

# 地球環境の変化が河川湖沼水質に及ぼす影響の評価に関する研究

研究予算：運営費交付金（一般）

研究期間：平 21～平 25

担当チーム：水環境研究グループ（水質）

研究担当者：岡本誠一郎、鈴木穰、北村友一

## 【要旨】

本研究では、気温と河川・湖の水質の関係を明らかにするため、過去の気象データと水質観測データを用いた統計解析、土壌、底泥溶出および藻類増殖実験、そして、湖沼モデルを用いた地球温暖化が湖沼水質に及ぼす影響の評価を行った。統計解析からは河川水の水質変化傾向、微生物の呼吸速度と水温の関係、霞ヶ浦と琵琶湖の水質の長期変化傾向と、単位水温当たりの各水質項目の変化量の関係を明らかにした。実験からは、気温の上昇と山林土壌からの栄養塩類等の溶出の関係や、水温および Fe 濃度と藻類の増殖特性の関係などを明らかにした。そして、これらの知見に基づいて簡易湖沼モデルを構築し、水温上昇と Fe 濃度低下のシナリオに対する湖沼水質の応答特性を調べた。その結果、地球温暖化が進行した将来の湖の水質は、現況と比較して、無機態窒素が増加し、藻類の増殖量が増大し、Fe 濃度が低下すると予測された。また、藻類の種構成が珪藻主体から緑藻や藍藻主体に変化することが示された。

キーワード：地球温暖化、気温、水温、霞ヶ浦、琵琶湖、藻類、生態系モデル

## 1. はじめに

### 1.1 地球温暖化の現状

近年、大気中の温室効果ガス濃度の増加による地球温暖化が問題となっている。2007年に公表された IPCC 第4次評価報告書では、気候システムの温暖化には疑う余地がないことが示された。世界平均地上気温は100年あたり0.74℃上昇しており、海面水位の上昇傾向や、雪氷面積の低下傾向が報告されてい

る<sup>1)</sup>。図1-1は、大気中二酸化炭素濃度の変化である<sup>2)</sup>。大気中二酸化炭素濃度は、日本（綾里）、ハワ

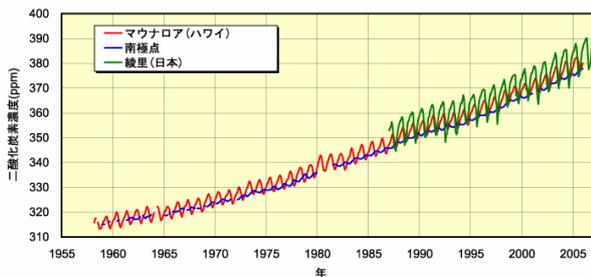


図 1-1 大気中二酸化炭素濃度の変化<sup>2)</sup>

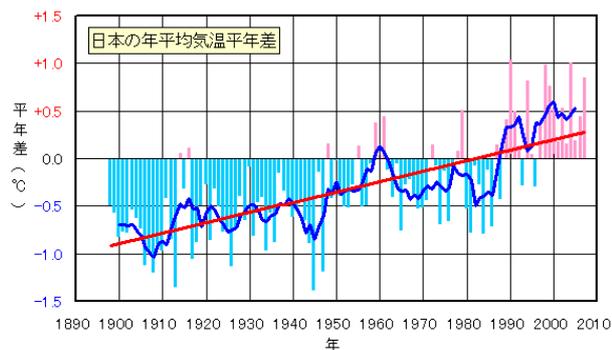


図 1-2 日本全国の平均気温の変化<sup>2)</sup>

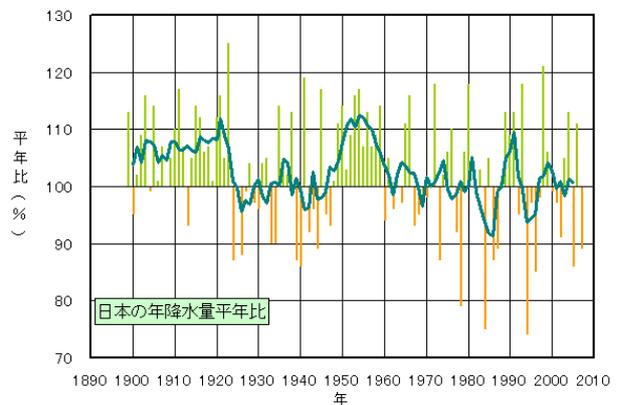


図 1-3 日本の降水量の平年比の変化<sup>2)</sup>  
(平年値：1971～2000年の平均値)

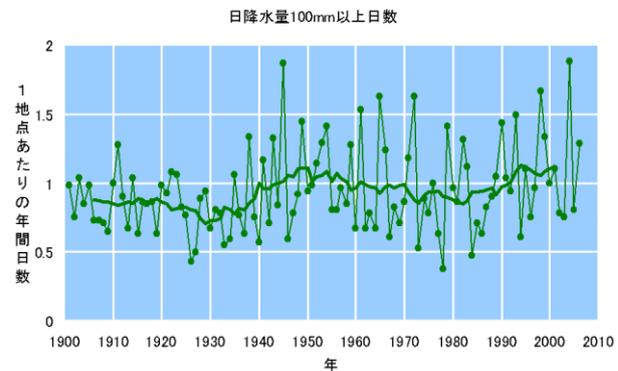


図 1-4 年降水量 100mm 以上の日数の変化<sup>2)</sup>

イ、南極のいずれの観測点でも上昇し続けている。2012年には綾里において二酸化炭素濃度の月平均値が初めて400ppmを超えた<sup>3)</sup>。図1-2は、日本全国平均気温の変化<sup>2)</sup>である。全国平均気温は100年あたり1.1℃の割合で上昇しており、年間の真夏日の日数の増加が報告されている。図1-3は、日本の年降水量の変化である。降水量については、日本では明瞭な増加または減少の傾向はみられないが、近年は、多雨の年と少雨の年の差が大きくなっている。図1-4は、日降水量100mm以上の日数の変化である。日降水量100mm以上となる大雨の日数は、増加傾向にある<sup>2)</sup>。日本の将来の気候については、IPCCの気候予測モデルによると、平均気温が今後100年間で1~5℃上昇し、多くの地域で日降水量100mm以上の大雨の日数が増加すると予測されている<sup>4)</sup>。

地球温暖化が河川や湖沼に及ぼす影響としては、気温の上昇や渇水による水質の悪化が懸念されている。河川については、日本全国の河川の水質データを用いた解析から、気温1℃あたり1.1℃の水温上昇が報告されている<sup>5)</sup>。湖沼については、琵琶湖や霞ヶ浦において気温の上昇に追従した湖水温の上昇が報告されている<sup>6),7)</sup>。また、霞ヶ浦では、CODが気温1℃あたり0.92~1.7mg/Lの割合で上昇している<sup>7)</sup>。しかし、河川や湖沼の水質に対する影響要因は、気温の他、流域の人口増加、土地利用の変化、下水道の整備など様々なものがあり、気候変動と水質の関係を解明するのは困難であり、その関係は必ずしも明らかでない。

## 1.2 本報告書の構成

本研究では地球温暖化が河川湖沼水質に及ぼす影響を明らかにするため、過去の気象データと水質観測データを用いた統計解析(2章)、気温と河川・湖の水質の関係を明らかにするための実験(3章)、湖沼モデルを用いた地球温暖化が湖沼水質に及ぼす影響の評価(4章)を行った。以下に各章ごとの概要を記述する。

### 2章：過去の気象データと水質観測データを用いた統計解析

気温や降水量と、河川水質について、観測データを入手し、長期変化傾向を解析した。また、微生物の呼吸速度に水温が及ぼす影響を解析した。さらに、湖面積、水深や富栄養化状況の異なる琵琶湖と霞ヶ浦について、水質の長期変化傾向と、気温や水温と他の水質項目の関係を解析した。

### 3章：気温と河川・湖の水質の関係を明らかにするための実験

気温上昇が土壌からの無機イオン等の溶出過程に及ぼす影響を明らかにするため、森林土壌を用いた溶出実験を行った。河川水の長期的な水質変化が湖沼の藻類増殖に及ぼす影響を明らかにするため、人工河川水を用いた藻類培養実験を行った。また、湖沼の水温が底泥からの栄養塩溶出に及ぼす影響を明らかにするため、底泥溶出実験を行った。そして、大雨の日数の増加傾向を踏まえ、雨天時の河川水質の変化を調査し、河川の流量と栄養塩などの負荷量の関係を求めた。

### 4章：地球温暖化が湖沼水質に及ぼす影響の評価

3章の実験結果を基に、簡易湖沼モデルを構築し、水温上昇などのシナリオに対する湖沼水質の応答特性を調べ、地球温暖化が湖の水質に及ぼす影響を総合的に評価した。

### 参考文献

- 1) IPCC 第4次評価報告書、2007  
[http://www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/publications\\_and\\_data\\_reports.shtml](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_and_data_reports.shtml)
- 2) 気象庁、気候変動監視レポート2006  
<http://www.data.kishou.go.jp/climate/cpinfo/monitor/index.html>
- 3) 気象庁、「日本の大気中の二酸化炭素濃度について」、報道発表日：平成24年5月16日  
<http://www.jma.go.jp/jma/press/1205/16a/2011CO2.html>
- 4) 文部科学省、気象庁、環境省、「温暖化の観測・予測および影響評価統合レポート『日本の気候変動とその影響』」、2009
- 5) 尾崎則篤、小野美由紀、福島武彦、原沢英夫(1999)、気象変動の河川水質に及ぼす影響に関する統計的研究、土木学会論文集、No.629/VII-12、97-109.
- 6) 中室克彦、奥野智史、前澤希、坂崎文俊、田口寛、福永勲、西海暢展、加賀城直哉、服部幸和(2008)、琵琶湖における水温上昇の実態把握とその要因解析、水環境学会誌、31、713-718.
- 7) 福島武彦、上西弘晃、松重一夫、原沢英夫(1998)、浅い富栄養湖の水質に及ぼす気象の影響、水環境学会誌、21、180-187.

## 2. 過去の気象データと水質観測データを用いた統計解析

### 2.1 気温と降水量の変化

日本の平均気温は上昇傾向であるが、気象は地域による違いが大きい。そこで、茨城県の水戸気象台と、滋賀県の彦根気象台の気象観測データ<sup>1)</sup>を入手し、気温と降水量の変化状況を整理した。

図 2.1-1 は、年平均気温の経年変化である。気温は長期的に上昇傾向にあり、100 年あたりの上昇率は水戸で 1.25℃、彦根で 1.36℃である。

表 2.1-1 は、冬（12～2月）、春（3～5月）、夏（6～8月）、秋（9～11月）の平均気温の年に対する近似直線の傾きである。季節別の平均気温の傾きは、

水戸では冬と春で、彦根では春～秋で大きい。

図 2.1-2 は、年間の冬日（最低気温が 0℃未満）、夏日（最高気温が 25℃以上）、熱帯夜（最低気温が 25℃以上）の日数の変化である。水戸と彦根のどちらも、冬日の減少傾向と夏日の増加傾向がみられ、水戸よりも彦根で変化が大きい。熱帯夜は、水戸と彦根のどちらも 1950 年頃から増加傾向が続いている。

表 2.1-1 1900 年から 2012 年までの気温の季節別平均値の上昇率

	気温の上昇率(℃/年)			
	12～2月	3～5月	6～8月	9～11月
水戸	0.014	0.014	0.011	0.012
彦根	0.009	0.015	0.015	0.016

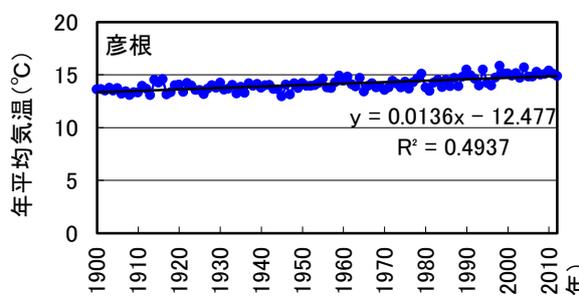
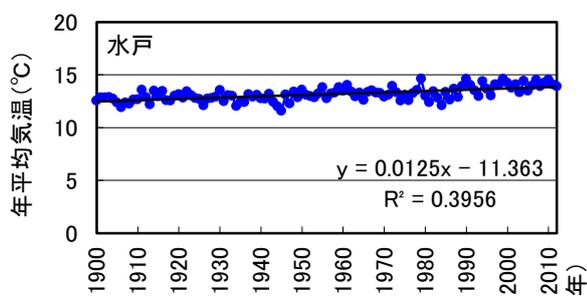


図 2.1-1 水戸気象台と彦根気象台の年平均気温の経年変化

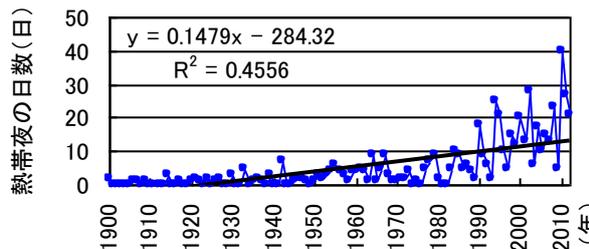
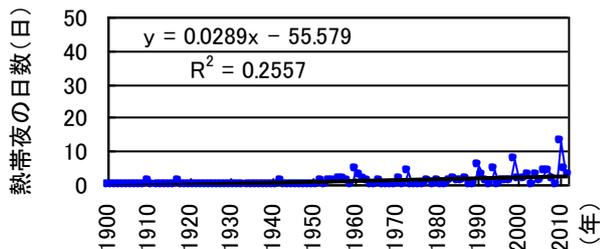
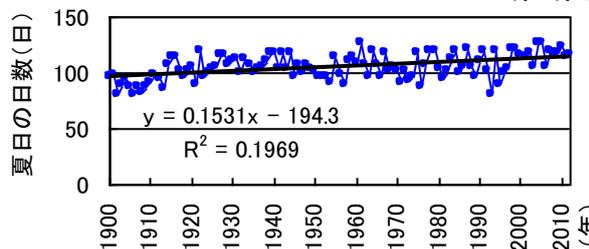
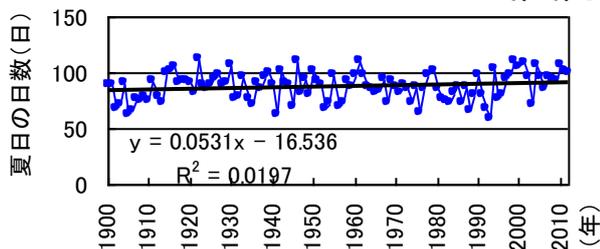
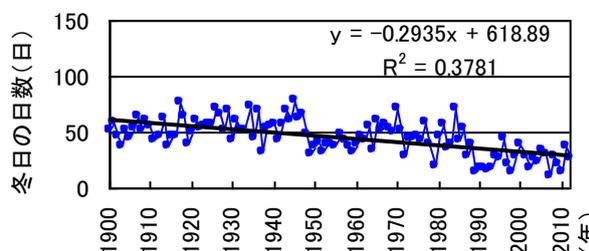
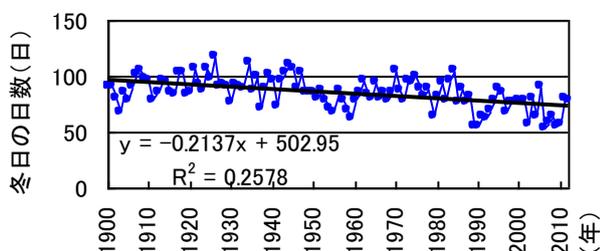


図 2.1-2 水戸気象台と彦根気象台の冬日（日最低気温 0℃未満）、夏日（日最高気温 25℃以上）、熱帯夜（夜間の最低気温 25℃以上）の年あたりの日数の変化

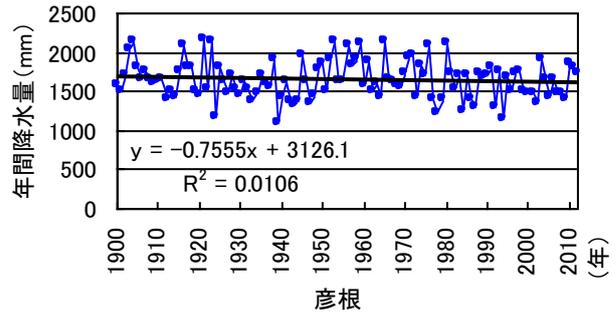
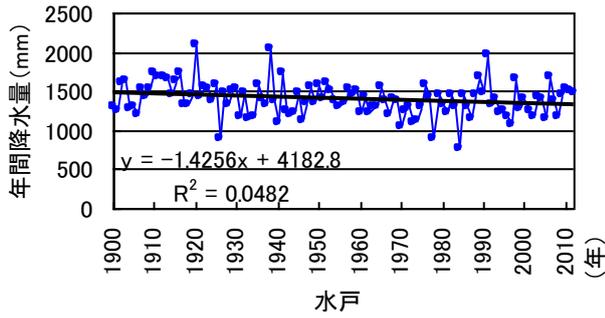


図 2.1-3 水戸気象台と彦根気象台の年間降水量の変化

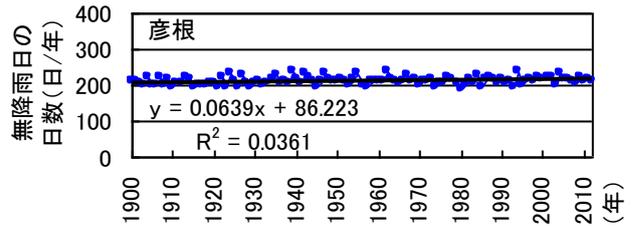
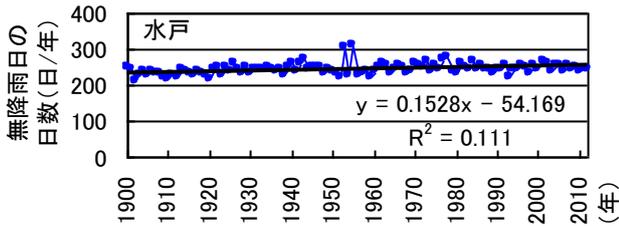


図 2.1-4 水戸気象台と彦根気象台の無降雨日数  
(降水量 0.5mm 未満の日数) の変化 (太線は 11 年間の移動平均)

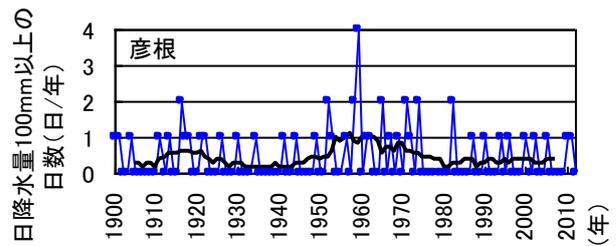
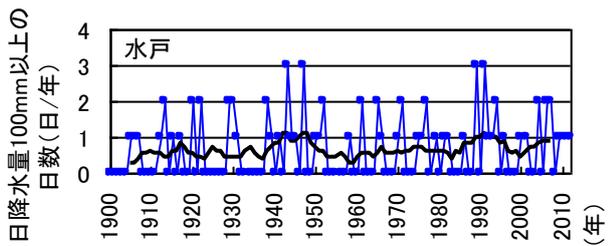


図 2.1-5 水戸気象台と彦根気象台の降水量 100mm 以上の日数の変化 (太線は 11 年間の移動平均)

図 2.1-3 は、年間降水量の経年変化である。日本全国では、近年年間降水量の変動の増大が報告されているが、水戸と彦根の気象台では明確な傾向がみられなかった。

図 2.1-4 は、無降雨日数(日降水量が 0.5mm 未満)の日数の経年変化である。また、図 2.1-5 は、降水量 100mm 以上の強い降雨の日数の経年変化である。無降雨日数は、水戸では若干増加傾向であり、彦根では変化の傾向は不明瞭である。日 100mm 以上の強い降雨の日数は、水戸では増加傾向にあるが、彦根では、1960 年頃が最大となっている。

## 2.2 河川水の水温・水質の変化

地球環境の変化は、降雨中の炭酸濃度や水温の変化を通して、土壌からの物質の溶脱速度に影響を与え、長期的に河川水質に影響することが想定される。そこで、水道統計の水質データを元に、水温、pH、硬度等の河川水質について、長期変化(36 年間)の傾向を調査した。

### 2.2.1 調査方法

#### 【用いた資料】

水道統計((社)水道協会発行)の昭和 44 年度(1969 年度)版、昭和 62 年度(1987 年度)版、平成 17 年度(2005 年度)版<sup>2)-4)</sup>。

#### 【対象とした水の種類】

水道原水のうち、表流水(自流)と深井戸水。ダムの影響が無視できる表流水(自流)は、気候変化が河川水に与える影響を評価するのに適している。また、深井戸水は年間の水質変動が少ないことから、土壌からの溶出量の変化を把握するのに適していると考えられた。

#### 【対象水質項目】

水温、pH、硬度、蒸発残留物、硝酸態窒素濃度( $\text{NO}_3\text{-N}$ )、Fe 濃度、Mn 濃度、 $\text{Cl}^-$  濃度、色度。

#### 【対象とした水道原水の箇所】

昭和 44 年度から原則として年間 4 回以上の測定値があり、都市排水の影響を直接的に受けない箇所を選定した。この結果、調査対象とした水道原水は、

表 2.2-1 調査対象とした河川表流水

事業主体	浄水場番号_河川	事業主体	浄水場番号_河川
函館市	03_松倉川・汐泊川	甲府市	01_荒川
釧路市	01_釧路川	長野市	03_犀川
札幌市	01_豊平川	長野県	01_千曲川
苫小牧市	01_幌内川	愛知県	09_木曾川
青森市	01_横内川	大阪市	01_淀川
八戸市	01_馬淵川	神戸市	04_住吉川
花巻市	01_北上川・豊沢川	岡山市	01_三野
秋田市	01_雄物川	徳山市	02_東川
酒田市	01_最上川	鳴門市	01_旧吉野川
日立市	01_久慈川	高知市	01_鏡川
宇都宮市	01_大谷川	久留米市	01_筑後川
千葉県	02_江戸川	飯塚市	02_鯉田遠賀川
東京都	04_江戸川	大分市	01_大分川
東京都	08_利根・荒	宮崎市	01_大淀川
長岡市	03_信濃川	鹿児島市	15_甲突川

表 2.2-2 調査対象とした深井戸水

事業主体	浄水場番号_浄水場名	事業主体	浄水場番号_浄水場名
高崎市	08中島	富田林市	01甲田
武蔵野市	01第一	明石市	02魚住
静岡市	07下島	大和郡山市	01北郡山
豊田市	01中切	熊本市	03健軍

表流水で 30 箇所、深井戸水で 8 箇所となった（表 2.2-1、表 2.2-2）。

また、大気降下物が河川水の窒素やリン濃度に与える影響を検討するため、生活排水等の人為的汚濁負荷がほとんどない河川上流域の水質として、国土交通省河川局・ダム基本設計会議環境部会の環境レポートからダム流入水質データを収集し、長期変化の傾向を調査した。

## 2.2.2 調査結果

### 2.2.2.1 調査対象年の長期変化の中での位置付け

表 2.2-3 は、水道水質の調査対象とした 1969 年、1987 年、2005 年における、年平均気温の平年差、年降水量の平年比、大気中二酸化炭素濃度である。

表 2.2-3 調査対象年の気温、降水量、二酸化炭素濃度（平年値：1971～2000 年の平均値）

年	1969	1987	2005
気温の平年差 (°C)	-0.53	0.14	0.19
降水量の平年比 (%)	97	89	86
二酸化炭素濃度 (ppm)	328	352	383

気温については、1969 年がやや低めではあるが、長期変化のトレンドにほぼ沿う値となっており、降水量については、全般的に小雨傾向の年となっている。対象とした 3 カ年について、気象条件の顕著な偏りは認められなかったことから、この 3 カ年を調査対象とすることによって、地球環境の変化が河川水質に与える影響を評価することができる考えた。

### 2.2.2.2 河川表流水質の変化

#### 1) 水温

河川表流水の水温（年平均値、年最大値、年最低値）を 30 箇所について平均した値について、経年変化を表 2.2-4 に示す。

年平均水温は、気温の上昇傾向に伴って、上昇する傾向にある。なお、年最大水温については変化が見られず、年最低水温が上昇していることから、主に低水温域の水温上昇によって、年平均水温が上昇していると考えられる。

図 2.2-1 に平均水温分布の経年変化を、図 2.2-2 に 1969 年を基準とした場合の平均水温変化の分布を示す。

表 2.2-4 河川表流水の水温（年平均、年最大、年最低）30 箇所平均値の経年変化

年	1969	1987	2005
年平均水温 (°C)	12.5	13	13.4
年最大水温 (°C)	23.8	23.6	23.6
年最低水温 (°C)	2.9	3.9	3.6

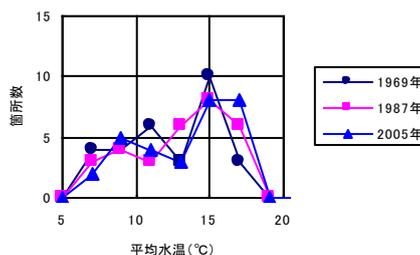


図 2.2-1 河川表流水の平均水温分布の経年変化

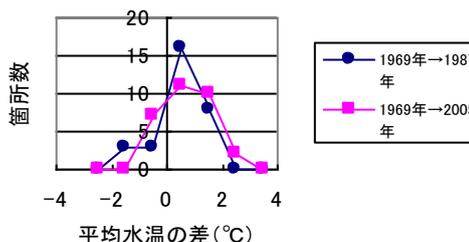


図 2.2-2 河川表流水の平均水温経年差の分布

図 2.2-1 から、平均水温は、低水温側の箇所数が減少し、高水温側の箇所数が増加していることがわかる。また、平均水温の変化は、図 2.2-2 に示すように、1969年→1987年では+0.5°C付近にピークを有する分布となっており、それが、1969年→2005年では、幾分高い値側にずれた分布となっている。

### 2) pH、硬度、NO<sub>3</sub>-N 濃度等

河川表流水の pH、硬度、NO<sub>3</sub>-N 濃度を 30 箇所について平均した値の経年変化を、表 2.2-5 に示す。pH および NO<sub>3</sub>-N 濃度は、経年的に上昇している。

より詳細に検討するため、都市排水の影響を比較的強く受けていると考えられる千葉県、東京都（2 河川）、大阪市の 4 河川、および、硬度が大きく他の河川と特徴が異なると考えられる飯塚市の 1 河川を除外して、経年変化を再度検討した。

表 2.2-5 河川表流水の pH、硬度、NO<sub>3</sub>-N (30 箇所平均値) の経年変化

年	1969	1987	2005
pH	7.13	7.21	7.44
硬度 (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	39.8	42.7	42.4
NO <sub>3</sub> -N (mgN/L)	0.51	0.64	0.86

表 2.2-6 河川表流水の pH、硬度、NO<sub>3</sub>-N、Fe、Mn (25 箇所 (都市近郊等除外) 平均値) の経年変化

年	1969	1987	2005
pH	7.15	7.22	7.42
硬度 (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	33.5	35.6	36.6
NO <sub>3</sub> -N (mgN/L)	0.38	0.51	0.68
Fe(mg/L)	0.38	0.4	0.27
Mn(mg/L)	-	0.028	0.024

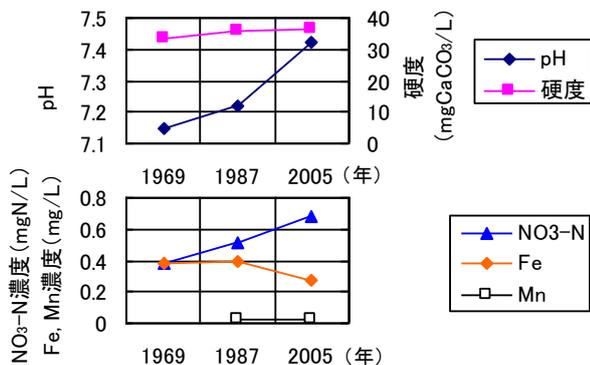


図 2.2-3 河川表流水質の経年変化

表 2.2-6 と図 2.2-3 に、5 河川を除外して 25 河川について平均した pH、硬度、NO<sub>3</sub>-N 濃度、Fe 濃度、Mn 濃度の経年変化を示す。30 河川で平均した場合と同様、pH と NO<sub>3</sub>-N 濃度が上昇しており、その一方で、pH が最も高くなった 2005 年において、鉄濃度の低下が見られる。Mn については大きな変化は見られない。

大気中の二酸化炭素濃度の増加は、水中の炭酸イオン濃度を増加させ、pH を減少させると予想されるが、水道統計データからは逆の傾向が得られた。後述する深井戸水については、NO<sub>3</sub>-N 濃度の増加が見られても pH はほとんど変化していないことから、表流水における pH 上昇の原因として、藻類による光合成の活発化が考えられる。表流水では、NO<sub>3</sub>-N 濃度の増加に加えて、水温も上昇しているため、河川内での光合成が活発化し、河川水内の炭酸水素イオンが水素イオンとともに藻類に摂取されて、pH 上昇を招いていると推察される。

NO<sub>3</sub>-N 濃度および pH の河川表流水 25 箇所分布の

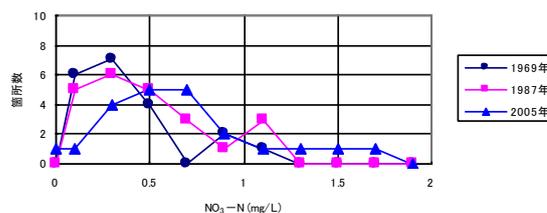


図 2.2-4 河川表流水の NO<sub>3</sub>-N 濃度分布の経年変化

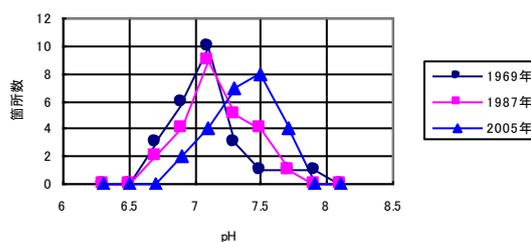


図 2.2-5 河川表流水の pH 分布の経年変化

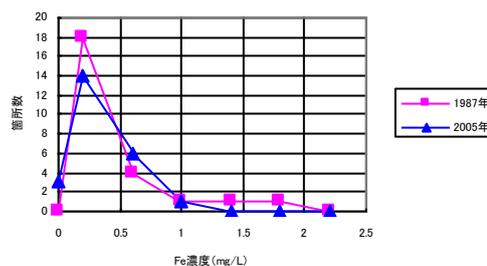


図 2.2-6 河川表流水の Fe 濃度分布の経年変化

経年変化をそれぞれ図 2.2-4 と図 2.2-5 に示す。両者の変化の傾向は、大まかに見て似通っており、pH 変化の原因として NO<sub>3</sub>-N 濃度の上昇が考えられる。

図-2.2-6 は 1987 年と 2005 年の河川表流水の Fe 濃度の分布である。Fe 濃度の分布は 2005 年に低濃度側に移動したが、これは、pH の上昇によって Fe(II) の溶存態濃度減少<sup>5)</sup>および Fe(III) への酸化速度増加<sup>6)</sup>と不溶化が生じ、また、藻類の増殖によって Fe の取り込み量が増加したためと推測される。

硬度の変化については、地域によって異なる傾向が見られたため、小林純著の「水の健康診断」においてケイ酸およびカリウム濃度の高い地域を火山岩主体の地域<sup>7)</sup>として選定し、水成岩主体の地域と区分して、硬度の変化を調査した。なお、火山岩主体として選定した箇所は、釧路市、宇都宮市、長岡市、久留米市、大分市、宮崎市、鹿児島市である。

その結果、表 2.2-7 に示すように、火山岩地域では硬度の増加が見られないのに対し、水成岩地域では硬度の増加が観察された。これは、水成岩中のカルシウム化合物等が、水中に増加した炭酸等により、より多く溶脱するようになったためと推察される。

表 2.2-7 地域ごとの河川表流水硬度の経年変化

年		1969	1987	2005
硬度 (CaCO <sub>3</sub> mg/L)	水成岩地域	29.9	33.3	33.7
	火山岩地域	44.6	39.4	42

### 2.2.2.3 地域別の河川水質変化の傾向

気象条件や地質が異なる地域ごとの水質変化の傾向をみるため、30 河川を北海道、東北、関東、中部、関西、中国・四国、九州の 7 つの地域に区分し、それぞれの地域の水質の平均値を求めた。図 2.2-7 は、1969 年を基準としたときの、各水質項目の地域別平均値の変化である。

水温は東北を除いて上昇傾向であり、中部、関西、九州で上昇が大きい。

pH はいずれの地域でも上昇傾向であり、関東と関西で上昇が大きい。九州では 1987 年から 2005 年にかけて上昇している。

NO<sub>3</sub>-N は、関東、関西、九州で上昇傾向である。中国・四国では 1987 年まで上昇していた。他の地域では NO<sub>3</sub>-N は横ばいか若干の上昇であった。

硬度は関東、中部、関西で 1987 年まで上昇し、そのうち関東では 2005 年には硬度が低下した。九州では 1987 年までに低下し、2005 年までに上昇した。東北と中国・四国では若干上昇し、北海道では若干

低下した。

Fe 濃度は中部を除いて減少傾向であった。関西、関東、北海道で減少が大きかった。

Mn 濃度は、九州、関西、北海道で減少傾向であった。

図 2.2-8 は、pH と鉄の 1969 年の値と 1969~2005 年の変化の関係である。1969 年時点で pH が 6.7~7.4

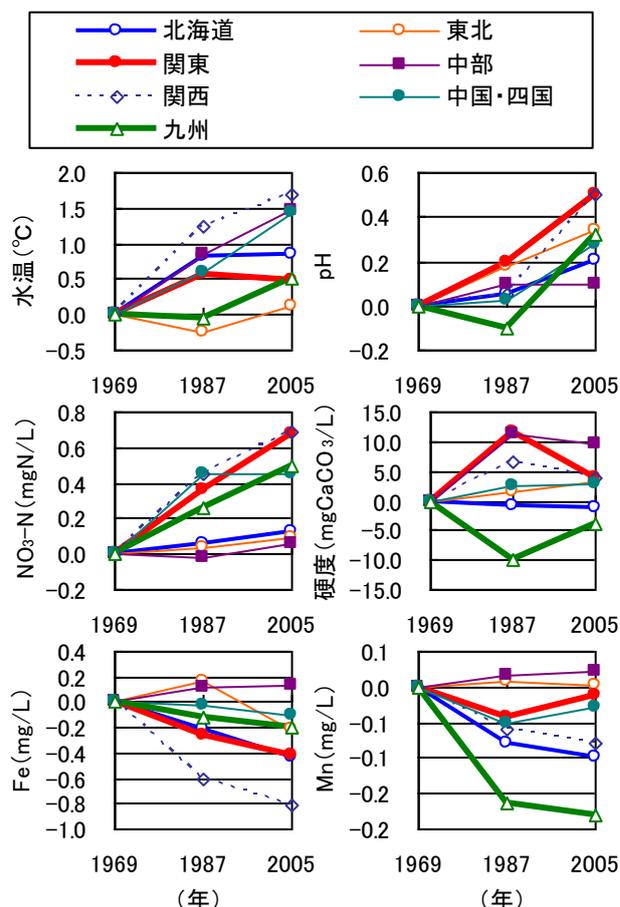


図 2.2-7 河川水質の地域別平均値の経年変化 (1969 年を 0 としたときの変化)

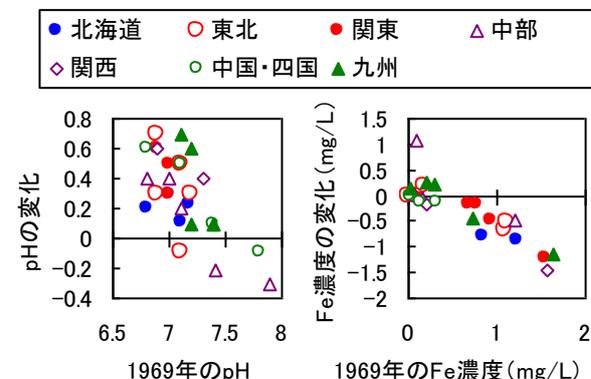


図 2.2-8 1969 年の pH、Fe 濃度に対する、1969 年から 2005 年までの pH、Fe 濃度の変化の関係

の河川では、概ね pH が上昇したが、1969 年時点で pH が 7.5 以上の 2 河川では、pH が低下していた。また、Fe 濃度が 1969 年時点で高い河川ほど、濃度の低下が大きかった。

#### 2.2.2.4 深井戸水質の変化

深井戸水質（8 箇所平均値）の経年変化を表 2.2-8 および図 2.2-9 に示す。表流水と比較して傾向が異なるのは、pH に顕著な上昇が見られないこと、NO<sub>3</sub>-N 濃度の増加が近年より大きいこと、硬度や Fe 濃度が顕著に増加していることである。Fe については、深井戸水の pH が酸性である場合、濃度比が 3 倍強と、大きな増加を示した。

上記水質変化の原因として、金属類の溶脱を促進させる炭酸や硝酸の増加が考えられるが、それぞれの酸性物質の寄与度については、今後実験等からの検討が必要である。

地下水が表流水に流出してくる地域においては、表流水の重金属濃度についても注意が必要である。鉄は、河川水の pH 上昇により濃度が低下しているが、金属についてはアルカリ側で溶解度が高くなるものも存在することから、今後、河川水の重金属濃度が上昇する可能性もある。

#### 2.2.2.5 河川上流域における水質変化

国土交通省河川局・ダム基本設計会議環境部会の環境レポートのうち、現時点で入手可能な 10 ダムに

表 2.2-8 深井戸水の水質（8 箇所平均値）の経年変化

年	1969	1987	2005
水温(°C)	17	17.8	17.6
pH	6.99	6.94	7
硬度 (CaCO <sub>3</sub> mg/L)	53.4	79.7	89.8
NO <sub>3</sub> -N (mgN/L)	-	0.53	1.02
Fe(mg/L)	0.38	0.78	0.91
Mn(mg/L)	-	0.25	0.29

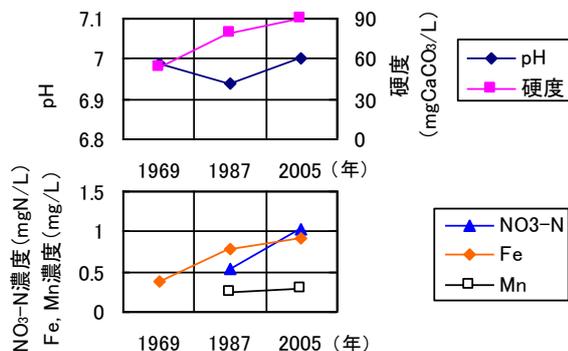


図 2.2-9 深井戸水質の経年変化

ついて、生活排水等の人為的汚濁負荷がほとんどない河川上流域の水質データを検討したところ、表 2.2-9 のように、6 ダムにおいて長期的な硝酸性窒素濃度の増加が見られた。

河川表流水の長期的変化において、25 河川の硝酸性窒素濃度の平均的増加速度が 0.008mg/(L・年)であることから、河川上流域における硝酸性窒素濃度の増加速度は、これと同程度か大きいものがあることになる。このことは、河川表流水における硝酸性窒素濃度の増加が、農業で使用される窒素肥料といった人為的 direct 負荷だけによるのではなく、大気降下物由来の負荷の影響も無視できないことを示している。

表 2.2-9 河川上流域の硝酸性窒素濃度の変化

調査対象箇所	10
増加確認箇所	6
増加速度 (mgN / (L・年))	0.006~0.016

#### 2.2.3 まとめ

1) 河川表流水の平均水温は、気温の上昇に伴って、上昇する傾向にある。なお、年最大水温については変化が見られず、年最低水温が上昇していたことから、主に低水温域の水温上昇によって、年平均水温が上昇している。

2) 河川表流水の水質のうち、pH と NO<sub>3</sub>-N 濃度が上昇しており、硬度も上昇傾向にあった。その一方で、pH が高くなった 2005 年において、Fe 濃度の低下が見られた。

3) 硬度の上昇は水成岩地域で見られ、炭酸などの酸性物質によってカルシウム等溶脱が促進されたものと考えられた。

4) 地域別では、pH はいずれの地域でも上昇傾向であり、NO<sub>3</sub>-N 濃度は、関東、関西、九州で上昇傾向であった。硬度は関東、中部、関西で 1987 年まで上昇し、九州では 1987 年までに低下した。また、Fe 濃度が 1969 年時点で高い河川ほど、濃度の低下が大きかった。

5) 深井戸水においては、pH に顕著な変化はみられないものの、NO<sub>3</sub>-N 濃度や硬度、Fe 濃度が増加していた。

6) 生活排水等の人為的汚濁負荷がほとんどない河川上流域においても、長期的な NO<sub>3</sub>-N 濃度の増加が見られた。

### 2.3 瀬田川における呼吸速度の変化

水道原水水質の解析からは、河川水の水温が上昇していることや、pH、NO<sub>3</sub>-N 濃度の上昇や Fe 濃度の低下の傾向が示された。河川水温の上昇は、無機イオンや金属などの化学的な溶出過程のみならず、微生物の活動状態にも影響を及ぼすと考えられる。そこで、本節では、連続観測された溶存酸素（DO）濃度から河川水中微生物による一次生産・呼吸速度を求め、その経年変化の傾向を調査した。

#### 2.3.1 水質自動監視所

一次生産・呼吸速度の算出は、水質自動監視所で観測された溶存酸素濃度（DO）を用いて実施した。観測所は、琵琶湖湖尻に位置する、流出河川の一つである瀬田川に設置された、唐橋流心水質自動監視所と瀬田川洗堰直上流の瀬田水質自動監視所の2箇所である（図 2.3-1）。観測水質項目は、水温、COD、DO、電気伝導度、pH、濁度、全窒素、全リン、アンモニア態窒素、クロロフィル a であり、1 時間ごとの数値データとして記録されている。なお、水質データの一部は、ウェブサイトで公開されている、国土交通省が管理する水質自動監視所で観測したデータを使用した（<http://www1.river.go.jp/>）。

#### 2.3.2 DO の変動

図 2.3-2 に、1987 年 8 月 1 日～7 日に瀬田水質自動監視所で観測された DO のデータを示す。図中の滑らかな曲線は 24 時間移動平均である。このデータ



図 2.3-1 瀬田川の 2 箇所の自動水質監視所の位置

をもとに、DO データと 24 時間移動平均との差分について描いたコレログラムを図 2.3-3 に示す。図 2.3-3 では明確な 24 時間周期が認められ、この差分成分の変動は、太陽光に駆動される水中微生物群集の一次生産に伴う酸素の生成に起因するものであると考えられる。

#### 2.3.3 呼吸速度と一次生産速度の計算結果

DO から微生物の呼吸速度と一次生産速度を求める計算理論は、久岡ら<sup>8)</sup>のとおりである。1987 年と 2007 年の瀬田水質自動監視所のデータのうち、毎日夜 8 時と翌朝 4 時の DO データから、水中微生物群集の呼吸速度  $r$  を求めた。計算式は、 $r = \{C(\text{夜 8 時}) - C(\text{翌朝 4 時})\} / 8$  である。ここで、 $C$  は DO (mg/L) である。このようにして計算した呼吸速度と、それぞれの時間帯の平均水温との関係を図 2.3-4 に示す。両年とも水温の上昇に伴って呼吸速度が上昇する傾向が見られ、同じ水温に対する呼吸速度は、1987 年の方が 2007 年より大きい。

年によって水温と呼吸速度の関係が異なることから、1988 年～1990 年、1994 年、1995 年、2005 年、2006 年についても毎日夜間の DO データから水中微生物群集の呼吸速度と水温の回帰式を求め、各年における水温 20℃での呼吸速度を求めた。図 2.3-5 は、水温 20℃での呼吸速度の時系列変動である。呼吸速

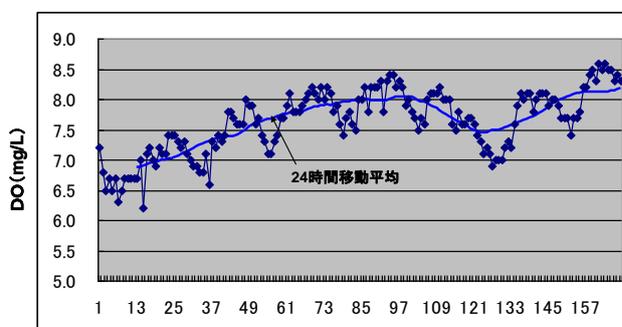


図 2.3-2 瀬田水質自動監視所で観測された DO の変動 (1987 年 8 月 1 日～7 日)

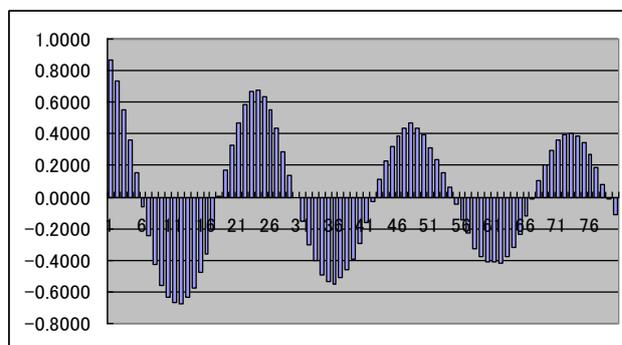


図 2.3-3 瀬田川の 2 箇所 DO とその 24 時間移動平均との差分のコレログラム

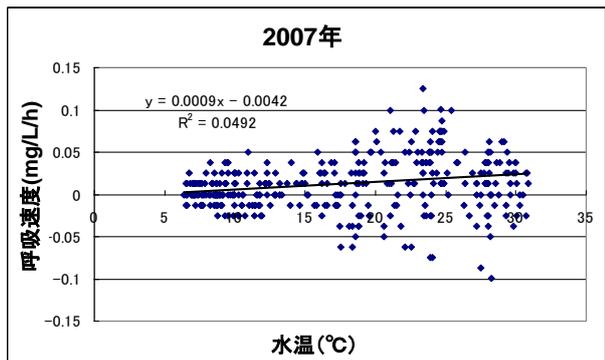
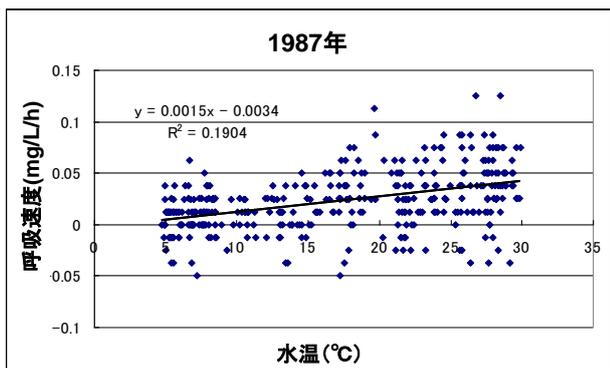


図 2.3-4 水温と微生物群集の呼吸速度の関係

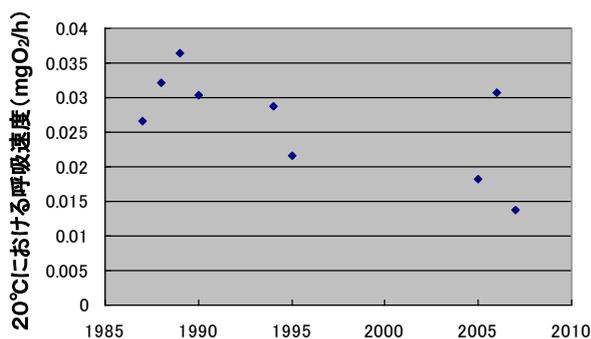
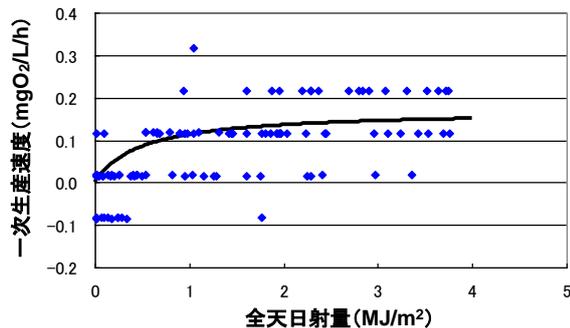


図 2.3-5 瀬田川水中微生物群集の呼吸速度の



$$PP = 0.17 \times \frac{SR}{0.5 + SR}$$

PP : 一次生産速度 (mgO<sub>2</sub>/L/h)

SR : 全天日射量 (MJ/m<sup>2</sup>)

図 2.3-6 一次生産速度と全天日射量の関係

(数式は、両者の関係を Monod 型の式で表したもの)

度は過去約 20 年間に於いて低下傾向が見られる。これは、琵琶湖南湖では近年、全窒素、全りん濃度が低下傾向であり<sup>9)</sup>、下水道普及率の向上などによって富栄養化が抑制されたためと考えられる。

2007 年 6 月 15 日、16 日、17 日、19 日、23 日、28 日、7 月 11 日の DO データから、昼間の純生産速度を計算した。また、2007 年の水温と呼吸速度の回帰式から呼吸速度を計算し、これを純生産速度に加えることによって、一次生産速度を求めた。

図 2.3-6 は、このようにして求めた一次生産速度と全天日射量との関係を示したものである。全天日射量は、彦根地方気象台の観測データを使用した。一次生産速度と全天日射量の関係は Monod 型の式で表現でき、リニアな関係ではないことがわかった。

### 2.3.4 まとめ

瀬田川に設置された水質自動監視所で観測された溶存酸素濃度 (DO) と水温のデータを活用して、微生物群集の一次生産・呼吸速度の測定を試みた。得られた知見は、以下のとおりである。

- 1) 微生物群集の呼吸速度は、水温と正の相関関係を示した。水温の上昇によって微生物群集の活性が高まったと考えられる。
- 2) 20°Cにおける微生物群集の呼吸速度は、1987 年から 2007 年にかけて減少する傾向が見られた。これは琵琶湖南湖における富栄養化の抑制によるものと考えられた。

水質自動監視所は琵琶湖や霞ヶ浦にも設置されているが、湖の DO 濃度は、波浪による再ばっ気の影響を受けやすいことや、水深方向で一様ではないことから、微生物群集の呼吸速度を求めることは困難と考えられる。

## 2.4 霞ヶ浦と琵琶湖の水温・水質の変化

湖沼の水質に対する影響要因は、気温の他、流域の人口増加、土地利用の変化、下水道の整備など様々なものがあり、気候変動と水質の関係を解明するのは困難であり、その関係は必ずしも明らかでない。本節では、水深の深い琵琶湖と浅い霞ヶ浦を対象に、近年の水質変化の傾向を整理し、気温の上昇と湖沼水質の関係を解析した。

### 2.4.1 解析対象データ

図 2.4-1 は霞ヶ浦と琵琶湖の水質データの解析対象地点である。霞ヶ浦の水質は、霞ヶ浦河川事務所から発表されている水質データ<sup>10)</sup>のうち、1973～

2009年の西浦湖心表層のデータを用いた。琵琶湖の水質は、琵琶湖環境科学センターから発表されている水質データ<sup>1)</sup>のうち、1980～2007年の琵琶湖表層6地点のデータおよび今津沖の水深別データを用いた。気象データは霞ヶ浦では水戸、琵琶湖では彦根の気象台における観測結果<sup>1)</sup>を用いた。

### 2.4.2 湖表層の水温・水質の変化状況

図2.4-2は1973～2009年の水戸の月平均気温と霞ヶ浦湖心の各月の水温の関係、1980～2007年の彦根

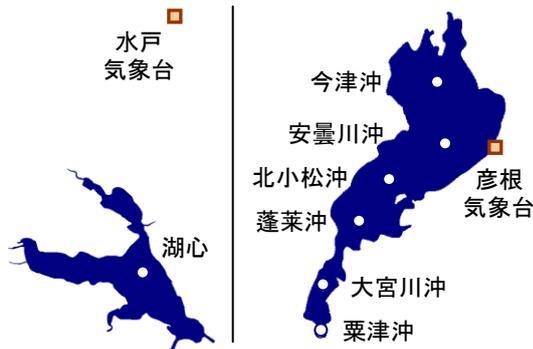


図 2.4-1 解析対象とした水質測定地点

の月平均気温と琵琶湖安曇川沖、大宮川沖の各月の表層水温の関係である。霞ヶ浦と琵琶湖のどちらも、湖水表層の水温は気温と強い相関を示し、気温が1℃上昇すると水温も約1℃上昇することがわかる。水深が60m近くある琵琶湖安曇川沖では、気温が上昇していく4～6月は、気温が10℃以上から、水温が急上昇する傾向を示した。気温が低下していく10～12月は、気温の低下とともに水温が緩やかに低下した。水深の浅い霞ヶ浦と琵琶湖南湖ではこのような現象はみられないことから、安曇川沖表層の水温は水温躍層の形成の影響を受け、水温躍層形成前は水温の上昇が小さく、水温躍層形成後に水温の上昇が大きくなると考えられた。

図2.4-3は、霞ヶ浦湖心と琵琶湖安曇川沖表層の年平均気温と年平均水温の経年変化である。霞ヶ浦と琵琶湖のどちらも、年平均水温は若干の上昇傾向を示した。年平均水温の変化速度を回帰直線の傾きから求めると、霞ヶ浦は0.012℃/年、琵琶湖は0.031℃/年となった。琵琶湖については、中室らによる表層

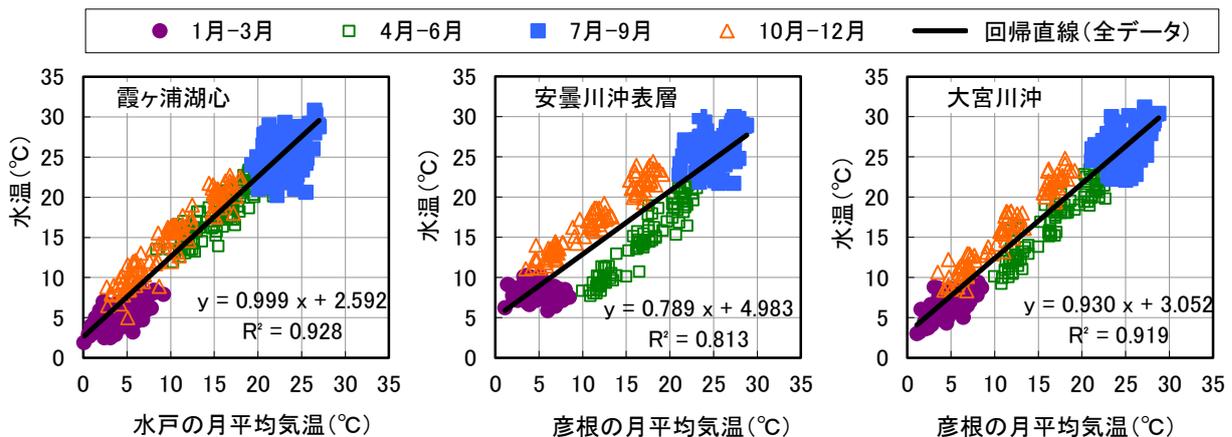


図 2.4-2 月別の気温と水温の関係

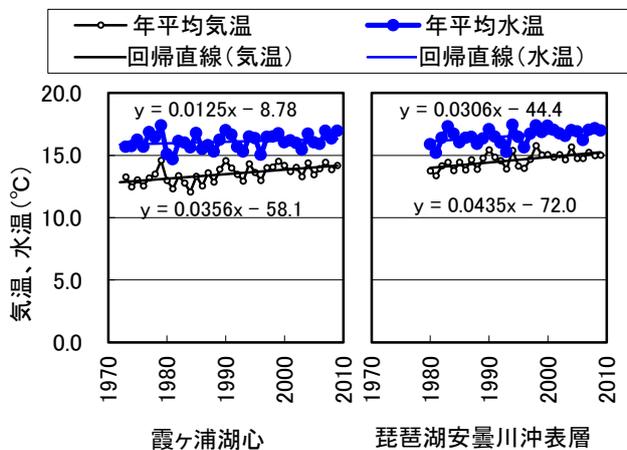


図 2.4-3 年平均気温と年平均水温の経年変化

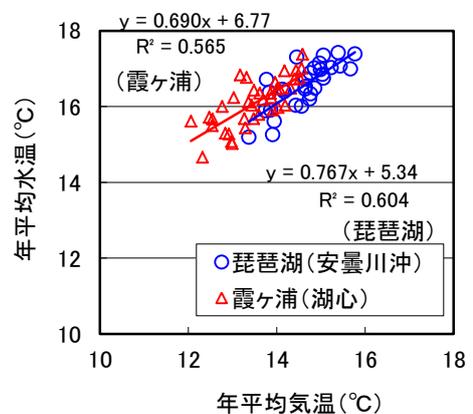
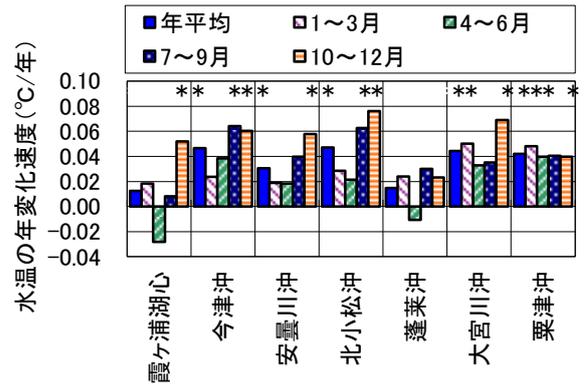


図 2.4-4 年平均気温と年平均水温の関係

水温の変化速度<sup>12)</sup> (安曇川沖で 0.028°C/年) と同様の結果が得られた。年平均水温の変化速度は、年平均気温の変化速度と比較すると小さいことがわかった。図 2.4.4 は、霞ヶ浦湖心と琵琶湖安曇川沖表層の年平均気温と年平均水温の関係である。どちらも危険率 1% で有意な相関を示した。湖水表層の年平均水温は年平均気温に応じて変化しており、長期的な気温上昇によって湖水の水温も上昇すると考えられる。

季節ごとの水温変化状況を把握するため、1~3 月、4~6 月、7~9 月、10~12 月に分けて水温の平均値を求め、経年に対する回帰直線の傾きを算出した。



※ \* は回帰変動と誤差変動のF検定において危険率5%で有意となったことを示す。

図 2.4-5 年平均および各季節の水温の年変化速度

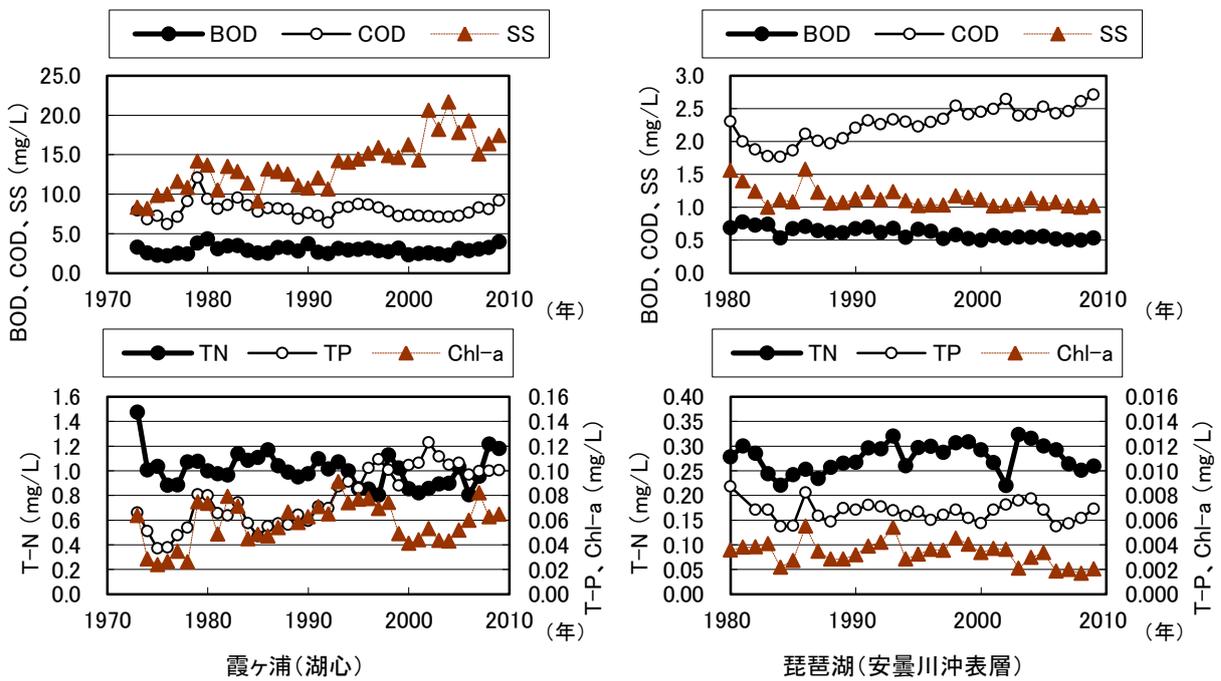
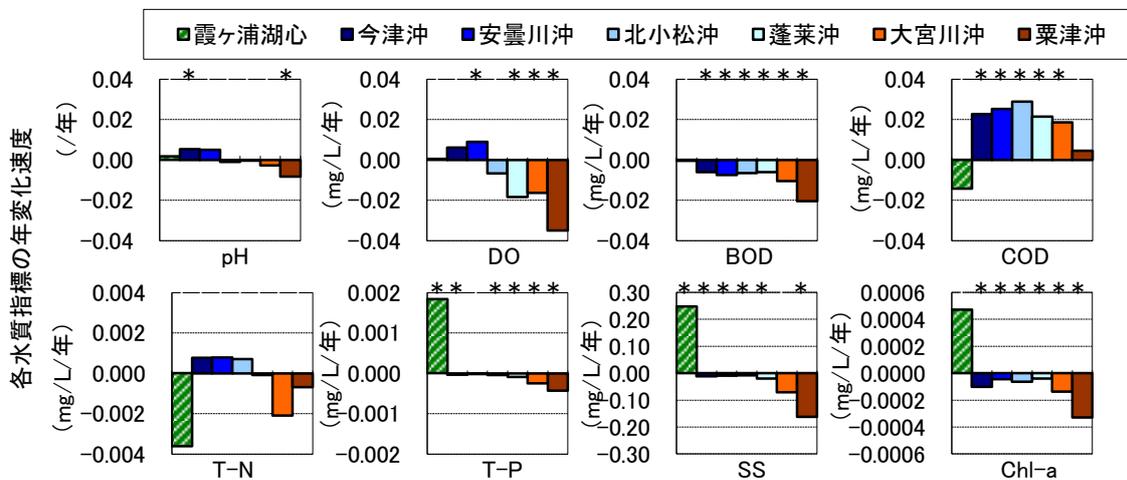


図 2.4-6 霞ヶ浦と琵琶湖の表層における主な水質項目の年平均値の経年変化



※ \* は回帰変動と誤差変動のF検定において危険率5%で有意となったことを示す。

図 2.4-7 霞ヶ浦と琵琶湖の表層における主な水質項目の年平均値の年変化速度

そして、回帰変動と誤差変動を用いた F 検定から変動傾向が統計的に有意か否かを危険率 5%で判定した。図 2.4-5 は、霞ヶ浦と琵琶湖表層 6 地点における、各季節の平均水温の年変化速度である。霞ヶ浦では、10~12 月の平均水温の変化速度が他の季節と比較すると大きく、0.052℃/年であった。琵琶湖では、表層 5 地点で年平均水温の増加傾向が統計的に有意となったことから、表層全域で水温が増加していると考えられた。季節ごとの平均水温の増加速度は地点によって異なり、琵琶湖の北湖では、今津沖、安曇川沖、北小松沖で 7~9 月と 10~12 月の平均水温の増加速度が他の時期と比較して大きかった。南湖の大宮川沖では、1~3 月と 10~12 月の平均水温の増加速度が他の時期より大きかった。

図 2.4-6 は、霞ヶ浦湖心と琵琶湖安曇川沖の主な水質項目の年平均値の経年変化である。霞ヶ浦湖心では SS、T-P が増加し、BOD、COD は横ばいであった。Chl-a は 1998~2004 年頃に一時減少したが、全体としては年々増加傾向であった。琵琶湖では、SS、BOD が減少し、COD が増加した。

図 2.4-7 は、一次回帰分析で求めた、霞ヶ浦湖心および琵琶湖表層 6 地点の主な水質項目の年平均値の年変化速度である。統計的に有意と判定されたものに着目すると、霞ヶ浦では T-P と SS が増加傾向を示した。琵琶湖表層全域では、BOD、SS、Chl-a の減少と COD の増加がみられた。地点別で違いがみられた項目をみると、pH、DO、T-P は、南湖に向かって低下傾向を示した。

湖水の水温の変化は、物理・生態環境を変化させ、水質に影響を及ぼすと考えられる。水温と他の水質項目の関係を正確に解析するためには、人口増加や

下水道普及率の向上などの流域環境の長期的変化が水質に及ぼす影響を排除する必要がある。そこで、解析法は、年ごとに年平均水温・水質の前年との差を求める隣接年比較法<sup>13)</sup>とした。図 2.4-8 は、一例として、琵琶湖南湖大宮川沖における、水温と pH の経年変化、年平均水温と年平均 pH の関係、年平均水温の隣接年の差と年平均 pH の隣接年の差の関係を示したものである。年平均水温と年平均 pH の直接の相関は負、隣接年の差の相関は正となった。

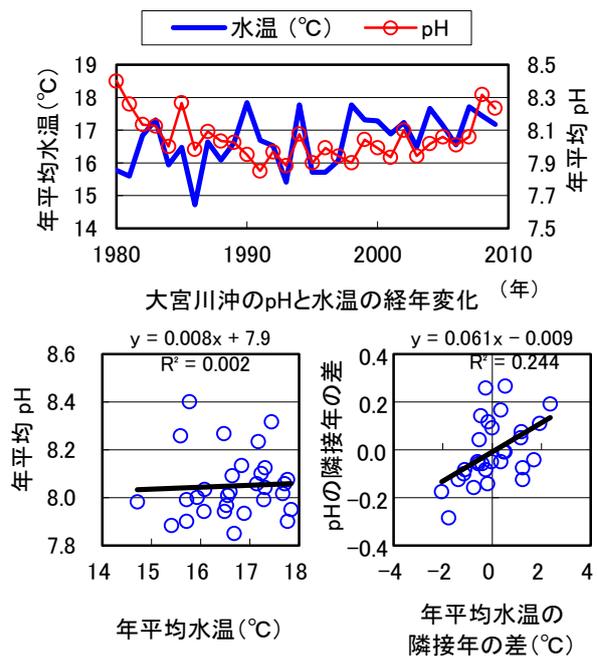


図 2.4-8 琵琶湖南湖大宮川沖における、水温と pH の経年変化、年平均水温と年平均 pH の関係、年平均水温の隣接年の差と年平均 pH の隣接年の差の関係

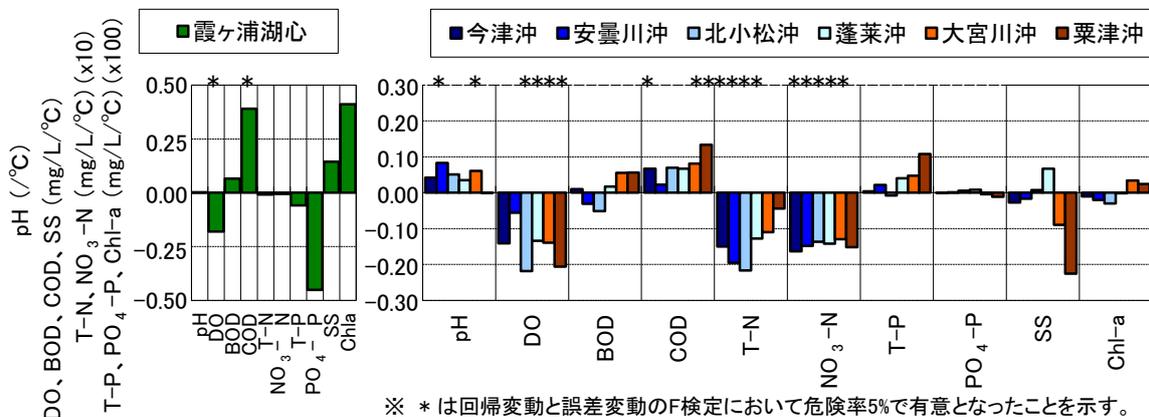


図 2.4-9 霞ヶ浦と琵琶湖表層における、水温上昇に対する主な水質項目の変化割合

年平均水温と pH の直接の相関には、南湖の pH の長期的な減少傾向が強く反映され、水温と pH の関係が明確でないことがわかる。隣接年の差では、水温と pH の関係が明確になることがわかる。水温に対する pH の変化割合を 1 次回帰直線の傾きとして求めると、+0.06 (°C) となった。

図 2.4-9 は、霞ヶ浦湖心と琵琶湖表層 6 地点の主な水質項目の水温 1°C あたりの変化割合である。ヶ浦では、水温と DO、COD が危険率 5% で有意な相関を示した。BOD、SS、Chl-a は相関は良くないものの水温に対し上昇傾向であった。DO と COD 以外の項目は水温に対して統計的に有意な相関を示さなかったことから、気候変動が霞ヶ浦の水質に及ぼす影響を水温のみから評価することは困難と考えられた。琵琶湖では、5 地点で pH が増加傾向を、6 地点で DO、T-N、NO<sub>3</sub>-N 濃度が減少傾向を示した。DO の減少は、水温の上昇が飽和 DO 濃度を低下させたため、pH の増加と NO<sub>3</sub>-N 濃度の減少は、水温の上昇によって表層の藻類の増殖が促進されたためと考えられる。COD は今津沖、大宮川沖、粟津沖で有意

な増加傾向を示した。Chl-a は有意な変化を示さなかったが、琵琶湖では出現する藻類の種類が変化したため<sup>14)</sup>、水温上昇に対する Chl-a の応答も変化した可能性がある。

### 2.4.3 水深別の水温・水質の変化状況

図 2.4-10 は、今津沖の各水深の水温、DO、NO<sub>3</sub>-N 濃度の各季節 (1~3 月、4~6 月、7~9 月、10~12 月) の平均値の変化である。特徴的な傾向を以下に記述すると、水温は、今津沖では 1~3 月に、湖水の循環のため水深によらず一定になった。7~9 月の夏季の底層の水温は 1~3 月と概ね等しかった。DO は、水深 80m と湖底 1.0m で 4~6 月に最も高く、7 月から 12 月にかけて減少する変化をしていた。NO<sub>3</sub>-N 濃度は、表層から 10m までは、夏季の表層の藻類による NO<sub>3</sub>-N の消費を反映し、7~9 月に減少していた。

1~3 月の水質の経年変化に着目すると、水深 80m と湖底 1.0m の DO が 1988 年、1993 年、1998 年、2007 年に大きく低下し、それに伴い NO<sub>3</sub>-N 濃度が増大していた。底層の NO<sub>3</sub>-N 濃度は、DO と関係があるこ

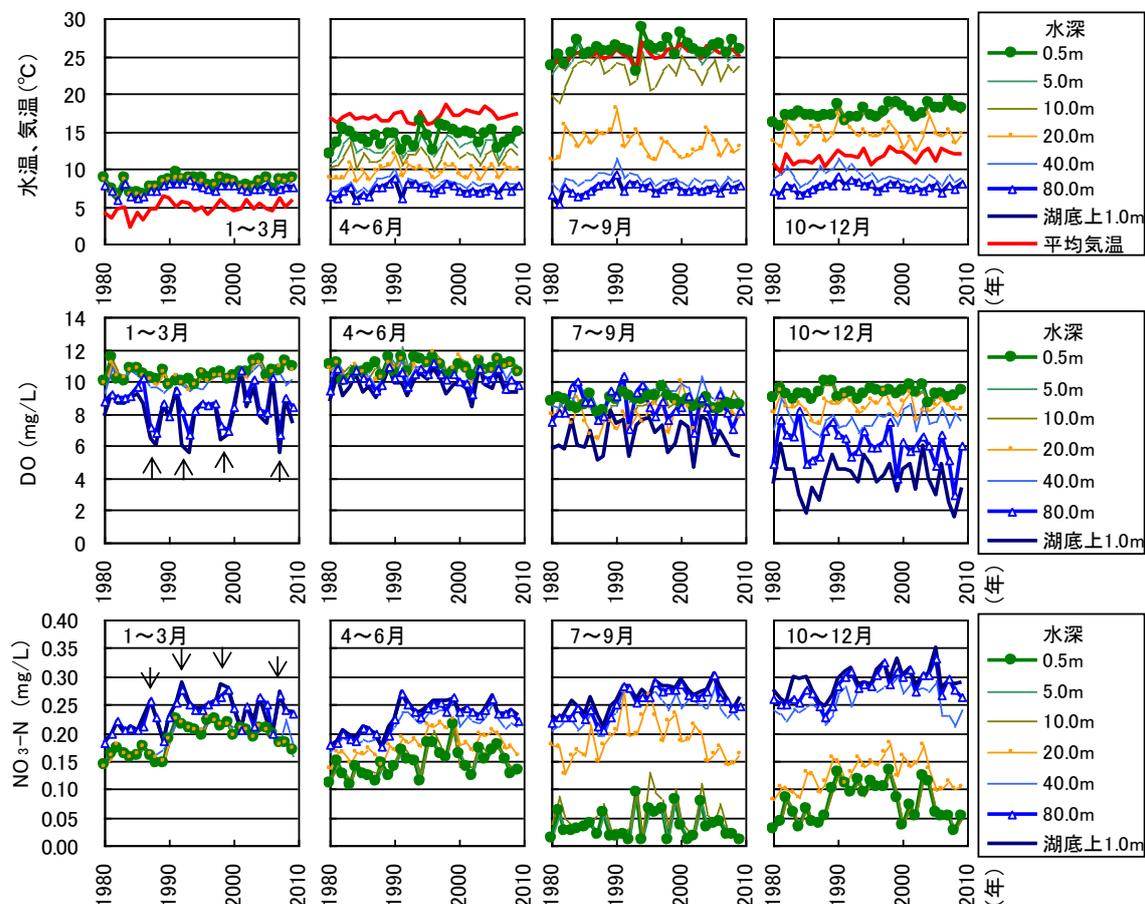


図 2.4-10 今津沖の各水深における各季節の水温、DO、NO<sub>3</sub>-N 濃度の経年変化

とがわかる。

図 2.4-11 は、彦根の月平均気温と今津沖の水深 80m における各月の水温の関係、年平均気温と年平均水温の関係である。月単位での気温と底層の水温には相関がみられないが、年平均気温と底層の年平均水温には相関がみられた。水深 80m 地点の年平均水温の変化率は気温 1°Cあたり約 0.46°Cとなり、表層(図 2.4-4)と比較すると小さかった。図 2.4-12 は、水深 80m における季節ごとの平均気温と平均水温の関係である。平均気温と平均水温の相関が最も高い季節は1~3月であり、冬季の気温が底層の水温に影響していると考えられた。

図 2.4-13 は、各水深における主な水質項目の年変化速度である。pH は1~3月は表層側で、7~9月と10~12月は底層側で増加傾向がみられた。NO<sub>3</sub>-N濃度とSiO<sub>2</sub>濃度は、7~9月と10~12月に底層側で増加傾向を示した。また、PO<sub>4</sub>-P濃度は、水深 80m で7~9月に増加傾向を示した。COD は水深や季節によらず増加傾向を示し、特に水深 20~60m の範囲での増加が大きかった。SS と Chl-a は表層で減少傾向を示しており、琵琶湖の表層は大型浮遊藻類が増殖しにくい湖水環境に変化した可能性がある。Cl<sup>-</sup>濃度は水深によらず一様な増加傾向を示した。

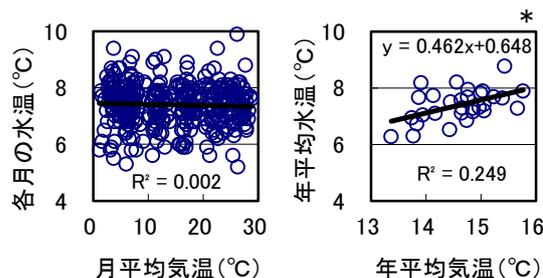
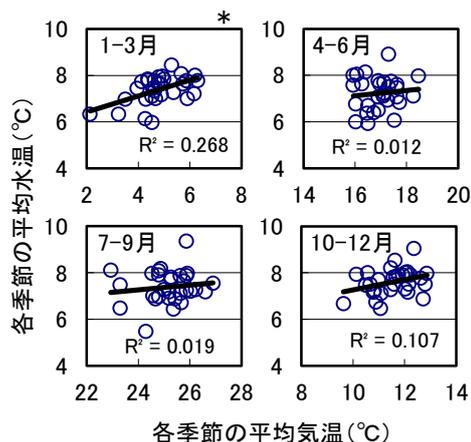
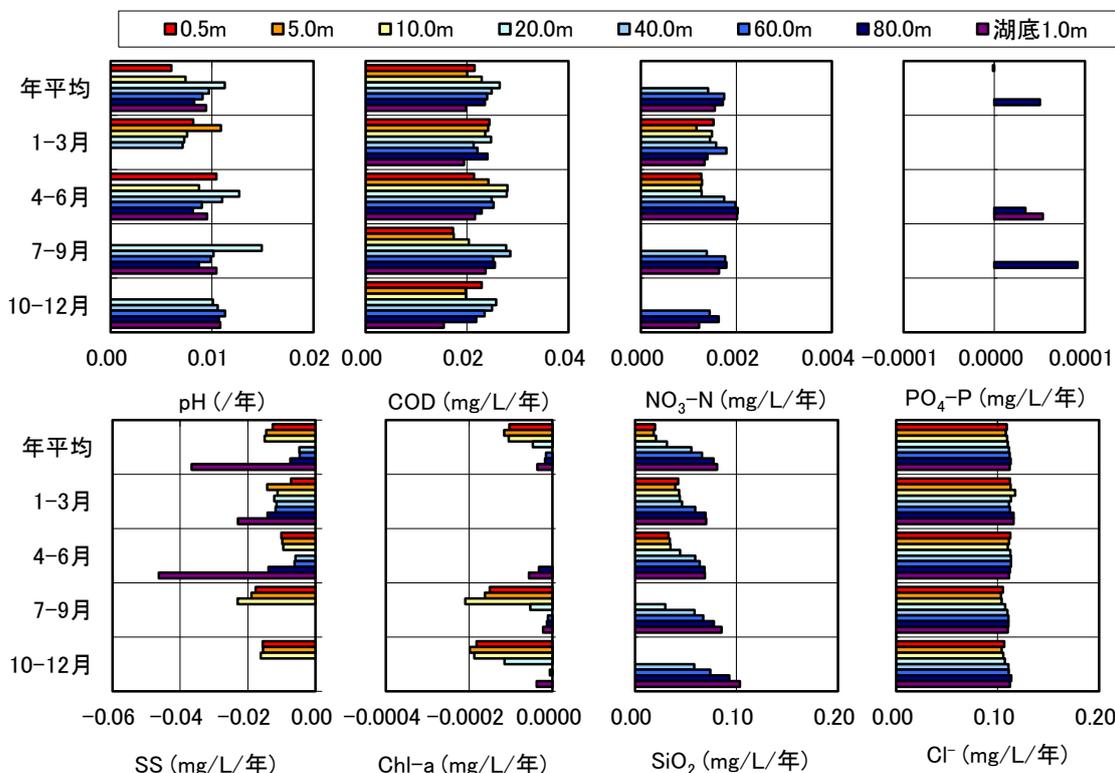


図 2.4-11 水深 80m 地点の気温と水温の関係



※ \* は有意な相関関係を示す(危険率5%)。

図 2.4-12 水深 80m 地点の季節ごとの気温と水温の関係



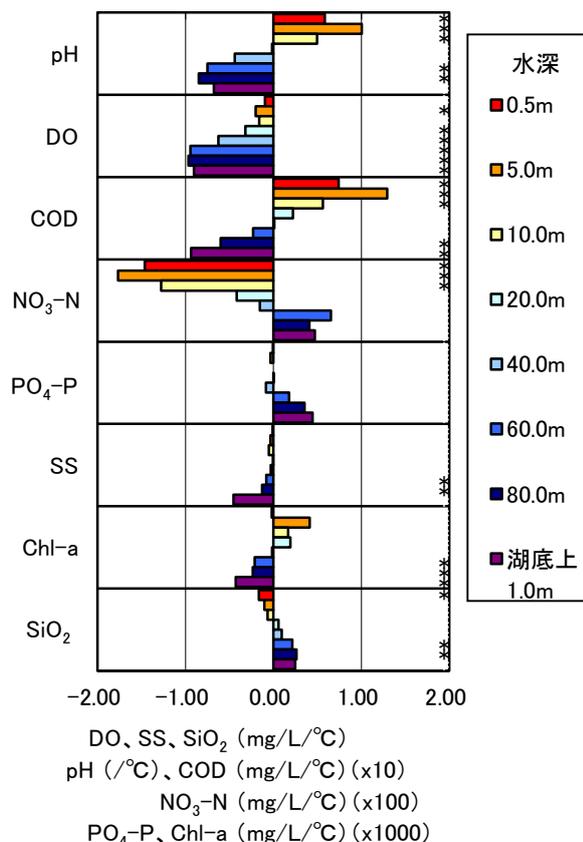
※ 回帰変動と誤差変動のF検定において危険率5%で有意となった項目のみを图示している。

図 2.4-13 各水深における主な水質項目の年平均値と各季節平均値の年変化速度

水温変化と他の水質項目の変化の関係を解析するため、2.4.2と同様に隣接年比較法で解析した。図2.4-14は、各水深における、主な水質項目の水温1℃あたりの変化割合である。水温の上昇とともに表層では、pHとCODが増加し、NO<sub>3</sub>-N、SiO<sub>2</sub>濃度が減少した。表層0.5mにおけるCODの変化割合は+0.074mg/L/℃であった。表層では水温の上昇によって藻類による一次生産が増加していると考えられた。Chl-aは、水温との相関は良くないものの、表層0.5mよりも、5～20mで増加が大きかった。

底層では、水温の上昇とともにpH、DO、COD、SS、Chl-aが減少し、SiO<sub>2</sub>濃度が増加した。DOは、水深20m以上で水温上昇に対して有意な減少を示した。DOの減少割合は水深80mが最も大きく、-0.97mg/L/℃であった。NO<sub>3</sub>-N、PO<sub>4</sub>-P濃度は、水温との相関は良くないものの、水温上昇とともに底層側で増加した。気温の上昇によって琵琶湖の水温が上昇すると、水深20m以上でDOが減少し、底泥からの栄養塩の溶出が増加すると考えられる。

水温の上昇は藻類の量・種類を変化させ、栄養塩



※ \* は回帰変動と誤差変動のF検定において危険率5%で有意となったことを示す。

図 2.4-14 各水深における、水温上昇に対する主な水質項目の変化割合

消費や有機物生産を通じて間接的に水質に影響を及ぼすと考えられる。しかし、既存の水質データの解析からこうした複合的な影響を抽出するのは困難である。水温の変化が湖水質に及ぼす影響については、例えば、温度勾配をかけた条件での藻類培養実験のような、単純化した実験での検証も必要と考えられる。

#### 2.4.4 まとめ

気候変動が湖沼水質に及ぼす影響を明らかにするため、霞ヶ浦と琵琶湖の既存の水質調査結果をもとに、約30年間の気温と水質変化の傾向を解析した。主要な知見を以下に示す。

- (1) 湖水表層の水温は気温と強い相関を示し、気温が1℃上昇すると水温も約1℃上昇した。
- (2) 霞ヶ浦と琵琶湖の年平均水温はそれぞれ0.012℃/年、0.031℃/年で上昇していた。
- (3) 琵琶湖では、表層5地点で年平均水温の増加傾向が有意となったことから、表層全域で水温が増加傾向にあると考えられた。
- (4) 隣接年の差から、水温の上昇に対する水質の変化を解析すると、霞ヶ浦ではCODが増加傾向、DOが減少傾向を示した。琵琶湖の表層では、pHが増加傾向、DOとNO<sub>3</sub>-N濃度が減少傾向を示した。
- (5) 琵琶湖の今津沖の水深80m地点の年平均水温は、年平均気温と正の相関を示し、特に冬季の気温に影響されると推察された。
- (6) 琵琶湖水深別の隣接年差解析では、水温の上昇とともに表層で、pHとCODが増加し、NO<sub>3</sub>-N、SiO<sub>2</sub>濃度が減少した。底層では、水温の上昇とともにpH、DO、COD、SS、Chl-aが減少し、SiO<sub>2</sub>濃度が増加した。

#### 参考文献

- 1) 気象統計情報、気象庁  
<http://www.jma.go.jp/jma/menu/report.html>
- 2) (社)日本水道協会：昭和44年度水道統計、第52号、1971
- 3) (社)日本水道協会：昭和62年度水道統計、第70-2号、1989
- 4) (社)日本水道協会（ホームページ）：水道水質データベース、[http://www.jwwa.or.jp/mizu/or\\_up.html](http://www.jwwa.or.jp/mizu/or_up.html)、平成17年度
- 5) スタム&モーガン：一般水質化学（上）、共立出版(株)、

p.176、1974

6)スタム&モーガン：一般水質化学（下）、共立出版(株)、  
p.500、1974

7)小林純：水の健康診断、岩波新書、pp.40-41;46-47、1971

8)久岡夏樹、藤木修(2009)、瀬田川水質自動監視データを用いた水中微生物群集の一次生産・呼吸速度の推定、学会誌「EICA」、14(2・3)、37-44.

9)滋賀県琵琶湖環境部環境政策課、「滋賀の環境 2012（平成 24 年版環境白書）」

10)水質調査データ、国土交通省関東地方整備局 霞ヶ浦河川事務所

<http://www.ktr.mlit.go.jp/kasumi/suisitu/suishitsu.htm>

11)水質モニタリング調査結果、滋賀県琵琶湖環境科学研究センター

<http://www.lberi.jp/root/jp/22db/bkjindex.htm>

12)中室克彦、奥野智史、前澤希、坂崎文俊、田口寛、福永勲、西海暢展、加賀城直哉、服部幸和(2008)、琵琶湖における水温上昇の実態把握とその要因解析、水環境学会誌、31、713-718.

13)福島武彦、上西弘晃、松重一夫、原沢英夫(1998)、浅い富栄養湖の水質に及ぼす気象の影響、水環境学会誌、21、180-187.

14)一瀬諭、藤原直樹、古田世子、池田将平、岸本直之(2010)、琵琶湖におけるプランクトン等の長期変動解析について—植物プランクトン—、滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書第 6 号.

### 3. 気温と河川・湖の水質の関係を明らかにするための実験

過去の水質データの解析から、近年、河川や湖沼において水温が上昇しており、水質が変化していることが示された。しかし、湖沼の水質は湖沼内部だけでなく流域の環境変化の影響も受けて変化している。水温の上昇に起因する水質変化と、土地利用の変化や人口増減などの要因による水質変化を分離することは困難であることから、実験から、気温や水温の変化に伴う水質の変化と藻類増殖に及ぼす影響を調査した。

#### 3.1 気温上昇が土壌からの無機イオン等の溶出に及ぼす影響

気温の上昇は、集水域から河川への栄養塩や無機イオン等の流出プロセスを変化させ、湖沼水質にも影響を及ぼすと考えられる。そこで、気温が森林土壌からの各種水質成分の溶出挙動に及ぼす影響を調査した。

##### 3.1.1 森林土壌培養 - 溶出実験の方法

土壌の採取地点は図 3.1-1 に示す山口川集水域内の森林（以下、筑波山林地）と、つくば市内に位置する土木研究所内の林地（以下、土研林地）である。筑波山林地は杉林土壌であり、土壌分類は褐色森林土壌である。土研林地は竹林土壌であり、土壌分類は黒ボク土である。

図 3.1-2 は実験条件の概要である。森林の表層付近の地温は、気温と同様季節変化を示すが、夏季は 15℃～25℃程度である<sup>1)</sup> ことから、実験では 15℃と 25℃の 2 段階の温度条件を設定した。土壌採取日（2012/7/17）の地下 10cm の地温は、土研林地は 23.4℃、筑波山林地は 20.7℃であった。採土の前日に蒸留水を如雨露で 50cm<sup>2</sup> の範囲に 10L 散布し、土壌の含水率を調整した。翌日に土壌をステンレス製スコップで表層堆積物、土壌深さ 0～5cm、5～10cm の 3 層に分けて採取した。土壌試料はそれぞれ均一になるように混ぜ、チャック付きのポリ袋 2 つに分けた。また、0 日目分析用土壌を 1L 容ポリビンに約 100g、含水率等測定用土壌を磁皿に約 70g（表層は約 40g）分取した。

土壌は 25℃と 15℃の恒温容器に静置した。恒温容器内は暗室とし、土壌を入れた袋の口には若干隙間を空け通気を保った。培養後 10、20、41 日目に袋をよく振って土壌を混ぜ、ゴム手袋と葉さじで一部を 1L 容ポリビンに採取した。採取した土の重量は、10、

20 日目は約 50g、41 日目は約 120g である。溶出操作は、土壌に蒸留水を重量比 1 対 5 になるように加え、120rpm で 1 時間回転振とうした後、懸濁液を 50mL 遠心管に移して 3000rpm で 40 分間遠心分離を行い、上澄み液を得た。なお、蒸留水の pH は、雨水水質調査で年平均 pH が 4.6～5.5 である<sup>2)</sup> ことを考慮し、使用前にあらかじめマグネティックスターラーを用いて 400rpm で 1 時間以上攪拌して大気中の CO<sub>2</sub> を溶解させ、5 付近とした。

上澄み液は、GF/B でろ過して DOC と EEM を測定し、孔径 0.45 μm のメンブレンフィルターで再びろ過して NH<sub>4</sub>-N、NO<sub>3</sub>-N、PO<sub>4</sub>-P、Na<sup>+</sup>、K<sup>+</sup>、Mg<sup>2+</sup>、Ca<sup>2+</sup>、Cl<sup>-</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> を測定した。0、41 日目は孔径 0.45 μm のメンブレンフィルターでろ過した試料について、金属（Fe、Mn、Cu、Al、Zn、B、Mo、Ni、Co）を分析した。なお、懸濁態成分は分析していない。含水率は、0、10、20、41 日目に土壌を少量磁皿に採取して 60℃で 2 日間乾燥し、乾燥前後の重量を測定して求めた。0 日目は含水率を測定した後の土壌を乳鉢ですりつぶし、強熱減量、交換性陽イオンを測定した。交換性陽イオンは、土壌粉末 2.5g と 1N CH<sub>3</sub>COONH<sub>4</sub> 50mL を

ポリビンにとり、120rpm で 60 分間攪拌し、GF/B およびメンブレンフィルターでろ過後、Na<sup>+</sup>、K<sup>+</sup>、Mg<sup>2+</sup>、Ca<sup>2+</sup> を測定した。溶出液の藻類増殖特性を把握するため、41 日目に GF/B でろ過した試料を用いて 2 条件で AGP 試験を行った。溶出液の pH は水酸化ナトリウムで約 7 に調



図 3.1-1 森林土壌採取地点

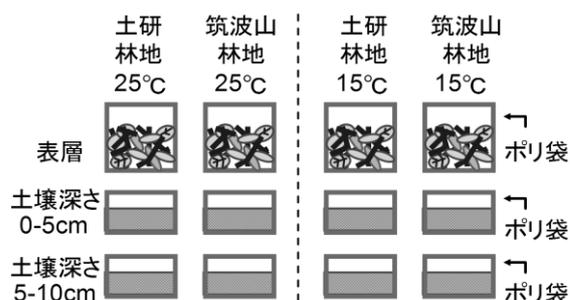


図 3.1-2 森林土壌培養 - 溶出実験の実験条件の概要

整した。条件1では、溶出液を300mL容三角フラスコに100mLとり、セテナストルムを約1100 cell/mLとなるように添加した。条件2では、溶出液を100mL容三角フラスコに49mLとり、霞ヶ浦湖水を1%添加した。培養条件は温度24°C、照度約3000 lux、明/暗=12h/12hの周期で、条件1では毎日手で振り混ぜ、条件2では90rpmの回転振とうとした。

### 3.1.2 実験結果

図3.1-3は、採取した土壌の含水率と強熱減量、強熱残留物の割合である。含水率は土研林地では35~45%、筑波山林地では32~65%であった。強熱残留物の割合は土壌深さ5-10cmで、強熱減量の割合は表層で高かった。図3.1-4は交換性陽イオンの濃度である。試料100gあたりの保持イオンの量は表層で大きく、交換性陽イオンの主要成分はCa<sup>2+</sup>、K<sup>+</sup>、Mg<sup>2+</sup>であった。

図3.1-5は、含水率と土壌溶出液のpHの変化である。どの実験条件でも含水率は41日間概ね一定であった。溶出操作に用いた蒸留水のpHは、0日目は4.5、10~41日目は約5.3であったが、土壌溶出液のpHは、土研林地表層では6.0前後、他の試料では3.5~5.0の範囲となった。pHの経日的な変化をみると、土研林地と筑波山林地のどちらも0~5cmと5~10cmの試料では低下し、表層での変化は小さかった。

図3.1-6は、乾燥土壌100gあたりのNO<sub>3</sub>-N、NH<sub>4</sub>-N、PO<sub>4</sub>-P、DOCの溶出量である。NO<sub>3</sub>-Nの

溶出量は土研林地では0~5cmで、筑波山林地では表層と0~5cmで経日的に増加した。これらの試料では、15°Cよりも25°Cの条件で増加が大きかった。5~10cmの試料は、土壌乾燥重量の80%以上が強熱残留物である無機物であり、窒素含有量が元々少なかったため、NO<sub>3</sub>-Nの溶出量が低くなったものと思われる。

NH<sub>4</sub>-Nは、NO<sub>3</sub>-Nと比較すると溶出量が小さかった。PO<sub>4</sub>-Pは、筑波山林地の表層の溶出液でのみ検出された。DOCの溶出量は、表層で大きく、5~10cmではほとんど溶出しなかった。表層の溶出量の変化は土研林地と筑波山林地のどちらも、25°Cで10日目に溶出量が増大しその後低下した。

図3.1-7は無機イオンの溶出量の変化である。Na<sup>+</sup>は、土研林地の表層と0~5cmで若干増加し、土研林地の5~10cmと筑波山林地では概ね横ばいであった。また、温度による溶出量の違いは小さかった。K<sup>+</sup>は、土研林地と筑波山林地のどちらも表層で経日的に増加した。筑波山林地の表層では15°Cよりも

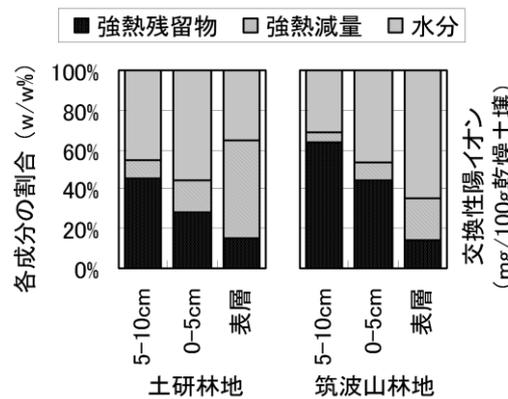


図 3.1-3 土壌試料の含有水量、強熱減量、強熱残留物の割合

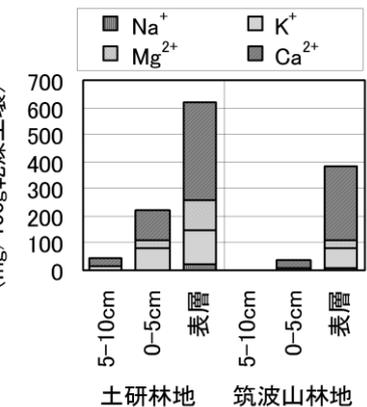


図 3.1-4 土壌試料の交換性陽イオン濃度

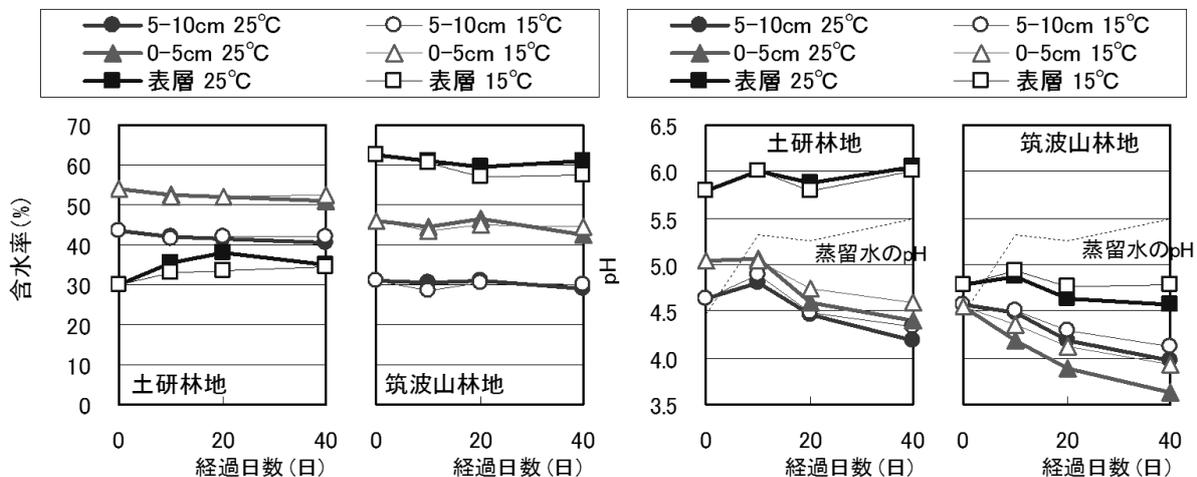


図 3.1-5 森林土壌培養 - 溶出実験における土壌の含水率と土壌溶出液のpHの変化

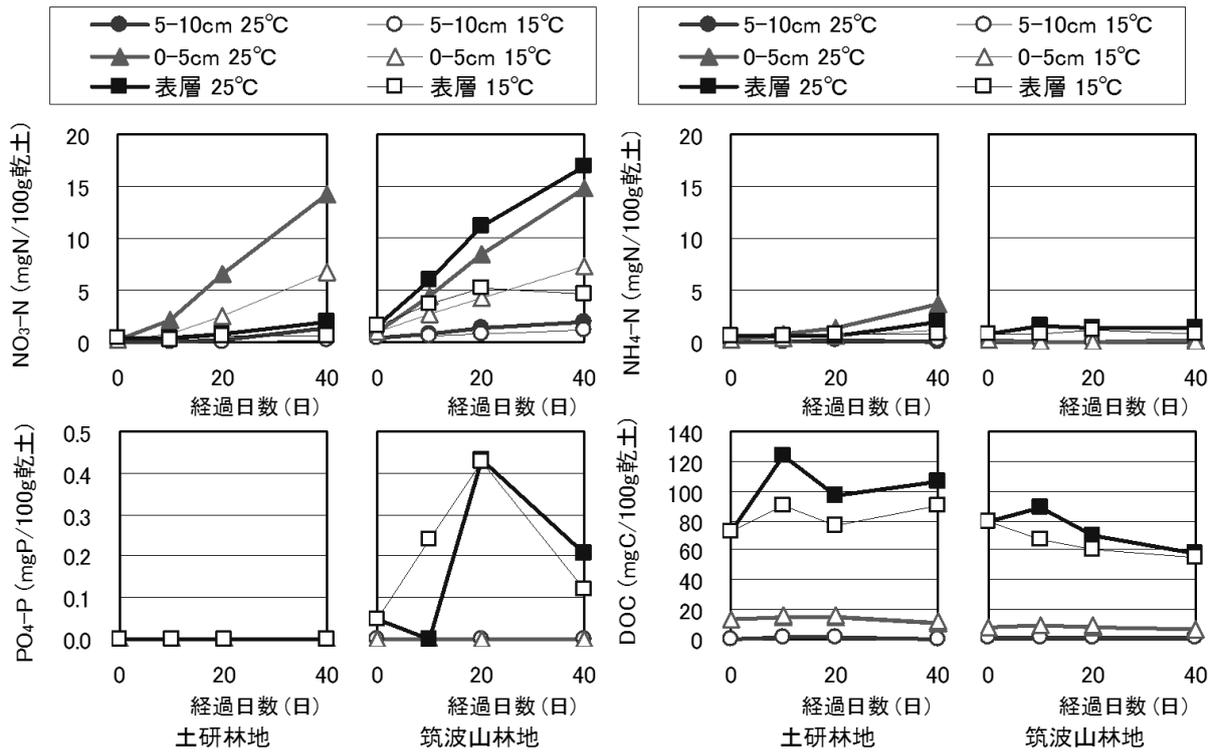


図 3.1-6  $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、DOC の溶出量の変化

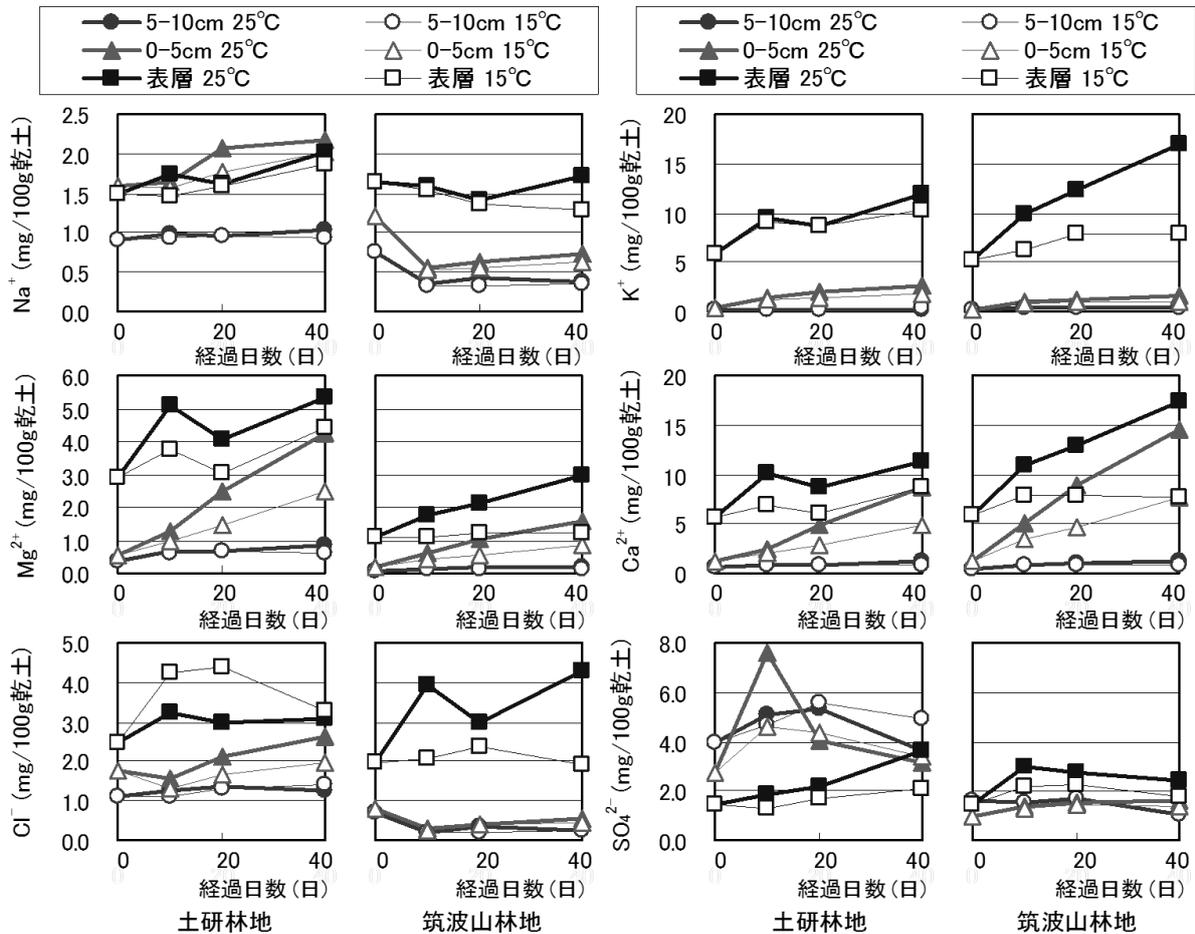


図 3.1-7  $\text{Na}^+$ 、 $\text{K}^+$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Cl}^-$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$  の溶出量の変化

25°CでK<sup>+</sup>の溶出が大きくなった。Mg<sup>2+</sup>は土研林地表層では10日目と41日目に高くなり、0~5cmでは経日的に増加し、15°Cよりも25°Cで溶出量が大きくなっていった。筑波山林地の表層では25°Cで経日的に増加したが、15°Cでは横ばいであった。0~5cmでは15°Cよりも25°Cで増加が大きかった。Ca<sup>2+</sup>の変化はMg<sup>2+</sup>と類似しており、表層と0~5cmのどちらも、15°Cよりも25°Cで増加が大きかった。Cl<sup>-</sup>は、土研林地では表層の15°Cで、10、20日目に高くなった。表層の25°Cや0~5cm、5~10cmでは概ね横ばいであった。筑波山林地では表層の25°Cで、10日目と41日目に高くなった。SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>は、土研林地では5~10cmで溶出量が大きく、表層で溶出量が小さかった。0~5cmの25°Cでは10日目に溶出量が増大した。筑波山林地での変化は横ばいであり、採取深さや温度による溶出量の違いが小さかった。

図3.1-8は土壤溶出液のEEMの主なピーク位置の蛍光強度の変化である。どのピークも、蛍光強度は表層で高く、0~5cmと5~10cmで低かった。Peak①(タンパク質様ピーク、Ex230nm/Em300nm)は土研林地の表層では0日目に高く、経日的に減少する変化を示した。筑波山林地の表層では20日目から41日目にかけて減少した。Peak②(タンパク質様ピーク、Ex230nm/Em340nm)、Peak③(タンパク質様ピーク、Ex280nm/Em340nm)は土研林地の表層では10日目に高くなった。筑波山林地の表層では若干減少傾向がみられた。Peak④(フミン・フルボ酸様ピーク、Ex230nm/Em425nm)とPeak⑤(フミン・フルボ酸様ピーク、Ex320nm/Em425nm)は概ね横ばいであった。土研林地の表層では25°CでPeak⑤が高かった。

図3.1-9は、0日目と41日目の金属の溶出量である。Feの溶出量は、筑波山林地の表層で大きく、41日目には0日目より増加した。25°Cでは15°Cと比較すると溶出量の増加が小さかった。土研林地の表層、0~5cmと筑波山林地の0~5cmでは溶出量は小さかったが、41日目で比較すると、25°Cでは15°Cより溶出量が低くなる傾向があった。

Alは土研林地と筑波山林地の表層で溶出量が大きく、41日目で比較すると25°Cでは15°Cより低くなっていた。土研林地の5~10cm、0~5cmでは、溶出量の変化や41日目の温度による違いは小さかったが、筑波山林地の5~10cm、0~5cmでは、41日目に15°Cより25°Cで若干溶出量が高かった。

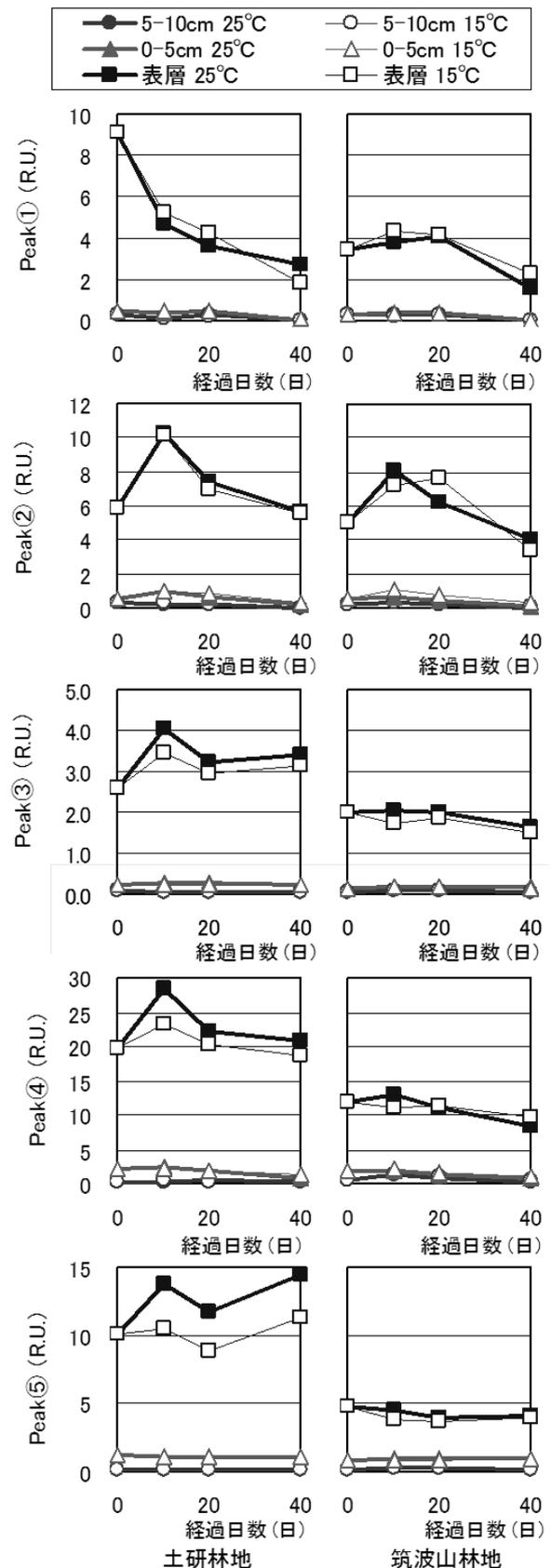


図3.1-8 土壤溶出液のEEMの主なピークの蛍光強度の変化

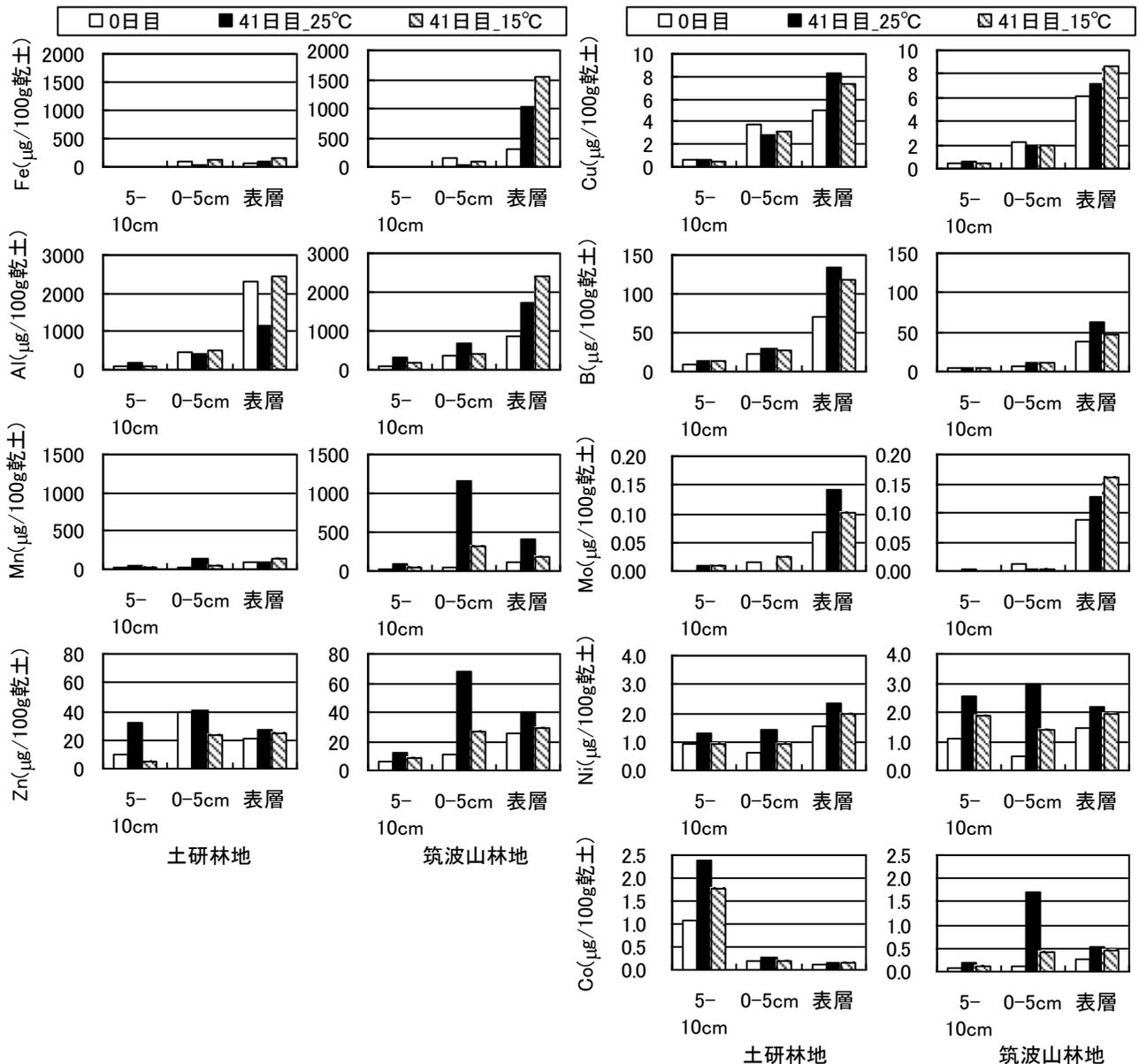


図 3.1-9 0 日目と 41 日目の 25°C および 15°C の条件における金属溶出量の比較

Mn は、土研林地ではあまり溶出しなかった。41 日目と比較すると、5~10cm と 0~5cm では 25°C で溶出量が若干大きかった。筑波山林地では、0 日目は溶出量が低かったが、41 日目には 0~5cm と表層の 25°C で溶出量が大きく増加した。

Zn は、土研林地の 5~10cm と 0~5cm では 41 日目に 25°C で増加した。土研林地の表層では差は小さいものの、15°C より 25°C で溶出量が大きかった。筑波山林地では、5~10cm、0~5cm、表層のいずれも 41 日目に溶出量が増加し、15°C より 25°C でより溶出量が大きくなっていった。

Cu は、土研林地の表層では 15°C よりも 25°C で溶出量の増加が大きかったが、筑波山林地の表層では 25°C は 15°C より溶出量の増加が小さかった。5~

10cm、0~5cm では顕著な変化はみられなかった。

B は、土研林地と筑波山林地のどちらも表層で溶出量が大きく、41 日目には 15°C よりも 25°C で溶出量の増加が大きかった。5~10cm、0~5cm でも 15°C より 25°C で若干大きくなっていった。

Mo の溶出量の変化は Cu と類似しており、土研林地の表層では 25°C で、筑波山林地の表層では 15°C で溶出量が大きかった。

Ni は、採取地点や採取深さによらず 41 日目に溶出量が増加し、15°C よりも 25°C でより増加が大きかった。

Co は、土研林地では 0、41 日目に 5~10cm で、筑波山林地では 41 日目に 0~5cm の 25°C で溶出量が大きかった。また、15°C よりも 25°C で溶出量が大き

くなる傾向がみられた。

温度による溶出挙動の変化を把握するため、25°Cでの溶出量から15°Cでの溶出量を引き、差を求めた。図3.1-10は10、20、41日目の主な水質項目の差である。pHは、土研表層を除いて、温度が高いと低くなる傾向がみられた。筑波山林地ではいずれも経過日数とともに差が増大した。NO<sub>3</sub>-Nは、どの試料も温度が高いと溶出量が増加し、経過日数とともに差が増大した。小野寺ら<sup>3)</sup>による実験でも、温度の高い条件で静置された土壌ではNO<sub>3</sub>-Nの生成量と溶出液のpHの低下量が大きくなる結果が得られている。温度が高い条件では有機態窒素の無機化と硝化反応が促進され、NO<sub>3</sub>-Nが蓄積されたと考えられ、pHの低下は、硝化反応に伴い放出される水素イオンによると考えられる。土研林地表層ではNO<sub>3</sub>-Nの溶出量が小さく差も小さかったが、これは含水率が低

いため微生物反応が抑制された可能性がある。

Na<sup>+</sup>の溶出量の温度による差は最大でも0.4(mg/100g乾燥土壌)であり、他の陽イオンと比較すると小さかった。また、経過日数による差の変化は土壌試料によって異なった。K<sup>+</sup>の溶出量の差は、筑波山林地表層で大きかった。また、土研林地と筑波山林地のいずれも、0~5cmと表層で、経過日数とともに差が増加する傾向がみられた。Mg<sup>2+</sup>とCa<sup>2+</sup>の溶出量の温度による差は、土研林地の5~10cmでは小さく、0~5cmでは経過日数とともに増加し、表層では低下した。筑波山林地では0~5cmと表層で差が大きく、経過日数とともに差が増加する傾向がみられた。SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の溶出量は、土研林地と筑波山林地の表層で、15°Cより25°Cで大きかった。しかし、経過日数に応じた差の変化はみられなかった。土研林地の0~5cmと5~10cmでは、10日目は温度が高い条件で、

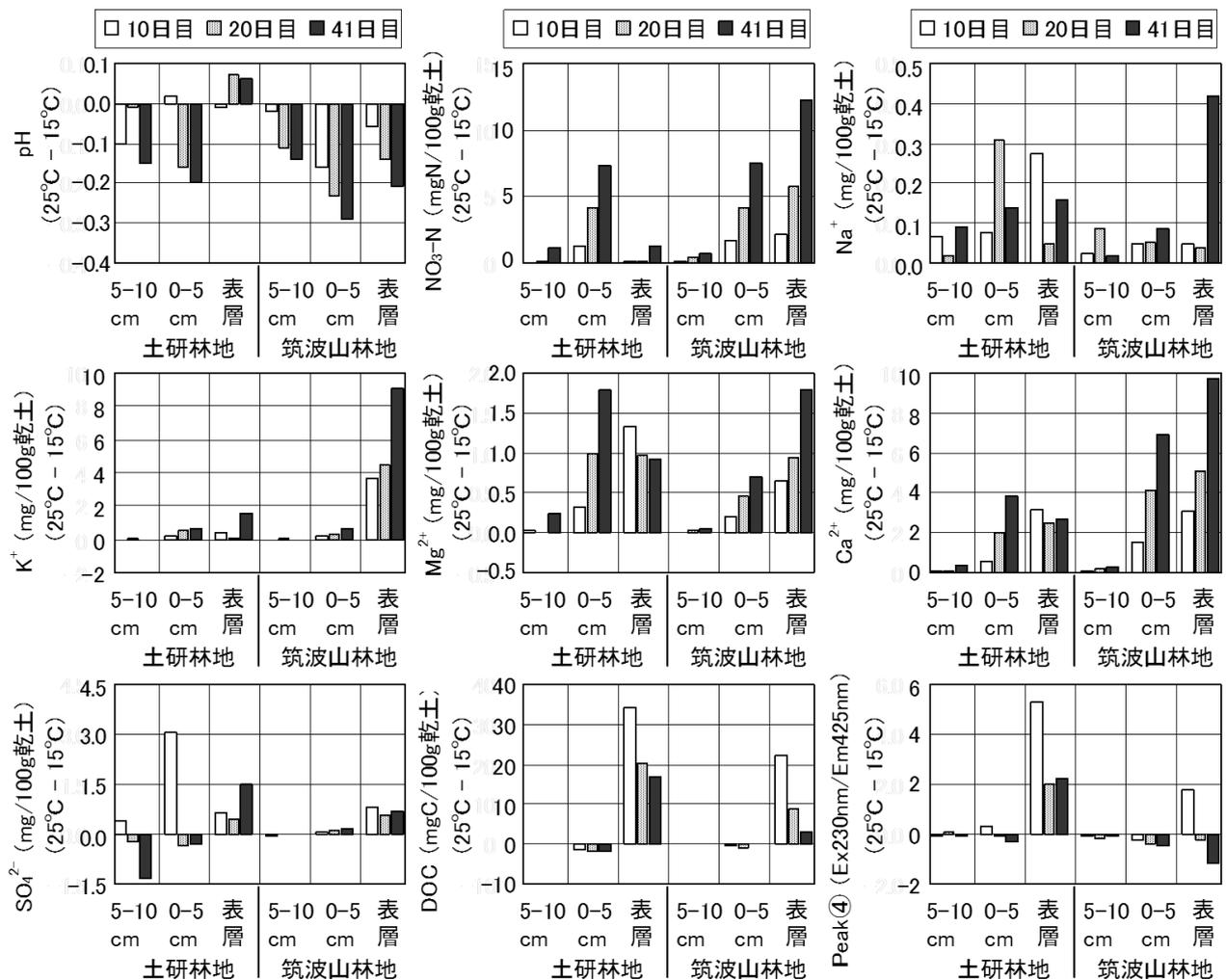


図3.1-10 pH、NO<sub>3</sub>-N、Na<sup>+</sup>、K<sup>+</sup>、Mg<sup>2+</sup>、Ca<sup>2+</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、DOCの溶出量およびEEMのPeak④の蛍光強度の25°Cと15°Cの差の変化

20、41 日目は温度が低い条件で溶出量が大きくなった。

DOC は、土研林地と筑波山林地の表層で温度が高いと大きく、経過日数とともに差が小さくなった。EEM の Peak④ (Ex230nm/Em425nm、フルボ酸様物質) の蛍光強度は概ね DOC の差の変化と同様であった。

以上から、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{K}^+$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ は温度が高いと溶出量が大きくなり、時間の経過によってその差が増大する傾向であった。一般に、生物反応は温度が  $10^\circ\text{C}$  上昇すると反応速度が 2~3 倍になるといわれている。そこで、41 日目の溶出量から 0 日目の溶出量を引き、日数で割った値を各物質の可溶化速度とみなした。そして  $25^\circ\text{C}$  での可溶化速度を  $15^\circ\text{C}$  での可溶化速度で割った比を求めた。図 3.1-11 は、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{Na}^+$ 、 $\text{K}^+$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、DOC の  $25^\circ\text{C}$  と  $15^\circ\text{C}$  の可溶化速度および比である。 $\text{NO}_3\text{-N}$  の可溶化速度はどの土壌試料も  $25^\circ\text{C}$  で高かった。土研林地の 5~10cm を除くと、可溶化速度の比は約 2~6 倍であった。土研林地の 5~10cm では 14.6 倍となったが、これは  $15^\circ\text{C}$  の条件で溶出量の変化が小さかったためである。

土研林地では、 $\text{Na}^+$  の可溶化速度は正であり、 $25^\circ\text{C}$  で高く、比は 1.3~3.4 であった。筑波山林地の 5~

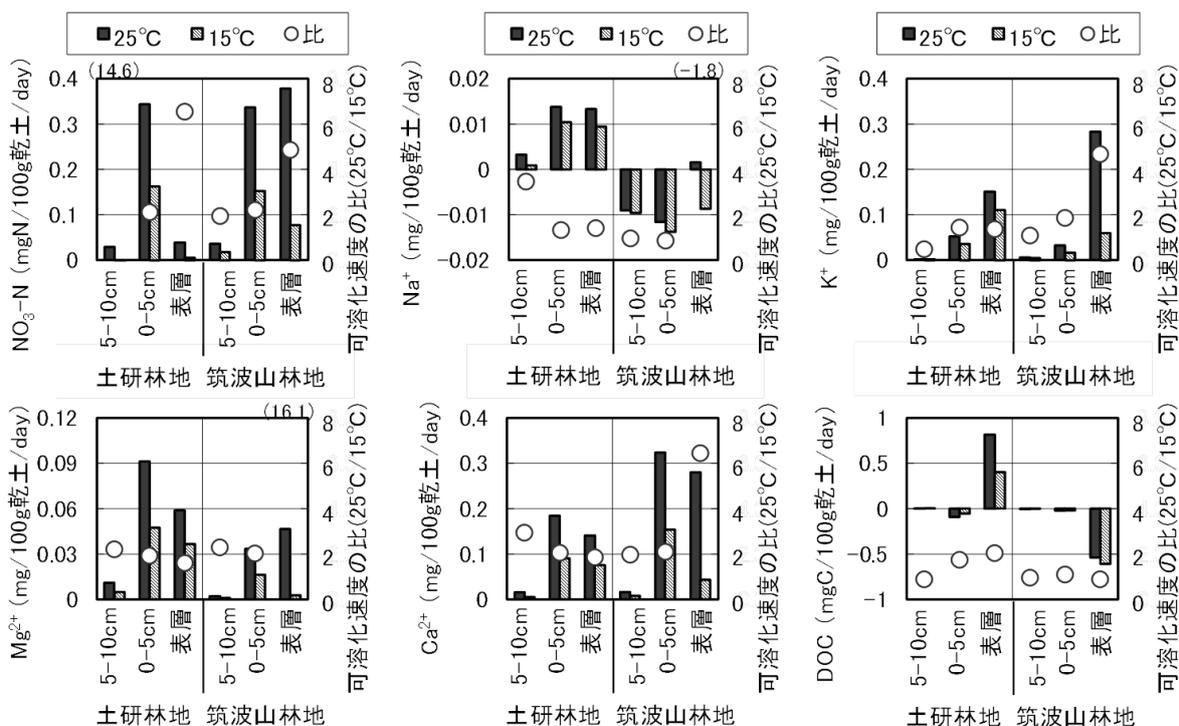
10cm、0~5cm では可溶化速度が負になった。これは、41 日目の溶出量が 0 日目より少なかったことを意味する。筑波山林地の表層では、可溶化速度は  $25^\circ\text{C}$  で正、 $15^\circ\text{C}$  で負となり、比も負の値となった。温度による  $\text{Na}^+$  の溶出量の変化は、土壌によって異なることがわかった。

$\text{K}^+$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{Ca}^{2+}$  の可溶化速度の比は、概ね 1 より大きくなった。筑波山林地の表層ではいずれも比が高かった。他の試料についてみると、 $10^\circ\text{C}$  の温度上昇に対し  $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{Ca}^{2+}$  の可溶化速度は約 2 倍になっていた。温度が高いと、硝化反応が促進され土壌間隙水中の pH が低下するが、土壌中の  $\text{Mg}^{2+}$  や  $\text{Ca}^{2+}$  による緩衝作用が働く<sup>4)</sup>ため、これらの無機陽イオンが溶出すると推測される。

DOC は、土研林地の表層では、温度が高い条件で可溶化速度が高くなった。DOC の可溶化速度の比は 0.8~2.0 であった。

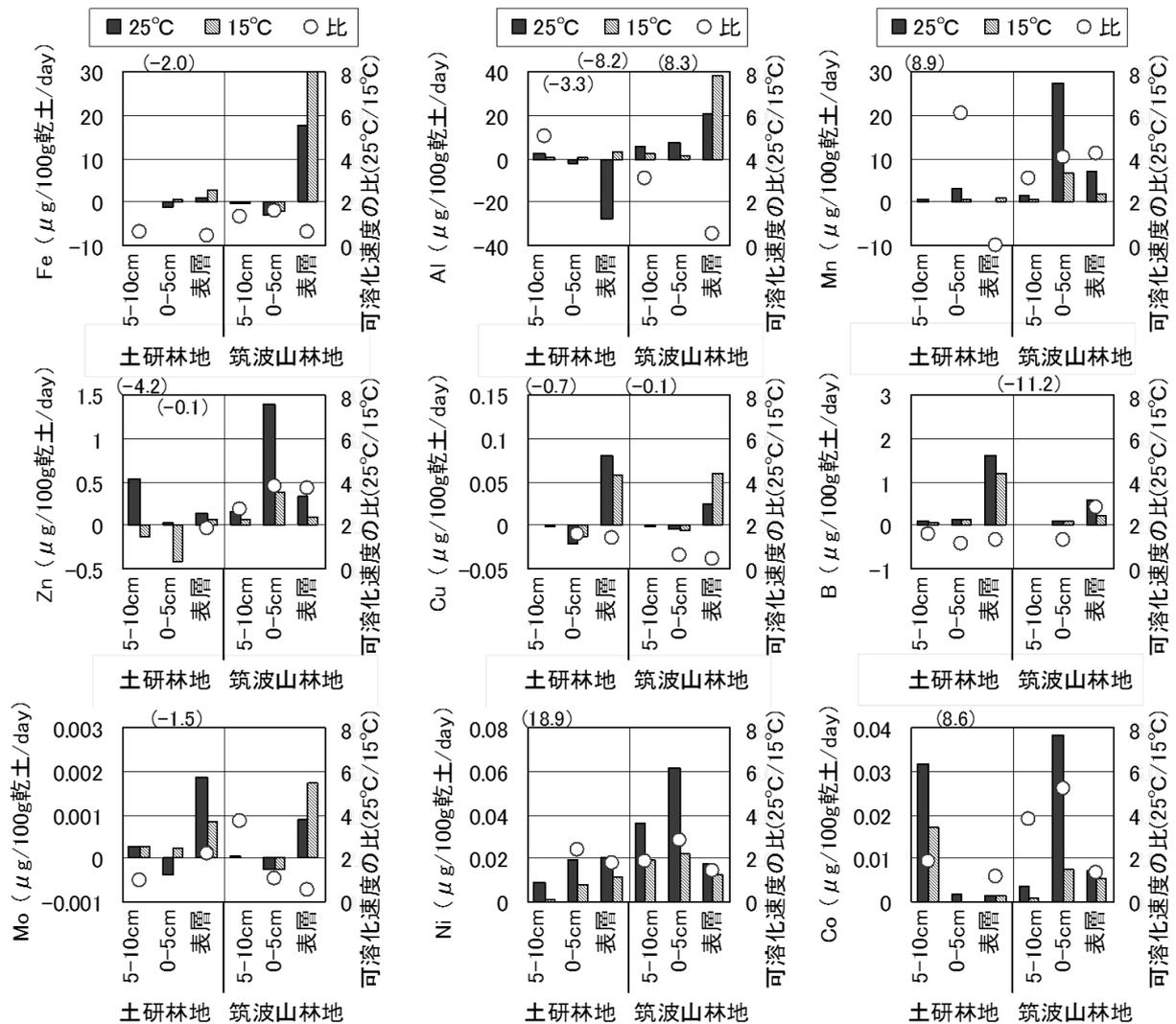
図 3.1-12 は、金属の  $25^\circ\text{C}$  と  $15^\circ\text{C}$  の可溶化速度および比である。Fe の可溶化速度は筑波山林地表層で大きかったが、比は 1 を下回った。

Al の可溶化速度は、表層では  $25^\circ\text{C}$  より  $15^\circ\text{C}$  で大きかった。可溶化速度の比は、土研林地の 5~10cm と筑波山林地の 5~10cm、0~5cm で 2 以上となった。



※ 比の値がグラフ内に収まらないものは、グラフ上部に括弧で値を示した。

図 3.1-11  $25^\circ\text{C}$  と  $15^\circ\text{C}$  における  $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{Na}^+$ 、 $\text{K}^+$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、DOC の可溶化速度とその比



※ 比の値がグラフ内に収まらないものは、グラフ上部に括弧で値を示した。

図 3.1-12 25°Cと 15°Cにおける金属の可溶化速度とその比

Mn の可溶化速度は正であり、土研林地表層を除いて比が 2 以上となった。土壤中では、難溶性の 3 価と 4 価の Mn と可溶性の Mn<sup>2+</sup>が平衡状態にあり、pH が 6 以上だと Mn<sup>2+</sup>はほとんど溶出しな<sup>5)</sup>。土研林地の表層では、41 日目の溶出液の pH が、25°C と 15°C のどちらも約 6 であったため、Mn が溶出せず、比が低くなったと推測される。

Zn は土研林地表層と、筑波山林地の各試料で可溶化速度の比が 2 以上となった。

Cu の可溶化速度は表層で正となったが、比は 2 を下回った。

B は、筑波山林地の 5~10cm を除いて可溶化速度が正となった。比は筑波山林地表層が 2.8 であり、他は 2 未満であった。

Mo の可溶化速度は Cu と類似しており、表層で正となった。

Ni の可溶化速度はいずれも 25°C で高く、土研林地の 5~10cm を除くと比は約 2 であった。

Co は Ni と同様、25°C で可溶化速度が高くなった。可溶化速度の比は 0~5cm で高かった。

以上の結果から、気温の上昇によって森林土壌の pH が低下し、土壌からの NO<sub>3</sub>-N、K<sup>+</sup>、Mg<sup>2+</sup>、Ca<sup>2+</sup> や Mn、Zn、B、Ni、Co の溶出量が増大する可能性が示唆された。

次に、温度の違いによって生じた土壌溶出液中の成分が藻類増殖に及ぼす影響を調べた結果を記す。図 3.1-13 は、セレナストルムを用いた AGP 試験における、各試料の 650nm 吸光度の変化である。セレナストルムは筑波山林地表層の土壌溶出液で増殖した。25°C の土壌溶出液では、22 日目まで増加が続いたが、15°C の土壌溶出液では 12 日目以降横ばいとなった。図 3.1-14 は、土浦港湖水を用いた AGP 試験

の、650nm 吸光度の変化である。セレナストルムと同様筑波山林地表面層で増加が大きく、25℃の土壤溶出液では 18 日目まで増加が続いた。図 3.1-15 は、藻類の増加が大きかった筑波山林地表面層の土壤溶出液中に観察された藻類の個体数（群体数）に基づく構成である。図 3.1-16 は、湖水の藻類を添加した条件での主な出現藻類の顕微鏡写真である。0 日目は光学顕微鏡による分類が困難な微小藻類の割合が高かった。微小藻類は 25℃、15℃のどちらの溶出液でも多く出現し、21 日目には 25℃の溶出液で約 70%、15℃の溶出液で約 50%を占めた。珪藻は、25℃の土壤溶出液では 7 日目に高い割合となったがその後低下し、21 日目には 25℃、15℃のどちらの溶出液でも同じ程度の割合となった。出現珪藻の種類は、主に *Cyclotella*、*Urosolenia*、*Nitzschia* であった。緑藻は、21 日目にはどちらの溶出液でも約 10%を占め、主に

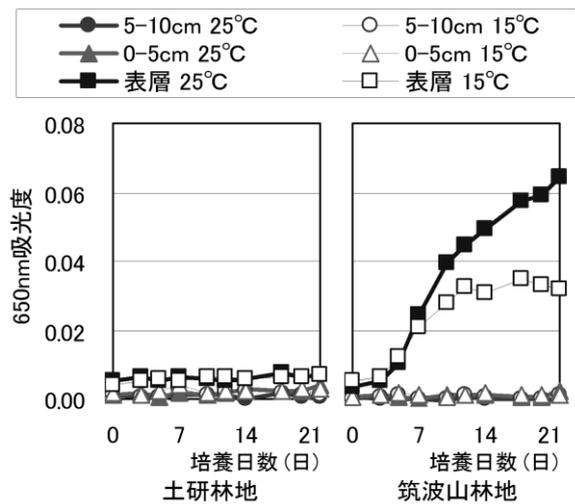


図 3.1-13 セレナストルムを用いた AGP 試験の 650nm 吸光度の変化

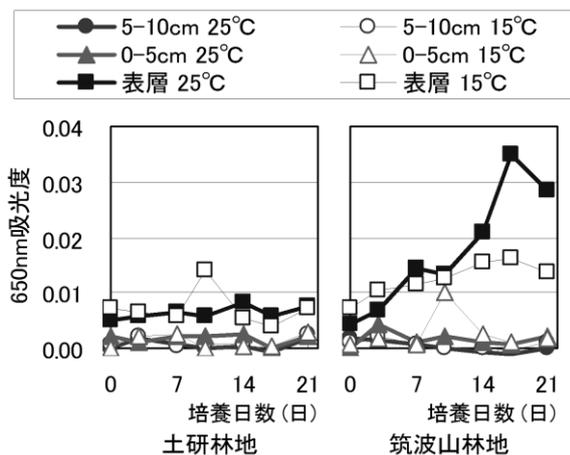
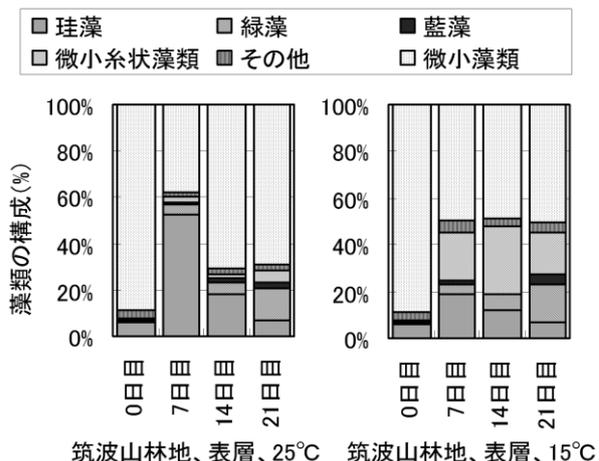


図 3.1-14 土浦港湖水を用いた AGP 試験の 650nm 吸光度の変化



筑波山林地、表層、25℃ 筑波山林地、表層、15℃  
図 3.1-15 筑波山林地表面層の土壤溶出液で

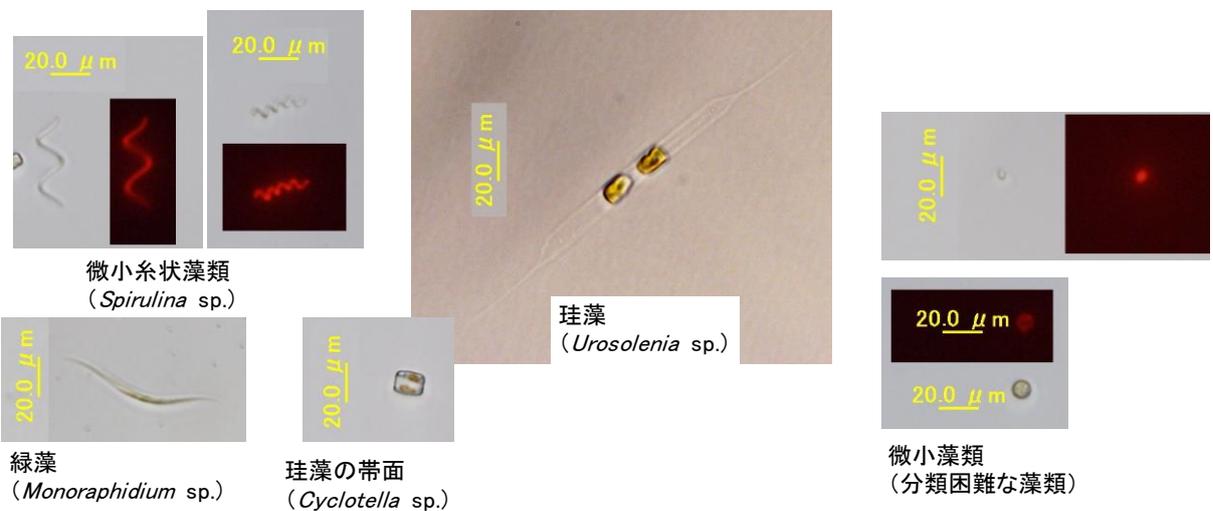


図 3.1-16 筑波山林地表面層の土壤溶出液で観察された藻類の顕微鏡写真

*Monoraphidium* がみられた。微小糸状藻類は、藍藻の *Spirulina* と考えられるらせん状の藻類で、25°Cの溶出液にはあまり観察されなかったが、15°Cの溶出液では約 20%程度の割合を占めた。その他の藍藻としては、割合は少ないが *Oscillatoria* や *Merismopedia* などが観察された。

以上から、筑波山林地の表層の 25°Cの溶出液は他の試料と比較して藻類増殖ポテンシャルが高いことがわかった。気温の上昇と降雨によって山林表層の堆積物に由来する負荷が河川水で増大すると、下流で藻類が増殖しやすくなると推測された。

### 3.1.3 まとめ

森林土壌培養 - 溶出実験から気温に対する土壌中の金属類や有機物等の溶出挙動および溶出液の藻類増殖ポテンシャルを調査した。本研究で得られた主要な知見を以下に示す。

(1) 土壌溶出液の pH は、土壌深さ 5~10cm と 0~5cm の土壌で低下することがわかった。

(2) NO<sub>3</sub>-N の溶出量は、土壌深さ 0~5cm の土壌で増加し、山林表層でも増加することがわかった。

(3) K<sup>+</sup>、Mg<sup>2+</sup>、Ca<sup>2+</sup>は、温度が高い条件で溶出量が大きくなる傾向がみられた。Mg<sup>2+</sup>と Ca<sup>2+</sup>の溶出挙動は類似していた。

(4) D-Fe、D-Al は表層の 15°Cで溶出量が大きかった。

(5) D-Mn、D-Zn、D-B、D-Ni、D-Co の溶出量は、温度が高い条件で大きくなる傾向がみられた。

(6) NO<sub>3</sub>-N、K<sup>+</sup>、Mg<sup>2+</sup>、Ca<sup>2+</sup>の可溶化速度は、25°Cでは 15°Cの約 2 倍以上となっていた。

(7) 土壌溶出液を用いた AGP 試験では、山林表層の溶出液で藻類の増殖が大きく、特に、15°Cよりも 25°Cの溶出液の藻類増殖ポテンシャルが高かった。

## 3.2 温度と鉄濃度が藻類増殖に及ぼす影響

2.2 の水道原水水質の解析から、河川水中の Fe 濃度が低下傾向にあることが示された。そこで、藻類

培養実験を行い、河川水の上昇と Fe 濃度低下が湖水中の藻類に及ぼす影響を調査した。

### 3.2.1 実験方法

霞ヶ浦は 2011 年 7 月に土浦港、琵琶湖は同 10 月に東岸大藪湖岸から湖水を採水し、これらの湖水に含まれる藻類を用いて藻類培養実験を行った。藻類培養培地は、Chu 培地を栄養塩濃度が河川水レベルとなるように改変し用いた。図 3.2-1 に実験条件の概要、表 3.2-1 に人工河川水の組成を示した。水温が藻類の増殖や水質に及ぼす影響を評価するため、培養温度は 18°C、21°C、24°C、27°C、30°C の 5 段階とした。人工河川水の Fe<sup>3+</sup>濃度は、河川水の Fe 濃度が 1987 年から 2005 年にかけて減少していることから、Fe 濃度と藻類増殖の関係を把握するため 0.1mgFe/L、0.2mgFe/L、0.4mgFe/L の 3 段階に設定した。霞ヶ浦の藻類培養実験での窒素とリン濃度は、2009 年度の西浦流入河川 14 河川の平均の NO<sub>3</sub>-N 濃度 (2.7mgN/L) と PO<sub>4</sub>-P 濃度 (0.034mgP/L) を参考にした。シリカの濃度は、2001~2003 年の茨城県と千葉県 of 河川水 (水道原水) の溶存 SiO<sub>2</sub> 濃度<sup>6)</sup>を参考に、7mgSi/L とした。琵琶湖の藻類培養実験での窒素とリン濃度は、2008 年 8 月の流入河川の NO<sub>3</sub>-N 濃度 (約 0.56mgN/L) と PO<sub>4</sub>-P 濃度 (約 0.025mgP/L) を参考にした。シリカの濃度は、2003 年の野洲川の溶存 SiO<sub>2</sub> 濃度<sup>7)</sup>を参考に 6mgSi/L とした。また、コントロール試料として超純水に湖水を添加して培養を行った。

藻類の培養は、各実験条件につき 1 本の 500mL 容コニカルビーカーで行った。人工河川水を 300mL 入れ、湖水を 3mL 添加し、マンボー攪拌子を入れてシリコセンで蓋をした。温度は温度勾配恒温機で各条件に合わせ、照明は蛍光灯を用いて照度約 10,000lux、明/暗=16h/8h の周期で側面から照射し、スターラーで常時攪拌し培養を行った。また、別の容器に人工河川水 100mL を取って湖水 1mL を加え、0 日目の試料とした。

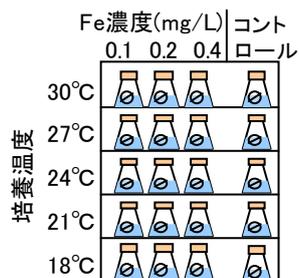


図 3.2-1 実験条件の概要

表 3.2-1 人工河川水の組成

	霞ヶ浦藻類培養実験		琵琶湖藻類培養実験		PIV金属混液組成	
Ca(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> ·4H <sub>2</sub> O	25.3 mg	3.0mgN/L	5.1 mg	0.6mgN/L	FeCl <sub>3</sub> ·6H <sub>2</sub> O	196.0 mg
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	0.22 mg	0.040mgP/L	0.17 mg	0.030mgP/L	MnCl <sub>2</sub> ·4H <sub>2</sub> O	36.0 mg
MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	25.0 mg		25.0 mg		ZnCl <sub>2</sub>	10.5 mg
Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	20.0 mg		20.0 mg		CoCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O	1.0 mg
FeCl <sub>3</sub> ·6H <sub>2</sub> O	設定濃度に応じて添加		設定濃度に応じて添加		Na <sub>2</sub> MoO <sub>4</sub> ·2H <sub>2</sub> O	2.5 mg
Na <sub>2</sub> SiO <sub>3</sub> ·9H <sub>2</sub> O	70.8 mg	7.0mgSi/L	60.7 mg	6.0mgSi/L	Na <sub>2</sub> EDTA·2H <sub>2</sub> O	1000 mg
PIV金属混液(mL)	1 mL		1mL		Water	1 L
Water	1 L		1 L			

7、14、28、42 日目に藻類培養液を抜き取り、藻類と水質の分析を行った。藻類培養液は、未ろ過で pH と 650nm 吸光度を測定し、フローサイトメトリーと顕微鏡により藻類の種類と細胞数を測定した。さらに、藻類の種類と量を簡易に測定できるか否かを検討するため、藻類培養液を GF/B でろ過したろ紙を、110°Cで乾燥させた後、フーリエ変換赤外分光光度計 (FT/IR-6300 : 日本分光) により赤外スペクトルを測定 ( $550\text{cm}^{-1}\sim 4000\text{cm}^{-1}$ ) した。ろ液は、DOC と 3次元励起蛍光スペクトル (EEMs) を測定した。EEMs は蛍光分光光度計 (F-4500 : HITACHI) を用いて測定し、得られた蛍光強度は励起波長 350nm における超純水のラマンピークの面積で割って規格化した後、試料水と同様に規格化したブランク (超純水) の蛍光強度を差し引いた。霞ヶ浦の藻類培養実験では、蒸発水量を求めて分析結果を補正した。琵琶湖藻類の培養実験では、培養中の蒸発水量が多いことがわかったため、実験期間中に1週間に1~2回蒸発水量に応じて超純水を加えることとした。

### 3.2.2 実験結果

図 3.2-2 は、霞ヶ浦と琵琶湖の藻類培養実験の各測定項目の経日変化である。クロロフィル量を反映する 650nm 吸光度 (図 3.2-2a) は、霞ヶ浦藻類培養実験では、24°C、27°C、30°Cにおいて14日目まで増加し、それ以降は横ばいか減少する変化をしていた。Fe0.1mg/L と Fe0.2mg/L の条件では概ね 27°Cや 30°Cよりも 18°C、21°C、24°Cで高い値となったが、Fe0.4mg/L の条件では水温による違いは小さかった。琵琶湖藻類培養実験では、0~14日目だけでなく 28~42日目にも増加し、27°Cや 30°Cよりも 18°C、21°C、24°Cで増加が大きかった。

図 3.2-3 は、フローサイトメトリー分析結果の一例である。藻類は、前方散乱強度 (FS) と赤色蛍光強度で区分することができ、図中 A の領域に観察された藻類はピコプランクトンを反映していると考えられる。そこで、検出されたすべての藻類の細胞数に加えて、領域 A の藻類細胞数も集計した。

藻類細胞数 (図 3.2-2b) の変化は、霞ヶ浦藻類培養実験では7日目までの増加が大きかった。藻類細胞数は水温が低いほど多くなる傾向を示し、同じ温度で比較すると Fe0.1mg/L の条件で多くなった。琵琶湖藻類培養実験では、Fe 濃度によって藻類細胞数の変化が異なった。Fe0.1mg/L と Fe0.2mg/L の条件では7日目や14日目に藻類細胞数が大きく増加し、

その後横ばいまたは若干減少する変化をしていた。藻類細胞数は Fe0.1、0.2mg/L の条件では 21°Cで多くなった。また、Fe0.2mg/L では 28~42 日目に 30°Cで藻類細胞数が大きく増加した。Fe0.4mg/L の 30°Cでは、28日目まで増加し続ける変化をしていた。

領域 A の藻類細胞数 (図 3.2-2c) は、霞ヶ浦藻類培養実験では、琵琶湖藻類培養実験と比較すると増加が少なかった。琵琶湖藻類培養実験の Fe0.1mg/L の条件では 24°Cで、Fe0.2mg/L の条件では 24°Cと 30°Cで7日目に多くなっていた。24°Cの条件で比較すると、7日目の領域 A の藻類細胞数は Fe0.1mg/L で最大となった。

霞ヶ浦培養実験では人工河川水の作成時に pH 調整を行わなかったため、0日目の pH は約9となった。琵琶湖培養実験では人工河川水の作成時に pH 調整を行い、0日目の pH は 6.6 となった。pH (図 3.2-2d) は、いずれの条件でも7日目に減少し、14日目以降に増加する変化を示した。水温による pH の違いは小さいものの、Fe0.1mg/L の条件では 18°Cや 21°Cよりも 30°Cで高くなっていた。

コントロール試料 (超純水に湖水を加えた試料) では、藻類は増加しなかったが、DOC 濃度では 42 日目には 0.5~1mgC/L に増加していた。そこで DOC の解析にあたっては、人工河川水試料の測定結果から同じ温度のコントロール試料の測定結果を差し引いている。DOC 濃度 (図 3.2-2e) の変化は、霞ヶ浦藻類培養実験では水温によって異なった。DOC 濃度は 18°Cでは7日目から 42日目まで経日的に増加したが、30°Cでは 28日目まであまり増加せず、28日目から 42日目に増加した。24°Cでは Fe0.2mg/L と Fe0.4mg/L の条件で 28日目から 42日にかけて DOC 濃度が増加した。18°Cに着目すると、DOC 濃度は Fe0.1mg/L の条件で最も大きく増加した。琵琶

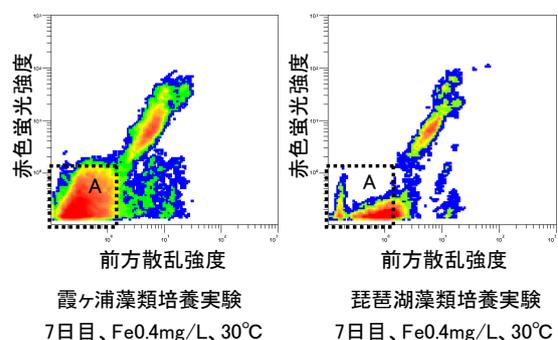
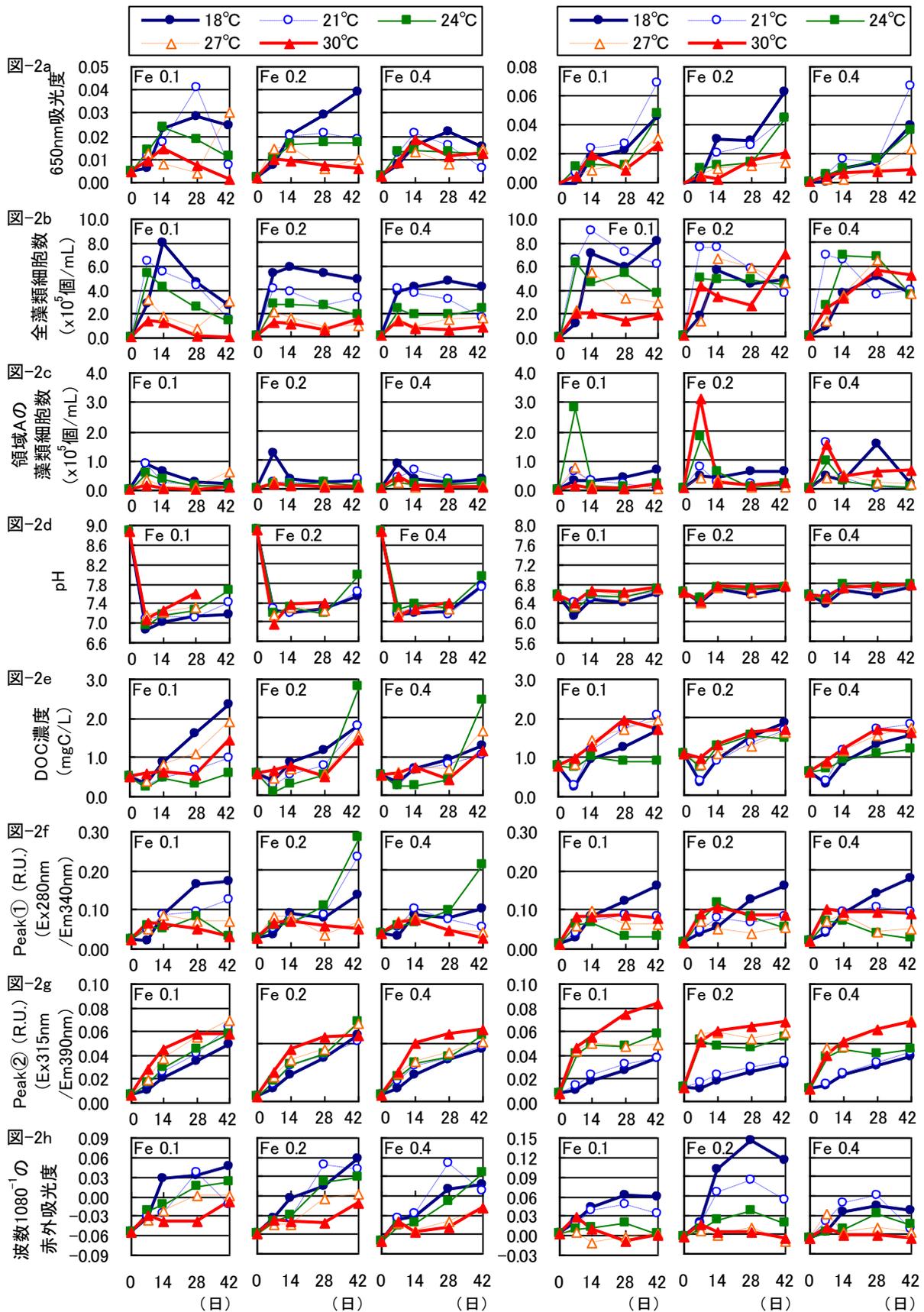


図 3.2-3 フローサイトメトリーによる藻類の分析結果の一例



霞ヶ浦藻類培養実験 琵琶湖藻類培養実験

図 3.2-2 650nm 吸光度、藻類細胞数、pH、DOC 濃度、EEMs 上の主要なピークの蛍光強度、  
1080<sup>-1</sup>cm の赤外吸光度の変化

湖藻類培養実験では、Fe0.1mg/L の 24℃の条件で横ばいとなり、他の条件では経日的に増加した。7 日目の DOC 濃度は、18℃や 21℃よりも 24℃、27℃、30℃の条件で高い値となったが、42 日目の DOC 濃度は水温によらず概ね等しかった。

図 3.2-4 は藻類培養液の EEMs の一例である。EEMs 上には 2つの主要なピークが確認された。Peak① (Ex280nm/Em340nm 付近) はタンパク質のピーク位置に近く、Peak② (Ex315nm/Em390nm 付近) は、海水中のフルボ酸のピーク位置に近い<sup>8)</sup>。Peak① (図 3.2-2f) と Peak② (図 3.2-2g) では蛍光強度の変化が異なった。Peak①は水温によって変化が異なり、18℃では経日的に増加したが、27℃や 30℃では 14 日目以降は横ばいもしくは減少した。霞ヶ浦藻類培養実験での 24℃の、Fe0.2mg/L と Fe0.4mg/L では、28 日目から 42 日目に Peak①が増加した。Peak②は、いずれの条件でも概ね経日的に増加し、水温が高いほど高くなる傾向がみられた。琵琶湖藻類培養実験では Peak②は 24℃、27℃、30℃で 7 日目までに大きく増加した。

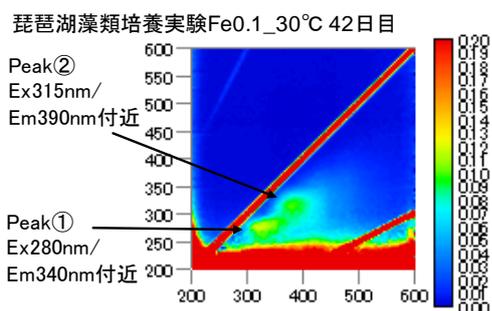


図 3.2-4 EEM スペクトルの一例

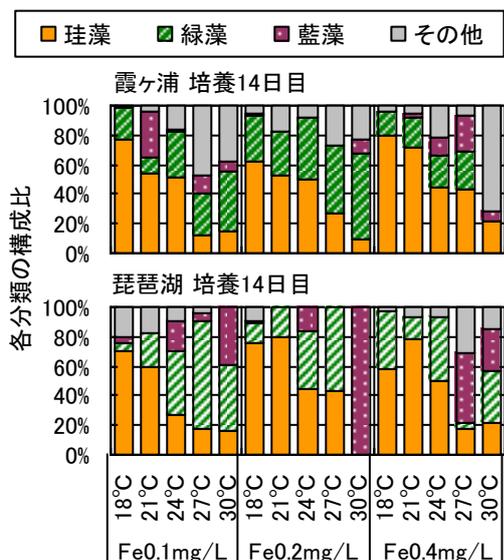


図 3.2-5 培養 14 日目の藻類の構成比

水温による藻類の種類の違いを調べるため、顕微鏡観察によって培養液中の藻類を珪藻、緑藻、藍藻、その他に分類し、それぞれの個体数 (群体を形成するものは群体数) を求めた。図 3.2-5 は、14 日目の藻類培養液中の藻類の構成比である。霞ヶ浦と琵琶湖のどちらの培養実験でも、18℃や 21℃では個体数の約 60%以上が珪藻であったが、27℃や 30℃では珪藻の割合は 10~40%となり、緑藻や藍藻の占める割合が高くなった。

図 3.2-6 はろ紙に捕捉された藻類の赤外スペクトルの一例である。霞ヶ浦と琵琶湖のどちらの藻類培養実験でも、赤外スペクトルは条件によらず類似していた。しかし、水温が低い条件では 1080cm<sup>-1</sup>付近に特徴的なピークがみられた。FT-IR のスペクトルデータベースでは、1080cm<sup>-1</sup>付近の吸収は SiO<sub>2</sub>に由来しており、本実験では珪藻殻に由来するものと推測される。図 3.2-2h は、1080cm<sup>-1</sup>の吸光度の変化である。霞ヶ浦藻類培養実験では 1080cm<sup>-1</sup>の吸光度は、

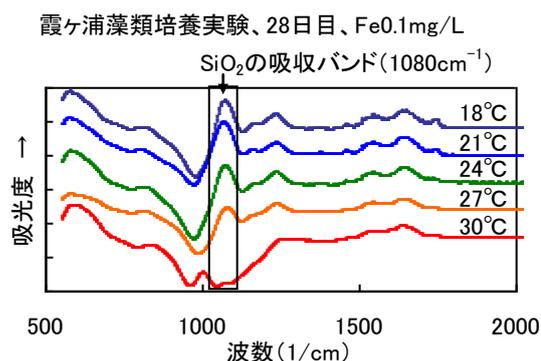


図 3.2-6 ろ紙に捕捉した藻類の赤外スペクトルの一例

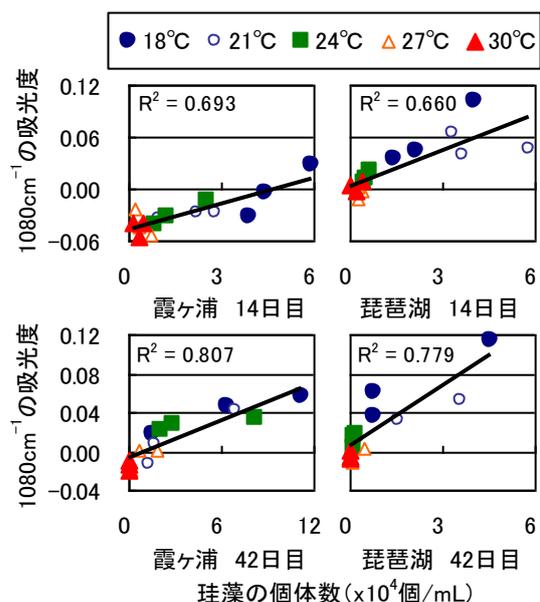


図 3.2-7 珪藻の個体数と 1080<sup>-1</sup>の吸光度の関係

18℃、21℃、24℃で増加が大きかった。琵琶湖藻類培養実験では 18℃と 21℃で増加が大きく、27℃と 30℃ではほとんど増加しなかった。図 3.2-7 は、培養 14 日目と 42 日目の珪藻の個体数と 1080cm<sup>-1</sup>の吸光度の関係である。霞ヶ浦と琵琶湖のどちらの培養実験でも、1080cm<sup>-1</sup>の吸光度は珪藻の個体数と正の相関を示した。赤外スペクトルからも、水温が高い条件では珪藻の増殖量が少なかったことが確かめられた。

### 3.2.3 水温・Fe 濃度と藻類・水質の関係

霞ヶ浦と琵琶湖のどちらの培養実験でも藻類細胞数の増加は概ね 14 日目までが大きかったことから、14 日目までを増殖期、14 日目から 42 日目までを定常期と位置づけて、水温や Fe 濃度と藻類増殖、pH、DOC 濃度との関係を解析した。

図 3.2-8 は、水温と 14 日目の pH、650nm 吸光度、DOC 濃度の関係である。pH は、霞ヶ浦藻類培養実験では、Fe0.1mg/L と Fe0.2mg/L の条件で、水温が高いほど高くなる傾向がみられた。Fe0.4mg/L の条件では 24℃で最大となった。24℃の条件で比較すると、Fe 濃度が高いほど高くなっていた。琵琶湖藻類培養実験では、Fe0.1mg/L の条件で、水温が高いほど高くなる傾向がみられた。同じ温度で比較すると、Fe0.2mg/L と Fe0.4mg/L よりも Fe0.1mg/L で低い値となった。

650nm 吸光度は、霞ヶ浦藻類培養実験では、水温による違いが小さかった。琵琶湖藻類培養実験では、Fe0.2mg/L で水温が高いほど低くなる傾向を示した。

DOC 濃度は、霞ヶ浦藻類培養実験の 24℃では、他の温度条件より低い値となった。琵琶湖藻類培養実験の Fe0.1mg/L と Fe0.2mg/L では、18℃や 21℃よりも 27℃や 30℃で高い値となった。どちらの藻類培養実験でも、Fe 濃度による DOC 濃度の違いはみられなかった。

図 3.2-9 は、水温と 28 日目の pH の関係および水温と 42 日目の 650nm 吸光度、DOC 濃度の関係である。pH は、霞ヶ浦藻類培養実験の 42 日目の試料が足りず測定できなかったため、28 日目と比較した。pH は、どちらの藻類培養実験でも概ね水温が高いほど高くなる傾向がみられた。琵琶湖藻類培養実験では、Fe0.2mg/L と Fe0.4mg/L よりも Fe0.1mg/L で低くなっていた。

650nm 吸光度は、霞ヶ浦藻類培養実験では水温による違いは小さかったが、琵琶湖藻類培養実験では、水温が高いほど低くなる傾向を示した。

DOC 濃度は、霞ヶ浦藻類培養実験の Fe0.2mg/L と Fe0.4mg/L では 24℃で高くなっていたが、Fe0.1mg/L では 24℃で低くなっていた。琵琶湖藻類培養実験では Fe 濃度による違いは小さく、24℃で低い値を示した。

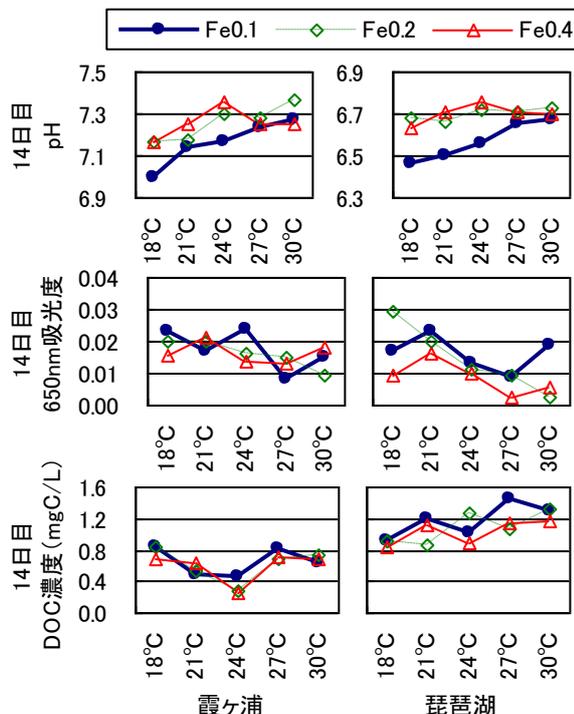


図 3.2-8 水温と、増殖期 (0~14 日目) の pH、650nm 吸光度、DOC 濃度の関係

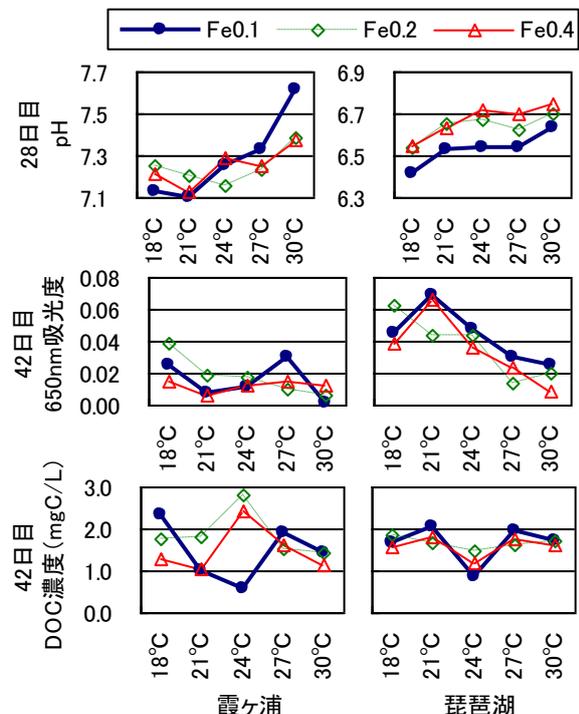


図 3.2-9 水温と、定常期 (14~28, 42 日目) の pH、650nm 吸光度、DOC 濃度の関係

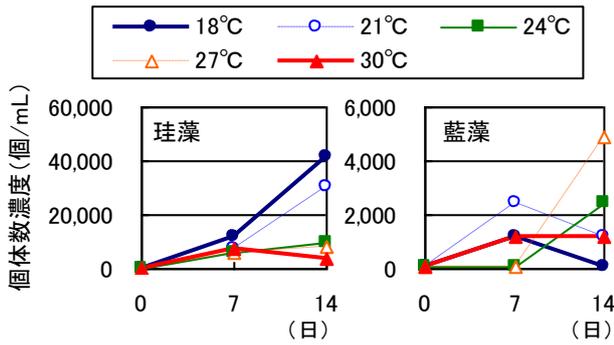


図 3.2-10 珪藻と藍藻の14日目までの  
個体数濃度の変化  
(霞ヶ浦藻類培養実験、Fe0.4mg/L)

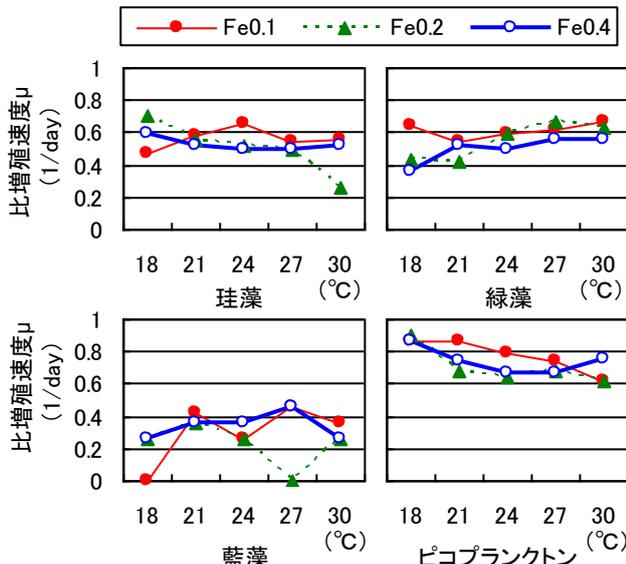


図 3.2-11 霞ヶ浦藻類培養実験の各実験条件に  
おける、各種藻類の比増殖速度

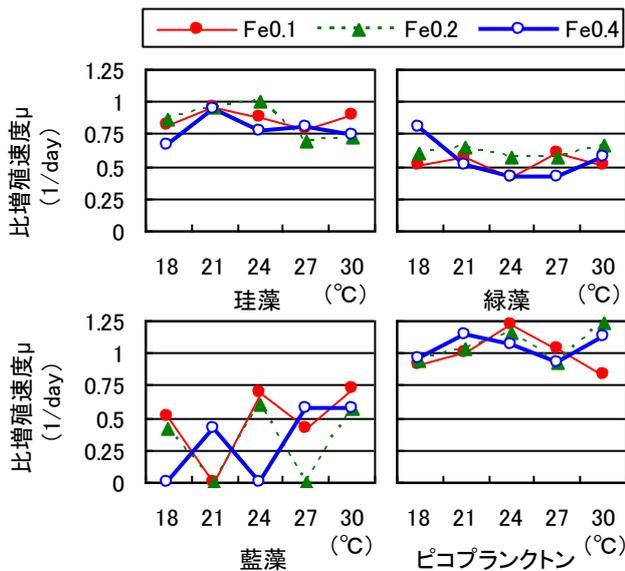


図 3.2-12 琵琶湖藻類培養実験の各実験条件に  
おける、各種藻類の比増殖速度

図 3.2-10 は、霞ヶ浦藻類培養実験の Fe0.4mg/L の条件における、0～14 日目の珪藻と藍藻の個体数の変化である。珪藻は、18℃と 21℃では 14 日目まで、24℃以上では 7 日目まで増加していた。藍藻は、温度によって増殖パターンが異なった。また、珪藻と藍藻で個体数濃度が異なっていた。そこで、培養条件の異なる藻類の増殖特性を比較するため、比増殖速度  $\mu$  を以下の一次反応式から求めた。

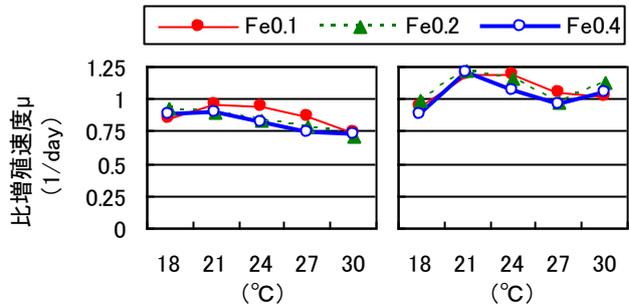
$$dX/dt = \mu \cdot X$$

X : 藻類濃度

$\mu$  : 比増殖速度 (1/day)

$\mu$  の計算にあたり、藻類の種類と培養条件によっては 0～7 日目増殖せず、7～14 日目増殖したケースがあったことから、0～7 日目と 7～14 日目のそれぞれについて  $\mu$  を求め、大きい方をその培養条件における値とした。図 3.2-11 は、霞ヶ浦藻類培養実験の、各種類、各培養条件における比増殖速度  $\mu$  の比較である。珪藻の  $\mu$  は、Fe0.1mg/L の条件では水温 24℃で最大となった。緑藻は、概ね水温が高い条件ほど  $\mu$  が高くなっていた。藍藻は、Fe0.4mg/L の 18～27℃の範囲では、水温とともに  $\mu$  が上昇した。Fe0.1mg/L と Fe0.2mg/L の条件では水温と  $\mu$  の関係は不明瞭であった。ピコプランクトンは、水温が高い条件ほど  $\mu$  が低くなる傾向がみられた。21～27℃の範囲では、他の Fe 濃度条件と比較して Fe0.1mg/L の条件で  $\mu$  が高かった。

図 3.2-12 は、琵琶湖藻類培養実験の、各種類、各培養条件における比増殖速度  $\mu$  の比較である。珪藻の  $\mu$  は、Fe0.1mg/L と Fe0.4mg/L の条件では水温 21℃で最大となった。Fe0.2mg/L の条件では 21℃と 24℃で高かった。緑藻は、Fe0.4mg/L の条件では 18℃と 30℃で  $\mu$  が高かった。Fe0.1mg/L と Fe0.2mg/L を同じ温度条件で比較すると、27℃を除いて Fe0.2mg/L



霞ヶ浦藻類培養実験 琵琶湖藻類培養実験  
図 3.2-13 全藻類細胞数の測定結果から求めた、  
各実験条件における比増殖速度

で高かった。藍藻は、増殖しなかった条件もあるが、全体の傾向をみると、水温が高い条件ほど $\mu$ が高くなっていった。ピコプランクトンは、Fe0.1mg/L では24°Cで、他のFe濃度条件では21°Cと30°Cで $\mu$ が高かった。

図 3.2-13 は、フローサイトメトリーによる全藻類細胞数の測定結果から求めた、各培養条件における比増殖速度 $\mu$ である。藻類の種類で分けていないことから、霞ヶ浦と琵琶湖のそれぞれの藻類群集全体の増殖挙動を表現する際に、この $\mu$ を使用できると考えられる。

藻類増殖と水質の関係を検討するため、増殖期を0、7、14日目、定常期を14、28、42日目とし、増殖期と定常期の平均藻類細胞数を求めた。図 3.2-14

は、増殖期と定常期の水温と藻類細胞数の関係である。増殖期の平均藻類細胞数は、霞ヶ浦藻類培養実験では、水温が高いほど低下する傾向がみられた。同じ水温では、Fe0.1mg/L の条件で最大となった。琵琶湖藻類培養実験では 21°Cから 30°Cにかけて低下する傾向がみられた。定常期の平均藻類細胞数は、霞ヶ浦藻類培養実験では水温が高いほど低下した。琵琶湖藻類実験でも Fe0.1mg/L の条件では水温が高いほど低下する傾向がみられた。

図 3.2-15 は、増殖期の平均藻類細胞数と 14 日目の DOC 濃度の関係を散布図で示したものである。全体で見ると藻類細胞数と DOC 濃度の間には正の相関がみられる。霞ヶ浦藻類培養実験では概ね 18°C、21°C、24°Cのグループと 27°C、30°Cのグループに分

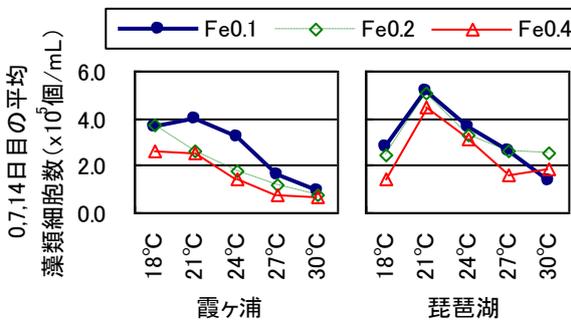


図 3.2-14 増殖期と定常期における、水温と藻類細胞数の関係

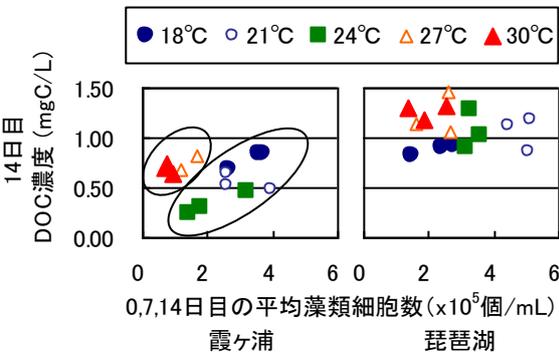


図 3.2-15 増殖期の藻類細胞数と DOC 濃度の関係

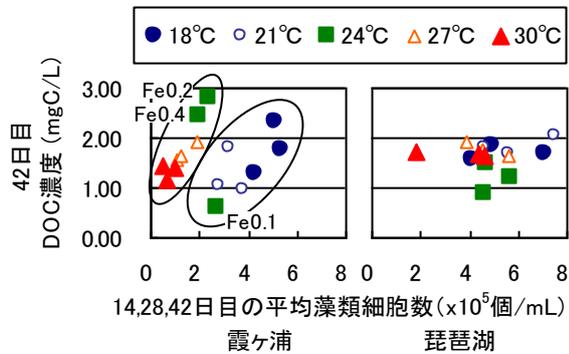


図 3.2-16 定常期の藻類細胞数と DOC 濃度の関係

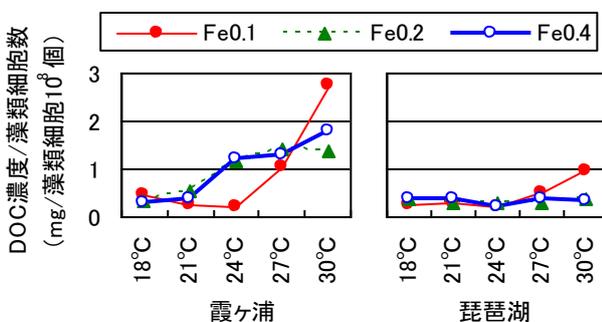


図 3.2-17 定常期における DOC/藻類現存量 (14、28、42 日目の藻類細胞数の平均値で 42 日目の DOC を割った値)

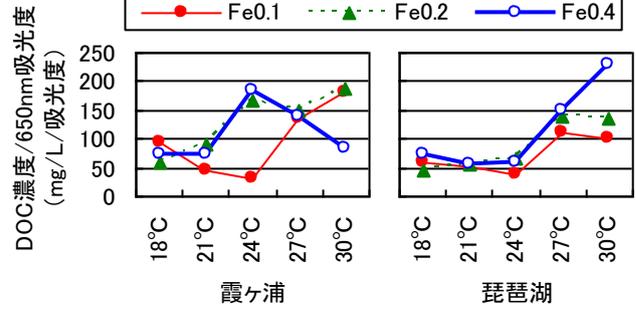


図 3.2-18 定常期における DOC/藻類現存量 (14、28、42 日目の 650nm 吸光度の平均値で 42 日目の DOC を割った値)

かれていた。琵琶湖藻類培養実験でも、27℃と30℃は近い位置にプロットされていた。また、27℃や30℃では、藻類細胞数が少ないにもかかわらず14日目のDOC濃度は他の温度条件と同じくらいの値であった。従って、27℃や30℃では18℃や21℃と比較すると単位藻類当たりのDOC濃度の増加が大きいと推察される。27℃や30℃では珪藻があまり増殖せず、緑藻や藍藻が主であったことから、水温によって増殖する藻類の種類が変わると、藻類細胞数とDOCの増加量の関係も変化すると考えられる。

図3.2-16は定常期の平均藻類細胞数と42日目のDOC濃度の関係を散布図で示したものである。霞ヶ浦藻類培養実験では、概ね2つのグループに分かれた。24℃ではFe濃度によってプロット位置が異なり、Fe0.1mg/Lは18℃と21℃のグループに入っていた。琵琶湖藻類培養実験では特徴的な関係はみられなかった。

図3.2-17は、42日目のDOC濃度を、定常期の平均藻類細胞数で割った値である。また、図3.2-18は同様に、定常期の650nm吸光度の平均値で割った値である。これらの値は、藻類の分解時に放出されるDOCの量の目安となると考えられる。平均藻類細胞数で割ったDOC濃度は、霞ヶ浦藻類培養実験では、水温が高い条件ほど高くなったが、琵琶湖藻類培養実験では、Fe0.1mg/Lの30℃の条件を除いてほぼ一定であった。650nm吸光度で割ったDOC濃度で見ると、霞ヶ浦藻類培養実験のFe0.4mg/Lの条件では、他のFe濃度条件と異なり、水温24℃で最大となった。琵琶湖藻類培養実験では、18~24℃と比較して27、30℃で高い値となった。

#### 3.2.4 まとめ

地球温暖化に伴う湖水水温の上昇による藻類の増殖特性の変化と、それが湖水水質に及ぼす間接的な影響を評価するため、霞ヶ浦と琵琶湖の藻類を対象に藻類培養実験を行い、水温およびFe濃度の変化が藻類と水質に及ぼす影響を調査した。本実験で得られた主要な知見を以下に示す。

(1) 霞ヶ浦と琵琶湖のどちらの藻類培養実験でも、藻類細胞数は、概ね水温が高いほど少なくなる傾向がみられた。

(2) 顕微鏡観察や赤外スペクトルから、27℃や30℃では18℃や21℃と比較して珪藻が少なく、緑藻や藍藻の割合が高かった。

(3) 琵琶湖藻類培養実験ではFe0.1mg/Lの24℃や

Fe0.2mg/Lの24℃および30℃の条件で7日目にピコプランクトンと考えられる藻類が増殖した。

(4) pHは、水温による違いは小さいものの、概ね水温が高いほど高くなる傾向がみられた。

(5) 藻類細胞数とDOC濃度の関係は、霞ヶ浦藻類培養実験では正の相関がみられた。27℃と30℃では他の温度と比較すると単位藻類当たりのDOC濃度の増加が大きかった。

(6) 藻類培養液のEEMs上にはタンパク質様物質と考えられるPeak①(Ex280nm/Em340nm)と、フルボ酸様物質と考えられるPeak②(Ex315nm/Em390nm)がみられた。Peak②のピーク強度は経日的に増加し、水温が高いほど強くなる傾向がみられた。

(7) Fe濃度が低いほど藻類細胞数が多くなる傾向がみられたが、水質への影響は明確には確認されなかった。

(8) 珪藻、緑藻、藍藻、ピコプランクトンのそれぞれについて、水温とFe濃度の条件ごとに、比増殖速度を算出した。比増殖速度は、霞ヶ浦藻類培養実験では緑藻、琵琶湖藻類培養実験では藍藻で、水温が高いほど高くなる傾向がみられた。

以上の結果から、湖水水温が上昇すると、藻類細胞数は減少するが緑藻や藍藻の割合が増加し、それに伴って湖水のpHが上昇すること、また、DOC濃度は顕著には変わらないが有機物の性状が変化することが示唆された。

### 3.3 水温と底泥からの栄養塩等の溶出の関係

琵琶湖の水深別の水質の、隣接年比較法による解析から、水温の上昇は、琵琶湖底層のDOを低下させ、底泥から溶出する栄養塩の量を増大させる可能性があることがわかった。霞ヶ浦北浦においても、湖底のDOが気温の高い夏季に低下することが報告されている<sup>9)</sup>。そこで、水温が底泥からの栄養塩の溶出挙動に及ぼす影響を調査した。

#### 3.3.1 実験方法

霞ヶ浦湖心から、湖底0~10cmの深さで採取された底泥を用いて溶出実験を行った。表3.3-1は、実験条件である。温度は10、20、30℃の3条件とし、それぞれの温度で嫌気と好気の設定した。250mlねじロビンを分析回数分用意し、底泥を約50gずつ入れた。嫌気条件では、あらかじめN<sub>2</sub>ガスをばっ気してDO濃度を低下させた蒸留水を注ぎ、満水にして密封した。好気条件では、蒸留水で満水にし

表 3.3-1 底泥溶出実験の実験条件

温度条件	嫌気/好気	水質分析	AGP試験
30℃	嫌気	0.5,10,20日目	10,20日目
	好気	0.5,10,20日目	10,20日目
20℃	嫌気	0.5,10,20日目	10,20日目
	好気	0.5,10,20日目	10,20日目
10℃	嫌気	0.5,10,20日目	10,20日目
	好気	0.5,10,20日目	10,20日目

た後、分析日までエアープンプによるばっ気を続け、飽和 DO 濃度に保った。好気条件では蒸発が進んだため、2~3 日ごとに超純水を加えて満水にした。

0、5、10、20 日目にビンを取り出し、水質分析を行った。DO、pH を測定後、GF/B ろ紙でろ過して NH<sub>4</sub>-N、NO<sub>2</sub>-N、NO<sub>3</sub>-N、PO<sub>4</sub>-P、DOC を測定し、孔径 0.45 μm のメンブレンフィルターでろ過して溶存態金属を測定した。金属測定項目は、Fe、Al、Mn、Zn、Cu、B、Mo、Ni、Co、Se である。

底泥からの溶出成分の違いが藻類の増殖に及ぼす影響を検討するため、10 日目と 20 日目の溶出液を用いて AGP 試験を行った。培養容器は 300mL 容三角フラスコとし、溶出液 100mL を孔径 0.45 μm のメンブレンフィルターでろ過して注いだ。供試藻類はセレナストルムを用いた。下水試験方法に準じて、あらかじめ AAP 培地で増殖させ、対数増殖期の藻類培養液をとり、15mg/L の NaHCO<sub>3</sub> で藻体を洗浄し、初期細胞密度が約 1000 個/mL となるように植種を行い、シリコセンで蓋をした。培養温度は 24℃とし、照明は蛍光灯を用い、側面から明暗 12h/12h、約 5000lux で照射した。回転振とう器を用いて 90rpm で攪拌した。2~3 日に 1 回、650nm 吸光度をマイクロプレートリーダーで測定し、増殖状況をモニタリングした。最大増殖に達したことを確認後、藻類細胞密度と SS を測定した。

### 3.3.2 実験結果

図 3.3-1 は、底泥溶出実験の DO 濃度と pH の変化である。DO 濃度は、嫌気条件では、5 日目には 0.7mg/L 以下となり、10 日目以降は 0.2~0.4mg/L の範囲であった。好気条件では、温度による飽和 DO 濃度の違いを反映し、10℃の条件で DO 濃度が高かった。

pH は、嫌気条件では、5 日目以降は 6~6.5 の範囲であり、温度による違いは小さかった。好気条件では、5.5~7 の範囲で変動したが、温度による違いは小さかった。

図 3.3-2 は、底泥溶出実験の NH<sub>4</sub>-N、NO<sub>2</sub>-N、NO<sub>3</sub>-N、

PO<sub>4</sub>-P、DOC の濃度の変化である。

NH<sub>4</sub>-N 濃度は、嫌気条件の 30℃でもっとも増加が大きかった。20℃では 10 日目から 20 日目にかけて減少した。好気条件ではほとんど増加しなかった。

NO<sub>2</sub>-N 濃度は、嫌気条件の 0~5 日目に増加したが、20 日目までには低下した。また、10℃や 20℃と比較して 30℃で増加が大きかった。好気条件ではほとんど増加しなかった。

NO<sub>3</sub>-N 濃度は、嫌気条件の 20℃の条件で、10~20 日目にかけて増加した。他の温度では増加しなかった。好気条件では、30℃で大きく増加した。

PO<sub>4</sub>-P 濃度は、嫌気条件では、30℃で大きく増加した。嫌気条件の 10℃と 20℃や好気条件ではほとんど増加しなかった。

DOC 濃度は、嫌気条件では、30℃でもっとも増加が大きかった。好気条件では 5 日目以降は概ね横ばいであった。

図 3.3-3 は、溶存態金属濃度の変化である。Fe 濃度は、PO<sub>4</sub>-P 濃度と同様、嫌気条件の 30℃で増加し、他の条件ではほとんど増加しなかった。

Mn 濃度は、好気条件よりも嫌気条件で増加が大きかった。嫌気条件で温度による違いをみると、10 日目までは、温度が高いほど高くなっていったが、20 日目には 30℃と 20℃で横ばいとなった。

Zn 濃度は、嫌気条件では 20℃と 10℃で 10 日目まで増加した。30℃では増加しなかった。好気条件では 30℃で 10 日目から 20 日目にかけて増加した。

Al 濃度と Cu 濃度は嫌気条件と好気条件のどちらもあまり増加しなかった。

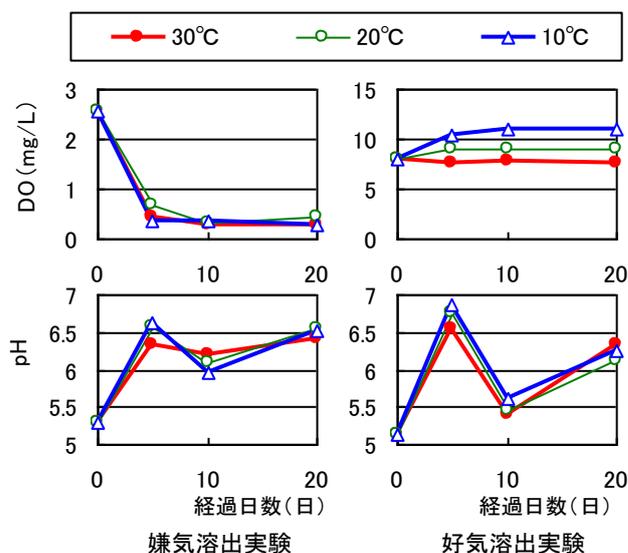


図 3.3-1 底泥溶出実験の DO と pH の変化

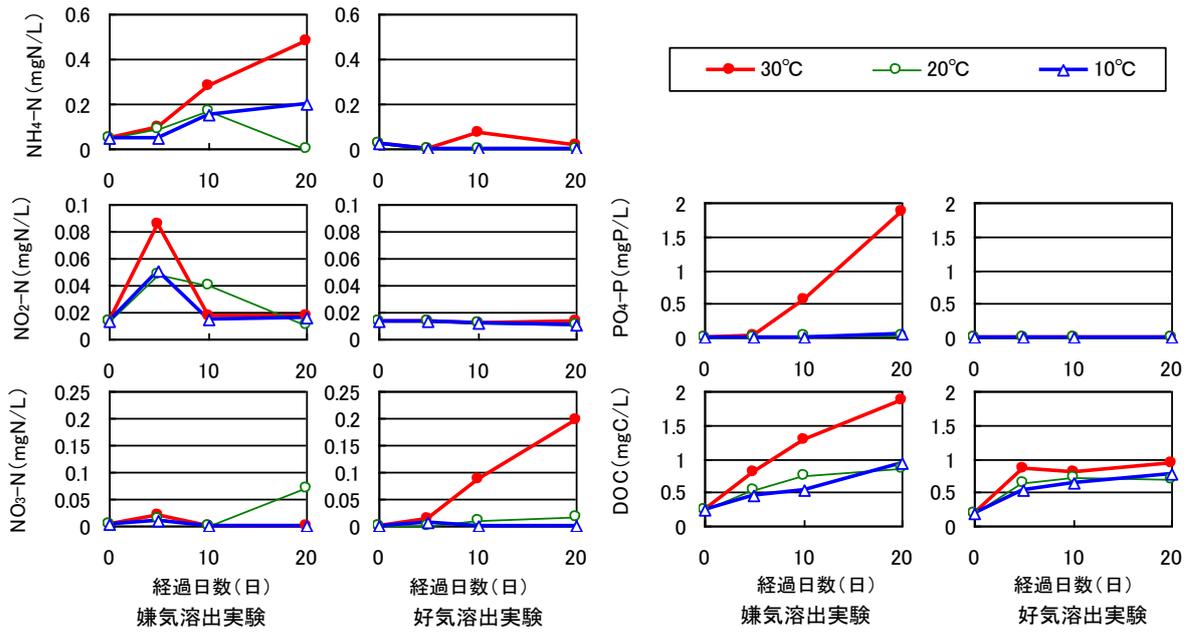


図 3.3-2 底泥溶出実験の  $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、DOC 濃度の変化

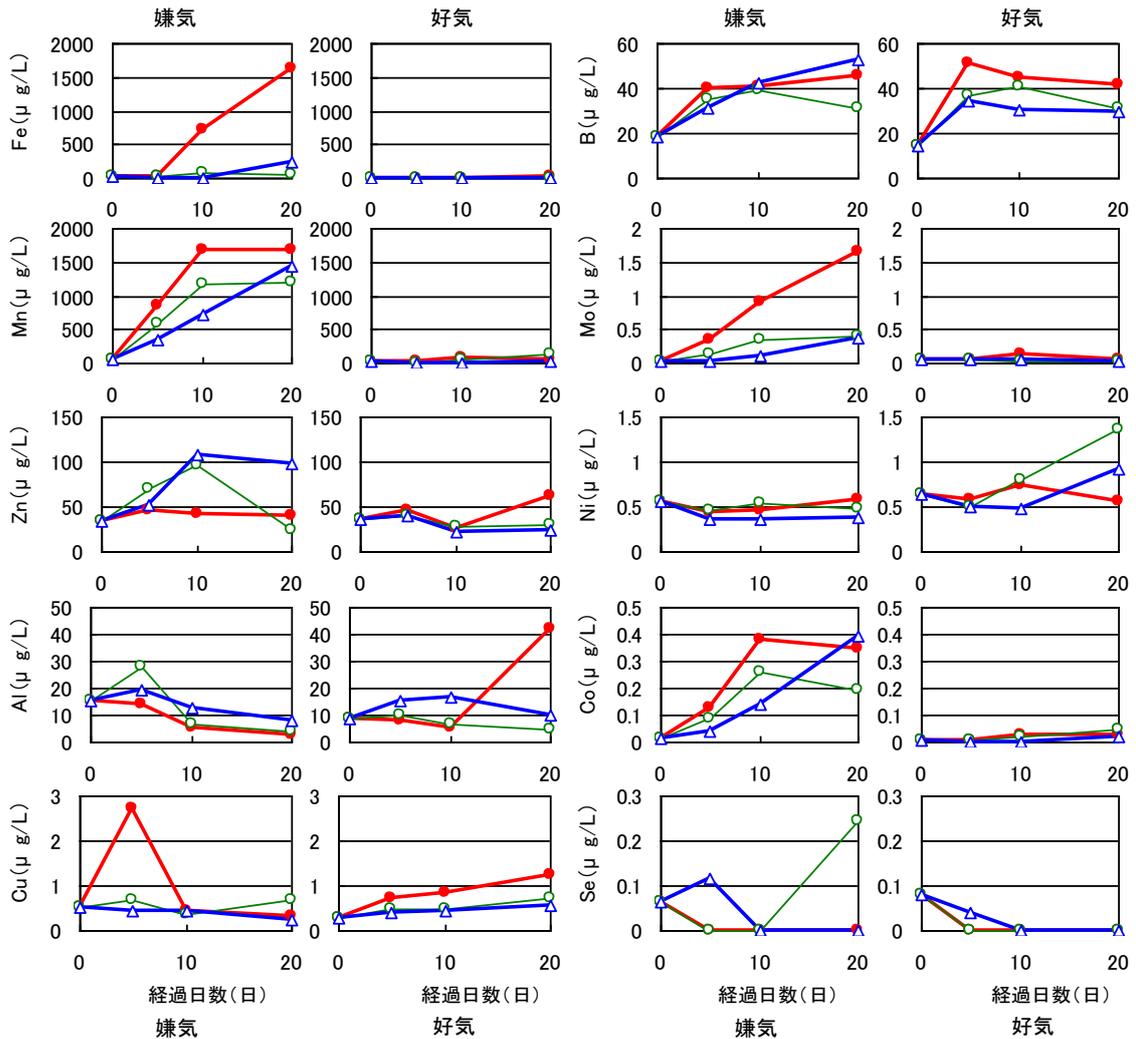


図 3.3-3 底泥溶出実験の溶存態金属濃度の変化

B 濃度は嫌気条件では 10℃で 20 日目まで増加した。他の条件では 5 日目以降は横ばいであった。

Mo 濃度は、嫌気条件の 30℃で増加が大きかった。

Ni 濃度は、好気条件の 20℃で増加が大きかった。

Co 濃度は、Mn 濃度と同様嫌気条件で増加が大きく、20℃と 30℃では 10 日目から 20 日目にかけて横ばいとなった。

Se はほとんどの試料で検出できず、変化は不明であった。

### 3.3.3 水温と底泥からの溶出速度の関係

底泥からの栄養塩や金属の溶出特性と水温の関係を調べるため、各水質項目の底泥からの単位面積あたりの溶出速度を求めた。0～5 日目は DO が安定していないため、5～10 日目と 10～20 日目のデータで解析を行った。1 日あたりの各水質成分の濃度の変化率を算出し、ねじ口瓶内の蒸留水の量を掛け、ねじ口瓶の断面積で割って、単位面積・1 日あたりの溶出速度を求めた。

図 3.3-4 は、NH<sub>4</sub>-N、NO<sub>2</sub>-N、NO<sub>3</sub>-N、PO<sub>4</sub>-P、DOC の溶出速度である。濃度が減少して溶出速度が負になった条件は除外してある。

嫌気溶出実験の溶出速度は、NH<sub>4</sub>-N は水温が高いほど高くなる傾向がみられ、30℃の条件の 5-10 日目で 2.5mgN/m<sup>2</sup>・day であった。

NO<sub>2</sub>-N はほぼ 0 であり、NO<sub>3</sub>-N は 20℃の条件でのみ溶出した。

PO<sub>4</sub>-P は、30℃の条件で 8.1～9.0mgP/m<sup>2</sup>・day と高い値を示した。10℃と 20℃の条件では約 0.3mgP/m<sup>2</sup>・day と低かった。

DOC は、10℃と 20℃の条件では 0.7～2.9mgC/m<sup>2</sup>・day、30℃の条件では 4.0～6.6mgC/m<sup>2</sup>・day であった。

好気溶出実験の溶出速度は、NH<sub>4</sub>-N と NO<sub>3</sub>-N はいずれも 30℃の条件で高くなった。NO<sub>2</sub>-N は嫌気溶出実験と同様ほぼ 0 であった。

PO<sub>4</sub>-P は、最大で 0.04mgP/m<sup>2</sup>・day であり、嫌気溶出実験と比較して低かった。

DOC は、0.84～1.4mgC/m<sup>2</sup>・day の範囲であり、温度が高いほど低くなる傾向がみられた。温度が高い条件では溶出した有機物が分解し、見掛けの溶出速度が下がったと考えられる。

図 3.3-5 は、Fe と Mn の溶出速度である。Fe の溶出速度は、嫌気溶出実験の 30℃の条件で高く、6.2～9.2mg/m<sup>2</sup>・day であった。好気溶出実験では嫌気溶出実験と比較すると低い値であった。

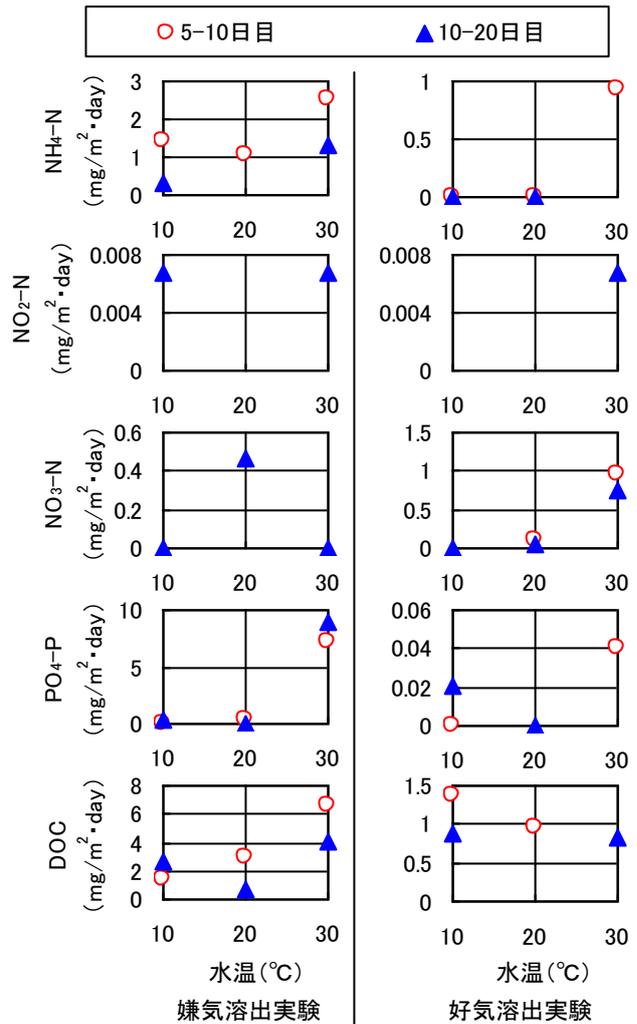


図 3.3-4 嫌気と好気の場合における、底泥からの NH<sub>4</sub>-N、NO<sub>2</sub>-N、NO<sub>3</sub>-N、PO<sub>4</sub>-P、DOC の溶出速度

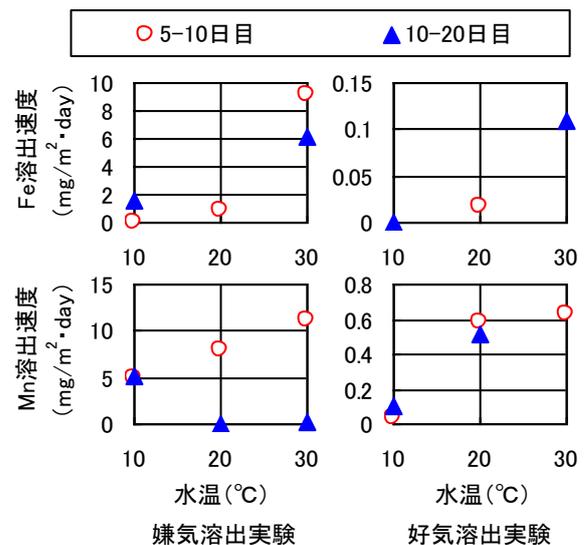


図 3.3-5 嫌気と好気の場合における、底泥からの Fe と Mn の溶出速度

Mn の溶出速度は、嫌気条件では、5-10 日目で見ると水温に対して直線的に上昇し、30℃では  $11.0\text{mg/m}^2\cdot\text{day}$  となった。しかし、10-20 日目で見ると、20℃と 30℃でほぼ 0 になっていた。好気条件では 5-10 日目と 10-20 日目のいずれも低かった。

以上から、水温が高く、湖底が嫌気的な環境になると、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、DOC、溶存態 Fe および Mn の溶出が増大すると考えられる。

### 3.3.4 水温と底泥溶出液の藻類増殖特性の関係

図 3.3-6 は、10 日目と 20 日目の底泥溶出液を用いた AGP 試験における、650nm 吸光度による藻類増殖のモニタリング結果である。10 日目と 20 日目のどちらの試験でも、吸光度は、嫌気条件の 30℃で培養後 10 日目までに顕著に増加した。

図 3.3-7 は、藻類培養終了時の各試料の細胞数密度と藻体濃度 (SS の濃度) である。細胞数密度と藻

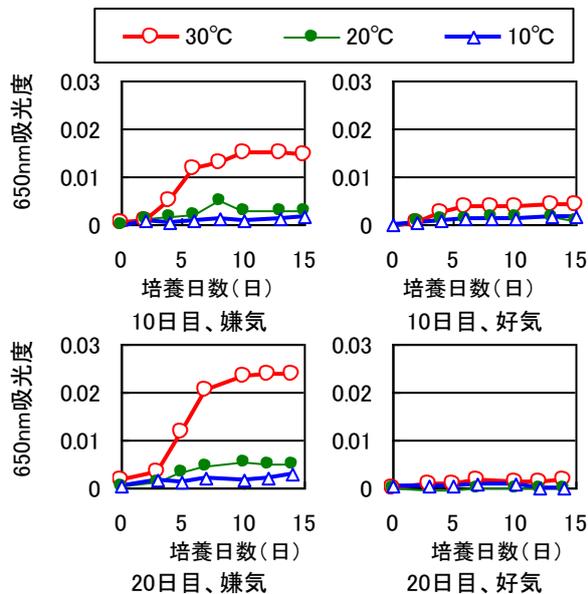


図 3.3-6 650nm 吸光度による藻類の増殖状況

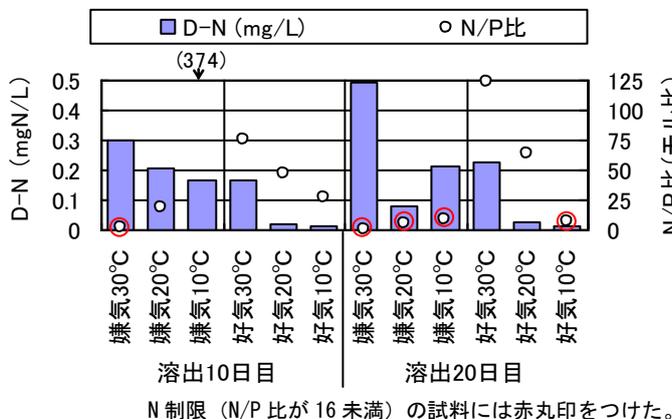


図 3.3-8 底泥溶出液の D-N 濃度 ( $\text{NH}_4\text{-N}+\text{NO}_2\text{-N}+\text{NO}_3\text{-N}$ ) と N/P 比

体濃度のいずれも、嫌気条件の 30℃で最大となった。嫌気条件と好気条件のどちらも、温度が高いほど藻類の増殖が大きくなっていった。藻体濃度を、20 日目の嫌気条件について比較すると、30℃は、20℃の 4.1 倍であった。増殖が大きかった嫌気条件の 30℃についてみると、藻体濃度は 10 日目よりも 20 日目で大きかった。

図 3.3-8 は、AGP 試験に供した 10 日目と 20 日目の溶出液の、D-N 濃度 ( $\text{NH}_4\text{-N}+\text{NO}_2\text{-N}+\text{NO}_3\text{-N}$ ) および N と P の物質量の比である。D-N 濃度は好気条件の 20℃と 10℃では他の試料と比較して低い。藻類の細胞の元素構成比はレッドフィールド比と呼ばれ、 $\text{C}:\text{N}:\text{P}=106:16:1$  とされている。10 日目の嫌気条件の 30℃と、20 日目の嫌気条件では N/P が 16 を下回っている。これらの試料の増殖の制限因子は、リンではなかったと考えられる。図 3.3-9 は、溶出

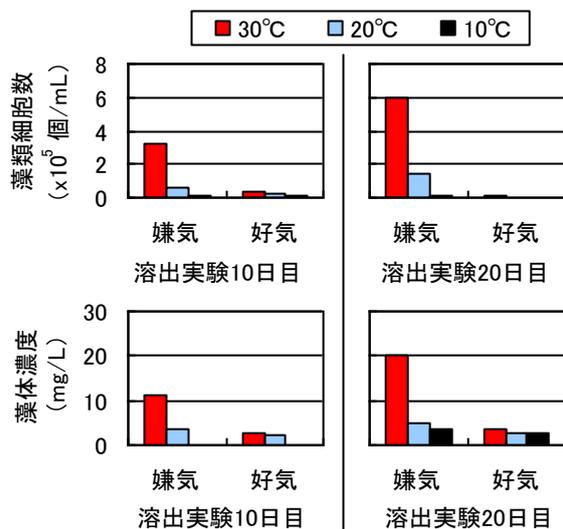


図 3.3-7 AGP 試験終了時の藻類細胞数と SS 濃度

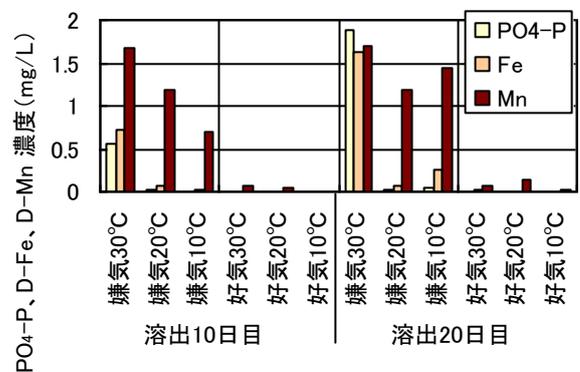


図 3.3-9 底泥溶出液の  $\text{PO}_4\text{-P}$  および溶存態 Fe、Mn 濃度

液の  $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{D-Fe}$ 、 $\text{D-Mn}$  の濃度である。嫌気条件の  $30^\circ\text{C}$  では、他の条件と比較して  $\text{PO}_4\text{-P}$  と  $\text{Fe}$  の溶出が大きかった。

### 3.3.5 まとめ

霞ヶ浦の底泥を用いて異なる温度、嫌気・好気条件で溶出実験を行った。各水質成分の溶出速度を算出するとともに、溶出液の藻類増殖能を AGP 試験で測定した。得られた知見を以下に示す。

- (1) 嫌気溶出実験では  $\text{NH}_4\text{-N}$  の溶出速度は、水温が高いほど高くなる傾向がみられた。
- (2) 好気溶出実験では、 $\text{NH}_4\text{-N}$  と  $\text{NO}_3\text{-N}$  の溶出速度はいずれも  $30^\circ\text{C}$  で高くなった。
- (3)  $\text{PO}_4\text{-P}$  の溶出速度は、嫌気条件の  $30^\circ\text{C}$  で高く、好気条件では低かった。
- (4)  $\text{DOC}$  の溶出速度は、嫌気条件では温度が高いほど高く、好気条件では温度が高いほど低くなった。
- (5)  $\text{Fe}$  と  $\text{Mn}$  はいずれも嫌気条件で温度が高いほど溶出速度が高くなった。
- (6) AGP 試験の結果、嫌気の  $30^\circ\text{C}$  の条件で藻類が大きく増殖した。培養終了時の藻体濃度は、 $30^\circ\text{C}$  では  $20^\circ\text{C}$  の 4.1 倍となった。

## 3.4 雨天時河川水の藻類増殖特性

近年の日本における、降雨強度の増加傾向を踏まえ、雨天時の河川水の水質とその藻類増殖特性を観測した。そして、降雨強度の増加が湖水中の藻類増殖に及ぼす影響を考察した。

### 3.4.1 調査・実験方法

調査河川は、印旛沼流入河川である高崎川であった。図 3.4-1 は、高崎川の集水域と採水地点である。採水地点は、河川上流側であり、集水域内では畑が多い。図 3.4-2 は、採水日の時間雨量と河川流量の変化である。先行晴天日数は 4 日、累積降雨量は  $38.5\text{mm}$  であった。降雨のピークは 20 時頃、流量の



図 3.4-1 高崎川の集水域と雨天時調査の採水地点

ピークは 21 時頃であった。河川水は降雨開始時を含め 8 回採水した。

河川水水質の分析項目は、 $\text{SS}$ 、 $\text{VSS}$ 、 $\text{T-N}$ 、 $\text{T-P}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{DOC}$ 、 $\text{Na}^+$ 、 $\text{K}^+$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Cl}^-$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$  および金属である。金属分析項目は、粒子態と溶存態の  $\text{Fe}$ 、 $\text{Al}$ 、 $\text{Mn}$ 、 $\text{Zn}$ 、 $\text{Cu}$ 、 $\text{B}$ 、 $\text{Mo}$ 、 $\text{Ni}$ 、 $\text{Co}$ 、 $\text{Se}$  である。

AGP 試験は、孔径  $0.45\ \mu\text{m}$  のメンブレンフィルターでろ過した河川水を三角フラスコに  $100\text{mL}$  とり、3.3.1 と同様にセレナストルムを植種して培養した。

### 3.4.2 結果

図 3.4-3 は、各試料の  $650\text{nm}$  吸光度の変化である。⑥、⑦回目に採水した試料で増殖が大きかった。

図 3.4-4 は、培養終了時の藻体濃度の時系列変化である。藻体濃度は、降雨前から降雨のピークである 20 時頃にかけて減少し、その後増加して 24 時頃に最大となり、翌朝には降雨前と同程度まで低下した。藻体濃度のピークは流量のピーク (21 時頃) とは重ならず、より後ろにずれた。

図 3.4-5 は、 $\text{T-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{T-P}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{K}^+$  濃度と  $\text{K}^+/\text{Na}^+$  および  $\text{D-Fe}$ 、 $\text{D-Mn}$  濃度の変化である。 $\text{T-N}$  濃度と  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度は、藻体濃度が増加する 20~24 時にかけて低下していた。 $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度は、最も低い時でも  $1.3\text{mgN/L}$  であり、藻類増殖の制限要因ではなかったと考えられる。

$\text{T-P}$  濃度のピークは 21 時頃であった。 $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度は、 $0.03\sim 0.1$  の範囲で変動し、翌朝に低下した。20 時までの試料では藻類があまり増殖しなかったが、この時間は  $\text{PO}_4\text{-P}$  が十分存在していたと考えられる。翌朝の試料で藻類が増殖しなかったのは、 $\text{PO}_4\text{-P}$  が制限要因となっていた可能性がある。

$\text{K}^+$  濃度は 21 時頃に低下していた。 $\text{K}^+/\text{Na}^+$  は畜産排水の指標であり、22 時頃に高くなっていた。

$\text{D-Fe}$  濃度は開始時から 24 時まで概ね横ばいであり、その後上昇した。 $\text{D-Mn}$  濃度は 22 時までは低く、その後増加し、翌朝に最大となった。降雨前から 20 時までは、 $\text{Mn}$  が制限要因となっていた可能性がある。

図 3.4-6 は、各試料の藻体濃度に流量を掛け、藻類増殖量を負荷量ベースで表したものである。21 時頃に流量が増大したため、藻類増殖量も 21 時頃に最大となっている。図 3.4-6 から、台形公式で藻類増殖量と時間を掛け合わせて合計したところ、調査時間内に流出した栄養塩によって増殖可能な藻類の量

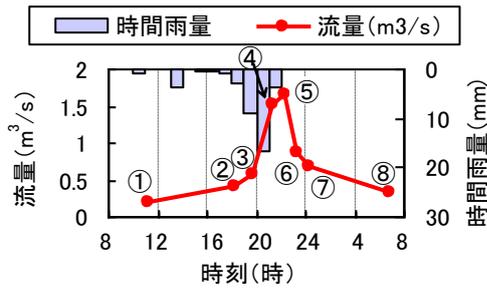


図 3.4-2 雨天時調査時の降水量と河川流量の変化

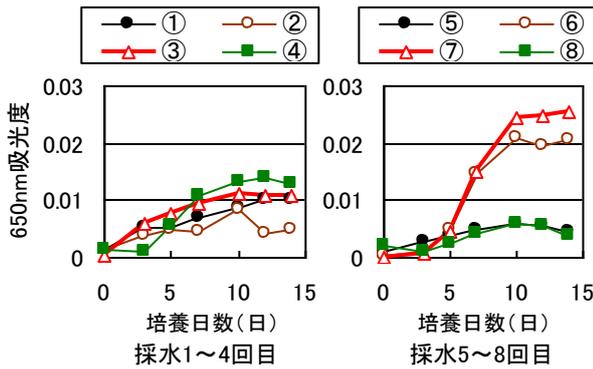


図 3.4-3 650nm 吸光度による藻類の増殖状況

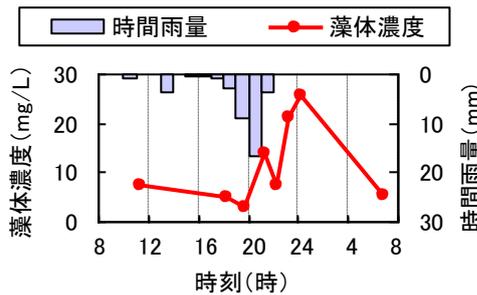


図 3.4-4 培養終了時の藻体濃度の時系列変化

は、512kgであった。

図 3.4-7 は、流量と藻類増殖量の関係である。流量  $Q$  と負荷量  $L$  の関係は、 $L=aQ^b$  で表されることから、流量と藻類増殖量についても同様に係数  $a$ 、 $b$  を求めた。直線性はよいとはいえないが、雨天時の河川水が持つ藻類増殖能の変化を示す式として使用できるものと考えられる。

### 3.4.3 まとめ

地球温暖化による降雨パターンの変化を踏まえ、印旛沼流入河川の高崎川を対象に、雨天時の河川水の水質と藻類増殖能の変化を調査した。得られた知見を以下に示す。

(1) 培養終了時の藻体濃度を時系列でみると、藻体濃度のピークは、降水量のピークより後ろに出現した。

(2) 高崎川では、降雨前には  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度と  $\text{PO}_4\text{-P}$

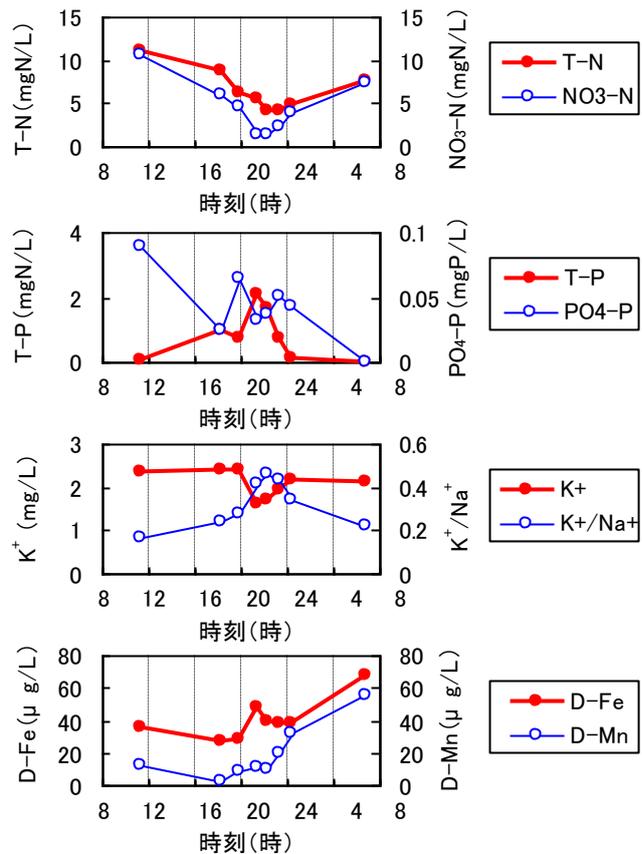


図 3.4-5 雨天時河川水の T-N、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、T-P、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{K}^+$ 、 $\text{K}^+/\text{Na}^+$ 、D-Fe、D-Mn の時系列変化

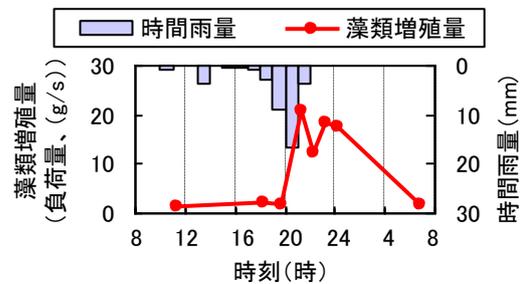


図 3.4-6 負荷量ベースで表した藻類増殖量の変化

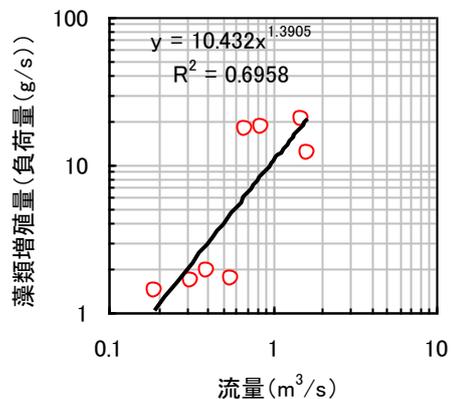


図 3.4-7 流量と藻類増殖量の関係

濃度の両方が高かったにもかかわらず藻類があまり増殖しなかったが、これは D-Mn 濃度が低かったためと推測された。

(3) 流量と藻体濃度を掛けて藻類増殖量を求め、雨天時の河川水が持つ藻類増殖能の変化を L-Q 式で表現した。

#### 参考文献

- 1) 縄田孝彦、土屋十圀、保坂香(2006)、異なる森林土壌における CO<sub>2</sub> ガス濃度の時間的・空間的変動特性、水工学論文集、50、469-474.
- 2) 伊藤優子、加藤正樹(2003)、関東地方の都市近郊平地林における降水中の成分濃度と負荷量－森林総合研究所構内における降水の観測結果－、森林総合研究所研究報告、2(3)、149-155.
- 3) 小野寺真一、加藤正樹(1997)、森林土壌中の溶質移動に及ぼす冷夏および猛暑の影響、陸水学雑誌、58、45-59.
- 4) 津野洋、宗宮功、西村文武、小島岳晴(1997)、酸性雨による土壌溶出水の水質特性とその藻類増殖に及ぼす影響に関する研究、水環境学会誌、20(4)、246-253.
- 5) 土壌養分測定法委員会(2002)「土壌養分分析法」、株式会社養賢堂、333-351.
- 6) 河川環境管理財団(2007)、河川整備基金自主研究事業「河川におけるケイ酸など無機溶存物質の流出機構に関する研究」報告書、河川環境管理財団、個別研究編 1-45.
- 7) 三田村緒佐武、丸尾雅啓、後藤直成(2005)、河川・湖沼におけるシリカ循環の生物地球化学過程に関する研究、環境省地球環境研究総合推進費終了研究成果報告書；D-3「グローバル水循環系のリン・窒素負荷増大とシリカ減少による海洋環境変質に関する研究」、環境省地球環境局研究調査室、27-42.
- 8) 福島武彦、中島俊之、今井章雄、松重一夫、尾崎則篤(2001)、EEMS による水中溶存有機物の特性解析、水環境学会誌、24(10)、686-692.
- 9) 鈴木穰、久岡夏樹、中菌孝裕(2008)、底質の酸素条件が藻類増殖に与える影響に関する調査、平成 20 年度下水道関係調査研究年次報告書集、土木研究所、161-168.

#### 4. 地球温暖化が湖沼水質に及ぼす影響の評価

3章より、気温の上昇にしたがって湖の水温が上昇すると、藻類の増殖速度や底泥からの栄養塩溶出速度などが変化することが明らかとなった。本章では、これまでに得られた知見に基づいて地球温暖化が水質に及ぼす影響を予測した。

#### 4.1 水温と水質の関係に基づく将来水質の推定

##### 4.1.1 湖水質の推定

表 4.1-1 は、霞ヶ浦と琵琶湖の年平均水温の上昇率と、霞ヶ浦と琵琶湖の過去の水質データの隣接年比較法による解析から得られた、単位水温当たりの水質の変化量である。図 2.4-9 の内容に加えて T-Fe と T-Mn についての数値を掲載した。

湖の集水域の人口や土地利用などが変化せず、降雨変動パターンも一定であると仮定し、表 4.1-1 から将来の水質を推定した結果を表 4.1-2 に示す。現在の水温と水質は、1990～2009 年の平均値とした。

霞ヶ浦では 100 年後の COD と Chl-a 濃度は現在の 1.1 倍に増加し、PO<sub>4</sub>-P 濃度と T-Fe 濃度が減少すると予測された。琵琶湖今津沖表層では、DO 濃度と T-N、NO<sub>3</sub>-N 濃度の低下、そして COD と T-Fe 濃度の上昇が予

測された。琵琶湖今津沖水深 80m では、DO 濃度と飽和度がいずれも低下し、PO<sub>4</sub>-P 濃度が上昇、Chl-a 濃度と T-Fe 濃度が低下すると予測された。大宮川沖表層では、T-N、NO<sub>3</sub>-N 濃度の低下と COD の上昇が予測された。

水温の上昇は、微生物の呼吸速度を増大させることから(図 2.3-4)、DO の低下につながると思われる。しかし、霞ヶ浦と琵琶湖表層のいずれも、DO は過飽和(約 105%)のまま変化しないと予測されたことから、湖の表層では、水温が上昇しても藻類の光合成による酸素供給量が他の微生物による酸素消費量を上回ったままであると考えられる。一方今

表 4.1-1 霞ヶ浦と琵琶湖の年平均水温の上昇率と、単位水温当たりの水質の変化量

項目	霞ヶ浦湖心	琵琶湖北湖今津沖表層	琵琶湖北湖今津沖水深80m	琵琶湖南湖大宮川沖表層
水温上昇率(°C/年)	0.012 -	0.047 **	0.016 -	0.044 **
水温1°C上昇時の水質の変化量				
pH	0.0018 -	0.0420 -	-0.0851 **	0.0609 **
DO(mg/L)	-0.1797 *	-0.1411 -	-0.9658 **	-0.1391 **
T-N(mgN/L)	-0.0008 -	-0.0150 *	-0.0008 -	-0.0110 -
NO <sub>3</sub> -N(mg/L)	-0.0005 -	-0.0163 **	0.0041 -	-0.0130 **
T-P(mg/L)	-0.0006 -	0.0000 -	0.0000 -	0.0005 -
PO <sub>4</sub> -P(mg/L)	-0.0045 -	0.0000 -	0.0004 -	0.0000 -
COD(mg/L)	0.3897 *	0.0667 **	-0.0602 *	0.0809 *
Chl-a(μg/L)	4.1007 -	-0.1001 -	-0.2344 **	0.3363 -
T-Fe(mg/L)	-0.0297 -	0.0028 -	-0.0017 -	NoData
T-Mn(mg/L)	NoData	-0.0008 -	0.0029 -	NoData

※回帰分析の検定結果 \* : p < 0.05、\*\* : p < 0.01

表 4.1-2 水温と水質の関係を用いた、霞ヶ浦と琵琶湖の 100 年後の水温・水質の推定値

	霞ヶ浦湖心			琵琶湖								
	湖心			今津沖表層			今津沖80m			南湖大宮川沖		
	現在	100年後推定値	比率	現在	100年後推定値	比率	現在	100年後推定値	比率	現在	100年後推定値	比率
水温(°C)	16.2	17.5	1.1	16.6	21.2	1.3	7.6	9.1	1.2	16.9	21.4	1.3
DO(mg/L)	10.0	9.7	1.0	9.9	9.3	0.9	8.2	6.7	0.8	9.8	9.2	0.9
DO飽和度(%)	105	105	1.0	105	107	1.0	71	60	0.8	105	107	1.0
T-N(mgN/L)	0.966	0.965	1.0	0.288	0.219	0.8	0.377	0.376	1.0	0.335	0.287	0.9
NO <sub>3</sub> -N(mg/L)	0.175	0.174	1.0	0.120	0.045	0.4	0.262	0.269	1.0	0.110	0.052	0.5
T-P(mg/L)	0.096	0.095	1.0	0.007	0.007	1.0	0.009	0.009	1.0	0.018	0.020	1.1
PO <sub>4</sub> -P(mg/L)	0.011	0.005	0.5	0.003	0.003	1.0	0.006	0.006	1.1	0.003	0.003	0.9
COD(mg/L)	7.7	8.2	1.1	2.4	2.7	1.1	1.9	1.8	1.0	3.0	3.4	1.1
Chl-a(μg/L)	62.8	68.0	1.1	3.5	3.0	0.9	0.8	0.4	0.5	6.1	7.6	1.2
T-Fe(mg/L)	0.344	0.307	0.9	0.022	0.035	1.6	0.021	0.018	0.9	Nodata		

※100年度水質の現在に対する比率が0.95未満の箇所は網掛け、1.05以上の箇所は網掛け+太字で示した。

津沖水深 80m では DO 飽和度の低下が予測されたことから、水温の上昇によって湖の底層への酸素供給量が不足し、嫌気的な環境に変化する可能性がある。

#### 4.1.2 河川水質の推定

2.2の河川水水質の解析からは、河川水水温が1987年から2005年にかけて0.022℃/年の割合で上昇したことがわかったが、水温1℃あたりの河川水質の変化率を求めることは困難であった。そこで、気温の上昇によって土壌からの栄養塩などの溶出特性が変化し、その結果河川水質が変化すると考え、3.1の森林土壌培養-溶出実験の結果を用いて河川水質の将来の変化の傾向を推定することとした。

表4.1-3は、図3.1-11および図3.1-12の値の一部を抜粋したものであり、筑波山林土壌のNO<sub>3</sub>-NとMnの可溶化速度と比および温度係数である。温度係数は、温度(T)と可溶化速度(R)の関係を以下の式で表現したときの係数である。

$$R(T) = R(T_0) \times \theta^{(T-T_0)}$$

R(T), R(T<sub>0</sub>) : T℃, T<sub>0</sub>℃における可溶化速度

θ : 温度係数

土壌でのNO<sub>3</sub>-NとMnの可溶化速度と、河川水中の濃度が比例すると仮定し、河川水の将来の濃度を、水温上昇率と温度係数を用いて計算した。表4.1-4は、水温の現況値を表2.2-6の1987年の値、上昇率

表 4.1-3 筑波山林土壌のNO<sub>3</sub>-NとMnの可溶化速度と比および温度係数

NO <sub>3</sub> -N	可溶化速度 (mg/100g乾土/day)		速度の比 Q <sub>10</sub>	温度係数 θ
	25℃	15℃		
5-10cm	0.036	0.019	1.93	1.07
0-5cm	0.336	0.153	2.20	1.08
表層堆積物	0.378	0.078	4.85	1.17
Mn	可溶化速度 (μg/100g乾土/day)		速度の比 Q <sub>10</sub>	温度係数 θ
	25℃	15℃		
5-10cm	1.59	0.51	3.09	1.12
0-5cm	27.47	6.82	4.03	1.15
表層堆積物	7.26	1.73	4.21	1.15

表 4.1-4 温度係数に基づく100年後の河川水のNO<sub>3</sub>-N濃度とMn濃度の推定

	現在	100年後 推定値	比率
水温(℃)	13.0	15.2	1.17
NO <sub>3</sub> -N(mgN/L)	0.51	0.59	1.16
Mn(mg/L)	0.028	0.036	1.29

を0.022℃/年としたときの、NO<sub>3</sub>-N濃度とMn濃度の計算結果である。100年後には、河川水のNO<sub>3</sub>-N濃度は現況値の1.16倍に、Mn濃度は1.29倍に上昇すると推定された。

Fe濃度については、土壌溶出実験では溶出量が增大しなかったことから、2.2に記した水道原水水質から推定した。図4.1-1は、Fe濃度の変化の推定結果である。表2.2-6から、Fe濃度は1987年から2005年にかけて0.0072mg/L/年の割合で減少したが、現在値を0.40mg/Lとして直線的に減少させた場合、56年目でFe濃度が0mg/Lとなった。そこで、現在値を0.40mg/Lとして年に対して指数関数的に減少すると仮定した。その結果、100年後には0.045mg/Lになると推定された。

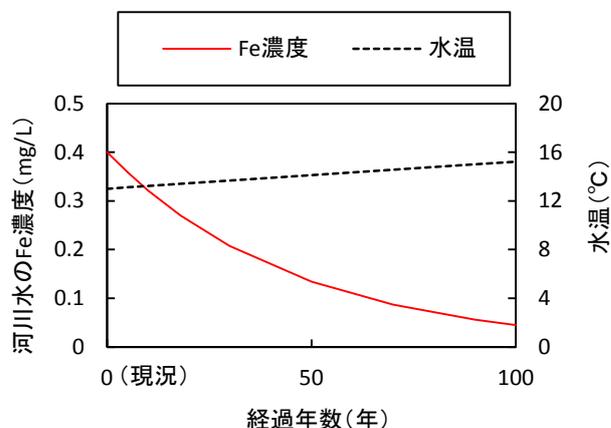


図 4.1-1 水道原水水質データに基づく将来の河川水のFe濃度の推定

## 4.2 簡易モデルによる地球温暖化が湖の水質に及ぼす影響の予測

地球温暖化が湖の水質に及ぼす影響要因は様々である。例えば水温の上昇は、蒸発散、湖水の鉛直循環、藻類の増殖特性、有機物の無機化、底泥からの栄養塩溶出などに影響を及ぼし、連鎖的に他の要因にも影響を及ぼすと考えられる。そこで、仮想的な湖を考え、生物反応を主とする簡易なモデルを構築し、地球温暖化が進行した場合の湖の水質の変化を予測した。

### 4.2.1 概要

図4.2-1は、本研究での湖のモデルの全体構造である。地球温暖化に対する湖水水質の応答特性を把握することを目的とし、湖全体を完全混合モデルで表現した。湖内部の諸生物反応は、植物プランクトンまでを考慮した生態系モデルで表した。水質成分

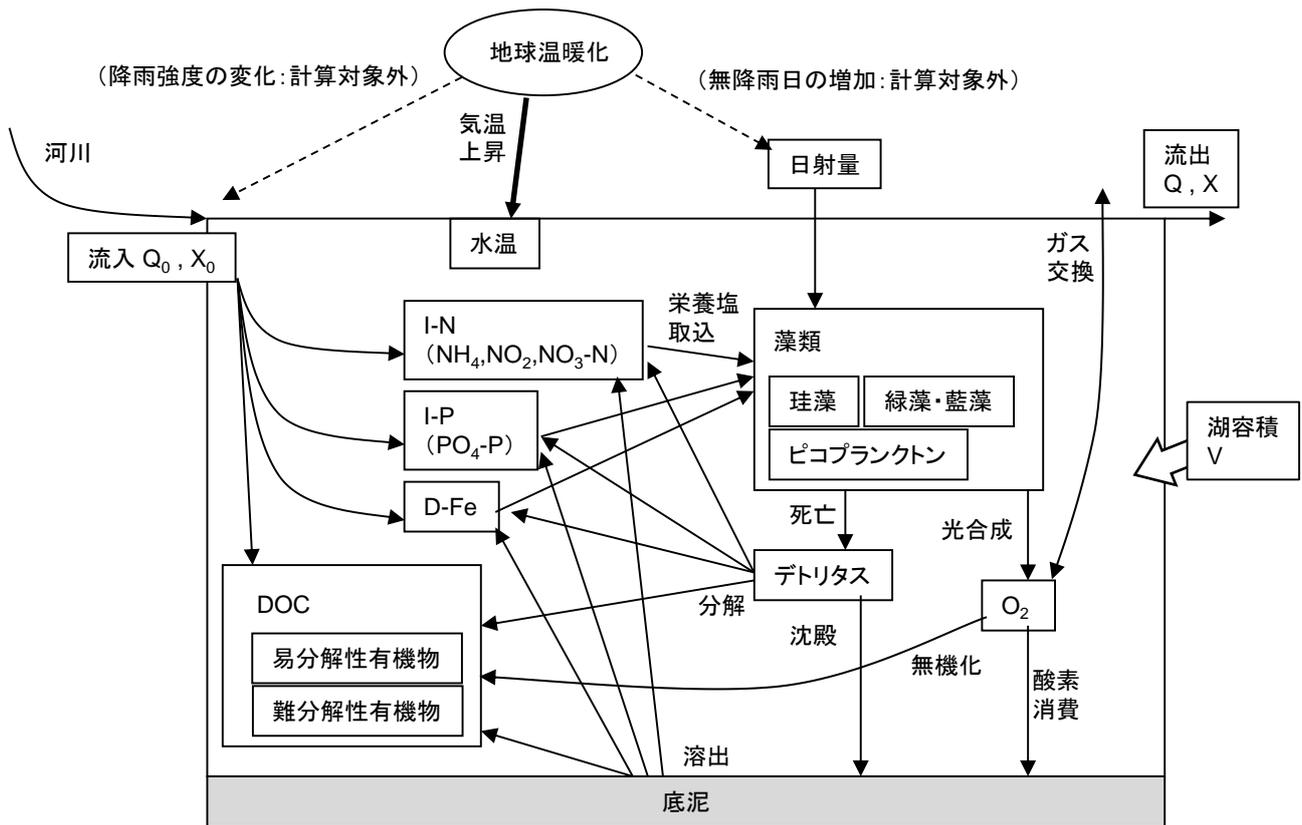


図 4.2-1 湖のモデルの全体構造

は、水温と DO のほか、無機態窒素 I-N、無機態リン I-P、溶存態鉄 D-Fe、DOC を計算対象とした。さらに、藻類の種構成と、DOC に占める難分解性 DOC の割合も考慮した。藻類は I-N、I-P、D-Fe を取り込んで増殖し、死亡時はデトリタスに変化し、デトリタスは沈降して系外に除去されるか、分解して DOC、I-N、I-P、D-Fe を放出するものとした。底泥の反応は、DO の消費と各種溶存態成分の溶出のみとし、デトリタスの巻き上げや底泥微生物による栄養塩吸収などは考えないこととした。地球温暖化の影響としては、長期的な河川水質の変化と水温の上昇のみを考慮し、日射量は変わらないものとした。

#### 4.2.2 反応式とパラメーター

完全混合モデルの物質収支式は以下の式で表現される。

$$\frac{dX}{dt} = \frac{Q_0 X_0 - QX}{V} + R$$

ここで、X：物質濃度

Q：流出流量

X<sub>0</sub>：流入水中の物質濃度

Q<sub>0</sub>：流入流量

V：容積

R：反応項

表 4.2-1～表 4.2-3 に、本モデルの目的変数、入力変数、反応項を構成する各種反応の速度式を示す。藻類の増殖速度は Monod 型の式を、デトリタスの分解や DOC の無機化は一次反応式を基本としている。表 4.2-4 は、計算に関わるパラメーターの一覧である。湖の諸元は、鉛直方向に常に混合している湖として霞ヶ浦を想定し、平均水深を 4m、湖面積を 220km<sup>2</sup>とした。パラメーターの一部は 3 章の実験結果に基づいて決定した。以下にモデルパラメーターの設定方法を記す。

##### 1) 藻類の最大比増殖速度

表 4.2-5 は、藻類の最大比増殖速度の設定値である。最大比増殖速度は、図 3.2-13 に示す霞ヶ浦藻類培養実験で得た比増殖速度に基づき、水温と Fe 濃度の違いに応じて変化させた。

##### 2) 藻類の炭素、窒素、リン、Fe の含有量

表 4.2-6 は、単位量の藻類が含有する炭素量の設定値である。炭素含有量は、図 3.2-17 に示す霞ヶ浦藻類培養実験で得た、定常期の藻類細胞数と DOC 濃度の関係に基づき、水温と Fe 濃度の違いに応じて

表 4.2-1 モデルの目的変数

変数名	記号	単位
藻類細胞数	M	$\times 10^6$ 個/mL
デトリタス粒子濃度	D	$\times 10^6$ 個/mL
有機物濃度	C	mgC/L
無機態N濃度	IN	mgN/L
無機態P濃度	IP	mgP/L
溶解性Fe濃度	Fe	mg/L
溶存酸素濃度	O <sub>2</sub>	mg/L

表 4.2-2 モデルの入力変数

入力変数名	記号	単位	
水温	T	°C	
日射量	I	cal/cm <sup>2</sup> ・day	
河川水水質	DOC	C <sub>0</sub>	mgC/L
	IN	IN <sub>0</sub>	mgN/L
	IP	IP <sub>0</sub>	mgP/L
	Fe	Fe <sub>0</sub>	mg/L

表 4.2-3 各種の反応の速度式

反応過程	反応速度式	単位
藻類の増殖	$R_1 = \mu_M(T, Fe) \cdot \frac{IN}{(k_N + IN)} \cdot \frac{IP}{(k_P + IP)} \cdot F(I) \cdot M$ <p>日射量の影響の関数F(I) <math>\begin{cases} I &gt; I_{OPT} \rightarrow F(I) = 1 \\ I &lt; I_{OPT} \rightarrow F(I) = I / I_{OPT} \end{cases}</math></p>	個/mL・day
藻類の自己分解	$R_2 = k_M \cdot M$	個/mL・day
デトリタスの分解	$R_3 = k_D \cdot D \cdot \theta^{(T-20)}$	個/mL・day
有機物の無機化	$R_4 = k_C \cdot C \cdot \theta^{(T-20)}$	mg/L・day
デトリタスの沈降	$R_5 = S \cdot D$	個/mL・day
大気とのガス交換	$R_6 = k_L \cdot (O_2^* - O_2) \cdot A / V$ <p>O<sub>2</sub>* : 飽和溶存酸素濃度</p>	mg/L・day

表 4.2-4 モデルパラメーターと設定値の一覧

記号	単位	説明	値	参考元
<b>湖の形状</b>				
V	m <sup>3</sup>	湖沼容積	880・10 <sup>6</sup>	霞ヶ浦西浦諸元
A	m <sup>2</sup>	湖沼表面積	220・10 <sup>6</sup>	
H	m	水深	4	
Q <sub>0</sub> およびQ	m <sup>3</sup> /day	河川水流量	2644704	H17年の西浦流入河川流量の合計
	day	滞留時間	332.7	
<b>藻類増殖反応</b>				
$\mu_M(T, Fe)$	1/day	最大比増殖速度	温度とFe濃度で変化	実験値
K <sub>N</sub>	mg/L	半飽和定数、窒素	0.1	文献値 <sup>1)</sup>
K <sub>P</sub>	mg/L	半飽和定数、リン	0.01	文献値 <sup>1)</sup>
I <sub>OPT</sub>	cal/cm <sup>2</sup> ・day	最適日射量	250	文献値 <sup>1)</sup>
<b>分解、無機化</b>				
k <sub>M</sub>	1/day	藻類の自己分解定数	0.05	文献値 <sup>1)</sup>
k <sub>D</sub>	1/day	デトリタスの可溶化速度定数	0.04	文献値 <sup>1)</sup>
k <sub>C</sub>	1/day	無機化速度定数	0.00622	実験値 <sup>3)</sup>
$\theta$	-	温度定数	1.003	文献値 <sup>1)</sup>
	°C	温度定数の基準温度	20	文献値 <sup>1)</sup>
k <sub>NOM</sub>	1/day	難分解性有機物の無機化速度定	0.00127	実験値 <sup>3)</sup>
<b>難分解性有機物の割合</b>				
O <sub>M</sub>	-	藻類由来	0.4	実験値
O <sub>R</sub>	-	河川水由来	0.8	実験値 <sup>3)</sup>
O <sub>S</sub>	-	底泥由来	1	便宜的に1とした

表 4.2-4 モデルパラメーターと設定値の一覧 (続き)

記号	単位	説明	値	参考元
粒子の沈降				
S	1/day	沈降係数	0.5	文献値 <sup>1)</sup>
湖面におけるガス交換				
k <sub>L</sub>	m/day	酸素移動係数	3	文献値 <sup>1)</sup>
底泥からの溶出				
rX(T)	mg/m <sup>2</sup> ・day	底泥からの溶出速度 X : DOC、IN、IP、Fe	温度で変化	実験値
rO <sub>2</sub>	mg/m <sup>2</sup> ・day	底泥の酸素消費速度	1000	文献値 <sup>2)</sup>
収率や単位換算のための係数				
Y <sub>MC</sub>	mgC/個	藻類の炭素含有率	温度とFe濃度で変化	実験値
Y <sub>CDO</sub>	mg/mgC	DOCの無機化に要する酸素量	2.664	有機物の組成式をCH <sub>2</sub> Oとして計算

表 4.2-5 藻類の最大比増殖速度

水温(°C)	最大比増殖速度(1/day)		
	D-Fe濃度(mg/L)		
	0.1以下	0.2	0.4以上
18以下	0.844	0.931	0.883
21	0.959	0.894	0.893
24	0.935	0.834	0.817
27	0.857	0.795	0.743
30以上	0.744	0.714	0.730

表 4.2-6 藻類の炭素含有量

水温(°C)	藻類の炭素含有量(mgC/細胞数10 <sup>9</sup> 個)		
	D-Fe濃度(mg/L)		
	0.1以下	0.2	0.4以上
18以下	4.56	3.31	2.96
21	2.55	5.57	3.73
24	2.11	11.82	12.09
27	10.23	14.25	12.98
30以上	27.53	13.93	17.76

表 4.2-7 藻類の元素組成<sup>4)</sup>

(レッドフィールド比)

元素	mol比	質量比 (mg/1000mgC)
C	106	1000
N	16	176.0
P	1	24.3
Fe	0.001	0.0439

表 4.2-8 水温と Fe 濃度に応じた藻類の構成比

D-Fe濃度 (mg/L)	水温 (°C)	藻類の構成比(%)		
		ピコプランクトン	珪藻	藍藻・緑藻など
0.1以下	18以下	8.1	71.3	20.6
	21	4.8	51.5	43.8
	24	9.0	47.0	44.0
	27	6.8	11.0	82.2
	30以上	5.0	14.2	80.7
0.2	18以下	5.4	58.6	36.1
	21	4.8	50.4	44.8
	24	6.3	46.8	46.9
	27	8.2	25.0	66.8
	30以上	8.6	8.3	83.1
0.4以上	18以下	7.2	73.3	19.5
	21	17.1	59.2	23.7
	24	7.3	41.2	51.5
	27	6.1	41.1	52.8
	30以上	13.7	18.5	67.8

表 4.2-9 湖の底泥からの I-N、I-P、DOC、Fe の溶出速度

湖水水温が25°C以上のときは、嫌気の値					湖水水温が25°C未満のときは、好気の値				
嫌気溶出実験の溶出速度 (mg/m <sup>2</sup> ・day)					好気溶出実験の溶出速度 (mg/m <sup>2</sup> ・day)				
水温(°C)	I-N	I-P	DOC	D-Fe	水温(°C)	I-N	I-P	DOC	D-Fe
30以上	1.917	8.091	5.308	7.710	30以上	1.788	0.041	0.838	0.109
20	1.522	0.180	1.843	0.848	20	0.085	0.000	0.956	0.017
10以下	0.873	0.347	2.016	0.816	10以下	0.000	0.010	1.121	0.000

変化させた。また、表 4.2-7 に示す藻類の元素組成 (Fe を含めたレッドフィールド比)<sup>4)</sup>に基づき、炭素含有量から窒素、リン、Fe の含有量を計算した。

### 3) 温度および Fe 濃度と、藻類の種構成の関係

表 4.2-8 は、藻類の種構成の設定値である。藻類の種構成は、霞ヶ浦藻類培養実験の 14 日目の種構成に基づき、温度と Fe 濃度に応じて変化させた。ピコプランクトンの割合は、図 3.2-3 に示すフローサイトメトリーによる領域 A の細胞数から求めた。珪藻の割合は、フローサイトメトリーによる全藻類細胞数からピコプランクトンの細胞数を引き、図 3.2-5 の珪藻の割合を掛けて求めた。藍藻、緑藻、その他の藻類は区別せず、藍藻・緑藻などとして計算した。

### 3) 底泥からの I-N、I-P、D-Fe、DOC の溶出速度

表 4.2-9 は、底泥からの I-N、I-P、D-Fe、DOC の溶出速度の設定値である。溶出速度は、図 3.3-4 と図 3.3-5 に示す底泥溶出実験の結果に基づき設定した。水温 25℃以上のときは嫌気溶出実験、水温 25℃未満のときは好気溶出実験の溶出速度を適用した。

### 4) 難分解性有機物の割合と、DOC の無機化速度

河川水の DOC 濃度に占める難分解性有機物の割合は、2009 年の夏と冬に霞ヶ浦流入河川を対象に実施した、98 日間の有機物分解実験の結果<sup>3)</sup>に基づき、77.0%とした。藻類由来の DOC 濃度に占める難分解性有機物の割合は、2010 年 9 月に実施した、培地による藻類培養液の有機物分解実験の結果に基づき、38.6%とした。また、有機物の無機化速度定数は、98 日間の有機物分解実験<sup>3)</sup>に基づき設定した。

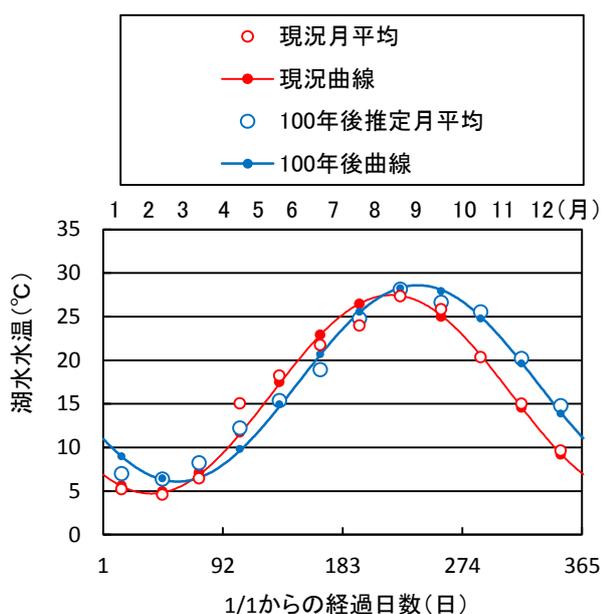


図 4.2-2 現況と 100 年後の水温の設定曲線

モデルの入力変数は、長期的な河川水質の変化と水温の上昇を考慮して設定した。以下に入力変数の設定方法を記す。

### 1) 水温

図 4.2-2 は、現況の霞ヶ浦の水温の経月変化、100 年後の水温の経月変化の推定値と、それぞれに対応させた正弦関数の波形である。水温の入力値は、季節変動を正弦関数で表現し、その係数については地球温暖化を考慮して長期的に変化させて与えた。

### 2) 日射量

日射量は、津野ら<sup>1)</sup>の方法に従い、6 月に最大、12 月に最小となる正弦関数で与えた。長期的な変化はないものとした。

### 3) 河川水の I-N、I-P、DOC 濃度

河川水の I-N、I-P、DOC 濃度は、2009 年 4 月から 2010 年 3 月にかけて実施された西浦に流入する 14 河川の水質調査結果<sup>3)</sup>に基づき、図 4.2-3 に示す経月変化を設定した。I-N 濃度については、経月変化のパターンは一定のまま長期的に年平均値を変化させた。I-P、DOC の年平均値は長期的に一定とした。

I-N 濃度の年平均値の長期的な変化は、図 4.2-3 から求めた年平均値 (2.74mgN/L) を初期値とし、河川水水温の長期的な上昇率を、表 2.2-4 から 0.022℃/年とし、表 4.1-4 の NO<sub>3</sub>-N の温度係数を用いて計算した。

### 4) 河川水の Fe 濃度

河川水の Fe 濃度は、図 4.1-1 に示したのと同じく、初期値 0.4mg/L で、年に対して指数関数で減少するように設定した。Fe 濃度の季節変化は設定していない。

### 5) 初期条件

表 4.2-10 は、計算開始時の湖水の各水質項目の値である。湖の水質の初期条件は、過去の調査結果を

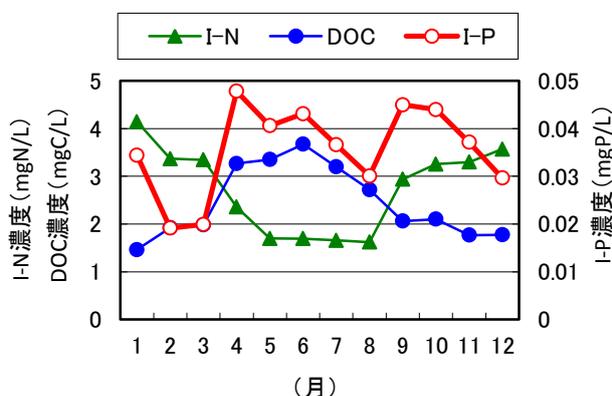


図 4.2-3 河川水水質の季節変化

参考に設定した。湖の初期の藻類の構成比は、表 4.2-8 に基づき設定した。

### 4.2.3 モデル計算結果

図 4.2-4 は、5 年目までの藻類細胞数と I-N 濃度の経日変化である。藻類細胞数濃度は、初期値を  $0.4 \times 10^6$  個/mL に設定したが、1 年目の 7 月までに低下した。2 年目以降は 1 年周期で変化した。I-N 濃度は、初期値を約 0.2mg/L に設定したが増加し、5 年目は 1.3~2.2mgN/L の範囲で変化した。藻類細胞数の高

い夏には、I-N 濃度が低下していることがわかる。

I-N 濃度の初期の変化から、モデルが一定の季節変動パターンに収束するまでに 4 年かかったと考えられる。そこで、地球温暖化が湖の水質に及ぼす影響の予測は、5 年目を基準年 (0 年目) として 100 年間を対象に計算することとした。

図 4.2-5 は、水温、DO、I-N 濃度、I-P 濃度の年平均値の変化である。DO の年平均値は、水温の上昇に従って低下した。I-N 濃度は増加傾向、I-P 濃度は減少傾向であった。100 年後の流入河川水の I-N、I-P 濃度は 3.2mgN/L、0.036mgP/L であり、湖水中濃度は河川水中濃度より低くなった。

図 4.2-6 は、DOC 濃度、D-Fe 濃度、藻類細胞数の年平均値の変化である。DOC 濃度は若干増加し、D-Fe 濃度は減少した。100 年後の流入河川水の D-Fe の濃度は約 0.04mg/L であり、湖水の D-Fe 濃度は河川水より高くなった。

藻類細胞数は、始めは約 4 万個/mL で推移し、約 60 年後から増加に転じた。

図 4.2-7 は、藻類の構成の変化である。藻類の構成は、基準年 (0 年目) は珪藻が約 50% を占めているが、100 年後は約 30% に低下し、藍藻・緑藻などの割合が高くなった。

図 4.2-8 は、DOC に占める難分解性有機物の割合の変化である。難分解性有機物の割合は、約 85% でほぼ横ばいであった。

表 4.2-10 湖水質の初期値

項目	値	単位	設定方法	
藻類細胞数	0.416	$\times 10^6$ 個/mL	2009年の湖心の平均値	
デトリタス濃度	0	$\times 10^6$ 個/mL	便宜的に0とした	
DOC濃度	5.10	mgC/L	霞ヶ浦湖心の 1980年1月の値	
I-N濃度	0.175	mgN/L		
I-P濃度	0.003	mgP/L		
D-Fe濃度	0.040	mg/L		
DO濃度	11.6	mg/L		
難分解性DOCの割合	0.93	-		有機物分解実験結果 <sup>3)</sup>
藻類の 構成比	ピコプランクトン	8.10	%	表4.2-8から設定 (水温18°C、Fe0.4mg/L)
	珪藻	71.31	%	
	藍藻・緑藻など	20.59	%	

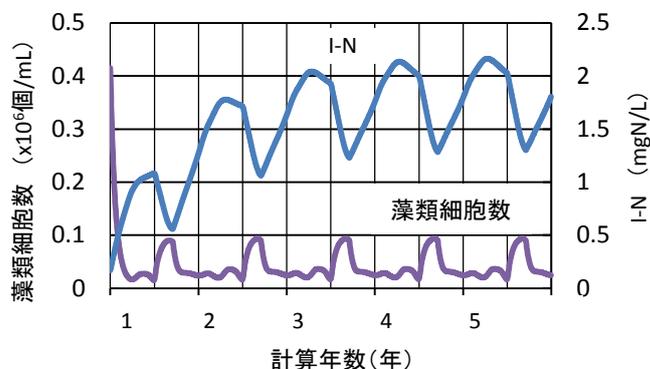


図 4.2-4 藻類細胞数と I-N 濃度の最初の 5 年間の変化

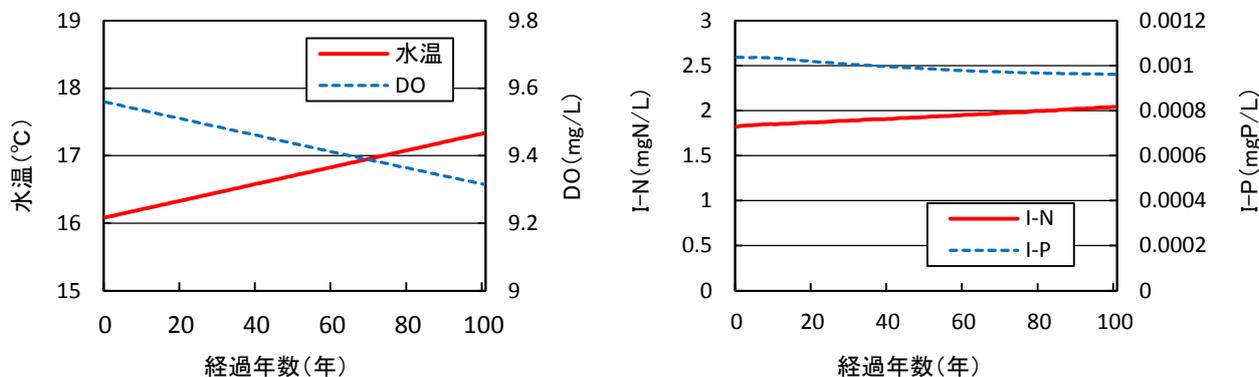


図 4.2-5 水温、DO 濃度、I-N 濃度、I-P 濃度の年平均値の 100 年後までの変化

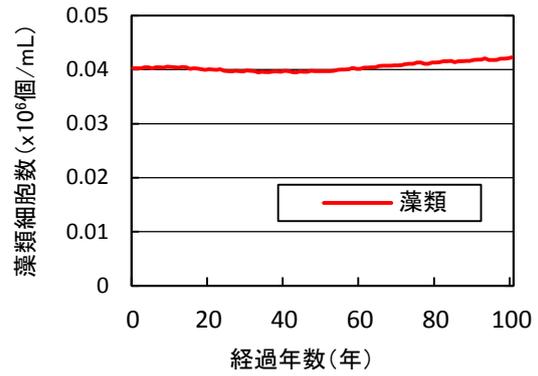
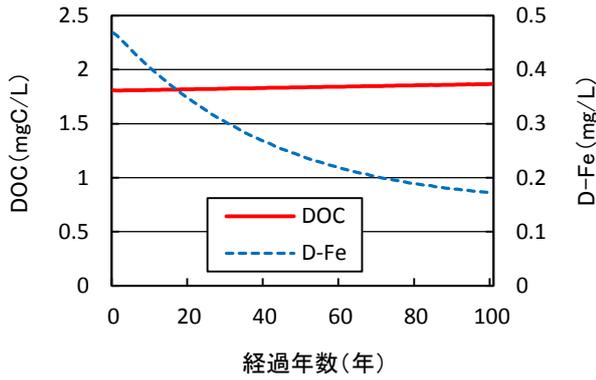


図 4.2-6 DOC 濃度、D-Fe 濃度、藻類細胞数の年平均値の 100 年後までの変化

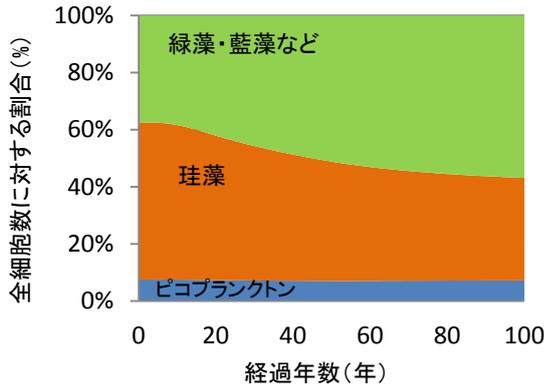


図 4.2-7 100 年間の藻類の構成比の変化

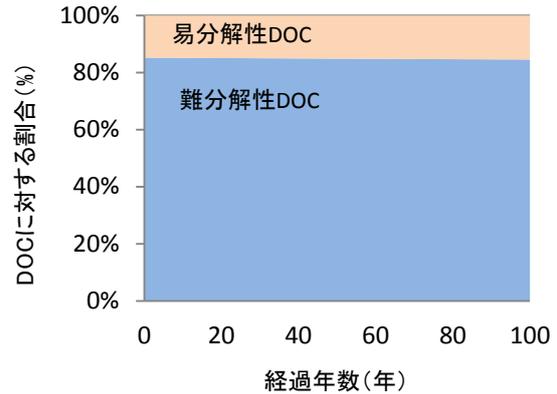


図 4.2-8 100 年間の DOC に占める 難分解性有機物の割合の変化

図 4.2-9 は、0 年目、50 年後、100 年後における、水温と DO の 1 年間の経日変化である。水温は、設定どおり 10~12 月の上昇が大きい。DO は水温が高い夏季に低下する変化となっており、10~12 月は水温の上昇に応じて長期的に低下している。

図 4.2-10 は、0 年目、50 年後、100 年後における I-N、I-P、DOC、D-Fe 濃度と各種藻類の細胞数の、1 年間の経日変化である。

I-N 濃度は、どの時期も長期的に上昇傾向であるが、7~9 月の上昇率が大きい。これは、水温が高い

と底泥からの I-N の溶出速度が上昇するためと考えられる。

I-P 濃度は、1 月頃と 7 月の始めにピークを示す経日変化をしている。7 月の鋭いピークは、夏の高温で底泥からの I-P の溶出が増大した後、速やかに藻類に吸収されて濃度が減少したためと考えられる。1 月頃のピークは、夏に増加した藻類が分解したためと考えられる。

DOC 濃度は、河川水は 6 月に最大となるように設定したが、湖水では 10 月頃に最大となっている。長

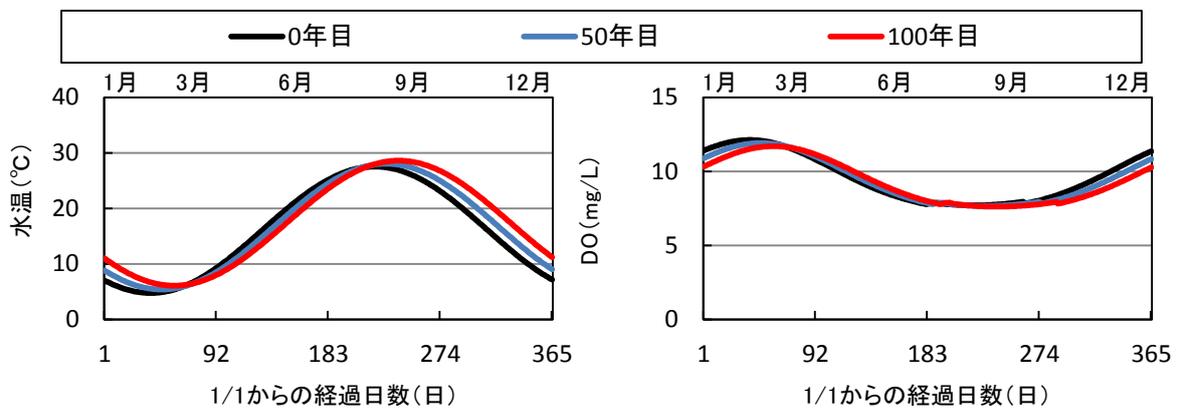


図 4.2-9 水温と DO の 0、50、100 年目の季節変化パターン

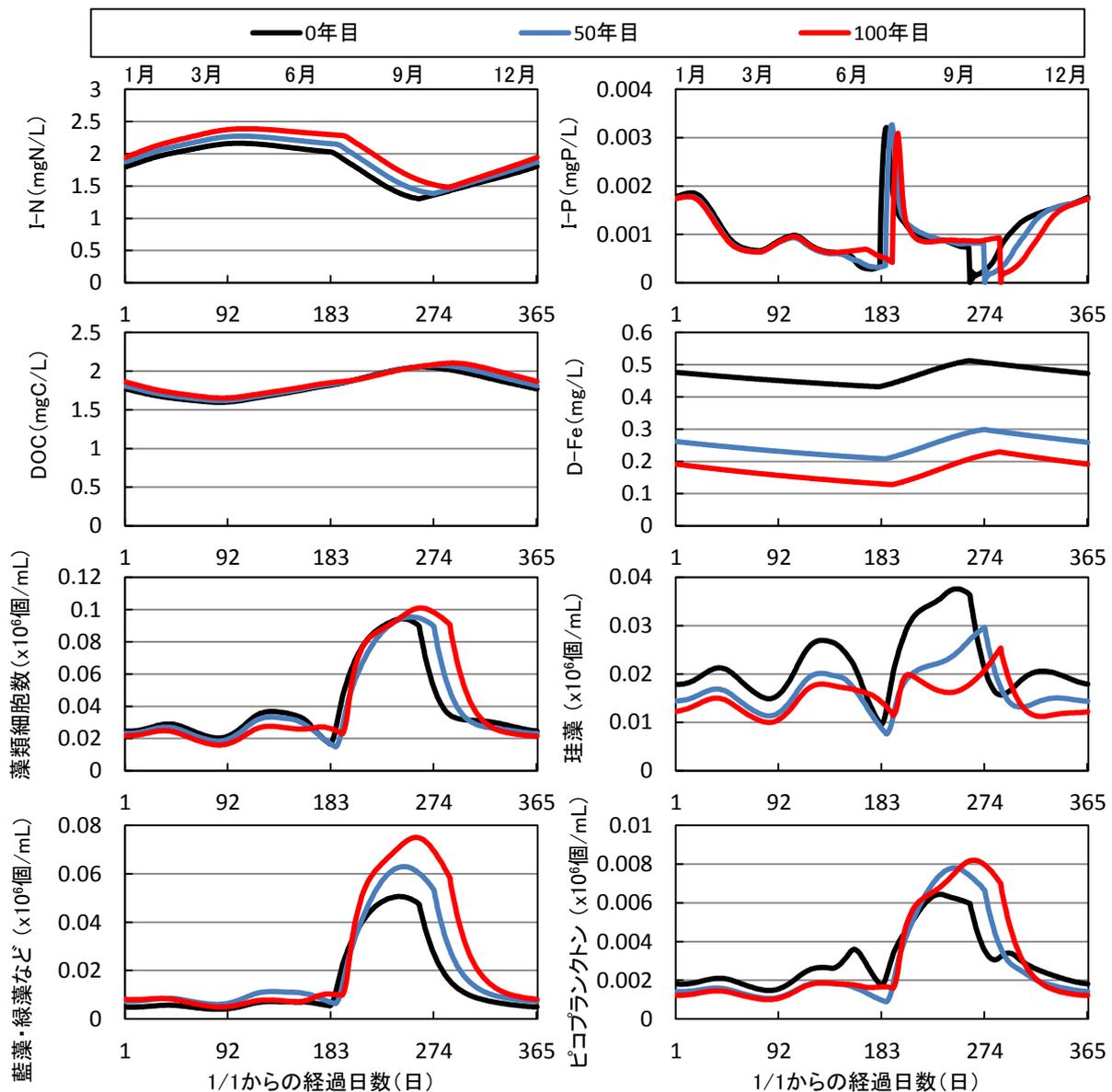


図 4.2-10 I-N、I-P、DOC、D-Fe 濃度、藻類細胞数、各種藻類の 0、50、100 年目の季節変化パターン

期的な変化は小さいが、10～12月は増加傾向である。

Fe 濃度は、7～9月に増加し、残りの期間は減少する変化をしている。また、長期的に顕著な低下傾向がみられる。0年目と100年目の濃度差は約0.3mg/Lであり、河川水で設定した低下幅と等しい。したがって河川水中の Fe 濃度の長期的な減少は、湖内の Fe 濃度の減少を引き起こすと推測される。

藻類細胞数は、夏の7～9月に最大となった。2月と5月にも若干増加がみられた。100年後には、夏のピークの開始時期は変わらないが、終了時期が9月から10月に変わり、ピーク時の細胞数が増加した。

珪藻は、1年間のうちほとんどの時期で、長期的な減少傾向を示した。0年目は夏のピークがみられたが、100年後にはみられなくなった。

表 4.2-11 1年間のうちの、高水温期間と、藻類増殖ピーク期間の日数

	1年間のうちの日数	
	高水温期間 (25℃以上)	藻類増殖ピーク期間 ( $0.04 \times 10^6$ 個以上)
0年目	79	90
50年目	88	99
100年目	97	113
100年間で 増加した日数	18	23

藍藻・緑藻などと、ピコプランクトンは、夏の7～9月に増大する変化をしており、100年後にはピークが高くなり、藻類細胞数の高い期間が長くなっていった。

表 4.2-12 モデルから予測される、湖の100年間の水温・水質の変化

		基準年	100年後	1年あたり 変化率	比率 100年後/基準年
水温	(°C)	16.1	17.3	0.0125	1.08
DO	(mg/L)	9.56	9.32	-0.0024	0.97
I-N	(mgN/L)	1.82	2.04	0.0021	1.12
I-P	(mgP/L)	0.0010	0.0010	0.0000	0.93
D-Fe	(mg/L)	0.47	0.17	-0.0028	0.37
DOC	(mgC/L)	1.81	1.87	0.0006	1.03
藻類細胞数	( $\times 10^3$ 個/mL)	40.24	42.29	0.0250	1.05
珪藻	( $\times 10^3$ 個/mL)	22.17	15.20	-0.0752	0.69
藍藻・緑藻など	( $\times 10^3$ 個/mL)	15.05	24.05	0.0995	1.60
ピコプランクトン	( $\times 10^3$ 個/mL)	3.02	3.04	0.0007	1.01

※100年度水質の基準年に対する比率が0.95未満の箇所は網掛け、1.05以上の箇所は網掛け+太字で示した。

表 4.2-11 は、1年間のうちの高水温期間と藻類増殖ピークの期間の日数である。高水温期間は水温25°C以上、藻類増殖ピーク期間は細胞数で $0.04 \times 10^6$ 個/mL以上とした。100年間の高水温期間の増加にともなって、藻類増殖ピークの期間も長くなっている。また、藻類増殖ピークの期間は100年間で23日長くなっており、高水温期間の増加日数より多い。地球温暖化による水温の上昇は、夏の藻類ブルーム発生期間の長期化につながると考えられる。

表 4.2-12 は、各水質項目の基準年と100年後の年平均値と、変化率および比である。本モデルからは、100年後は水温、I-N濃度、藻類細胞数および藍藻・緑藻などの細胞数が増大する一方、I-P濃度、D-Fe濃度、珪藻の細胞数が減少すると予測された。DOC濃度はあまり変化しない結果となった。藻類細胞数の増加という予測結果は、表 4.1-2における霞ヶ浦や琵琶湖南湖のChl-aの増加と対応していた。

### 4.3 まとめ

地球温暖化が進行した将来の河川・湖の水質を、単純に水温と水質の相関関係から、そして簡易な湖モデルから予測した。得られた知見を以下に記す。

隣接年比較法による水温と水質の関係からは、

- 1) 霞ヶ浦では100年後のCODとChl-a濃度は現在の1.1倍に増加し、PO<sub>4</sub>-P濃度とT-Fe濃度が減少すると予測された。
- 2) 100年後は、琵琶湖今津沖表層では、DO濃度とT-N、NO<sub>3</sub>-N濃度の低下、そしてCODとT-Fe濃度の上昇が予測された。琵琶湖今津沖水深80mでは、DO濃度と飽和度がいずれも低下し、PO<sub>4</sub>-P濃度が上昇、Chl-a濃度とT-Fe濃度が低下すると予測された。

森林土壌培養-溶出実験の結果からは、

- 3) 100年後には、河川水のNO<sub>3</sub>-N濃度は現況値の1.16倍に、Mn濃度は1.29倍に上昇すると推定された。

簡易湖モデルによる将来水質の計算結果からは、  
4) 年平均水質の長期的な変化は、I-N濃度は増加、I-P濃度は減少、DOC濃度は若干増加、D-Fe濃度は減少すると予測された。

- 5) 藻類細胞数は、約60年後から増加に転じ、100年後の藻類の構成は、珪藻の割合が約30%に低下し、藍藻・緑藻などの割合が高くなった。

- 6) 現況と100年後の水質の季節変化を比較すると、100年後は、夏季の藻類細胞数が増加し、藻類細胞数の高い期間が長くなった。

### 参考文献

- 1) 津野洋、宗宮功、西村文武、都市水利用・循環システムへの影響評価及び対策に関する研究、環境庁企画調査局地球環境部環境保全対策課研究調査室、地球環境研究総合推進費平成4年度終了研究成果報告集、288-300。
- 2) 佐藤研三、花木啓祐、松尾友矩、地球温暖化による湖沼水質のモデルによる評価、土木学会地球環境シンポジウム講演集、Vol.3(1995)、299-306。
- 3) 南山瑞彦、北村友一、日下部武敏、鈴木穰、湖沼における難分解性有機物の発生源とその質及び挙動特性に関する研究、平成21年度下水道関係調査研究年次報告書集、227-283。
- 4) 財団法人海と渚環境美化・油対策機構、平成23年度漁場環境・生物多様性保全にかかる漁民の森づくり活動等調査報告 (<http://www.umitonagisa.or.jp/pdf/23syokujyuhoukoku20130227.pdf>)。

## 5. おわりに

本研究では地球温暖化が河川湖沼水質に及ぼす影響を明らかにするため、過去の気象データと水質観測データを用いた統計解析（2章）、気温と河川・湖の水質の関係を明らかにするための実験（3章）、湖沼モデルを用いた地球温暖化が湖沼水質に及ぼす影響の評価（4章）を行った。以下に各章ごとの主な知見を記述する。

2章：過去の気象データと水質観測データを用いた統計解析

河川水質の長期的な水温、 $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度などの上昇傾向と Fe 濃度の低下傾向を明らかにした。また、水温の上昇は河川水中微生物の呼吸速度を上昇させることを示した。さらに、湖面積、水深や富栄養化状況の異なる琵琶湖と霞ヶ浦について、水質の長期変化傾向と、水温  $1^\circ\text{C}$  上昇当たりの水質項目の変化量の関係を明らかにした。

3章：気温と河川・湖の水質の関係を明らかにするための実験

気温の上昇は、山林土壌からの  $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{K}^+$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mn}$ 、 $\text{Zn}$  などの可溶化を促進することを示した。次に、人工河川水を用いた藻類培養実験から、水温の上昇と Fe 濃度の低下が藻類の種類や比増殖速度に影響を及ぼすことを示した。次に、湖の水温の上昇が底泥からの無機態窒素、無機態リン、DOC、Fe、Mn の溶出速度を上昇させることを示した。そして、大雨の日数の増加傾向を踏まえ、雨天時の河川水質の変

化を調査し、河川の流量と栄養塩などの負荷量の関係を求めた。

4章：湖沼モデルを用いた地球温暖化が湖沼水質に及ぼす影響の評価

3章の実験結果を基に、簡易湖沼モデルを構築し、水温上昇と Fe 濃度低下のシナリオに対する湖沼水質の応答特性を調べた。100年間の水質計算の結果、I-N は長期的に増加し、D-Fe は減少すると予測された。藻類細胞数は、約 60 年後から増加に転じ、100 年後の藻類の構成は、珪藻の割合が約 30% に低下し、藍藻・緑藻などの割合が高くなると予測された。そして、現況と 100 年後の水質の季節変化を比較すると、100 年後は、夏季の藻類細胞数が増加し、藻類細胞数の高い期間が長くなった。

表 5-1 は、本研究で得られた地球温暖化が河川湖沼水質に及ぼす影響を整理したものである。気温の上昇は、湖水水質を形成する様々な要因に影響を及ぼすが、総じて COD の増加や藻類の増殖など、環境基準達成を困難にする方向に水質が変化するものと考えられた。

表 5-1 地球温暖化が河川湖沼水質に及ぼす影響のまとめ

気候変動	直接的な影響	将来起こりうる変化
気温の上昇	湖水水温の上昇(第2章4節)	
		河川水の鉄濃度の低下傾向(第2章2節)
		微生物による呼吸速度の上昇(第2章3節)
		湖表層におけるDO濃度の減少、CODの増加(第2章4節)
		湖底のDO濃度の減少(第2章4節)
		藻類の比増殖速度の変化(第3章2節)
		湖底からのI-N、I-P、DOC、Fe、Mnの溶出速度の上昇(第3章3節)
		夏の藻類の増殖期間の長期化(第4章2節)
		珪藻主体から、緑藻などが主体の藻類種構成に遷移(第4章2節)
		山林土壌からの栄養塩や金属類の溶出特性の変化(第3章1節)
集中豪雨の頻度の増加		河川水中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の上昇(第2章2節、第2章1節)
	雨天時流出負荷の増大	
		雨天時流出水による湖水中藻類の増殖量の増大(第3章4節)

## Effect to water quality of rivers and lakes on change of global environment

Budget: Grants for operating expenses (General account)

Research Period: FY2009–2013

Research Team: Water Quality Research Team

Authors: Seiichiro OKAMOTO, Yutaka SUZUKI, Tomokazu KITAMURA

To clarify the relation between the temperature and water quality of rivers or lakes, we carried out a statistical analysis using previous meteorological and water quality observation data, the leachate test using forest soil and lake sediment, the algae growth test of the eluate, and water quality simulation of lakes and rivers on global warming. The experimental results clarified the relations among atmospheric temperature, elution of nutrients from forest soil, and algae growth potential of the eluate. In addition, the effect of the water quality of lakes and rivers on global warming was estimated, and was found to be inversely proportional to the inorganic nitrogen and algae.