

微量金属を対象とした藻類抑制手法の提案

研究予算：運営費交付金（一般勘定）

研究期間：平 23～平 26

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、平山孝浩、武田文彦

【要旨】

本研究では、藻類の大量増殖により景観障害や異臭味等の利水上の問題を抱えているダム湖や下水処理水の放流先の水に含まれる微量金属に着目した藻類抑制手法の提案を目的としている。微量金属の抑制手法としては、水質チームの過年度の研究にて、固定化担体を用いることで下水処理水中のマンガン濃度が低下することが報告されている。そこで、下水処理再生水に微生物固定化担体による処理を行った水を修景水路の実施設へ適用した。また、底層が貧酸素化してアオコが発生する停滞水域の底層に適用して、水域内の藻類抑制に対する効果を調べた。二つの水路中に素焼きタイルを設置してタイル上のクロロフィル *a* を比較した結果、担体処理を追加した水路では、付着藻類増殖の低下が確認された。また、下水再生水と同様に停滞水域においても担体処理による効果が期待されると判断された。

キーワード：下水再生水、ダム貯水池、藍藻類、微量金属、マンガン

1. はじめに

地球上に存在する水のうち、人が利用可能な水は表流水などのごく限られた量であり、今後の気候変動による水循環系への影響などにより、地域で利用可能な水がさらに減少する可能性もある。そのため、ダム貯水池における水の管理や、現在わが国では利用が十分に進んでいない下水処理水の活用などが、今後一層重要になってくると考えられる。さらにそれに伴い、これらの水の利用上の障害となる藻類の異常増殖の抑制等の対策についても、さらに重要な課題となってくると考えられる。

例えば下水処理水の利用状況を見ると、わが国では下水処理水量の約 1.3% しか処理場外での再利用が行われていない(図-1)。その用途としては、修景用水、河川維持用水の 2 つで半分以上の水量を占めている。水資源の確保とせせらぎ創出を通じた都市のうらおいづくりという、相反するニーズを満たすために下水処理水が利用されている一方で、処理水のほとんどが再利用されずに放流されており、再利用の余地が大きいこともうかがえる。下水処理水再利用の普及に関しては、下水を再利用することに対する人々の意識の問題や、コストと技術面での問題など課題を抱えているの

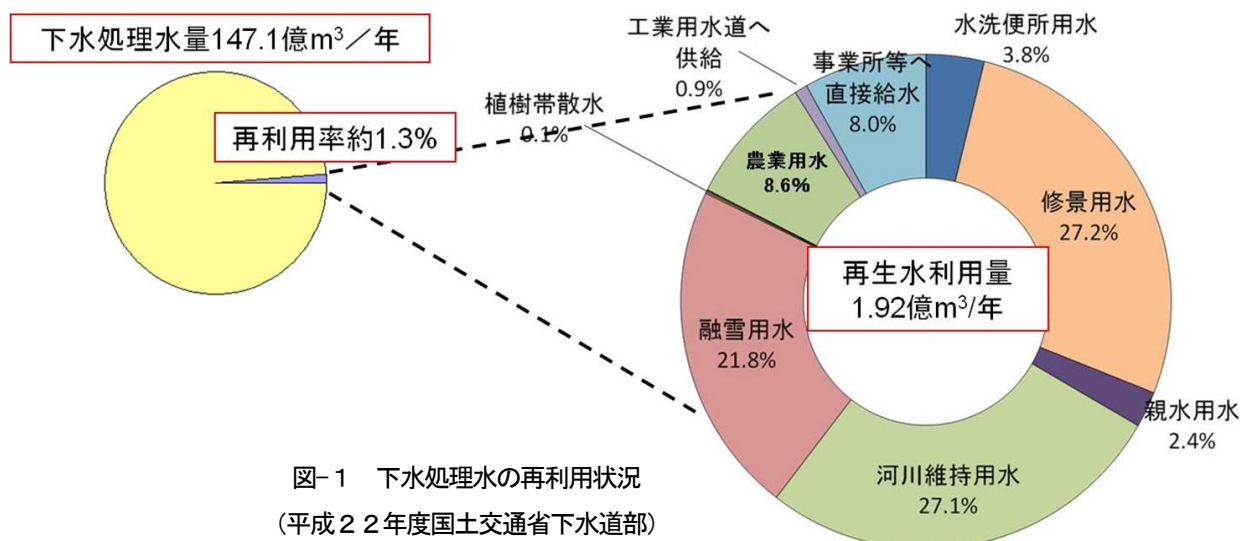


図-1 下水処理水の再利用状況
(平成 22 年度国土交通省下水道部)

も事実である¹⁾。

下水処理水の再利用時の課題として、修景用水利用施設及び親水用水利用施設における美観確保対策や、安価で高度な水処理技術の開発が求められている²⁾。

下水処理水は、窒素やリン等の栄養塩類を比較的高濃度に含む場合があるため、都市内の水路や修景池などに利用した場合に藻類の大量増殖を引き起こし、景観障害等の問題が生じる場合がある。この問題に対応するため、下水処理水中の栄養塩類を極めて低くする手法（凝集剤の使用によるリンの高度除去等）が適用可能であると考えられるが、現状では設備費・運転費ともに高価である。

そこで本研究では、従来方法よりも安価な微生物保持担体を用いた技術を下水処理水に適用して、修景水路に通水することで問題の解決を試みた³⁻⁴⁾。これは、下水処理水に対して好気性の生物膜処理を適用し、微量元素濃度を低下させることにより、藻類増殖の抑制を図るものである。

また、ダム湖や湖沼等の閉鎖性水域において、藍藻類が異常増殖してアオコ状態になる現象に対して、曝気装置の適用等の対策が行われるが、アオコ発生の抑制に対しては効果が不十分な事例がみられる。土木研究所における既往の研究で、底層の貧酸素化に伴って底質から溶出してきたマンガンの濃度を低減させることによって、アオコの抑制が可能であることを明らかにしている⁵⁾。

本研究では、水質チームで開発した水中の溶存マンガン濃度を選択的に低減できる処理手法を用いた装置（担体処理装置）を、底層が貧酸素化してアオコが発生する閉鎖性水域の底層に適用して、水域内の藻類抑制に対する効果を調べるとともに富栄養化現象の見られるダム貯水池において、底層 DO の制御を行いながら、水質の変化と藻類増殖の挙動を調査した。

2. 下水再生水の藻類増殖抑制

2.1 微生物固定化担体による藻類増殖抑制手法⁶⁾

本手法の概要は次の通りである。

下水処理水を微生物保持担体（ポリプロピレンを基材とした中空円筒状の固体 4mmOD × 3mmID × 5mL）を投入した反応槽に導入する。反応槽内では、下部より曝気が行われており比重が水と同程度の担体は曝気に

よって流動する。馴致期間を置くことで、自然発生的に担体上に生物膜が発生し、この生物膜により処理水中の溶存マンガンが酸化され懸濁態となるが、懸濁態のマンガンを後段の砂ろ過装置で除去することにより処理水中のマンガン濃度を高効率に低下させた処理水（以下、担体処理水）を得ることができる。

土木研究所で実施した過去の研究によると、担体処理水を、模擬的な水路と池に導水したところ、糸状藻類の発生が抑制されることがわかっている^{例えば、7)}。この実験では、担体処理水中の窒素やリンの濃度は低減しておらず、マンガン濃度が大幅に低下していたことを確認している。この実験での糸状藻類抑制の詳しいメカニズムは明らかではないが、藻類にとって微量必須元素の一つであるマンガン濃度の低下が、藻類増殖に影響を与えたものと考えられる。本手法は、設備費用や運転経費が安価であるため、必要な費用を抑えつつ、下水処理水を再利用している施設の藻類増殖を抑制することが期待される。

2.2 藻類増殖抑制手法の実施設における適用

2.2.1 方法

藻類増殖抑制手法の効果を調べるために下水処理水を修景利用している人工水路（写真-1、写真-2）施設において適用実験を行った。水路は、実験のために設置したものではなく、実施設であるため、せせらぎ水路 A は底が砂質、せせらぎ水路 B は岩やモルタルに石を埋め込んだものである等、水路間の構造に違いがある。そのような状況では、水路の壁に増殖する藻類の量も異なってくる可能性がある。そのため、素焼きタイルを設置してその上で増殖した藻類の量を測定するとともに、タイル間の日射量の差が少なくなるようにタイルを設置し、水路間の状況の差が小さくなるように努めた。

平成 21 年 10 月～平成 23 年 12 月には、担体処理水をせせらぎ水路 B に導水し、導水していないせせらぎ水路 A の藻類発生状況と比較することで藻類の増殖状況を確認した。藻類発生量は、水路内に設置した素焼きのタイルを、定期的に回収することで定量した。平成 24 年 1 月～平成 24 年 10 月には、二つの水路に担体処理水を導水せず、平成 22 年の藻類発生量の結果と比較した。



写真-1 せせらぎ水路A



写真-2 せせらぎ水路B

図-2には担体処理水を導水した際の実験系概念図を示す。標準活性汚泥法とオゾン処理が施された下水処理水を、微生物保持担体（写真-3）が添加された円筒形の反応槽（写真-4）2槽（有効容量0.56m³、水理学的滞留時間計2時間）に流入させた。担体処理水中の懸濁態マンガンは、せせらぎ水路Bの再生水処理施設内の砂ろ過装置を通して除去され、マンガン濃度が低下した水が水路に流れる仕組みになっている。ただし、この実験系では担体処理してない下水処理水の混合を完全には防げない仕組みとなっている。

水質分析は、平成21年10月～平成24年10月まで、平成23年の一部の期間を除き、1～2か月に1回を目途に実施した。平成22年5月から9月までの計5回、平成24年6月から10月までの計4回については、水路内に設置したタイル上に発生した藻類量の分析を実施しており、本報告書では、この期間の水質分析結果をもとに藻類増殖抑制効果について考察することとする。採水は、以下の場所で実施した。

- ・せせらぎ流入水（試料水A）
- ・担体処理水（試料水B）
- ・せせらぎ水路A流入水（試料水C）
- ・せせらぎ水路B流入水（試料水D）

※採水箇所については、図-2も参照。また、平成24年の7月と8月は、せせらぎ流入水が不足していたため、採水していない。

採水試料中の溶解性有機性炭素（DOC）、総窒素（T-N）、アンモニア性窒素（NH₄-N）、亜硝酸性窒素（NO₂-N）、

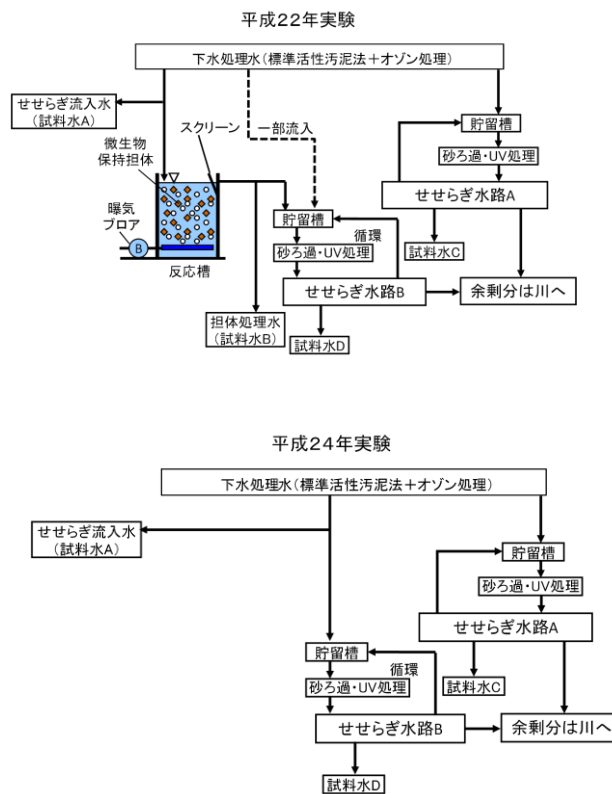


図-2 実験系概念図



写真-3 微生物保持担体



写真-4 担体処理反応槽

硝酸性窒素 (NO₃-N)、総リン (T-P)、オルトリン酸態リン (PO₄-P)、総鉄 (D-Fe)、溶存態鉄 (D-Fe)、総マンガン (T-Mn)、溶存態マンガン (D-Mn) の各濃度を測定した。また、せせらぎ水路では、浮遊物質 (SS)、有機性浮遊物質 (VSS) の測定も行った。懸濁態と溶存態の分離は採水時に行い、金属成分以外の試料水にはガラス繊維ろ紙 (GF/B、粒子保持能 1 μm) を、金属成分用の試料水には、メンブレンフィルター (孔径 0.2 μm) を用いた。窒素とリンの定量分析には、オートアナライザー (ブランルーベ、TRAACS2000) を使用し、金属類は、ICPMS (サーモフィッシャーサイエンティフィック、X7CCT) により分析を行った。窒素とリンの有機態の測定においては、ペルオキシニ硫酸カリウムによる分解を行った。

写真-5と写真-6は、せせらぎ水路内に設置した素焼きタイルの写真である。タイルは、付着藻類の発生状況を観察するとともに、クロロフィル a (Chl. a) の定量分析を行った。タイルは、平成 22 年分は 5 月、平成 24 年分は 4 月にまとめて設置し、設置後は採水時に 1 枚ずつ回収した。回収したタイルは付着物を樹脂のブラシでこすり落とし、分析に供した。Chl. a の測定方法は、単波長吸光度法を用いた。

2. 2. 2 結果と考察

a) 平成 22 年実験

表-1には、せせらぎ流入水と担体処理水の水質分析結果の平成 22 年実験期間における平均値を示す。T-N、T-P については、大きな差が見られない一方、担体処理水では Fe 濃度と Mn 濃度の低下が確認された。反応槽前後の D-Fe の形態は、曝気処理により、また、D-Mn の形態は、担体上のマンガン酸化細菌等の活動により溶存態から懸濁態へと変化したと考えられる。今回の実験結果では、D-Fe、D-Mn だけでなく、T-Fe 及び T-Mn の濃度も低下する結果となっている。



写真-5 せせらぎ水路Aにおけるタイル設置状況



写真-6 せせらぎ水路Bにおけるタイル設置状況

表-1 担体処理実験における平均水質 (平成 22 年実験期間平均値)

項目	単位	せせらぎ 流入水	担体処理水
DOC	mg/L	2.91	2.22
T-N	mg/L	7.28	7.23
NH ₄ -N	mg/L	0.02	0.01
NO ₂ -N	mg/L	0.28	0.12
NO ₃ -N	mg/L	6.35	6.69
T-P	mg/L	0.81	0.59
PO ₄ -P	mg/L	0.51	0.46
T-Fe	μg/L	118.59	38.19
D-Fe	μg/L	28.64	5.52
T-Mn	μg/L	43.05	17.88
D-Mn	μg/L	2.16	0.26

次に、水路内における水質分析結果を比較する。表-2に、下水処理水を通水したせせらぎ水路Aと、担体処理を行った後ろ過処理を行った水を通水したせせらぎ水路Bの実験期間中の水質測定結果（平均値）を示す。T-N、T-PとNO3-N等、多くの項目で、せせらぎ水路Bがせせらぎ水路Aより、大幅に減少していた。金属類に関しては、D-Feには大きな差はみられなかったが、T-Feはせせらぎ水路Bがせせらぎ水路Aの1/6程度であり、Mnは懸濁態、溶存態ともに1/10程度であった。Feは曝気により、Mnは担体処理により懸濁化し、砂ろ過で取り除かれたものと考えられる。

表-2 水路内の平均水質
(平成22年実験期間平均値)

項目	単位	せせらぎ水路A	せせらぎ水路B
SS	mg/L	6.2	2.6
VSS	mg/L	2.4	1.3
DOC	mg/L	2.8	3.6
T-N	mg/L	4.26	0.87
NH ₄ -N	mg/L	0.02	0.01
NO ₂ -N	mg/L	0.04	0.01
NO ₃ -N	mg/L	3.58	0.23
T-P	mg/L	0.16	0.02
PO ₄ -P	mg/L	0.09	0.01
T-Fe	μg/L	57.19	10.00
D-Fe	μg/L	6.75	5.70
T-Mn	μg/L	4.67	0.50
D-Mn	μg/L	1.62	0.33

次に、素焼きタイル上に発生した藻類量の定量結果について示す。写真-7、写真-8は、平成22年7月のタイルの写真である。せせらぎ水路Aでは実験期間を通じて表面全体を覆うほどの付着物が確認されたが、せせらぎ水路Bでは付着物はみられたものの、表面全体が覆われることは無く、付着藻類の長さも短かった。せせらぎ水路Bのタイルと比較して、せせらぎ水路Aのタイルは藻類が多く発生している様子がうかがえる。表-3には、期間中におけるタイル上のChl. aの値の平均値を示す。Chl. aの定量値からもせせらぎ水路B内の付着藻類の発生が抑制されていることが確認できる。



写真-7 平成22年7月せせらぎ水路Aのタイル

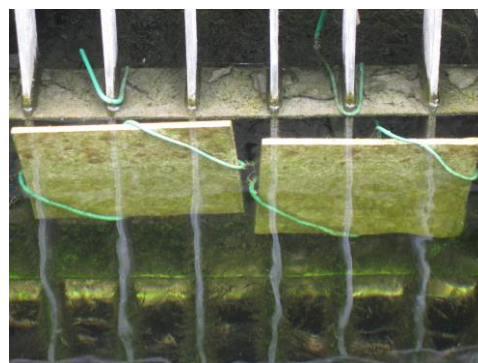


写真-8 平成22年7月せせらぎ水路Bのタイル

表-3 付着物の分析結果
(平成22年実験期間平均値)

項目	単位	せせらぎ水路A 付着物	せせらぎ水路B 付着物
Chl- a	μg/m ²	26.2 × 10 ⁴	8.5 × 10 ⁴

b) 平成24年実験

平成24年実験期間に水路に流入していたせせらぎ流入水の平均水質を表-4に示す。また、平成24年の水路内の水質分析結果の平均値を表-5に示す。ここで、せせらぎ水路Aの10月の値は、8月の値の10倍程度となっており、糸状の藻類が大発生する夏場の水質を代表しているとはいえない可能性が考えられたため、10月の値を除いて水質平均値を算出した。平成22年のデータと同様に、せせらぎ水路B内では、せせらぎ水路Aと比較して、窒素やリン類の濃度が低い傾向にあった。また、NO3-NやPO4-P等の値が、平成22年と比較して高い値であった。T-Mn、D-Mnの濃度も、平成22年と比較して、やや高い値を示していることがわかる。

写真-9、写真-10は、平成24年6月における水

路内の素焼きタイルの写真である。二つの水路の間で、藻類発生量の明確な差は確認できない。表-6にタイル上のChl. a 定量結果の平均値を示す。同程度の数値となっており、この結果からも二つの水路間で、藻類発生量に大きな差はなかったことがわかる。

表-4 せせらぎ流入水の平均水質
(平成24年実験期間平均値)

項目	単位	せせらぎ流入水
SS	mg/L	0.90
VSS	mg/L	0.55
DOC	mg/L	5.84
T-N	mg/L	6.33
NH ₄ -N	mg/L	0.01
NO ₂ -N	mg/L	0.04
NO ₃ -N	mg/L	5.31
T-P	mg/L	1.38
PO ₄ -P	mg/L	1.43
T-Fe	μg/L	32.09
D-Fe	μg/L	28.01
T-Mn	μg/L	25.71
D-Mn	μg/L	24.32

表-5 水路内の平均水質
(平成24年実験期間平均値)

項目	単位	せせらぎ水路 A	せせらぎ水路 B
SS	mg/L	7.23	2.65
VSS	mg/L	3.45	1.55
DOC	mg/L	4.74	4.70
T-N	mg/L	3.33	2.02
NH ₄ -N	mg/L	0.01	0.01
NO ₂ -N	mg/L	0.02	0.01
NO ₃ -N	mg/L	2.17	1.25
T-P	mg/L	0.39	0.22
PO ₄ -P	mg/L	0.09	0.10
T-Fe	μg/L	89.87	13.07
D-Fe	μg/L	11.81	6.05
T-Mn	μg/L	6.90	1.03
D-Mn	μg/L	2.12	0.52



写真-9 平成24年6月せせらぎ水路Aのタイル



写真-10 平成24年6月せせらぎ水路Bのタイル

表-6 付着物の分析結果
(平成24年実験期間平均値)

項目	単位	せせらぎ水路 A	せせらぎ水路 B
Chl.a	μg/cm ²	50.3	54.0

c) 平成22年と平成24年の比較

平成22年と平成24年の藻類発生量が大きく異なったことについて、NO₃-N、PO₄-P、D-Fe、D-Mn のデータに基づいて考察する。

ここで、平均値ではなく、実験中の濃度の推移も確認する。図-3～図-7にNO₃-NとPO₄-P、D-FeとD-Mn、Chl. a の推移を示す。また、表-7に水質平均値を抜き出して整理した結果を示す。

次に、藻類増殖量に影響を与えた因子について検討を行った。せせらぎ流入水とせせらぎ水路内の濃度とその差について検討するため、表-8に、濃度変化を整理したものを示す。

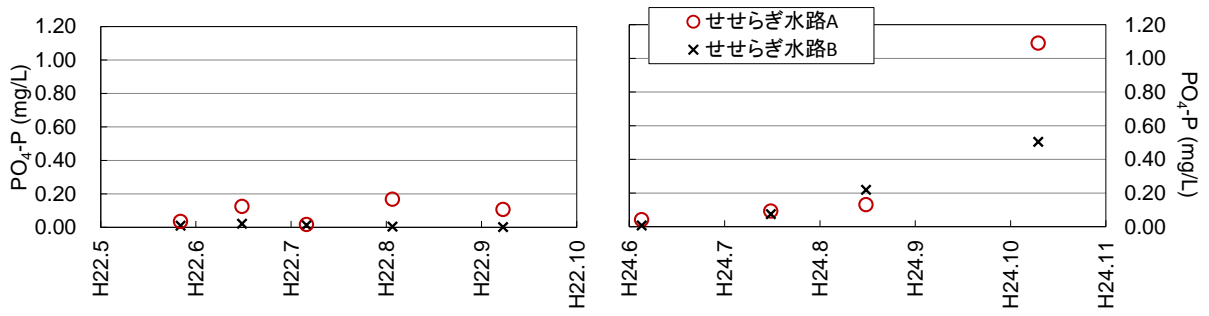


図 - 3 PO₄-P の変化

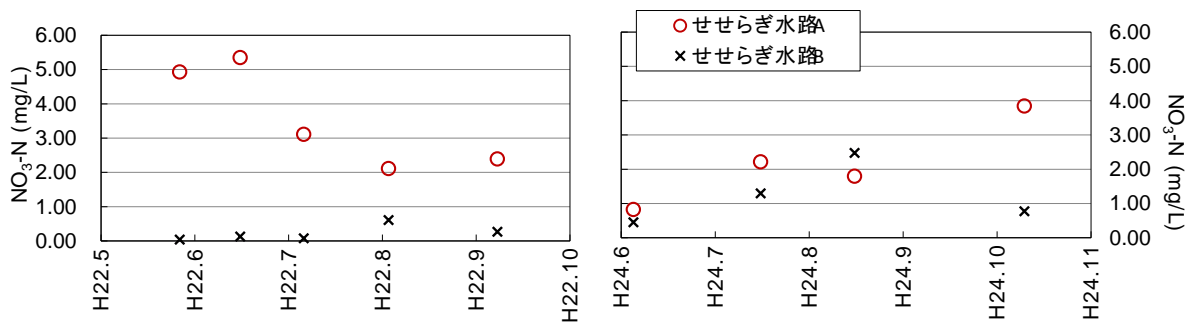


図 - 4 NO₃-N の変化

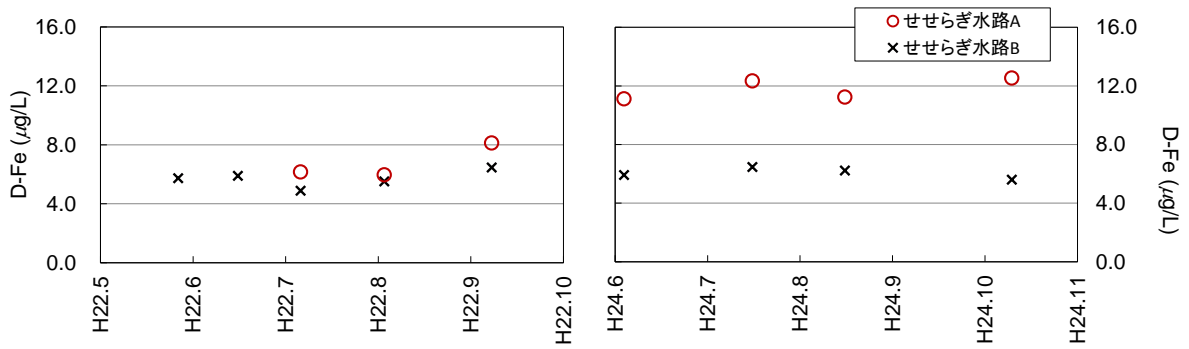


図 - 5 D-Fe の変化

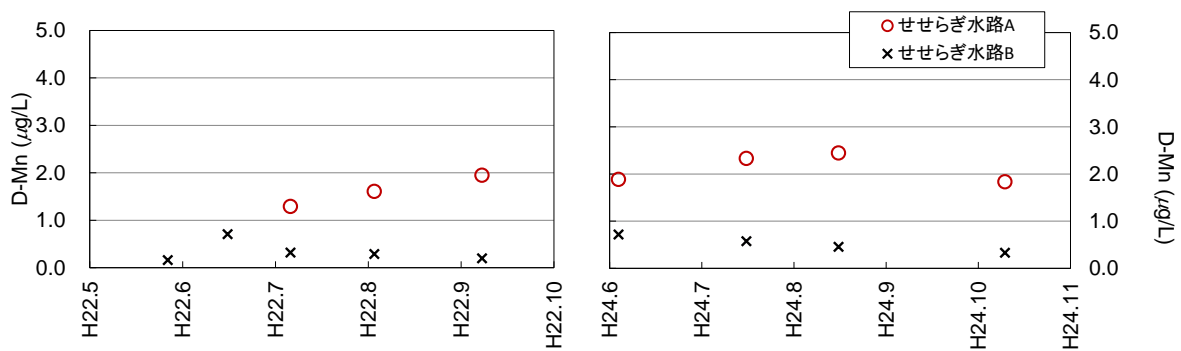
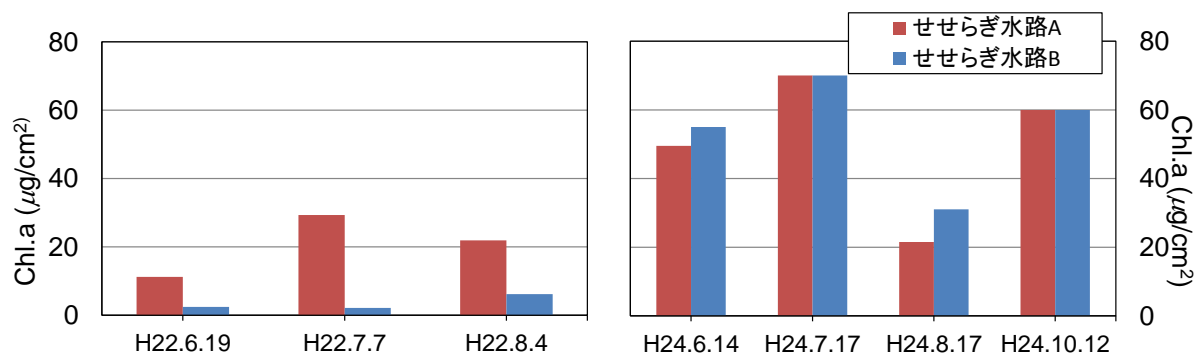


図 - 6 D-Mn の変化



図－7 Chl. a の推移

表－7 水質平均値の比較

項目	単位	平成 22 年		平成 24 年	
		せせらぎ水路 A	せせらぎ水路 B	せせらぎ水路 A	せせらぎ水路 B
PO ₄ -P	mg/L	0.09	0.01	0.09	0.10
T-Mn	µg/L	4.67	0.50	7.72	1.23
D-Mn	µg/L	1.62	0.33	2.22	0.58
Chl-a	µg/cm ²	20.8	3.6	47.0	52.0

表-8 流入水と水路内水質の比較
(網掛けは、制限因子になった可能性のある項目)

		流入水の変化	(単位)	濃度変化	流入からの変化	水路内残存濃度
平成 22 年	PO ₄ -P	せせらぎ流入水→せせらぎ水路 A	(mg/L)	0.2~1 → 0.02~0.2	↓	○
		担体処理水 →せせらぎ水路 B		0.2~1 → ほぼ 0	↓↓	×
	NO ₃ -N	せせらぎ流入水→せせらぎ水路 A	(mg/L)	4~10 → 2~6	↓	○
		担体処理水 →せせらぎ水路 B		4~10 → 0~0.5	↓↓	×
	D-Fe	せせらぎ流入水→せせらぎ水路 A	(μg/L)	20~40 → 6	↓↓	×
		担体処理水 →せせらぎ水路 B		5~10 → 6~9	↓	×
D-Mn	せせらぎ流入水→せせらぎ水路 A	(μg/L)	1~3 → 1~2	→	○	
	担体処理水 →せせらぎ水路 B		0.1~0.6 → 0.1~0.6	→	×	
平成 24 年	PO ₄ -P	せせらぎ流入水→せせらぎ水路 A	(mg/L)	0.7 → 0.04~0.13	↓	○
		せせらぎ流入水→せせらぎ水路 B		0.7 → 0.01~0.2	↓	○
	NO ₃ -N	せせらぎ流入水→せせらぎ水路 A	(mg/L)	5.1 → 0.8~2.2	↓	○
		せせらぎ流入水→せせらぎ水路 B		5.1 → 0.5~2.5	↓	○
	D-Fe	せせらぎ流入水→せせらぎ水路 A	(μg/L)	27 → 11.1~12.3	↓	○
		せせらぎ流入水→せせらぎ水路 B		27 → 5.9~6.2	↓↓	×
	D-Mn	せせらぎ流入水→せせらぎ水路 A	(μg/L)	47 → 1.8~2.5	↓↓	○
		せせらぎ流入水→せせらぎ水路 B		47 → 0.3~0.7	↓↓	△

水路内水質について、藻類増殖の半飽和定数や湖沼等で測定した半飽和定数値⁸⁾と比べると、平成22年のせせらぎ水路Bでは、 $PO_4\text{-P}$ と $NO_3\text{-N}$ の値が半飽和定数と同程度かそれより低く、藻類増殖の制限因子となっていたと思われる。さらに、D-Fe、D-Mnは、実験期間を通じて低い値となっていたことから、これらも藻類増殖の制限因子となっていたと思われる。平成22年のせせらぎ水路AではD-Feがせせらぎ水路Bと同程度だったため、この項目が制限因子となっていた可能性が高い。

一方で、平成24年では、二つの水路で、 $PO_4\text{-P}$ と $NO_3\text{-N}$ は制限因子となるほど値が低くないため、制限因子とはならなかったと考えられる。せせらぎ水路Bでは、D-Feが平成22年と同程度なため、制限因子となった可能性が高い。また、D-Mnも低濃度まで低下している。次に、せせらぎ流入水と水路内の濃度差について検討する。この濃度差は、藻類が増殖に伴って摂取あるいは利用した結果生じるものと考えられる。

図-8～図-11は、せせらぎ流入水と水路内流入水の濃度差と藻類量(Chl. a)との関係を示している。濃度は、平均値を用いた。 $NO_3\text{-N}$ は、濃度差とChl. aの関係が顕著でないようである。 $PO_4\text{-P}$ とD-Fe、D-Mnについては、相関傾向が見られる。

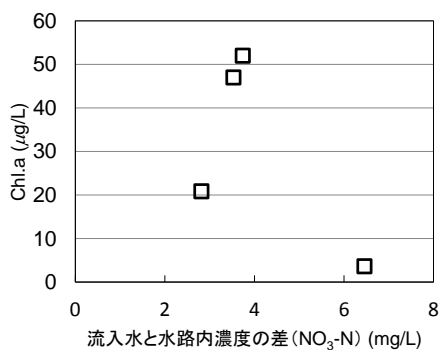


図-8 流入水と水路内濃度の差 ($NO_3\text{-N}$)

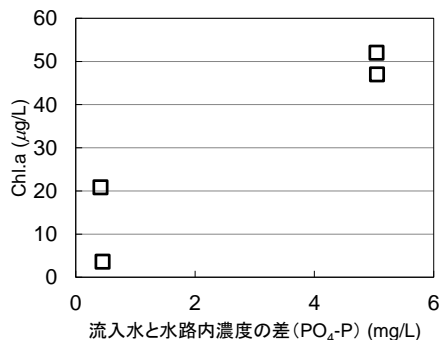


図-9 流入水と水路内濃度の差 ($PO_4\text{-P}$)

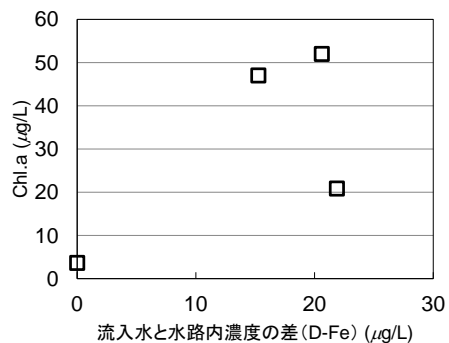


図-10 流入水と水路内濃度の差 (D-Fe)

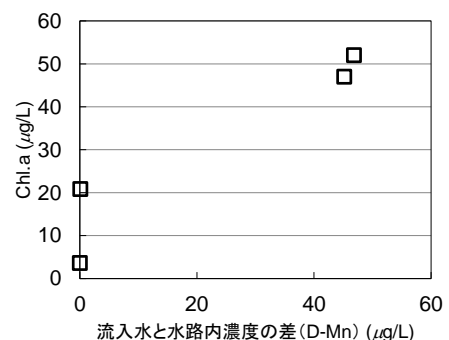


図-11 流入水と水路内濃度の差 (D-Mn)

2.2 まとめ

以下に、本実験のまとめを記述する。

- ①担体処理水を導入した平成22年のせせらぎ水路Bでは、担体処理水を導入していない同時期のせせらぎ水路Aや平成24年度のせせらぎ水路A、Bと比較して、付着藻類量が著しく少なかった。
- ②水路流入水と水路内の水質変化より、せせらぎ水路Bでは、平成22年に $PO_4\text{-P}$ と $NO_3\text{-N}$ 、D-Fe、D-Mnが、平成24年には、D-Feが藻類発生の制限因子となっていたと思われる、また、せせらぎ水路Aでは、平成22年にD-Feが制限因子となっていた可能性が高い。
- ③水路への流入水と水路内の水質の濃度差と、水路の単位壁面当りChl-aとのを比較からは、 $PO_4\text{-P}$ 及びD-Fe、D-MnとChl-aとの間には相関関係が見られた。

3. 微生物保持担体による停滞水域の藻類増殖抑制

3.1 実験方法

本研究では、水質チームが開発した水中の溶存マンガンを選択的に低減できる微生物保持担体による処理を用いた装置(担体処理装置)を、底層が貧酸素化してアオコが発生する停滞水域の底層に適用して、水域内の藻類抑制に対する効果を調べた。

実験は、霞ヶ浦(西浦)の中でも特に閉鎖性の高い

土浦市内の船だまりで実施した。この実験水域は底泥の有機物含有量が高く、夏季には水が滞留して底層が貧酸素化するとともに、藍藻類が異常発生しやすい水域となっている。

図-12に実験概念図を示す。直径1.2mの蛇腹状風管を用いて、水面側には浮きを取り付け、底泥側にはステンレスの枠を取り付けて底泥内に枠がささるように設置して隔離水塊を設けた。風管No.1には、担体処理装置を底層付近（水導入部が底泥から30cmの位置）に設置して、他方の風管No.2は比較のための対照系とした。なお、風管には水面下1.5mの位置に、周囲の水位変化に風管内の水位が追従できるように、直径5cm程度の水位調整用の穴を開けている。

図-13に、担体処理装置の概要を示す。陸上に設置したエアークンプレッサーから空気が送気され、アクリル製の筒の下部から曝気され、筒内に上昇流をつくるとともに、底層付近に循環流をつくる。筒内には、微生物固定化担体が封入された籠が入っており、エアレーションによって、担体上には、自然発生的にマンガン酸化細菌を含む生物膜が生じる。底泥から溶出してきたマンガンはこの生物膜により酸化されて底層に水質改善層が作られることになる。

平成25年6月24日に装置一式を設置して担体処理装置の運転を開始した。装置の運転開始以降、1週間に1回または2回の頻度で、多項目水質計（堀場製作所、U-50シリーズ）を用いた鉛直方向の現地水質測定を行うとともに、風管内の表層（水面下0.5m）、下層（2.5m）の水を水質分析のために採水し、各層のChl. *a*（単波長吸光度法）、金属類（ICP-MS）、リンと窒素（栄養塩自動分析装置）について測定した。また、風管による隔離水塊の周辺の底泥を7月初旬に柱状採泥器を用いて採取し、深さ30cmまでを混合して定量分析に供した。担体上の付着物についても実験終了後に回収して圧力容器法による酸分解を実施し、含有金属成分について定量した。水質分析については、河川水質試験方法（案）【1997年版】を、底質や担体上の付着物については、底質調査方法（平成24年、環境省）に従った。なお、現地観測と採水は、10～11時頃に実施した。

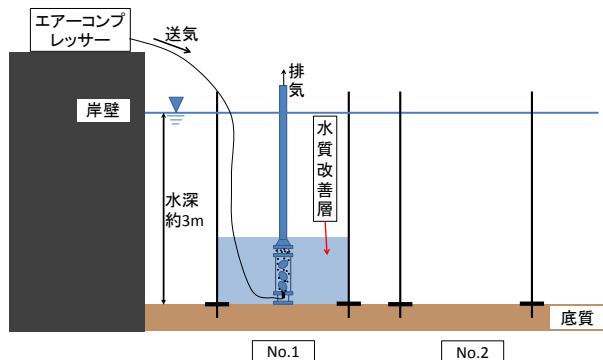


図-12 実験概念図

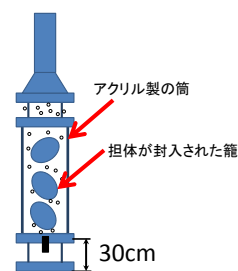


図-13 担体処理装置

3.2 実験結果

図-14に実験期間中の気温を示す。データは気象庁土浦アメダスの日平均気温である。平成25年の夏季は、7月初旬の気温の高い期間の後、7月末まで天候が不順な時期が続いたが、7月末から8月にかけて気温が高い状態が続き天候が安定していた。

下層D₀、D-Mn、PO₄-P、(NH⁴⁺ + NO³⁻) - Nの表層と底層の経日変化を図-15～図-18に示す。対照系であるNo.2では、天候が安定するにつれて、下層D₀が低下しており、7月末以降で底層がほぼ嫌気化しているが、一方でNo.1では、装置のエアレーションの効果もあり、底層は好気状態が保たれていた（図-15）。

PO₄-Pは、下層D₀が低下する7月中旬以降にNo.2の底層で増加しており、底層の貧酸素化による底泥からの溶出と考えられる。No.1では濃度が低くなっているのは、好気状態が保たれているためと考えられる。表層では、No.1、No.2ともに概ね0.01mg/L以下で低く推移しており、表層の藻類に摂取されて値が低くなっていたと考えられる（図-17）。

D-Mnは、表層ではNo.1、No.2ともに概ねゼロに近い値で推移していた（データは掲載していない）。底層では、No.2で7月23日に特に高濃度となっており、Mnについても底泥から溶出していたと考えられる。

その後次第にD-Mn濃度が低下して8月5日にはほ

ぼゼロとなり、その後は低濃度のまま推移した。No. 1の底層では実験期間を通じて低濃度であった（図-16）。

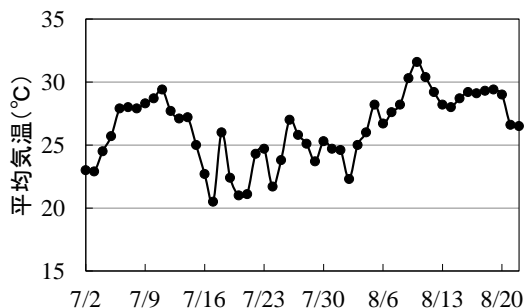


図-14 土浦アメダスの日平均気温の推移

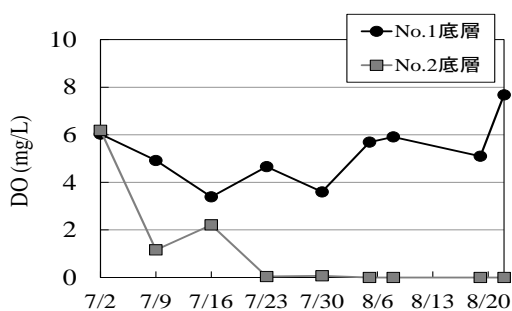


図-15 下層 DO の推移

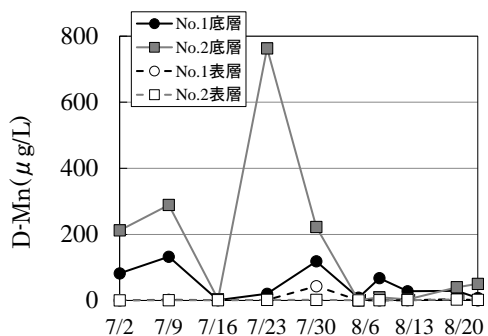


図-16 D-Mn の推移

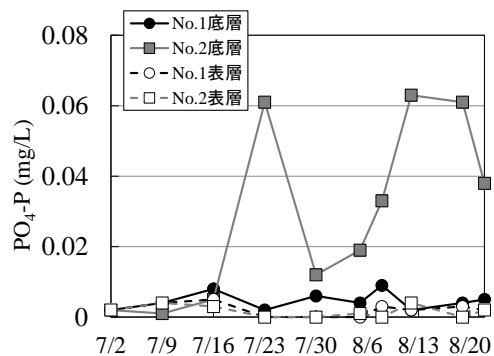


図-17 PO₄-P の推移

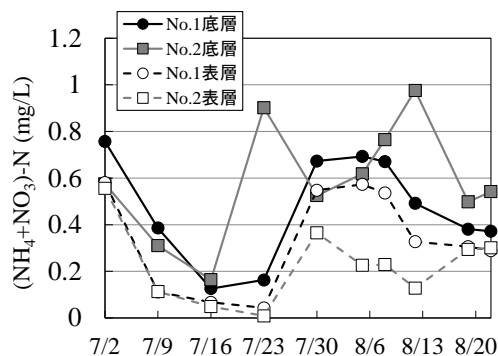


図-18 (NH₄⁺+NO₃⁻)-N の推移

Feは、表層ではNo. 1、No. 2でほとんど濃度に差は見られず、T-Feは200~400 μg/L程度で推移、D-Feは20 μg/L程度でほぼ一定だった。一方、底層ではNo. 1ではD-Feは50 μg/L程度で大きな変動が無かったのに対し、No. 2では底層が貧酸素化した7月23日にT-Feが1120 μg/L、D-Feが151 μg/Lに急上昇した。D-Feはその後7月30日には11 μg/Lに急減している。T-Feも次第に濃度が低下し、8月5日には312 μg/Lまで低下した（図-19、図-20）。

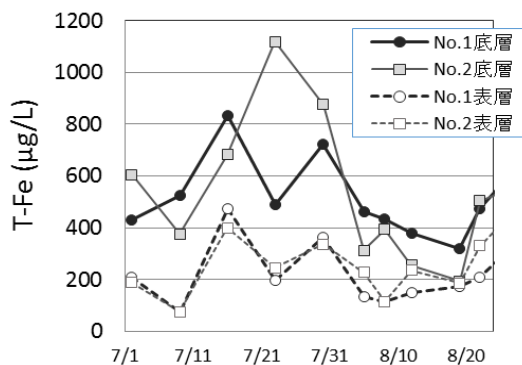


図-19 T-Fe の推移

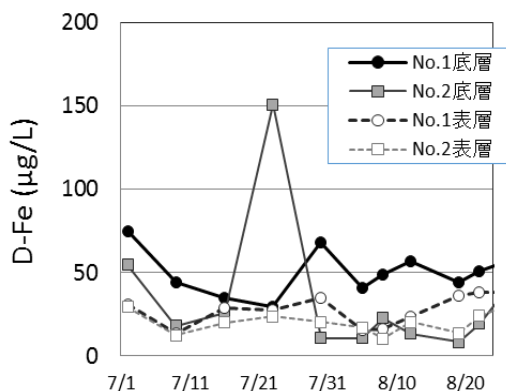


図-20 D-Feの推移

底質と担体上の付着物の分析結果を表-9に示す。担体上の付着物の金属成分はマンガンが鉄より多くなっており、底質の成分とは異なることから、担体上の生物膜の働きによって、溶存態マンガンが懸濁化して担体上に付着していたと考えられる。

表層のChl. aの推移を図-21に示す。天候が安定してきた7月末以降でNo. 1の方が、No. 2と比較して低く推移しており、No. 1において藻類量が抑制されていることが確認された。なお、実験期間中の藻類種であるが、No. 1、No. 2とも7月2日の分析では珪藻類が優占していたが、7月23日の分析以降では、アナベナやフォルミディウム、ミクロキスティスが優占しており、藍藻類が主体になっていた。

P04-P濃度は、実験期間を通じて表層では低濃度となっており、表層では枯渇傾向にあったと考えられる。底層はNo. 1では低濃度となっており、底層D0がほぼゼロとなって以降のNo. 2の高濃度の状態とは対照的だった。

表-9 周辺土壌と担体上の金属成分

金属	底質(0~30cm深) mg/kg(DS)	担体上の付着物 mg/kg(DS)
Mn	1,162.41	2,400.74
Fe	62,294.41	718.60

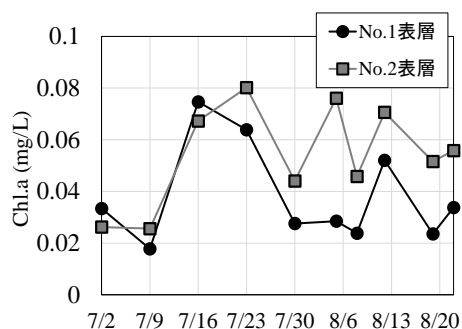


図-21 表層のChl.a量の経日変化

3.3 考察

本研究では、霞ヶ浦西浦湖内の停滞水域(船だまり)に隔離水塊をつくり、その下層に曝気と微生物保持担体を充填した装置を設置して(No. 1風管)、対照系の隔離水塊(No. 2風管)と比較することにより、鉄やマンガン等の金属類、栄養塩類の濃度の変化と藻類増殖に及ぼす影響を検討した。

3.3.1 栄養塩類・金属類の挙動

実験期間における栄養塩類の経日変化をみると、アンモニア態及び硝酸態の窒素濃度は、7月中旬ころにいったん低濃度となるがその後は回復しており(図-18)、藻類増殖が窒素制限となっていた形跡は見られない。

状態となったNo. 2の7月23日以降でP04-Pが高濃度の期間が継続していた(図-17)。ミクロキスティス等の藍藻類は、表層の必要元素が枯渇すると、ガス胞を調節して沈降し下層の必要元素を摂取することが知られている⁹⁾。しかしNo. 1の底層は曝気の影響で底泥からの溶出が抑制されており、No. 1ではリンが藻類増殖の制限因子となっていた可能性がある。

No. 1風管内では底層のD-Mnは安定的に低濃度となっていたこと(図-16)、また担体の付着物中のMn含有量の結果(表-9)から、No. 1では底泥からのマンガンの溶出が抑制されるとともに、微生物保持担体によって水中のマンガンも担体に付着あるいは懸濁化物が沈降することによって低濃度が維持されたと考えられる。本実験で用いた曝気・微生物保持担体による装置は、第2章に示した担体処理装置と同様に、水中のマンガン濃度を抑制する効果が確認された。

3.3.2 金属類の挙動が藻類バイオマスに及ぼす影響

微量金属の挙動と藻類増殖との関連を確認するため、図-22に表層のChl. aと底層のFe、Mnの濃度推

移のグラフを再掲した。

No. 1 ではリンや鉄などの必須元素の枯渇傾向から、7月16日をピークに次第にChl. aが低下していったと考えられる。一方でNo. 2では7月中旬以降、Chl. aが高い状態が継続しており、目視観測でも周辺の停滞水域と同様にNo. 2表層でアオコ状態が観測されていた。

底層Feの濃度変化を見ると、底層が貧酸素化した7月23日にはD-Feの上昇が見られ、溶存しやすい第一鉄が還元により底泥から溶出したと考えられるが、その後すぐにD-Feは枯渇状態となっている。一方、7月23日からはT-Feの減少も進行しており、8月5日まで急速な濃度低下が継続していた。種々の藍藻類はシデロフォア¹⁰⁾によってFeを可溶化すること、水中での鉛直移動が可能である⁹⁾ことから、No. 2で7月23日以降に底層T-Fe濃度が急速に低下したのはアオコ形成藻の底層への移動と鉄の取り込みが原因であると考えられる。

底層Mnの濃度変化を見ると、No. 2では7月23日には濃度が急増しているが、ほぼすべて溶存態となっていることから、貧酸素化に伴う底泥からの溶出による濃度増加と判断できる。その後、T-Feと同様に急激な濃度低下が見られ、8月5日にはD-Mnはゼロとなっていた。前述のとおり8月5日まではT-Feの濃度低下傾向が続いていたが、それ以降はT-Feの濃度はおおむね横ばいで8月下旬まで推移している。

これらの濃度変化は、D-Mnが植物プランクトンの鉄の消費に何らかの形で関与していることを示すものと考えられ、8月5日時点でのD-Mnの枯渇とともに植物プランクトンの鉄の取り込みが抑制された可能性がある。水質チームの既往研究では、ダム貯水池において底層DOを安定的に維持することにより底層D-Mn濃度を抑制し、表層の藻類濃度をも抑制されることを示しており⁵⁾、本実験でみられたものと同様の機構による藻類抑制効果が発揮されていたものと推察される。

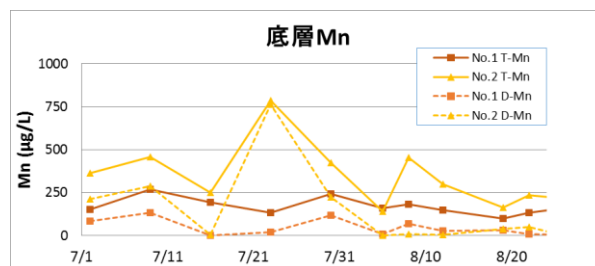
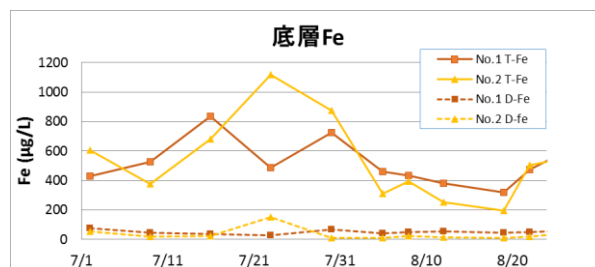
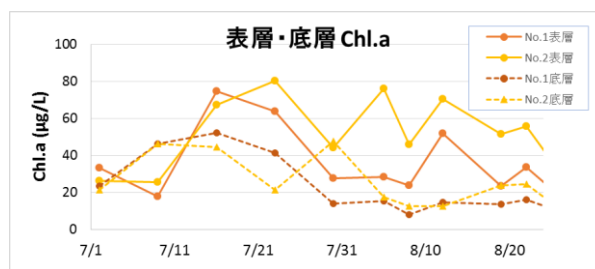


図-2.2 表層 Chl.a と底層金属類の挙動

3. 4 まとめ

本実験の結果、No. 2 風管におけるD-Mn及びT-Fe、D-Feの濃度変化から、D-Mnは植物プランクトンの鉄の消費に何らかの形で関与していることが示唆され、これが植物プランクトンの増殖に影響を与えた可能性がある。

一方、No. 1 風管では曝気及び担体処理により、表層～底層のD-Mn濃度が安定的に低濃度に保たれたこと、さらにP04-Pの濃度も抑制された結果として、藻類の増殖が抑制されていたと考えられ、下水再生水と同様に停滞水域においても担体処理による効果が期待されると判断された。

4. ダム貯水池における藻類増殖と金属類の挙動

富栄養化現象の見られるダム貯水池において、底層DO濃度の制御を行いながら、水質の変化と藻類増殖の挙動を調査した。藍藻類が異常増殖した際に金属類の挙動が特徴的であったことから、その濃度変化を明らかにするとともに、藍藻類増殖との関係について考察した。

4. 1 実験方法

島根県 A ダム貯水池において、ダム堤体から 130m 上流（水深 27m）の底層に高濃度酸素水供給装置を設置し（図-23）、2012 年 4 月末から装置の運転と水質計測・分析を行った。溶解性試料は GF/B ろ紙を用いて作成した。

装置に不具合が生じたことから、7/10~9/12 に排気ホースを外し、装置上端から気泡が排出される状態で運転を行った。

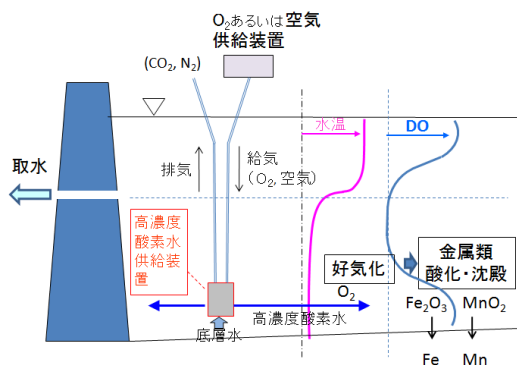


図-23 実験の概要

4. 2 実験結果

4. 2. 1 水温・DO 濃度・EC 分布の推移

水温躍層は、当初、取水口がある水深 15m 付近に形成されていたが、排気ホースを取り外した 7/10 以降、排出気泡の穏やかな攪拌により水深 22m より上方が混合される状態となった。これに伴い、水深 15~22m の水温は最大で約 10°C 上昇した（図-24）。また当該部分の酸素消費速度が上昇したため、DO 濃度が 5mg/L 以下に低下した。さらに、装置鉛直方向近傍において、底層水の上昇により EC が上昇した。

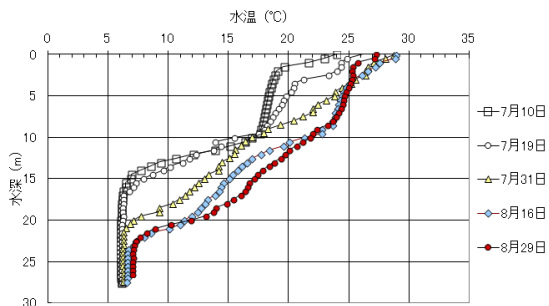


図-24 水深方向水温分布の推移

4. 2. 2 藻類・金属類濃度の変化

8/29 に、突如として藍藻の *Aphanizomenon flos-aquae*

が、主に装置鉛直方向近傍で大增殖した（表層 Chl a 濃度は 1,055µg/L）。同時に、底層に高濃度で蓄積されていた D-Mn 濃度が大きく低下した（図-25）。また、表層・中層の D-Fe 濃度は、降雨（8/12~14 に約 90mm）時以外は経時的減少が見られていたのに対し、8/29 に増加が観察された（図-26）。

藻類の鉄摂取に当たって、環境水中の 3 価鉄が有機物錯体と強く結合している場合には、光化学還元によって 2 価鉄への還元が必要であると言われている。本実験での D-Mn および D-Fe の挙動から、藍藻類は 3 価鉄の還元、摂取の際に、D-Mn を電子供与体として利用していることも考えられ、本実験結果からも D-Mn が植物プランクトンの鉄の消費に何らかの形で関与していると考えられた。

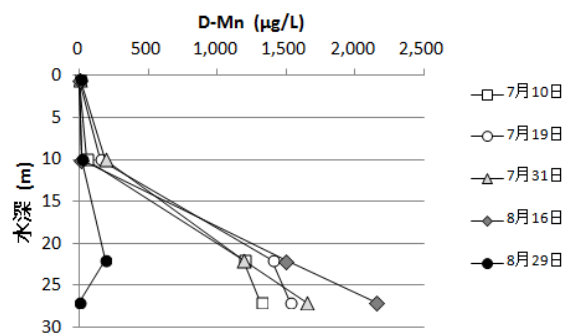


図-25 水深方向 D-Mn 濃度分布の変化

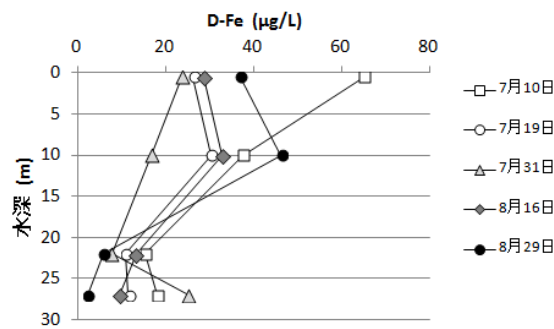


図-26 水深方向 D-Fe 濃度分布の変化

4. 3 まとめ

ダム貯水池における底層 DO の制御実験の結果、底層水の緩やかな攪拌に伴い、酸素供給装置近傍で藍藻の急激な増殖が観測された際、底層の高濃度の D-Mn 濃度が急速に減少し、一方で表層の D-Fe は上昇に転じる現象が見られた。本実験結果からも、D-Mn が植物プランクトンの鉄の消費に何らかの形で関与していると

推定された。

5. 本研究の結論

本研究では、ダム貯水池内の滞留水や下水処理水に含まれる微量金属を制御・除去することにより景観障害や異臭味等の利水障害の原因となる藻類の増殖抑制手法の提案を目的とした。

4ヶ年の研究結果から以下の結論を得た。

- 1) 下水処理水（標準活性汚泥処理+オゾン処理）を修景用水利用しているせせらぎ水路において、担体処理による藻類抑制効果の検証実験を行った。この結果、担体処理水を導入した水路では、導入していないケースと比較して、水路への付着藻類量が少なくなった。また、水路への流入水と水路内の水質の濃度差と、水路の単位壁面当り Chl-a とを比較すると、P04-P 及び D-Fe、D-Mn と Chl-a との間には相関関係が見られた。
- 2) 霞ヶ浦の船溜まりにおける隔離水塊実験の結果、曝気等を行っていない隔離水塊における D-Mn 及び T-Fe、D-Fe の濃度変化から、D-Mn は植物プランクトンの鉄の消費に何らかの形で関与していることが示唆された。このことが植物プランクトンの増殖に影響を与えた可能性がある。一方、曝気及び担体処理を行った隔離水塊では、表層～底層の D-Mn 濃度が安定的に低濃度に保たれたこと、さらに P04-P の濃度も抑制されていた。水塊の表層では藻類の増殖が抑制されており、担体処理は、下水再生水と同様に停滞水域においても効果が期待されると判断された。
- 3) ダム貯水池における底層 DO の制御実験の結果、底層水の緩やかな攪拌に伴い、酸素供給装置近傍で藍藻の急激な増殖が観測された際、底層の高濃度の D-Mn 濃度が急速に減少し、一方で表層の D-Fe は上昇に転じ

る現象が見られた。本実験結果からも、D-Mn が植物プランクトンの鉄の消費に何らかの形で関与していると推定された。

参考文献

- 1) 国土交通省：下水処理水の再利用のあり方を考える懇談会報告書，2009.
- 2) 国土交通省：下水処理水の再利用水質基準等マニュアル，2005.
- 3) 久岡ら：せせらぎ水路における付着藻類の抑制技術，第48回下水道研究発表会，235，2011.
- 4) Hisaokaら：8th IWA International Conference on Water Reclamation & Reuse, Barcelona, 2011.
- 5) 鈴木穰、柴山慶行、増木信吾、戸島邦哲：ダム貯水池の底層水質改善による表層藻類の抑制、p. 17、第48回日本水環境学会年会講演集、2014
- 6) 鈴木穰、岡安祐司：下水処理水の藻類増殖抑制方法及びその装置、特開2009-207985
- 7) 岡安祐司：担体による都市河川の藻類抑制技術、河川整備基金助成事業成果報告書、2009
- 8) 岩佐義朗編著：湖沼工学、山海堂、1990
- 9) アレキサンダー・J・ホーン他著、手塚泰彦訳：陸水学、PP. 249-251、京都大学学術出版会、1999
- 10) 伊藤裕才、村上昌弘：藍藻類のユニークなシデロフォア、pp. 289-291、No. 5、化学と生物、2003

PROPOSAL OF A METHOD FOR INHIBITING ALGAE GROWTH WITH A FOCUS ON TRACE METALS

Budget: Grants for operating expenses (General Account)

Research Period: FY2011-2014

Research Team: Water Environment Research Group (Water Quality)

Authors: OKAMOTO Seiichiro, HIRAYAMA Takahiro, TAKEDA Fumihiko,

Abstract:

The purpose of this study is to propose a method for inhibiting algae growth by controlling and removing trace metals contained in dam reservoir water and treated wastewater. The following are the conclusions of the four-year study.

1) Experiments to verify the effect of a carrier-added treatment process in inhibiting algae growth were performed in small waterways that use reclaimed wastewater (treated by a conventional activated sludge process and ozonation) as landscape water. The amount of periphyton on the wall surface of a waterway using water with additional carrier-treatment was less than in a waterway using water without additional treatment. Differences in water quality concentrations between the water flowing into the waterway and the water in the waterway were considered in relation to Chl-a per unit wall area of the waterway, and PO₄-P, D-Fe and D-Mn were found to be correlated with Chl-a.

2) In an experiment using separated water columns in a small harbor on Lake Kasumigaura, a change was observed in the concentration of D-Mn, T-Fe and D-Fe in a non-aerated, non-carrier-added, separated water column, indicating that D-Mn is involved in iron consumption by phytoplankton in some way. This may have affected the growth of phytoplankton in the surface layer of the water column. In an aerated, carrier-added separated water column, the concentration of D-Mn between the surface and the bottom layers was stable at a low level, and the concentration of PO₄-P was low. The growth of algae was inhibited in the surface layer of the water column. Thus, the carrier-added process was determined to be effective in stagnant water areas, as well as in the case of reclaimed wastewater.

3) In an experiment to control dissolved oxygen in the bottom layer of a dam reservoir, a rapid growth of blue-green algae was observed near the oxygen supplier as the water in the bottom layer was stirred slowly. When this was observed, the high concentration of D-Mn in the bottom layer rapidly decreased, and the concentration of D-Fe in the surface layer began to increase. The results of this experiment further indicate that D-Mn is involved in iron consumption by phytoplankton in some way.

Key words: reclaimed wastewater, dam reservoir, blue-green algae, trace metal, manganese