあり、両者の関係性が整備前後で異なっていた。

しかし、これらの関係からは、環境整備後に生態系レジームシフトの概念図で示したような顕著な不連続性は認められなかった。前述のように、富栄養化対策を進める水域において突如として起きる不連続な現象は生態系レジームシフトという概念を用いて説明されることが多いが、この関係を見る限りは深見池で起きている現象をレジームシフトで解釈することは難しいと考えられた。

深見池では水質改善を主目的とした環境整備によって、整備後は湖に流入する窒素やリンが低減された。しかし、この無機態窒素とクロロフィル a の関係を見ると、環境整備前は無機態窒素が多く存在していたにも関わらずクロロフィル a は抑えられ、整備後は無機態窒素が少ないにも関わらずクロロフィル a 量が高い傾向にあることが分かった。このため、環境整備後に深見池で生じた現象は、植物プランクトン(クロロフィル a)を中心とする生物の影響を検討する必要があると考えられた。

植物プランクトン量を左右する要因の一つに、それらを捕食する動物プランクトンの存在がある。動物プランクトンが植物プランクトンを捕食する影響は、一般的に捕食効果と呼ばれ、その捕食効果には、植物プランクトンの現存量増加を抑制する捕食圧と、植物プランクトン群集の種組成やサイズ組成を変化させる影響とがあることが知られている(成田, 1986)。

第3章では、植物プランクトンの細胞数と動物プランクトンの個体数の季節変動から両者の関係を詳細に見ることで現在の深見池の捕食関係の特徴を明らかにした。植物プランクトンの鉛直分布は水塊の動きに依存するため、水の動きが異なる成層期と循環期とを区別することとし、成層期は環境整備後の夏季に優占傾向にある藍藻類とそれらを捕食する動物プランクトンとの関係について、循環期は全層が循環する動きに対応した捕食-被捕食関係の特徴について検討することとした。

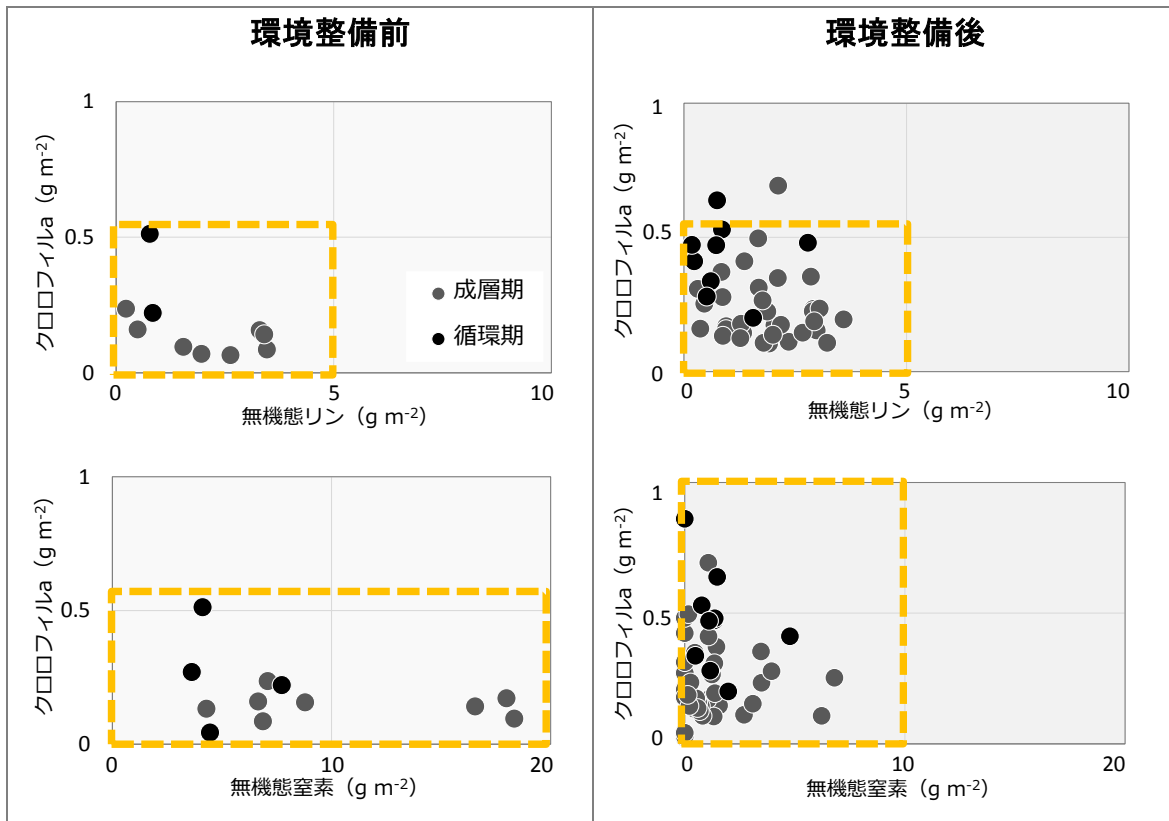


図 3-1 環境整備前後のクロロフィル a と無機態窒素および無機態リンの関係

3-2 方法

現地で測定した水温と溶存酸素濃度，室内分析したクロロフィル a とバクテリオクロロフィル c，動植物プランクトンの試料調整や計数方法は第 2 章に記載した方法に準じた。

3-3 結果

3-3-1 動物プランクトンと植物プランクトンの関係

3-3-1-1 成層期の特徴

成層期における動物プランクトンと藍藻綱の関係について図 3-2 に示した。2013 年の夏季に捕食—被捕食関係と思われる増減が一部見られたものの 2014 年の成層期には見られず，限定的な現象であった。

2013 年 7 月 6 日，23 日，8 月 16 日は糸状体藍藻の *Aphanizomenon flos-aquae* と *Anabaena affinis* が優占種であった。それらの細胞数は，7 月 6 日から 20 日にかけて増加していたが，8 月 16 日に急激に減少した。この減少と同時に，繊毛虫の *Coileps* sp. のみが 8 月 16 日に急激に増加していた。*Coileps* sp. などの一部の繊毛虫は口器から吸い込むようにして糸状藻類を捕食することができるが（中野，私信），甲殻綱はろ過し毛の間隔，輪虫綱は口器の大きさで利用できる餌の大きさが決まるため，糸状の藍藻類は捕食し難かったと考えられた。

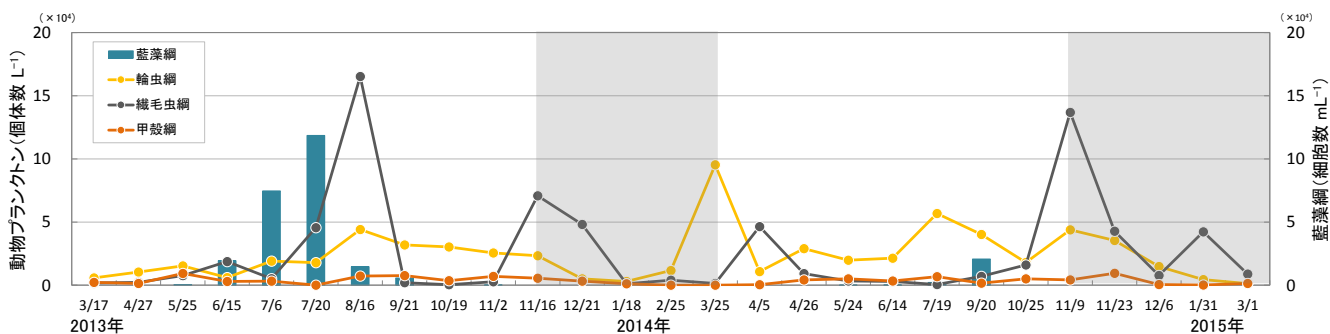
2014 年は、細胞数は少なかったものの塊状の群体を形成する藍藻 *Microcystis aeruginosa* が優占した。しかし、それらの細胞数と動物プランクトンの個体数に明瞭な関係は見られなかった。

藍藻と動物プランクトンの関係については、藍藻の毒性に着目した研究例が多く (Stangenberg, 1968 : Hanazato and Yasuno, 1987 : Porter and McDonough, 1984), 室内実験を通して、一般的には動物プランクトンに対して毒性を持ち摂食, 成長, 産仔数に影響することや, 緑藻や珪藻に比べて栄養値が低いことなどが指摘されている (花里, 1989)。また, 藍藻の群体の形状について述べた例もあり, Porter and McDonough (1984) は, *Daphnia* が取り込んだ糸状の *Anabaena* について, 毒性の有無を問わず排除行動が見られたと報告しており, 物理的に取り込みが困難であった可能性を指摘している。

このように, 成層期に見られた *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena affinis* は, 特に捕食が可能な繊毛虫にしか捕食されなかったと考えられた。*Microcystis aeruginosa* は塊状のため, どの動物プランクトンにも捕食され難かった可能性が考えられた。植物プランクトンの群体形成は動物プランクトンの捕食に対する防御能力であると指摘されており, その他にも細胞に長い刺を有したり, 細胞そのものをゼラチン質で覆い消化されにくくするなどの例もそれにあたりとされている。

群体を形成して大型化した藍藻は, 光, 栄養塩, 水温条件などが変化して活性が弱ると群体が徐々に崩壊していき細分化する。細分化すると, 甲殻類やろ過し毛や輪虫類の口器を通過することができ, 餌として利用できると考えられる。Fulton and Paerl (1987) は, 室内実験で小型のミジンコ類に群体を形成しない *Microcystis aeruginosa* と *Chlamydomonas* (鞭毛藻類) を同時に与えたところ, *Chlamydomonas* に対する摂食が抑制されたが, 群体を形成する *Microcystis aeruginosa* と同時に与えると *Chlamydomonas* に対する摂食が抑制されなかったと述べており, 小型ミジンコの餌の取り込みには *Microcystis* の形状が関係していると指摘した。このように, 深見池で藍藻類が一定期間継続して出現するのは, それらの形状による食べられ難さも一因である可能性が示唆された。

また, 動物プランクトンの捕食圧は体長の大きさに依存し, 体長が大きいほど植物プランクトンへの捕食圧も大きい。現在の深見池では, 小型の輪虫類が主体の動物プランクトン群集であることから, 藍藻類の群体が弱り餌として利用できる状態であっても, それらに対する捕食圧が低いと考えられる。捕食圧が低いと植物プランクトンの現存量が減少しないため, 有機物の堆積量も多くなることから, 底層の貧酸素もしくは無酸素状態が長期化する恐れがあると考えられる。



注) 灰色で着色した部分は循環期であることを示す。

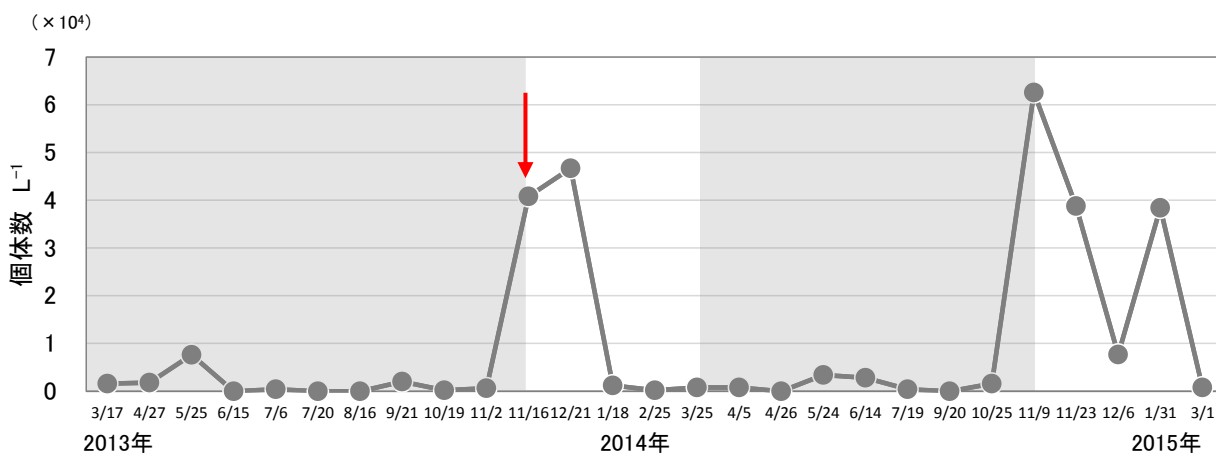
図 3-2 動物プランクトンの個体数と藍藻の細胞数の変動

3-3-1-2 循環期の特徴

循環期については、表層から底層まで湖水が循環し水の動きがあるため、動物プランクトンと植物プランクトンの鉛直分布から、その捕食関係の有無について述べた。詳細に見るため、底泥が混入する採水深度 7.0~約 7.6m までの試料について同定、計数を行った。

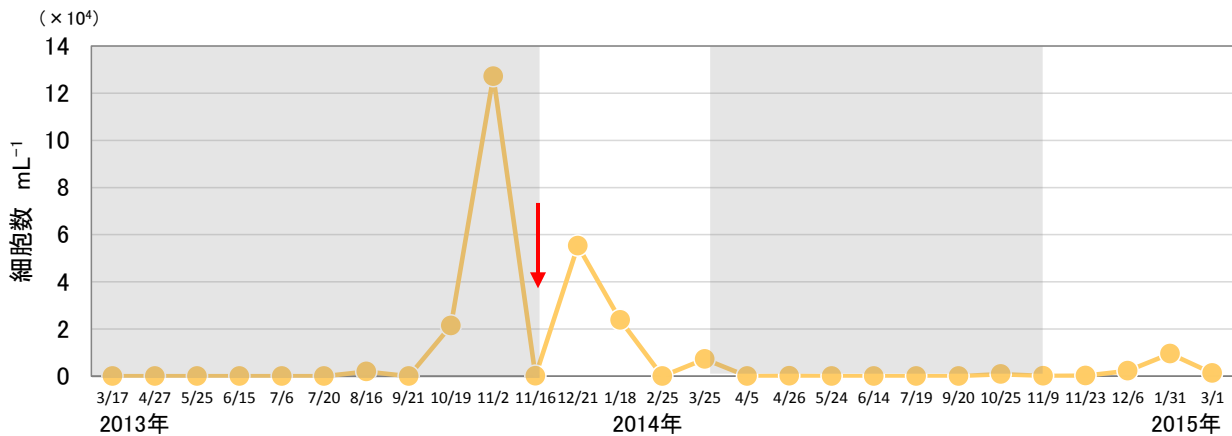
2013 年から 2014 年にかけての循環期では、*Tintinnopsis lacustris* (繊毛虫綱) の顕著な増加と、植物プランクトンのうち特に *Fragilaria rumpens* (珪藻綱) の減少が認められ、両者は捕食—被捕食関係があることが示唆された (図 3-3, 図 3-4)。しかし、2014 年から 2015 年にかけては、両者に明瞭な増減は認められなかった。

ここでは、特に 2013 年から 2014 年にかけての成層期から循環期に見られた両者の関係について、2013 年 11 月 2 日、11 月 16 日、12 月 21 日、2014 年 1 月 18 日の 4 回分の観測結果を、水塊の動きとともに時系列で比較した。



注) 灰色で着色した部分は成層期であることを示す。

図 3-3 *Tintinnopsis lacustris* (繊毛虫綱) の個体数の変動



注) 灰色で着色した部分は成層期であることを示す。

図 3-4 *Fragilaria rumpens* (珪藻綱) の細胞数の変動

(1) 水温と溶存酸素濃度の分布

図 3-5 (上段) に水温・溶存酸素濃度の鉛直分布を示した。

11 月 2 日は水温、溶存酸素濃度ともに底層で減少しており、成層構造が見られたため、成層期にあたると思われた。11 月 16 日は、水温は表層から底層まで一様で成層構造はみられず、溶存酸素濃度は表層から底層までの全層において 1 mg L⁻¹ 以下とほぼ無酸素であった。12 月 21 日および 2014 年 1 月 18 日は、水温、溶存酸素濃度ともに表層から底層まで一様に分布しており成層構造が見られなかったため、循環期にあたると思われた。

11 月 16 日の全層無酸素の出現は、成層期から循環期に移行する際、無酸素の底層水が表層に持ち上がって拡散したためと考えられた。

(2) 植物プランクトンの鉛直分布

図 3-6 (下段) に植物プランクトンの細胞数の鉛直分布を網ごとに示した。

11 月 2 日は、表層から水深 5.0m まで、*Fragilaria rumpens* (珪藻綱) と *Crucigenia tetrapedia* (緑藻綱) が多く出現した。表層から底層までの細胞数の鉛直分布は、溶存酸素およびクロロフィル a 濃度の分布と良く一致していた。

11 月 16 日は、7.0m を除くどの層においても植物プランクトンはほとんど存在しておらず、クロロフィル a 濃度も非常に低い値を示した (図 3-5, 下段)。このときわずかに見られた種は *Fragilaria rumpens* であった。なお、7.0m のピークは、試料に底泥が混入したため底泥に堆積した遺骸を計数したと思われる。

12 月 21 日は、表層から底層まで *Fragilaria rumpens* がほぼ均一に分布し、11 月 16 日より細胞数も増加した。7.0m のピークは、試料に底泥が混入したため底泥に堆積した遺骸を計数したと思われる。

2014 年 1 月 18 日は、*Fragilaria rumpens* の細胞数は 2013 年 12 月 21 日に比べやや減少したものの、表層から底層までほぼ均一に分布した。

(3) 動物プランクトンの鉛直分布

図 3-6 (上段) に動物プランクトンの個体数の鉛直分布を綱ごとに示した。

11月2日は、表層から5 mまで *Trichocerca similis* (輪虫綱) と *Trichocerca dixon-nuttalli* (輪虫綱) が多く出現した。輪虫綱および甲殻綱の個体数の鉛直分布は溶存酸素濃度と良く一致した。また、底層には *Tintinnopsis lacustris* (繊毛虫綱) が多く出現した。

11月16日は、*Tintinnopsis lacustris* が全層にわたり優占した。その他に *Epistylis* sp. (繊毛虫綱) や *Trichocerca similis* (輪虫綱) も出現した。

12月21日については、11月16日と同様に *Tintinnopsis lacustris* が全層にわたり優占しており、11月16日から約1か月経過した後も優占状況とその個体数の鉛直分布に大きな変化はみられなかった。2014年1月18日には全層で個体数が減少しており、繊毛虫の個体数も少なくなっていた。

(4) 動物プランクトンと植物プランクトンの鉛直分布から考えられること

11月16日の全層無酸素層の出現時は、繊毛虫が急激に増加したのに対し珪藻類は顕著に減少した。珪藻類の減少要因については、無機態窒素や無機態リン濃度どの層においても枯渇しておらず、栄養塩不足によって増殖できなかつた可能性は低いと考えられた。また、植物プランクトンが呼吸に利用する溶存酸素不足のため、生息、増殖できなかつた可能性も考えられるが、捕食者である繊毛虫の個体数の急激な増加を考慮すると、動物プランクトンに捕食されたことによって減少したと考えられる。

一般的に繊毛虫は貧酸素に耐性がある種が多く、底層で生息する繊毛虫は表層から沈降してくる生物由来の遺骸を分解する、いわゆる分解者としての役割を担っている。優占種となった *Tintinnopsis lacustris* は50 μ m 程度の小型種であり他の輪虫綱や甲殻綱と比べて移動能力に秀でていたとは考えにくいことから、成層期から循環期の移行期に底層の水が表層に持ち上がり拡散する際、全層に分布したと考えられる。無酸素出現時から1ヵ月後も全層で優占したことについては、貧酸素耐性があり無酸素の期間に死滅せずに生息し続け、餌不足による死滅も避けることができたためと考えられる。

この全層無酸素層の出現は、1978年の観測開始以降、初めて認められた現象であった。しかし、1978年から1979年に採集された試料の種組成を見ると、移行期で水塊が動く11月頃から12月頃に *Tintinnopsis lacustris* (繊毛虫) や *Vorticella* sp. (繊毛虫) が出現していた(田中、私信)ことから、成層期に底層に分布していた繊毛虫が循環期に表層まで持ち上がり、その後全層に分布する現象は環境整備前も起きていた現象であったと推測された。

深見池で生息する繊毛虫は、成層期には表層に分布して植物プランクトンを捕食する場合や、底層に分布して表層から沈降する弱った植物プランクトンや酸化還元境界層や底層に分布する光合成細菌を捕食していると考えられるが、成層期から循環期に移行する際は水塊の動きを利用して全層に分散した植物プランクトンを捕食していると考えられた。

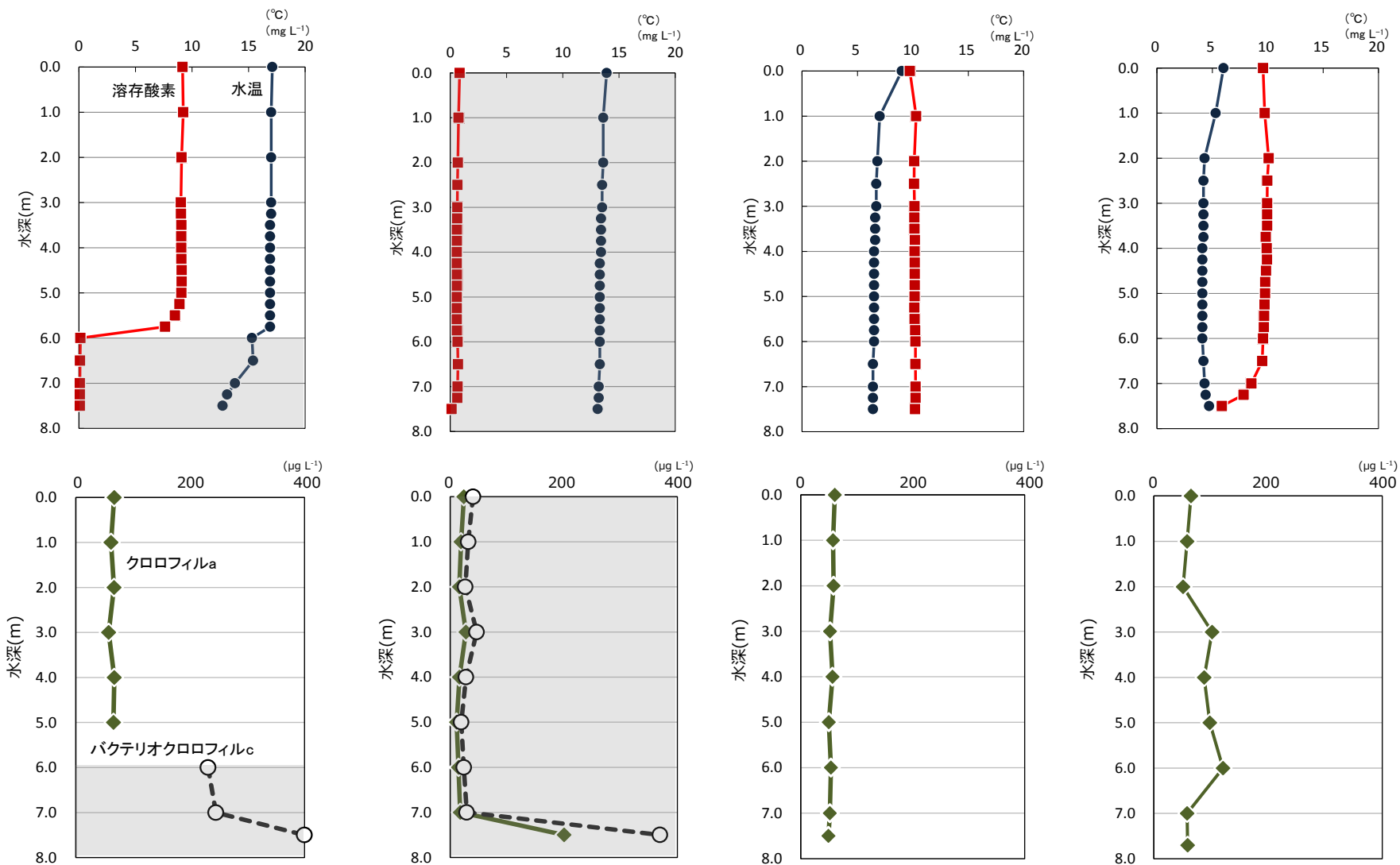
2013年11月2日(成層期)

11月16日(成層期→循環期)

12月21日(循環期)

2014年1月18日(循環期)

74



注) グラフ中に灰色で着色した領域は、溶存酸素が 0.1 mg L⁻¹ 以下であることを示す。

図 3-5 2013年の成層期から循環期にかけての水温および溶存酸素(上)・クロロフィル a およびバクテリアクロロフィル c(下)の鉛直分布

2013年11月2日(成層期)

11月16日(成層期→循環期)

12月21日(循環期)

2014年1月18日(循環期)

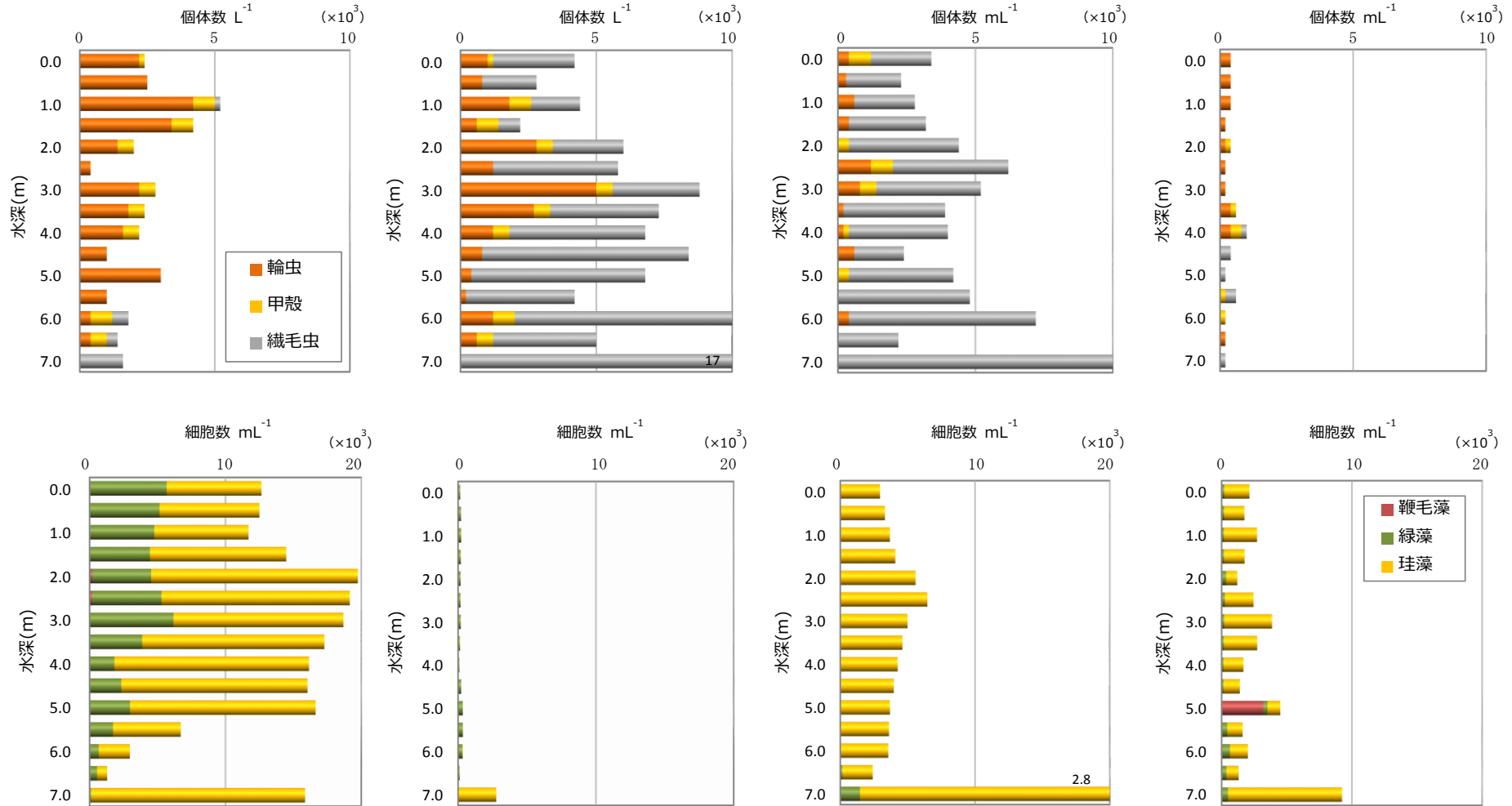


図 3-6 2013 年の成層期から循環期にかけての動物プランクトン (上) および植物プランクトン (下) の鉛直分布

3-4 考察

3-4-1 全期間の動物プランクトンと植物プランクトンの関係

図 3-7 に、本研究で得られた動物プランクトンの個体数と植物プランクトンの細胞数の関係を示した。これを見ると、植物プランクトンの細胞数が多い場合は動物プランクトンの個体数が少ない傾向が見られるが、動物プランクトンの個体数が多く植物プランクトンの細胞数が少なかったのは 2 例しか見られず、相対的に個体数が少ない傾向が見られた。

図 3-8 に、動物プランクトンの個体数と植物プランクトンの細胞数の季節変動を示した。2013 年 8 月 16 日や、2013 年 11 月 16 日のように動物プランクトンの個体数が多く植物プランクトンの細胞数が少ない関係が明瞭に認められるケースもあったが、その関係性が認められないケースも多かった。これについては、水温が低く動物プランクトンが少ない冬季にクロロフィル a が高い深見池の特徴が表れているとも考えられるが、2014 年の成層期は水温が高い時期にも関わらず動物プランクトンが少ないためクロロフィル a が低下していない例もあることから、深見池特有の捕食関係と、一般的な動物プランクトンと植物プランクトンの捕食関係の両者が複合的に示されていると考えられた。

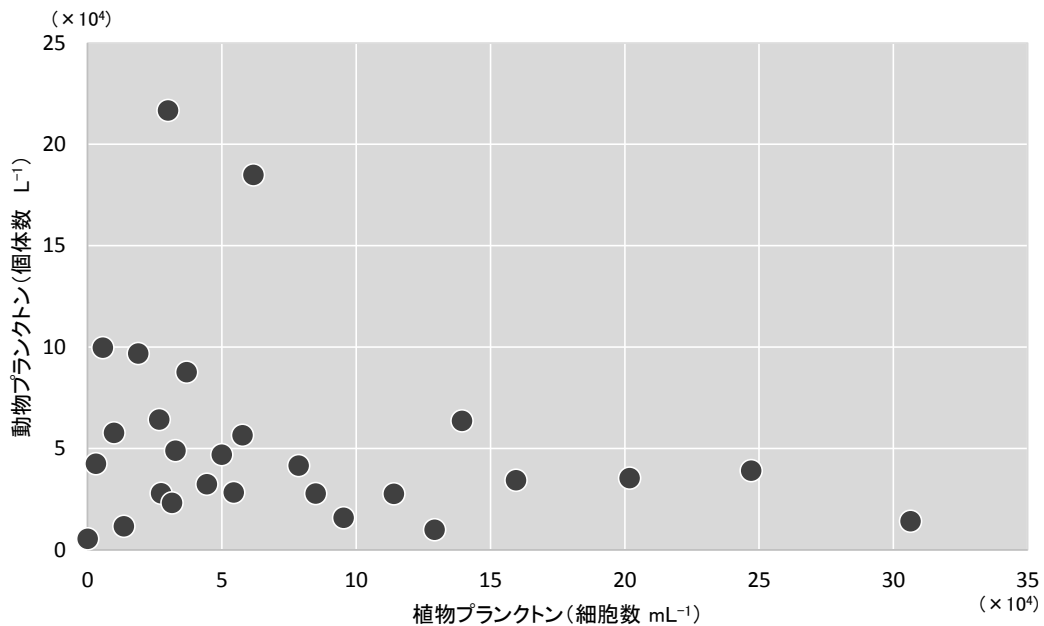


図 3-7 環境整備後の動物プランクトンと植物プランクトンの関係

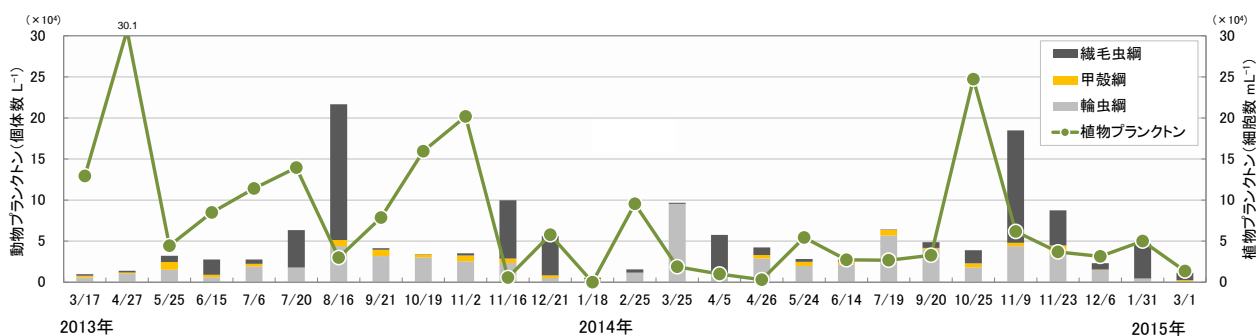


図 3-8 環境整備後の動物プランクトンの綱ごとの個体数および植物プランクトンの細胞数の変動

3-4-2 環境整備前後の無機態窒素とクロロフィル a の関係から推定されること

以上のように、深見池における植物プランクトンと動物プランクトンの捕食-被捕食関係については、成層期、循環期いずれも繊毛虫のみが植物プランクトンを捕食していることが考えられた。よって、現在の深見池では、植物プランクトンを捕食する主要な動物プランクトンは繊毛虫であると考えられた。しかし、成層期に明らかな捕食-被捕食関係が認められたのは 2 回のうち 1 回であり、捕食関係が限定的な現象であった可能性も残されている。また、循環期の関係は、成層期から循環期に移行した後の約 1 ヶ月程度しか継続しない現象であると考えられ、一年を通じて植物プランクトンに対する動物プランクトンの捕食圧が常にあるとは言い難いと思われる。

前述のとおり、無機態窒素とクロロフィル a の関係を環境整備前後で比較すると、環境整備前は無機態窒素が多いがクロロフィル a はそれほど多くないのに対し、整備後は無機態窒素が少なくてクロロフィル a が多いという関係であった。これには、植物プランクトンに対する動物プランクトンの捕食圧が低いこと関係していると考えられた。

第 2 章の結果より、環境整備前は大型の動物プランクトンが優占していたことから、それがクロロフィル a (植物プランクトン) をよく捕食したためクロロフィル a 量が抑えられていたと考えられた。これに対し、整備後は植物プランクトンに対する捕食圧が低い小型の繊毛虫や輪虫類が優占していたことから、クロロフィル a が減らず残存しやすい構造になっていると考えられた。また、大型動物プランクトンの減少には、環境整備の工事の際、水草帯が消失したことが関係したと考えられた。環境整備前はプランクトン食のワカサギが多く生息していたが水草帯があったため大型動物プランクトンはワカサギの捕食を逃れることができた。しかし、逃避場所が消失した整備後は、魚種を問わず幼魚のところに捕食されたり、成魚でもオオクチバスはプランクトンを捕食する事例もあることから、魚に捕食されて大型の動物プランクトンは減少したと考えられた。これらの関係を模式的にまとめ、図 3-9 に示した。

環境整備後のクロロフィル a の増加量は顕著ではなかったものの、近年の夏季に見られる藍藻類の優占は、第 2 章の無機態窒素/無機態リンの比の低さを考慮すると今後も継続する可能性が高い。大型動物プランクトンを欠いた現在の深見池でアオコが発生することは、より多く

の有機物量が蓄積する恐れがあり、底層の貧酸素や無酸素状態が長期化する可能性がある。

貧栄養湖であったドイツのシュリアー湖は、1950年代以降降水の華が発生するようになったため、下水道を整備し湖への汚濁負荷低減を図ったところ、夏季の無酸素層の厚みが徐々に減ったとされている（津田，1973）。今後は、内部生産の程度を推し量る堆積速度の再計算や、有機物量に関するデータを蓄積するとともに、植物プランクトン量を抑制する新たな対策が必要であると考えられる。

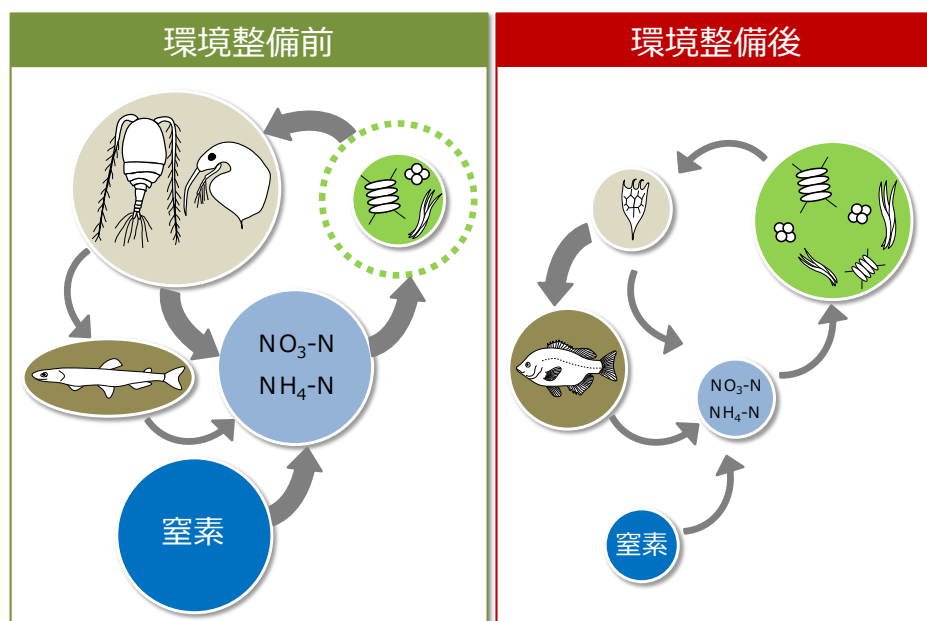


図 3-9 環境整備前後の栄養塩・植物プランクトン・動物プランクトン・魚類の関係を示した推定模式図

3-5 まとめ

第3章で得られた結果を以下にまとめた。

- 1) 成層期における動物プランクトンと藍藻との関係を見ると、糸状体の藍藻類は繊毛虫には捕食される可能性があるものの甲殻類や輪虫類には捕食されにくいことが考えられた。また、塊状の藍藻類はどの動物プランクトンとも明瞭な関係が認められなかった。群体が崩壊すると動物プランクトンに餌として取り込まれるが、現在は捕食圧の低い小型の輪虫類や繊毛虫が中心の種組成であるため群体が残存しやすく、藍藻優占期間を長期化させる可能性が考えられた。

- 2) 循環期における動物プランクトンと植物プランクトンの関係を見ると、成層期から循環期に移行する際に底層の水が表層に持ち上がるため、底層にいた繊毛虫も全層に分布し植物プランクトンを捕食していると考えられた。
- 3) 本研究の調査期間を通して動物プランクトンと植物プランクトンの関係を見ると、動物プランクトンの捕食圧は低い傾向にあり、明瞭な捕食関係が認められるケースはそれほど多くなかった。
- 4) 環境整備前後の無機態窒素とクロロフィルaの関係を見ると、整備前は大型動物プランクトンが植物プランクトンを捕食していたため、流入する窒素が多くても湖内の植物プランクトン量は抑えられていたと考えられた。これに対し、整備後は捕食圧の低い小型の動物プランクトンが中心の種組成であるため、湖内の窒素が少なくても植物プランクトン量が減少せず残存しやすい状況にあると推測された。
- 5) 近年夏季に見られる藍藻類の優占は今後も継続する可能性が高いことから、植物プランクトン量を抑制するための新たな対策を検討する必要があると考えられた。

第4章 深見池における環境再整備の提案

4-1 まえがき

前述のように、深見池においては水域の水質改善を目的に環境整備事業が進められたものの、対策に反して植物プランクトン量はやや増加し、大型の動物プランクトンの個体数が少なく植物プランクトンに対する捕食圧が低い状態にあることが推測された。このため、植物プランクトン量を減らすための対策を検討する必要があると考えられた。

食物連鎖の構造は、生産者である植物プランクトンが動物プランクトンに捕食され、動物プランクトンがプランクトン食の小魚に捕食され、小魚は魚食魚の魚類に捕食されるように、それらは密接に関っている。例えば、ある水域で魚食魚が何らかの要因で減少した場合、小魚に対する捕食圧が低下するため小魚は増加する。すると、動物プランクトンに対する小魚の捕食圧が高まるため動物プランクトンは減少する。さらに、植物プランクトンに対する動物プランクトンの捕食圧が低下するため植物プランクトンが増加する。また、植物プランクトンの減少が動物プランクトン、小魚を通して上位の魚食魚に影響を与える過程もある。このように、栄養段階が上位の種が下位に与える影響をトップダウン効果、下位の種が上位に与える影響をボトムアップ効果と呼ぶ。

これらの効果を利用して、人為的に生物を操作することによって生態系管理や水質改善を図ろうとする手法をバイオマニピュレーション（生物操作）と呼ぶ。国内外で多くの事例がある。

4-2 富栄養湖における生物操作の例

国内の生物操作の事例として代表的なものに、白樺湖で行われた研究報告がある（Ha et al., 2013）。盛夏にアオコが発生していた白樺湖では、その発生抑制を目的とした生物操作が行われた。具体的には魚食魚（ニジマス）を放流することでプランクトン食の小魚（ワカサギ）を減少させ、植物プランクトン量を減らし水質浄化能力が高いとされる大型の動物プランクトン（*Daphnia galeata*, カブトミジンコ）の個体数増加を期待したものである。隔離実験では、*Daphnia*類が多くなると藍藻の発生が抑制されることが分かった。これを受け、2000年からニジマスの放流を続けた結果ワカサギは減少し、*Daphnia galeata*が増加した。また、*Daphnia galeata*との餌をめぐる競争に負けた小型ミジンコ類や輪虫類は減少した（花里, 2011）。さらに、沈水植物のコカナダモ群落が拡大したため、栄養塩をめぐる競争に負けた植物プランクトンはさらにその量を減らし、操作前に平均2mだった透明度は4m58cmと2倍以上に上昇した。さらに、全リンの量も徐々に減少した（河ほか, 2015）。

イタリアのカンディア湖やアメリカのクリスティーナ湖では、動物プランクトンを増加させるために、魚食魚を放流し、プランクトン食魚の個体数を減少させる試みがなされた。カンディア湖では放流後、透明度が上昇し、窒素やクロロフィル a の値も減少した（Giussani and Galanti, 1992）。クリスティーナ湖でも透明度が上昇し、沈水植物群落が広がったと報告されている（Hanson and Butler, 1990 : 1994）。

4-3 湖岸植生の存在意義

湖岸の水草は、その形態や生活型等の違いから、沈水植物、抽水植物、浮葉植物、浮遊植物などに区分されている。一般的に湖棚と呼ばれる緩やかに傾斜した場所に、深度を変えて帯状に分布している（図 4-1）。

水草は、湖の生態系の中で重要な役割を担っている。桜井・国土交通省霞ヶ浦河川事務所(2004)は、水草帯の働きを8つ指摘しているが、それらを纏めると、①生物が利用する生息環境を提供する、②窒素、リンを吸収し水質を浄化する、③波立ちを抑制する、④景観を維持する、等に分かれる。特に①について概説すると、茎や葉が付着藻類や細菌の付着基質として、小型の甲殻類、動物プランクトン、魚の仔稚魚などの生育場所あるいは捕食者からの逃避場所として、また水中では魚類の、陸上では鳥類の産卵場所として利用される。さらに、底泥では植物枯死体が堆積し、それを餌とする貝類、環形動物、ユスリカ等の昆虫幼虫といった底生動物に利用される。

湖岸の水草帯は様々な形態の水草が多く存在することで複雑な構造を作り出すため、それらを利用する生物の多様性が高くなり、生物量も多い（高村，2003）。琵琶湖で記録された底生生物は276種と多く全生物種の4割を占めるが、そのほとんどは湖岸の沿岸部（水草帯）およびその下の垂沿岸部に生息していることが報告されている（西野，1988）。しかし、各地の湖の水草帯は、湖岸改修、水質悪化等によって水草帯は衰退、消失し、それらを利用する生物は直接的な影響を受けてきた（天野，2013b）。

水草の中では、沈水植物の重要性についての指摘が多い（Scheffer，2004；天野，2013b）。浅い湖沼や池などでは沈水植物の群落が発達していると、水中の窒素、リン濃度が高くなっても透明度が保たれる現象が知られている。これは、沈水植物が存在することで、底泥の巻き上がりによって発生する濁りの抑制効果や、植物体による窒素、リンの蓄積で植物プランクトンの増殖の抑制効果によるものとされている。また、植物プランクトンの増殖が抑えられると水中に到達する光量も維持されるため、沈水植物群落の生育に適した状態が継続される。しかし、一旦過剰な窒素リンが供給されると、植物プランクトンが増殖し水中の濁りを増加させるため光が底泥まで十分に届かず沈水植物群落が消失する。すると、沈水植物が利用していた窒素リンは植物プランクトンに利用され、底泥の巻き上げが起り易くなることでさらに濁り、透明度が低下する（Faafeng and Mjelde，1998）。また、湖の護岸改修によって沈水植物群落が人為的に消失する場合もこの過程を経る。また、Scheffer et al.（2001）は、浅い湖沼について、一定の濁りがあっても水草が繁茂している場合と、過栄養になるなどして水草が消失して植物プランクトン量が非常に多い場合に分かれるとしており、過栄養の状態から脱するには、外部からの負荷低減と、水草帯の回復が重要だと述べている。

沈水植物群落は、小型の甲殻類や動物プランクトン等、多くの生物の生育場所として利用されることは前述の通りである。特に動物プランクトンについては、林ほか（2007）が水草の生活型とミジンコ類の現存量の違いについて述べている。それによると、沈水植物群落中のミジンコ類の現存量は、浮葉植物群、抽水植物群、対照区（水草なし）と比較すると著しく高く生

息密度が高まったこと示し、水中に葉を展開するため隠れ場としての機能性に優れていることを指摘している。さらに、水中に疑似的な沈水植物としてプラスチック製の接触材を充填してもミジンコ類の生息密度が高く維持されることも報告されている（林ほか，2004）。また、ミジンコ類はキチン質の殻の一部および全体が湖底堆積物に残存するため、その残存状態などを分析すると過去のミジンコ相の変化を推定することができる（Frey, 1986）が、Thomsら（1999）はオーストラリアの38の三日月湖について、堆積物中のミジンコ遺骸と沈水植物群落の関係を調べた結果、群落の面積が広いほどミジンコ類の出現頻度が高いことを報告している。

湖岸の水草帯は、立体的な構造物が存在することで構造物が全くない沖に比べ生息空間が創出されるが、抽水植物は茎の一部が浅く水没し、浮葉植物は葉のみが表面に浮くため、それらは複雑な構造を形成しにくい。これに対し沈水植物は植物体全体が水没するため、陸上で例えると木々が密集して小動物の隠れ場所を提供するように、その一帯で密集すれば複雑な構造を創出する。このため、大型の動物プランクトンが捕食者から隠れる場所には沈水植物群落が最も適しているとされる。

このように、沈水植物群落が生態系に与える影響は大きいですが、その影響の程度には、水域全体の体積に占める沈水植物群落の割合（PVI：percent volume infested）が重要であると指摘されている（Maceina and Shireman, 1980）。PVIが15%を超えると、動物プランクトンは魚類に対して遮蔽される効果が高まるとされ（Sondergaard and Moss, 1998）、また、15-20%で透明度が上昇するとされている（Sondergaard and Moss, 1998）。さらに、20~24%ではプランクトン食の魚類の動物プランクトン群集への捕食圧が低下するとされ（Schriver et al., 1995；Beklioglu and Moss, 1996）、30%を超えるとクロロフィルaが顕著に低下するとされている（Canfield et al., 1984）。

霞ヶ浦では、平成14年までの30年間で消滅した沈水植物帯について、隔離実験等を通して群落の再生を試みている（大寄ほか，2011；天野，2013b）。自然の持つ浄化能力を回復させるための試みで、沈水植物による栄養塩の取り込みや、大型動物プランクトンを増加させて水中の植物プランクトン濃度の低下を図ろうとするものである。

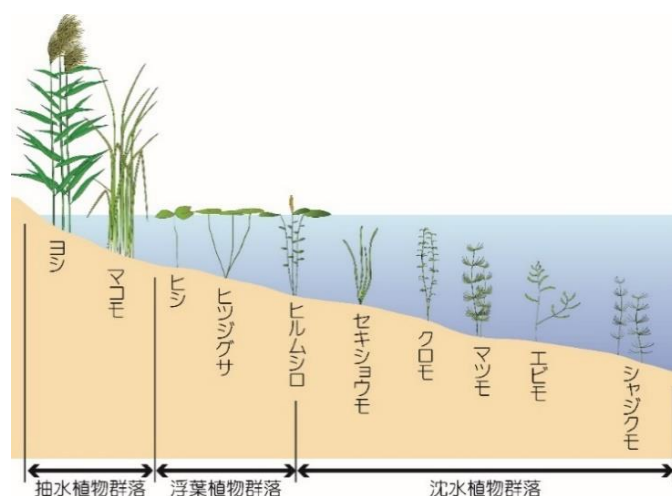


図 4-1 湖岸植生の構造 平塚ほか（2006）を再作成

4-4 深見池における湖岸植生の創出

湖岸植生について、上野（1952）による1950年代の深見池の湖岸および周辺の植物を記した図と、現在の深見池の湖岸植生を並べて示した（図4-2）。

面積の比較はできないが、現在の湖岸には一部を除き抽水植物群落が周囲を囲む。環境整備の工事の際は歩道造成のために湖岸の過半を埋め立た後、周囲に抽水植物群落を再造成したと思われる。

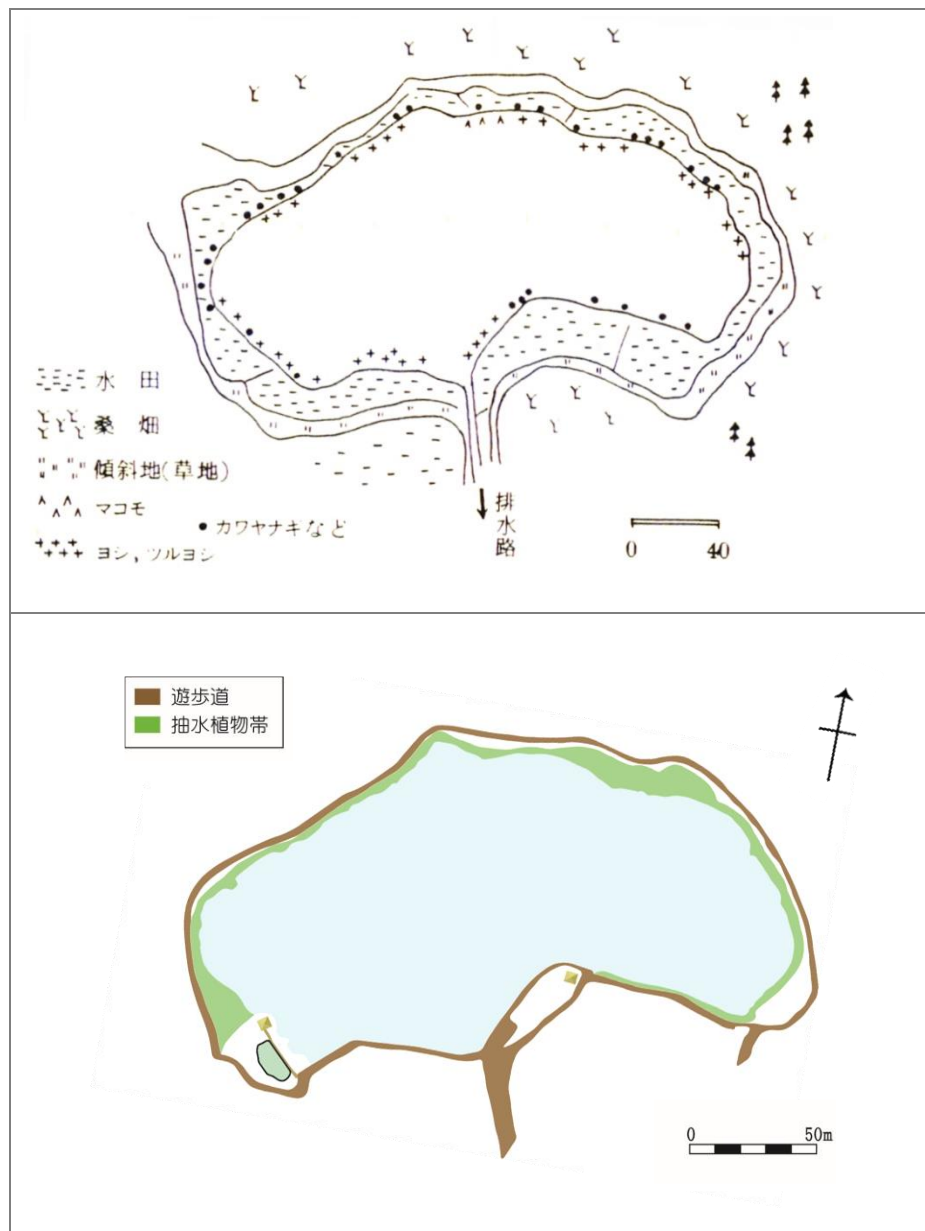


図4-2 環境整備前後における湖岸植生の変化（上：環境整備前，下：環境整備後）

現在深見池では小型の輪虫類や繊毛虫が優占しているため、植物プランクトンに対する捕食圧が低い状態にあると推測される。夏季に藍藻類が優占し、大きな塊や糸状体が長くなるなど、群体を形成している時期は大型の動物プランクトンや輪虫類でも捕食しにくい、群体が崩壊すれば体内に取り込めるため、捕食圧がより高い方が水中から速やかに藍藻類を取り除くことができる。水質浄化能力の高い大型動物プランクトンを増やすことで湖全体の植物プランクトン量を低下させるためには、沈水植物群落の創出によって大型動物プランクトンの隠れ場所を増やすことが必要であると思われる。

また、大型動物プランクトンの増加によって植物プランクトン量が低い状態が継続されれば透明度が高い状態で維持されることになるため、光がより深い水深まで到達するようになり、定着した沈水植物群落の拡大も期待され、さらに、沈水植物群落による安定的な栄養塩の取り込み効果によって植物プランクトン量も抑制されると考えられる。

以上の理由から、深見池で沈水植物群落の試験創出を提案する。試験創出の区画については、ビオトープの北側に広がる抽水植物群落を掘削する。この区画は非常に浅い上に一定の広さがあり、またビオトープに隣接するため管理がし易いと思われる（図 4-3）。沈水植物群落の創出にはある程度の深さが必要なため、抽水植物群落の一部を除去して、なだらかな地形を保ちながら掘り下げる工夫が必要である。

工法については、底泥の安定性と植え付けを同時に行うため、あらかじめ発根させておいた根付きの植物体をトリカルネット（プラスチック製、目合い 2.2 cm、タキロン株式会社）に固定して創出区画に敷く方法が考えられる。このネットを採用した沈水植物移植実験は、秋田県の八郎潟で実際に進められている手法である（尾崎，2014）。

また、陸地から木造の橋げたを渡して通行できるような歩道を設置すると、沈水植物群落を上から見下ろすことができ、親水機能の付加をすることになり、さらに環境教育への発展も期待できる。試験創出のため最深部でも 60～70 cm 程度の水深を想定しているが、地元の幅広い年代の方々を利用されることを考えると、全国のビオトープで多用されるような、自然に溶け込む丸太状の木を並べた橋に手すりを加えた構造が適切であると考えられる。ただし、木造のため一定期間で腐食が進むことから定期的に修繕や交換が必要になるとと思われる。

植え付ける沈水植物には、冬季も枯れず生息可能なセンニンモなどが適していると思われる。センニンモは、環境整備前は深見池に生息していることが報告されている（上野，1952）ため、深見池内の土壌を採集して埋土種子を取り出し、埋土種子から発芽させた株を使用する。

配慮事項としては、現在優占種であるブラックバスとオオクチバスは、岸際の浅場に円形の産卵床を作ることが知られており（水産庁，2015）、造成した発達途中の群落にも産卵床を作る可能性がある。このため、春から夏にかけての駆除目的の捕獲を継続するとともに、試験創出後に群落がある程度定着するまでは網を設置するなどして接近させないような工夫が必要であると考えられる。

浅枝（2007）は、富栄養化した湖沼を水質改善する場合、沈水植物群落の発達、適切な魚類種を構成すること、大型動物プランクトン群集を十分に発達させることが必要であると指摘し

ている。しかし、琵琶湖の南湖では沈水植物群落が発達し、その範囲は全水面面積の約 80%を占めるまで発達している(芳賀, 2008)。この過剰に発達した群落は、漁船の通行に障害となり、漁具も設置し難い。さらに、群落のある湖底直上の溶存酸素が飽和度にして 50%未満を観測したことも報告されており、貝類などの水産資源量の回復の妨げとなることが指摘されている(芳賀ほか, 2006)。琵琶湖南湖における沈水植物群落の発達には生物操作によるものではないが、その能力を念頭に入れ、群落の発達程度は注視する必要があると思われる。

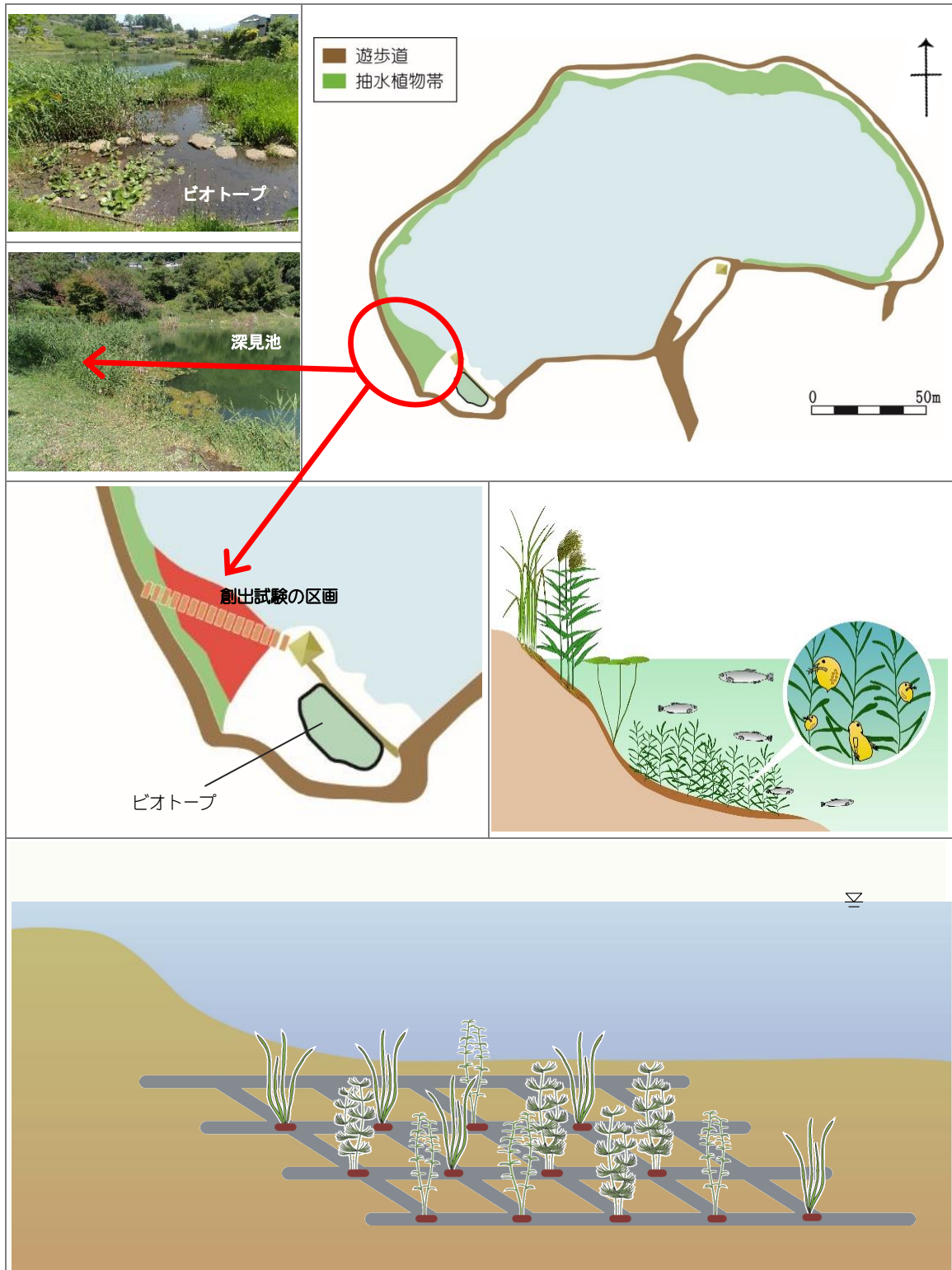


図 4-3 沈水植物群落の試験創出区の設置場所および創出方法のイメージ図

4-5 試験創出の配慮条件および深見池で得られた知見が適用できる湖沼

深見池で得られた知見がどのような湖沼に適用できるかを明らかにするため、湖岸植生の創出や移植実験といった復元事業を進めている湖沼や、水域に手を加えず自然に水草が繁茂するようになった湖沼など、沈水植物の再生に関連する全国の代表的な事例をまとめた(表 4-1)。

湖岸の植生を再生する事業は全国的には多くないものの、沈水植物の再生を主軸にした湖岸植生の再生には幾つかの事例がある。これらの水域のいくつかで共通しているのは、以前その水域が有していた豊かな湖岸植生を復元しようとするまでに至る過程である。八郎潟(秋田県)、印旛沼(千葉県)、霞ヶ浦(茨城県)などでは、干拓事業や開発などで湖岸の植生が失われたと同時に、水質が悪化の一途を辿ったことが共通している。沈水植物は、その水質浄化能力、底泥の巻き上げ防止、小型の魚類、甲殻類、動物プランクトンの生息場所を提供すること等、水域生態系の中で非常に重要な役割を果たしていることが徐々に明らかになった。そしてその役割が生態系を改善する上で重要視されるようになり、一度失われた植生を人為的に創出し、定着させ、元の植生の状態に近づけようとする試みが進められるようになった。各湖沼で定められる整備計画の中で、重点課題として取り組むべき事項に挙げられている場合も多い。

沈水植物再生事業の進捗状況については、移植実験や定着実験の段階において一定面積に定着、拡大している事例はあるものの、大規模な面積に定着し、経年的に拡大している事例はない。地形、水草を餌とする魚類・甲殻類・鳥類の生息状況、水位管理、アオコの発生など、湖沼ごとに様々に状況が異なる中、植生の再生技術も試行錯誤で進められている。地道なモニタリング調査から得られた科学的な根拠を元に課題に取り組むことで、実験区では定着し、複数年生育し続ける事例もある。植生再生技術の確立までにはまだ課題が多いと思われるが、現在はそのための重要な基礎情報が各水域で蓄積されている段階である。

また、水草が自然再生した水域については、諏訪湖(長野県)のように、湖の水質改善を進めた結果、水草(浮葉植物:ヒシ)が繁茂するようになった例や、木崎湖(長野県)のように、沈水植物を餌としていた魚類の個体数が減少したことにより徐々に回復している例もある。いずれも水中の栄養塩濃度や捕食者の有無などが関係している。

これらの事例から、一般に沈水植物再生事業において、以下に示した内容に配慮することが沈水植物を定着させるための条件であると考えられる。

- 1) 水草が受ける波立ちを低減させる。定着させる範囲に人工の消波堤を造成する。
- 2) 底泥まで十分に到達する光量を保つ。
- 3) 水草を餌とする水生動物の侵入を防止する、もしくは個体数を減らしておく。
- 4) 定着させる範囲の底質は、軟泥や浮泥を除去し、砂質にする。
- 5) 創出場所の地形は、なだらかな傾斜になるよう造成する。

1) については、湖の性質上常に波立ちが生じる水域では、定着範囲の周辺に消波堤を造成することで、沈水植物が受ける波を低減させると株の流出を防止でき、底質も安定する。

2) については、湖内の透明度を高くするため、栄養塩の低減と同時並行に進める必要があ

る。また、水位を人為的に調節できる水域では、水位を下げて沈水植物に当たる光量を増加させる試みもされている。水位低下は光量の増加だけでなく、底質を好氣的な状態にする効果もある。これに該当する例として、自然再生した事例ではあるが、琵琶湖南湖における沈水植物の再繁茂が良い例で、1994年の記録的な少雨による渇水で水位が1m以上低下した後沈水植物が再繁茂し、現在では湖の大部分に分布している。ただし、水位を下げると植物体が受ける風波も大きくなり、底質も不安定になるため、風波を低減することができれば有効な方法である。

3) については、アメリカザリガニやソウギョによる食害の事例があるため、定着させる範囲を網で覆うなど、それらの侵入を防止する対策を行うとともに、それらの個体数を低減させるための駆除も同時に進める必要がある。

4) については、富栄養湖では植物プランクトンの大発生が常態化しているため、有機物を多量に含んだ軟泥や浮泥が溜まりやすく、それらの軟泥、浮泥では有機物分解が活発に行われるため嫌気条件になりやすい。また、軟泥や浮泥は基質が安定しないため、根をはって生育する沈水植物には適していないため、軟泥や浮泥を除去し、砂質の湖底を露出させることが望ましい。

5) については、人工的に創出する場所を造成する場合、1)～4)の条件を満たした上で、地形をなだらかな傾斜になるよう造成する必要がある。抽水植物が創出場所付近に生育している場合、水深が浅く波浪が弱い条件下では抽水植物が侵入してしまい沈水植物が沈水植物にとって代わられる事例があるため注意する必要がある。

以上のように、沈水植物を中心とした湖岸の植生の創出には、複数の条件に配慮しながら取り組む必要がある。しかし、これらの条件を満たせば、湖の広さや容量が様々な規模の湖で取り組むことができると考えられる。また、富栄養湖でも定着している事例があることから、栄養塩の負荷量を低減する対策を進めていけば、沈水植物再生事業を開始するときの湖の富栄養化の程度が高くても事業の効果が期待できると考えられる。

深見池は、山間に位置し風の影響を受けにくい場所にあることを考えると、流入量が少ないことを考えると、1)の波立ちに配慮する必要性は低い。2)については、風の影響を受けにくいことから底泥を攪乱し巻き上げが起こり光を遮ることは少ないと考えられる。また、環境整備後の深見池では植物プランクトン以外の懸濁物質は少ないので、それが光を遮ることも少ないと考えられる。一方、環境現在の深見池では植物プランクトン量の多寡が透明度（底泥への光量）を決めると考えられる。環境整備後の深見池では透明度は大きく変動する傾向があるが、平均的には環境整備前より高く底泥への光量を著しく遮る状態ではない。

3) については、深見池においてはコイ、フナが該当するが、それらの個体数は少ないと考えられるため、現段階では配慮する必要性は低い。ただし、今後外来種の駆除が進み魚類相が変わった場合は、考慮すべき事項となるため、定期的な水生動物相の把握は必要であると考えられる。

4) については、試験創出を行う際、抽水植物群落を掘削するので、その下にある砂礫質の湖底が表れることが期待できる。

5) については、元々なだらかな地形の抽水植物帯をゆるやかに掘削するので、なだらかな地形は維持できる。

以上のように、深見池は沈水植物定着の条件をおおむね満たしているので、本研究で提案した沈水植物群落の試験創出によって本来の目的である植物プランクトン量が低減されれば、徐々に透明度が上昇して安定し、植物体の光量を維持し、群落も拡大すると考えられる。

深見池での沈水植物群落の試験創出で得られる知見は、富栄養湖のうち、湖内の栄養塩を低減させる対策を進めていて、波立ちが少なく、水草を捕食する水生動物が少ない湖沼であれば適用できると考えられる。それらの水域で試験創出を行う場合は、本研究での提案と同様に、底質、地形、競合種の排除などに配慮することが望ましいと考えられる。

表 4-1 淡水湖沼における湖岸植生（主に沈水植物）再生の取組事例（1/2）

区分	湖沼名 (県)	面積 (km ²)	平均水深(m) (最大水深(m))	容量 (万 m ³)	栄養 状態	成果	課題	備考・引用
移植実験・創出実験	八郎潟 (秋田県)	27.64	2.8 (10)	13,260	富	<ul style="list-style-type: none"> 様々な形状の消波堤内で沈水植物の定着状況を確認している。水の流動性が高い消波堤では年々群落は縮小し、台風時に株が流出してしまうが、流動性が低ければ定着する。 	<ul style="list-style-type: none"> 水位が低下すると植物体が露出し水鳥の食害を受けるため、食害防止ネットを設置した区域では定着した。 移植株の範囲にアオコが大量集積し生育状況が悪化した。消波堤内でアオコが集積すると群体が大型化する。 	<ul style="list-style-type: none"> 第2期湖沼水質保全計画で植生回復が目標と明言されている。 尾崎 (2014) より引用。
	印旛沼 (千葉県)	11.55	1.7 (2.5)	1,970	富	<ul style="list-style-type: none"> 印旛沼干拓地地下（かつての湖底）から採取した埋土種子は発芽した。 沼全体で沈水植物の発芽、生育を促すため水位変動実験を実施。群落拡大などの直接的効果はなかったが、表層浮泥がフラッシュされ、厚みが減少し生育環境改善が見られた。 アメリカザリガニの食害を受けるが、食害防止網があれば定着する。 	<ul style="list-style-type: none"> 水深が深いと濁度が高く光量が低く生育できない。また、水深が浅いと種子が流出、また発芽できても根付かない。 適切な場所がなく、やむを得ず抽水植物の生育可能水深で試験しているため、短期間で抽水植物が侵入する。 	<ul style="list-style-type: none"> 2006年から湖岸の自然再生事業を進めている。 (財) 河川環境管理財団 (2011), より引用。
	手賀沼 (千葉県)	6.5	2.4 (3.8)	560	富	<ul style="list-style-type: none"> なだらかな傾斜を造成した場所では、ワタカ、ソウギョ、カモ類、アメリカザリガニの食害が顕著だが、防止網があれば群落は維持される。 ミニ手賀沼（親水目的の人工池）でアメリカザリガニを捕食するナマズを放流すると、移植沈水植物の繁殖、定着、越冬後の再繁茂を確認できた。 	<ul style="list-style-type: none"> 抽水植物帯の高水敷では、抽水植物や浮葉植物が侵入する。 外来種の沈水植物（オオフサモ）が群落の先駆種となり、切れ藻が流下すると流域全体に爆発的に群落を形成、意図しない範囲にも繁茂している。 	<ul style="list-style-type: none"> 天野 (2013a), 手賀沼水環境保全協議 (2012) より引用。
	霞ヶ浦 (茨城県)	170.57	3.4 (7.3)	60,000	富	<ul style="list-style-type: none"> 波浪遮断のため隔離水界を造成、在来種4種（エビモ、リュウノヒゲモ、ササバモ、ヒロハノエビモ）を根付けした。2年後、エビモのみが生育。 植栽や種まきをしなくても、隔離水界を造成すれば、埋土種子を含む浚渫度を捲き広げることによって沈水植物は自然発生する。労力が削減できる。 	<ul style="list-style-type: none"> 隔離水界内で沈水植物が一旦定着・拡大したが、抽水植物が侵入し被陰されたため群落は衰退した。 波浪の低減による多量の浮泥堆積は基質を安定させるが、沈水植物の枯死体が蓄積し底泥が嫌気化するため、適度な水交換が必要である。 	<ul style="list-style-type: none"> 独立行政法人水資源機構 利根川下流総合管理所 (2013) より引用。
	伊豆沼 (宮城県)	2.89	0.76 (1.4)	279	富	<ul style="list-style-type: none"> クロモの復元実験が進められている。沼の泥にはクロモの埋土種子がないため実験室で培養した株を植栽している。実験区内の培養株は定着している。 	<ul style="list-style-type: none"> 元々、沈水植物の生息適地である「底質が砂質で、透明度が高く湖底まで光が届く場所」が少ない。 培養株は野生個体より細く、移植活着率、成長率、殖芽の発生率が低い。また株数の大量確保も困難である。 	<ul style="list-style-type: none"> ラムサール条約登録湿地（昭和60年）。 (財) 河川環境管理財団 (2011) より引用。

注) 表中の栄養状態は、田中 (2000c) より引用した。

表 4-1 淡水湖沼における湖岸植生（主に沈水植物）再生の取組事例（2/2）

区分	湖沼名 (県)	面積 (km ²)	平均水深(m) (最大水深(m))	容量 (万 m ³)	栄養 状態	成果	課題	備考・引用
自然再生・経過観察	諏訪湖 (長野県)	13.3	4.1 (7.6)	6,000	富	・栄養塩の外部負荷と内部負荷を進め、アオコの発生が減少した1999年以降、沈水植物（エビモ）の分布が拡大した。	・2005年以降はエビモの分布が減少、変わって浮葉植物（ヒシ）が繁茂。水交換低下によって底層の貧酸素化が進んでいる。	・豊田（2011）より引用。
	琵琶湖南湖 (滋賀県)	51.6	4 (7)	20,000	中	・1994年の記録的な渇水による水位低下によって再繁茂した。分布面積の推移は、1953年は24 km ² 、1964年～1994年は0.6～7.1 km ² 、2006年は44 km ² 。 ・再繁茂した種類の8割強は、2002年時点で4種の在来種（センニンモ、クロモ、マツモ、ホザキノフサモ）である。	・沈水植物が再繁茂した湖底直上の溶存酸素飽和度は、約4割の調査地点で50%未満である。現存量が多い場合は、沈水植物の存在がマイナスに働くこともある。	・芳賀（2008）より引用。
	木崎湖 (長野県)	1.4	17.9 (29.5)	2,500	中	・1990年代中頃より、湖内のソウギョの個体数が減り、沈水植物が再び増加傾向にある。		・キザキフラスコモ（固有種）はソウギョによる食害のため2005年に絶滅した。 ・(財)河川環境管理財団（2011）より引用。
	野尻湖 (長野県)	4.56	20.8 (38.5)	9,600	貧	・野生絶滅種のホシツリモ（沈水植物）復元に力を入れている。 ・実験区内では、ホシツリモ以外にもガマ、ヨシ、セキショウモ等の他種の水草も移植し、他種とともに繁茂した。	・ソウギョ駆除も同時に進められているが、捕獲数が非常に少ない。	・野尻湖水草復元研究会主体で保全事業が進められている。 ・(財)河川環境管理財団（2011）より引用。
	福島潟 (新潟県)	1.65	1 (2.0)	-	富	・抽水植物のマコモを植栽し、オオヒシクイ（天然記念物）の餌場を提供している。		・オオヒシクイの飛来数が日本一 ・日本の重要湿地500に選定 ・(財)河川環境管理財団（2011）より引用。
	佐潟 (新潟県)	0.436	1 (0.5)	-	富	・植生に配慮し、水位管理の際、強い西風と水位調整を利用し、潟の浅泥化を防止。 ・泥さらい、ヨシの刈り取り、漁獲の推進、レンコン・ヒシの実採集などで、有機物と栄養塩除去を進める。		・ラムサール条約登録湿地（平成8年）。 ・(財)河川環境管理財団（2011）より引用。

注) 表中の栄養状態は、田中（2000c）より引用した。

第5章 結論

1970年代から進められた富栄養化対策は、効果が得られている水域もあるものの、COD（有機物量の指標）やアオコの発生件数が期待されたように減少せず、描いた筋書通りにならない水域も多い。また、富栄養化対策を進め、環境条件は緩やかに変化しているにも関わらず不連続な変化が突如として起こる生態系レジームシフトという別の問題も顕在化してきた。

これは、水質（透明度、COD、窒素、リン濃度等）監視によって環境改善の効果を検討してきた従来の富栄養化対策に加え、水塊の動きや生物要素の把握など、水域を多面的に管理する視点や方法も重要であり検討すべき項目であることを示唆している。生物要素のうち、水質の状態を良く反映し、かつ生態系ピラミッドでは上位の生物生産を支える植物プランクトン、それらを捕食する動物プランクトンといった微小な生物群集の挙動は、指定湖沼やダム湖を中心に行われているものの、それらを把握する重要性は水質に比べそれほど認識されていなかった。

研究対象とした長野県阿南町にある富栄養湖の深見池は、1992年に栄養塩の流入を減らすための環境整備が行われ、外部から湖内に窒素、リンがほとんど流入しなくなり20年以上経過した。ところが、この環境整備後にアオコの発生、透明度の大幅な増減など、想定していなかった現象が起こるようになった。そこで、環境整備後の2013年から2015年の水質、植物プランクトンと動物プランクトンの出現状況を詳細に調査し、それ以前の環境整備前後の調査結果と比較検討することとした。

以下、各章ごとに得られた成果を述べる。

第1章では、水域の富栄養化が顕在化した背景とそのメカニズムについて、問題となる過程で関わる微小な生物について生態系における機能と役割について概説した。また、富栄養化対策については、有機物の指標となるCODといった水質監視項目やアオコの発生件数などを比較し、その効果について論じた。さらに、最近各地で報告されている生態系レジームシフトについても言及し、一旦富栄養化した状態からそれ以前の状態に戻そうとする場合、その水域が富栄養化した際の過程を戻らないため富栄養化に伴う問題が改善されにくいことから、生態系レジームシフトが起きた場合の水域生態系の管理の難しさについても論じた。

また、深見池で行われた環境整備の事業内容と、整備後に生じたアオコの発生や透明度の変動幅の増加など、湖の生態系が変化したことを伺わせる現象についても述べた。

第2章では、環境整備前後の水質、植物プランクトン、動物プランクトンの変化についてまとめた。水質については、植物プランクトンが増殖時に利用する無機態窒素、無機態リンの量を環境整備前後で比較すると、整備前に比べ整備後に無機態窒素のうち硝酸態窒素が約1/4に、アンモニア態窒素が約1/2に減少しており、環境整備後は植物プランクトンが利用できる形態の窒素は著しく減少していた。しかし、無機態リンについては、環境整備前後でほとんど変化は見られなかった。植物プランクトン量については、それらの目安となるクロロフィルa量を整備前後で比較すると、整備前に比べ整備後にやや増加していた。

植物プランクトンの種組成については、整備前は珪藻類が通年優占していたのに対し、整備

後は冬季に珪藻類, 春季と秋季に緑藻類, 夏季に藍藻類が優占していたことが明らかとなった。特に藍藻類は, 窒素がリンに対して相対的に乏しい状況下において他の藻類に比べ増殖できる特性を有する種もいることから, 環境整備後に低くなった湖内の無機態窒素 (DIN) と無機態リン (DIP) の比 (原子比) は, 藍藻類を発生しやすくしている一因であると考えられた。

動物プランクトンについては, 整備前は1年を通じてケンミジンコやゾウミジンコといった大型種の甲殻類が優占していたのに対し, 整備後は輪虫類や繊毛虫といった小型種が優占していた。大型の動物プランクトンは, 魚からの捕食を避けるため日中は沈水植物帯などの湖岸の植生の中に逃げ込むことが知られているが, 深見池では, 環境整備時に湖岸に歩道を造成した際, 湖岸の植生の過半を埋め立てたため, 大型の動物プランクトンが魚類からの逃避場所を失った可能性がある。深見池西側には抽水植物や浮葉植物が広がるビオトープがあるが, そこで採集された試料からは, 大型のミジンコ類が多く出現したことから, 植生の存在は大型動物プランクトンにとって有利となると考えられた。

第3章では, 環境整備後について, 水質が植物プランクトンに与える影響と, 植物プランクトンと動物プランクトンの捕食-被捕食関係についてまとめた。

まず, 深見池においてもレジームシフトが起きているかどうかを検討するため, 環境整備前後のクロロフィル a 量と無機態窒素・無機態リンの関係を見た。すると, レジームシフトが起きた際に見られるような顕著に不連続な関係性は認められなかった。従って, 環境整備後の想定していなかった現象をレジームシフトによって説明することは難しいと考えられた。しかし, 無機態窒素とクロロフィル a 量については環境整備前後でその関係性は変化しており, これには植物プランクトン量をコントロールする要因の一つである動物プランクトンの影響が考えられたため, 現在の深見池の捕食-被捕食関係の特徴を明らかにすることとした。

成層期については, 特に夏季に優占した藍藻類とそれらを捕食する動物プランクトンの関係から, 現在の深見池では藍藻を捕食するのは繊毛虫であると考えられた。循環期については, 成層期から循環期に移行し底層の水が表層に持ち上がる際, それまで成層期の底層に生息していた繊毛虫とともに持ち上がり全層にわたって分布することで一斉に植物プランクトンを捕食していると考えられた。しかし, 成層期に明らかな捕食-被捕食関係が認められたのは2回のうち1回であり, 循環期は, 成層期から循環期に移行した後の約1ヵ月程度しか継続しなかったことから, 一年を通じて植物プランクトンに対する動物プランクトンの捕食圧が常にあるとは言い難いと考えられた。現在の動物プランクトンは小型種が優占する種組成であり藍藻に対する捕食圧が整備前に比べ低いと考えられるため, 今後は成層期の藍藻優占期間がより長期化し, 多くの有機物が供給されることが推測された。

環境整備前後で無機態窒素とクロロフィル a の関係を見ると, 整備前は無機態窒素が多くクロロフィル a が少ない傾向にあった。これは, 流入する窒素量が多く植物プランクトンが増殖するものの, 大型動物プランクトンが植物プランクトンを活発に捕食して減らすため, 植物プランクトンを食べた動物プランクトンの糞が分解され無機態窒素が多い状態が保たれたと考えられた。これに対し, 整備後は無機態窒素が少なくクロロフィル a が多い傾向にあった。これ

は、環境整備によって流入する窒素量が少なくなったが、大型動物プランクトンが少ないため植物プランクトンが捕食されずに残存したためと考えられた。

深見池で進められた環境整備は、湖内の窒素量を減少させた。このことだけを見れば水質は良くなったと考えられるが、当初の想定に反して植物プランクトン量は増加した。この相反する現象には、大型動物プランクトンが顕著に減少したことが関係したことが考えられた。窒素、リンの負荷低減を既に行った深見池において植物プランクトン量を抑制するためには、新たに別の対策や再整備を検討する必要があると考えられた。

第4章では、第2章および第3章の結果を受け、深見池の新たな生態系改善の方法として、湖岸の植生を創出する環境再整備について具体的に提案した。これは、植物プランクトン量を抑制することを目的にそれらに対する捕食圧の高い大型動物プランクトンを増やすため、湖岸の植生を豊かにする試みである。

生物を主体として人為的に生態系を操作する手法はバイオマニピュレーションと呼ばれ、国内外で一定の効果が得られているため、それらの事例についてまとめた。また、湖沼生態系において、水中の窒素リンの取り込み効果と、大型動物プランクトンの生息場所提供の役割を担う存在として沈水植物群落の重要性についても述べた。

深見池では、西側の沈水植物帯を少し深く掘り込んでなだらかな傾斜に整え、その斜面に根付の沈水植物をあらかじめ結び付けた格子状の網を沈め、群落の定着、拡大を図る手法を提案した。さらに、この区画で動物プランクトンの個体数が増加していた場合は、その他の場所にも試験創出を検討する。

また、現在国内で進められている湖岸植生の創出や移植実験等の知見を整理した。それによると、沈水植物群落を定着させるためには、植物体への光量の維持、波浪の低減、食害、底質、地形、競合種の排除などに配慮する必要がある。しかし、試験創出を開始するときに富栄養の状態であっても、湖内に流入する栄養塩を低減させる対策を既に進めていて、このような条件をクリアできる湖沼であれば広さや容量が様々な規模の水域でも沈水植物群落の創出は可能であると考えられ、深見池の試験創出によって得られる知見も、それらの水域に適用できると考えられる。

第5章では、第1章から第4章までの成果をまとめ、研究の発展性について論じた。環境改善による効果をみる場合、水質の測定項目の量的変化によって論じる場合が多いが、生態系の生産者の種組成を中心とした質的検討も加えると、水質と微小な生物との関連を見ながら効果の有無を検証することができ、富栄養化対策を発展させることが出来る。

本研究では、水質監視と同時に、植物プランクトンの種組成、またそれらを捕食する動物プランクトンの種組成を明らかにすることで、深見池の生態系をより良くするための環境再整備を提案することができた。

地域における水域の在り方は、漁業活動、景観、環境教育など、地域の方々が重要視するものによって様々である。漁業生産性は豊富な窒素、リンによって生物生産が保たれ、観光のための景観維持には透明度の高い貧栄養湖が求められる。これらのニーズは必ずしも一つの水域

に対して一つではなく複数が存在する方が一般的であり、それらをくみ取った上で、地域が求める水域を構築することが必要である。

深見池では、環境整備以降、地元の方々によって外来種駆除や水質改善を目的としたヨシ刈り取りなど、精力的な活動が続けられている。窒素、リンの負荷を低減した環境整備は今後も継続することが望ましいことから、窒素、リンの比が変化することは期待されず、動物プランクトンの捕食圧も低い現在、深見池の在り方を再構築する必要がある。深見池が今後さらに地域に溶け込み、相応しい生態系を構築するためには、窒素、リンといった水質項目に加え、魚類・底生動物・水草など大型の生物の生息状況、そしてそれらの間を繋ぐ微小な動植物プランクトンの挙動が不可欠である。

本研究で得られた知見は、栄養塩の流入を減らしても富栄養化に伴う問題が改善されないことに直面する他の湖に対して、その対策を考える上で有用な知見を提供すると考えられる。

謝辞

本研究を遂行するに当たり、指導教授の愛知工業大学工学研究科の内田臣一教授には終始熱心なご指導並びにご助言をいただき、心から御礼を申し上げ感謝の意を表します。また、本論文の査読にあたり、愛知工業大学土木工学科の城戸由能教授、応用化学科の釘宮慎一教授、土木工学科の八木明彦名誉教授（現客員教授）には、貴重なご助言とご指導を賜り、ここに深く感謝いたします。さらに、土木工学科の奥村哲夫教授を始め、学科の諸先生方には貴重なご助言とご指導を賜り、深くお礼を申し上げます。

また、四日市大学環境情報学部田中正明教授には、動植物プランクトンのデータのご提供ならびにプランクトン全般にわたり丁寧かつ熱心なご指導を賜りました。また、四日市大学環境情報学部講師の大八木麻希氏には、研究のご助言並びにご協力をいただきました。愛知工業大学工学研究科修士課程修了生の登めぐみさんには、研究のご助言並びにデータのご提供など多岐にわたるご協力をいただきました。また、本研究の現地調査は八木明彦研究室の2013年度、2014年度、2015年度卒業生の皆様のご協力によって円滑に進められました。なお、深見池における観測は長野県下伊那郡阿南町役場と故下平勇先生に便宜を図って頂き設置された観測小屋において速やかに現場で試料を処理することができました。

以上の皆様にこの場をお借りして心よりお礼申し上げます。

引用文献

- 相崎守弘 (2014) : アオコ. 水環境学会誌, 水環境学会, **37**(A) : 155.
- 天野一葉, 大林夏湖, 奥田昇, 片岡剛文, 小林由紀, 近藤竜二, 高尾祥丈, 田辺雄彦, 廣石伸互, 程木義邦, 本間隆満, 渡邊信 (2012) : アオコってなに?—ラン藻の大発生についてもっと知るために—. 中野伸一, 田中拓弥監修. 京都大学生態学研究センター発行所.
- 天野邦彦 (2013a) : 印旛沼・手賀沼における沈水植物再生の取り組みと課題. 八郎湖流域管理研究, **2** : 49-58.
- 天野邦彦 (2013b) : 霞ヶ浦等における水草再生の現状と課題. 八郎湖流域管理研究, **1** : 1-7.
- Amano, Y., K. Takahashi, and M. Machida (2012) : Competition between the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* and the diatom *Cyclotella* sp. under nitrogen limited condition caused by dilution in eutrophic lake. Journal of Applied Phycology, **24** : 965-971.
- Apstein, C. H. (1896) : Das Süßwasserplankton. Methode und Resultate der quantitativen Untersuchung. 1-200. Kiel und Leipzig, Lipsius & Tischer.
- 浅枝隆 (2007) : 大型植物が湖内の栄養塩循環に与える影響. 河川の水質と生態系—新しい河川環境の創出に向けて—, 大垣眞一郎 監修, 財団法人河川環境管理財団 編集, 71-78. 技報堂出版. 東京.
- Azam, F., T. Frenchel, J. G. Field, J. S. Gray, L. A. Meyer-Reil, and F. Thingstad (1983) : The ecological role of water-column microbes in the sea. Marine Ecology Progress Series, **10** : 257-263.
- Beklioglu, M., and B. Moss (1996) : Mesocosm experiments on the interaction of sediment influence, fish predation and aquatic plants with the structure of phytoplankton and zooplankton communities. Freshwater Biology, **36** : 315-325.
- Brooks, J. L., and S. I. Dodson (1965) : Predation, body size, and composition of plankton. Science, 150, 3962, 28-35.
- Burks, R. L., D. M. Lodge, E. Jeppesen, and T. L. Lauridsen (2002) : Diel horizontal migration of Zooplankton: costs and benefits of inhabiting the littoral. Freshwater Biology, **47** : 343-365.
- Burns, C. W. (1968) : The relationship between body size of filtering Cladocera and the maximum size particule ingested. Limnology and Oceanography, **13** : 675-678.
- Canfield, D. E. Jr., J. V. Shireman, and E. D. Colle (1984) Prediction of Chlorophyll a concentration in Florida lakes importance of aquatic macrophytes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, **41** : 497-501.
- Carpenter, S. R., and J. F. Kitchell (ed) (1993) : The Trophic Cascade in Lakes. Cambridge University Press, Cambridge.

- Clayton, R. K., and W. R. Sistrom (1983) : The Photosynthetic Bacteria. Plenum Press, New York, 946pp.
- Culver, D. A., and G. J. Brunskill (1969) : Fayetteville green lake, New York. V. studies of primary production and zooplankton in a meromictic marl lake. *Limnology and Oceanography*, **14** : 862-873.
- Dahl-Hansen, G. A. P. (1995) : Long term changes in crustacean zooplankton - the effect of mass removal of arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L), from an oligotrophic lake. *Plankton Research*, **17** : 1819-1833.
- 独立行政法人水資源機構 利根川下流総合管理所 (2013) : 霞ヶ浦における沈水植物復元の取り組み. www.water.go.jp/kanto/kasumiga/works/tinsui_130129.pdf, 2016年12月17日にアクセス.
- Faafeng, B. A., and M. Mjelde (1998) : Clear and Turbid Water in Shallow Norwegian Lakes Related to Submerged Vegetation. In the Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. (eds. E. Jeppesen, M. Sondergaard, M. Sondergaard and K. Chistoffersen), 361-368. Springer-Verlag, New York.
- Frey, D. G. (1986) : Cladocera analysis. In : Berglund BE (ed) Handbook of Holocene Paleolimnology and Paleohydrology, 667-692. Wiley, Chichester.
- 藤本尚志, 福島武彦, 稲森悠平, 須藤隆一 (1995) : 全国湖沼データの解析による藍藻類の優占化と環境因子との関係, *水環境学会誌*. **18** : 901-908.
- Fulton, R. S. III., and H. W. Paerl (1987) : Effects of colonial morphology on zooplankton utilization of algal resources during blue-green algal (*Microcystis aeruginosa*) blooms. *Limnology and Oceanography*, **32** : 634-644.
- Genkai-Kato, M., and S. R. Carpenter (2005) : Eutrophication due to phosphorus recycling in relation to lake morphometry, temperature, and macrophytes. *Ecology*, **86** : 210-219.
- Giussani, G., and G. Galanti (1992) : Experience in eutrophication recovery by biomanipulation. In : Guilizzoni, P., G. Tartari and G. Giussani (Eds), *Limnology in Italy, Memorie dell' Istituto Italiano di Idrobiologia*, **50** : 397-416.
- 芳賀裕樹, 芦谷美奈子, 大塚泰介, 松田征也, 辻彰洋, 馬場浩一, 沼畑里美, 山根猛 (2006) : 琵琶湖南湖における湖底直上の溶存酸素濃度と沈水植物群落現存量の関係について. *陸水学雑誌*, **67** : 23-27.
- 芳賀裕樹 (2008) : 琵琶湖南湖で見られる沈水植物の増加について. *日本水産学会誌*, **74** : 892-894.
- Ha, Jin-Yong, M. Saneyoshi, H. D. Park, H. Toda, S. Kitano, T. Homma, T. Shiina, Y. Moriyama, K. H. Chang, and T. Hanazato (2013) : Lake restoration by biomanipulation using piscivore and *Daphnia* stocking; results of the biomanipulation in Japan.

- Limnology, **14** : 19-30.
- 河鎮龍 (Ha Jin-Yong)・伊澤智博・北野聡・永田貴丸・坂本正樹・花里孝幸 (2015) : 白樺湖における生物操作に伴う移入種オオクチバスの食性変化. 陸水学雑誌, **76** : 193-201.
- Hanazato, T., and M. Yasuno (1987) : Evaluation of Microcystis as food for zooplankton in a eutrophic lake. Hydrobiologia, **144** : 251-259.
- Hanazato, T., and M. Aizaki (1991) : Changes in species composition of Cladoceran community in Lake Kasumigaura during 1986-1989 : Occurrence of Daphnia galeata and its effect on algal biomass. Japanese Journal of Limnology, **52** : 45-55.
- 花里孝幸, 荒河尚, 佐久間昌孝, 張光玟, 沖野外輝夫 (2001) : 諏訪湖の動物プランクトン群集 : 群集構造と生態系における役割. 陸水学雑誌, **62** : 151-167.
- 花里孝幸 (2011) : 生態系操作による湖沼の水質浄化 —白樺湖での試みとその成果—. EICA, **16** : 1.
- 花里孝幸 (2015) : 諏訪湖の富栄養化問題と貧栄養化問題, 山本民次・花里孝幸 (編著), 海と湖の貧栄養化問題, 1-28. 地人書館. 東京.
- Hanson, M., and M. G. Butler (1990) : Early responses of plankton and turbidity to biomanipulation in a shallow prairie lake. Hydrobiologia, **200-201** : 317-329.
- Hanson, M., and M. G. Butler (1994) : Responses of plankton, turbidity, and macrophytes to biomanipulation in a shallow prairie lake. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, **51** : 1180-1188.
- 林紀男, 浅枝隆, 稲森悠平 (2004) : 水生植物の物理的存在が透明度向上に果たす役割. 四万十・流域圏学会誌, **3** : 19-23.
- 林紀男, 中野芳雄, 尾崎保夫, 稲森悠平 (2007) : 水生植物群落が浮遊微生物現存量に及ぼす影響. 日本水処理生物学会, **43** : 113-119.
- 平林公男, 中里亮治, 沖野外輝夫 (2001) : 諏訪湖におけるユスリカ研究 (2) 不快昆虫としての成虫とその防除対策に関する検討. 陸水学雑誌, **62** : 139-149.
- 平林公男 (2007) : おじやま虫も諏訪湖の家族. アオコが消えた諏訪湖 人と生き物のドラマ, 沖野外輝夫・花里孝幸 (編), 263-287. 信濃毎日新聞社, 長野.
- 平塚純一, 山室真澄, 石飛裕 (2006) : 里湖 モク採り物語 50年前の水面下の世界. 生物研究社. 東京.
- 堀正和, 樽谷賢治 (2015) : 瀬戸内海におけるアマモ場の変化 —生態系のヒステリシス—. 山本民次・花里孝幸 (編著), 海と湖の貧栄養化問題. pp129-148. 地人書館. 東京. 195pp.
- Horne, A. J., and C. R. Goldman (1999) : Limnology 2nd edition. 手塚泰彦訳, 陸水学. 京都大学出版会. 京都.
- 宝月欣次 (1978) : 第2章 水界生態系の構造. 水界生態系 —概論—. pp. 35-38. 共立出版株式会社. 東京. 131pp.
- Hutchinson, G. E. (1966) : A treatise on Limnology. Vol. II, Introduction to Lake Biology

- and the Limnoplankton. John Wiley & Sons.
- Hutchinson, G. E. (1971) : Eutrophication: causes, consequences, correctives. National Academy of Sciences, Washington, D. C.
- 伊部覚祐, 永田貴丸, 上島剛, 花里孝幸 (2013) : 諏訪湖でのワカサギ仔魚の餌選択性と動物プランクトン群集に与える捕食影響. 陸水学会講演要旨集.
- Ichimura, S., and Y. Ariga (1958) : Some characteristics of phytosynthesis of freshwater phytoplankton. The Botanical Magazine, 71 : 261-269. Tokyo.
- 一瀬諭, 若林徹哉, 古田世子, 吉田美紀, 岡本高弘, 原良平, 青木茂 (2007) : 琵琶湖北湖における植物プランクトン総細胞体積量の長期変遷と近年の特徴について. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター所報, 2 : 97-108.
- 一瀬諭, 藤原直樹, 古田世子, 池田将平, 岸本直之 (2011) : 琵琶湖におけるプランクトン等の長期変動に関する解析モニタリング —動・植物プランクトンおよび細菌を含む微生物の変動解析—, 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書, 7 : 196-218.
- 石川俊之, 中島久男, 北澤大輔, 石川可奈子, 熊谷道夫 (2006) : 琵琶湖における生態系レジームシフトに関する先導的研究. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書, 5 : 86-93.
- 岩井寿夫, 田中秀具 (1989) : ワカサギの初期飼育について. 水産増殖. 37 : 49-55.
- 岩崎英雄 (1976) : 赤潮 —その発生に関する諸問題—. 海洋出版株式会社. 東京.
- 神谷宏, 山室真澄 (2011) : 日本陸水学会第 76 回松江大会公開シンポジウム 指定湖 (沼が直面する諸問題 ~湖はどうあるべきか~ シンポジウム報告. 陸水学雑誌, 72 : 215-217.
- 環境省 (2014) : 環境白書・循環型社会白書・生物多様性白書 (平成 27 年版). 日経印刷株式会社. 東京. 482pp.
- 環境省 (2015) : 環境白書・循環型社会白書・生物多様性白書 (平成 28 年版). 日経印刷株式会社. 東京.
- 加藤元海 (2010) : 湖沼におけるレジームシフトとその予測の可能性. 数理解析研究所講究録, 1704 : 105-110.
- 川口喬, 中島久男, 石川俊之, 熊谷道夫 (2008) : 琵琶湖における循環と物質輸送 —富栄養化によるレジームシフトの可能性—. 日本陸水学会講演要旨集, 73, 1A09.
- 川之辺素一, 細江昭 (2008) : 深見池における住民による外来種駆除. 平成 19 年度長野県水産試験場事業報告, p31. 長野県.
- Kikuchi, K. (1930) : Diurnal migration of plankton crustaceae. The Quarterly Review of Biology, 5 : 189-206.
- Kishimoto, N., S. Ichise, K. Suzuki, and C. Yamamoto (2013) : Analysis of long-term variation in phytoplankton biovolume in the northern basin of Lake Biwa. Limnology, 14 : 117-128.
- 北畠正義 (2003) : 環境衛生学. 三恵社, 愛知県.
- 北村博, 森田茂広, 山下仁平 (1984) : 光合成細菌. 学会出版センター, 東京.

- Krueger, D. I., and S. I. Dodson (1981) : Embryobiological induction and predation ecology in *Daphnia pulex*. *Limnology and Oceanography*, **26** : 219-223.
- 工藤勝弘, 河上智行, 山田正 (2004) : ダム貯水池の滞留時間と藻類増殖に関する実験的考察. *水文・水資源学会誌*, **17** : 607-617.
- 桑江朝比呂, 三好英一, 小沼晋, 中村由行, 細川恭史 (2002) : 干潟実験生態系における底生動物群集の6年間にわたる動態と環境変化に対する応答. *海岸工学論文集*, **49** : 1296-1300.
- Lampert, W. (1989) : The adaptive significance of diel vertical migration of zooplankton. *Functional Ecology*, **3** : 21-27.
- Lampert, W. (1993) : Ultimate cause of diel vertical migration of zooplankton: new evidence for the predator-avoidance hypothesis. *Archiv für Hydrobiologie-Beihert Ergebnisse der Limnologie*, **39** : 79-88.
- Lampert, W., and U. Sommer (1997) : *Limnoecology. The Ecology of Lakes and Streams*. Oxford University Press. Oxford.
- Lascelles, J. (1959) : Adaptation to form bacteriochlorophyll in *Rhodospseudomonas spheroides*, Changes in activity of enzymes concerned in pyrole synthesis. *Biochemical Journal*, **72** : 508-518.
- Maceina, M. J., and J. V. Shireman (1980) : The use of a recording fathometer for determination of distribution and biomass of Hydrilla. *Journal of Aquatic Plant Management*, **18** : 34-39.
- Matsuyama, M. (1980) : Some consideration on the dense population of a purple sulfur bacterium, *Chromatium* sp., at the mid-depth of Lake Kaike. *Japanese Journal of Limnology*, **41** : 84-94.
- 南信州新聞, 阿南町の深見の池が白濁で話題, 2016年7月11日, <http://minamishinshu.jp/news/local/阿南町の深見の池が白濁で話題.html>, 2016年12月8日にアクセス.
- 宮原裕一, 犬塚良平, 池中良徳 (2007) : 諏訪湖水草帯における水質の不均一性. *信州大学環境科学年報*, 29号, 24-28.
- 宮坂一則, 諏訪湖 過去最大 ワカサギ大量死 全滅の可能性も, 毎日新聞, 2016年7月29日 <http://mainichi.jp/articles/20160729/k00/00e/040/164000c>, 2016年12月10日にアクセス.
- Nagai, T., A. Imai, K. Matsushige, K. Yokoi, and T. Fukushima (2004) : Voltammetric determination of dissolved iron and its speciation in freshwater, *Limnology*. **5** : 87-94.
- 長野県 (1979) : 第2回自然環境調査保全基礎調査. 湖沼調査書, 環境庁委託調査報告書.
- 永野真理子, 田中正明, 八木明彦 (2005) : 深見池におけるフサカ幼虫の動態. *日本陸水学会第*

69 回大会 新潟大会講演要旨集.

- Nagano, M., A. Yagi, and T. Yoshida (2014) : Seasonal pattern and induction cues of diel vertical migration of *Chaoborus flavicans* in Lake Fukami-ike, Nagano, Japan, Springer, Ecological Research, pp.145-152.
- Nakagawa, M., Y. Ueno, S. Hattori, M. Umemura, A. Yagi, K. Takei, K. Koba, Y. Sasaki, A. Makabe, and N. Yoshida (2012) : Seasonal changes in microbial sulfur cycling in monomictic Lake Fukami-ike, Japan. Limnology and Oceanography, **57** : 974-988.
- 中原紘之 (1993) : 植物プランクトンの増殖に及ぼす N:P 比の影響 (藍藻類). 水域の窒素:リン比と水産生物, 39-50. 吉田陽一編, 恒星社厚生閣, 東京.
- 中島久男 (2006) : 生態系レジームシフトとは. 日本陸水学会講演要旨集, 71, 2A01.
- 中島久男, 高村典子 (2007) : 数理モデルによる達古武湖生態系のレジームシフトの解析. 陸水学雑誌, **68** : 1887-194.
- 中村智幸, 片野修, 山本祥一郎 (2004) : コクチバスによる在来魚への捕食圧を軽減する水草帯の効果. 水産増殖, **52** : 287-291.
- 中武禎典, 高村典子, 佐治あずみ, 宇野晃一 (2011) : スジエビの在・不在が動物プランクトン群集と水質に与える影響. 応用生態工学, **14** : 11-20.
- 成田哲也 (1986) : 藻類と水界動物の相互作用. 秋山優・有賀祐勝・坂本充・横浜康継 (共編), 藻類の生態. pp. 425-437. 内田老鶴圃. 東京.
- 西野麻知子 (1988) : 底生生物からみた水辺環境. 琵琶湖研究所 5 周年記念誌 一集水域から湖水まで一, 琵琶湖研究所. 183-206.
- 野口玉雄, 村上りつ子 (2004) : 貝毒の謎 一食の安全と安心一. 株式会社成山堂書店. 東京.
- Odum, E. P. (1973) : 生態学. 水野寿彦 (訳), 築地書館. 東京.
- 岡田勇作 (1966) : 水田雑草群落形成過程の生態学的研究, 雑草研究. **5** : 62-66.
- 大久保卓也 (2015) : 琵琶湖の水質変化と漁獲量の変動, 山本民次・花里孝幸 (編著), 海と湖の貧栄養化問題, pp29-49. 地人書館. 東京.
- 大寄真弓, 矢島良紀, 佐貫方城, 三輪準二 (2011) : 霞ヶ浦における沈水植物移植実験 一沈水植物群落再生を目指して一. 河川技術論文集, **17**.
- 尾崎保夫 (2014) : 八郎潟の水環境改善をめざした沈水植物の再生と課題. 八郎潟研究, **3** : 27-36
- Page, M. L. (1986) : An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. Limnology and Oceanography, **31** : 45-55.
- Parkin, T. B., and T. D. Brock (1981) : The role of phototrophic bacteria in the sulfur cycle of a meromictic lake. Limnology and Oceanography, **26** : 880-890.
- 朴虎東 (1998) : 富栄養化水域におけるアオコ毒素の挙動. 海洋と生物, **115** : 109-116. 生物研究社, 東京.

- 朴虎東 (2014) : アオコにより生成する毒素に関する研究. 水環境学会誌, **37** (A) : 169-174.
- Pfennig, N. (1967) : Photosynthetic bacteria. Annual Review of Microbiology, **21** : 285-324.
- Pfennig, N. (1969) : *Rhodopseudomonas acidophila*, sp. a new species of the budding purple nonsulfur bacteria. Journal of Bacteriology, **99** : 597-602.
- Pfennig, N., and H. G. Truper (1974) : The Photosynthetic Bacteria. 24-64, In eds. R. E. Buchanan and N. E. Gibbons. Bergey's Manual of Determinative Bacteriology, 8th ed. Williams and Wilkins Co., Baltimore.
- Porter, K. G., and R. McDonough (1984) : The energetic cost of response to blue-green algal filaments by cladocerans. Limnology and Oceanography, **29** : 365-369.
- Rhee, G-Y., and I. J. Gotham (1980) : Optimum N:P ratios and the co-existence of planktonic algae. Journal of Phycology. **19** : 179-185.
- Rheinheimer, G. (1992) : Aquatic Microbiology. John Wiley and Sons. New York. p363.
- 西條八束 (1973) : 内湾の富栄養化 -三河湾の場合-. 用水と廃水, **15** : 9-24.
- 西條八束, 三田村緒佐武 (2000) : 新編湖沼調査法. 講談社サイエンティフィック, 東京.
- 坂本充 (1973) : 富栄養化と生物生産. 用水と廃水, **15** : 25-34.
- 坂本充 (2015) : わが国の湖沼富栄養化に係る環境基準の設定経過と運用上の課題. 水環境学会誌, **38** (A) : 162-167.
- 桜井善雄, 渡辺芳人 (1974) : 信州の陸水, 第一号, 117-128. 環境化学研究会. 上田市.
- 桜井善雄, 国土交通省霞ヶ浦河川事務所 編著 (2004) : 霞ヶ浦の水生物 1972-1993 変遷の記録. 信山社サイテック, 東京.
- 産経新聞, 琵琶湖からの水道水に悪臭 苦情 800 件以上 4市町 19 万人へ供給, 2016 年 9 月 6 日, <http://www.sankei.com/west/news/160906/wst1609060081-n1.html>, 2016 年 12 月 5 日にアクセス.
- Scheffer, M., S. R. Carpenter, J. A. Foley, C. Folke, and B. H. Walker (2001) : Catastrophic shifts in ecosystems. Nature, **413** : 591-596.
- Scheffer, M., and van Nes, Egbert H. (2004) : Mechanisms for marine regime shift: can we use lake as microcosms for oceans?. Progress in Oceanography, **60** : 676-691.
- Schlegel, H. G., and B. Bowien (1987) : Autotrophic Bacteria. Spring-Verlag. Tokyo.
- Schriver, P., J. Bogestrand, E. Jeppensen, and M. Sondergaard (1995) : Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions : large scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. Freshwater Biology, **33**, 255-270.
- Scott, W. B., and E. J. Crossman (1973) : Freshwater fish of Canada. Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 184.
- Sekino, T., and N. Yoshioka (1995) : The relationship between nutritional condition and diel vertical migration of *Daphnia galeata*. Japanese Journal of Limnology, **56** :

145-150.

- 下伊那教育会陸水委員会 (2009) : 下伊那誌 陸水編. 342-343. 下伊那誌編纂会. 飯田市.
- 志々目友博 (1995) : 内湾の環境保全. 環境科学学会誌, **8** : 439-447.
- Siefert, E., R. L. Irgens, and N. Pfennig (1978) : Phototrophic purple and green bacteria in a sewage treatment plant. Applied and Environmental Microbiology, **35** : 38-44.
- Sondergaard, M., and B. Moss (1998) : Impact of Submerged Macrophytes on Phytoplankton in Shallow Freshwater Lakes. In the Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. (eds. E. Jeppesen, M. Sondergaard, M. Sondergaard and K. Chistoffersen), pp.115-132. Springer-Verlag, New York.
- Sorokin, J. I., and N. Donato (1975) : On the carbon and sulphur metabolism in the meromictic Lake Faro (Sicily). Hydrobiologia, **47** : 241-252.
- Stangenberg, M. (1968) : Toxic effects of *Microcystis aeruginosa* Kg. extracts, on *Daphnia longispina* O. F. Muller and *Eucypris virens* Jurine. Hydrobiologia, **32** : 81-87.
- 水産庁 (2015) : 誰でもできる外来種駆除 —オオクチバス・コクチバス・ブルーギルの最新駆除マニュアル—.
- Takahashi, M., and S. Ichimura (1968) : Vertical distribution and organic matter production of photosynthetic sulfur bacteria in Japanese Lakes. Limnology and Oceanography, **13** : 644-655.
- 高橋正征 (1987) : 海の水の華. 生嶋功 (編), 水の花の発生機構とその制御. 4-7. 東海大学出版会. 東京.
- Takamura, N., A. Otsuki, M. Aizaki, and Y. Noriji (1992) : Phytoplankton species shift accompanied by transition from nitrogen dependence to phosphorus dependence of primary production in Lake Kasumigaura, Japan. Archiv fur Hydrobiologie, **124** : 129-148.
- 高村典子 (2014) : アオコ研究におけるこれまでの取り組みと湖沼管理に向けた今後の課題. 水環境学会誌. 水環境学会誌, **37** (A) : 156-159.
- 武居薫 (2005) : 魚介類の移り変わり. アオコが消えた諏訪湖 人と生き物のドラマ. 信州大学山岳科学総合研究所 沖野外輝夫・花里孝幸編. 288-319. 信濃毎日新聞社. 長野市.
- 武居薫 (2010) : 深見池におけるブルーギル生息数の推移. 平成 21 年度長野県水産試験場事業報告, p22, 長野県.
- 竹内勝巳, 沖野外輝夫 (1982) : 諏訪湖におけるワカサギ (*Hypomesus transpacificus* f. *nipponensis*) の成長と食性. 環境科学の諸断面 —三井教授還暦記念論文集—, 三井嘉都夫教授還暦記念事業会編, 17-22. 土木工学社. 東京.
- 田中正明 (1981) : プランクトンから見た本邦湖沼の富栄養化の現状 (51) 再び本州の湖沼④ 深見池. 水, **23** : 314, 90-95.
- 田中正明 (2000a) : 深見池. 日本湖沼誌, 417-421. 名古屋大学出版会, 名古屋市.

- 田中正明 (2000b) : プランクトン型. 日本湖沼誌, 81-88.
- 田中正明 (2000c) : 湖沼の形態. 日本湖沼誌, 11-71.
- 谷口義則 (2012) : ブルーギルが生態系に与える影響. 日本水産学会誌, **78** : 991-996.
- 手賀沼水環境保全協議会 (2012) : 手賀沼ガシヤモク通信. No. 9,
- 寺島彰 (1982) : ブルーギル, 日本の淡水生物 —侵略と攪乱の生物学—. 川合禎次, 川那部浩哉, 水野信彦編. 63-70. 東海大学出版会. 東京.
- Terry, K. L. (1980) : Nitrogen and phosphorus requirements of *Pavlova lutheri* in continuous culture. *Botanical Monographs*, **23** : 757-764.
- Thoms, M. C., R. W. Ogden, and M. A. Reid (1999) : Establishing the condition of lowland floodplain rivers : A paleo-ecological approach. *Freshwater Biology*, **41** : 407-423.
- 豊田政史, 加藤宏章, 今井晶子, 宮原裕一 (2011) : 諏訪湖におけるヒシの試験刈り取りが水塊構造に及ぼす影響, 土木学会論文集 B1 (水工学), **67** : 1465-1470.
- 津田松苗 (1973) : 富栄養化は救えるか. 用水と廃水, **15** : 3-8.
- 津田松苗 (1995) : 水質汚濁の生態学. 公害対策技術同友会, 東京.
- 上野益三 (1952) : 長野県下伊那郡深見池. 下伊那教育会, 9.
- Valentine, J. R. (1975) : 湖の生態 —人為的富栄養化をめぐる—. 原俊昭訳. 恒星社厚生閣. 東京.
- Van Niel, C. B. (1944) : The culture, general physiology, morphology, and classification of the non-sulfur purple and brown bacteria, *Bacteriological Reviews*, **8** : 1-118.
- 渡辺泰徳 (1987) : 水の華の定義. 生嶋功 (編), 水の華の発生機構とその制御. 1-3. 東海大学出版会. 東京.
- Werner, D. (1977) : The biology of diatoms. *Botanical Monographs*, 13 University of California Press, Berkeley and New York.
- Yagi, A., I. Shimodaira, H. Terai, and Y. Saijo (1983) : Seasonal change of chlorophyll-a and Bacteriochlorophyll in Lake Fukami-ike. *Japanese Journal of Limnology*, **44** : 283-292.
- Yagi, A. (1986) : Dissolved organic carbon and manganese in the boundary of the oxic and anoxic layers in Lake Fukami-ike and Suigetsu-ko. *Japanese Journal of Limnology*, **47**:291-298.
- Yagi, A., and I. Shimodaira (1986) : Seasonal change of iron and manganese in Lake Fukami-ike —Occurrence of turbid manganese layer—, *Japanese Journal of Limnology*, **47**:279-289.
- Yagi, A., S. Miyachi, and H. Terai (1991) : Vertical distribution of purple nonsulphur bacteria and their utilization of dissolved organic carbon in Lake Fukami-ike. *Arch. Hydrobiology*, **121**:307-317.
- Yagi, A. (1993) : Manganese cycle in Lake Fukami-ike. *Verhandlugen des Internationalen*

- Verein. Limnologie, **25**:193-199.
- 八木明彦, 宮地成子, 下平勇 (1993) : 富栄養湖の内部生産による深度低下, 名古屋女子大学紀要, **39** : 77-82.
- Yagi, A. (1997) : Dissolved organic carbon consumption associated with microbial manganese reduction and the purple non-sulphur bacteria *Rhodospseudomonas palustris* in Lake Fukami-ike. Verhandlungen des Internationalen Verein. Limnologie, **26** : 645-657.
- 山岸宏 (1974) : 諏訪湖におけるワカサギ稚魚の生態について 付. 諏訪湖の富栄養化の進行とワカサギ漁獲量の関係, 日本生態学会誌, **24** : 10-21.
- 山中治 (1989) : 湖北町海老地地先で採集したオオクチバスの胃内容物について. 昭和 60-62 年度オオクチバス対策総合調査研究報告. 滋賀県水産試験場研究報告, 滋賀県水産試験場, **8** : 22-30.
- 吉田陽一, 中村紘之 (1995) : 琵琶湖における優占植物プランクトンと DIN:DIP 比等との相互関係, 日本水産学会誌, **61** : 561-565.
- 吉田陽一, 沖野外輝夫 (1996) : 琵琶湖北湖諸港におけるアオコの異常発生機構. 日本水産学会誌, **62** : 631-637.
- 吉田陽一, 中村紘之, 藤田裕子 (2000) : 高 DIN:DIP 比または低 DIN:DIP 比水域における *Microcystis* 属の高密度出現. 日本水産学会誌, **66** : 977-983.
- 財団法人 河川環境管理財団 河川環境総合研究所 (2011) 我が国の湖沼での沈水植物の再生及び利活用に関する資料集, 河川環境総合研究所資料, 30 号, 東京.
- Zaret, T. M., and J. S. Suffern (1976) : Vertical migration in zooplankton as a predator avoidance mechanism. *Limnology and Oceanography*, **21** : 804-813.

本研究に関する業績

論文題目	公表の方法および時期	著者
<p>I 学位申請に関する論文</p> <p>査読あり</p> <p>(1) Recent trend in seasonal periodicity of phytoplankton community in a small mountainous lake, Fukami-ike, Central Japan</p> <p>(2) Water quality and compositions of the phytoplankton and zooplankton before and after building a bulkhead maintenance construction in Lake Fukami-ike, Japan</p> <p>(3) Zooplankton and phytoplankton in all anoxic layers of Lake Fukami-ike</p> <p>(4) Changes in depth and sediment rate before and after the lakeshore development in Lake Fukami-ike</p>	<p>Rikunomizu (Limnology in Tokai Region of Japan) , Vol. 70, pp.51 - 54. Sep. 2015</p> <p>International Journal of GEOMATE, Vol. 10, Issue 22, pp. 1983-1988 . Jun., 2016</p> <p>International Journal of GEOMATE, Vol. 10, Issue 23, pp. 2177-2181. Jul., 2016</p> <p>International Journal of GEOMATE, Vol. 10, Issue 26, pp. 2547-2552. Oct., 2016</p>	<p><u>Hiro</u>mi Suda, Masaaki Tanaka, Maki Oyagi, Megumi Nobori, Akiko Yokoyama and Akihiko Yagi</p> <p><u>Hiro</u>mi Suda, Masaaki Tanaka, Maki Oyagi, Megumi Nobori and Akihiko Yagi</p> <p><u>Hiro</u>mi Suda, Masaaki Tanaka, Megumi Nobori, and Akihiko Yagi</p> <p>Maki Oyagi, Megumi Nobori, <u>Hiro</u>mi Suda, Akiko Yokoyama, Akihiko Yagi</p>
<p>II その他</p> <p>査読あり</p> <p>(1) スキー場を集水域に持つ溪流に見られる窒素汚染</p>	<p>応用生態工学会, 応用生態工学 6(1), 45-50, 2003</p>	<p>村上哲生, 服部典子, 舟橋純子, <u>須田ひろ実</u>, 八木明彦</p>

論文題目	公表の方法および時期	著者
(2) Changes of chlorophyll-a, bacteriochlorophyll-c and DOC before and after revetment work in Lake Fukami-ike, Japan	International Journal of GEOMATE, Vol. 10, Issue 22, pp. 2416-2421. Sep., 2016	Megumi Nobori, <u>Hiromi Suda</u> , Maki Oyagi, Akiko Yokoyama, Akihiko Yagi
(3) 底泥間隙水中の溶存態窒素およびDOCの変動と底生藻類からみた藤前干潟の浄化能力の推定	なごやの生物多様性, 4, 1-12, 2017	<u>寺野ひろ実</u> , 登めぐみ, 大八木麻希, 田中正明, 八木明彦
査読なし		
(1) Methane and zooplankton in the epilimnion of Lake Fukami-ike	信州大学山地水環境教育研究センター研究報告, 2, 79-82, 2004	<u>Suda Hiromi</u> , Funahashi Junko, Yagi Akihiko
III 国際会議		
(1) Self-purification of tidal-pool and interstitial water in the Fujimae tidal flat	The 32 nd Congress of the International Society of Limnology, P-117, August 2013 (in Budapest, Hungary)	Akihiko Yagi, Maki Oyagi, Motohiro Kawase, Akiko Yokoyama, <u>Hiromi Suda</u>
(2) Changes in depth and decrease flow shields in the sediment rate before and after a building breached maintenance construction in Lake Fukami-ike	The 16th international Symposium on River and Lake Environments, p10-2, August 2014 (in Chuncheon, Korea)	Maki Oyagi, Megumi Nobori, <u>Hiromi Suda</u> , Akiko Yokoyama, Yoshihisa Kato, Akihiko Yagi
(3) Changes of trace elements vertical distribution associated with the appearance of all anoxic layer in Lake Fukami-ike, Japan	The 16th international Symposium on River and Lake Environment, P7-11, August 2014 (in Chuncheon, Korea)	Megumi Nobori, <u>Hiromi Suda</u> , Maki Oyagi, Akiko Yokoyama, Akihiko Yagi

論文題目	公表の方法および時期	著者
(4) Changes in nutrients before and after building a bulkhead maintenance construction in Lake Fukami-ike, Japan	The 8th International Shallow Lakes Conference, P1-56, October 2014 (in Antalya, Turkey)	<u>Hiro</u> mi Suda, Megumi Nobori, Maki Oyagi, Akiko Yokoyama, Akihiko Yagi
(5) Changes of Chlorophyll-a, Bacteriochlorophyll-c and DOC before and after revetment work in Lake Fukami-ike	The 8th International Shallow Lakes Conference, P2-57, October 2014 (in Antalya, Turkey)	Megumi Nobori, <u>Hiro</u> mi Suda, Maki Oyagi, Akiko Yokoyama, Akihiko Yagi
(6) Long-term changes and nutrients and plankton in Lake Fukami-ike, Japan	Water and Environment Technology Conference, 3B-12, August 2015 (in Tokyo, Japan)	<u>Hiro</u> mi Suda, Tanaka Masaaki, Nobori Megumi, Oyagi Maki, Yokoyama Akiko, Yagi Akihiko
(7) Water quality and compositions of the phytoplankton and zooplankton before and after building a bulkhead maintenance construction in Lake Fukami-ike, Japan	5th International Conference on Geotechnique, Construction Materials and Environment, 5140, November 2015 (in Osaka, Japan)	<u>Hiro</u> mi Suda, Masaaki Tanaka, Maki Oyagi, Megumi Nobori and Akihiko Yagi
(8) Changes of chlorophyll-a, bacteriochlorophyll-c and DOC before and after revetment work in Lake Fukami-ike, Japan	5th International Conference on Geotechnique, Construction Materials and Environment, 5158, November 2015 (in Osaka, Japan)	Megumi Nobori, <u>Hiro</u> mi Suda, Maki Oyagi, Akiko Yokoyama, Akihiko Yagi
(9) Changes in depth and sediment rate before and after the lakeshore development in Lake Fukami-ike	5th International Conference on Geotechnique, Construction Materials and Environment, 5189, November 2015 (in Osaka, Japan)	Maki Oyagi, Megumi Nobori, <u>Hiro</u> mi Suda, Akiko Yokoyama, Akihiko Yagi

論文題目	公表の方法および時期	著者
(10) Zooplankton and phytoplankton in all anoxic layers of Lake Fukami-ike	1st International Conference on Science, Engineering & Environment, SEE1175, November 2015 (in Tsu, Japan)	<u>Hiromi Suda</u> , Masaaki Tanaka, Megumi Nobori and Akihiko Yagi