

9. 調査解析 2 (5-IA2)

琵琶湖・瀬田川プランクトン等のモニタリングと遷移の評価

池田将平・萩原裕規・一瀬 諭・大柳まどか・島田桃衣¹⁾・古田世子

要約

植物プランクトンは湖沼生態系のピラミッドの重要な要素の一つとなっており、湖沼生態系における栄養塩、植物プランクトン、動物プランクトン、魚類、高次生物への食物連鎖をつなぐ大切な役割を担っている。さらに、植物プランクトンの増殖による有機物負荷の増加や発生した植物プランクトンの沈降により湖底へ有機物供給することで酸素低下が進み、湖底からの栄養塩や重金属類の溶出によって水質に影響を与える。このように植物プランクトンは水質や湖沼生態系に大きな影響を与えることから、モニタリングの重要性が認識されている。また、大量発生することによってかび臭や生ぐさ臭といった水道の異臭味障害の原因にもなり、我々の生活にも大きな影響を与える。

本研究では、琵琶湖および瀬田川においてプランクトンモニタリングを実施することで、プランクトンの異常発生や水質の変化を捉えるために監視を行うとともに、瀬田川におけるプランクトン遷移の評価を行った。その結果、モニタリング調査のデータは県環境審議会への報告などの基礎データとして活用された。さらに、瀬田川におけるプランクトン遷移を解析することで、植物プランクトンと動物プランクトンの優占種の変化や植物プランクトン・動物プランクトンの季節性、異臭味プランクトンの季節性の経年変化、動物プランクトンと植物プランクトンの関係が明らかとなった。瀬田川における異臭味プランクトンの季節性の経年変化を示し、瀬田川プランクトン速報をセンターHP に掲載することにより、多くの水道事業者でこの情報が浄水工程の検討に活用されている。

1. はじめに

滋賀県では、1977年に淡水赤潮が大規模に発生したころから、水質と合わせたプランクトンのモニタリングを継続して実施している。琵琶湖におけるプランクトン発生史の歴史を見てみると1977年に淡水赤潮が発生した（滋賀県2018）。この原因プランクトンは黄色鞭毛藻類の *Uroglena americana*（ウログレナ・アメリカーナ）で琵琶湖を赤褐色に染めるとともに、水道では生ぐさ臭を発生させる。さらに、1983年にはアオコが発生した（滋賀県2018）。この原因プランクトンは藍藻類（シアノバクテリア）で、琵琶湖を緑色に染めるとともに、水道にはかび臭を発生させる場合がある。このようにプランクトンの発生は我々の生活に大きな影響を与えている。

また、植物プランクトンは湖沼生態系のピラミッドの重要な要素の一つとなっており、湖沼生態系における栄養塩、植物プランクトン、動物プランクトン、魚類、高次生物への食物連鎖をつなぐ大切な役割を担っている。さらに、植物プランクトンの増殖による有機物負荷の増加や植物プランクトンが沈降することで湖底へ有機物が供給され、

酸素低下が進み、湖底からの栄養塩や重金属類の溶出によって水質に影響を与える。このように植物プランクトンは水質や湖沼生態系に大きな影響を与えることから、モニタリングの重要性が認識され、滋賀県水質測定計画の1項目となっている。

本研究ではサブテーマ1としてプランクトンの発生状況を定期的に調査することで発生状況を把握し、水質の異常の原因となっていないかなど、状況を監視するとともに、データ蓄積を行った。さらにプランクトンの状況に影響を与える気象データとの比較を行い、その関係性の把握を試みた。

サブテーマ2では瀬田川に焦点をあて、①瀬田川における動物プランクトンと植物プランクトン優占種の変化、②瀬田川における植物プランクトンと動物プランクトンの季節性、③異臭味プランクトンの季節性の経年変動、④ウログレナとカシラワムシの捕食関係、⑤植物プランクトン種と動物プランクトンの関係について、それぞれ検討を行った。

1) 現・滋賀県企業庁浄水課

2. 方法

2.1. 琵琶湖・瀬田川プランクトン等のモニタリング

琵琶湖のプランクトン調査(図1)は、北湖の今津沖中央(北緯35° 23' 41", 東経135° 07' 57")における水深0.5m(植物プランクトン、ピコ植物プランクトン)、水深5m(動物プランクトン)および南湖の唐崎沖中央(北緯35° 02' 40", 東経135° 53' 36")における水深0.5m(植物、動物プランクトン)において月2回の頻度で採取した湖水を用いて行った。一瀬ら(1995, 2007)の方法により同定・計数および体積換算を行った。動物プランクトンについては一瀬ら(2011)の方法により同定・計数および炭素量換算を行った。瀬田川のプランクトン調査は、瀬田川(北緯34° 58' 27", 東経135° 54' 22")において週1回の頻度で採取した河川水を用いて行った。植物プランクトンについては琵琶湖と同じ方法で同定等を行い、動物プランクトンについては、プランクトンネット(NXXX25, 目合41 μ m)に河川水を通して1000倍濃縮した試水を固定せずに光学顕微鏡を用いて同定・計数した。

植物プランクトンとの関係解析に用いた気象データは国土交通省気象庁の公式ホームページの彦根地方気象台の値を使用した。



図1 調査地点

2.2. 瀬田川における遷移の評価

瀬田川におけるモニタリング結果の解析は2.1により採取したデータを用いて解析を行った。

瀬田川における植物プランクトンと動物プランクトンの関係を解析するため、特定の要因が群集の組成に与える影響を評価する直接傾度分析を適用した。植物プランクトンデータは2.1により得られた細胞数データを一瀬ら(2011)の方法を用いて細胞容積に換算し、種組成(CY(藍藻類)、DA(珪藻類)、GA(緑藻類)、DF(渦鞭毛藻類)、CP

(黄色鞭毛藻類)、CM(クリプト藻類))ごとに合計した値を用いた。動物プランクトンデータは2.1により得られた個体数データを使用した。期間は1年ごとの1月から12月のデータを使用した。植物プランクトン種データを説明変数、動物プランクトンを応答変数とした。分析手法の選択は除歪対応分析(Detrended Correspondence Analysis:DCA)を行い、gradient lengthsの値から冗長性分析(Redundancy Analysis:RDA)を選択した(長谷川2006)。解析は統計ソフトR version 3.2.4を用いておこなった。

3. 結果

3.1. 琵琶湖・瀬田川プランクトン等のモニタリング

3.1.1. 植物プランクトンのモニタリング

図2(カラー図表参照)に北湖今津沖中央における表層の植物プランクトンの細胞容積の変化を示した。2017年度は6月~7月にかけて、緑藻類の *Staurastrum dorsidentiferum* var. *ornatum* (スタウラストルム・ドルシデンティフェルム)が増加し、総細胞容積14mm³/Lまで増加した。その後、植物プランクトンは少なく推移し、11月から冬季は珪藻類の *Aulacoseira nipponica* (アウラコセイラ・ニッポニカ)が増加した。2018年度は6月~7月にかけて、緑藻類のスタウラストルムが増加し、総細胞容積8mm³/Lまで増加した。その後、植物プランクトンは少なく推移し、11月には再び緑藻類のスタウラストルムが優占し、総細胞容積11mm³/Lまで増加した。2019年度は5月に黄色鞭毛藻類のウログレナ・アメリカナが増加した。6月~7月および10月~11月にかけて緑藻類スタウラストルムは増加したものの昨年、一昨年と比較し低い値となった。

図3(カラー図表参照)に南湖唐崎沖中央における表層の植物プランクトンの総細胞容積を示した。2017年度は7月~8月にかけて、緑藻類のスタウラストルムが増加し、総細胞容積10mm³/Lまで増加した。その後、1月~2月にかけては黄色鞭毛藻類のウログレナ・アメリカナが増加し、総細胞容積6mm³/Lまで増加した。2018年度は8月~9月にかけて、藍藻類の *Anabaena affinis* (アナベナ・アフィニス)が総細胞容積18mm³/Lまで増加した。また、10月~11月にかけて緑藻類のスタウラストルムが増加し、総細胞容積9mm³/Lまで増加した。2019年度は11月に緑藻類スタウラストルムが増加したものの低い値となった。

図4に瀬田川における表層の植物プランクトンの総細胞容積を示した。2017年度は7月~8月にかけて、緑藻類のスタウラストルムが増加し、2018年度は8月~9月にかけて藍藻類のアナベナ・アフィニスが増加し、総細胞容積21mm³/L

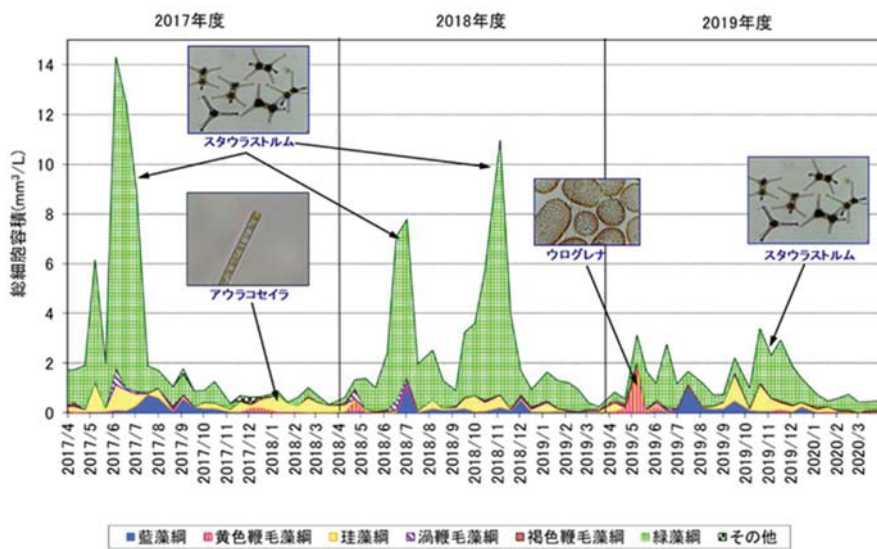


図2 琵琶湖北湖今津沖中央における植物プランクトンの変動 (カラー図表参照)

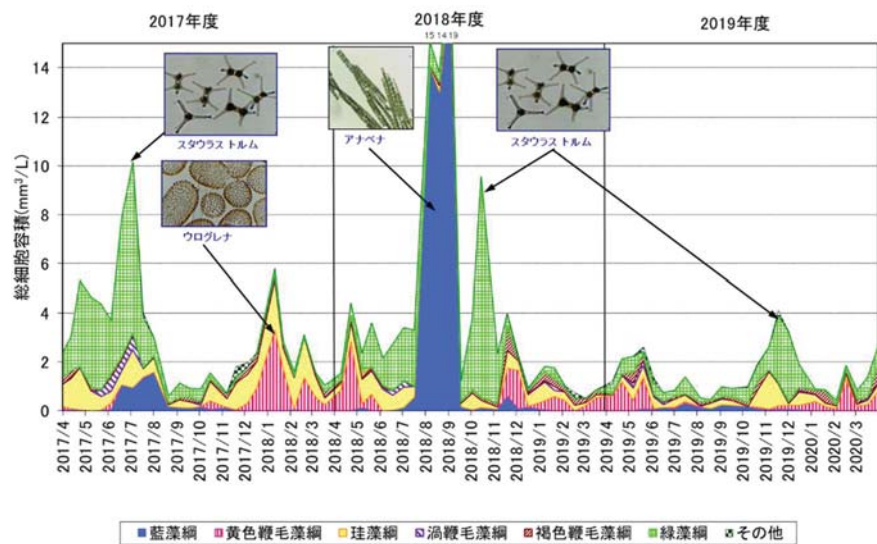


図3 琵琶湖南湖唐崎沖中央における植物プランクトンの変動 (カラー図表参照)

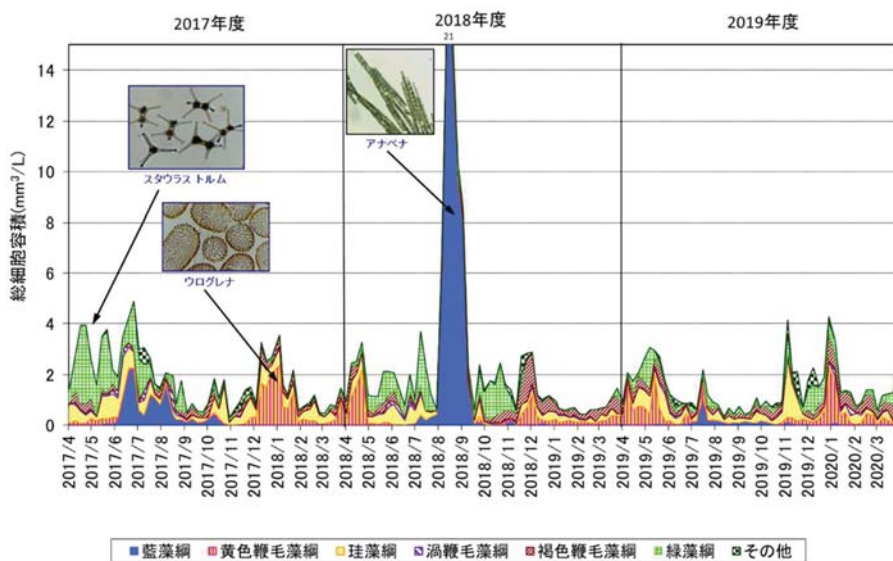


図4 瀬田川における植物プランクトンの変動

まで増加した。2019 年度は植物プランクトンの大きな増加は見られなかった。瀬田川における植物プランクトンの変動は調査回数異なるものの緑藻類や藍藻類の大きな増加は概ね南湖唐崎沖中央の変動と類似していた。また、瀬田川調査結果は速報として当センターHP に随時掲載しており、県民の方々の情報源や水道事業者のリスク管理の基礎資料として活用されている。

3.1.2. ピコ植物プランクトンのモニタリング

2017～2019 年度における琵琶湖北湖今津沖中央のピコ植物プランクトンの変動を図5に示した。琵琶湖北湖では1989年に0.2～2μmの微小なピコ植物プランクトンが最大4.6×10⁶cell/mL発生し、通常5m前後である透明度が2.5～3mまで低下した。通常の生物顕微鏡による分析では確認できず、蛍光顕微鏡を用いた分析によってピコ植物プランクトンの増加が明らかとなった（一瀬ら1992）。このことから、大量発生に備えるためにモニタリングにおいて監視を行っている。2017～2019年度では年度間における増減は確認できるものの当時のようにピコ植物プランクトンが大量に増殖するようなことは確認されなかった。

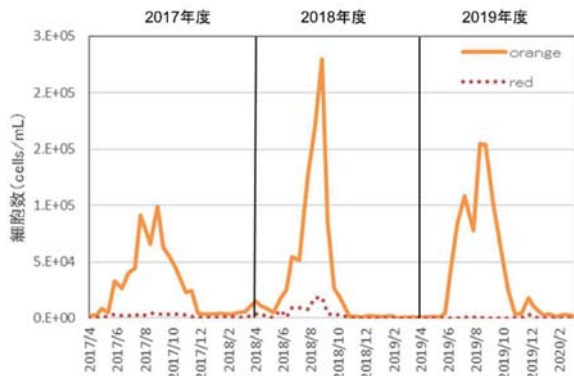


図5 北湖今津沖中央におけるピコ植物プランクトンの変動

3.1.3. 原生動物（肉質虫類、繊毛虫類）・ワムシ類のモニタリング

2017～2019 年度における琵琶湖北湖今津沖中央および南湖唐崎沖中央の原生動物、ワムシ類の経年変動を図6、7に示した。湖沼生態系において原生動物の重要性が明らかになってきた（滋賀県1996）こと、原生動物やワムシ類が富栄養化や水質汚濁の指標生物として利用されていること（田中1979）等から原生動物やワムシ類を中心としたモニタリングを実施している。2017年～2019年の植物プランクトンとの関係を見ると、植物プランクトンは北湖においては緑藻類が、南湖においては藍藻類が大きな増加

を示したものの、それに影響されたと考えられる原生動物、ワムシ類の大きな変動は見られなかった。また、北湖と南湖を比較すると、南湖の方が原生動物やワムシの総炭素量が多いことが分かった。

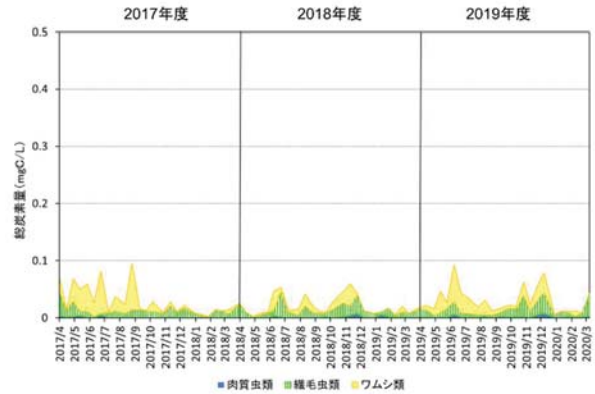


図6 北湖今津沖中央における原生動物およびワムシ類の変動

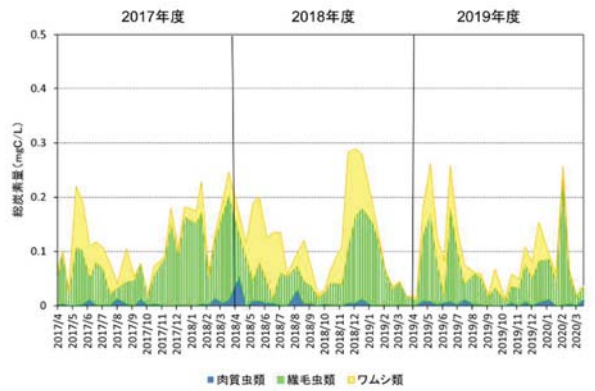


図7 南湖唐崎沖中央における原生動物およびワムシ類の変動

3.1.4. 気象（気温、降水量、全天日射量、風速）の概要について

植物プランクトンの変動は気象の影響を受ける。気温や全天日射量は植物プランクトンの生長に関与すると考えられる。降水量は陸域からの栄養塩供給、あるいは流出量の増加によって、水域外に流出させると考えられる。風速は水の乱れを生じさせ、湖底から栄養塩類を回帰させたり、沈降した植物プランクトンを水域に回帰させると考えられる。これらのことから植物プランクトンの変動と気象の関係を把握すべく、2017～2019年度の気象（気温、降水量、全天日射量、風速）の概要をまとめた。月平均気温の変動を図8に示した。2017年度の冬は他の年度と比較して低く、2019年度の7月は他の年度と比較して低い特徴が確認された。月合計降水量の変動を図9に示した。2018年度10月の降雨量が他年度と比較して少ないことが確認された。また、図10に日合計降水量を示した。2018年度7～8月にかけての降水量日合計が他の年度と比較して少

ないことが確認された。全天日射量の変動を図 11 に示した。2019 年度 7 月の全天日射量が他の年度と比較して少ないことが確認された。風速の変動を図 12 に示した。2017 年度 1 月の風速が他年度よりも大きいことが確認された。

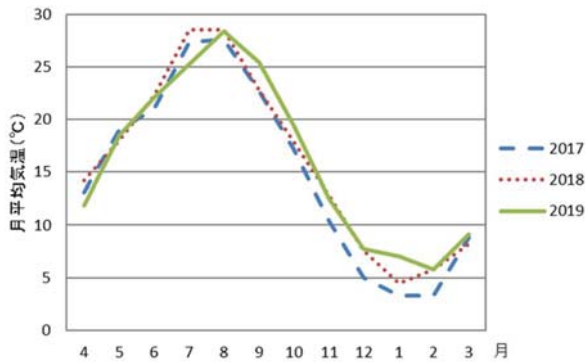


図 8 月平均気温の季節変動

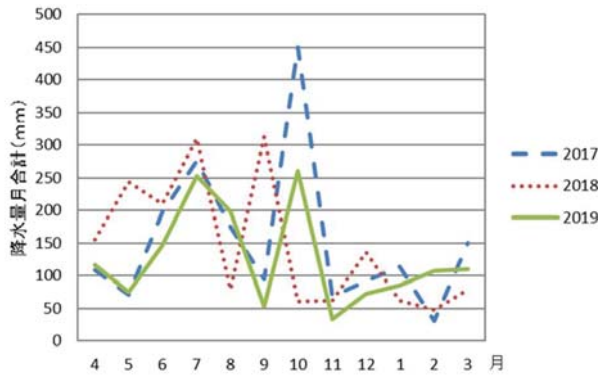


図 9 降水量月合計の季節変動

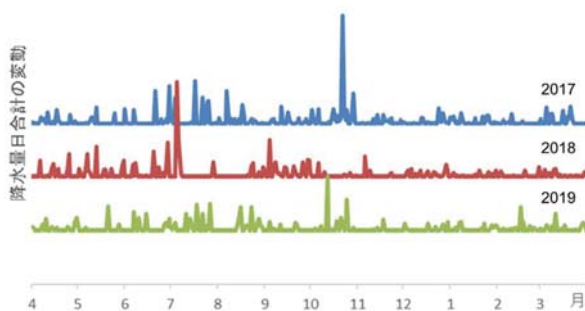


図 10 降水量日合計の変動

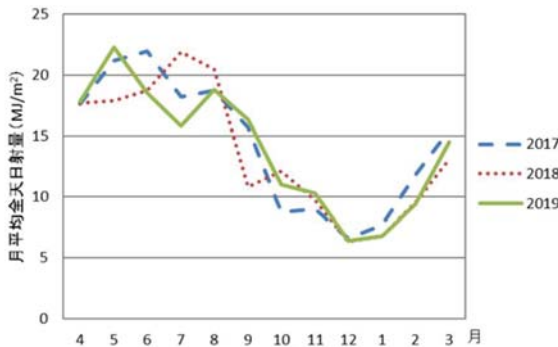


図 11 月平均全天日射量の季節変動

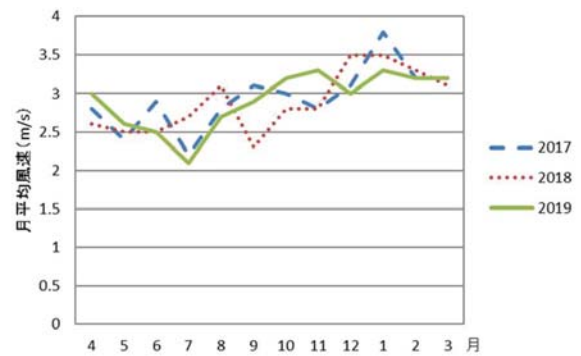


図 12 月平均風速の季節変動

3.2. 瀬田川におけるプランクトン遷移の評価

3.2.1. 瀬田川における動物プランクトンと植物プランクトン優占種の変化について

図 13、14 に植物プランクトンおよび動物プランクトンの期間ごと季節別の優占した種類の変化を示した。植物プランクトンおよび動物プランクトンとも夏（7 月～9 月）以外は多少の変動はあるものの、おおむね目立った変化は確認できなかった。夏については植物では藍藻類の優占割合の増加が、動物プランクトンではミジンコ類の優占割合の減少が確認された。

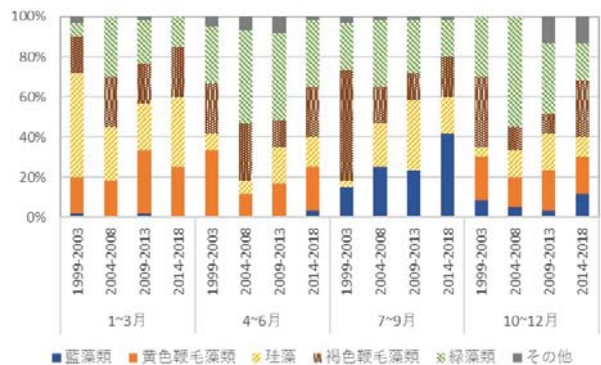


図 13 植物プランクトン種の優占割合の変化（細胞容積）

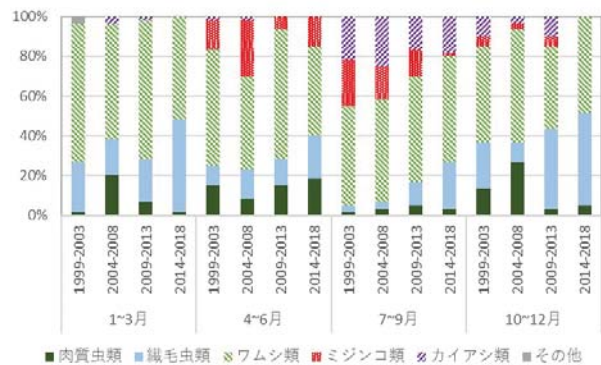


図 14 動物プランクトン種の優占割合の変化（個体数）

3.2.2. 瀬田川における植物プランクトンと動物プランクトンの季節性について

瀬田川における主な植物プランクトンの季節性を図 15 に示した。珪藻類の *Asterionella formosa* (アステリオネラ・フォルモサ) や *Fragilaria crotonensis* (フラギラリア・クロトネンシス) は初春に出現する傾向があった。同じ珪藻類でも *Aulacoseira granulata* (アウラコセイラ・グラヌラータ) は春と秋に出現する傾向があった。黄色鞭毛藻類のウログレナ・アメリカーナは春に出現する傾向があった。藍藻類のアナベナは夏に出現する傾向があった。琵琶湖で多くの生物量を占める緑藻類のスタルラストルムは春～夏と秋に出現する傾向があった。次に主な動物プランクトンの季節性を図 16 に示した。瀬田川でよく見られるワムシ類の *Polyarthra vulgaris* (ハネウデワムシ) や繊毛虫類の *Codonella cratera* (スナカラムシ) は春と秋に出現する傾向があった。ワムシ類の *Cephalodella* sp. (カシラワムシ) は春に出現する傾向があった。ワムシ類の *Hexarthra mira* (ミジンコワムシ) や *Trichocerca* spp. (ネズミワムシ) は夏に出現する傾向があった。ミジンコ類の *Bosmina longirostris* (ゾウミジンコ) は春に出現する傾向があった。このように、瀬田川で頻出する植物プランクトンおよび動物プランクトンの季節遷移が明らかとなった。

3.2.3. 異臭味プランクトンの季節性の経年変化について

過去から、かび臭や生ぐさ臭といった異臭味障害は全国的に報告されている(服部 2008)。さらに、2016 年には滋賀県企業庁においても植物プランクトンにかかるかび臭の異臭味障害が発生している。また、瀬田川調査結果は南湖を水源とする水道事業者や瀬田川下流域の水道事業者が浄水処理工程の検討に活用されていることから、異臭味プランクトンの発生時期の傾向を明らかにするために、異臭味プランクトンの季節性および経年変化を調べた。水道における異臭味の原因となる植物プランクトンはかび臭を発生させる種類と、生ぐさ臭を発生させる種類がある。主な種類を挙げると、かび臭を発生させるプランクトンは藍藻類が多く、ジェオスミンを発生させる *Anabaena macrospora* (アナベナ・マクロスポーラ)、2-メチルイソボルネオール (2-MIB) を発生させる *Oscillatoria tenuis* (オシラトリア・テヌイス)、*Phormidium tenue* (フォルミディウム・テヌエ) がある。

また、生ぐさ臭を発生させるプランクトンは黄色鞭毛藻類のウログレナ・アメリカーナがある。図 17 にかび臭物質 2-MIB を産生するオシラトリア・テヌイス、図 18 にフォルミディウム・テヌエ、図 19 にかび臭物質ジェオスミン

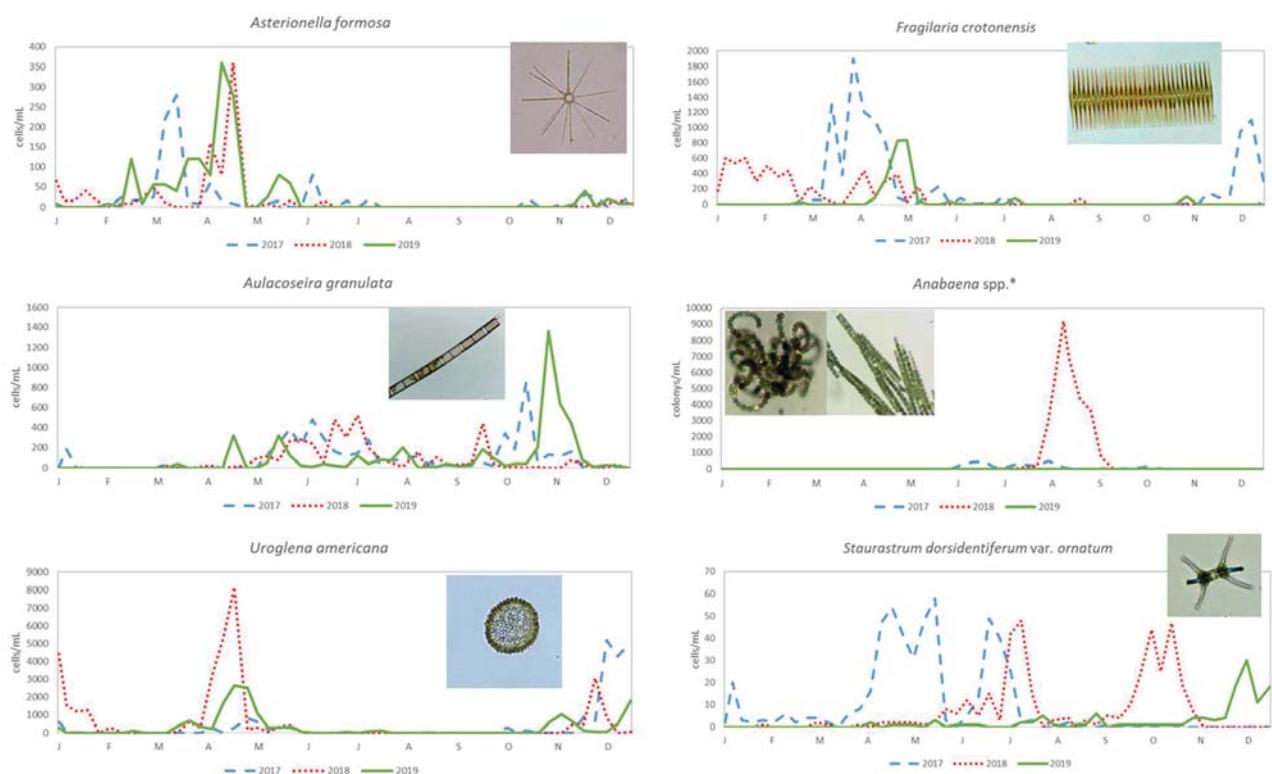


図 15 瀬田川における主な植物プランクトンの季節性

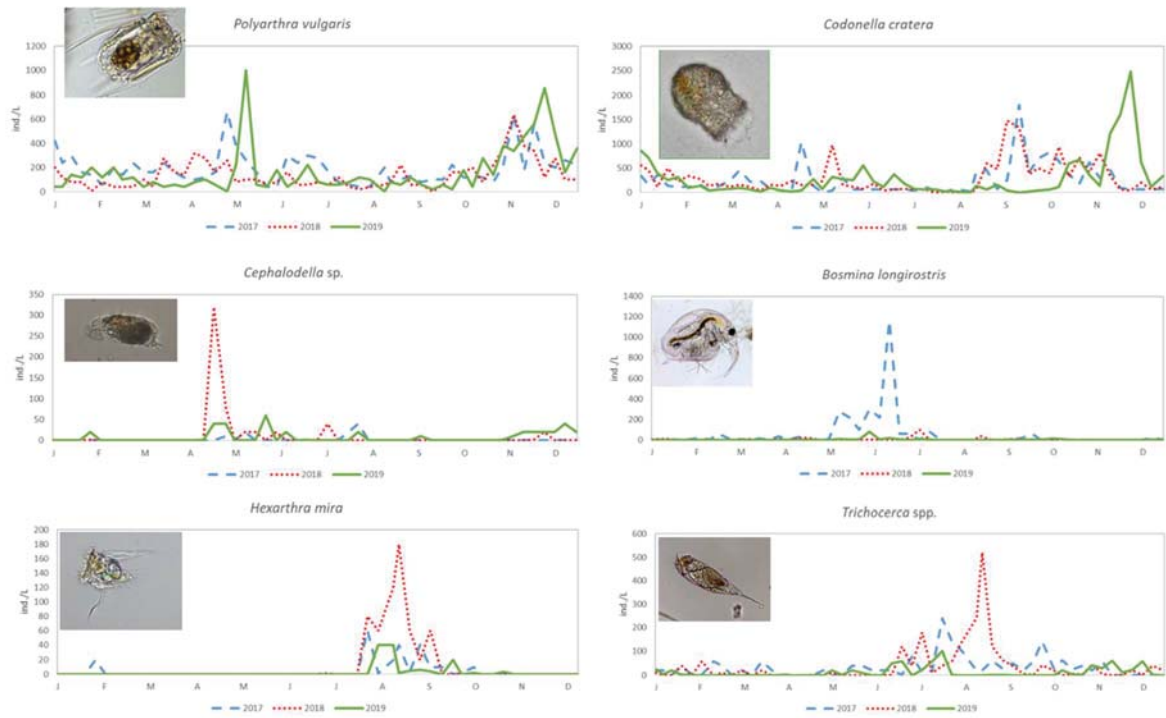


図 16 瀬田川における主な動物プランクトンの季節性

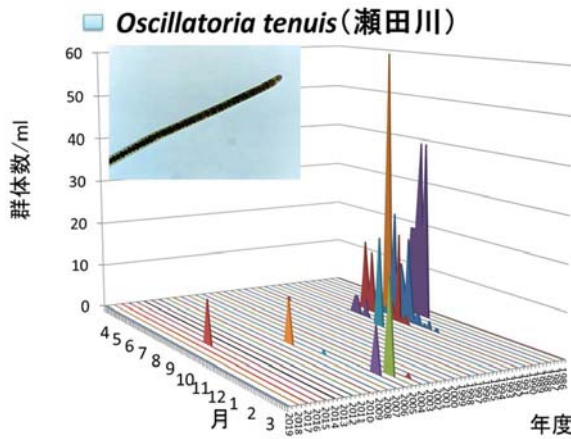


図 17 オシラトリア・テヌイスの季節性の経年変化

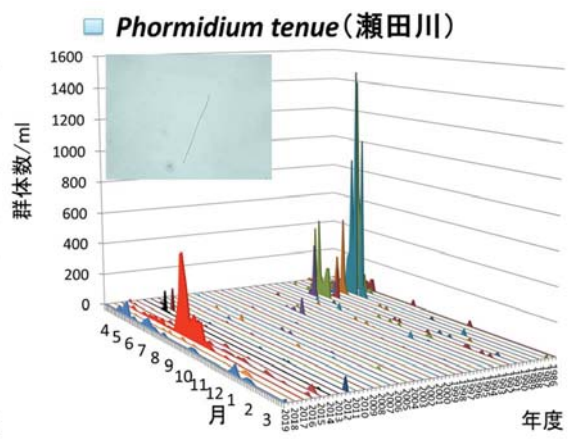


図 18 フォルミディウム・テヌエの季節性の経年変化

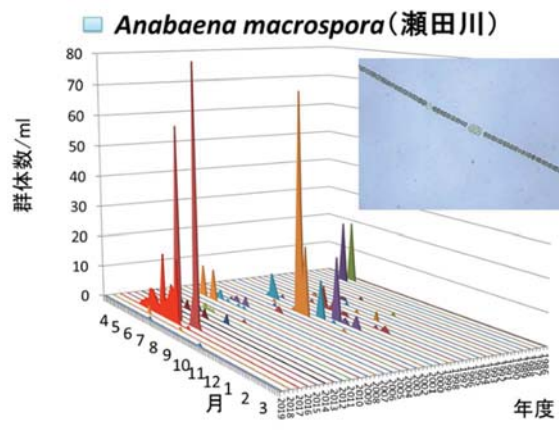


図 19 アナベナ・マクロスポーラの季節性の経年変化

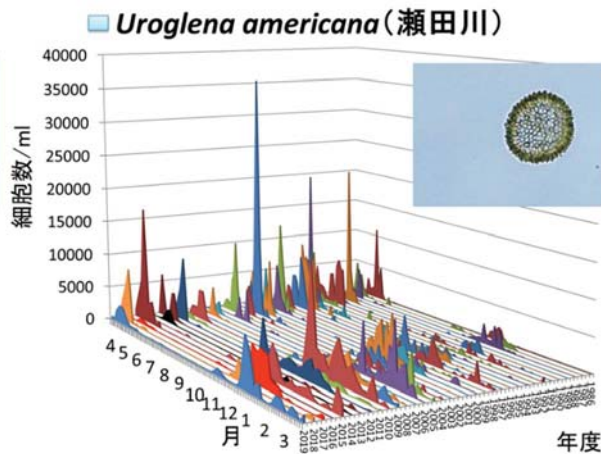


図 20 ウログレナ・アメリカーナの季節性の経年変化

ンを産生するアナベナ・マクロスポーラの季節性の経年変化を示した。オシラトリア・テヌイスは1980年から1990年代に多く見られ、発生時期は夏季～秋季であることが明らかとなった。フォルミディウム・テヌエは春から夏にかけて、また、アナベナ・マクロスポーラは2000年代に多く見られ、発生時期は夏季であることが明らかとなった。図20に生ぐさ臭を発生させるウログレナ・アメリカナの季節性の経年変化を示した。春および冬に発生し、2000年代以降冬の発生量が増えている傾向があることが明らかとなった。

3.2.4. ウログレナとカシラワムシの捕食関係について

光学顕微鏡による観察からウログレナ・アメリカナの内部にカシラワムシが侵入し、捕食している姿が確認される(図21)。また、他湖沼においてもカシラワムシ属によるウログレナ属の捕食が確認されている(Eric1993)。このことから瀬田川におけるウログレナとカシラワムシ変動(図22)を比較し、関係解析をおこなった。ウログレナは春と冬にピークがあること、カシラワムシは春にピークがあることが明らかとなった。しかし、相関係数0.12程度とほとんど相関がみられなかった。

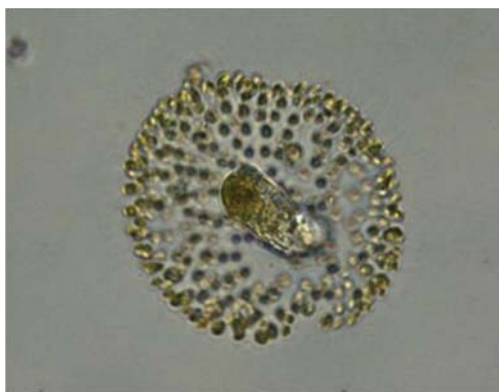


図21 ウログレナを捕食するカシラワムシ
(中央：カシラワムシ)

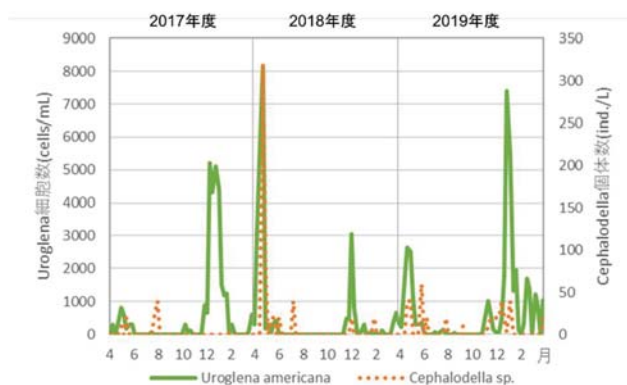


図22 ウログレナ・アメリカーナとカシラワムシの変動

3.2.5. 植物プランクトン種と動物プランクトンの関係について

瀬田川における植物プランクトン種組成および動物プランクトンの関係を調べるために直接傾度分析である冗長性分析を用いて関係性を解析した結果を図23、24、25に示した。2017年ではプロットの分布から藍藻類の近隣にはネズミワムシやコペポディッド幼生が配置された。クリプト藻類、黄色鞭毛藻類の近隣には *Tintinnidium fluviatile* (フデツツカラムシ)、*Synchaeta oblonga* (ナガマルドロワムシ)、*Stokesia vernalis* (ストケシア) が配置された。珪藻類、渦鞭毛藻類の近隣にはゾウミジンコが配置された。2018年では藍藻類の近隣にはコペポディッド幼生、ノープリウス幼生、ネズミワムシが、緑藻類、渦鞭毛藻類の近隣には *Keratella cochlearis* (カメノコウワムシ) が、クリプト藻類、黄色鞭毛藻類、珪藻類が多い時期にはナガマルドロワムシ、フデツツカラムシ、ストケシアが配置された。2019年では藍藻類の近隣にはコペポディッド幼生、カメノコウワムシが、緑藻類、渦鞭毛藻類が多い時期にはカシラワムシが、クリプト藻類、黄色鞭毛藻類、珪藻類の近隣にはナガマルドロワムシ、フデツツカラムシ、ストケシアが配置された。

4. 考察

4.1. 琵琶湖・瀬田川プランクトン等のモニタリング

4.1.1. 植物プランクトンのモニタリング

2017～2019年度の北湖における植物プランクトンの季節遷移と気象の関係を整理した。

スタウラストルムの6月～7月の増加と月平均気温と関係を見ると、スタウラストルムが増加した2017年度および2018年度は、2019年度と比較して気温の増加が大きかったことが分かった。さらに全天日射量も、2019年度は2017年、2018年度と比較して低い値を示した。珪藻類であれば低温、緑藻類は中温、藍藻類は高温において高い増殖を示す(Magnuson et al. 1997)とされており、2019年度は気温が低く、全天日射量が低かったため、水温上昇が抑えられ、緑藻類の最適増殖領域から外れたことから、2017、2018年度と比較して、発生量が低く抑えられた可能性が考えられる。また、スタウラストルムの10月の増加と降水量月合計との関係を見ると、スタウラストルムが増加した2018年度は2017年度および2019年度と比較して10月の降水量月合計が少なかった。また、2017年度および2019年度の降水量が多いことから、降雨による影響がスタウラストルムの増殖に影響を与えた可能性が考えられる。さらに2019年度は琵琶湖北湖において全窒素が環境基準を達成したこと、全循環の未完了により、湖底からの栄養塩

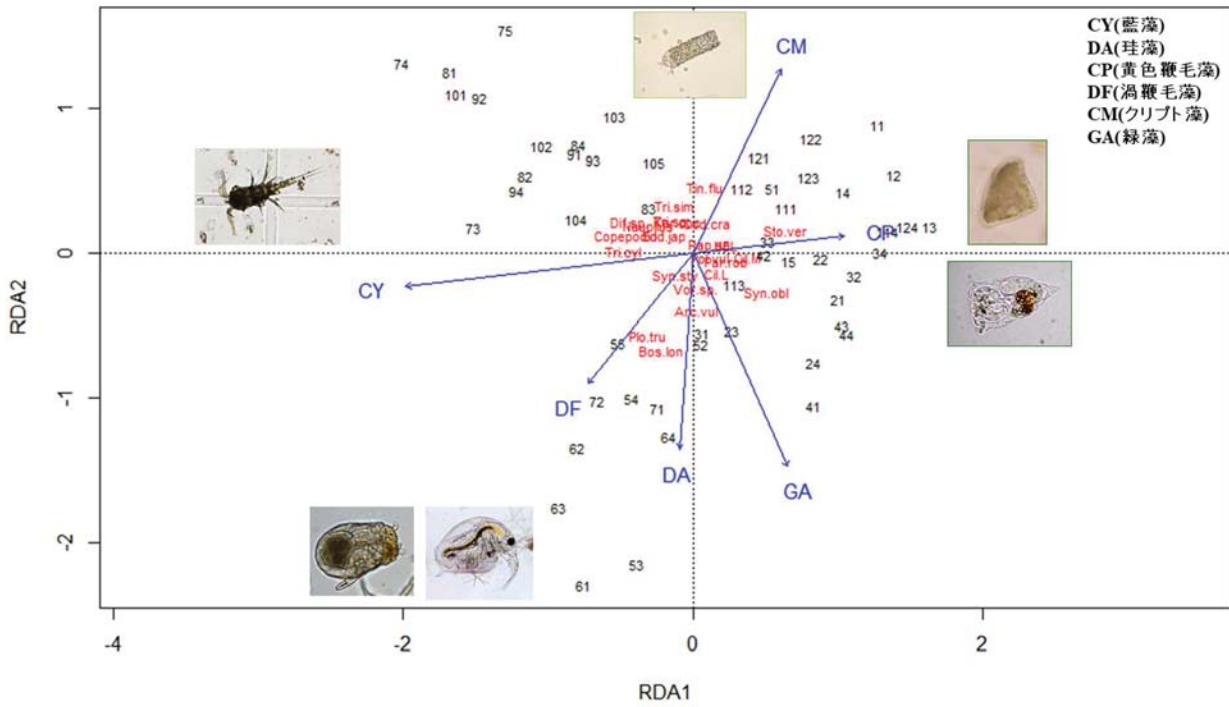


図 23 2017 年の植物プランクトンと動物プランクトンの関係
 ※図中の数字は調査月と週を表す：例 121…12 月第 1 週

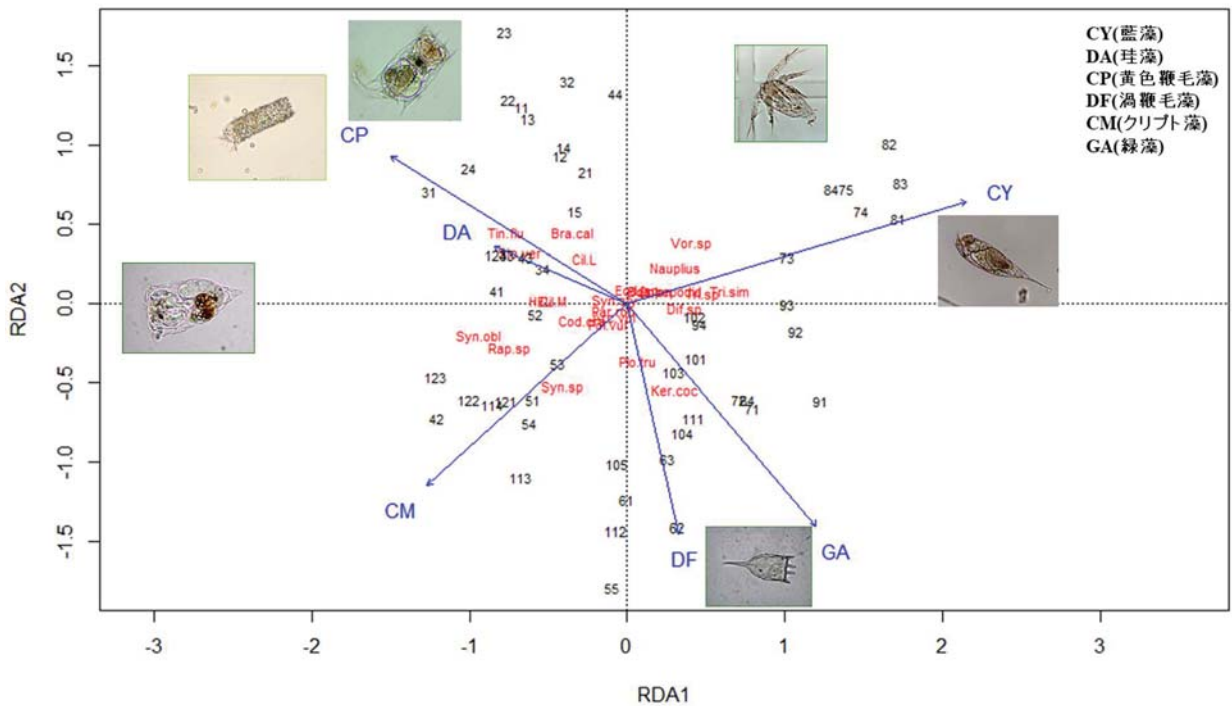


図 24 2018 年の植物プランクトンと動物プランクトンの関係

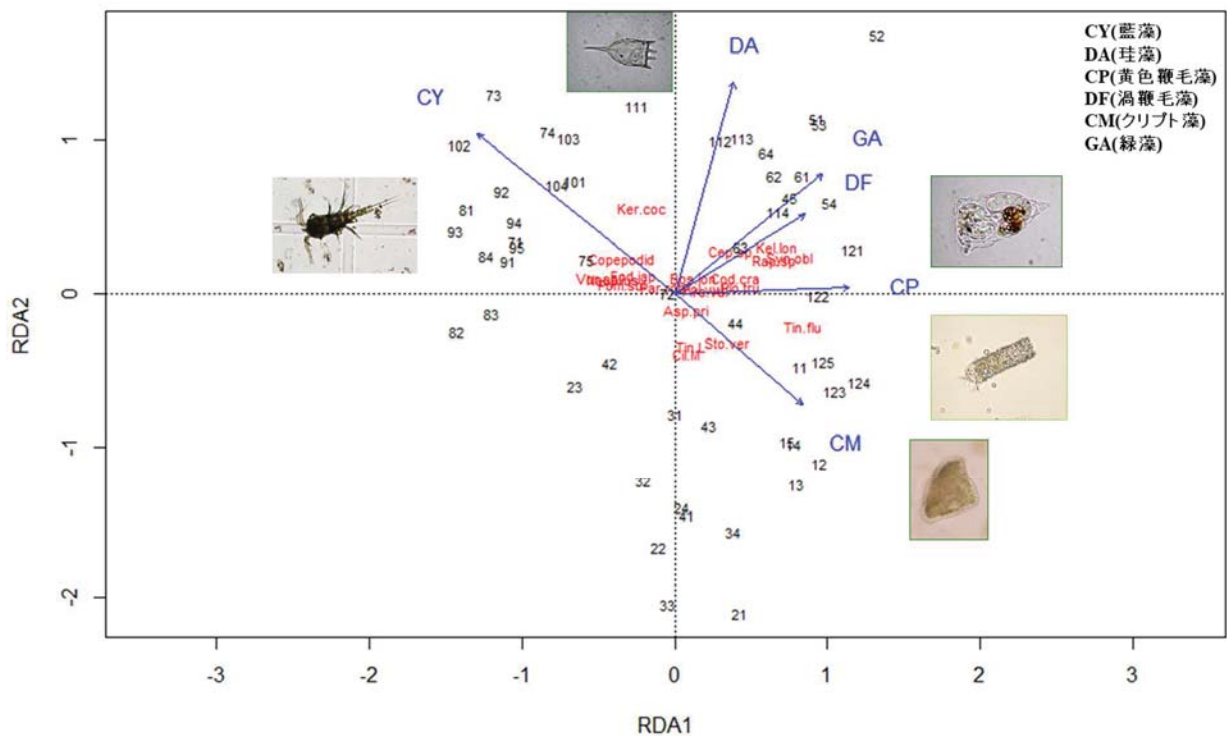


図 25 2019 年の植物プランクトンと動物プランクトンの関係

回帰が減少し、増殖が抑えられた可能性も示唆されている（滋賀県 2020）。

冬におけるアウラコセイラ・ニッポニカの増加と月平均気温の関係を見ると、2017 年は 2018 年度、2019 年度と比較して月平均気温が低い。アウラコセイラ・ニッポニカは水温や気温と負の相関があるとされている（Tsugeki et al 2010）。さらに月平均の風速の関係を見ると、2017 年度の 1 月の風速は 2018、2019 年と比較して大きかった。また、アウラコセイラ属はよく混合がおこる条件において優占すること（Kilham 1990）、アウラコセイラ・ニッポニカの卓越には強度な鉛直循環が必要であるといわれている（槻木ら 2009）。これらからも、気温が低いことで水温が低く、成層が弱くなり湖水の循環が促進されること、風速が大きいことで湖水が攪乱されることから、アウラコセイラ・ニッポニカが深層部より回帰しやすかったために、増殖した可能性が考えられた。

次に 2017～2019 年度の南湖における植物プランクトンの季節遷移と気象の関係を整理した。夏における藍藻類のアナベナ・アフィニスの増加と降水量日合計の変動を比較すると、アナベナ・アフィニスが増加した 2018 年度は 2017 年度および 2019 年度と比較して、7 月から 9 月にかけての降水量日合計が少なかった。また、洗堰放流量が 100 トン以下になると藍藻類が大量発生しやすい条件であると

されている（一瀬ら 2015）。このことから 2018 年度は降水量が少なく、洗堰放流量が小さく抑えられたため南湖の湖水が滞留し、その条件が長期化することで藍藻類の増加につながった可能性が考えられる。さらに 2018 年度は 2017 年、2019 年度と比較して 8 月の月平均気温が高いことから、高温での増殖に有利な藍藻類（Magnuson et al. 1997）の増加につながったと考えられる。

瀬田川における植物プランクトンの変動は調査回数異なるものの緑藻類や藍藻類の大きな増加は概ね南湖唐崎沖中央の変動と類似しており、降水量が少ないことにより、南湖湖水の滞留が長期化したために藍藻類の増加が確認されたと考えられる。

これらの植物プランクトンと気象の関係はこれまでの様々な年度を見ればこの傾向に合致しない年も存在する。これは、植物プランクトンの季節遷移が単独の要因のみに影響を受けているのではなく、複数の要因あるいはそれらの複合的な影響を受けている可能性によると考えられる。このことから、調査を継続し、その年々の傾向を捉えることで季節遷移の要因を検討することが重要である。

さらに、長期的な視点から見ると北湖では 1980 年代から 2000 年代までは減少傾向にあったものの、2010 年代より増加傾向がみられる。2000 年代までの減少傾向については栄養塩類の低下により一次生産量が減少していると

の知見（早川ら 2012）が示されている。また、気温上昇によって植物プランクトン生物量が減少するとされている（Hsieh 2010）。しかし、2010 年代以降は上昇傾向に移りつつある様相が見られている。この変化にかかる知見はないが、近年の気候変動によるゲリラ豪雨や温度上昇が一要因となっている可能性は考えられる。このことから今後引き続き注意深くモニタリングを行う必要がある。

4.1.2. ピコ植物プランクトンのモニタリング

2017～2019 年度においてピコ植物プランクトンの大きな増加は確認されなかった。しかし、1989 年の大量発生時には透明度の低下や水色の変色を起こすなど、水質に影響を与えた。さらに水源においてピコ植物プランクトンが大量発生すると凝集沈殿による除去率が低下し、濁度の上昇を招き、浄水処理に影響を与える（中村 1997）など、水道という我々のライフラインに大きな影響を与えることも考えられる。このことから、モニタリングにおいて状況を監視し、大量発生に備える必要がある。

4.1.3. 原生動物（肉質虫類、繊毛虫類）・ワムシ類のモニタリング

2017～2019 年度において原生動物、ワムシ類の急激な変動は見られなかった。また、北湖と南湖のモニタリング結果を比較したところ、南湖の方が、総炭素量が大きいことが分かった。富栄養化が進むにつれてワムシ類や原生動物が豊富になるといわれている（倉沢 1988）ことから、栄養塩濃度の高い南湖の方がワムシ類や原生動物の総炭素量が大きくなったものと考えられる。本研究において植物プランクトンとの明らかな関係性は見られなかったが原生動物やワムシ類は捕食により植物プランクトンの変動に影響を与える可能性があること、水質指標に用いられていることから植物プランクトンでは捉えられない水質の変化を現す可能性も考えられ、今後も監視のためのモニタリングを実施していく必要がある。

4.2. 瀬田川における遷移の評価

4.2.1. 瀬田川における動物プランクトンと植物プランクトン優占種の変化について

瀬田川における動物プランクトンと植物プランクトンの優占する種類の割合が、夏において植物プランクトンでは藍藻類の優占割合の増加が、動物プランクトンではミジンコ類の優占割合の減少が確認された。これは、南湖における気象との関係からも見られたように夏から秋にかけての少雨の影響を受け、湖水が滞留することによって藍藻類が増加し、それによって藍藻類の優占割合が増加したも

のと考えられる。また、ミジンコ類の変化は藍藻類の変化に伴った結果である可能性が考えられる。藍藻類は枝角類の餌としての栄養価が低く、餌として適さないこと、糸状性または群体を作ることから、その形状により物理的に摂食を阻害する効果も指摘されている（花里 1989）。本研究における優占種の変化は第一優占種のみを評価しているため全種類の生物量の関係を評価できるわけではない。しかしながら、直感的にプランクトンの変化が観察できることから変化を捉えるのに有効である。

4.2.2. 瀬田川における主な植物プランクトンと動物プランクトンの季節性について

植物・動物プランクトンの季節性の把握により、目的とするプランクトンがどの時期に多いということが明らかとなった。これらの動物プランクトン、植物プランクトンの出現については様々な要因によって決まる。例えば珪藻類のアステリオネラ・フォルモサやフラギラリア・クロトネンシスの春の増加は低水温を好むこと、増殖速度が速く、春に増加しやすいためと考えられる。珪藻類のアウラコセイラ・グラヌラータの秋の増加については、休眠細胞が堆積物から多量に回帰してくるためであるといわれている（ホーン&ゴールドマン 1999）。黄色鞭毛藻類のウログレナ・アメリカーナの春の増加は、琵琶湖において水温が 10℃以上になったころから発生し、20℃近くになると消滅するウログレナ・アメリカーナが 4 月中旬から 6 月上旬に他の植物プランクトンよりも優位に立つとされている（門田 1987）。藍藻類のアナベナ属の夏の増加は 25℃～30℃の水温や、窒素が枯渇する夏に増加するとされている（一瀬ら 1988）。それに加えて、気象や栄養塩濃度および動物プランクトンの捕食が植物プランクトンの季節遷移に影響すると考えられる。動物プランクトンについても生息に好む水温や餌となる植物プランクトンが増加する時期にその動物プランクトンが発生するものと考えられる。このことから、最適水温など環境要因に加えて、動物プランクトンと同時期に発生する植物プランクトンの関係を検討することが重要である。

4.2.3. 異臭味プランクトンの季節性の経年変化について

琵琶湖南湖から疏水を通じて取水している京都市の調査によれば、おおむね 5 月～7 月にフォルミディウム・テヌエが、8 月にはアナベナ属が、8 月から 10 月にかけてはオシラトリア・テヌイスが発生していると報告している（小倉ら 2016）。季節性についてはこの報告と一致している。しかしながら、瀬田川で計数されるかび臭プランクトンは 1990 年以降少ない値で推移している。近年、滋賀県

企業庁がオシロトリア・テヌイスによるかび臭障害を受けたように、プランクトンに優位な環境が整えばいつでも大量に発生し、水道に異臭味障害を与える可能性がある。琵琶湖において水温が 10℃以上になったところから発生し、20℃近くになると消滅するウログレナ・アメリカーナは 4 月中旬から 6 月上旬に他の植物プランクトンよりも優位に立つとされている（門田 1987）。ウログレナ・アメリカーナの季節性については 1990 年以降、1～3 月といった冬季にも発生する傾向が出ている。これについての原因は不明であるがウログレナ・アメリカーナは低温を好む（門田 1987）ため、冬季であっても、栄養塩濃度やその他の条件が整えば発生してくると考えられる。さらに、近年、異臭味の原因となる植物プランクトンが確認できないにも関わらず、かび臭が検出される事例の増加が確認されている（横井ら 2019）ことから、ますます異臭味への関心が高まりつつある。当センターでは瀬田川調査を HP で公開し、県民の方々への情報提供や水道事業者の異臭味処理の工程検討のための基礎資料となっている。これらと併せて季節性やその経年変動についても活用されることが期待され、我々は良質な水道水を利用でき、恩恵をうけることができる。

4.2.4. ウログレナ・アメリカーナとカシラワムシの捕食関係について

経月変動を調べると、ウログレナ・アメリカーナは春と冬に増加するが、カシラワムシは春に増加する。冬にワムシが増加しないのは、瀬田川の水温がカシラワムシの最適水温よりも低い可能性が考えられる。さらに捕食が実際確認されたことで、動物プランクトンの捕食が植物プランクトンの遷移に影響する可能性が示唆された。ウログレナ・アメリカーナは異臭味原因プランクトンであることから、今後リスク管理の上でも動態予測が望まれるところである。したがって、この知見は植物プランクトンの動態予測を行う上で、捕食による減少要因として予測に組み込むことで予測精度の向上につながる可能性がある。

4.2.5. 植物プランクトン種と動物プランクトンの関係について

2017 年～2019 年の動物プランクトンと植物プランクトン種の配置の共通点としては藍藻類の近隣にはコペポディッド幼生、ネズミワムシが、黄色鞭毛藻類、クリプト藻類の近隣にはフデツツカラムシ、ストケシア、ナガマルドロワムシが配置された。このことから、これらは同じ季節性を持つことから、生息しやすい季節、あるいはその植物プランクトンを餌としているために出現している可能性が考えられる。このことから、それらの動物プランクトン

および植物プランクトンに着目して観察を続けることでウログレナ・アメリカーナとカシラワムシのような捕食関係が観察され、それらの消長を解明する手がかりを得られるかもしれない。4.2.4. で示したようにウログレナ・アメリカーナとカシラワムシの捕食関係が確認されたものの、その他のプランクトンの捕食関係が顕微鏡で観察されることはほとんどない。今回の冗長性分析を用いた動物プランクトンと植物プランクトンとの関係解析の結果は、ある植物プランクトンが多い時に多く発生する動物プランクトンが何であるかを表している。したがって、この結果を活用し、関係性が示された動物プランクトンと植物プランクトンに注目して観察を続けることで新たに捕食関係を観察できるかもしれない。そうなれば、予測を向上するための要因として動物プランクトンの消長を組み込むことで良好な予測を生み出すための手がかりになると考えられる。

5. まとめ

- ・モニタリング調査の結果から 2017 年度は北湖で緑藻類のスタウラストルムが、2018 年度は北湖で同じく緑藻類のスタウラストルム、南湖では藍藻類のアナベナ・アフィニスが増加し、透明度の低下、有機物量の増加がもたらされた。

- ・このように植物プランクトンの変動は水質の変動と密接にかかわっており、水質の変動をとらえるためにも、植物プランクトンのモニタリングは重要である。

- ・また、瀬田川におけるプランクトン解析によって、動物プランクトン、植物プランクトンの経年的な変化や季節性が明らかになった。例えば、近年、水道事業者において、生ぐさ臭やかび臭など異臭味の原因となるプランクトンのオシロトリア・テヌイスは過去には夏季に出現していたが、現在ではあまり見られなくなったことや、アナベナ・マクロスポーラは過去には少なかったが、現在では夏季に見られるようになってきた。また、動物プランクトンと植物プランクトンの関係性を見ると、植物プランクトンのウログレナ・アメリカーナは動物プランクトンのカシラワムシに捕食される姿が確認され、これらのプランクトンの経時変化を見ると、双方とも春季に出現する傾向があり、相関関係が確認された。このように、動物プランクトンの捕食が植物プランクトンの遷移に影響する可能性が示唆された。

- ・このことから、今後も引き続きモニタリングを継続しながら、水質の変動評価に活用するとともに植物プランクトンの変動にかかわる要因を検討し、植物プランクトンの増加によって起こるリスクに備えるためのプランクトン予測手法を検討する必要がある。

6. 謝辞

本研究を進めるにあたり東北大学の占部城太郎教授、京都大学生態学研究センターの中野伸一教授から多くのご指導、ご助言を賜りましたことを心より感謝申し上げます。

7. 参考文献・引用文献

アレキサンダー・J・ホーン, チャールス・R・ゴールドマン (1999) 陸水学. 京都大学学術出版会, 京都

Eric D. Hollowday (1993) *Cephalodella edax*. sp. nov. A rotifer parasitic in the motile colonial alga *Uroglena volvox* Ehrenberg. *Hydrobiologia*. 255, 445-448

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(11) : 901-908.

長谷川元洋 (2006) 土壤動物群集の研究における座標付け手法の活用. *Edaphologia*, 80 : 35-64

服部麻友子 (2008) 水道水質基準と異臭味. *におい・かおり環境学会誌*, 39 (2) : 94-101

花里孝幸 (1989) 富栄養湖におけるラン藻と動物プランクトンの相互関係. *陸水学雑誌*, 50 : 53-67

早川和秀, 辻本茂男, 石川俊之, 芳賀裕樹, 岡本高弘, 焦春萌, 石川可奈子, 熊谷道夫 (2012) 複数の定期調査データを用いた統合的な解析による琵琶湖における全リン, 硝酸態窒素濃度およびいくつかの水質項目の長期変化. *水環境学会誌* 35 (6) : 89-100.

Hsieh, C.H., Ishikawa, K., Ichise, S., Yamamoto, Y., Kuo, T.C., Park, H.D., Yamamura, N., Kumagai, M., 2010. Phytoplankton community reorganization driven by eutrophication and warming in Lake Biwa. *Aquatic Sciences* 72 : 467-483.

一瀬諭・森田尚・市木繁和・若林徹哉・三田村徳子・園正・内藤幹滋・前川昭・安福義雄・中村敏博・水嶋清嗣・田中靖志・野村潔 (1988) 琵琶湖における水の華に関する調査報告書 (昭和 59 年~61 年)

一瀬諭・若林徹哉・山中直・園正・内藤幹滋・川部浩一市・前畑佳代・田中勝美・野村潔 (1992) 琵琶湖におけるピコプランクトンの異常増殖—1989~1990— (1) ピコプランクトンおよび他のプランクトン相滋賀県立衛生環境センター所報, 26 : 138-147.

一瀬諭・若林徹哉・松岡泰倫・山中直・藤原直樹・田中勝美 (1995) : 琵琶湖の植物プランクトンの形態に基づく生物量の簡易推定について. *滋賀県立衛生環境センター所報*, 30 : 27-35.

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

総細胞容積量の長期変遷と近年の特徴について—2001年度から 2005 年度を中心に—. *滋賀県琵琶湖環境科学研究センター試験研究報告書*, 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遷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試験研究報告書*, 7 : 196-218.

一瀬諭・藤原直樹・廣瀬佳則・古田世子・山中直 (2015) 瀬田川流心における植物プランクトンと放流量の関係解析. *琵琶湖環境科学研究センター 研究報告書別冊 (H23~H25 年度)*

J. J. Magnuson, K. E. Webster, R. A. Assel, C. J. Bowser, P. J. Dillon, J. G. Eaton, H. E. Evans, E. J. Fee, R. I. Hall, L. R. Mortsch, D. W. Schindler AND F. H. Quinn (1997) Potential effects of climate changes on aquatic systems S: LAURENTIAN GREAT LAKES AND PRECAMBRIAN SHIELD REGION. *HYDROLOGICAL PROCESSES*, 11:825-871

Kilham, P. (1990) Ecology of *Melosira* Species in the Great Lakes of Africa. M. M. Tilzer et al. (eds.) *Large Lakes* pp 414-427

気象庁 : 過去の気象データ

倉沢秀夫 (1988) 諏訪湖の富栄養化と生物群集の変遷. *建設省中部地方建設局*

門田元編 (1987) *淡水赤潮*. 恒星社厚生閣、東京

中村寿子・曾根田研一・宮田雅典・武安一志 (1997) ピコ植物プランクトンに起因する浄水処理過程、ろ過水への濁度漏出とその対策について. *日本水処理生物学会誌*, 33 (4) : 233-243

小倉朋生・山中信行・勢川利治 (2016) 京都市の異臭味障害事例—原因生物の変遷とその対応—. *用水と廃水*, 58 (7) : 61-67

滋賀県 (1996) 琵琶湖博物館開設準備室研究報告 第 5 号 「琵琶湖のワムシ」

滋賀県 (2018) 琵琶湖ハンドブック三訂版

滋賀県 (2020) 滋賀県環境審議会. 資料 4 令和元年度に琵琶湖で生じた事象間の関係性

田中正明 (1979) 矢作川の生物相と水質汚濁の現状 1. ミクロ動物相と水質汚濁. *日本水処理生物誌*, 15 : 1

槻木 (加) 玲美・占部城太郎 (2009) 古陸水学的手法による湖沼生態系の近過去復元とモニタリング. *生物の科学遺伝*, 63 : 66-72

Tsugeki, N.K., Urabe, J., Hayami, Y., Kuwae, M., Nakanishi, M., (2010) Phytoplankton dynamics in Lake Biwa during the 20th century: complex

responses to climate variation and changes in nutrient status. *Journal of Paleolimnology* 44 : 69-83.

横井 (2020) 2007~2017 年の琵琶湖南湖における溶存態かび臭物質 2-メチルイソボルネオール の発生機構. *日本水処理生物学会誌*, 56 (3) : 47-55