

10.2 土地利用や環境の変化が閉鎖性水域の水質・底質におよぼす影響に関する研究

研究予算：運営交付金（一般勘定）

研究期間：平 23～平 27

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、小森行也、平山孝浩、
對馬育夫、武田文彦、金子陽輔

【要旨】

本研究は、流域からの汚濁負荷が閉鎖性水域の水質におよぼす影響の解明と対策手法の提案を目的とし、環境の変化が水質・底質に与える影響の解明を試みた。底泥浚渫が栄養塩類溶出に一定の効果があること、台風による出水前後の溶出試験からは、台風通過後では、地点によらず、NH₄-N 溶出速度が大幅に上昇することを見出すとともに底泥の地点別、深度別の細菌群集構造を解析し、細菌種の変化が栄養塩類の溶出に与える影響を把握した。また、底質からの栄養塩溶出に寄与する要因を整理するとともに、閉鎖性水域の生態系モデルを用い、底層嫌気化改善対策の水質改善に対する寄与を解明した。

キーワード：閉鎖性水域、富栄養化、底質からの栄養塩溶出、微生物菌叢解析、生態系モデル

1. はじめに

公共用水域の水質は、「水質汚濁に係る環境基準」における、「人の健康の保護」に係る項目は達成率が次第に高まっているが、有機汚濁等の「生活環境の保全」に係る項目については、特に閉鎖性水域において改善が十分に進んでいない。閉鎖性水域の水質改善のためには汚濁負荷の発生原因をより明確にするとともに、効果的な対策技術を開発、評価していく必要がある。特に、閉鎖性水域の水質改善が進まない原因の一つとして底泥からの溶出が考えられるが、そのメカニズムには明らかになっていない点が多い。本研究は、プロジェクト研究「流域スケールで見た物質の動態把握と水質管理技術」の一環として、浚渫が栄養塩類溶出に与える影響、気象・水象データによるアオコ発生期の簡易予測、台風による出水前後の底泥からの栄養塩類・金属類溶出と細菌群集構造解析、気象自動観測データに基づく水質の影響因子の検討、藻類増殖と栄養塩・微量元素との関係、藻類増殖速度への微量元素（Fe、Mn）の役割と生態系モデルによる閉鎖性水域の水質変化予測について調査し、栄養塩類濃度の変化が底泥からの溶出に与える影響、環境の変化が水質・底質におよぼす影響、閉鎖性水域の水質変化予測手法、水質汚濁対策手法の水質改善に対する寄与について検討した。

2. 浚渫が栄養塩類溶出に与える影響

2.1 はじめに

霞ヶ浦では水質改善を目的とした浚渫事業が実施されており、平成 24 年 5 月に完了している¹⁾。平成 25 年から平成 28 年の間に、浚渫実施区域と未実施区域を対象に霞ヶ浦の底質を用いて溶出試験を 3 回行い、浚渫が栄養塩類溶出に与える影響について検討した。

2.2 溶出試験の実験条件

表 2-1 に溶出試験の実験条件を示す。H27 年 8 月のデータについては、溶出試験時の水温が 30℃で他と異なるため、データを比較する際には注意が必要である。

表 2-1 溶出試験の実験条件

採水・採泥年月	気象条件	溶出試験時の水温	溶存酸素条件	採取箇所
H25年 1月	晴天日が続いた日	20℃	好気条件 嫌気条件	湖心 掛馬沖
H27年 8月	3日前に日降水量17mmの雨	30℃		湖心 掛馬沖
H28年 1月	晴天日が続いた日	20℃		土浦港沖

本実験に供した底質は図 2-1 に示す 3 地点から、内径 200mm のアクリルコアを用いて、深さ 30cm 程度の底泥を採取した。St.1 は湖心 (36°02'06" N、140°24'27" E)、St.2 は掛馬沖 (36°03'03" N、140°15'00" E) で、いずれも国交省の観測所の付近である。St.3 は桜川河口からおよそ 900 m 沖の地点で土浦港沖 (36°04'35" N、140°13'42" E) とした。この内、St.2 は浚渫実施箇所である。直上水は採取した底層水を GFB フィルターでろ過して静かに流入させた後、嫌気状態と好気状態に設定して、実験を行った。嫌気状態は窒素ガスで直上水を曝気することにより DO が 1mg/L 以下となるように調節し、好気状態は空気曝気により溶存酸素濃度を調節した。溶存態の窒素やリンの分析は、実験開始から 0、1、3、5、7、10、15、20 日目の水試料を用いてイオンクロマトグラフ法にて行った。金属類(Al、Mn、Fe、Zn、As)は ICP 質量分析(河川水質試験方法(案) [1997 年版]に記載の方法に準じる)を実施した。また、底質中の COD_{Mn}、TOC、T-P、T-N、金属類は底質調査方法(平成 24 年 8 月環境省水・大気環境局)²⁾に記載の方法に従って前処理を行い、定量分析

を行った。

2.3 栄養塩の溶出速度について

図 2-2、図 2-3 に水中の溶存態窒素 (NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N)、全窒素、全リン (T-N、T-P)、オルトリン酸態リン (PO₄-P) および微量金属 (Mn、Fe) 濃度の経日変化を示す。

図 2-4、図 2-5 に、溶出試験での水質測定結果を用いて NH₄-N、PO₄-P の溶出速度を算出した結果を示す。溶出速度算定期間については、底質に係わる技術資料(平成 21 年 3 月湖沼技術研究会底質ワーキング)³⁾に記載の方法に従って NH₄-N、PO₄-P それぞれの溶出量曲線を整理し、外れ値を除外した上で、溶出量曲線の平均的な傾きを表現できる期間とした。嫌気状態の PO₄-P の溶出速度について、St.1 (浚渫未実施) と St.2 (浚渫実施) を比較すると、St.2 の方が小さく、浚渫実施区域の方が溶出速度は小さい結果となった。NH₄-N の溶出速度についても St.1 より St.2 の方が小さいが、その差はあまり大きくなかった。また、H25 年 1 月と H28 年 1 月における各地点の溶出速度を比較すると大きな変化はなく、浚渫からの時間経過による栄養塩溶出への影響は見られなかった。また、St.3 (浚渫未実施) について、H27 年の 8 月のデータでは NH₄-N、PO₄-P の溶出速度が他の 2 地点と比べて小さくなっている。3 日前の降雨が St.3 にあまり影響しないものと考えられる。流入負荷の少ない時期に St.3 の栄養塩溶出は抑えられている可能性があるが、今回のデータのみでは判断できなかった。一方で、H28 年 1 月の St.3 におけるデータについては NH₄-N、PO₄-P の溶出速度は大きくなっているが、底質採取箇所の水深が 8m 以上 (H27 年 8 月では 2.8m) となっており、調査地点にズレが発生し、凹地で底質を採取した可能性がある。



図 2-1 調査地点と土浦入における流入河川

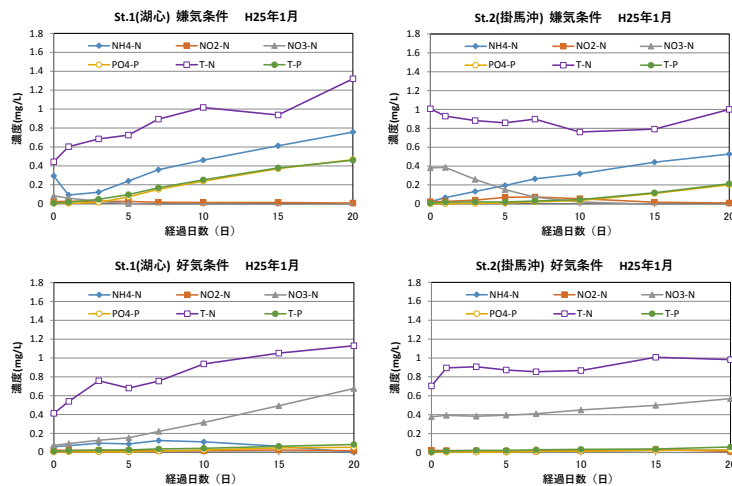


図 2-2 (その 1) 溶出試験時の栄養塩濃度(サンプル引き抜きを考慮して算出)

10.2 土地利用や環境の変化が閉鎖性水域の水質・底質におよぼす影響に関する研究

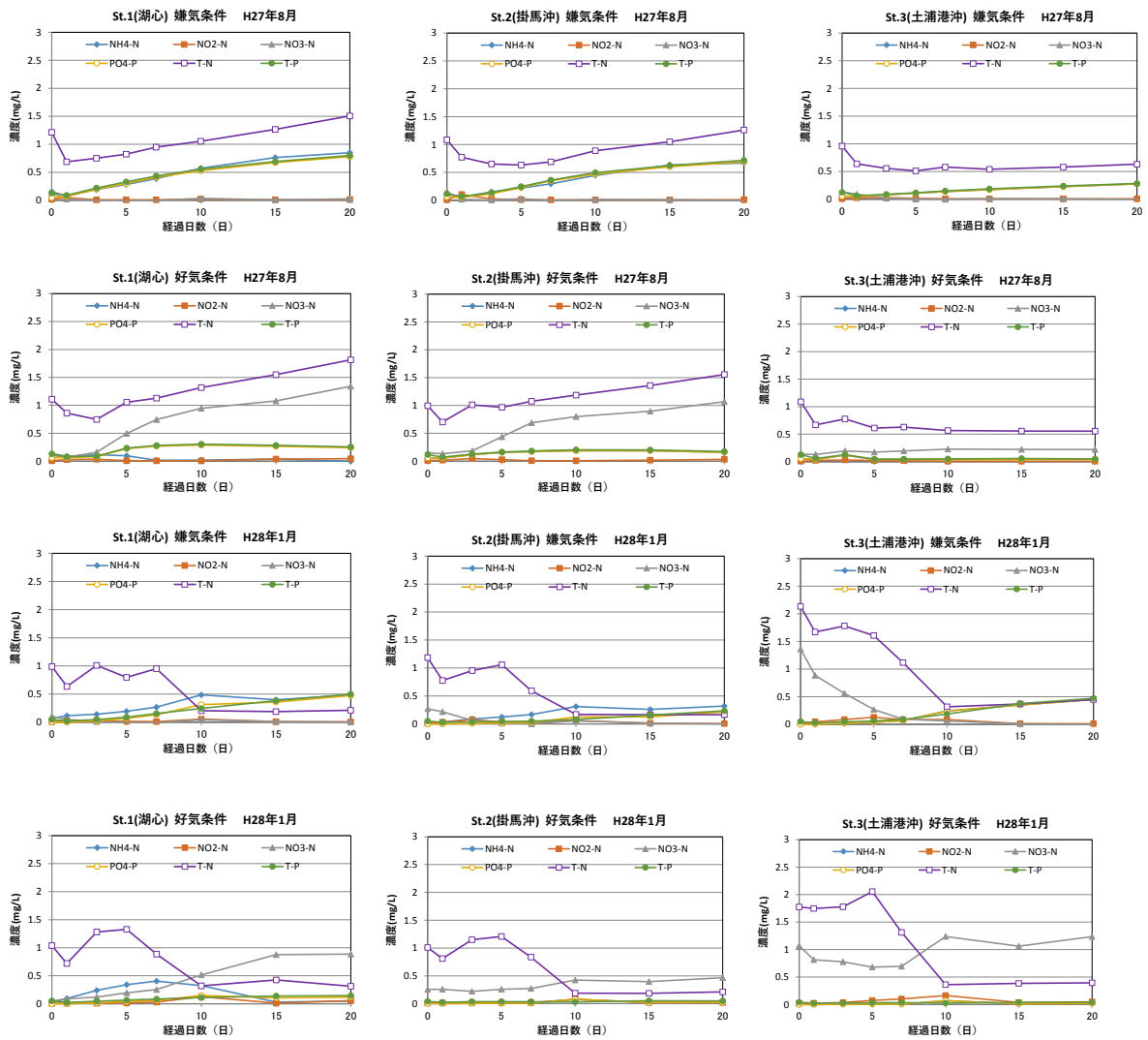


図 2-2 (その 2) 溶出試験時の栄養塩濃度(サンプル引き抜きを考慮して算出)

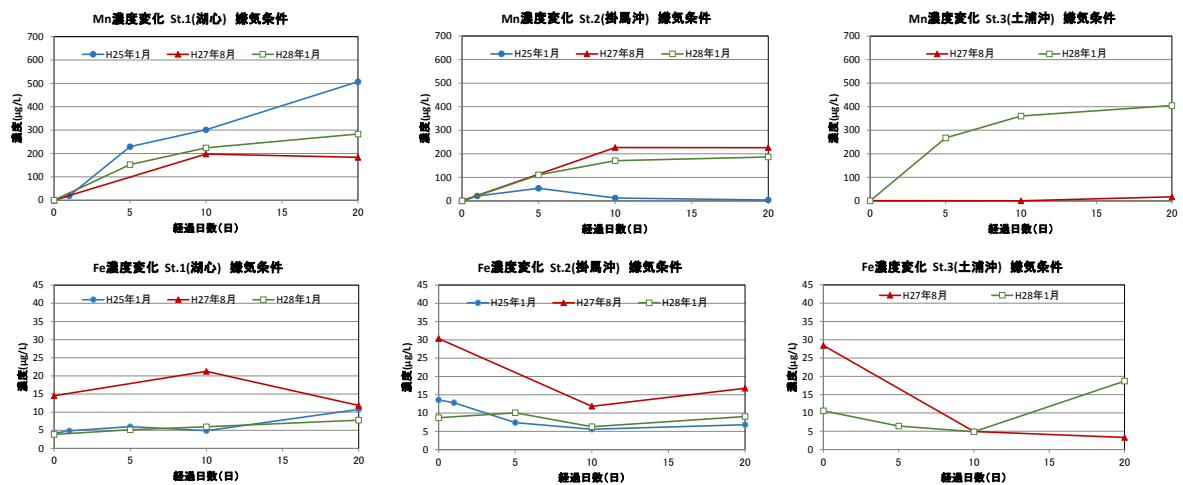


図 2-3 溶出試験時の微量元素濃度(サンプル引き抜きを考慮して算出)

10.2 土地利用や環境の変化が閉鎖性水域の水質・底質におよぼす影響に関する研究

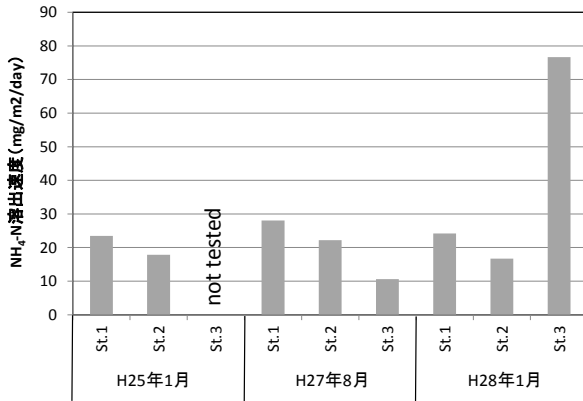


図2-4 NH₄-Nの溶出速度 (嫌気条件)

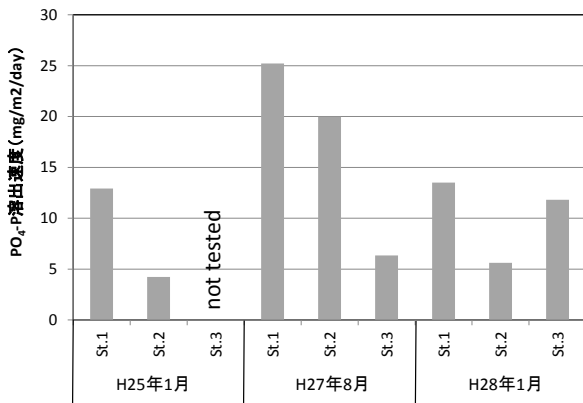


図2-5 PO₄-Pの溶出速度 (嫌気条件)

2. 4 底質分析結果

H27年8月とH28年1月のサンプリング時の底質中の有機物、栄養塩濃度を表2-2に示す。なお、底質は表層から30cm採取し、10cmごとに分析している。底質に含まれる

有機物量についてはH27年8月、H28年1月のデータともにSt.1 (浚渫未実施) よりSt.2 (浚渫実施) の方が少なくなっており、どの地点についても表層(0~10cm)の底質より表層から10~20cm及び20~30cmの底質の方が有機物量は少なかった。この結果から、浚渫によってもともと有機物の多かったSt.2の表層の底質が取り除かれ、底質が改善されていると考えられる。また、St.3においてはH28年1月の底質の方がH27年8月に比べて有機物量が多くなっているが、2. 3にも述べたように、H28年1月に採取したSt.3の底質は、調査地点にズレが発生し、凹地で採取した可能性がある。

また、底質に含まれる微量金属 (B、Al、Mn、Fe、Cu、Zn、As、Mo、Cd、Pb) の濃度を表2-3に示す。St.1とSt.2の表層(0~10cm)の底質を比較すると、底質に含まれる微量金属の大部分を占めるAl、Mn、Feについて、St.1よりSt.2の方が濃度は低くなっていることが分かる。

表2-2 底質中の有機物・栄養塩濃度

		CODMn (mg/g-dry)	TOC (mg/g-dry)	全窒素 (mg/g-dry)	全りん (mg/g-dry)	硫化物 (mg/g-dry)	乾燥減量 (%)	強熱減量 (%)
St.1 0~10cm	H27年8月	65.4	55.3	7.4	1.4	0.4	88.1	17.0
	H28年1月	70.7	60.3	7.8	1.4	0.1	87.9	16.9
St.1 10~20cm	H27年8月	56.0	55.1	7.2	1.2	0.2	84.5	16.7
	H28年1月	60.4	58.7	7.6	1.4	0.5	85.4	16.6
St.1 20~30cm	H27年8月	47.7	51.3	6.3	0.9	0.2	80.2	15.9
	H28年1月	57.6	56.1	7.0	1.2	0.3	82.6	15.9
St.2 0~10cm	H27年8月	33.0	26.6	3.3	0.8	0.4	76.3	11.2
	H28年1月	47.6	29.8	3.6	1.0	0.2	80.1	11.5
St.2 10~20cm	H27年8月	27.6	24.6	2.6	0.6	0.5	70.4	10.6
	H28年1月	40.7	27.1	3.0	0.7	0.2	73.5	10.4
St.2 20~30cm	H27年8月	22.1	21.4	2.1	0.5	0.3	63.5	10.3
	H28年1月	34.0	23.8	2.5	0.5	0.2	67.6	10.9
St.3 0~10cm	H27年8月	4.0	2.3	0.3	0.2	0.0	34.7	2.8
	H28年1月	39.4	37.2	4.4	1.4	0.2	79.4	13.4
St.3 10~20cm	H27年8月	4.9	4.1	0.3	0.2	0.1	34.5	3.4
	H28年1月	35.1	35.2	4.2	1.6	0.2	75.8	13.0
St.3 20~30cm	H27年8月	6.7	5.5	0.7	0.2	0.0	35.0	3.5
	H28年1月	27.5	33.8	4.0	1.7	0.2	72.7	12.6

表2-3 底質中の金属濃度

		(mg/kg(DS))									
		B	Al	Mn	Fe	Cu	Zn	As	Mo	Cd	Pb
St.1 0~10cm	H27年8月	17	69,000	1,400	47,300	55	111	15.5	0.3	0.4	26.0
	H28年1月	16	70,000	1,500	49,300	58	114	15.4	0.4	0.4	27.4
St.1 10~20cm	H27年8月	9	41,000	1,200	40,300	55	98	13.9	0.5	0.4	25.3
	H28年1月	15	69,000	1,300	51,100	59	115	15.7	0.6	0.5	28.3
St.1 20~30cm	H27年8月	16	65,900	870	47,900	59	105	16.7	0.7	0.4	28.1
	H28年1月	13	61,400	1,100	51,600	61	111	15.9	0.6	0.5	29.8
St.2 0~10cm	H27年8月	8	38,700	820	41,000	47	86	11.2	0.5	0.2	17.9
	H28年1月	8	51,800	990	48,200	54	100	11.4	0.5	0.3	19.1
St.2 10~20cm	H27年8月	11	73,000	650	47,500	48	89	12.8	0.5	0.2	17.2
	H28年1月	8	53,300	740	44,300	49	88	11.4	0.5	0.3	17.4
St.2 20~30cm	H27年8月	11	60,500	620	50,800	37	73	13.1	0.6	0.2	14.2
	H28年1月	7	56,500	590	47,700	44	75	10.7	0.7	0.2	15.6
St.3 0~10cm	H27年8月	4	18,500	330	16,200	12	49	6.7	0.9	0.1	5.6
	H28年1月	9	68,300	1,230	52,100	60	166	11.9	0.9	0.4	24.4
St.3 10~20cm	H27年8月	5	21,500	330	17,200	14	53	7.5	1.3	0.1	7.0
	H28年1月	11	81,400	1,300	57,500	64	179	12.5	0.9	0.5	27.7
St.3 20~30cm	H27年8月	7	29,400	470	26,800	17	52	14.3	2.5	0.1	6.9
	H28年1月	10	78,900	1,200	56,300	63	174	12.4	0.8	0.5	26.6

2. 5 まとめ

浚渫を実施した St.2 (掛馬沖) および浚渫未実施の St.1 (湖心)、St.3 (土浦港沖) を対象に底質の溶出試験を行った。その結果、今回試験を行った試料では、嫌気条件において PO₄-P と NH₄-N の溶出速度は St.1 より St.2 の方が小さい結果となった。H25 年 1 月と H28 年 1 月における各地点の溶出速度を比較すると大きな変化はなく、浚渫からの時間経過による栄養塩溶出への影響は見られなかった。また、底質に含まれる有機物量、微量金属類を比較した結果、湖心に比べて掛馬沖の底質の方が有機物量や Al、Fe、Mn の濃度は低い結果が得られた。

3. 気象・水象データによるアオコ発生期の簡易予測

3. 1 はじめに

霞ヶ浦ではアオコの大量発生時には、アオコ回収船の現地への配置、稼働などの各種対策を実施している。現地

の巡視体制や各種対策の体制整備のためにも、アオコ大量発生前にその兆候を把握できれば、湖沼管理上も有効と考えられる。アオコ発生時期に簡易な予測手法により、本格的なアオコ発生兆候を把握することを目的とし、霞ヶ浦の自動水質観測所のデータ等を解析した。なお、土浦港のような局所的な発生は正確な予測が困難なため、第一目標としては、土浦入の一定範囲にアオコが広がるような状況の兆候把握を目的とした。

3. 2 検討方法

霞ヶ浦西浦の土浦入を検討対象(ケーススタディ)として、湖内に設置されている自動水質観測所(掛馬沖、湖心)の平成 23 年～26 年の春～夏期データを活用し、着目する水質項目の値とその経時変化から簡易にアオコ発生可能性の上昇を予測できる手法を構築した。

着目した水質等の項目は、水温(表層・下層)、pH(表層)、DO(表層・下層)、風向・風速、降雨(気象庁土浦観測所)であ

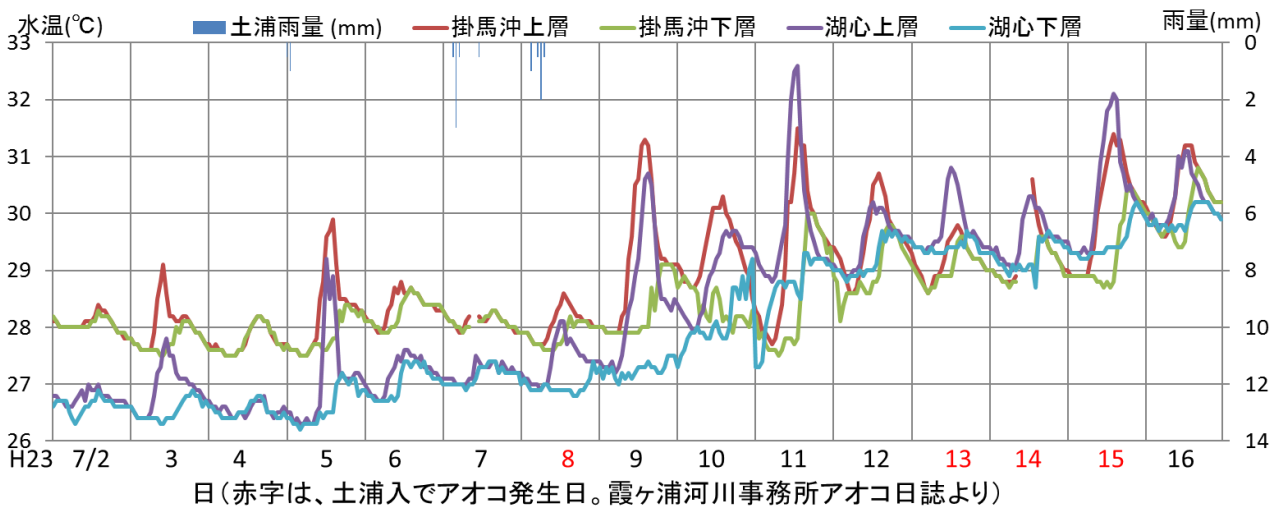


図 3-1 平成 23 年 7 月 2 日～16 日の水温・雨量の経時変化

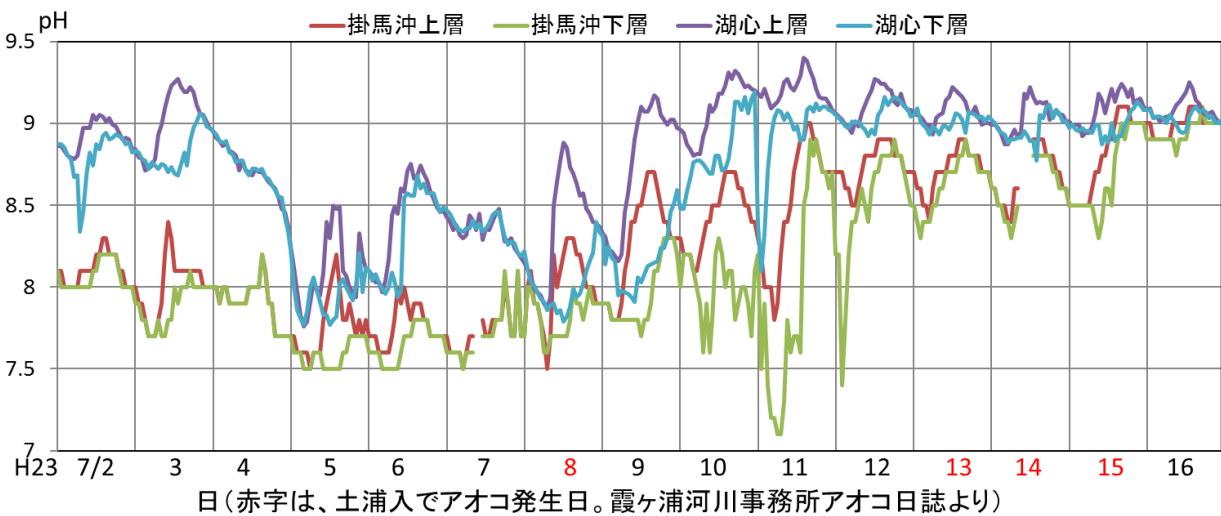


図 3-2 平成 23 年 7 月 2 日～16 日の pH の経時変化

る。自動水質観測所データとアオコ発生状況⁴⁾より、アオコ発生可能性に関する判定項目および目安値を定めた。

3. 3 結果と考察

平成23年には霞ヶ浦でアオコが発生している。その年の7月2日～16日の水温・pH・雨量の経時変化を図3-1、図3-2に示す。水温は7月9日から、表層pHは7月8日から大きな日間変動が見られた。なお、表層DOも表層pHと同様であった。その後、7月13日から土浦入の広範囲にアオコが発生した。なお、7月8日のアオコ発生は、局所的なものであった。

このような例が、複数年見られたことから、アオコ発生の判定手法(案)として、土浦入におけるアオコ発生との関連がより明確な「掛馬沖」のデータで判定(湖心のデータも一部参考)することとし、主要項目が表3-1の状況の場合、数日後にアオコ発生の可能性が高いと判定することが考えられる。水温は、藍藻類の好適水温である必要があるとともに、水温の日間変化は、日照や温度成層形成状況を示していると考えられる。表層pHは、藻類の光合成、呼吸による日間変動を示しており、藻類の活性と関連していると考えられる。なお、表層DOも表層pHとほぼ同様のパターンを示す。

表3-1 アオコ発生の判定手法(案)

主要項目	判定の目安
水温(1)	水温が22℃を超えていること
水温(2)	日間変動が有ること(1～2℃)
表層pH	日間変動が有ること(1程度)
その他	下層DOの急激な低下(4mg/L程度) 前年度大量発生により早期に発生の可能性有

アオコが発生した平成23年では、6月12日に掛馬沖下層においてDO4mg/L程度が観測された。平成23年～26年においては、この時しか観測されていないことから、平成23年は下層の貧酸素状態の後にアオコが発生したものと考えられる。また、平成24年は、他の年より早く5月からアオコの発生が見られた。これは、平成23年に大量発生し、底層に沈降して越冬するコロニー等の量が関連していることが推察されたため、前年度の発生状況も留意が必要であると考えられる。

3. 4 まとめ

湖沼等管理者が活用可能なアオコ発生期の水質挙動に

着目した簡易予測手法を検討した。霞ヶ浦・西浦掛馬沖の自動水質観測所データより、注目すべき主要項目として、水温、pHを選定し、アオコ発生の「判定の目安」を定めた。平成23年～26年のデータより、主要項目で判定の目安に該当した場合は、数日～1週間以内に土浦入で一定の範囲にアオコが発生する可能性が高いと判断される。

4. 台風による出水前後の底泥からの栄養塩類・金属溶出と細菌群集構造解析

4. 1 はじめに

本研究において霞ヶ浦を対象に底質の溶出試験を行い、浚渫が栄養塩溶出に与えた効果を把握し、近年のアオコ発生前後の気象・水象データから藻類増殖要因を検討した。また、雨天時負荷の増加や東向風による藍藻の集積がアオコ増殖の要因の一つであることを見出した。さらに、台風通過後の底質を用いた調査では、底泥中の含有栄養塩類・有機物量と、溶出速度の関係が逆転し、雨天時流入汚濁物による影響が示唆された。ここでは、台風等の大規模出水時に焦点を当て、出水前後の底質を用いた溶出試験を行い、その影響の把握を試みた。また、底質はこれまでブラックボックスとして扱われてきており、底質からの栄養塩溶出メカニズムに関する知見は極めて乏しいことから、次世代シークエンサーを用いて、底質中の細菌群を網羅的に解析し、原位置(*in situ*)での物質の挙動や環境状態を推察した。なお、本研究で対象とした湖沼は、水深が浅く温度成層ができにくい富栄養化湖の代表である霞ヶ浦(平均水深3.9m、最大水深7.3m、湖面積171km²)である。霞ヶ浦は平成21年度には水質が全国ワースト1となったが、その後、改善傾向にあり、平成25年度では、CODが6.8mg/L(平成21年度は9.5mg/L)で湖沼水質保全計画の目標値である7.4mg/Lを22年ぶりに下回った⁵⁾。また、全窒素は1.3mg/L(平成21年度は1.1mg/L)、全リンは0.089mg/L(平成21年度は0.10mg/L)で、ほぼ横ばい状態が続いている⁵⁾。

4. 2 実験方法

(1) サンプリング

本実験に供した底質は図4-1に示す3地点で採取した。St.1は湖心(36°02'06"N、140°24'27"E)、St.2は掛馬沖(36°03'03"N、140°15'00"E)で、いずれも国交省の観測所の付近である。St.3は桜川河口からおよそ900m沖の地点で土浦港沖(36°04'35"N、140°13'42"E)とした。なお、平成24年度および25年度にも同様の地点で採水している^{6),7)}。今年度のサンプリングは2014(平成26)年9月

と10月の計2回行い、1回目のサンプリングは降雨の影響を避けるため、晴天が連続した日に行い、2回目のサンプリングは出水が底質からの栄養塩の溶出に与える影響を調査するため、2度の台風(台風18号および19号)が通過した5日後に行った(図4-2)。なお、サンプリング実施前の2週間に観測した降雨は累計200mm以上に達し、多くの濁質成分が河川から霞ヶ浦に流入したものと考えられる。また、台風18号は7月以降初めて本土に上陸した台風であった。

底質のサンプリングは、溶出試験用と底質分析用に2通りの方法で実施し、いずれも「底質の調査・試験マニュアル」⁸⁾に記載の方法に従い、深さ約30cmのコアサンプルを潜水士により採取した。溶出試験用の底質は内径20cmのアクリル製カラムを用い、1地点につき4サンプル採取した。底質分析用の底質は内径5cmのアクリルカラムを用い、陸揚げした後、速やかに保冷し、実験室に持ち帰り分析した。

湖水のサンプリングは船上からステンレスポンプを使用し、水面から0.5mおよび泥面上0.5mの2層から約80L採水した。採水した試料の一部は水質分析に供し、残りはGFBフィルターでろ過し、後述する溶出試験に供した。

(2) 現地観測

各採水地点で、鉛直方向50-100cmスパンでpH、DO、EC、濁度、水温を多項目水質計(HORIBA、マルチ水質チェッカU-50)を用い、計測した。また、採取した底質の泥色、泥臭、泥温、ORPを観測・計測した。

(3) 溶出試験

内径20cmのアクリル製カラムで採取した底質は、底層



図4-1 調査地点と土浦入における流入河川

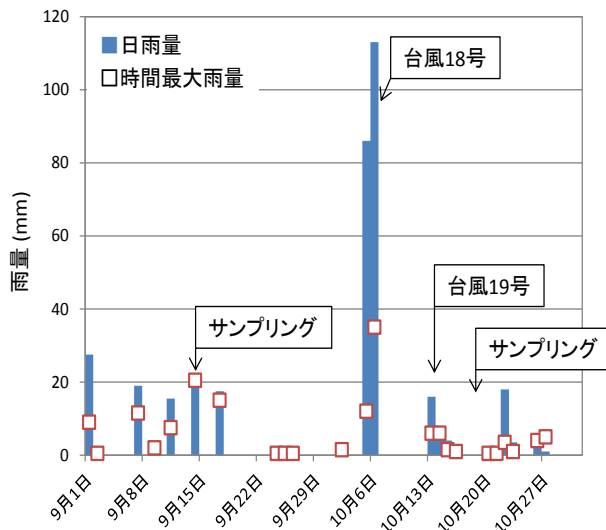


図4-2 土浦アメダスの雨量観測結果

を乱さぬよう慎重に実験室まで運搬し、カラム内部の水を引き抜いた後、現地で採水し GFB フィルターでろ過した水を静かに注入し、各実験条件下で溶出試験を行った。溶出試験は 30°C 暗所で静置条件で 20 日間行い、好気条件では DO が 8.0 mg/L 程度となるよう空気曝気を行い、嫌気条件では DO が 1.0 mg/L 以下となるよう窒素曝気を行った(N=2)。なお、溶出試験期間中、水質分析用のサンプリングを計8回行った(350 mL/回、計 2.8L:水層の厚さ 8.9 cm)。引き抜いた分の水は補充せず、そのまま試験を継続し、水質分析で得た各種濃度は、引き抜いた量を考慮し、再計算を行った。

(4) 分析

溶出試験時の溶液中の NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、T-N、PO₄-P、T-P はオートアナライザー (Bran Luebbe、TRAACS2000) により測定した。Na⁺、K⁺、Mg²⁺、Ca²⁺、Cl⁻、SO₄²⁻はイオンクロマトグラフ (日本ダイオネクス、DX-120 および ICS-1100) により測定した。Al、Mn、Fe、Cu、Zn、As、Mo、Cd、Pb 等の金属は ICP - MS (Thermo Fisher SCIENTIFIC、X7CCT) により分析した。また、底質中の COD_{Mn}、TOC、T-P、T-N、金属類は底質調査方法(平成24年8月環境省水・大気環境局)²⁾に記載の方法に従って前処理を行い、定量分析を行った。

(5) 微生物叢解析

現地採泥サンプルの底質表層(0-5cm)および溶出試験後の底質表層(0-5cm)および底質底層(20-30cm)から、RNAを抽出し、cDNAに逆転写した後、16S rRNA 遺伝子の V3-V4 領域を対象に MiSeq (Illumina) を用いてシーク

エンス解析を行った。RNA 抽出には、ISOIL for RNA (ニッポンジーン) を用い、逆転写には PrimeScript One Step RT-PCR Kit Ver.2 (TaKaRa) を用いた。逆転写された cDNA を鋳型として真正細菌の 16S rRNA 遺伝子領域を標的としたプライマー (S-D-Bact-0341-b-S-17 および S-D-Bact-0785-a-A-21)⁹⁾ にオーバーハングアダプター配列 (F: 5'-TCGTCG GCGTCAGAT GTG TAT AAGAGACAG-, R: 5'-GTC TCG TGG GCT CGG AGA TGT GTA TAA GAG ACAG) を付加したものをを用い、PCR 増幅を行った。PCR 反応条件は初期変性を 95°C で 3 分行った後、95°C で 30 秒、55°C で 30 秒、72°C で 30 秒のサイクルを 25 サイクル行った。PCR 増幅産物は AMPure XP kit (Beckman Coulter Genomics) を用いて精製した。DNA シーケンシングには Miseq reagent Kit v3 (600 サイクル、Illumina) を用いて解析した。解析で得た各リードの塩基配列のキメラチェックは USEARCH¹⁰⁾ を用い、Operational Taxonomic Unit (OTU)-picking およびクラスター解析は QIIME¹¹⁾ を用いた。各 OTU の同定には Greengenes データベース ver. 13_8 をリファレンスとした。

4. 3 結果と考察

(1) 現地観測および底質分析

サンプリングを実施した 9 月と 10 月の湖水および底質の現地観測結果を表 4-1~表 4-3 に示す。台風通過前の 9 月に行ったときは、St.1 (湖心) の DO が他の地点と比べ、やや低いものの下層においても DO が 5.5-7.3 mg/L であった。一方、台風通過後の St.3 (土浦港沖) では、pH が他の地点よりも低く、下層では DO が 0.6 mg/L まで低下しており、貧酸素状態になっていることが伺える。また、底質中の有機物量、栄養塩濃度を表 4-4 に示す。この結果、底質中に含まれる有機物量は、台風通過前、通過後ともに、St.1 (湖心) で最も高く、台風通過後には増加していた。St.2 (掛馬沖) では、台風通過前後で大きな変化はなくほぼ一定であった。St.3 (土浦港沖) は、台風通過後に減少していた。恐らく、土浦港沖は他の採取地点と比べ、流入河川からの影響を受けやすく、台風の影響に伴い河川から流入した有機物量自体は他の地点と比べ多かったと推察される。その台風により流入してきた有機物が底泥の巻き上げに伴う急激な微生物反応により分解され、pH と DO の低下を引き起こしたと考えられる。

(2) 溶出試験

台風通過前後に採取した霞ヶ浦の底質を用いた溶出試験を行った (30°C 暗所、嫌気および好気条件)。図 4-3 に

表 4-1 9 月 15 日の現地観測結果 (台風通過前)

地点	水深 (m)	pH [-]	EC (ms/cm)	DO (mg/L)	濁度 [-]	水温 (°C)
St.1 (湖心)	0.0	7.7	0.278	9.7	11.4	23.9
	0.5	7.1	0.278	7.4	11.4	24.0
	1.0	7.1	0.278	7.0	11.6	24.0
	1.5	7.1	0.279	6.8	11.0	24.0
	2.0	7.0	0.280	6.7	11.0	24.0
	2.5	7.0	0.279	6.3	11.7	24.0
	3.0	7.0	0.280	6.3	11.7	24.0
	3.5	7.0	0.280	6.1	11.4	24.0
	4.0	7.0	0.280	6.2	12.1	24.0
	4.5	7.0	0.281	6.2	11.9	24.0
	5.0	6.9	0.281	6.6	12.7	24.0
St.2 (掛馬沖)	5.5	6.9	0.280	6.0	13.5	24.0
	6.0	7.0	0.280	6.3	12.0	24.0
	0.0	8.3	0.255	9.6	12.0	24.6
	0.5	8.0	0.256	9.1	12.1	24.6
	1.0	7.8	0.256	8.4	11.9	24.5
	1.5	7.6	0.260	8.1	12.4	24.3
	2.0	7.5	0.260	8.2	12.7	24.3
	2.5	7.5	0.260	6.5	12.0	24.1
	3.0	7.4	0.261	6.9	14.5	24.1
	3.5	7.3	0.261	7.1	18.0	24.0
	4.0	7.4		7.3		24.0
St.3 (土浦港沖)	0.0	8.0	0.261	9.6	9.9	25.0
	1.0	7.8	0.262	9.5	9.5	24.9
	2.0	7.4	0.262	8.6	10.2	24.8
	3.0	7.5	0.262	8.2	9.8	24.7
	4.0	7.2	0.263	8.6	9.9	24.6
	5.0	7.1	0.263	8.3	11.5	24.5
	6.0	7.0	0.263	7.3	10.0	24.5
	7.0	6.9	0.264	7.0	10.8	24.5
	8.0	6.9	0.264	7.0	11.0	24.4
	8.5	6.7	0.265	5.5	18.4	24.4

表 4-2 10 月 18 日の現地観測結果 (台風通過後)

地点	水深 (m)	pH [-]	EC (ms/cm)	DO (mg/L)	濁度 [-]	水温 (°C)
St.1 (湖心)	0.0	7.4	0.239	10.2	15.0	18.9
	0.5	7.4	0.239	10.3	15.0	18.9
	1.0	7.3	0.238	8.3	15.6	18.9
	1.5	7.3	0.238	8.3	15.2	18.9
	2.0	7.2	0.238	7.7	15.2	18.9
	2.5	7.2	0.234	8.1	15.2	18.9
	3.0	7.1	0.238	7.8	15.0	18.9
	3.5	7.1	0.238	7.8	15.1	19.0
	4.0	7.1	0.238	7.6	15.8	19.0
	4.5	7.1	0.238	7.5	16.2	19.0
	5.0	7.0	0.239	7.5	15.6	19.0
St.2 (掛馬沖)	5.5	7.0	0.239	7.5	16.1	19.0
	6.0	7.0	0.239	7.4	16.9	18.9
	0.0	7.5	0.218	9.4	12.2	19.5
	0.5	7.5	0.218	9.4	12.2	19.5
	1.0	7.5	0.219	9.3	13.2	19.3
	1.5	7.4	0.218	9.0	12.9	19.1
	2.0	7.2	0.217	8.7	12.9	18.9
	2.5	7.1	0.216	8.6	12.9	18.9
	3.0	7.0	0.217	8.5	12.4	18.9
	3.5	7.0	0.218	8.4	14.4	18.8
	4.0	7.0	0.218	8.1	20.4	18.8
St.3 (土浦港沖)	0.0	6.5	0.203	10.0	9.7	19.3
	1.0	6.6	0.203	9.2	9.0	19.8
	2.0	6.4	0.203	8.0	9.9	19.0
	3.0	6.3	0.203	7.2	9.8	18.9
	4.0	6.2	0.202	7.2	9.4	18.9
	5.0	6.2	0.202	7.1	10.2	18.8
	6.0	6.2	0.201	7.1	11.8	18.8
	7.0	7.0	0.201	7.0	14.2	18.8
	8.0	6.2	0.200	0.6	29.5	18.7
	9.0	6.1	0.200	0.7	35.9	18.7

表 4-3 採取した底質の状態

9/15 (台風前)	泥色	泥臭	泥温 (°C)	ORP (mV)
St1 (湖心)	灰茶	無臭	22.6	-128
St2 (掛馬沖)	淡灰茶	無臭	23.4	-160
St3 (土浦港沖)	淡緑茶	無臭	22.3	-165
10/18 (台風後)	泥色	泥臭	泥温 (°C)	ORP (mV)
St1 (湖心)	灰茶	無臭	19.6	-119
St2 (掛馬沖)	淡灰茶	無臭	19.8	-154
St3 (土浦港沖)	淡緑茶	無臭	20.0	-165

表 4-4 底質中の有機物・栄養塩濃度

	St.1 (湖心)		St.2 (掛馬沖)		St.3 (土浦港沖)	
	台風前	台風後	台風前	台風後	台風前	台風後
COD _{Mn}	40.1	52.6	28.4	26.3	27.3	19.0
TOC	44.8	53.2	24.2	27.7	31.5	23.1
全窒素	5.6	6.9	2.7	3.1	3.8	2.6
全りん	0.8	1.2	0.5	0.8	1.1	0.9

(mg/g-dry)

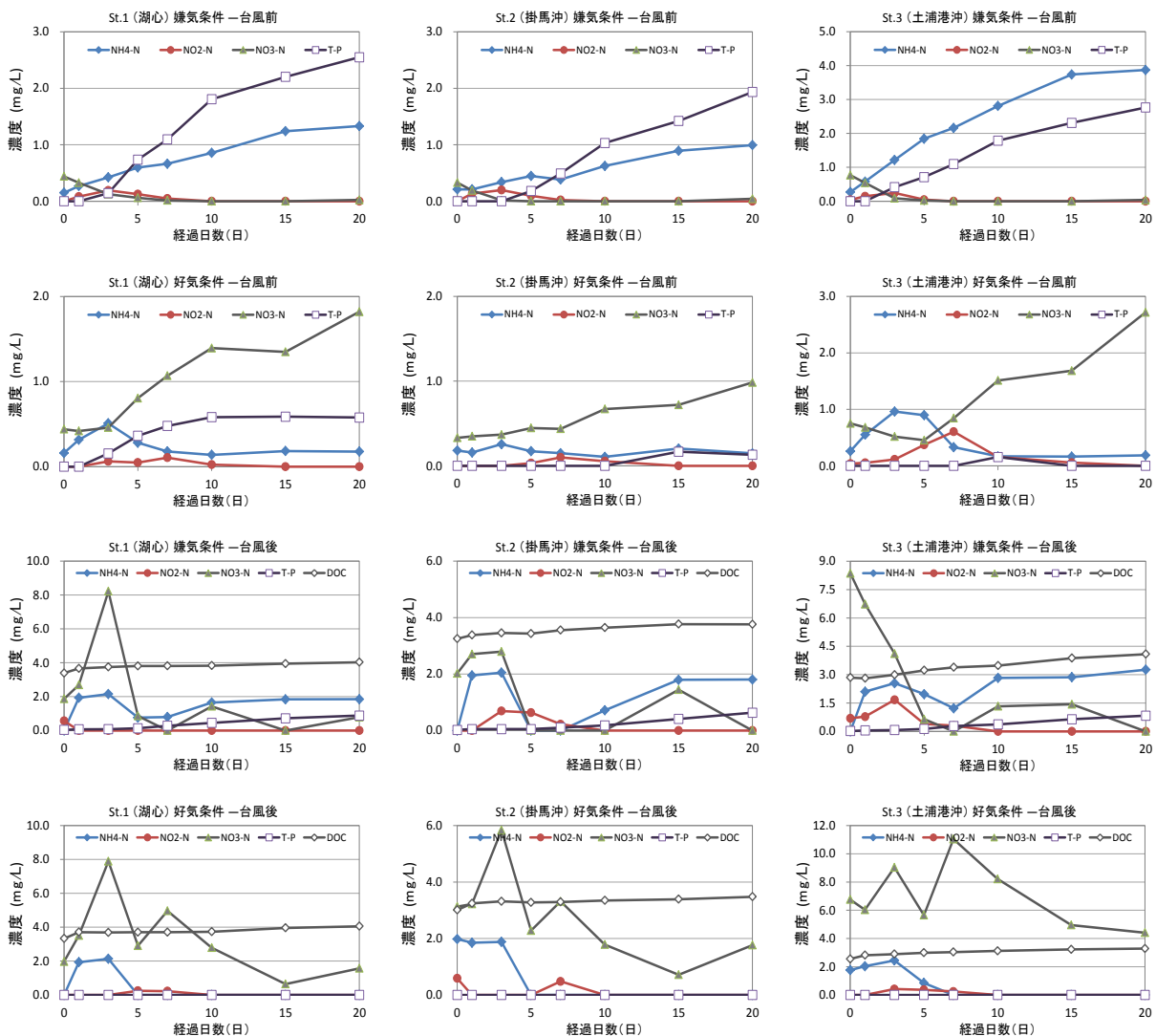


図 4-3 溶出試験時のバルク内の各物質濃度 (サンプル引き抜きを考慮して算出)

水中の溶存態窒素 (NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N) および総リン (T-P) 濃度の経日変化を示す。台風通過前の嫌気条件下での溶出試験結果では、どの系列でも NH₄-N および T-P が時間とともに増加していた。台風通過後の嫌気条件下では、溶出試験に供する底質直上水の NO₃-N 濃度が台風通過前の溶出試験時より高かったが、St.3 (土浦港沖) で

は、溶出試験開始直後から NO₃-N は減少した。St.1 (湖心) や St.2 (掛馬沖) では一旦上昇した後、低下した。好気条件下では、台風通過前では、どの系列でも NO₃-N の増加が確認された。また、St.1 (湖心) で T-P の増加が 10 日目まで確認され、その後は一定であった。台風通過後の好気条件下では、増減はあるものの NH₄-N、NO₃-N は減少傾

表 4-5 底質中の金属濃度

		Mn	Al	Fe	Zn	Cu	As	Mo	Cd	Pb
台風通過前	St.1(湖心)	760	76,000	48,000	93.6	55.5	15.3	0.3	0.3	21.6
	St.2(掛馬沖)	860	54,000	51,000	71.2	39.5	16.9	1.3	0.2	13.8
	St.3(土浦港沖)	1,210	68,000	47,000	140.5	56.1	14.4	1.2	0.3	23.1
台風通過後	St.1(湖心)	920	47,000	42,000	95.7	58.1	15.3	0.7	0.4	28.7
	St.2(掛馬沖)	950	95,000	56,000	89.1	55.2	13.9	0.4	0.2	16.7
	St.3(土浦港沖)	780	45,000	36,000	114.6	41.8	10.8	1.0	0.3	16.6

μg/g-dry

表 4-6 溶出試験時における金属類溶出率 (%)

		Mn	Al	Fe	Zn	Cu	As	Mo	Cd	Pb	
嫌気条件下	台風通過前	St.1(湖心)	0.49	0.0	0.0	-0.2	-0.1	1.5	-7.8	-0.1	0.0
		St.2(掛馬沖)	0.20	0.0	0.0	-0.8	-0.2	2.9	-1.0	-0.4	0.0
		St.3(土浦港沖)	0.36	0.0	0.0	-0.3	-0.2	4.3	-1.6	-0.3	-0.1
	台風通過後	St.1(湖心)	0.50	0.0	0.0	-0.9	-0.1	3.3	-3.3	0.3	-0.1
		St.2(掛馬沖)	0.21	0.0	0.0	0.0	-0.2	6.3	1.2	-0.1	0.2
		St.3(土浦港沖)	0.45	0.0	0.0	-0.2	-0.4	7.9	-11.1	-4.2	-0.8
好気条件下	台風通過前	St.1(湖心)	0.0	0.0	0.0	0.0	-0.1	0.2	-13.1	-0.4	0.0
		St.2(掛馬沖)	0.0	0.0	0.0	0.2	-0.1	0.2	0.0	0.0	0.0
		St.3(土浦港沖)	0.0	0.0	0.0	-0.8	-0.1	0.2	-0.7	-0.1	0.0
	台風通過後	St.1(湖心)	0.0	0.0	0.0	-1.6	0.2	0.3	-2.5	0.0	0.4
		St.2(掛馬沖)	0.0	0.0	0.0	0.0	-0.1	-0.7	2.7	-0.5	0.0
		St.3(土浦港沖)	0.0	0.0	0.0	-0.8	0.0	0.2	-0.6	0.1	-0.2

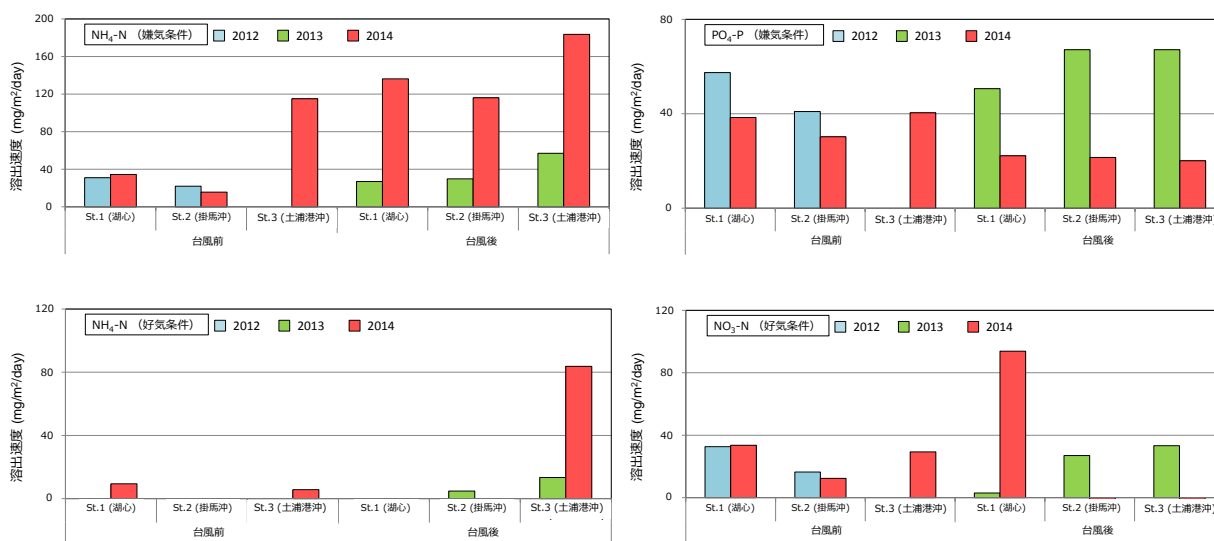


図 4-4 溶出試験時の栄養塩溶出速度

向にあり、T-P も溶出が抑制されていた。

表 4-5 および表 4-6 に底質に含まれる微量金属 (Al, Mn, Fe, Cu, Zn, As, Mo, Cd, Pb) の測定結果と溶出試験後の溶出率を示す。なお、ここで示す溶出率は、底泥表層 2 cm までに存在する微量金属を基準とし、溶出試験 20 日間で水層に移行した量を基に算出した。底質の金属組成は Al と Fe がほとんどで、1%弱の割合で Mn が含まれており、それ以外は 0.0002%-0.1%と非常に微量に含まれる

程度である。溶出試験の結果、台風通過前後では各金属の溶出率に大きな差は見られなかった。また、地点間の溶出率にも大きな差は見られなかった。実験条件の違いを比較した場合、嫌気条件下では、Mn と As の溶出率が高く、Al と Fe を除く大部分は溶出試験期間中に濃度が低下していた。一方、好気条件下では、Mn と As は溶出するものの、溶出率は嫌気条件下と比較すると、大幅に抑えられていた。台風通過により、濁質成分の流入や強風による底

質の巻き上げ等の影響は、底質からの金属の溶出には直接影響しないものの、底層が嫌気状態になれば、Mn、Al、Fe、As等の金属の溶出が促進されることが示唆された。

溶出試験期間中に底質から溶出する NH₄-N、NO₃-N および T-P の溶出速度を算出した結果を図 4-4 に示す。なお、図には我々が過去に実施した溶出試験の結果を台風通過前後に区分し記載した^{6,7)}。ただし、2012年の溶出試験は 20°C で溶出試験を行っているため、溶出速度を比較する際には注意が必要である。それらの結果、NH₄-N の溶出速度は、嫌気条件下で台風通過後に著しく増加しており、St.3 (土浦港沖) が最も大きかった。また、PO₄-P の溶出速度は 2013 年の台風通過後に採取した底質では、非常に高いが、2014 年の調査では、台風通過後にむしろ低下していた。恐らく、2013 年の台風では、流入汚濁物に含まれるリンは、それまでに溶出の履歴のない、比較的溶出し易い形態で、流入してきたと思われるが、2014 年の台風では、流入汚濁物の影響は少なく、強風による底質の巻き上げがあったことが推測される。中菌らの研究によると¹²⁾、嫌気条件下で底質の巻き上げが起こった場合、巻き上げそのものによる影響は PO₄-P では少ないが、NH₄-N は影響を受けやすく溶出量が増加するとある。すなわ

ち、St.3 (土浦港沖) は、雨天時に流入河川から運ばれる汚濁物の影響も受けやすく、さらに、強風による底質の巻き上げも起こりやすい地点であると言える。好気条件下での NH₄-N の溶出速度を比較した場合においても、本来、好気条件であれば、溶出してこない NH₄-N が台風通過後の St.3 のみで溶出し、さらに NO₃-N が生成されていない。このことは、何らかの影響により硝化反応が抑制されていることの証左となり得るだろう。

(3) 微生物菌叢解析

各サンプルから約 10 万リードの塩基配列を取得 (全 30 サンプル) し、QIIME による種の同定およびクラスター解析を行った結果を図 4-5 に示す。なお、図には Class 別に分類した結果を示す。その結果、サンプル間の菌叢構造に大きな違いはなく、全てのサンプルで Proteobacteria が最も多く (平均 51.8%, S.D. 4.0)、次いで、Nitrospirae (13.1%、2.5)、Firmicutes (7.5%、1.1)、Actinobacteria (5.5%、0.7) Verrucomicrobia (3.6%、1.5)、Chloroflexi (2.9%、1.0)、Bacteroidetes (2.0%、1.0) となっていた。また、Proteobacteria の中では、St.1 (湖心) では Gammaproteobacteria が最も多く検出され、St.2 (掛馬沖)、では、底質表層のサンプルで

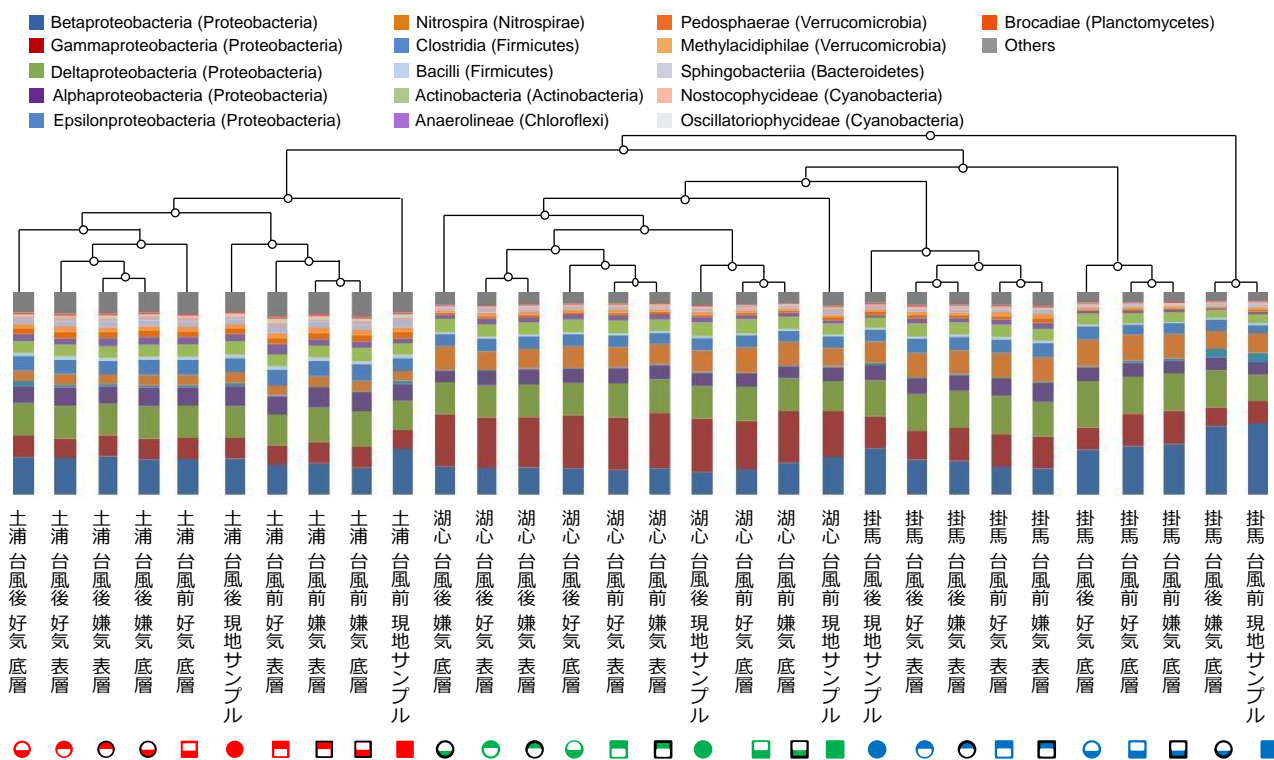


図 4-5 次世代シーケンサーによる系統解析 (Class レベル) およびサンプル間のクラスター解析

は Deltaproteobacteria が、底質底層のサンプルでは Betaproteobacteria が最も多く検出される傾向があった。St.3 (土浦港沖) では、表層、底層に関わらず、Betaproteobacteria と Deltaproteobacteria がほぼ同程度含まれていた。

代表的なアンモニア酸化細菌 5 属に注目すると、*Nitrosomonas* sp. および *Nitrosolobus* sp. は検出されず、また、その他の *Nitrosococcus* sp.、*Nitrosovibrio* sp.、*Nitrospira* sp. も全体のわずか 0.0025-0.0054% に相当するに過ぎなかったが、St.1 (湖心) では、*Nitrosococcus* sp. が優占し、St.2 (掛馬沖) の底質底層では、*Nitrospira* sp. が優占、底質表層では *Nitrosococcus* sp. が優占しており、表層・底層間で明確な差が表れていた。St.3 (土浦港沖) では *Nitrosovibrio* sp. が比較的多く存在していた。一方、亜硝酸酸化細菌が属する *Nitrospira* 門に着目すると、St.3 (土浦港沖) は、亜硝酸酸化細菌が属する *Nitrospira* の検出割合が $5.0 \pm 0.3\%$ と St.1 ($10.4 \pm 1.2\%$) や St.2 ($11.4 \pm 1.4\%$) と比べ、低かった。また、*Nitobacter* や *Nitrospina* についてはどのサンプルからもわずかに検出されたのみであった。これらのことから、St.3 (土浦港沖) における硝化ポテンシャルが他の地点よりも低かった可能性が考えられる。

各サンプルの属レベルの菌叢構造を主座標分析した結果を図 4-6 に示す。各プロット間の距離が菌叢の類似度を示す。各地点それぞれのサンプルが近傍にプロットされることから、各地点で特有の菌叢が構成されていることが示唆された。また、台風通過前後で、各地点での現地サンプルの菌叢は大きく変化していた。それぞれのサンプルの溶出試験後の菌叢を調査したところ、St.1 (湖心)

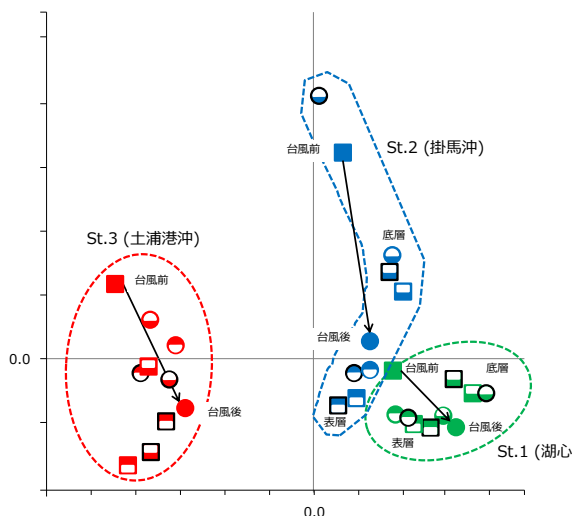


図 4-6 サンプル間の属レベルの主座標分析

や St.2 (掛馬沖) では、台風前後にかかわらず、最終的に実現する菌叢には特段の差異が見られず、底質の表層と底層で異なる微生物構造を示した。一方、St.3 (土浦港沖) では、台風通過前後でのサンプルの溶出試験後の菌叢は、表層と底層間で特段の差異が見られなかった。このことから、St.3 (土浦港沖) では、台風の影響により、底質が大きく攪乱されている可能性が考えられた。

4. 4 まとめ

本研究では、霞ヶ浦において、台風による出水前後の底質を採取し、嫌気・好気条件下で 20 日間の溶出試験および次世代シーケンサーによる微生物叢解析を行った。現地調査の結果から、台風通過後の St.3 (土浦港沖) では、他の地点に比べ、pH および DO は低い傾向を示した。台風に伴い流入してきた有機成分は、採泥時には既に分解し、溶出し易い成分は既に湖水へ溶出していた可能性が考えられる。溶出試験の結果、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出速度は、嫌気条件下で台風通過後に著しく増加しており、St.3 (土浦港沖) が最も大きかった。また、 $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出速度は、台風通過後では、むしろ低下していた。また、微生物叢解析の結果、St.3 (土浦港沖) では、底質が攪乱されている可能性が考えられた。以上のことから、St.3 の溶出試験 (嫌気条件下) で観察された現象 ($\text{NH}_4\text{-N}$ の増加、 $\text{PO}_4\text{-P}$ の減少) は強風による底質の巻き上げの影響を強く受けていると考えられる。

5. 気象自動観測データに基づく水質の影響因子の検討

5. 1 はじめに

台風などの大雨による流入が霞ヶ浦の水質に及ぼす影響を検討するため、霞ヶ浦の自動水質観測所のデータ等を解析した。

5. 2 検討方法

霞ヶ浦西浦湖内に設置されている自動水質観測所 (掛馬沖、湖心、麻生沖) の平成 25 年 9 月及び 10 月と 26 年 10 月のデータを使用した。着目した水質等の項目は、濁度(表層・下層)、電気伝導度(表層・下層)、COD、全窒素、全リン、風速、降雨(気象庁土浦・下館観測所)である。降雨時の雨量・風速・湖心水位・各自動観測所水質の経時変化を図示し、それらの関連の有無を確認した。

5. 3 結果と考察

気象庁土浦観測所で総雨量 150mm 以上の降雨を観測した台風の時の各項目の経時変化を図 5-1 に示す。平成 25 年 10 月 15 日から 16 日にかけて台風による大雨があり、湖心水位は大きく上昇するとともに、濁度など各水質項

10.2 土地利用や環境の変化が閉鎖性水域の水質・底質におよぼす影響に関する研究

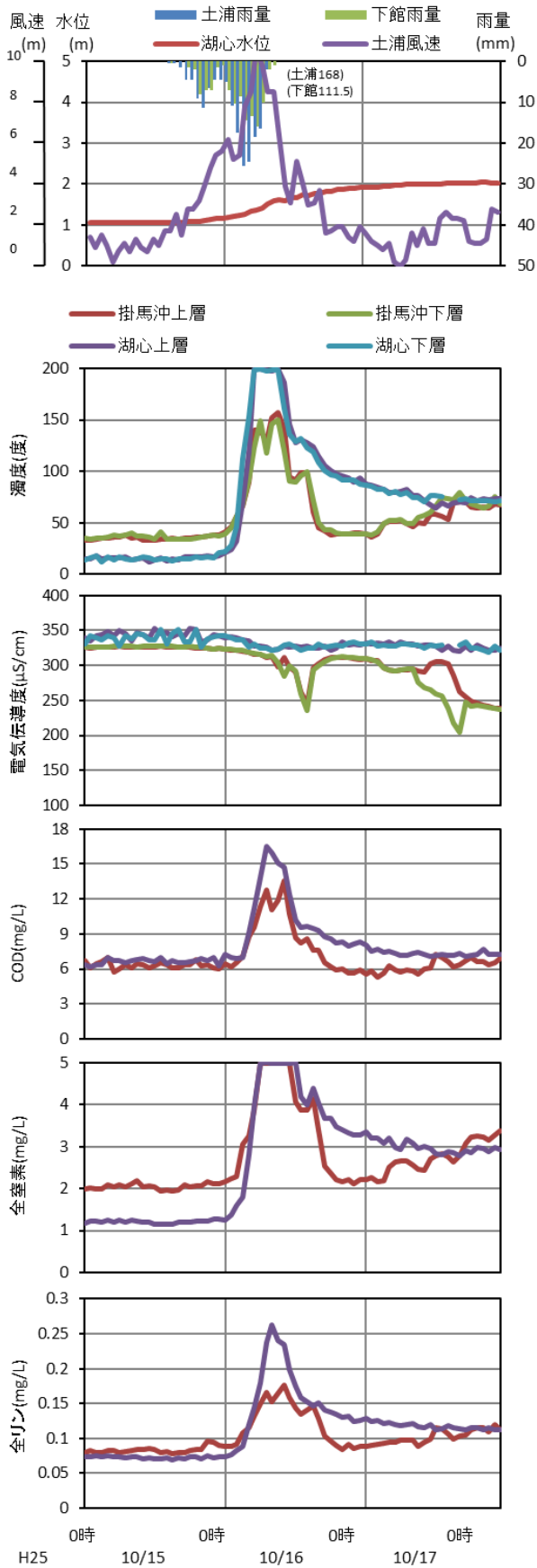


図5-1 平成25年10月15日～17日の各項目の経時変化

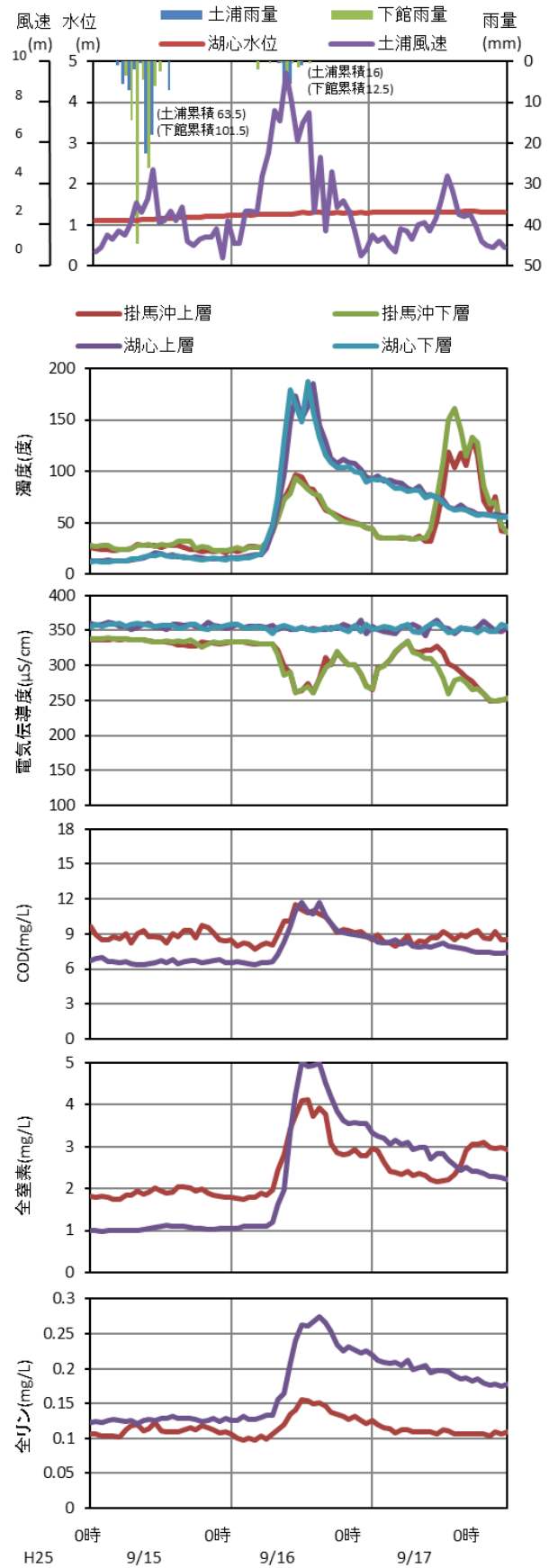


図5-2 平成25年9月15日～17日の各項目の経時変化

目も大きく変化した。土浦観測所で総雨量 60mm 程度の降雨と 20mm 程度の降雨があった平成 25 年 9 月 15 日～17 日の各項目の経時変化を図 5-2 に示す。15 日と 16 日に降雨があり、16 日より 15 日の降水量が大きかったが、15 日には各水質項目に大きな変化は見られず、16 日には各水質項目に大きな変化が見られた。10 月 16 日と 9 月 16 日では、風速 6m を超える強風が吹いていた。この他、検討対象の期間において、風速 6m を超える強風が吹いた日は、平成 25 年 10 月 9 日（降雨無）、平成 26 年 10 月 6 日（総雨量 200mm 程度の台風）、同 13 日～14 日（総雨量 20～40mm）、同 28 日（降雨無）であり、いずれも各水質項目に大きな変化が見られた。一方、降雨があっても、風速が 6m を超えることがない場合には、各水質項目に大きな変化が見られなかった。

高浜入において昭和 58 年 9 月 27 日から 29 日の台風 10 号による総雨量 100mm 程度・時間最大 8mm 程度の降雨の増水時に流入する粒子性栄養塩は、そのほとんどが急速に沈降した報告¹³⁾もあることから、9 月 16 日の各水質項目の大きな変化は、強風による巻き上がりによる影響が大きいものと考えられる。雨量が 100mm を大きく超え、風速 6m を超える強風が吹く台風のような状況を除き、沿岸部を除けば降雨による流入よりも強風による巻き上がり水質に大きく影響していると考えられた。

5. 4 まとめ

霞ヶ浦の自動観測所データより、大雨時・強風時の水質の応答特性を分析し、雨量が 100mm を大きく超え、風速 6m を超える強風が吹く台風のような状況を除き、沿岸部を除けば大雨による流入よりも強風による巻き上がりの水質影響が卓越することを明らかにした。

6. 藻類増殖と栄養塩・微量金属との関係

6. 1 はじめに

藻類生長に及ぼす栄養塩の影響、実湖沼における水質評価について、これまでは窒素やリンの研究が数多く行われてきた。一方、実湖沼における鉄やマンガンの挙動、藻類生長に及ぼす鉄やマンガンの影響については良く分かっていない。そこで本調査では霞ヶ浦に設置した隔離水界において鉄やマンガンを含めた水質の挙動を評価するとともに、それらの微量金属が藻類生長に及ぼす影響について評価した。本調査は（独）土木研究所と松江土建株式会社が共同研究として実施した。

6. 2 実験材料および実験方法

6. 2. 1 隔離水界内の水質挙動評価

2013 年 6 月に霞ヶ浦に直径 1.2m、長さ 3m の隔離水界（図 6-1）を設置した。隔離水界には水面から 1.5m の深さのところと 5cm の穴を設け、霞ヶ浦の水位変動に対応できるようにした。

2013 年 7 月 16、23、30 日および 8 月 8、12、19、22、26 日に、午前 9 時～10 時 30 分の間に水面から 0.5m（表層として）と 2.5m（底層として）から採水を行った。水質として Chl.a、水温、pH、溶存酸素 DO、全窒素 T-N、溶存態窒素 DIN、全リン T-P、リン酸態リン PO₄-P、全鉄 T-Fe、溶存態鉄 D-Fe、全マンガン T-Mn、溶存態マンガン D-Mn、溶存態有機炭素 DOC を測定した。

6. 2. 2 供試藻類

供試藻類として藍藻類 *Microcystis aeruginosa* (NIES-87) を用いた。本藻類は国立環境研究所より分譲されたものを用いた。

前培養には、CB 培地の成分のうち MnCl₂・4H₂O を添

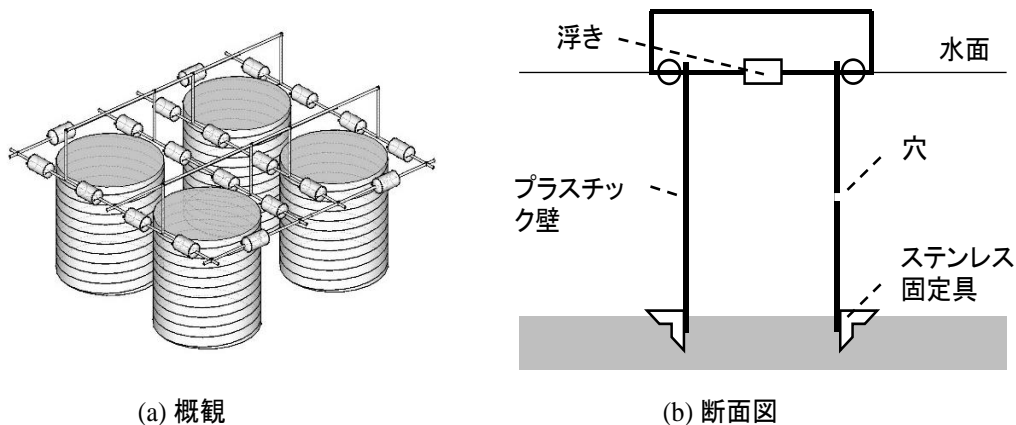


図 6-1 隔離水界の概要。(a)概観、(b)断面図。

加しない Mn フリーの CB 培地を用いた。光条件は光強度 $40 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ 明暗 12 時間周期、 25°C 、90rpm 回転振とうとした。生長試験には対数増殖期中期～後期の細胞を使用した。なお、CB 培地の成分は蒸留水 99.7mL に対し $\text{Ca}(\text{NO}_3) \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 15 mg, KNO_3 10mg, $\text{Na}_2\text{glycerophosphate}$ 5mg, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 4mg, ビタミン B12 0.01 μg , ビオチン 0.01 μg , チアミン塩酸塩 1 μg , Bicine 50 mg, PIV メタル混液 0.3mL から成る。PIV メタル混液は蒸留水 100mL に対し $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 19.6 mg, $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 3.6 mg, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 2.2 mg, $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.4 mg, $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0.25 mg, $\text{Na}_2\text{EDTA} \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 100 mg から成る。

6. 2. 3 藻類生長試験

本試験では鉄の形態（溶存あるいは懸濁）とマンガン添加の有無が *M. aeruginosa* の生長に及ぼす影響を評価する。鉄として Fe-EDTA ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O} + \text{EDTA}$ 、溶存態として) と EDTA なしの $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ （懸濁態として、以下 Fe）を用意した。

改変 CB 培地（ビタミン B12、ビオチン、チアミン塩酸塩を添加せず、pH 緩衝材の Bicine の代わりに NaHCO_3 を 500mg/L となるよう添加して pH を 8.0 に

調整) に対し、鉄とマンガンの添加の有無に基づき以下の 4 系を用意した。

FeEMn : Fe-EDTA および Mn を添加

FeE : Fe-EDTA 添加、Mn 無添加

FeMn : Fe および Mn を添加

Fe : Fe 添加、Mn 無添加

添加濃度は Fe、EDTA いずれも CB 培地の 1/20 とし、Mn は CB 培地と同じとした。初期細胞濃度は 1 万 cells/mL、培養条件は 2. 2 と同じとし、3 日あるいは 4 日おきに細胞濃度を測定した。試験は 4 連とした。AGP 試験 1) に基づき、1 日当たりの細胞濃度の増加が 5% 未満になるまで測定を行った。細胞濃度の測定は粒子計数分析装置 (CDA-1000B、100 μm アパチャー、Sysmex 社) を用いて行った。

6. 3 実験結果及び考察

6. 3. 1 隔離水界内の水質挙動評価

各水質項目の変化を図 6-2、図 6-3 に示す。底層では 7 月 23 日以降に DO がほぼゼロとなり、表層よりも T-N,

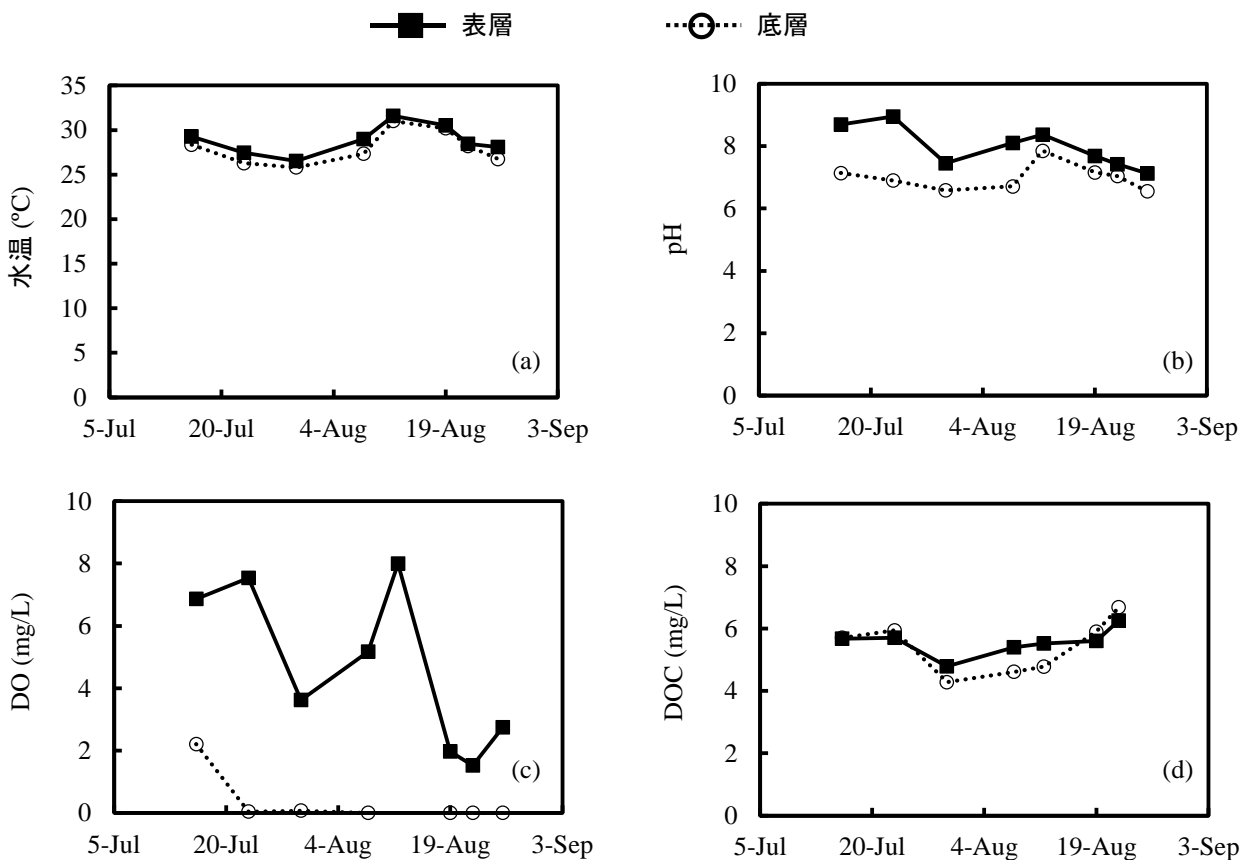


図 6-2 隔離水界の表層、底層における (a)水温、(b)pH、(c)DO、(d)DOC

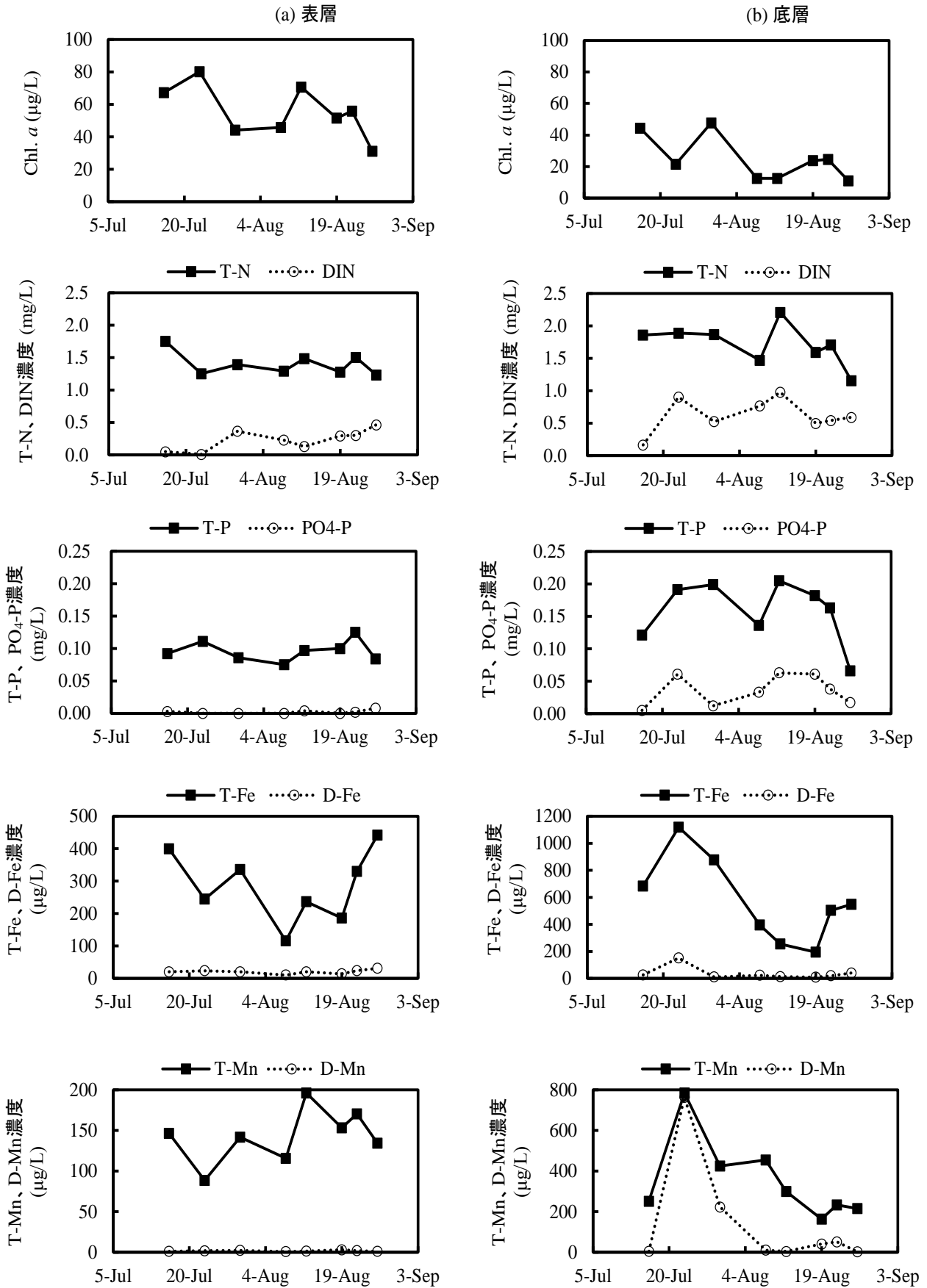


図6-3 隔離水界の(a)表層、(b)底層におけるChl.*a*、T-N、DIN、T-P、PO₄-P、T-Fe、D-Fe、T-Mn、D-Mn

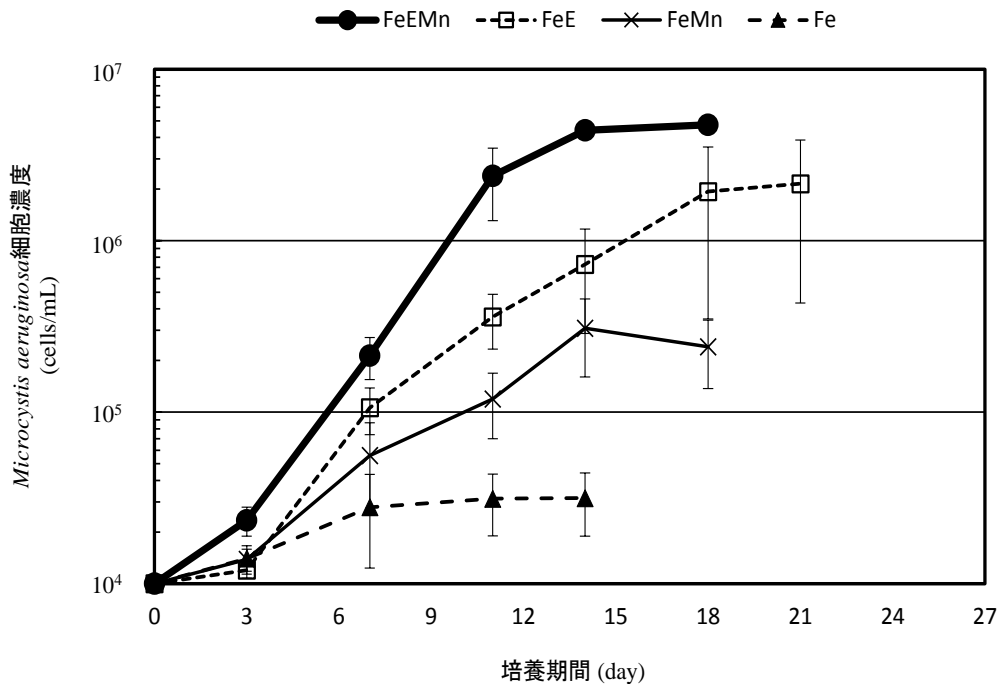


図6-4 鉄性状が異なる条件下（溶存態・懸濁態）でのマンガン添加・無添加の場合の *Microcystis aeruginosa* 生長曲線

DIN, T-P, PO₄-P, T-Fe, D-Fe, T-Mn, D-Mn の濃度が高くなる傾向が見られた。その原因としては底泥からの溶出が考えられた。DOC については表層と底層でほぼ同程度であったことから、底泥から DOC 成分はほとんど溶出しなかったと推定された。D-Mn 濃度は7月23日に非常に高かったが、その後は急激に減少した。そのような変動は23日以降はD-Mnの溶出がほとんど無かった一方、拡散や藻類による消費などが原因として推定された。

底層では7月30日と8月19~22日にChl.*a*のピークが見られた。それらのピークが見られた際にはDINとPO₄-P濃度が低下する傾向にあった。T-N, T-P, T-Fe, D-Fe, T-Mn, D-Mnについては、変動についてChl.*a*との明確な関連性は見られなかった。T-FeとT-MnについてChl.*a*との明確な関連性が見られなかったのは、底層でのそれらの濃度が高すぎたためと考えられた。

表層ではChl.*a*濃度は7月23日に高く、7月30日と8月8日に低下した。8月12日にChl.*a*濃度のピークが見られた意向は濃度が減少する傾向にあった。T-N, T-P, D-Fe濃度の変動はChl.*a*濃度と関連性が無かった。底泥からは7月23日にD-Mnが溶出したと考えられるが、表層でのD-Mn濃度は3.0 μg/Lと低く、藻類による利用が推定された。D-Mn濃度が試験期間中ほとんどゼロであったため、T-Mn成分はほぼ全てが懸濁態Mn (P-Mn)

であったと考えられるが、P-Mn濃度とChl.*a*濃度の挙動は類似していた。このような関連性は、藻類によるMnの取り込みや吸着が原因であると推定された。また、Chl.*a*濃度とDIN濃度の増減は逆の関係にあることが示されたが、その原因は底層と同様に、藻類生長に伴うDIN消費であると考えられた。T-Fe (D-Fe濃度が極めて低い)ため、ほぼ懸濁態鉄 (P-Fe) もDINと同様の挙動を示すことから、藻類はDIN同様にP-Feも生長に利用したと推定された。

これらの結果に基づく仮説として、藻類は生長のためにD-Mnを蓄積し、D-Mnを利用してP-Feを消費するのではないかと考えた。そこで以下に示す藻類生長試験により仮説の検証を行った。

6. 3. 2 藻類生長試験

図6-4に各培養条件での *M. aeruginosa* の増殖曲線を示す。Fe-EDTAを添加した系では、マンガン添加あり (FeEMn)、添加無し (FeE) いずれもよく生長したが、最大細胞濃度はFeEMnの方が有意に大きくなった ($p < 0.05$)。Feの系では *M. aeruginosa* はほとんど生長しなかったが、それはFeを利用できなかったためと考えられた。しかし、マンガンを添加したFeMnの系では生長が確認された。

Microcystis aeruginosa がMnフリーのCB培地で生

長できたことから、Mn は *M. aeruginosa* にとって必須栄養素ではないと考えられる。しかし Mn を添加した系では生長が促進されたことから、Mn は *M. aeruginosa* の溶存・懸濁態鉄いずれにおいてもその利用性を向上させる作用があると示唆された。よって本調査の隔離水界において表層の P-Fe (T-Fe) と Chl.a の増減は逆の関係にあったのは、Mn を蓄積した藻類の生長に伴う P-Fe の消費が原因であると推定された。既往の研究ではアオコ形成の制限因子として窒素やリンに着目した例が多いが、本調査から Mn もまた藻類の鉄利用性の向上を介してアオコ形成の重要な因子になりうると思われた。

6. 4 まとめ

霞ヶ浦に設置した隔離水界内の各種水質項目を測定した。底層では Chl.a 濃度の変動は鉄やマンガンとの関連が見られなかったが、表層では Chl.a 濃度の変動に対し懸濁態鉄 (P-Fe) は負の相関、懸濁態マンガン (P-Mn) は正の相関があると思われた。このため隔離水界内の藻類は底泥から溶出した溶存態マンガン (D-Mn) を蓄積し、P-Fe を生長に利用していると推定された。室内培養試験から Mn は鉄の状態 (溶存態、懸濁態) に関係なく *M. aeruginosa* の生長を促進させることが明らかになった。Mn は鉄の利用性を向上させることによってアオコ形成に寄与する重要な因子になりうると思われた。

7. 藻類増殖速度への微量金属 (Fe, Mn) の役割と生態系モデルによる閉鎖性水域の水質変化予測

7. 1 はじめに

既往の研究から藻類生長を考慮した生態系モデル¹⁾が構築されており、湖沼の水質予測にはそのモデルの活用が有効であると思われる。しかしその既存モデルでは鉄やマンガンを考慮していないため、新規にモデル式やパラメータを導出する必要がある。そこで本節では鉄とマンガンが藻類生長に及ぼす影響を定量的に評価することによりモデル式の構築を行った。また、確立したモデル式やパラメータ値を既存モデルに組み込み、モデルに基づく水質予測を行った。

7. 2 実験材料および実験方法

7. 2. 1 供試藻類

供試藻類として藍藻類 *Microcystis aeruginosa* (NIES-87) を用いた。本藻類は国立環境研究所より分譲されたものを用いた。

前培養は CB 培地の成分のうち、 $MnCl_2 \cdot 4H_2O$ を添加

しない Mn フリーの CB 培地を用いた。光条件は光強度 $40 \mu mol/m^2/s$ 明暗 12 時間周期、 $25^\circ C$ 、90rpm 回転振とうとした。生長試験には対数増殖期中期～後期の細胞を使用した。

7. 2. 2 鉄が藻類生長に及ぼす影響

Fe, Mn 未添加の CB 改変培地に対し Fe として 0.1、1、5、10、 $50 \mu gFe/L$ となるよう Fe-EDTA を添加した。これらの試験水に *M. aeruginosa* 初期細胞濃度が 1 万 cells/mL となるよう添加した。培養条件は光条件は光強度 $40 \mu mol/m^2/s$ 連続照射、 $25^\circ C$ 、90rpm 回転振とうとし、12 時間おきに細胞濃度を測定した。培養期間内において対数増殖期になったと判断された期間での生長速度 (day^{-1}) を求めた。

7. 2. 3 マンガンが藻類生長に及ぼす影響

Fe, Mn 未添加の CB 改変培地に対し Fe として $10 \mu gFe/L$ となるよう Fe-EDTA を添加した。さらに Mn 濃度が 0 (無添加)、1、5、10、 $50 \mu gMn/L$ となるように添加した。これらの試験水に *M. aeruginosa* 初期細胞濃度が 1 万 cells/mL となるよう添加した。培養条件は光条件は光強度 $40 \mu mol/m^2/s$ 連続照射、 $25^\circ C$ 、90rpm 回転振とうとし、12 時間おきに細胞濃度を測定した。培養期間内において対数増殖期になったと判断された期間での生長速度 (day^{-1}) を求めた。

7. 3 実験結果

7. 3. 1 鉄が生長に及ぼす影響のモデル化

図 7-1 に *M. aeruginosa* の生長速度と Fe 濃度との関係を示す。Fe 濃度が高くなるほど生長速度が大きくなる傾向が確認された。

藻類生長と栄養塩濃度に関するモデル式として、以下に示す Monod 式 (式(1)) が良く使われる。

$$\mu = \mu_{\max} \frac{C_{Fe}}{K_0 + C_{Fe}} \quad \dots(1)$$

ここに、

μ : 生長速度 (day^{-1})

μ_{\max} : 最大生長速度 (day^{-1})

K_0 : 鉄に関する半飽和定数 ($\mu g/L$)

C_{Fe} : 鉄濃度 ($\mu gFe/L$)

式(1)を変形すると以下の式(2)で表される。

$$\frac{C_{Fe}}{\mu} = \frac{1}{\mu_{\max}} C_{Fe} + \frac{K_0}{\mu_{\max}} \quad \dots(2)$$

式(2)に基づき実験で得られた値を整理し直線近似を行う

ことにより図 7-2 が得られる。この近似式から、 $\mu_{\max} = 0.943 \text{ day}^{-1}$ 、 $K_0 = 4.88 \text{ } \mu\text{gFe/L}$ と求められた。

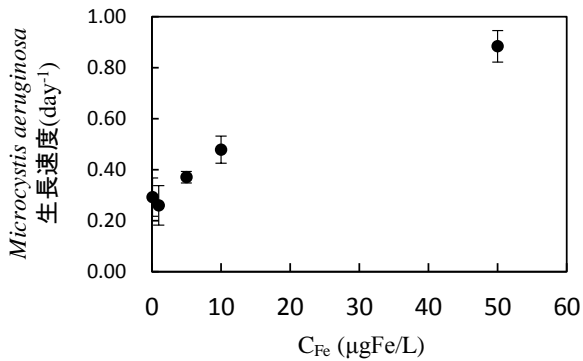


図 7-1 鉄が *Microcystis* の生長に及ぼす影響

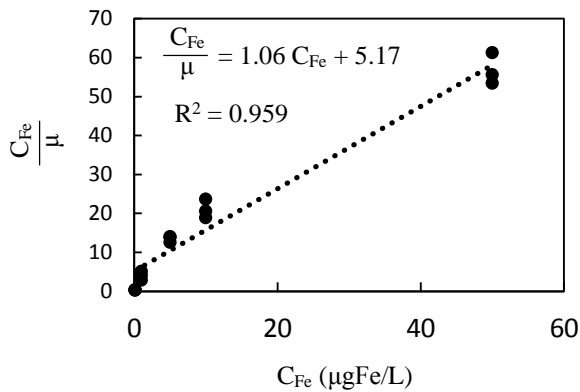


図 7-2 *Microcystis* の生長と鉄濃度との関係

7. 3. 2 マンガンが生長に及ぼす影響のモデル化

図 7-3 に *M. aeruginosa* の生長速度と Mn 濃度との関係を示す。Fe 濃度が高くなるほど生長速度が大きくなる傾向が確認されたが、 $5 \mu\text{gMn/L}$ 程度以上からは μ_{\max} と同程度になった。

Mn そのものは *M. aeruginosa* の必須栄養塩ではなく、鉄の利用性を向上させると推定されることから、式(3)に示すようにマンガンは鉄に関する半飽和定数の変数として組み込むこととした。

$$K_{\text{FeMn}} = K_0 e^{-\alpha C_{\text{Mn}}} \quad \dots(3)$$

ここに、

K_{FeMn} : マンガンの影響を考慮した鉄に関する半飽和変数 ($\mu\text{g/L}$)

C_{Mn} : マンガン濃度 ($\mu\text{gFe/L}$)

α : 定数 (-)

各 Mn 濃度で示された μ から K_{FeMn} を求め、 K_{FeMn} と

C_{Mn} の関係を示すと図 7-4 の通りとなる。ただし、 μ の値に基づき導出された K_{FeMn} が負の値になった場合は $K_{\text{FeMn}} = 0$ とした。試験結果を式(3)に当てはめ、 $\alpha = 0.382$ と求められた。よって、藻類生長に及ぼす鉄とマンガンの影響を考慮したモデル式として以下に示す式(4)が構築できた。

$$\begin{aligned} \mu &= \mu_{\max} \frac{C_{\text{Fe}}}{K_{\text{FeMn}} + C_{\text{Fe}}} \\ &= 0.943 \frac{C_{\text{Fe}}}{4.88 e^{-0.382 C_{\text{Mn}}} + C_{\text{Fe}}} \quad \dots(4) \end{aligned}$$

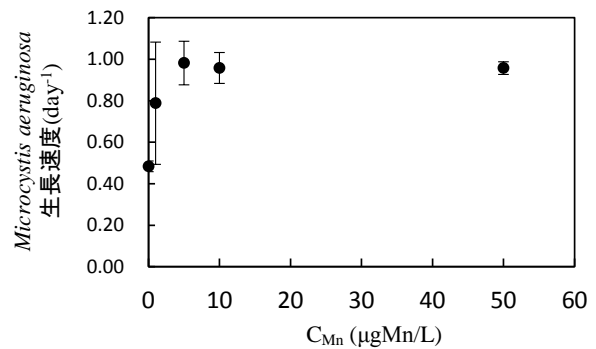


図 7-3 マンガンが *Microcystis* の生長に及ぼす影響

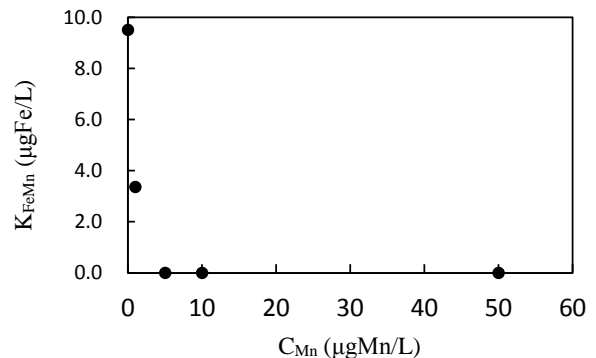


図 7-4 マンガン濃度と鉄の半飽和定数との関係

7. 3. 3 底泥からの鉄およびマンガン溶出パラメータの導出

既往の研究¹⁴⁾では、底泥から一定の割合で栄養塩が溶出(無機化)すると考えた溶出速度を採用している。そこで本調査ではそのモデルを参考にし、2. 3の図 2-2 及び図 2-3 で示された DIN、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、D-Fe、D-Mn の H27 年 8 月サンプルの溶出試験結果のうち 0-10 日間の溶出をもとに好気・嫌気条件下における窒素、リン、鉄、マンガンの溶出速度を算出した(表 7-1)。溶出速度は、湖心、掛馬沖、土浦沖のデータのうち、最も大きい値を採用した。

表 7-1 好気・嫌気条件における各種栄養塩の溶出速度

水質項目	溶出速度 (day ⁻¹)		使用したデータ
	好気	嫌気	
DIN	6.3×10^{-3}	2.8×10^{-3}	好気、嫌気ともに2. 3 図2-2の湖心のデータを使用
PO ₄ -P	1.9×10^{-3}	2.6×10^{-3}	好気は2. 3 図2-2の土浦港沖、嫌気は同図の湖心のデータを使用
D-Fe	0	1.1×10^{-6}	好気はどの地点も溶出なし、嫌気は2. 3 図2-3の湖心のデータを使用
D-Mn	0	1.0×10^{-3}	好気はどの地点も溶出なし、嫌気は2. 3 図2-3の掛馬沖のデータを使用

本調査で得られた鉄・マンガンに関する知見を既存の藻類生長モデル¹⁴⁾に組み込むことにより、藻類量や各種栄養塩の挙動を考慮した水質変化予測手法を構築することができた。

7. 4 生態系モデルによる水質変化予測

既往の研究¹⁴⁾に基づくモデルの概念を図7-5に示す。本モデルは水層と堆積層で構成された完全混合を仮定した2ボックスモデルであり、藻類生長や死亡、栄養塩の循環、藻類や栄養塩の流入出が考慮されている。構築したモデル

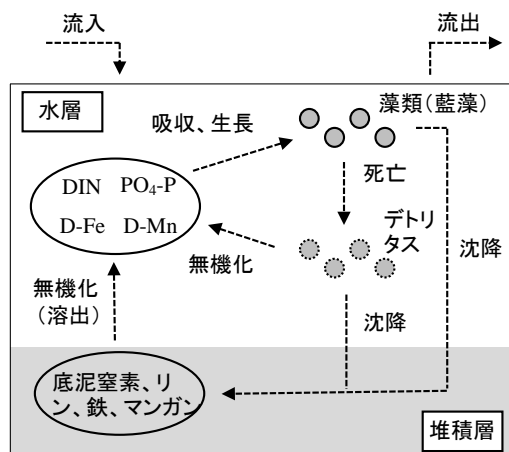


図 7-5 水質予測モデルの概念

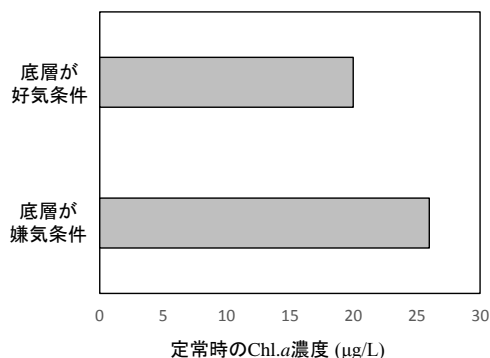


図 7-6 水質予測モデルに基づく好気・嫌気条件下での定常時の Chl.a 濃度の比較

ルに基づき計算を実施した。計算は仮想湖沼を想定し、希釈率 0.5 年、湖沼体積 40,000m³、平均水深 4m とした。流入水の水質は Chl.a 5μg/L、デトリタス濃度 5μg/L、DIN 0.1mg/L、PO₄-P 0.01mg/L、D-Fe 5μg/L、D-Mn 1μg/L とした。また湖沼水の各水質の初期値は Chl.a 10μg/L、デトリタス濃度 10μg/L、DIN 2mg/L、PO₄-P 0.2mg/L、D-Fe 5μg/L、D-Mn 5μg/L とした。水温は 25°C とした。計算には式(4)、表 7-1 の各パラメータ値のほか、既往の研究¹⁴⁾で示されたモデル式や各種パラメータ値を用い、生態系モデルを構築した。これらの条件により計算を実施し、約 3 ヶ月を経過した際の定常状態における Chl.a 濃度を算出した。

計算結果を図 7-6 に示す。定常時の Chl.a の値は好気条件よりも嫌気条件のほうが高くなることが示された。本モデル計算において藻類生長は窒素制限になっていたが、表 7-1 でも示したように本モデルにおいて底泥からの窒素の溶出速度は好気条件のほうが大きい設定となっている。また、定常状態での PO₄-P 濃度は好気、嫌気それぞれ 0.876mg/L、0.766mg/L であり、リンは余剰に残存していた。本計算では好気条件では Fe、Mn は溶出しないが嫌気では溶出することから、嫌気時のほうが Chl.a 濃度が高くなった要因として Fe、Mn も寄与していると考えられた。

本調査およびモデル解析により、湖沼において窒素、リンのみならず Fe、Mn もまた藻類生長を促進する栄養塩となることが示唆された。今後の課題として、Fe や Mn などの微量元素によるアオコ形成メカニズムや、微量元素管理によるアオコ抑制の検討を行うため、湖沼水に対して微量元素を添加した藻類生長試験を実施することが重要であると考えられた。

7. 5 まとめ

藍藻 *Microcystis aeruginosa* を供試藻類として鉄とマンガンが生長に及ぼす影響を定量的に評価し、成長モデルを確立した。また担体を用いた栄養塩溶出試験に基づ

き、好気・嫌気条件下での各種栄養塩の溶出速度を導出した。これらのモデルやパラメータ値を活用して既存の生態系モデルに組み込み、湖沼での水質予測が可能な生態系モデルを構築した。モデルによる計算結果から、窒素、リンのみならず鉄やマンガンなどの微量元素の溶出もまた湖沼における藻類生長促進を引き起こすことが示唆された。

8. まとめ

栄養塩類濃度の変化が底泥からの溶出に与える影響、環境の変化が水質・底質におよぼす影響、閉鎖性水域の水質変化予測手法、水質汚濁対策手法の水質改善に対する寄与について検討を行い以下の結果を得た。

- ・霞ヶ浦において浚渫実施区域と未実施区域についての底泥の溶出試験を行い、今回得られたデータにおいて、掛馬沖（浚渫実施区域）における栄養塩溶出速度は、湖心（浚渫未実施区域）と比べて小さいことを確認した。
- ・近年のアオコ発生前後の気象・水象データから藻類増殖要因を検討して藻類増殖を助長しうる要因を抽出し、さらに自動観測所データをもとにアオコ発生の簡易予測手法を提示した。
- ・台風による出水前後の底質の溶出試験より、NH₄-N 溶出速度は台風通過後に大幅に上昇し、PO₄-P 溶出速度は減少した。また、底泥の地点別、深度別の細菌群集が栄養塩類の溶出に与える影響を把握した。
- ・霞ヶ浦の自動観測所データより、大雨時・強風時の水質の応答特性を分析し、沿岸部を除けば大雨による流入よりも強風による巻き上げりの水質影響が卓越することを明らかにした。
- ・湖沼等の藻類増殖と栄養塩・微量元素との関連性について、藻類生長試験により評価した。
- ・藻類の増殖速度への微量元素(Fe, Mn)の役割と実際の湖沼やダム貯水池等での挙動を解明した。
- ・底質からの栄養塩溶出に寄与する要因を整理し、閉鎖性水域の水質変化予測手法を提案した。

参考文献

- 1) 国土交通省関東地方整備局 (2016) 平成 28 年度霞ヶ浦河川事務所の事業概要について http://www.ktr.mlit.go.jp/ktr_content/content/000646140.pdf (2016 年 6 月時点)
- 2) 環境省水・大気環境局 (2012) 底質調査方法、417
- 3) 湖沼技術研究会底質ワーキング (2009) 底質に係わる技術資料、141
- 4) 霞ヶ浦河川事務所 HP、アオコ日記 <http://www.ktr.mlit.go.jp/kasumi/kasumi00313.html6>
- 5) 茨城県霞ヶ浦環境科学センター (2014) 霞ヶ浦の水質状況、http://www.kasumigaura.pref.ibaraki.jp/04_kenkyu/kasumigaura/kasumigaura.html (2015 年 3 月時点)
- 6) 柴山慶行、平山孝浩、池田茂 (2013) 土地利用や環境の変化が閉鎖性水域の水質・底質におよぼす影響に関する研究、土木研究所資料、4275、65-68
- 7) 柴山慶行、對馬育夫、平山孝浩、岡本誠一郎 (2014) 土地利用や環境の変化が閉鎖性水域の水質・底質におよぼす影響に関する研究、土木研究所資料、4294、70-76
- 8) 底質浄化協会 (2003) 底質の調査・試験マニュアル (改訂第三版)、技術資料 2003-3、土地利用や環境の変化が閉鎖性水域の水質・底質におよぼす影響に関する研究、土木研究所資料、4275、65-68
- 9) Klindworth A., Pruesse E., Schweer T., Peplles J., Quast C., Horn M., Glöckner F.O. (2013) Evaluation of general 16S ribosomal RNA gene PCR primers for classical and next-generation sequencing-based diversity studies, *Nucleic Acids Research*, 41, 1-11
- 10) Edgar R. (2010) Search and clustering orders of magnitude faster than BLAST, *Bioinformatics*, 26(19), 2460-2461
- 11) Caporaso J. G., Kuczynski J., Stombaugh J., Bittinger K., Bushman F. D., Costello E. K., Fierer N., Peña A. G., Goodrich J. K., Gordon J. I., Huttley G. A., Kelley S. T., Knights D., Koenig J. E., Ley R. E., Lozupone C. A., McDonald D., Muegge B. D., Pirrung M., Reeder J., Sevinsky J. R., Turnbaugh P. J., Walters W. A., Widmann J., Yatsunenko T., Zaneveld J., Knight R. (2010) QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data, *Nature Methods*, 7, 335-336
- 12) 中菌孝裕、阿部千雅、鈴木譲 (2009) 霞ヶ浦の底泥表層の巻き上げ時における栄養塩類と鉄・マンガンの溶出特性、環境システム計測制御学会、14、45-52
- 13) 森田弘昭、山田幸男、安中徳二(1985)、洪水時に湖に流入する粒子性栄養塩の挙動、水質汚濁研究 Vol.8、No.4、pp.233-238
- 14) 武田文彦、中野和典、相川良雄、西村修、島多義彦、袋昭太、仲沢武志、田中仁志、林紀男、稲森悠平：生態系モデルによる沈水植物アレロパシーの微細藻類量・群集構造に及ぼす影響解析、水環境学会誌、37(2)、15-28、2014

STUDY ON QUALITY OF WATER AND SEDIMENT IN CLOSED WATER BODY WITH CHANGE OF ENVIRONMENT AND LAND USE OF BASIN

Budget: Grants for operating expenses (General Account)

Research Period: FY2011-2015

Research Team: Water Environment Research Group (Water Quality)

Authors: OKAMOTO Seiichiro, KOMORI Koya, HIRAYAMA Takahiro,
TSUSHIMA Ikuo, TAKEDA Fumihiko, KANEKO Yosuke

Abstract:

The objective of the study, which is focused on environmental change of river basin and closed water body, is to provide knowledge for improvement of the environment in closed water body. In this study, dissolution tests were conducted using the sediment obtained before and after a large-scale flood to understand the impact that floods have on sediment and water quality. Microbial communities in the sediment were analyzed using a new generation sequencer to determine the behavior of in situ materials and the condition of the environment. In addition, an ecosystem model with the effect of Fe and Mn on the growth of algae was constructed, and the change in water quality was predicted by the model.

Keywords: Closed water body, Eutrophication, nutrients leachate from sediment, microbial community analysis