

優秀講演賞審査セッション

1A01 ～ 1A05

1B01 ～ 1B05

1C01 ～ 1C04

日時： 9月11日（水）10:45～12:00

会場： A， B， C会場

1. はじめに

近年、琵琶湖北湖の湖底で湖内生物によって分解されずに堆積した緑藻類、シアノバクテリアなどのプランクトンの死骸が観測されている（図 1）。我々は堆積したプランクトンの多くは大量の細胞外マトリックス（粘質鞘）を保持していたことから、粘質鞘によって生分解が阻害されたのではないかと考えた。一瀬ら（2013）は植物プランクトンが産生する粘質鞘が琵琶湖の内部生産有機物の質的变化をもたらし、琵琶湖の有機汚濁の一要因になっている可能性を報告している。しかし、プランクトンの粘質鞘に関する研究は、その糖組成に関する研究が多く、粘質鞘を湖沼の内部生産有機物として評価した解析は殆どおこなわれていない。そこで、我々は琵琶湖の長期的変遷によって近年増加してきたシアノバクテリア *Aphanotheca* sp. の粘質鞘に着目し、単離した粘質鞘を用いて生分解試験をおこない、琵琶湖の有機汚濁に対する影響を評価した。

2. 材料と方法

琵琶湖から単離した *Aphanotheca* sp. を無菌大量培養し、粘質鞘の粗精製をおこなった。粘質鞘を構成する多糖類はフェノール硫酸法で定量し、部分メチル化アルジトールアセテート法による解析をおこなった。タンパク質量はケルダール法で解析した。粘質鞘の生分解試験は今井ら（2004）の報告をもとに実施した。加熱処理したガラス瓶に粗精製した *Aphanotheca* sp. の粘質鞘を入れ、植種液を接種した培養液を添加し、暗所、 $20 \pm 1^\circ\text{C}$ で攪拌しながら、40日間処理した。生分解試験に用いた植種液は琵琶湖水（琵琶湖北湖今津沖中央地点、水深 60 m）をメンブレンフィルター（Millipore、Pore size $10 \mu\text{m}$ ）でろ過したものを用いた。生分解試験後、粘質鞘を構成していた多糖類、タンパク質量を解析し、変化量を調べた。

3. 結果と考察

Aphanotheca sp. の粘質鞘を単離し（図2）、組成について解析した結果、粘質鞘の約80% (w/w) が多糖類、約15%がタンパク質であった。部分メチル化アルジトールアセテート法による糖鎖結合位置を調べたところ、*Aphanotheca* sp. の粘質鞘はフコースやグルコースなどの複数の糖類で構成されていた。

Aphanotheca sp. の粘質鞘の生分解試験を実施し、生分解試験40日後の生分解産物の成分分析をおこなったところ、粘質鞘を構成していた多糖類は殆ど分解されていた。しかし、タンパク質量は生分解前と変化はみられず、SDS-PAGE 法でタンパク質の分子量変化を調べたところ、殆どのタンパク質は分解さ

れていなかった。*Aphanotheca* sp. の粘質鞘を構成する多糖類が早期に分解された今回の結果は、Girollo D ら（2005）による緑藻 *Staurastrum* sp. の粘質鞘の生分解実験の報告からも支持されたが、タンパク質の一部が湖内微生物によって分解され難いことを示したことは初めての知見になる。以上の結果から、我々是有機物の流入負荷削減対策にも関わらず、琵琶湖の化学的酸素要求量 (chemical oxygen demand: COD_{Mn}) の増加を改善できない要因として、プランクトンが産生した粘質鞘の難分解性有機物の残存・蓄積が影響している可能性を示唆した。

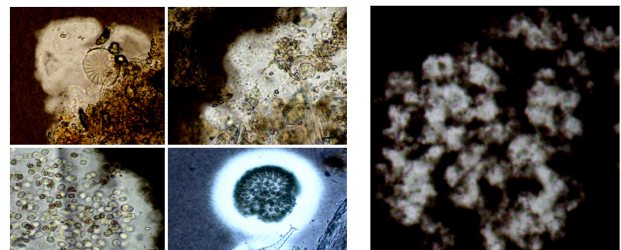


図1 琵琶湖北湖 90 m の湖底に堆積したプランクトンの死骸

図2 単離した *Aphanotheca* sp. の粘質鞘

参考文献

- 1) 一瀬諭、池谷仁里、古田世子、藤原直樹、池田将平、岸本直之、西村修 (2013) 琵琶湖に棲息する植物プランクトンの総細胞容積および粘質鞘容積の長期変動解析、日本水処理生物学会誌、49 (2):65-74.
- 2) 今井章雄 他 (2004) 湖沼における有機炭素の物質収支および機能・影響の評価に関する研究:国立環境研究所特別研究報告 (2001-2003).
- 3) Girollo D, Vieira A.A.H, Paulsen B (2005) Microbial degradation of extracellular polysaccharides released by a tropical strain of *Staurastrum orbiculare* (Zygnematophyceae). Phycologia 44(6):671-677.

*梅原亮（熊本県立大院・環境共生），高橋徹（熊本保健科学大・保健科）
小森田智大（熊本県立大・環境共生），折田亮（熊本県立大院・環境共生）
堤裕昭（熊本県立大・環境共生）

1. はじめに

アオコは、富栄養化した湖、ダム、調整池、河口域および閉鎖性海域で発生するシアノバクテリアであり、世界中の淡水域および汽水域においてその大発生が報告されてきた。アオコの中には有毒物質を産生する種が多く、*Microcystis*, *Anabaena*, *Nostoc*, および *Planktothrix* 属はミクロシスチン（MCs）という肝臓に対して極めて高い毒性を有する物質を産生する（Carmichael 1994）。世界各地から水や食べ物に MCs が混入することによる事故の報告があり（Watanabe et al. 1996）、その強い毒性のために多くの先行研究がなされ、WHO が環境水、飲料水および耐用摂取基準を定めている（WHO 1998）。

これまでの MCs の環境動態に関する研究は、発生水域内における研究報告が多く、発生域のさらに下流や沿岸域においては評価が及んでいない。また、MCs は堆積物（Kankaanpää et al. 2009）および様々な水生生物（Xie et al. 2005, etc.）に蓄積するという報告がされてきたが、堆積物および底生生物群集に含まれる MCs 量とそれらの関係性を詳細に評価した研究はない。

そこで本研究では、毎年アオコが発生している調整池および隣接する海域の湾において底質調査を実施し、発生域（調整池）以外への MCs の流出および湾における食物連鎖を介した MCs の生物蓄積を明らかにすることを目的とした。これらの結果から、調整池においてアオコが生産した毒素の沿岸海域へ影響を考察する。

2. 材料と方法

九州の有明海西岸に位置する諫早湾（約 65 km²）は、広大な泥質干潟を有していたが、1997 年 4 月の国営諫早湾干拓事業に伴う潮受堤防の締切り後、その干潟およびすぐ沖合の浅場は、農地および塩分 1 程度の調整池（約 2,600 ha）となった。近年、この調整池では、*Microcystis* 属を含む有毒アオコが毎年春季から秋季に大発生しており（高橋ら 2010）、調整池の水や池底の堆積物からは高濃度の MCs が検出されている（Umehara et al. 2012）。また、調整池の水位の調節のために、海域の諫早湾へ、年間約 4 億トンの排水が行われている。

調整池に 1 地点および諫早湾に 11 地点を設け（図 1）、2011 年 9 月、2011 年 11 月、2012 年 3 月、および 2012 年 9 月に、エクマンバージ採泥器を用いて堆積物を採取した。採取した堆積物サンプルに関して、シリンジコアを用いた堆積物表層（0-1 cm）の採取、および目合い 1 mm の篩を用いた底生生物（マクロベントス）の採集を行った。得られた

堆積物および生物サンプルは、抽出後、ELISA 法を用いて MCs を定量した。

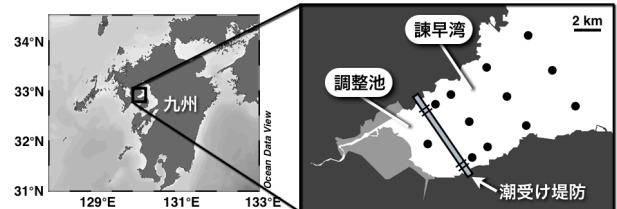


図 1. 調査地点

3. 結果

全ての調査において、調整池堆積物表層の 10 分の 1 程度の含量の MCs が諫早湾堆積物表層から検出された（0.046 ~ 2.6 μg kgww⁻¹）。湾における堆積物表層の MCs 含量は、堤防に近いほど高く、調整池でアオコが発生していない 2012 年 3 月（冬季）においても湾全体で高い傾向にあった（0.092 ~ 1.9 μg kgww⁻¹）。また、湾に棲息するマクロベントスから MCs が検出され（0.23 ~ 170 ng gww⁻¹）、マクロベントスの MCs 含量および堤防からの距離との間には関係性が見られず、湾における平均 MCs 含量が冬季に最も上昇した。

湾における一次消費者のマクロベントスの平均 MCs 含量（14 ± 16 ng gww⁻¹, n=61, mean ± SD）は、堆積物表層の含量（0.55 ± 0.51 ng gww⁻¹, n=36）に比べて 26 倍高く、二次消費者の含量（27 ± 40 ng gww⁻¹, n=18）は一次消費者に比べて 1.9 倍高かった。

4. 考察

MCs は発生域のみならず、系外へと流出し、隣接する湾の生態系に蓄積していた。水中でアオコが発生していない冬季においても湾の堆積物表層の MCs 含量が高かったことから、排水の際の調整池堆積物の巻き上げにより、排水に調整池堆積物の MCs が含まれることで、年間を通して調整池から諫早湾へ MCs が供給されていることが考えられる。また、それによって、海底に棲息するマクロベントスは常に MCs に暴露されており、生体内に MCs が蓄積していたことが明らかとなった。冬季にマクロベントスの MCs 含量が高かった理由としては、堆積物の含量が高かったこともあるが、水温の低下とともに生物の代謝活性が低下し、取り込んだ MCs を排泄することができなかったことも要因として挙げられる。さらには、肉食・雑食性の二次消費者において MCs 含量が高い傾向にあったことから、食物連鎖を通じた MCs の生物蓄積が示唆された。

*木戸佑樹（東京大・院工），春日郁朗（東京大・院工）

栗栖太（東京大・院工・水環セ），古米弘明（東京大・院工・水環セ）

1. はじめに

近年、水圏生態系における炭素フローとして微生物ループが着目されている。溶存有機物から細菌、原生生物へと続く微生物ループの機構を理解するためには、溶存有機物と微生物群集との関係を解明することが必要である。特に藻類が産生する有機物は、湖沼の微生物ループに大きな影響を与えていると考えられる。本研究では、アオコの原因ともなる *Microcystis aeruginosa* が産生する溶存有機物を ^{13}C 標識し、それらが湖水中のどのような細菌群によって同化されるのか、DNA 安定同位体プローブ法を用いて評価した。

2. 材料と方法

湖水は 2013 年 6 月に津久井湖表層より採取し、大型の原生生物や藻類を取り除くために、孔径 $10\mu\text{m}$ のフィルターでろ過した。一方、*Microcystis aeruginosa* 無菌単藻株（NIES-185）を ^{13}C -炭酸水素ナトリウムと改変 CSi 培地を用いて約 1 ヶ月間培養し、培養後のろ液を ^{13}C -藻類産生有機物とした。また、同様に ^{12}C -炭酸水素ナトリウムを用いて ^{12}C -藻類産生有機物を調製した。前処理した湖水に、調製した ^{12}C -あるいは ^{13}C -藻類産生有機物を終濃度が約 1 mg C/L となるように添加し（それぞれ ^{12}C 系、 ^{13}C 系）、温度 20°C 、暗所で 2 週間培養した。経時的に、溶存有機炭素濃度、全菌数を測定した。全菌数が最大となった時点の試料から DNA を抽出し、密度勾配超遠心分離により、 ^{13}C 標識されて比重が重くなった DNA を分離した。浮遊密度に従って分画を行い、各画分の 16S rRNA 遺伝子コピー数を定量 PCR で測定すると共に、Terminal-restriction fragment length polymorphism (T-RFLP) 法およびシーケンシングによって細菌群集構造を解析した。

3. 結果及び考察

溶存有機炭素濃度は、実験開始直後より急速に減少し、実験開始 4 日後には投与した溶存有機物の大部分が分解された。4 日後以降は、溶存有機炭素濃度の緩やかな減少が見られた。図 1 に全菌数の経時変化を示す。全菌数は、実験開始前の約 2.2×10^6 cells/ml から実験開始 1 日後には約 4 倍に増加し、最大値を示した。最大比増殖速度は、 ^{12}C 系、 ^{13}C 系ともに約 0.05 hr^{-1} であった。全菌数は、最大に達した後急速に減少し、実験開始 3 日後では実験開始前の半分となった。この低減の要因は明らかではないが、原生生物による捕食などが考えられ、藻類産生有機物→細菌→原生生物という微生物ループの炭素フローが急速に生じたことが想定される。実験開始 3 日後以降は再び緩やかな増殖が見られ、2 週間

後には実験開始前と同程度の値となった。

抽出した DNA を浮遊密度毎に分離し、各画分の 16S rRNA 遺伝子コピー数の相対分布を求めた結果を図 2 に示す。 ^{12}C 系と ^{13}C 系を比較すると、後者の 16S rRNA 遺伝子コピー数の分布は高浮遊密度側にシフトしており、 ^{13}C 系では湖水中の細菌群が ^{13}C -藻類産生有機物を同化して増殖したことが明らかになった。図 3 に、 ^{13}C 系で 16S rRNA 遺伝子コピー数が最大値を示した画分を対象として、T-RFLP による解析を行った結果を示す。その結果、198 bp、338bp の断片長が優占しており、これらの断片長に相当する細菌が、藻類産生有機物を同化したことが推察された。198 bp の断片長については、クローニングの結果、*Limnohabitans* 属に近縁であることが明らかとなった。なお、この 198bp の断片長は元々の湖水試料からも検出されている。*Limnohabitans* 属は、藻類産生有機物の添加に対して短時間に応答し、他の細菌群よりも優先して藻類産生有機物を利用したと考えられる。

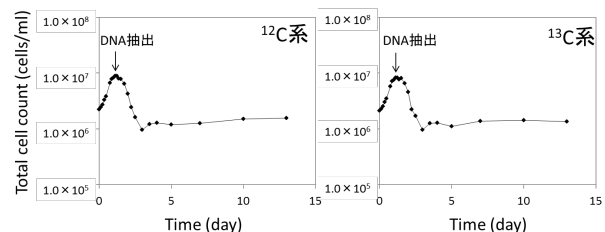


図 1. 全菌数の経時変化

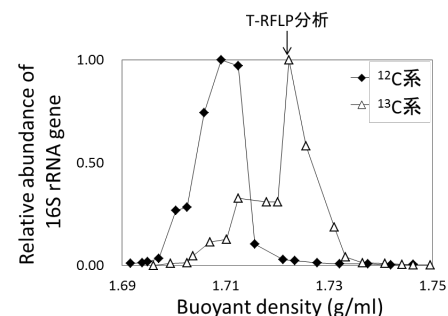


図 2. 各浮遊密度画分における 16S rRNA 遺伝子コピー数の相対分布

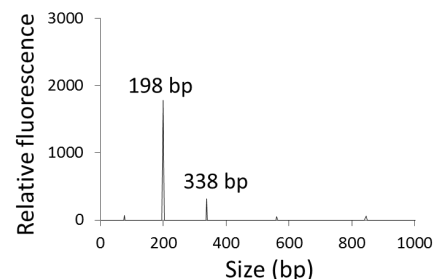


図 3. ^{13}C 系の高浮遊密度画分の T-RFLP

*山本純也（龍谷大・院），岸本直之（龍谷大）
一瀬諭、古田世子（滋賀県琵琶湖環境科学研究センター）

1. はじめに

近年、化石燃料の枯渇や化石燃料の燃焼による地球温暖化が問題となっている。これらの問題の解決策の一つが、カーボンニュートラルな性質を持ち、枯渇性資源ではないバイオマスエネルギーの使用である。本研究では、下水汚泥からメタンガスを回収する従来のプロセスに、廃水処理水（以下、処理水）に含まれる豊富なリンと窒素を用いて藻類バイオマスを生産し、藻類バイオマスからメタンガスを回収するプロセスを新たに組み込むことを想定している。この新たなプロセスを組み込むことで、従来型より多くのメタンガス回収が期待される。しかし、このプロセスでは、処理水中で藻類バイオマスの生産が可能でなければならない。そこで本研究では、粘質鞘の形で炭水化物を多量に生成する藍藻の *Aphanothece clathrata* を供試藻類に選定し、処理水中に存在する微生物や共存物質が微細藻類の *A. clathrata* の増殖に与える影響を比増殖速度および細胞密度で評価し、藻処理水中で藻類バイオマスの生産が可能であるか検討を行った。

2. 材料と方法

琵琶湖湖水から単離した *A. clathrata* を用いて人工培地と処理水を用いた回分式培養実験を行った。培養実験では処理水（龍谷大学食堂廃水を活性汚泥法にて処理）、処理水のろ過液（マイクロシリンジ：孔径 0.20 μm で微生物の除去）および M-11 改変培地（T-N、T-P が処理水と同じ濃度になるように調整）を培地として準備し、それぞれの培地に、*A. clathrata* を接種した。接種後、定常期に入るまで培養（培養温度：20 $^{\circ}\text{C}$ 、光強度：36.50 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ ）し、経時的に細胞密度を測定した。得られた測定結果から比増殖速度と定常期の細胞密度を算出し、評価の指標とした。今回の目的である処理水中の微生物と共存物質の影響評価を行うために、以下の 2 つの比較評価を行った。処理水中の微生物を除去した処理水と除去してない処理水で *A. clathrata* の培養を行い、処理水中の微生物が *A. clathrata* の増殖に影響しているかを比較評価した。また、微生物を除去した処理水と M-11 改変培地で培養を行い、処理水中の共存物質が *A. clathrata* の増殖に影響しているかを評価した。

3. 結果および考察

図 1 に観測された比増殖速度を、図 2 に定常期の細胞密度を示す。微生物を除去した処理水中での *A. clathrata* の比増殖速度は 0.33 day^{-1} 、定常期の細胞密度は 10800 $\text{cell}/0.1\text{mm}^3$ となり、微生物を除去

していない処理水中での比増殖速度は 0.089 day^{-1} 、定常期の細胞密度は 1100 $\text{cell}/0.1\text{mm}^3$ であった。また、M-11 改変培地での比増殖速度は 0.28 day^{-1} 、定常期の細胞密度は 5200 $\text{cell}/0.1\text{mm}^3$ であった。この結果を比較すると微生物除去後の処理水中での *A. clathrata* の比増殖速度は M-11 改変培地で培養した場合と同等であり、定常期の細胞密度はより大きかったことから、処理水中に含まれる共存物質は *A. clathrata* の増殖を促進すると考えられ、処理水は培地として適していると言える。一方、微生物の有無で比較すると、微生物を除去しない場合、比増殖速度、定常期の細胞密度のいずれも大幅に低下したことから、*A. clathrata* は処理水中の微生物による増殖阻害の影響を受けやすいと言える。増殖阻害を受けるということは最終的な目的である藻類バイオマス生産に支障をきたす。そのため、処理水中で *A. clathrata* を培養するためには、処理水中の微生物の影響を排除する必要があると考えられた。

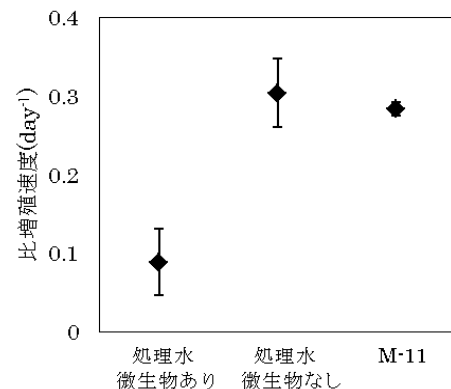


図 1. 培地ごとの *A. clathrata* の比増殖速度

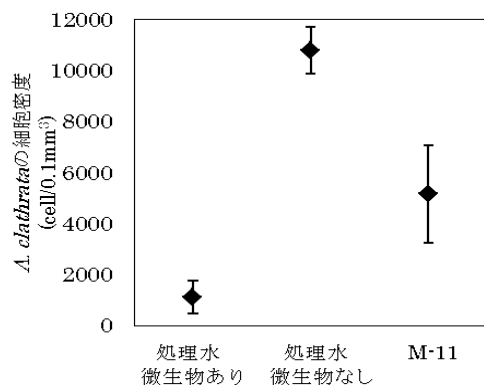


図 2. 培地ごとの定常期における *A. clathrata* の細胞密度

*江口雅昭¹⁾・岩田文子²⁾・田口陽介³⁾・二宮善彦³⁾・上野薫²⁾・浜辺久⁴⁾・澤井正和⁴⁾¹⁾ 中部大院・応用生物, ²⁾ 中部大・応用生物, ³⁾ 中部大・工, ⁴⁾ オオブユニティ (株)

1. はじめに

下水処理における活性汚泥法では, 余剰汚泥が産業廃棄物として排出される. 演者らはこの余剰汚泥の堆肥化過程で生じる発酵熱を利用して省エネルギー的に乾燥・炭化した炭化汚泥の有効利用を目指している. 本報では, より省エネルギーな下水汚泥の乾燥・堆肥化を目的として, 下水汚泥に微生物資材を添加して好氣的に連続攪拌させ, 堆肥化効果および各段階における細菌群集構造を把握した.

2. 材料と方法

下水汚泥由来の堆肥が混合された下水汚泥約 7.5kg を家庭用コンポスト装置にて連続攪拌した. 微生物資材添加区 (以下, 添加区) には自然の恵み ((株) エムスタイル) を約 15g 添加し, 無添加区と比較した. 定時に汚泥の上, 中, 下層の温度を測定し, 約 30g を採取した. 攪拌中の汚泥は, 含水比が約 60% になるように加水により管理した. 採取試料については, 強熱減量を測定し, 温度と強熱減量の状況を参考に, 細菌群集構造の解析時期を次の 4 点とした. 初期: 実験開始時, 中期 1: 40℃到達時, 中期 2: 強熱減量停滞前までの最高温度到達時, 後期 1: 強熱減量停滞時, 後期 2: 強熱減量停滞かつ温度低下時. なお, 細菌群集構造解析 (PCR-DGGE 法) は, 次の条件で実施した. 標的: 真正細菌 16S rRNA 遺伝子の V6-8 可変領域, DNA 濃度: 50ng/μl, プライマー: F984GC, R1378, アクリルアミドゲル濃度: 6%, 変性剤濃度勾配: 50~70%, 泳動温度・時間: 58℃, 18 時間.

3. 結果と考察

本実験での堆肥化速度は, 高温化状況および, 堆肥化 (強熱減量停滞速度) とともに添加区の方が約 2 日ほど早かった. 細菌群集構造解析の結果を図 1 に示す. 添加区, 無添加区に共通して

初期のみ出現したバンド (A・B) は, 易分解性有機物の分解等の初期発酵に関与していると推察された. 中期以降では, 両区にて濃くなるバンド (D・F) が出現し, 特に添加区中期にてこれらが最も濃くなっており, 発熱に関与していると推察された. 微生物資材にも存在しており, 無添加区よりも添加区にて出現時期が早いバンド (C) が確認され, 発熱および堆肥化促進に関与していると推察された. 後期では, 無添加区では濃くなるバンドは出現せず, 添加区では, 濃くなるバンド (E・G) が確認された. さらに添加区は, 無添加区よりもバンド数が多く, 細菌群集構造が多様化していた.

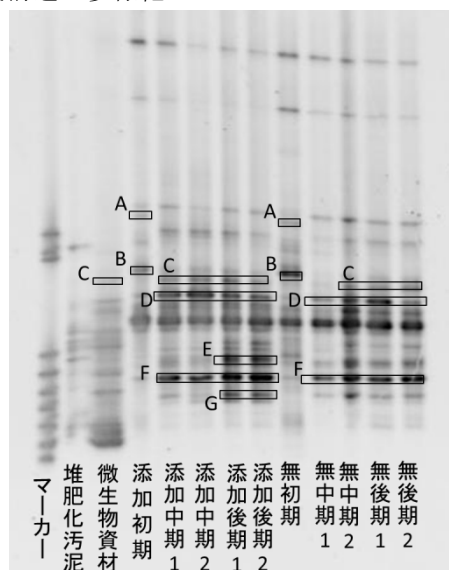


図 1. 細菌群集構造解析

4. まとめ

本実験では, 微生物資材の添加により堆肥化が促進され, これに関与した微生物のバンドを把握することができた. 今後は, これらの微生物の種同定を行い, 汚泥の堆肥化・高温化に有益な微生物を特定する予定である.

謝辞: 汚泥および微生物資材を提供下さった処理施設および (株) エムスタイルの皆様にご礼申し上げます. 本研究は, NEDO「水処理汚泥を利用した水処理省エネルギー利用技術の研究開発」の一部として実施された.

宍道湖西岸域におけるヤマトシジミの育成環境と 底質の違いによる生存率および成長について

*辻谷睦巳（大福工業株式会社・十四間川環境再生協議会）、川上 豪、相崎守弘
（認定 NPO 法人自然再生センター・十四間川環境再生協議会）

1. はじめに

宍道湖におけるヤマトシジミの平均水準の資源量は約 5 万トンとされているが、近年減少傾向にあり、平成 23 年秋季の資源量調査では約 3 万トンと報告されている。このためヤマトシジミの資源量を回復させる対策が急務となっている。育成手法の一つにカゴを用いた垂下養殖がある。本研究では宍道湖西岸に位置する十四間川下流付近において、各種の底質を入れたカゴにヤマトシジミを入れ、水質変動とヤマトシジミの育成に関して調査した。若干の知見が得られたので報告する。

2. 材料と方法

調査期間は 1 回目が 2012 年 6 月 18 日～10 月 9 日まで（飼育日数 113 日）。2 回目が 2012 年 8 月 9 日～10 月 9 日まで（飼育日数 61 日）行った。調査地点を Fig.1 に示す。水深約 3.5m の十四間川河口付近の指定禁漁区（St.A）で行った。試作した飼育カゴの中には 1 回目が対照（底質なし）、ゼオライト粒径 3～5mm、斐伊川砂、ヘドロとし、2 回目はゼオライト粒径 1～3mm、来待石粒径 0.5～2mm および 5～10mm、真砂土、セラミックサンドの 9 種類の底質を 50mm の厚さで敷いた内カゴを入れた。マーカーでナンバリングしたヤマトシジミを 60 個体ずつ収容して St.A に 5m の単管 2 本を打ち込み、単管に沿わせて飼育カゴを沈めた。飼育水深は付着物の影響が少なくなる 3m とした。調査地点において現場水質、植物プランクトン、Chl.a および各栄養塩類を測定した。現地ではヤマトシジミの生存率を求めた。湿重量および殻長・殻高・殻幅はそれぞれの内カゴごとく無作為に選出した 15 個体について測定し、日成長率を算出した。調査は飼育開始 1 か月間は 1 週間に 1 回実施し、その後 2 週間に 1 回実施した。実験開始時と終了時には肥満度を測定した。

3. 結果および考察

Fig.2 に飼育水深における水温、溶存酸素およびヤマトシジミの生存率の変化を示す。1 回目の飼育では開始 1 週間後と 8 月初旬に生存率が低下した。2 回目の飼育では開始 2 週間後に生存率が低下した。これら生存率が低下した原因として 1 回目の初期の低下はヤマトシジミにナンバリングすることや輸送による長時間の空中放置によるストレスの影響と考えられる。また、1 回目の 8 月初旬の生存率の低下については内カゴの中で水が停滞し、溶存酸素濃度が減少したため生存率が低下したと考えられた。2 回目の飼育では先に述べたようにストレスの影響が考えられるが、1 回目よりも大幅に低下したことが

ら、時期的に産卵後のヤマトシジミを飼育に用いたことが原因と考えられた。すなわち、この時期のヤマトシジミはかなり衰弱していた可能性が高い。底質別では対照以外が先に述べたように内カゴ内で水が停滞したため生存率が悪くなった。Fig.3 にヤマトシジミの湿重量および殻長・殻高・殻幅の日成長率を示す。ゼオライトを敷いた区が良く成長しており、粒径が細かいほど成長していた。内カゴ内の水の停滞を改良すればヤマトシジミが生残できる可能性が示唆された。

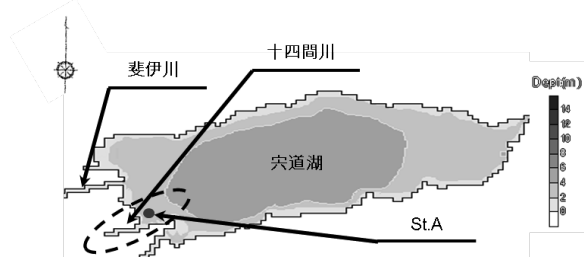


Fig.1 調査地点

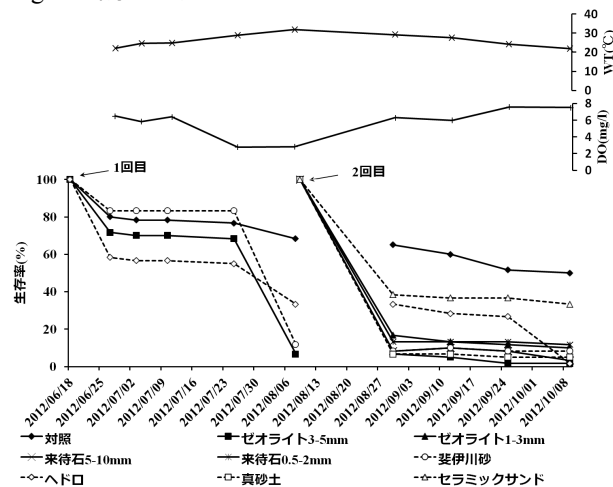


Fig.2 飼育水深における水温、溶存酸素およびヤマトシジミの生存率の変化

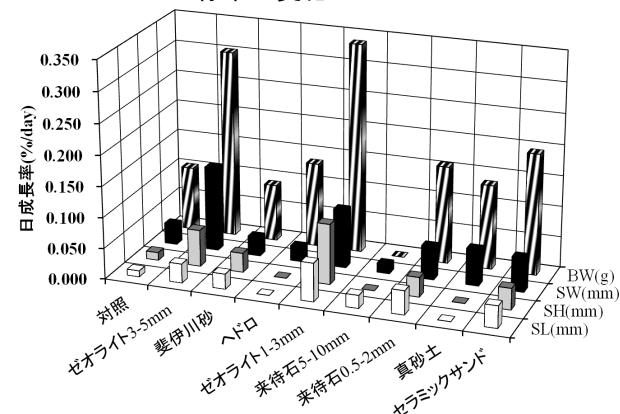


Fig.3 ヤマトシジミの湿重量および殻長・殻高・殻幅の日成長率

河川におけるシルトの堆積が 付着藻類—藻類食者間の相互作用に及ぼす影響

*森照貴（土研・自然共生セ）、加藤康充（土研・自然共生セ、建設環境研）、
高木哲也（土研・自然共生セ、応用地質）、小野田幸生（土研・自然共生セ）、
宮川幸雄（土研・自然共生セ）、萱場祐一（土研・自然共生セ）

1. はじめに

河川生態系において、生食連鎖を支える主な生産者は河床礫に生育する付着藻類であり、この藻類をアユやヒラタカゲロウ類、ヤマトビケラ類など多くの生物が餌資源として利用する。これまでに付着藻類と藻類食者は相互に影響を及ぼすことが多くの研究によって示されてきた。光や栄養塩の増加は付着藻類の生産量や現存量の増加を介して、藻類食者の密度や体サイズに正の効果をもたらす。一方、藻類食者の群集構造や密度が変化することで、付着藻類の種組成や現存量に影響が及ぶことが知られている。

河川において濁水の流下は、規模や頻度、継続時間は様々であるが、必ず発生する現象である。発生要因としては、自然に生じる土壌侵食や土石流、地滑り、河岸崩壊による細粒土砂の流入だけでなく、農地や森林伐採の跡地、鉱山や道路などの建設活動、河道改修といった人間活動によっても生じる。こうした自然的・人為的要因によって発生した濁水には、シルトなどの浮遊性の無機物が多く含まれる。粒径の非常に小さなシルトなどは、沈降速度が遅いため、流速が遅く、乱流が発生しがたい場である淵や河岸などに堆積し、流速の速い瀬などでは、あまり堆積することなく流下すると考えられていた。しかし、シルトや細砂が付着藻類の分泌する粘質物と結合することで、数 μm の小さな粒子でさえも付着藻類により捕捉されることが示されている。

これまで、付着藻類と藻類食者の相互関係が光条件や栄養塩濃度などの環境要因の変化に応じて、どのように変化するのかについて検証が行われてきた。しかし、河川において必ず発生する濁水に関して、付着藻類や藻類食者に対する個別の影響について検証が行われているものの、付着藻類—藻類食者の相互作用については知見が少ないのが現状である。そこで本研究では、濁水の発生が、付着藻類—藻類食者間の関係性にどのような影響を及ぼすのか、シルトの堆積に注目して検証を行うことを目的とした。

2. 材料と方法

実験に用いる付着藻類を養生するために、自然共生研究センター内を流れる実験河川（自然河川より導水）に、タイル（45 mm × 45 mm）を沈水させた。2週間後、付着藻類が十分に定着したタイルを回収し、シルト（カオリン）を用いて浮遊土砂濃度（SS濃度）を 10 mg/L と 10000 mg/L の2段階に操作した循環型管路にタイルを投入した。管路内にて、SS濃度を操作した流水（流速：0.5 m/s）に

24時間曝した。その後、管路から回収したタイルを、流水環境が再現可能な回転水槽に6枚ずつ入れ、さらに、エルモンヒラタカゲロウ（以下、ヒラタカゲロウ）もしくはコヤマトビケラ属の一種（以下、ヤマトビケラ）を水槽に加えた。これにより、SS濃度と底生動物の2要因について、それぞれを「10 mg/L と 10,000 mg/L」、「底生動物なし、ヤマトビケラ、ヒラタカゲロウ」と設定し、各要因を組み合わせた6つの処理区を設定した。付着藻類が十分に光合成できるような光環境のもと、2週間後に、各処理区において付着藻類を採取し、クロロフィル *a* 量（現存量の指標）および堆積している無機物量を求めた。

3. 結果と考察

河川水中のSS濃度は、2週間が経過しても付着藻類に影響を及ぼしていることが明らかとなった。シルトを高濃度に含む流水（10,000 mg/L）に曝した処理区の方が、低濃度（10 mg/L）の処理区よりもクロロフィル *a* 量と無機物量は多くなっていた。これは、流水中のシルトが多いほど、付着藻類に捕捉されやすく、堆積しやすいために、無機物量が多くなったものと考えられる。さらに、シルトのような微細な無機物は、リンを吸着することから、高濃度の処理区に生育する付着藻類の方が、利用可能な栄養塩が多く、クロロフィル *a* 量が多くなった可能性が示唆された。

藻食性の底生動物は、クロロフィル *a* 量や無機物量に影響を及ぼしていたが、影響の仕方は種によって異なっていた。どちらのSS濃度でも、ヤマトビケラ処理区は、底生動物がいない処理区よりもクロロフィル *a* 量と無機物量が減少していた。一方、ヒラタカゲロウは、SS濃度が低い処理区では、ヤマトビケラと同様にクロロフィル *a* 量と無機物量を減少させていた。しかし、SS濃度が高い処理区では、底生動物がいない処理区と違いはなく、影響を及ぼしていなかった。これらの結果から、ヤマトビケラはシルトの堆積の有無にかかわらず、藻類を摂食し、シルトの堆積が見られるような場合には、その堆積量を減少させることが明らかとなった。それに対し、ヒラタカゲロウはシルトが多く堆積した付着藻類に対しては、クロロフィル *a* 量や無機物を減少させるような摂食は行っていなかった。

本発表では、種によって異なる付着藻類と藻類食者の関係性について、口器などの形質の違いに注目して考察を行う。

*田村繁明, 加賀谷隆 (東大院・農学生命)

1. はじめに

溪流に生息するトゲマダラカゲロウ属幼虫の体背面の色斑には個体変異があることが知られている。演者らの予備調査では、本属のオオマダラカゲロウは、淡色で明るい花崗岩河床の溪流では白色部の多い個体が、濃色で暗い堆積岩河床では暗色部の多い個体が多い傾向が確認された。このことは、本属の体色斑が捕食者や餌生物に対して隠蔽色として機能していることを示唆する。しかし、花崗岩や堆積岩以外の、色特性の異なる様々な河床地質と本種の体色斑変異の関係や、本属他種の幼虫における体色斑変異は不明である。また、本属幼虫の体色斑は、脱皮や発育に伴って可塑的に変化する可能性がある。

本研究は、本属の3種について(1)様々な河床地質の溪流に生息する個体の体色斑型を分類すること、(2)体色斑変異と河床地質との関係を明らかにすること、(3)花崗岩河床と堆積岩河床の個体群における体色斑変異について、発育段階による相違を明らかにすることを目的とした。本要旨では、解析の終了しているオオマダラカゲロウについての結果を報告する。

2. 材料と方法

北海道富良野市、栃木県日光市、東京都檜原村、愛知県瀬戸市・犬山市の様々な河床地質(安山岩、花崗岩、堆積岩、凝灰岩、火山砕屑物など)の溪流17地点において、老齢幼虫の採集を4~6月に行った。このうち、東京都檜原村の南秋川(堆積岩)と栃木県日光市の芹沢(花崗岩)においては、若齢幼虫と中齢幼虫の採集も、それぞれ11月と2~3月に行った。採集個体はデジタルカメラにより生きたまま体背面を撮影した。老齢幼虫と中齢幼虫は、採集後直ちに野外で、若齢幼虫は研究室に持ち帰ったのち実体顕微鏡の下で撮影した。

デジタル写真から採取した体背面の35部分のRGB値に基づき、ユークリッド距離を非類似度としたクラスター分析により体色斑型を分類した。撮影条件の異なる老齢・中齢幼虫と若齢幼虫はそれぞれ別にクラスター分析を行った。

3. 結果

(1) 体色斑型の分類

老齢・中齢幼虫は体背面が一様に暗色である黒色型と褐色型、一様に明色である淡色型、暗色と明色がともにある白帯型の4体色斑型に(図1)、若齢幼虫は濃褐色型、褐色型、淡色型の3体色斑型に分類された。

(2) 河床地質と老齢幼虫の体色斑型の関係

各個体群における暗色個体(黒色型+褐色型)の

割合は、河床地質により有意に異なり、安山岩河床や堆積岩河床の個体群は大きく、花崗岩河床の個体群は小さく、凝灰岩河床や火山砕屑物河床の個体群はその中間であった(図2)。

(3) 花崗岩河床と堆積岩河床の個体群の比較

老齢幼虫では、花崗岩河床と堆積岩河床の個体群間で体色斑型構成に有意差が認められたが、若齢、中齢幼虫では認められなかった。各個体群について、中齢幼虫と老齢幼虫の体色斑型構成を比較すると、中齢ではいずれの個体群でも褐色型と淡色型が優占するのに対し、老齢では淡色型の割合が減少し、花崗岩河床個体群は白帯型の、堆積岩河床個体群は褐色型と白帯型の割合が増加した。

4. 考察

オオマダラカゲロウ個体群の体色斑変異と、河床地質の色特性には対応関係が見られた。すなわち、暗色の安山岩や堆積岩の河床では暗色個体の割合が比較的大きく、明色の花崗岩河床では逆に白色部を有する個体(淡色型、白帯型)の割合が比較的大きく、中間色の凝灰岩や火山砕屑物の河床では、その中間の構成を示した。したがって、本種の体色斑には隠蔽色の機能があることが強く示唆される。

本種個体群の体色斑変異と河床地質の対応関係は、老齢幼虫でのみ認められた。このことから、本種の体色斑型は発育に伴い可塑的に変化する、あるいは体色斑型による死亡率の差異が河床地質によって変化すると考えられる。

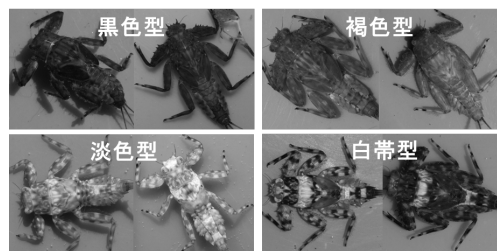


図1. オオマダラカゲロウの老齢・中齢幼虫の体色斑型

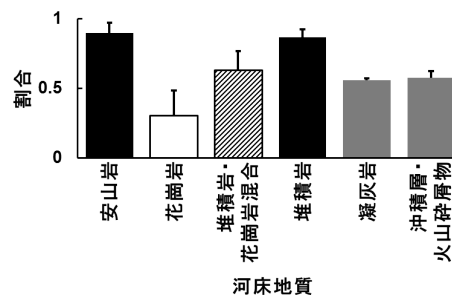


図2. 各河床地質の個体群における暗色個体の割合(平均±標準誤差)

*瑞慶覧光（信州大・理工学研究科），平林公男（信州大・繊維）

1. はじめに

近年、水環境の汚染を通じて水生生物の生息または生育環境に支障を及ぼす恐れのある物質として、全亜鉛が環境基準生活環境項目に設定された。長野県下においても2012年4月より33河川が類型指定され、環境基準が0.03mg/L以下と定められた。本研究ではこれまで河川の水質が水生昆虫に及ぼす影響について調査・研究を行ってきた。全亜鉛が環境基準項目に設定されたのを期に、河川水中の全亜鉛濃度が底生動物群集に与える影響について明らかにすることを目的として昨年より調査を開始した。本研究では、その第一のステップとして、廃亜鉛鉱山（明ヶ平鉱山）由来で河川中の全亜鉛濃度が環境基準値よりも高い梓川八景山橋付近で底生動物調査を行った。また、ヒゲナガカワトビケラ幼虫を指標として生体内の全亜鉛濃度の測定及び野外、室内における急性毒性実験を行い、全亜鉛濃度の水生生物への影響を検討した。

2. 材料と方法

2013年の4月、5月、6月に、梓川の八景山橋付近(St.1)、その下流の島々谷川合流点付近(St.2)、対照区として千曲川中流域の常田新橋付近(control)の3地点で調査を行った。St.1の約1km上流には明ヶ平鉱山が位置している。底生動物の採集にはサーバーネット(NMG 42、30×30cm²、メッシュ450μm)を用い、各地点の瀬で3サンプルずつ採集した。試料は肉眼および実体顕微鏡を用いて分類し(河合・谷田 2005)、個体数と湿・乾重量を測定した。全亜鉛濃度の測定試料として、各調査地点の河川水、POM、ヒゲナガカワトビケラ幼虫を用いた。河川水は採取後実験室に持ち帰り、直ちにGF/Cフィルターでろ過後、ICP発光分光分析装置を用いて全亜鉛濃度を測定した。ヒゲナガカワトビケラ幼虫は採取後、汲み置き水に一昼夜入れて消化管内容物を吐き出させた。その後湿重量を計測し、濃硝酸2mlを加え加熱分解・乾固させ、超純水で5mlにメスアップし、ICP発光分光分析装置を用いて溶液中の全亜鉛濃度を測定した。幼虫の急性毒性試験を行うためにSt.1とSt.2において、幼虫の移動実験を行った。St.1に、St.2と千曲川で採取したヒゲナガカワトビケラ幼虫を移動して、24時間後の状態を調べた。同様に、St.2

に、千曲川で採取したヒゲナガカワトビケラ幼虫を設置した。ヒゲナガカワトビケラ幼虫は各齢毎に分別し、両端に網（メッシュサイズ:1mm）を張ったプラスチック容器(縦8cm、横20cm、高さ9cm)に生息密度とほぼ同様となる様3-10匹ずつ設置した。24時間後に全てのサンプルを回収し、前述と同様な処理を行い、生物体内の全亜鉛濃度を測定した。

3. 結果と考察

河川水中の全亜鉛濃度は、St.1で0.033ppm、St.2で0.002ppm、千曲川で0.007ppmとなった。いずれの河川水中からはCd²⁺等の有害重金属類は検出されなかった。4月の底生動物群集の総個体数密度は、St.1で7,167±2,562匹/m²、St.2で10,785±2,930匹/m²であった。現存量(乾重量)ではヒゲナガカワトビケラが各地点で優占し、St.1で85.2±15.1g/m²、St.2で127.2±36.7g/m²であった。ヒゲナガカワトビケラ5齢幼虫のDWあたりの平均全亜鉛含有量はSt.1で387.2μg/g-DW (n=12)、St.2で154.1μg/g-DW (n=24)、千曲川で103.6μg/g-DW (n=12)となり、St.1、St.2、千曲川の順に低くなった。4齢幼虫についても同様の結果が得られた。ヒゲナガカワトビケラ5齢幼虫のDWとDWあたりの全亜鉛含有量との関係を見ると、どの地点においてもDWが減少するにつれ亜鉛含有量が高くなる傾向が認められた。一方、4、3齢幼虫についてはそのような傾向は認められなかった。

野外実験の結果、何れの地点においても24時間で亜鉛による急性毒性で死亡する個体は認められなかった。常田で採取されたヒゲナガカワトビケラ5齢幼虫の平均亜鉛含有量は、どの地点においても約100μg/g前後となり有意な差は認められなかったが、各個体あたりの亜鉛含有量は、DWが減少するにつれて高くなる傾向が認められた。一方4齢幼虫については、St.1では283μg/g、St.2では154μg/g、常田では167μg/gとなり、St.1はSt.2の約1.7倍となり、24時間で亜鉛の急速な蓄積が確認された。現在、室内実験による全亜鉛の急性毒性影響、またヒゲナガカワトビケラ幼虫の餌となるPOMなどの全亜鉛濃度についても測定中である。

謝辞：本研究は公益財団法人 河川財団の「河川整備基金助成事業」により助成を受けて行われた。

*赤堀由佳, 鏡味麻衣子, 西廣淳, 高木俊 (東邦大・理)

1. はじめに

オニビシは湖底及び水中に根を持ち、水面に葉を広げる浮葉植物である。印旛沼では、1984 年以降オニビシの繁茂面積が増加し始めた。その繁茂は漁船運行の妨げや腐敗時の悪臭を招くとされ、1987 年から 9 年間、千葉県による専用の刈り取り船を用いた大規模なオニビシの刈り取り事業が行われた。刈り取り後、オニビシは一時的に減少したが、アオコ発生量の増大や COD 値の上昇といった水質悪化が見られた。オニビシの繁茂面積は近年再び増加傾向にあり、2010 年より刈り取りが再開されている。オニビシの繁茂に適切に対処するため、オニビシが水質に与える影響について定量的に評価することが必要である。本研究では、2012 年に千葉県により行われたオニビシの実験的刈り取りの機会を利用し、刈り取りが水質にもたらす効果について検討した。

2. 材料と方法

刈り取りは 2012 年 8 月に、千葉県により刈り取り船を用いて行われた。オニビシを刈り取った場所（以下、刈取部）と、刈り取らずに残した場所（以下、刈残部）が交互に並ぶような縞状刈り取りが行われた。刈り取り幅は 2011 年の結果を踏まえて、30 m 幅に統一した。調査は、刈り取り 1 カ月後の 9 月に実施し、刈り取りを行っていないオニビシ帯（以下、オニビシ帯）と開放水面に加え、刈取部と刈残部及びそれらの境界部各 3 地点にて行った（図 1）。表層における水温、pH、栄養塩濃度（全窒素、全リン）、濁度、溶存酸素飽和度（以下、DO）及び植物プランクトンの量を測定した。植物プランクトンの量は色素を指標とし、クロロフィル a 量、フェオ色素量、および藍藻量の指標としてフィコシアニン量（クロロフィル測定装置 Trilogy フィコシアニンモジュール使用）を測定した。

発生したアオコの状態を確認するため、刈取部・境界部・刈残部にて採取した湖水を、研究室に持ち帰り 2 日間培養した。その際、光条件（光照射・遮光）及び栄養条件（添加無し・窒素とリンを添加）を変えて培養し、フィコシアニン量の変化から藍藻

の成長速度を求めた。また、培養前及び各条件で培養した湖水中の植物プランクトン優占種を顕鏡した。

解析には、地点間の比較のために分散分析及び多重比較検定を用いた。また培養実験については、地点（刈取部・境界部・刈残部）ごとに光と栄養条件の効果を二元配置分散分析により検討した。

3. 結果

オニビシ帯と開放水面の間では、DO と植物プランクトン量に有意な差が見られた。DO は開放水面よりもオニビシ帯で低かった。一方で、植物プランクトンの色素量は全て、開放水面に比べオニビシ帯で多かった。

刈り取りを行ったところでは、pH と藍藻の量に有意な差が見られた。pH は境界部よりも刈残部で低くなった。藍藻の量は刈取部及び刈残部に比べて境界部で顕著に多くなった。また、顕鏡の結果、培養前は全ての地点で藍藻（*Anabaena* 属、*Mycrocystis* 属、*Oscillatoria* 属）が優占していたが、刈取部及び刈残部では珪藻の *Aulacoseira* 属も多く見られた。

培養実験の結果、刈取部の藍藻の成長には光と栄養共に正の効果が見られ、境界部及び刈残部では光のみ正の効果が見られた。また培養後の優占種は、光照射＋栄養添加条件では全ての地点において藍藻であった。

4. 考察

DO はオニビシ帯で低くなるが、刈り取り後の刈取部と刈残部で差がみられなかったことから、刈り取りによりオニビシ帯の低酸素状態が軽減されることが明らかとなった。縞状に刈り取ることで、刈取部だけでなく刈残部にも光が差し込み光合成が行われ、さらに酸素を多く含んだ水が開放水面から流入したためと考えられる。

植物プランクトンの量は、開放水面に比べオニビシ帯で多かった。藍藻の量が特に境界部で多くなったことから、オニビシがあることで水流が停滞することに加え、開放水面で発生した植物プランクトンがオニビシ帯に吹き寄せられていた可能性がある。培養実験により、オニビシ帯の中の藍藻にも活性があることが明らかになった。オニビシ帯の中では、浮葉の遮光による光不足のため、藍藻の成長が抑制されている可能性が高い。このことは刈残部で pH が低いことから窺える。縞状刈り取りのように、オニビシをあえて一部刈り残すことで、アオコの大発生が抑制される可能性がある。

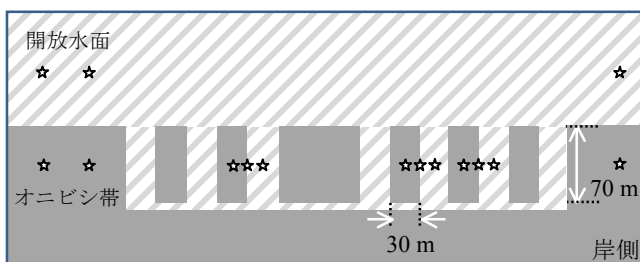


図 1. 2012 年の縞状刈り取り図
(図中の☆は調査地点を表す)

*吉田知可 (信州大学・大学院)

宮原裕一 (信州大学・山岳科学総合研究所)

花里孝幸 (信州大学・山岳科学総合研究所)

1. はじめに

近年諏訪湖では湖底の貧酸素化が問題となっている。貧酸素状態が長期にわたれば、硫化水素の発生を促進し、水質を悪化させ、魚類や底生生物の減少にもつながる。また近年では、貧酸素状態が、魚類に対して環境ホルモン様の働きをすることも知られてきており(Wu ら,2003)、貧酸素の成因や継続期間の推定を行うことは、湖沼生態系の保全のため重要な課題である。

そこで本研究では、諏訪湖の溶存酸素濃度の経年変化を見るとともに、貧酸素を引き起こす環境要因の推定を試みた。

2. 材料と方法

信州大学山地水環境教育研究センターによる定期観測で得られた水深 5.5m における溶存酸素濃度と、長野県環境部および水産試験場の溶存酸素濃度データを統合し、諏訪湖における溶存酸素濃度の経年変化の解析を行った。解析の対象とした期間は 1977 年から 2012 年における 6 月から 9 月の夏季とした。

貧酸素化の要因として、水温、クロロフィル a 濃度、風速を検討した。水温およびクロロフィル a 濃度は、溶存酸素濃度と同様、三機関のデータを統合し解析に用いた。水温およびクロロフィル a 濃度は 1977 年から 2012 年までのデータを用いた。1977 年から 2012 年までの風速は、気象庁の気象統計情報から得た。解析に用いた風速は、溶存酸素濃度の測定を行った日の前日ものとした。これらの要因についても溶存酸素濃度と同様、6 月から 9 月の夏季について解析を行った。溶存酸素濃度と各環境要因の関係は、検定後、ピアソンの相関係数かスピアマンの順位相関係数を求めることで行った。

3. 結果

2000 年以降、6 月から 9 月の水深 5.5m における溶存酸素濃度の低下がみられた。1977 年から 2012 年を 3 期間に分けてみると、1977 年～1988 年の溶存酸素濃度の平均値は $4.5\text{mg-O}_2/\text{L}$ (SE: ± 0.3)、1989 年～2000 年の平均値は $5.0\text{mg-O}_2/\text{L}$ (SE: ± 0.4)、2001 年～2012 年の平均値は $2.5\text{mg-O}_2/\text{L}$ (SE: ± 0.2) となった。1977 年～1988 年と 1989 年～2000 年には大きな差は見られなかった。一方、2001 年～2012 年では、他の期間と比較して、溶存酸素濃度は半分程度に低下していた。

水温は水深 1m と 5m の水温差を求め(1m-5m)、溶存酸素濃度との相関を見た。その結果、1m-5m の水温差と溶存酸素濃度の間には負の相関が見られた($r=-0.55$ ($p<0.01$))。一方、水深 5.5m のクロロ

フィル a 濃度と溶存酸素濃度の間には、弱い正の相関がみられた($r=0.32$ ($p<0.01$))。溶存酸素濃度の測定日前日の風速と溶存酸素濃度の関係を見ると、相関係数は $r=0.18$ ($p<0.01$)となり、相関はほとんど見られなかった。

4. 考察

諏訪湖下層の溶存酸素濃度は 2000 年以前と比較して、2000 年以降に低下しており、この溶存酸素濃度の低下には水温差が大きく関与していると考えられた。この水温差は成層の強弱を表しており、湖沼における成層や水温躍層は貧酸素水塊の形成に大きく関与している。すなわち水温躍層が深いほど低酸素水塊の解消がしやすく、成層が安定しているほど低酸素水塊が維持される (Zhou ら,1987)。本研究においても水温差と溶存酸素濃度には負の相関がみられ、水温差が大きい(強い成層)ほど、下層の溶存酸素濃度が低下していた。

そこで、1977 年から 2012 年の水深 1m の 6 月～9 月の平均水温を 3 期間に分けて見ると、1977 年～1988 年は 22.4°C (SE: ± 0.6)、1989 年～2000 年は 22.9°C (SE: ± 0.7)、2001 年～2012 年は 23.5°C (SE: ± 0.6)となり、約 0.5°C ずつではあるが、徐々に表層付近の水温が上昇していた。一方、水深 5m の水温は 1977 年～1988 年は 19.7°C (SE: ± 0.9)、1989 年～2000 年は 20.3°C (SE: ± 0.7)、2001 年～2012 年は 19.7°C (SE: ± 1.0)と大きな変化が見られなかった。これらのことから、諏訪湖の溶存酸素濃度の低下は、温暖化に伴う表層水温の上昇による、鉛直混合の抑制が一因と考えられた。

一方、クロロフィル a 濃度と溶存酸素濃度には弱い正の相関がみられ、植物プランクトンの光合成により、湖水中へ酸素が供給されていることが示唆された。

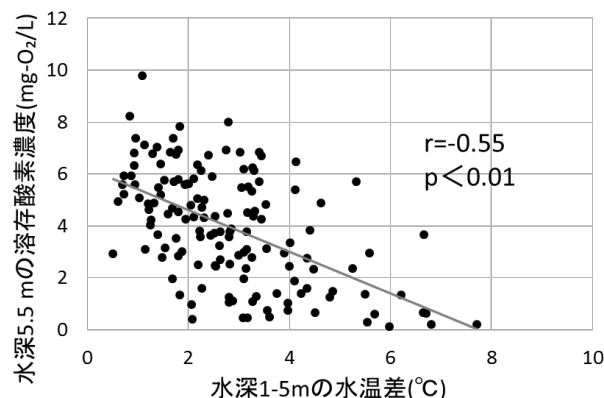


図1 水深 1m-5m の水温差と溶存酸素濃度の関係

*吉村南美¹⁾・神谷宏²⁾・増木新吾³⁾・戸島邦哲³⁾・山田順子¹⁾・加藤季晋⁴⁾・北村尚毅⁴⁾・奥野雅祥¹⁾・清家泰¹⁾

1) 島根大学大学院総合理工学研究科

2) 島根県保健環境科学研究所

3) 松江土建株式会社

4) 島根大学総合理工学部

1. はじめに

脱窒は、通気性嫌気細菌である脱窒細菌による生物学的な硝酸塩(NO_3^-)の異化的還元過程であり、基質として NO_3^- 、亜硝酸塩(NO_2^-)を利用し、亜酸化窒素(N_2O)を経て分子状窒素(N_2)に還元されるプロセスである。自然水域では、 NO_3^- が蓄積し、溶存酸素(DO)が枯渇するような湖沼の深水層や、外部からの流入や硝化による NO_3^- の供給がある湖底泥界面で活発な脱窒が起こると考えられる。また、硝化は酸素存在下で硝化細菌により NH_4^+ を NO_2^- へ、 NO_2^- を NO_3^- に酸化する微生物反応である。硝化により生成した NO_2^- 、 NO_3^- は、脱窒により N_2 として系外に放出される。つまり、脱窒は水圏から窒素を除去する窒素浄化の最終段階を担う過程であるため、富栄養化抑制プロセスとして非常に重要である。

本研究では、布部ダム(島根県安来市広瀬町)に WEP システム(高濃度酸素水供給装置(松江土建(株)製))を導入し、高濃度酸素水が窒素浄化能に与える影響について湖水の水質観測、並びに湖水及び湖底堆積物の深度別硝化・脱窒活性の測定を通して検討した。

2. 方法

・硝化活性の定量操作

バイアル瓶(70 mL)に底層水と堆積物を入れて密封した。現場硝化活性測定用サンプルは現場の温度で培養した。最大硝化活性測定用サンプルについては NH_4Cl を 1 mgN/L になるように添加し、10℃で培養した。硝化阻害剤であるアセチレン(7 mL)を添加するものとししないものについて、培養後(0 日、3 日、7 日後)にろ過し、 NH_4^+ 、 NO_2^- 、 NO_3^- を測定した。

・脱窒活性の定量操作

現場でバイアル瓶(156 mL)に底層水と湖底堆積物を入れて密封した。現場脱窒活性測定用サンプルに

は、アセチレン(7 mL)を添加、6 時間現場の温度で培養し、培養終了後ホルマリンを添加し脱窒細菌の活性を停止させた後、 N_2 ガスで気相をつくり、生成した N_2O をガスクロマトグラフ(Shimadzu GC-14)で測定した。最大脱窒活性測定用サンプルについては、 N_2 ガス、アセチレン(7 mL)および KNO_3 を 5 mgN/L になるように添加し、6 時間 25℃の条件下で培養した。

3. 結果と考察

本研究では、高濃度酸素水が窒素浄化に及ぼす影響について、島根県布部ダムを対象に検討を行った。

2010 年 3 月から 2013 年 3 月までの底層水質の時系列変化を Fig. 1 に示す。2010 年の結果では、7 月の DO が極めて高濃度(45 mgO₂/L)となり、 NO_3^- の増加が認められず硝化の阻害が示唆された。そこで、2011 年からは DO 濃度を調整して観測を行った。その結果、DO 濃度が 20 mgO₂/L 以上では NH_4^+ が増加し、硝化が抑制される傾向を示したが、DO 濃度を 10 mgO₂/L 程度まで下げると硝化が進行し、 NO_3^- が増加した。次いで、DO 濃度を 10 mgO₂/L に調整した後に 2012 年 10 月から 11 月にかけて WEP システムを停止させたところ、0.3 μgN/L/day の現場脱窒活性が見られた。よって、WEP により DO 濃度を調整することで硝化・脱窒による効率的な窒素除去が可能であると考えられた。

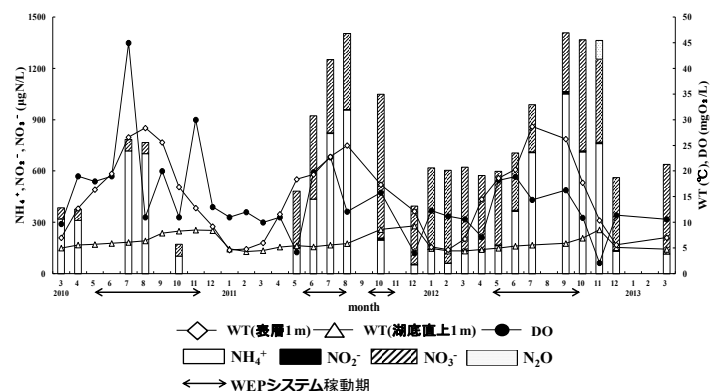


Fig. 1 2010-2013年布部ダム底層水水質の経月変化

*望月陽人, 細田耕, 杉山雅人 (京大院・人間環境)

1. はじめに

福島第一原子力発電所の事故を受けて、筆者らは日本全国 194 河川におけるウラン (U) の自然レベル濃度を定量し、その分布に関する地球化学的特徴を議論した (望月・杉山、2012)。日本における U 高濃度河川の分布は花崗岩のそれと類似しており、花崗岩中の U 濃度は比較的高い (2.2~15 ppm; Rogers and Adams, 1969) ことから、高濃度河川への U の供給は花崗岩の風化によっておおむね説明された。ところが、沖縄島中南部の比謝川・国場川では、集水域に花崗岩がほとんど分布せず石灰岩が卓越しているにもかかわらず、河川水中で非常に高い U 濃度 (全国平均値のそれぞれ 24 倍、37 倍) が観測された。石灰岩中の U 濃度は花崗岩に比べて低く (0.35~2.34 ppm; Rogers and Adams, 1969)、石灰岩が高濃度河川への U の主要供給源であるという報告もないことから、これらの河川における U 高濃度の原因は現状では説明できない。

そこで本研究では、沖縄島の河川において一般水質項目と化学種濃度の調査を行い、河川水中の主要化学種ならびに U の濃度を用いて海塩・岩石からの U の寄与を見積もることで、沖縄島河川への U 供給機構の解明を試みた。

2. 材料と方法

沖縄島の全域を網羅するように 17 河川を選択し、2013 年 4 月に調査を行った。現場では、水温、pH、電気伝導度ならびに溶存酸素濃度を測定し、試水を採取した。試水は採取後ただちに、孔径 0.45 μm のフィルターを用いてろ過した。ろ液は陽イオン測定用と陰イオン測定用の 2 本採取し、陽イオン測定用のろ液には濃度が約 0.02 mol/L となるように超高純度硝酸を添加した。

実験室での測定項目とその方法を以下に示す。

Na, K : 原子吸光光度法
Ca, Mg : 誘導結合プラズマ発光分析法
U : 誘導結合プラズマ質量分析法
Cl, SO₄ : イオンクロマトグラフィー
アルカリニティー (Alk.: $[\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}]$) : 滴定法

3. 結果

島の南西部に位置する河川は Ca-Alk. 型の水質を、北東部に位置する河川は Na-Cl 型または Na-Alk. 型の水質を示した。Ca-Alk. 型河川の流域には石灰岩の分布が確認されており (小西、1965)、Ca と Alk. の間に $r = 0.95$ ($n = 11$, $p < 0.05$) の相関がみられたことから、これら河川の水質は流域の石灰岩の影響を受けていると判断できる。

Ca-Alk. 型の河川とそれ以外の河川における U 濃度には、表 1. に示すように明確な差が認められた。

表 1. 河川水質別の U 濃度 (ng/L)

河川水質	最小-最大	平均
Ca-Alk. 型 ($n = 11$)	32 - 3520	876 ± 1076
それ以外 ($n = 6$)	5.6 - 18	11 ± 5

4. 考察

Ca-Alk. 型の河川における石灰岩由来の U 濃度 $[U]^*$ を、次式により求めた。

$$[U]^* = \{U/Ca\}_{\text{lime}} \times [Ca]^* \quad (1)$$

ここで、 $\{U/Ca\}_{\text{lime}}$ は石灰岩中の U/Ca 濃度比、 $[Ca]^*$ は石灰岩由来の Ca 濃度 (河川水中の Ca 濃度から海塩由来の Ca 濃度を差し引いた値) である。これを用いて河川水中の U 濃度に占める $[U]^*$ の割合を求めたところ、U 濃度が中程度 (32~286 ng/L) の 6 河川では 60~200% の U が石灰岩由来であると見積もられ、石灰岩が U の主要供給源であることが示唆された。一方、U 濃度が特に高い (709~3,520 ng/L) 5 河川では石灰岩の寄与は 10~25% にすぎないことがわかった。

これら 5 河川における U の供給源としては、流域地質から泥灰岩が、また先行研究 (Singh et al. 2003) から黒色頁岩が候補に挙げられる。さらには、河川水中の高いアルカリニティーのために岩石・堆積物中の U が炭酸錯体を形成し、選択的に溶出された可能性も考えられる。

講演では、河川水中の懸濁物質ならびに流域の岩石における化学組成も交えて議論する予定である。

*岩木真穂（京大院・人間・環境学），熊谷道夫（立命館大学）

西勝也（元・生物流体力学研究所），焦春萌（滋賀県琵琶湖環境科学研究センター）

1.はじめに

湖の水位は、湖への流入と湖からの流出の収支によって長期的にはバランスしている。一方、短期的な水位変化は、表面波動（静振、風波）、流入（降水、河川流入、地下水流入）、流出（蒸発、河川流出）などによって常に変化しており、それぞれが異なる時間的・空間的スケールを有している。それらの中で、短時間に大きな水位変化を引き起こすのは強雨である。湖面への降水は、水位上昇に直接的に寄与する。一方、集水域への降水は河川や地下水を通して湖へと流入する。しかしながら、短時間の強雨によって湖の水位がどの程度上昇するのかということは、これまでに十分議論されてこなかった。本研究では、琵琶湖で測定した水位データに基づいて、集水域に降った強雨が河川を通して湖に流入する割合を評価することを試みた。

2. 方法

2.1 降水に伴う河川からの流入量の寄与率 α の評価

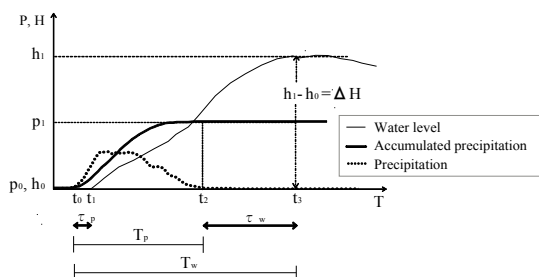


図1：水位変化の概念図

水位変動 $\Delta H = h_1 - h_0$ とすると、時間間隔 T_w における水収支は、(1)式のように書ける。

$$\Delta H = \int_{t_0}^{t_3} P dt + \frac{A}{S} \int_{t_0}^{t_3} \alpha(t) P(t - \tau) dt + \frac{1}{S} \int_{t_0}^{t_3} (Q_g - Q_e) dt - \frac{1}{S} \int_{t_0}^{t_3} Q_r dt \quad \dots(1)$$

P: 降水量, A: 集水域面積(陸域), S: 湖の面積, τ : 河川流入の遅れ時間, Q_g , Q_e , Q_r はそれぞれ地下水フラックス, 蒸発フラックス, 河川流出フラックス, α : 降雨に対する時間遅れ τ を伴う河川の応答関数で、集水域（湖面を除く）に降る降水量に対する河川流出量の寄与の割合（以後寄与率という）, $\hat{P}$: 降雨強度。

$$(1)式は \quad \alpha = \frac{\Delta H - \hat{P}(t_2 - t_0) + \frac{1}{S} \int_{t_0}^{t_3} Q_r dt}{\frac{A}{S} \hat{P}(t_2 - t_0)} \quad \dots(2)$$

と近似でき、この(2)式を用いて、寄与率 α を評価する。

2.2 観測と使用データ

滋賀県大津市柳ヶ崎の湖岸において、2010年5月から2012年5月まで2年間、琵琶湖の水位と降水量の観測を行った(図2)。水位の測定には容量式水位計を用いた。測定間隔は2分、分解能は1mm、精度は

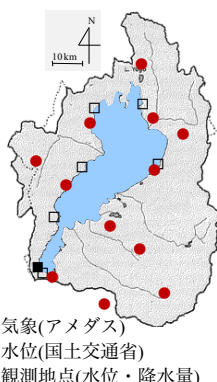


図2：観測地点

$\pm 3\text{mm}$ である。ただし、2010年5月および2011年11月から2012年5月31日までは1分間隔で測定した。降水量の測定には転倒マス式雨量計を用い、測定間隔は10分、分解能は0.5mmである。水位と降水量の観測結果の記録には、データロガー-HIOKI(LR5042)を用いた。計測データの確認と補完解析のために、2010年5月から2012年9月までの、国土交通省の水文データベースから1時間間隔の琵琶湖の水位データ(三保ヶ崎、堅田、大溝、彦根、片山)を用いた。また、流出量の補正計算には、国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所の瀬田川洗堰の1時間間隔の放流量データ、京都市上下水道局の琵琶湖疏水流量、関西電力の宇治発電所石山取水口取水水量データを用いた。気象データについては、同期中の気象庁の気象観測データ(AMeDAS)の滋賀県内の全点(12点)の1時間間隔の風速・風向、降水量を使用した。

3. 結果

観測値と国土交通省のデータを用いて総計59(うち、22ケースは同時刻のデータ)の降水事象の平均寄与率 $\hat{\alpha}$ を求めた。なお、便宜上、以後の平均寄与率は%値で示す。寄与率 α を求める過程で、積算降水量 $\tilde{P}(= \hat{P}(t_2 - t_0))$ と水位上昇開始から停止までの時間 T_w との関係(図3)と、積算降水量 $\tilde{P}$ と琵琶湖の水位変化 ΔH^* の関係(図4)を求めた。その後に、降水に対する寄与率 α を算出した(図5)。

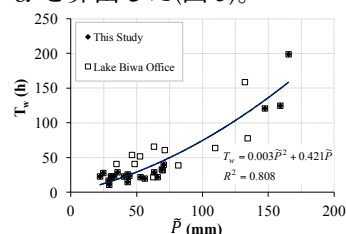


図3： $\tilde{P}$ と T_w の関係

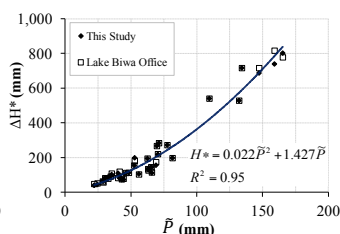


図4： $\tilde{P}$ と ΔH^* の関係

4. まとめ

平均寄与率 $\hat{\alpha}$ は、降水の特徴や降水前の地表状態の影響も受けると考えられるが、積算降水量の増加に伴い増加することが示された。積算降水量 $\tilde{P}$ が50mm以下の場合には、時間遅れはお30h以下で、平均寄与率 $\hat{\alpha}$ の変動は大きく、河川流出量は積算降水量の10-30%程度であった。積算降水量100mm以上の場合には、時間遅れは70h以上で、降雨増加に伴い平均寄与率 $\hat{\alpha}$ は50-80%程度となった。また、積算降水量から平均寄与率 $\hat{\alpha}$ の推定値を求めたところ、 $\hat{\alpha} = 0.53\tilde{P}$ となった。この関係式を用いることによって、積算降水量に伴う河川からの流出量を見積もることができる。