

「人工湿地の水質浄化機能の評価ならびにビオトープにおける生物相の変化と管理手法の検討」：  
鯉淵学園農業栄養専門学校と農業環境技術研究所の  
MOUに基づく共同研究

メタデータ	言語: jpn 出版者: 公開日: 2019-12-20 キーワード (Ja): キーワード (En): 作成者: 阿部, 薫, 駒田, 充生, 大熊, 哲仁, 荒城, 雅昭, 田中, 幸一, 楠本, 良延, 安田, 耕司 メールアドレス: 所属:
URL	<a href="https://doi.org/10.24514/00003002">https://doi.org/10.24514/00003002</a>

## 「人工湿地の水質浄化機能の評価ならびにビオトープにおける生物相の変化と管理手法の検討」－鯉淵学園農業栄養専門学校と農業環境技術研究所の MOU に基づく共同研究－

阿部 薫・駒田充生<sup>1)</sup>・大熊哲仁<sup>2)</sup>・荒城雅昭・田中幸一・楠本良延・安田耕司

(平成25年10月31日受理)

### Synopsis :

A constructed wetland and a biotope were constructed by converting paddy fields in the campus of Koibuchi College of Agriculture and Nutrition, Mito, Ibaraki Prefecture, Japan, in 2004. The constructed wetland consists of a shallow, 500-m<sup>2</sup>, free-water-surface flow type and planted with *Zizania latifolia* for advanced treatment of wastewater. The biotope with an area of 1500 m<sup>2</sup> consists of ponds and water canals for providing habitats of organisms.

The secondary effluent from a dormitory in the campus flowed into the wetland. To assess the potential of wetland to polish the effluent from the dormitory, we measured the efficiencies of removal of N, P, and Zn by the wetland for about 5 years. Inorganic N, PO<sub>4</sub>-P, and dissolved Zn were the principal forms of N, P, and Zn removed by the constructed wetland system but sedimentation of particulates did not proceed well. The wetland effectively removed not only nutrient salts but also Zn from the secondary effluent throughout the 5-year study period. The mass balance data suggest that N was removed mainly by denitrification and secondarily by adsorption to soil and by plant uptake; P was removed mainly by adsorption to soil and secondarily by plant uptake; and Zn was removed mainly by adsorption to soil. The average removal rates for N, P, and Zn were 0.29 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, 0.033 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, 0.69 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, respectively.

To assess the suitability of the biotope as a habitat for organisms, we surveyed plants, insects and soil nematodes in this biotope. Focusing on biotope for habitat of plants, we show the suitable maintenance method of school biotope by field vegetation survey from the point of biodiversity. As a result of vegetation survey, we recorded the plant of 150 species of 55 families, including several endangered species and rare species. Many native plants had invaded into the biotope from the adjoining pond with the natural forest (*Alnus japonica* forest). It was suggested that distance from source of seed supply was important about the choice of biotope creation site. In addition, the biotope with a variety of flora needs moderate human disturbance. We suggest the dredging management once in 2-3 years in wetland of the biotope.

To assess the biotope for insects, we surveyed the populations of odonate adults and aquatic insects (coleopterans, hemipterans, and odonate nymphs) in the biotope during 2006-2011. We observed 31 odonate species and at least 41 species of aquatic insects during this period. The

<sup>1)</sup> (独) 農業・食品産業総合研究機構・中央農業総合研究センター

<sup>2)</sup> (財) 鯉淵学園農業栄養専門学校

observed species richness, i.e., the number of species, was similar to that in species-rich ponds in Ibaraki Prefecture. Thus, this biotope may provide a profitable habitat for these insects. The species richness of odonates and aquatic insects increased until 2007, and then decreased in 2008. This decrease may be attributed to the accumulation of mud at the bottom of the water bodies. To recover habitat quality, we dredged up mud from the bottom of the water bodies in December 2008. Following 2009, the species richness of odonates and aquatic insects increased again. We estimate the process and factors responsible for the changes in the species richness of odonates and aquatic insects, and discuss some approaches for managing the biotope.

Furthermore, a genus-level, a part family-level, list of soil nematodes found from biotope and paddy fields in were presented. Total 64 taxa were distinguished. Damp environment such as paddy fields, artificial marsh and pond sediments had an aquatic fauna consisted of *Chronogaster*, *Tobrilus*, *Tripyla*, *Cryptonchus*, *Mononchus* and *Dorylaimus* etc., whereas grassland around biotope pond mainly contained terrestrial nematodes with abundant dorylaimid fauna including *Discomyctus longicaudatus* (Imamura, 1931) etc.

## I はじめに

公益財団法人農民教育協会 鯉淵学園農業栄養専門学校（以下、鯉淵学園）では、2001年からキャンパス内の畜舎や学生寮、学生食堂などから排出される廃棄物や食品残渣等を有効活用し、堆肥や肥料、飼料として再利用を図るなど、学園内の循環システムの構築を旨とした「環境保全・循環型農業の実証研究」が実施されていた。その中で、学生寮から合併浄化槽処理の後に隣接するため池に放流されていた生活排水の水質をさらに浄化するため、人工湿地とビオトープを経由させる方策の計画案があった。農業環境技術研究所（以下、農環研）は、2004年2月に鯉淵学園と「環境保全と循環型農業に関する教育研究協力」の覚書（MOU）を締結したことから、鯉淵学園の教育活動への支援・協力の一環として、人工湿地による生活排水の水質浄化機能の評価、およびビオトープにおける生物多様性評価と管理方法の確立を目指した共同研究を行うこととなった。

調査対象とした人工湿地（約5a）とビオトープ（約15a）は、2004年の3月から4月上旬にかけて、鯉淵学園北西部に位置する湿田（北緯36°20′、東経140°20′、標高36m）に造成された。この地域は鯉淵学園の敷地内でも標高が低い場所であり、学園西地区の農業及び生活排水は大部分がここを通過し、隣接するため池（東池）を経由して涸沼川に至る。図I-1に人工湿地とビオトープ内の池の配置および水の流れを示した。人工湿地内にBを通過して流入する水は学生寮の合併浄化槽処理水であり、この水は人工湿地を経由してビオトープ内に流れ込む。一方、ビオトープにはこのほかにも上流からの水田

排水や湧水、少量の生活排水がAおよび調整池を通過して加わる。人工湿地およびビオトープの造成以前は、学生寮からの浄化槽処理水は上流から水路1を通じて、ため池に放流されていた。人工湿地には造成時にマコモが植栽された。またビオトープにはガマ、マコモ、ハンノキ、コナギ、ハナショウブ、スイレン、オモダカ等が敷地内から移植され（写真I-1）、その後、年2～3回の頻度で陸域部の草刈りが実施された。

人工湿地における水質調査は造成後から開始され、2006年から測定項目を増やして2010年まで継続した。またビオトープでは、昆虫相と線虫相に関する調査を2006年から2011年、植物相に関する調査を2007年から2011年まで実施した。このような調査の結果、人工湿地による水質浄化機能の評価およびビオトープにおける生物相の変化と管理方法等に関して、それぞれ貴重な成果を得ることができたので、II. ビオトープ内人工湿地における水質浄化機能、III. ビオトープにおける植物相の変化と生物多様性、IV. ビオトープにおける水生昆虫相の変化、V. ビオトープ・水田の土壤線虫相、に分けてその概要を報告する。

本研究を遂行するに当たり、鯉淵学園の涌井義郎先生はじめ職員ならびに学生の皆様には調査に関して種々のご配慮・ご協力をいただいた。農環研の故 松本公吉氏、鎌田輝志氏、渡辺浩二氏、荒貴裕氏ほか研究技術支援室の皆様には人工湿地・ビオトープの管理作業および試料採取、調査等において、生物多様性研究領域の徳岡良則氏、山本勝利氏、浜崎健児氏（現在、大阪府立環境農林水産総合研究所）には植物や昆虫の生息調査においてご協力をいただいた。土壤環境研究領域の内田ゆかり氏に

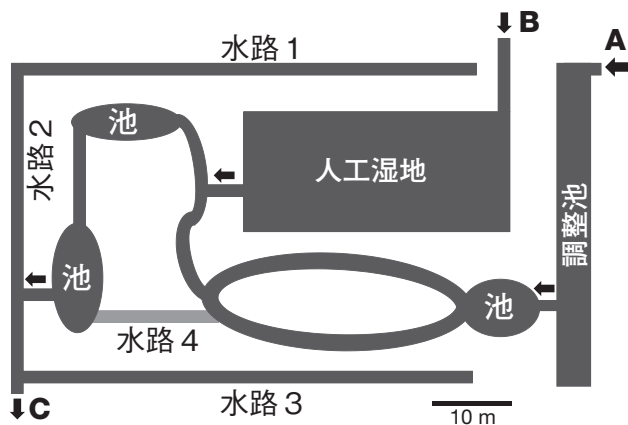


図 I - 1 ビオトープの構成（池、水路、人工湿地、調整池）。矢印は水流の方向を示す（A：水田および湧水からの排水、B：学生寮からの排水、C：水路を經由して東池へ）。水路1～3はビオトープ造成前から存在した。水路4は増水時だけ水が流れる。



写真 I - 1 学园内ビオトープと人工湿地概観

は試料の調整等分析を補助していただいた。元環境生物部植生研究グループ長の小川恭男氏ならびに同グループ景観生態ユニット長の井手任氏には、人工湿地・ビオトープの設計・造成ならびに本研究の立ち上げに際し、多くのご助言・ご指導をいただいた。ここに記して感謝の意を表します。

## II ビオトープ内人工湿地における水質浄化機能

### 1 緒論

人工湿地による水質浄化は、面積、季節変動、植生の維持管理などの制約がある反面、低コスト、省エネルギー、簡易などの利点から、国内外で研究が進められて来た（細見, 2000, Brix, 1993; Vymazal, 2007）。欧米では下水処理における高度処理などとして実用化が進んでおり、国内でも立地条件の合うところでは、湖沼や河川などの浄化や、畜産排水処理（Kato, et al., 2013）などに稼働している。いわゆる工学的汚水処理技術に比べ浄化効率や安定性が劣る分、植生を用いた浄化施設になんらかの付加価値をつけていこうという研究・試みもなされている。たとえば、浄化用植生に作物・花卉を用いて飼料・工芸材料や花壇などとしての利用を意図した例（Abe and Ozaki, 2001, 2007）、湿生植物園のようなかたちで市民の利用を目的としたもの（相崎ら, 1995）などがある。

鯉淵学園では、以前学生寮からの排水は合併浄化槽で処理し、栄養塩類が多く含まれる処理水を農業用のため

池に放流していた。しかし、ため池でのアオコ発生が頻発したため、環境への配慮から、約5aの栄養塩浄化用の人工湿地（以下人工湿地）に流入させ、浄化と学生への環境教育に役立てることとした（大熊ら, 2006）。水田に隣接した地区であるため、人工湿地の植生については、周囲の水田に侵入して畦畔を破損する（穴をあける）おそれのない植生ということで、マコモが選定された。

本研究では、人工湿地の窒素・リン浄化機能の推移を調べると共に、人工湿地流出水がビオトープ内に流出することから、近年、水生生物保全を目的として水質環境基準が定められた亜鉛（河川・湖沼では全亜鉛濃度  $0.03 \text{ mg L}^{-1}$ ）の動態も併せて調査した。約5年間の調査結果をまとめて報告する。

### 2 材料と方法

#### (1) 浄化用人工湿地

人工湿地は、 $31\text{m} \times 16\text{m}$ 、水深約 $0.1\text{m}$ （貯水量約 $50\text{m}^3$ ）の表面流型湿地で、在来種のマコモ（*Zizania latifolia* Turcz.）を造成時に栽植した。梅雨や台風時に倒伏が顕著だったため、2008年春より、潤沼川水系のマコモタケ栽培農家より入手した栽培種に植え替えた。人工湿地の周囲は畦で囲み畦畔板を設置した。また、流入水が短絡せず人工湿地内を均一に流れるように、 $7.5\text{m}$ ごとに仕切り板を入れ流路に沿って流下するようにした（図II-1）。人工湿地には、学生寮の合併浄化槽処理水が流入する（約 $10 \sim 35 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ ；約 $20 \sim 70 \text{ mm d}^{-1}$ ）。

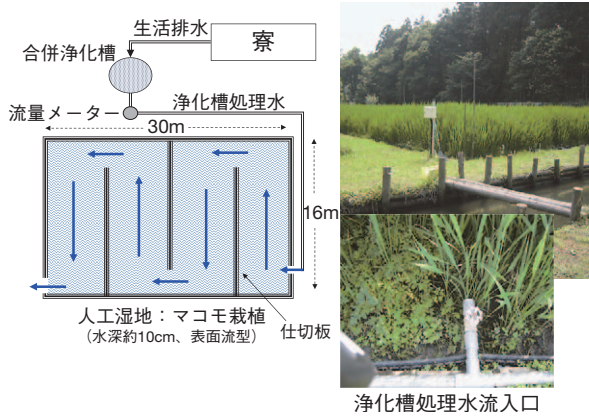


図 II - 1 浄化用人工湿地

## (2) 水量・水質等の測定

人工湿地への流入水量は積算流量計で計測した。雨量、気温等は、最寄りのアメダスポイント（水戸）の値を利用した。調査実施地区は、もともと標高が低く地下水水位が高い湿田であったことから、下方浸透は少ないと考え、浄化量の概算に当たっては、流出水量を「流入水量 + 雨量 - 蒸発散量」と仮定して算出した。蒸発散量は、イネに関する文献値（金子, 1974）を代用した。

人工湿地流入水（浄化槽処理水）及び流出水を、週1回、朝に採水した。また、日内変動を知るため、2006年9/6～8の3日間に、オートサンプラー（ISCO-3700, Teledyne Isco, Lincoln, NE, USA）で、3時間おきに採水した。

無機態窒素・リン酸態リン（ $\text{PO}_4\text{-P}$ ）濃度は、2005年1月から2010年7月の間、また、全窒素（TN）、全リン（TP）、酸可溶性亜鉛濃度は、2006年4月から2010年7月までの期間観測した。全亜鉛（T-Zn）、溶存亜鉛濃度を適宜測定した。

無機態窒素・ $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度など無機イオンは、メンブレンフィルター（ $0.2\mu\text{m}$ ）でろ過後、イオンクロマトグラフ（IC7000, Yokogawa, Tokyo, Japan）により測定した。また全窒素・全リン濃度はアルカリ性ペリオキシ二硫酸カリウム分解（土壤環境分析法編集委員会, 1997）後、オートアナライザー（TRAACS 2000, Bran & Luebbe, Norderstedt, Germany）で測定した。

溶存態亜鉛濃度測定用試料は、メンブレンフィルターでろ過した。また、酸可溶性亜鉛濃度測定のための試料は、採水後速やかに $0.1\text{ mol L}^{-1}$ 硝酸酸性とした後メンブレンフィルターでろ過し、T-Zn濃度測定用試料は硝酸分解した。これらの試料のZn濃度はICP発光法（Vista-Pro, Varian Inc., Palo Alto, CA, USA）、もしくはICP-MS法（Agilent 7500cs, Agilent Technologies, Santa Clara, CA,

USA）により測定した。

## (3) 植物・土壌の分析

人工湿地内4～8カ所で、 $1\text{ m}^2$ 当たりのマコモ地上部を毎年秋（2007年は春秋2回）に刈り取り、 $80^\circ\text{C}$ で3日以上乾燥し、微粉碎した。

2006年11月と2010年1月に10 cm深の土壌コアを湿地内8カ所から採取し、風乾後微粉碎した。

TN、TP濃度は、硫酸-過酸化水素分解後、オートアナライザーにより測定した。T-Zn濃度は、硝酸-フッ酸-過塩素酸分解後、ICP発光法により測定した。

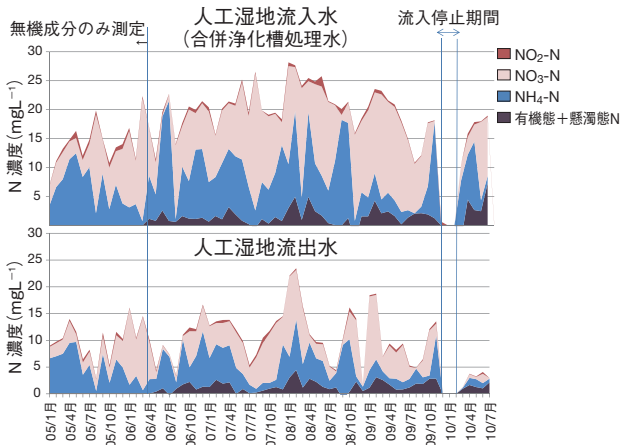
## 3 結果

### (1) 窒素の浄化

図 II - 2に人工湿地流入水と流出水の形態別窒素濃度の月平均値の推移を示した。調査期間中の人工湿地流入水（合併浄化槽処理水）の平均水質は、全窒素濃度 $20.0\text{ mg L}^{-1}$ 、アンモニア態窒素（ $\text{NH}_4\text{-N}$ ） $7.6\text{ mg L}^{-1}$ 、硝酸態窒素（ $\text{NO}_3\text{-N}$ ） $10.3\text{ mg L}^{-1}$ であった。全窒素濃度から無機態窒素濃度を差し引いた有機態 + 懸濁態窒素は $1.7\text{ mg L}^{-1}$ と少なく、有機物の分解は浄化槽内で良好に行われたと考えられる。

人工湿地通過により、平均全窒素濃度は $10.3\text{ mg L}^{-1}$ （48.5%低下）となった。人工湿地へ流入する浄化槽処理水は観測期間平均 $41.8\text{ mm d}^{-1}$ であったのに対し、人工湿地への降水は $3.8\text{ mm d}^{-1}$ と雨水による希釈は8.2%にすぎなかった。また、ビオトープ内の池に流れ込む学園内の水路水（水田排水、湧水など）の平均塩化物イオン濃度は $10.5\text{ mg L}^{-1}$ であったが、人工湿地流入水は人間生活を反映し $51.9\text{ mg L}^{-1}$ と高く、人工湿地流出水も $49.8\text{ mg L}^{-1}$ とほとんど変わらなかった。このことから、雨水や人工湿地周囲の池水の浸入などによる希釈は少なく、窒素濃度の低下は人工湿地の浄化作用によるものと判断される。流出水の窒素濃度は季節変動を示し、冬期に高く、夏期に低下する傾向が認められた。

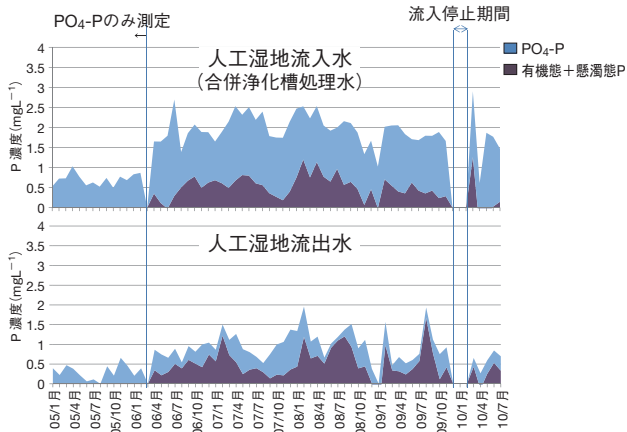
人工湿地流出水の平均有機態 + 懸濁態窒素濃度は $1.5\text{ mg L}^{-1}$ と流入水に比べ大幅な低下はなく、人工湿地通過により主に無機態の窒素が除去された。流出水の平均 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は、 $3.8\text{ mg L}^{-1}$ と50.0%低下、また、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は $4.8\text{ mg L}^{-1}$ と53.4%の低下が認められた。マコモは、 $\text{NO}_3\text{-N}$ より $\text{NH}_4\text{-N}$ を好んで吸収すること（小浜ら, 2003）から、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 消失に関しては脱窒の寄与が大きいと考えられる。



図Ⅱ-2 人工湿地流入水と流出水の形態別窒素濃度(月平均値)の推移

(2) リンの浄化

図Ⅱ-3に形態別リン濃度の変化を示した。調査期間中の人工湿地流入水(浄化槽処理水)の平均全リン濃度は $1.95 \text{ mg L}^{-1}$ 、内 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は $1.38 \text{ mg L}^{-1}$ であったが、人工湿地通過により全リン濃度は $0.95 \text{ mg L}^{-1}$ (51.3%低下)、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度 $0.41 \text{ mg L}^{-1}$ に浄化され、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度が顕著に低下した。懸濁+有機態リン濃度は流出水でほとんど変化無く、本人工湿地における浄化機構としては、懸濁成分の沈降より、植生による $\text{PO}_4\text{-P}$ の吸収や土壌粒子への吸着が主体であったと考えられる。



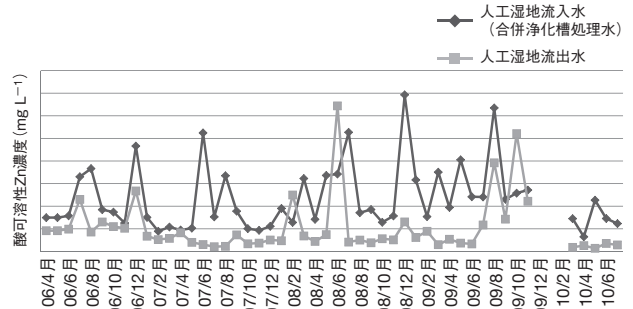
図Ⅱ-3 人工湿地流入水と流出水の形態別リン濃度(月平均値)の推移

(3) 亜鉛の浄化

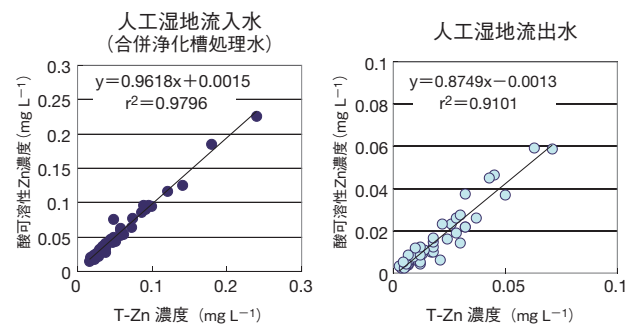
図Ⅱ-4に酸可溶性亜鉛濃度( $0.1 \text{ mol L}^{-1}$ 硝酸酸性)の変化を示した。浄化槽処理水の酸可溶性亜鉛濃度は、平均 $0.045 \text{ mg L}^{-1}$ で、人工湿地通過により平均 $0.023 \text{ mg L}^{-1}$ (52.7%低下)となった。図Ⅱ-5に一部試料について全亜鉛濃度と酸可溶性亜鉛濃度の関係を示す(Abe et al.,

2010)。流入水では全亜鉛濃度と酸可溶性亜鉛濃度はほぼ等しく、流出水では全亜鉛濃度に対する酸可溶性亜鉛濃度の比は若干低下していたが、可溶性亜鉛の動態は全亜鉛の動態を概ね反映しているといえる。人工湿地通過により浄化槽処理水中の亜鉛は、水質環境基準(全亜鉛濃度 $0.03 \text{ mg L}^{-1}$ )を下回る濃度まで浄化可能と考えられる。

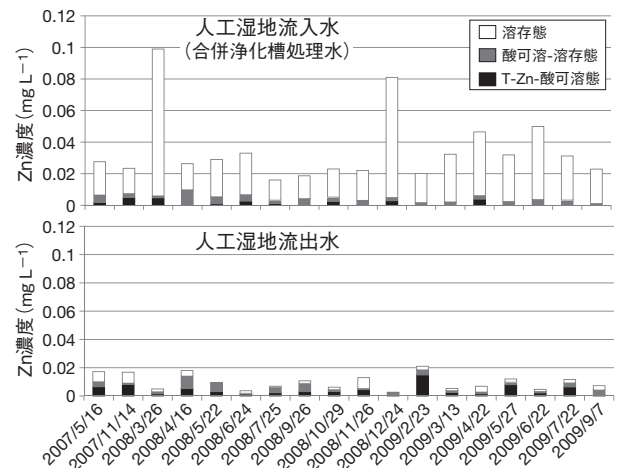
図Ⅱ-6に一部試料についての形態別亜鉛濃度を示した。人工湿地流入水中の亜鉛は主に溶存態(平均86%)で存在し、人工湿地通過により溶存亜鉛濃度は90%以上も低下した。一方、人工湿地流出水の中では、懸濁態(全亜鉛-溶存態)濃度が、流入水より若干高くなる傾向があった。



図Ⅱ-4 流入水と流出水の酸可溶性亜鉛濃度(月平均値)の推移



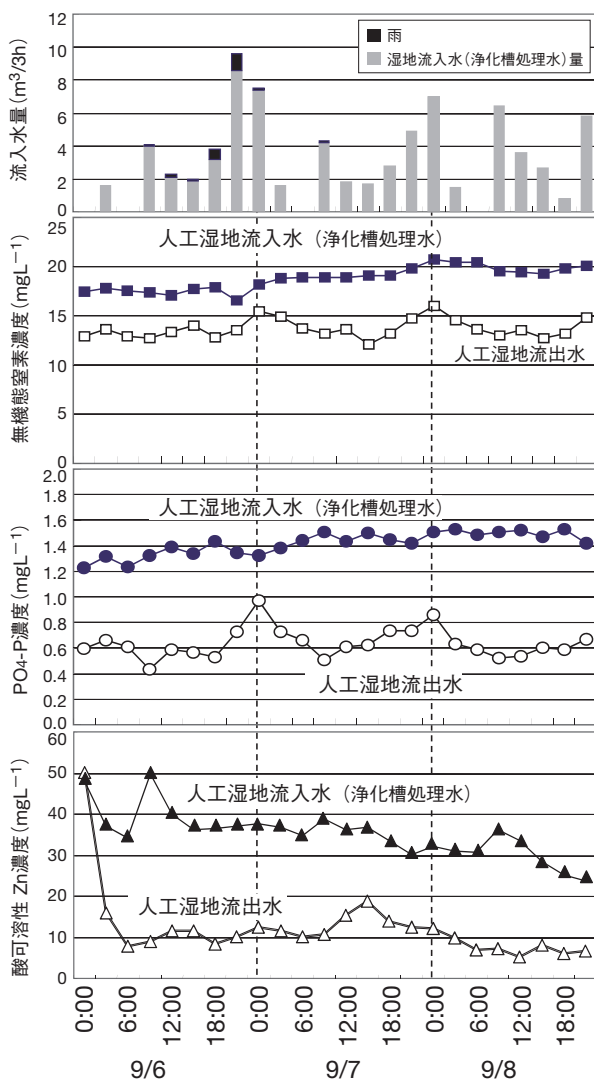
図Ⅱ-5 人工湿地流入水・流出水中の全亜鉛濃度と酸可溶性亜鉛濃度の関係



図Ⅱ-6 人工湿地流入水・流出水の形態別亜鉛濃度

(4) 窒素、リン、亜鉛濃度の日内変動

人工湿地通過過程で、浄化作用を大きく受ける無機態窒素濃度とPO<sub>4</sub>-P濃度、及び酸可溶性亜鉛濃度の日内変動(2006年9/6~8)を図Ⅱ-7に示した(阿部ら, 2007)。人工湿地流入水(浄化槽処理水)量は、20~0時ころが最も多く、次いで朝8時頃と、居住者(学生)の生活パターンを反映した日周変動が見られた。しかし、無機態窒素濃度やPO<sub>4</sub>-P濃度、酸可溶性亜鉛濃度には、明瞭な日周変動は認められず、合併浄化槽内で十分に混合されていたものと考えられる。一方、人工湿地流出水の無機態窒素濃度やPO<sub>4</sub>-P濃度は、夜間に上昇する(0時頃ピーク)傾向が認められた。これは、夜間には排水量が多く、湿地内での滞留時間が幾分短くなっていることが一因とも考えられるが、酸可溶性亜鉛濃度については明瞭な日周変動は認められなかった。この時期の栄養塩類浄化には、明暗や温度などの変動に伴う湿地内生物活動の変化が一定の影響を与えていることが示唆される。

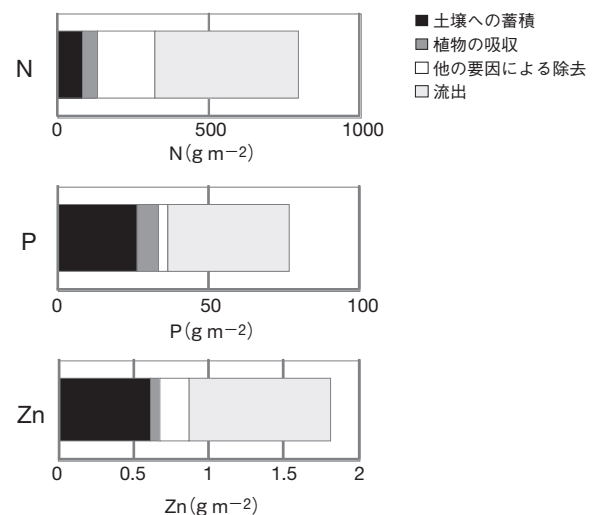


図Ⅱ-7 人工湿地流入水及び流出水の水質の日内変動

(5) 窒素・リン・亜鉛収支の概算

図Ⅱ-8に2006年11月から2009年10月までの人工湿地の窒素、リン、亜鉛収支の概算値を示した。この期間に、流入水(浄化槽処理水)からの窒素、リン、亜鉛の全負荷量のうち湿地通過で除去されたのは、それぞれ40.2、47.3、43.0%であった。人工湿地通過で除去された窒素のうちマコモ地上部に吸収されたのは16.2%で、25.1%が湿地土壤に蓄積しており、54.3%にのぼる「他の要因による除去」は脱窒によるものと考えられる。一方、リンと亜鉛は、人工湿地土壤への蓄積による除去割合が最も多く、それぞれ人工湿地による除去量の72.1%、69.8%に相当した。マコモ地上部に吸収されたのはそれぞれ19.9%と7.7%であった。

また、窒素、リン、亜鉛に対する、単位湿地面積当たりの平均除去速度を計算すると、それぞれ0.29 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>、0.033 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>、0.69 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>となる。



図Ⅱ-8 人工湿地におけるN、P、Znの収支 (2006年11月から2009年10月まで)

4 考察

学生寮から出る合併浄化槽処理水は、マコモを栽植した5aの人工湿地を通過することで、観測期間平均で全窒素濃度48.5%及び全リン濃度51.3%の低下が認められ、2006年10月~2009年11月の収支の概算から栄養塩負荷の負荷削減(窒素40.2%、リン47.3%)に有効であることが示された。また、人工湿地からの流出水はビオトープ内に流入することから、水生生物保全を目的として水質環境基準が定められた亜鉛についての浄化機能も併せて調査したところ、人工湿地流出水の酸可溶性亜鉛濃度は平均0.023 mg L<sup>-1</sup>に低下し(約52.7%低下)、水質環境基準以下に浄化できると考えられる。人工湿地で重金属を浄化する研究は、鉱山廃水や工場排水など高濃度

排水を対象とした研究 (Mays and Edwards, 2001; Gillespie et al., 2000) がほとんどであったが、本調査結果より、人工湿地が比較的低濃度の亜鉛の浄化にも有効であり、下流に位置するビオトープ内の水生生物に悪影響を及ぼさないレベルまで浄化できる可能性が示された。マコモを栽植した人工湿地が生活系排水中に含まれる比較的低濃度の亜鉛の浄化にも有効であり、栄養塩類と亜鉛の同時浄化が可能なが示された。

流入水、流出水の形態別成分濃度変化から、人工湿地通過により除去されるのは流入水中の溶存成分であり、懸濁成分は除去されにくいことがわかった。亜鉛は流出水中の懸濁成分濃度が流入水より若干高い傾向があり、亜鉛を吸着した土壌粒子などが流出している可能性が示唆される。

物質収支から、リンや亜鉛は主に人工湿地土壌への蓄積により除去されていること、窒素は植物や土壌への蓄積以外の「その他の除去」の比率が最も多く、脱窒によるものと考えられた。一方、植物の吸収による窒素・リンの除去は、通年の除去量全体の2割弱であり、亜鉛については1割未満とそれほど高くなかった。しかし、冬期にはマコモの地上部は枯れてしまうことから、春から夏の成育盛期においては浄化に占める植物の寄与は少なくないと推測される。また、吸収された窒素・リンをマコモの刈り取り搬出により系外に取り出すことは、人工湿地の浄化機能維持に一定の寄与があるものとする。鯉淵学園では、マコモは刈り取られ牛ふん堆肥の副資材などとして利用されている。今後は人工湿地の持続的利用の観点から、蓄積したリン、亜鉛などの再溶出などの検討が必要と考える。

阿部 薫 (農環研)

駒田充生 (農研機構・中央農研)

大熊哲仁 (鯉淵学園)

### Ⅲ ビオトープにおける植物相の変化と生物多様性

#### 1 緒論

現在わが国では河川改修や湖沼の埋立てなどによる湿地環境の急激な減少に伴って、湿地を主な成育場所とする多くの生物が絶滅の危機に瀕している (江崎・田中, 1998; 環境省, 2000)。また、世界的にも湿地や河川等に代表される淡水生態系に多くの絶滅危惧種が含まれていることが報告されている (国連ミレニアムエコシステム評価, 2005)。このような状況の中で、湿地に生育・生息

する多くの生物の保全や環境教育を目的として、全国的にさまざまな湿地性ビオトープが造られている (大越・熊谷, 2002; 竹内ら, 2009; Ito et al., 2010; 安藤・塩俣, 2012)。中でも、現行水田、休耕・耕作放棄水田やため池などの水田生態系は、湿地性生物の良好な代替生息地であることから (浅見ら, 2001; 下田・中本, 2003; 楠本ら, 2007)、水田および休耕田やその跡地を利用したビオトープの造成には注目が集まっている (杉山, 2001; 山下ら, 2009; 須田, 2010)。

鯉淵学園のビオトープは、休耕田跡地を活用したビオトープとして位置づけられる。本研究は、ビオトープにおける植物相の経年変化を捉えて、その変化要因を解明するとともに、ビオトープの管理方法について検討を行う目的で実施した。

#### 2 調査地と調査方法

調査地であるビオトープ (15a) は鯉淵学園構内の北西部にあった湿田 (20a) から水質浄化を目的とする人工湿地 (5a) とともに造成された。2カ所からビオトープ内に流入した水は、水路と池を経由して隣接する農業用ため池 (東池) に流出する (図 I - 1 参照)。

植生調査は全ての維管束植物を対象に、2007年から2011年までの5年間を通して10月～11月に同一の方法で実施した。調査方法は対象地にある全ての維管束植物の在・不在を調査するフロラ調査であり、ビオトープを構成する水域と陸域に分けて実施した。また、隣接するため池 (東池) の湖畔に成立しているハンノキ林が、鳥や水系を通じたビオトープへの種子供給源となっている可能性があったため、2007年度にハンノキ林内のフロラ調査を実施した。

さらに、5年間を通してビオトープの中心的な構成要素である水域においては上流池、中流池、下流池の3地点を対象に植物社会学的群落調査 (Braun-Blanquet, 1964) を実施した。植生調査時に不明であった種はさく葉標本として持ち帰り研究室にて同定作業を行った。幾つかのカヤツリグサ科の植物に関しては花期の終了により同定が困難であったために、2008年と2009年に確認された不明種については翌年の7月に補足的な調査を実施し同定した。

なお、2008年には植生調査で確認された種数が減少する傾向があり、特に水域において著しい減少を示した。この原因は、ビオトープの水域に上流から徐々に流入した泥が堆積・固定化することで植生遷移が進み、そのような環境を好む特定の抽水植物が優占した結果であ



ると考えられた。そこで、2008年に水路および池の浚渫を行った。また、ビオトープ内におけるその他の管理として、2007年から2011年には年間2～3回の頻度で陸域部の草刈りが実施された。

### 3 調査結果と考察

#### (1) ビオトープ全体の植物相の推移

維管束植物相では、2007年は41科81属96種、2008年は38科89種、2009年は54科145種、2010年は55科146種、2011年の調査で55科150種の植物の生育が確認できている。2011年の出現種一覧を表Ⅲ-1に示す。2008年には出現種数が一度減少しているが、2009年以降は、順調に種数を広げ安定している状態が伺える。出現種の中には、イチョウウキゴケ、ミゾコウジュなどの国レベルの絶滅危惧種（環境省, 2000）やヒメナミキ、マツカサススキ、カサスゲ、クサレダマ、ヌマトラノオなどの地域レベルの希少種（茨城県, 2001）も確認された。いずれの種も湿地環境に生育する種群である。一部を図Ⅲ-1に示す。

2008年に出現種数が減少したのは、後の解析で詳述するが、泥の堆積と植生遷移による結果であると考えられる。2008年12月の浚渫以降、2009年には急激に出現種数が増え、以降徐々に種数が増加・安定の傾向が示されている。本ビオトープには種多様性の高い水湿植物群落形成されていることから、湿地や河川の生態系に生育する希少種に代表される湿地性植物の良好な代替生息地として機能していることが示された。

#### (2) 成立する植物群落タイプ

ビオトープの中心的な構成要素である水域においては上流池、中流池、下流池の3地点（図Ⅰ-1参照）において実施された植物社会学的群落調査の結果を用いて植物群落タイプの分類（藤原, 1997）を実施した。なお、湿性の木本植物であるハンノキ、抽水植物であるマコモ、オギ、オモダカについては造成時に植栽された個体群は解析から除外し、それぞれ自然侵入個体が確認できた時点で解析に含めることにした。

2007年の調査開始時においては、マコモ、ガマ、マツカサススキに代表される安定した水辺に生育する抽水植物に混じり、ヌマトラノオ、アカバナ、ヒメシロネ、チョウジタデなど、定期的にかく乱を要する水生植物が共存する水湿植物群落であることが明らかになった。2009年以降はカサスゲ、ヨシ、ハンノキの侵入が確認されることから、隣接する東池のハンノキ林の要素が浸出して

ることが伺われた。浚渫や刈取り管理を実施しなければ自然遷移によりハンノキ林へと移行することが明らかになった。

#### (3) 水域の植物相の変化

2007～2011年を通じてビオトープ水域の植生変化と隣接するため池の植生データをまとめて表Ⅲ-2に示す。ビオトープの東側には農業用ため池の東池が存在する。上述の通り東池のビオトープと接する場所には湿地植生の極相林と考えられるハンノキ林が成立している。2007年にハンノキ林において植生調査を実施した結果、オニスゲ-ハンノキ群集（宮脇, 1986）として分類された。環境省の植生分類では自然度5（自然度は1～5でランクづけされている）として整理される群集である。5年間を通じてのビオトープ水域内の植生は隣接するハンノキ林と組成的な一致が確認された。ハンノキ林が湿地性植物の種子供給源として機能していることが、A種群の侵入・定着により示された。

一方で、2007年と2008年の植生データとの比較により、アカバナ、ミツバツチグリ、カワラスガナ、ヒメシロネ等の定期的なかく乱に依存するB種群の消失が示された（表Ⅲ-2）。消失した種群にはミゾコウジュ、イチョウウキゴケなどの絶滅危惧種も含まれる。この原因を植物社会学的データにより考察した。ビオトープ内では、主に抽水植物であるマツカサススキ、ガマ、カサスゲ等の自然度の高い植物種群の優占度が増加していることが把握された。植物種数の減少は上流から流入した泥が堆積し抽水植物が優占する好適な環境が作り出され、植生遷移に伴いそれら特定種が優占し、B種群が駆逐された結果であると考えられた。この結果を踏まえて、2008年12月に水域の浚渫を実施したところ2009年から急激に種数を増加させた。隣接するハンノキ林からの侵入・定着するA種群に加えて、浚渫などの適度なかく乱依存のB種群の再生・増加が出現種の増加に寄与したものと考えられる。農業生態系の二次的自然の生物多様性は浚渫や刈取りに代表される適度な中規模かく乱（Connell, 1978）により維持されている。本研究においても浚渫後に実施した2009年の調査結果は、水路・水際内のかく乱依存種（B種群）の出現種数が大幅に増えていることから中規模かく乱の効果であると考えられる。農業生態系の生物多様性維持には人間活動による適切な管理の重要性が示された。

表Ⅲ-1 鯉淵学園ビオトープにおける出現種一覧（維管束植物）

No.	種名	科名	学名	No.	種名	科名	学名
1	ヘクソカズラ	アカネ科	<i>Paederia scandens</i>	76	キツネノマゴ	キツネノマゴ科	<i>Justicia procumbens</i>
2	アカバナ	アカバナ科	<i>Epilobium pyrricholophum</i>	77	センニンソウ	キンボウゲ科	<i>Clematis terniflora</i>
3	チョウジタデ		<i>Ludwigia epilobioides</i>	78	ムラサキシキブ	クマツヅラ科	<i>Callicarpa japonica</i>
4	メマツヨイグサ		<i>Oenothera biennis</i>	79	カナムグラ	クワ科	<i>Humulus japonicus</i>
5	イヌガラシ	アブラナ科	<i>Rorippa indica</i>	80	アゼナ	ゴマノハグサ科	<i>Lindernia procumbens</i>
6	イヌナズナ		<i>Draba nemorosa</i>	81	オオイヌノフグリ		<i>Veronica persica</i>
7	スカシタゴボウ		<i>Rorippa islandica</i>	82	クサレダマ	サクラソウ科	<i>Last modified</i>
8	イ	イグサ科	<i>Juncus effusus</i>	83	コナスビ		<i>Lysimachia japonica</i>
9	コウガイゼキショウ		<i>Juncus leschenaultii</i>	84	ヌマトラノオ		<i>Lysimachia fortunei</i>
10	アキノエノコログサ	イネ科	<i>Setaria faberi</i>	85	セキショウ	サトイモ科	<i>Acorus gramineus</i>
11	アキメヒシバ		<i>Digitaria violascens</i>	86	イヌコウジュ	シソ科	<i>Mosla punctulata</i>
12	アズマネザサ		<i>Pleiblastus chino</i>	87	カキドオシ		<i>Plechoma hederacea</i>
13	イヌビエ		<i>Echinochloa crus-galli</i>	88	コシロネ		<i>Lycopus ramosissimus</i>
14	エノコログサ		<i>Setaria viridis</i>	89	トウバナ		<i>Clinopodium gracilens</i>
15	キンエノコロ		<i>Setaria pumilla</i>	90	ヒメシロネ		<i>Lycopus maackianus</i>
16	ケイヌビエ		<i>Echinochloa crus-galli</i>	91	ヒメナミキ		<i>Scutellaria dependens</i>
17	コスカグサ		<i>Agrostis alba</i>	92	ホトケノザ		<i>Lamium amplexicaule</i>
18	コブナグサ		<i>Arthraxon hispidus</i>	93	ミゾコウジュ		<i>Salvia plebeia</i>
19	サヤヌカグサ		<i>Leersia sayanaka</i>	94	コバノガマズミ	スイカズラ科	<i>Viburnum erosum</i>
20	ススキ		<i>Miscanthus sinensis</i>	95	スイカズラ		<i>Lonicera japonica</i>
21	スズメノカタビラ		<i>Poa annua</i>	96	ハス	スイレン科	<i>Nelumbo nucifera</i>
22	タイヌビエ		<i>Echinochloa crus-galli</i>	97	ツボスミレ	スミレ科	<i>Viola verecunda</i>
23	チガヤ		<i>Imperata cylindrica</i>	98	セリ	セリ科	<i>Oenanthe javanica</i>
24	チヂミザサ		<i>Oplismenus undulatifolius</i>	99	チドメグサ		<i>Hydrocotyle sibthorpioides</i>
25	ナガハグサ		<i>Poa pratensis</i>	100	ノチドメ		<i>Hydrocotyle maritima</i>
26	ヌカキビ		<i>Panicum bisulcatum</i>	101	ヤブジラミ		<i>Torilis japonica</i>
27	ハルガヤ		<i>Anthoxanthum odoratum</i>	102	ゼンマイ	ゼンマイ科	<i>Osmunda japonica</i>
28	マコモ		<i>Zizania latifolia</i>	103	アキノウナギツカミ	タデ科	<i>Persicaria sieboldii</i>
29	メヒシバ		<i>Digitaria ciliaris</i>	104	イヌタデ		<i>Persicaria longiseta</i>
30	メリケンカルガヤ		<i>Andropogon virginicus</i>	105	エゾノギシギシ		<i>Rumex obtusifolius</i>
31	ヨシ		<i>Phragmites australis</i>	106	オオイヌタデ		<i>Persicaria lapathifolia</i>
32	ワラビ	イノモトソウ科	<i>Pteridium aquilinum</i>	107	ハナタデ		<i>Persicaria posumbu</i>
33	アオミズ	イラクサ科	<i>Pilea pumila</i>	108	ママコノシリヌグイ		<i>Persicaria senticosa</i>
34	メヤブマオ		<i>Boehmeria platanifolia</i>	109	ミゾソバ		<i>Persicaria thunbergii</i>
35	イチヨウウキゴケ	ウキゴケ科	<i>Ricciocarpos natans</i>	110	ツユクサ	ツユクサ科	<i>Commelina communis</i>
36	ウド	ウコギ科	<i>Aralia cordata</i>	111	エノキグサ	トウダイグサ科	<i>Acalypha australis</i>
37	スズメウリ	ウリ科	<i>Melothria japonica</i>	112	スギナ	トクサ科	<i>Equisetum arvense</i>
38	オオバコ	オオバコ科	<i>Plantago asiatica</i>	113	ドクダミ	ドクダミ科	<i>Houttuynia cordata</i>
39	ハラオオバコ		<i>Plantago lanceolata</i>	114	アメリカイヌホウズキ	ナス科	<i>Solanum americanum</i>
40	イヌワラビ	オシダ科	<i>Athyrium niponicum</i>	115	ウシハコベ	ナデシコ科	<i>Stellaria aquatica</i>
41	ゲジゲジシダ		<i>Phegopteris decursive-pinnata</i>	116	オランダミミナグサ		<i>Cerastium glomeratum</i>
42	ヒメシダ		<i>Thelypteris palustris</i>	117	ノミノフスマ		<i>Stellaria alsine</i>
43	コケオトギリ	オトギリソウ科	<i>Hypericum laxum</i>	118	ハエドクソウ	ハエドクソウ科	<i>Phryma leptostachya</i>
44	オモダカ	オモダカ科	<i>Sagittaria trifolia</i>	119	オヘビイチゴ	バラ科	<i>Potentilla sundaica</i>
45	クワイ		<i>Sagittaria trifolia</i>	120	クサボケ		<i>Chaenomeles japonica</i>
46	カタバミ	カタバミ科	<i>Oxalis corniculata</i>	121	ノイバラ		<i>Rosa multiflora</i>
47	ハンノキ	カバノキ科	<i>Alnus japonica</i>	122	ヘビイチゴ		<i>Duchesnea chrysantha</i>
48	ガマ	ガマ科	<i>Typha latifolia</i>	123	ミツバツチグサ		<i>Potentilla freyniana</i>
49	ヒメガマ		<i>Typha angustifolia</i>	124	スイセン	ヒガンバナ科	<i>Narcissus tazetta</i>
50	アオスゲ	カヤツリグサ科	<i>Carex breviculmis</i>	125	ヒナタイノコヅチ	ヒユ科	<i>Achyranthes fauriei</i>
51	カサスゲ		<i>Carex dispalata</i>	126	ゲンノショウコ	フウロソウ科	<i>Geranium thunbergii</i>
52	タマガヤツリ		<i>Cyperus difformis</i>	127	エビヅル	ブドウ科	<i>Vitis ficifolia</i>
53	テンツキ		<i>Fimbristylis dichotoma</i>	128	ヤブガラシ		<i>Cayratia japonica</i>
54	ハリイ		<i>Eleocharis congesta</i>	129	クヌギ	ブナ科	<i>Quercus acutissima</i>
55	ヒデリコ		<i>Fimbristylis miliacea</i>	130	クリ		<i>Castanea crenata</i>
56	ヒナガヤツリ		<i>Cyperus flaccidus</i>	131	コナラ		<i>Quercus serrata</i>
57	ヒメタグ		<i>Cyperus brevifolius</i>	132	クズ	マメ科	<i>Pueraria lobata</i>
58	マツカサススキ		<i>Scirpus mitsukurianus</i>	133	シロツメクサ		<i>Trifolium repens</i>
59	スゲ属 sp		<i>Carex sp</i>	134	ツルマメ		<i>Glycine max</i>
60	ミゾカクシ	キキョウ科	<i>Lobelia chinensis</i>	135	ネコハギ		<i>Lespedeza pilosa</i>
61	アメリカセンダングサ	キク科	<i>Bidens frondosa</i>	136	フジ		<i>Wisteria floribunda</i>
62	オオジシバリ		<i>Ixeris debilis</i>	137	ヤハズソウ		<i>Kummerowia striata</i>
63	カントウヨメナ		<i>Kalimeris pseudoyomena</i>	138	ヤブマメ		<i>Amphicarpaea bracteata</i>
64	コウゾリナ		<i>Picris hieracioides</i>	139	イボタノキ	モクセイ科	<i>Ligustrum obtusifolium</i>
65	コセンダングサ		<i>Bidens pilosa</i>	140	コブシ	モクレン科	<i>Magnolia praecocissima</i>
66	ジシバリ		<i>Ixeris stolonifera</i>	141	アカメヤナギ	ヤナギ科	<i>Salix chaenomeloides</i>
67	セイトカアワダチソウ		<i>Solidago altissima</i>	142	イヌコリヤナギ		<i>Salix integra</i>
68	タカサブロウ		<i>Eclipta prostrata</i>	143	ヨウシュヤマゴボウ	ヤマゴボウ科	<i>Phytolacca americana</i>
69	ノアザミ		<i>Cirsium japonicum</i>	144	オニドロコ	ヤマノイモ科	<i>Dioscorea tokoro</i>
70	ハルジオン		<i>Erigeron philadelphicus</i>	145	ヤマノイモ		<i>Dioscorea japonica</i>
71	ヒメジョオン		<i>Stenactis annuus</i>	146	チダケサシ	ユキノシタ科	<i>Astilbe microphylla</i>
72	ヒメムカシヨモギ		<i>Erigeron canadensis</i>	147	コバギボウシ	ユリ科	<i>Hosta albomarginata</i>
73	ユウガキク		<i>Kalimeris pinnatifida</i>	148	サルトリイバラ		<i>Smilax china</i>
74	ヨモギ		<i>Artemisia princeps</i>	149	ハナニラ		<i>Brodiaea uniflora</i>
75	タンポポ sp		<i>Taraxacum sp</i>	150	ホウチャクソウ		<i>Disporum sessile</i>



イチョウウキゴケ (絶滅危惧種 I類)



ミゾコウジュ (準絶滅危惧種)



マツカサススキ (地域希少種)



ヒメナミキ (地域希少種)

図Ⅲ-2 鯉淵学園ビオトープに生育する絶滅危惧種および地域希少種

表Ⅲ-2 鯉淵学園ビオトープにおける植物相の経年変化 (左表：水域, 右表：陸域)

出現種数	隣接 ハンノキ林	ビオトープ 水路・水際				
		2007	2008	2009	2010	2011
出現種	38	24	19	53	55	57
テンツキ	○	○	○	○	○	○
ヒメナミキ*	○	○	○	○	○	○
マツカサススキ*	○	○	○	○	○	○
イ	○	○	○	○	○	○
ガマ	○	○	○	○	○	○
ヒメガマ	○	○	○	○	○	○
マコモ	○	○	○	○	○	○
ママコノシリヌグイ	○	○	○	○	○	○
アキノウナギツカミ	○	○	○	○	○	○
アメリカセンダングサ	○	○	○	○	○	○
イヌコリヤナギ	○	○	○	○	○	○
センニンソウ	○	○	○	○	○	○
ハンノキ	○	○	○	○	○	○
ヒメシダ	○	○	○	○	○	○
アカメヤナギ	○	○	○	○	○	○
スゲ属の1種	○	○	○	○	○	○
コウガイゼキショウ	○	○	○	○	○	○
ゴシロネ	○	○	○	○	○	○
サヤスガグサ	○	○	○	○	○	○
カサスゲ*	○	○	○	○	○	○
クサレダマ*	○	○	○	○	○	○
ツリフネソウ*	○	○	○	○	○	○
アマトラノオ*	○	○	○	○	○	○
アカバナ	○	○	○	○	○	○
ミツバツチグリ	○	○	○	○	○	○
ヒメシロネ	○	○	○	○	○	○
チョウジタデ	○	○	○	○	○	○
イチョウウキゴケ**	○	○	○	○	○	○
ミゾコウジュ*	○	○	○	○	○	○
アオミズ	○	○	○	○	○	○
イヌコウジュ	○	○	○	○	○	○
タカサプロウ	○	○	○	○	○	○
タマガヤツリ	○	○	○	○	○	○
ヌカキビ	○	○	○	○	○	○
ハリイ	○	○	○	○	○	○

出現種数	隣接 ハンノキ林	ビオトープ 陸上				
		2007	2008	2009	2010	2011
出現種	38	84	78	127	128	130
テンツキ	○	○	○	○	○	○
マツカサススキ*	○	○	○	○	○	○
アキノウナギツカミ	○	○	○	○	○	○
アメリカセンダングサ	○	○	○	○	○	○
イヌコリヤナギ	○	○	○	○	○	○
センニンソウ	○	○	○	○	○	○
ハンノキ	○	○	○	○	○	○
ヒメシダ	○	○	○	○	○	○
アカメヤナギ	○	○	○	○	○	○
アマトラノオ*	○	○	○	○	○	○
アカバナ	○	○	○	○	○	○
ミツバツチグリ	○	○	○	○	○	○
カワラスガナ	○	○	○	○	○	○
スズメウリ	○	○	○	○	○	○
アオミズ	○	○	○	○	○	○
イヌコウジュ	○	○	○	○	○	○
タカサプロウ	○	○	○	○	○	○
タマガヤツリ	○	○	○	○	○	○
ヌカキビ	○	○	○	○	○	○
タチフウロ*	○	○	○	○	○	○
カントウヨメナ	○	○	○	○	○	○

\*地域希少種、\*\*絶滅危惧種 A種群：隣接ハンノキ林供給種群  
 随伴種は省略 B種群：定期的な攪乱依存種群  
 囲みは2011年に再出現または新出現した種 (浚渫効果のあった種)

\*地域希少種、\*\*絶滅危惧種 A種群：隣接ハンノキ林供給種群  
 随伴種は省略 B種群：草原性の定期的な攪乱依存種群  
 囲みは2011年に再出現または新出現した種 (浚渫効果のあった種)  
 ×は消失した種

#### (4) 陸域の植物相の変化

2007～2011年を通じてのビオトープ陸域の植生変化と隣接するため池の植生データを表Ⅲ-2に併せて示した。陸域の植物相の変化においても、隣接するハンノキ林からの種子の供給効果が示された。ただし、この効果は陸域でも比較的湿潤な傾向のある立地においての顕著な結果となった。陸域の乾いた立地においては、ヌマトラノオ、アカバナ、ミツバツチグリ、ヌカキビ、カントウヨメナなどのいわゆる半自然草地といわれる定期的なかく乱（草刈りなど）によって維持される草原性のB種群の出現が確認できた（表Ⅲ-2）。カントウヨメナやミツバツチグリなどの草原性植物が侵入・定着できたことは、鯉淵学園構内の水田周辺の畦畔や法面に良好な半自然草地が存在したことを示している。2009年度に確認した地域希少種であるタチフウロが消失したが、全体的に草原性植物は増加傾向にあることから、今後も、周辺環境からの草原性植物の侵入・定着が予想される。

#### 4 植物相からのビオトープの評価と今後の管理

鯉淵学園ビオトープの水域（湿地部分）は、種多様性が高い湿地性植物群落を形成している。イチョウウキゴケ、ミゾコウジュ、ヒメナミキ、マツカサススキ、カサスゲ、クサレダマ、ヌマトラノオなどの国レベル、地域レベルの絶滅危惧種・希少種が存在し、現時点までの総出現種数も57種であり、環境教育を実践する鯉淵学園のキャンパスにおける生物多様性の核として位置づけられる。自然度の高いため池（ハンノキ林）に隣接する立地にビオトープを造成したことは生態学的の観点から非常に効果的であったことが示された。ビオトープ造成や開発に伴う代替生息地の選定については種子の供給源からの距離が重要であるといわれる。そのような実証研究は海外において幾つか存在し、環境に配慮した土地利用計画等に反映されている(Steinitz et al., 1996)。しかし、日本においては、そのような実証研究は極めて少なく今後の研究の発展が期待されている。鯉淵学園での本研究成は、その期待に応えられる研究であると考えられる。

今後の鯉淵学園ビオトープは、自然遷移により木本種の侵入や抽出植物の優占が予想される。2008年の浚渫の効果が実証するように、多様な植物相が維持されるビオトープを目指すならば、適度なかく乱が必須である。水域では3～4年に一度の浚渫管理、陸上部では一年に一回程度の刈取り管理が必要であろう。日本各地で造成された多くのビオトープではこの適度なかく乱が実施され

ない理由で、生物多様性が消失した事例が多く見受けられる。質の高いビオトープを維持・管理するには相当の労力とコスト負担が必要になる。鯉淵学園ビオトープでは、これまで鯉淵学園の教員や学生、農環研の研究者や技術支援室職員で維持されてきた。今後の維持・管理に向けて新たな体制の構築が重要であると考えられる。本ビオトープが鯉淵学園に所属する学生諸子にとって有意義な生きた環境教育の場として、維持・管理されていくことに期待したい。

楠本良延（農環研）

## Ⅳ. ビオトープにおける水生昆虫の種数の変化

### 1 緒論

Ⅲ章の緒論で述べたように、淡水生態系は絶滅の危機にある種の割合が最も高い傾向にあり、これらの生物の保全や環境教育のために、日本全国各地に湿地性ビオトープが造られている。

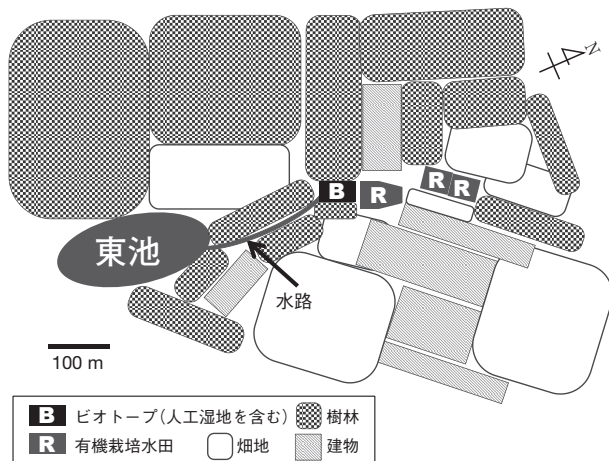
鯉淵学園に造成されたマコモ人工湿地の水質浄化機能およびビオトープの生物保全機能の科学的評価を目的とする一連の研究の中で本研究は、昆虫類の生息地としての評価を行うことを目的としている。本ビオトープは、人工の水路や池などから成る水辺環境を形成しているため、対象とする昆虫類は水生昆虫とした。また、調査や種の同定が比較的容易なことを考慮して、主にトンボ類および水生コウチュウ類、水生カメムシ類を対象として、調査を行った。調査および調査結果の解析においては、とくに水生昆虫の生息地としての好適性の評価、造成後の水生昆虫相の経年変化とその要因、ビオトープの管理法について検討した。なお、本章の内容は、田中ら(2013)において報告したものである。

### 2 材料と方法

#### (1) 調査地

ビオトープの調査地は、鯉淵学園構内の北西部に位置し、周囲には、樹林や作物・野菜畑、学園の建物などがあり、水域としては南側約200mの距離に農業用のため池である東池、北側には有機栽培水田がある(図Ⅳ-1)。ビオトープは水路および池から成り、水は2か所から流入する(図Ⅰ-1)。

2008年までに、ビオトープの水路および池の底に水路の側面や上流から流入した泥がしだいに堆積した。造成直後には、池の水深は最深部で約1mあったが、最も上流の池では、水深が0.1m以下になった。このような



図IV-1 ビオトープ周辺の土地利用

泥の堆積によって、水底における生息環境が悪化し、水生昆虫に悪影響を及ぼすと考えられた。そこで、2008年12月に、油圧ショベルを用いて水路および池の浚渫を行った（写真IV-1）。



写真IV-1 2008年12月に行った浚渫後の水路の様子と掘り上げた泥

ビオトープ内の植生について、造成直後は水路・池の周囲は、イネ科などの草本植物が優占する草地で単純な構造であったが、年とともにハンノキなどの木本植物が成長して、複雑な構造となった。また、水路・池内の水生植物の量は、2004～2005年にはきわめて少なかったが、2006～2007年には増加した。しかし、2008年には水底に泥が堆積したため、種数は2007年より少なくなったが、浚渫後には再び増加した（Ⅲ章参照）。

## (2) 調査方法

造成した水路および池とその周辺において調査を継続して実施した。調査対象とした生物は、トンボ目

(Odonata) 成虫および水中・水面に生息する水生昆虫（主にコウチュウ目 (Coleoptera) 成虫・幼虫、カメムシ目 (Hemiptera) 成虫・幼虫、トンボ目幼虫）である。調査は、ビオトープ造成から2年後に当たる2006年に開始し、2011年まで毎年行った。2006年は6月および8月に1回ずつ調査したが、2007年以降は、5、6、8月および9月または10月に1回ずつ、合計4回調査した。トンボ目成虫は、曇天の日には活発に活動しないものが多く、原則として晴天の日に調査を行った。調査した人数は、2006～2010年は毎回3人、2011年は1人であり、2011年はトンボ目成虫の調査だけ行った。

トンボ目成虫の調査については、水路および池に沿って歩きながら、捕虫網を用いた捕獲および肉眼または双眼鏡を用いた目視により種および個体数を記録した。調査時間は、3人で調査した場合は1時間を目安とし、1人で調査した場合は2時間を目安とした。水中および水面の昆虫については、D型フレーム網（2mmメッシュ、網幅0.37m）を用いて、水路および池の全域にわたってすくい取りを行った。調査時間は2時間を目安とした。すくい取りにより捕獲した昆虫は、その場で同定できるものは同定し、そうでないものは99%エタノールに保存して持ち帰って同定した。

## 3 結果

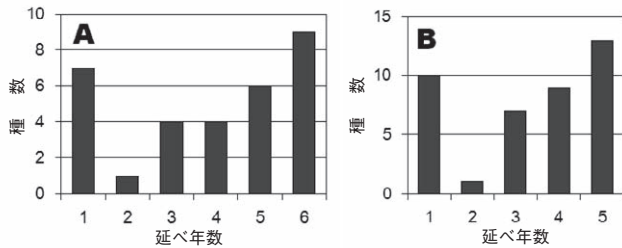
### (1) トンボ目成虫

トンボ目成虫は、6年間で合計9科31種を確認した（表IV-1）。イトトンボ科の4種（クロイトトンボ、オオイトトンボ、アオモンイトトンボ、アジアイトトンボ）およびホソミオツネイトトンボ、クロスジギンヤンマ、ノシメトンボ、アキアカネ、シオカラトンボの9種は、毎年確認された。これらの種は、個体数も多く、特にオオイトトンボ、アオモンイトトンボ、アジアイトトンボ、ノシメトンボ、アキアカネ、シオカラトンボでは毎年個体数が多かった。また、ナツアカネも2006年以外は毎年確認され、個体数も多かった。

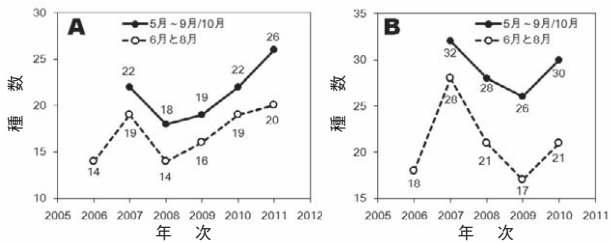
一方、サナエトンボ科の4種（ウチワヤンマ、ホンサナエ、キイロサナエ、ヤマサナエ）およびサラサヤンマ、エゾトンボ、ハラビロトンボの7種は、1年だけ確認された。それぞれの種が確認された延べ年数の頻度分布をみると、5年から6年（毎年）を通して観察された種と1年だけ見られた種が多かった（図IV-2A）。

確認されたトンボ目成虫種数の年次変化を、図IV-3Aに示す。2006年は、6月と8月のみの調査であったために、2006年と比較するために、他の年についても、6

月と8月だけの結果を合わせて示した。年次間で、種数を比較すると、2006年から2007年にかけて種数が増加したが、2008年には減少した。6、8月のデータで比較すると、2008年は2006年と同じレベルまで減少したと考えられる。水路と池の浚渫を行った後の2009年から再び種数は増加に転じ、2010年および2011年には、2007年と同じまたはそれ以上のレベルに達した。



図IV-2 トンボ目成虫 (A) および水生昆虫 (コウチュウ目、カメムシ目、トンボ目幼虫) (B) の各種が確認された延べ年数の頻度分布 (種数)



図IV-3 各年に確認されたトンボ目成虫 (A) および水生昆虫 (コウチュウ目、カメムシ目、トンボ目幼虫) (B) の種数の年次変化。各点の上または下に書かれた数値は種数を示す。調査は、2006年には6月と8月の2回行い、2007～2011年には5月から9月または10月まで4回行った。2006年の種数と比較するために、2007年以降も6月と8月の調査で確認された種数を合わせて示してある。

(2) 水中および水面の水生昆虫

D型フレーム網による水中すくい取り調査により、5年間で合計3目少なくとも41種の水生昆虫を確認した (表IV-2)。この場合、種まで同定できなかった個体は、重複を避けるため、種数に加えないことにした。ただし、同定できた種が含まれない属 (チビミズムシ属など) や科は、1種として扱った。表IV-2に示した種の外に、コカゲロウ科 (Baetidae) 幼虫 (カゲロウ目 Ephemeroptera) およびユスリカ科 (Chironomidae) 幼虫、カ科 (Culicidae) 幼虫、ガガンボ科 (Tipulidae) 幼虫 (ハエ目 Diptera) を確認した。コガシラミズムシ、ヒメゲンゴロウ、キベリヒラタガムシ、ミズカマキリ、タイコウチ、エサカコミズムシ、ハラダロコミズムシ、マツモムシ、ヒメイトア

メンボ、カタビロアメンボ科の1種 (種1)、ヒメアメンボ、オオアイトトンボ幼虫の12種およびチビミズムシ属は、毎年確認された。一方、ハイイロゲンゴロウ、コガムシ、タマガムシ、オオコオイムシ、ホソミオツネトンボ幼虫、アオモンイトトンボ幼虫、ヤマサナエ幼虫、サナエトンボ科幼虫、アキアカネ幼虫、マユタテアカネ幼虫の10種は、1年だけ確認された。確認された延べ年数の頻度分布から、水生昆虫においてもトンボ目成虫と同様に、毎年 (5年) 観察された種と1年だけ観察された種が多かった (図IV-2B)。

水中すくい取りで確認された水生昆虫種数の年次変化を、図IV-3Bに示す。年次間で種数を比較すると、トンボ目成虫種数の年次変化とほぼ同様の傾向であった。すなわち、2006年から2007年にかけて種数が増加したが、2008年には減少し、2010年には再び増加した。ただし、トンボ目成虫の種数変化と異なり、2009年には2008年より種数が少なくなった。

4 考察

(1) 水生昆虫の生息地としてのビオトープの評価

トンボ目成虫について、6年間の調査で合計9科31種を確認した。単年当たりでは、22～26種を確認した年が2007年、2010年、2011年の3年あった。また、水中すくい取り調査では、5年間で少なくとも41種を確認した。単年当たりでは、30種以上確認した年が2年あった。茨城県南部の70個のため池において、トンボ目成虫を1年間調査した結果では、確認した種数は合計で9科41種、ため池当たりでは最大で22種であった (Hamasaki et al., 2009, 2011)。本ビオトープの調査結果をこの種数と比較すると、最も種の豊富なため池に匹敵する種数を確認されたことになる。また、確認された水生昆虫の中には、環境省のレッドリスト (環境省, 2012) において準絶滅危惧種とされているキイロサナエおよびコオイムシ、シマゲンゴロウの3種が含まれ、このうち前2種は茨城県版のレッドデータブック (茨城県, 2001) において希少種とされている。これらの結果は、このビオトープがトンボ目などの生息地として好適な環境であることを示している。

確認されたトンボ目成虫の大部分は、幼虫が止水に生息する種 (杉村ら, 1999) であったが、ハグロトンボ、ホンサナエ、キイロサナエ、ヤマサナエなど、流水性の種も確認された。また、水中すくい取りで確認された水生昆虫も止水に生息する種が多かった。ビオトープ内の水域として、池および人工湿地は止水環境であり、水路

表IV-1 調査地において2006～2011年に確認されたトンボ目成虫の種

科名	種名 (学名)	和名	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Lestidae		アオイトトンボ科						
	<i>Indolestes peregrinus</i> (Ris)	ホソミオツネトンボ	●	●	●	●	●	●
	<i>Lestes temporalis</i> Selys	オオアオイトトンボ	●	●	●		●	●
Calopterygidae		カワトンボ科						
	<i>Atrocalopteryx atrata</i> (Selys)	ハグロトンボ		●		●	●	●
Platycnemididae		モノサシトンボ科						
	<i>Copera annulata</i> (Selys)	モノサシトンボ	●	●	●		●	
Coenagrionidae		イトトンボ科						
	<i>Paracercion calamorum</i> (Ris)	クロイトトンボ	●	●	●	●	●	●
	<i>Paracercion sieboldii</i> (Selys)	オオイトトンボ	●	●	●	●	●	●
	<i>Ischnura senegalensis</i> (Rambur)	アオモンイトトンボ	●	●	●	●	●	●
	<i>Ischnura asiatica</i> Brauer	アジアイトトンボ	●	●	●	●	●	●
Aeshnidae		ヤンマ科						
	<i>Sarasaeschna pryeri</i> (Martin)	サラサヤンマ						●
	<i>Anax parthenope</i> (Selys)	ギンヤンマ		●	●	●	●	●
	<i>Anax nigrofasciatus</i> Oguma	クロスジギンヤンマ	●	●	●	●	●	●
Gomphidae		サナエトンボ科						
	<i>Sinictinogomphus clavatus</i> (Fabricius)	ウチワヤンマ		●				
	<i>Trigomphus melampus</i> (Selys)	コサナエ		●		●	●	●
	<i>Shaogomphus postocularis</i> (Selys)	ホンサナエ						●
	<i>Asiagomphus pryeri</i> (Selys)	キイロサナエ						●
	<i>Asiagomphus melaenops</i> (Selys)	ヤマサナエ	●					
Cordulegastridae		オニヤンマ科						
	<i>Anotogaster sieboldii</i> (Selys)	オニヤンマ		●	●	●	●	●
Corduliidae		エゾトンボ科						
	<i>Somatochlora viridiaenea</i> (Uhler)	エゾトンボ						●
Libellulidae		トンボ科						
	<i>Rhyothemis fuliginosa</i> Selys	チョウトンボ		●	●	●		●
	<i>Sympetrum darwinianum</i> Selys	ナツアカネ		●	●	●	●	●
	<i>Sympetrum infuscatum</i> (Selys)	ノシメトンボ	●	●	●	●	●	●
	<i>Sympetrum frequens</i> (Selys)	アキアカネ	●	●	●	●	●	●
	<i>Sympetrum eroticum</i> (Selys)	マユタテアカネ		●	●	●	●	●
	<i>Sympetrum kunckeli</i> (Selys)	マイコアカネ	●			●	●	
	<i>Pseudothemis zonata</i> (Burmeister)	コシアキトンボ	●	●	●		●	●
	<i>Crocothemis servilia</i> (Drury)	ショウジョウトンボ		●			●	●
	<i>Pantala flavescens</i> (Fabricius)	ウスバキトンボ		●			●	●
	<i>Lyriothemis pachygastra</i> (Selys)	ハラビロトンボ						●
	<i>Orthetrum albistylum</i> (Selys)	シオカラトンボ	●	●	●	●	●	●
	<i>Orthetrum japonicum</i> (Uhler)	シオヤトンボ				●		●
	<i>Orthetrum melania</i> (Selys)	オオシオカラトンボ			●	●	●	

●は、その種がその年に確認されたことを示す。

表Ⅳ-2 調査地において2006～2010年に確認された水生昆虫（コウチュウ目、カメムシ目、トンボ目幼虫）の種

目名	種名(学名)	和名	2006	2007	2008	2009	2010
Coleoptera		コウチュウ目（幼虫と書いていないものは全て成虫）					
	<i>Peltodytes intermedius</i> (Sharp)	コガシラミズムシ	●	●	●	●	●
	<i>Noterus japonicus</i> Sharp	コツブゲンゴロウ	●	●	●	●	
	<i>Agabus japonicus</i> Sharp	マメゲンゴロウ		●	●	●	●
	<i>Rhantus suturalis</i> (MacLeay)	ヒメゲンゴロウ	●	●	●	●	●
	<i>Eretes sticticus</i> (L.)	ハイイロゲンゴロウ			●		
	<i>Hydaticus bowringii</i> Clark	シマゲンゴロウ		●	●	●	●
	<i>Hydaticus grammicus</i> (Germar)	コシマゲンゴロウ		●	●	●	●
	<i>Hydrochara affinis</i> (Sharp)	コガムシ					●
	<i>Sternolophus rufipes</i> (Fabricius)	ヒメガムシ		●	●	●	●
	<i>Amphioys mater</i> Sharp	タマガムシ			●		
	<i>Berosus lewisius</i> Sharp	トゲバゴマフガムシ		●	●		●
	<i>Berosus punctipennis</i> Harold	ゴマフガムシ		●	●		●
	<i>Berosus japonicus</i> Sharp	ヤマトゴマフガムシ		●	●		●
	<i>Enochrus japonicus</i> (Sharp)	キベリヒラタガムシ	●	●	●	●	●
	<i>Hydrophilidae gen. spp.</i>	ガムシ科（幼虫）	●	●	●		●
	<i>Lissorhoptrus oryzophilus</i> Kuschel	イネミズゾウムシ		●		●	●
Hemiptera		カメムシ目（幼虫と書いていないものは全て成虫）					
	<i>Ranatra chinensis</i> Mayr	ミズカマキリ	●	●	●	●	●
	<i>Laccotrephes japonensis</i> Scott	タイコウチ	●	●	●	●	●
	<i>Appasus japonicus</i> Vuillefroy	コオイムシ		●	●	●	●
	<i>Appasus major</i> (Esaki)	オオコオイムシ	●				
	<i>Sigara septemlineata</i> (Paiva)	エサキコミズムシ (♂)	●	●	●	●	●
	<i>Sigara nigroventralis</i> (Matsumura)	ハラグロコミズムシ (♂)	●	●	●	●	●
	<i>Sigara spp.</i>	コミズムシ属 (♀)	●	●	●	●	●
	<i>Sigara spp.</i>	コミズムシ属 (幼虫)	●	●	●	●	●
	<i>Micronecta spp.</i>	チビミズムシ属	●	●	●	●	●
	<i>Micronecta spp.</i>	チビミズムシ属 (幼虫)	●	●	●	●	●
	<i>Notonecta triguttata</i> Motschulsky	マツモムシ	●	●	●	●	●
	<i>Notonecta triguttata</i> Motschulsky	マツモムシ (幼虫)		●	●	●	●
	<i>Anisops ogasawarenensis</i> Matsumura	コマツモムシ		●	●	●	
	<i>Anisops ogasawarenensis</i> Matsumura	コマツモムシ (幼虫)		●	●	●	
	<i>Hydrometra procera</i> Horváth	ヒメイトアメンボ	●	●	●	●	●
	Veliidae gen. sp. 1	カタビロアメンボ科 種1	●	●	●	●	●
	Veliidae gen. sp. 2	カタビロアメンボ科 種2		●		●	●
	<i>Aquarius paludum paludum</i> Fabricius	ナミアメンボ	●	●		●	●
	<i>Gerris latiabdominis</i> Miyamoto	ヒメアメンボ	●	●	●	●	●
	Gerrinae gen. spp.	アメンボ亜科 (幼虫)	●	●	●	●	
Odonata		トンボ目（全て幼虫）					
	<i>Indolestes peregrinus</i> (Ris)	ホソミオツネントンボ		●			
	<i>Lestes temporalis</i> Selys	オオアイトトンボ	●	●	●	●	●
	Lestidae gen. spp.	アイトトンボ科				●	●
	<i>Ischnura senegalensis</i> (Rambur)	アオモンイトトンボ		●			
	<i>Ischnura asiatica</i> Brauer	アジアイトトンボ		●	●		
	Coenagrionidae gen. spp.	イトトンボ科	●		●	●	●
	<i>Anax spp.</i>	ギンヤンマ属		●	●		●
	<i>Asiagomphus melaenops</i> (Selys)	ヤマサナエ				●	
	Gomphidae gen. spp.	サナエトンボ科					●
	<i>Sympetrum frequens</i> (Selys)	アキアカネ	●				
	<i>Sympetrum eroticum</i> (Selys)	マユタテアカネ		●			
	<i>Orthetrum albistylum</i> (Selys)	シオカラトンボ		●	●	●	●

●は、その種がその年に確認されたことを示す。



も流れがゆるやかで止水に近い環境であったために、止水性の昆虫が優占したと考えられる。しかし、サナエトンボ科など流水性の種も少数確認され、さらにこれらの幼虫も捕獲されたことから、一時的には流水性の種が生息する場合もあった。このように、ビオトープが止水性種に加えて流水性種の生息地も提供したことから、止水と流水が混在することが種数の増加に寄与したと考えられる。

ビオトープで確認された生物は、その造成後に周辺から移入したと考えられる。このビオトープの南側約200 mの距離に、農業用のため池である東池がある。東池は水生植物が豊富で止水性の水生昆虫の生息にとって好適な環境であると推察される。また北側には有機栽培の水田がある。調査で確認されたトンボ類の中で、主に水田で発生するアカネ類（アキアカネ、ナツアカネ、ノシメトンボ）の個体数が多かった。周辺にこのような水生昆虫の供給源があることが、このビオトープの水生昆虫相を豊富にした一因であろう。このことは、生物の生息や保全を目的としたビオトープを創出する際には、それらの生物の供給源など周辺環境を考慮する必要があることを示唆している。

近年、日本各地においてビオトープとくに水辺ビオトープが数多く造られている。それらの造成や管理の主体は、大学などの学校（久米ら, 2008; 堀井ら, 2009; 大野・高橋, 2009; 竹内ら, 2009a, b; 阿部ら, 2011; 中村・青木, 2011）、市町村や県などの自治体（井上・中尾, 2009; 須田, 2010）、市民団体やNPO法人（川原・高橋, 2001; 佐々木, 2010）などである。自治体が管理する公園内に「とんぼ池」と名付けた池を整備・管理しているものは多数存在する。しかし、生物調査などの結果について、大学による報告はあるものの、報告事例は多くない。それらの結果をみると、造成されたビオトープは生物の生息地、あるいは生物多様性保全の場所として効果があることが示唆され（大野・高橋, 2009; 竹内ら, 2009a, b; 須田, 2010）、また、環境教育など教育的効果もあったことが報告されている（阿部ら, 2011; 中村・青木, 2011）。本報の著者の1人である田中は、鯉淵学園の講義「保全生態論」の中で、学生とともに本ビオトープにおいて、昆虫やクモ類、カエル類等の観察を行ったが、学生らは身近に多種の生物がいること、それらが多様な形態や行動を示すことに驚き、興味を示した。このように、種々の面においてビオトープ創出の意義は大きいと考えられる。

## (2) ビオトープ造成後の水生昆虫種数の変化とビオトープの管理

本ビオトープにおいて、造成直後の2004年と2005年は水生昆虫の調査を行わなかったが、水路内に水生植物が少なく、目視によって観察された水生昆虫はきわめて少なかった。2006年には、6月および8月に調査したが、かなりの種数のトンボ目を含む水生昆虫が確認された。2007年には、2006年よりさらに種数が増加した。このように、ビオトープ造成後の4年間は、年々水生昆虫の種数が増加したと考えられる。ビオトープ造成後の生物種数の変化について、少数の報告がある。Kadoya et al. (2004) は、茨城県石岡市内の小学校に造成された、造成後2年以内の11個のため池で、トンボ目の調査を行った。造成後1年目の池より2年目の池の方がトンボの種数が多く、その要因の一つは水生植物が増加したためであろうと考察した。須田 (2010) は、北海道石狩平野の中山間地にある水田跡地に造成した湿地ビオトープで、造成後3～5年目に、植物および鳥類、水生動物の調査を行い、これらの種数が年々増加したことを示した。

ビオトープ造成後に、生息する水生昆虫の種数が増加するのは、次のような移入および定着、生存の機構が関係すると考えられる。水生昆虫は、周辺から移入して定着するが、周辺の生息地からの距離や移動性の違いによって、移入するまでの期間が種間で異なり、そのため累積移入種数が年とともに増加する (MacArthur and Wilson, 1967) と考えられる。定着、生存に関しては、年とともに水生昆虫にとって生息環境が良くなるために、定着、生存する種数や個体数が増加することが考えられる。トンボ類の中には、水生植物の組織内に産卵する種があり (杉村ら, 1999)、それらの種の生息にとって水生植物は必須のものである。また、トンボ目の幼虫や水生コウチュウ類・水生カメムシ類の成虫・幼虫にとって、水生植物は、静止するための足場として、また天敵からの隠れ場所として機能するであろう。これらのことから、水生植物の増加は、水生昆虫種数の増加に大きく影響したと考えられる。

さらに、水路内や池内の環境だけでなく、その周囲の環境変化も影響したかもしれない。造成直後は、水路・池の周囲は、イネ科などの草本植物が優占する草地で単純な構造であったが、ハンノキなどの木本植物が年とともに成長して、複雑な構造となった。アカネ類成虫にとって、これらの樹木は、餌を捕獲する場所として重要である (加藤・渡辺, 2011)。ため池に生息するトンボ目

には、樹林に囲まれた池で見られる種と明るい開けた場所にある池で見られる種があるが (Hamasaki et al., 2011)、樹木により水面に日陰ができることによって、樹林に囲まれた池に生息する種に好適な環境が作られるであろう。

水生昆虫の生息には、水質も影響を及ぼす。本ビオトープには、二つの経路で水が流入する。水田排水および湧水からビオトープの上流に流入するものと、学生寮の排水の合併浄化槽処理水が人工湿地で浄化されてビオトープの中流に流入するものであり、両者の水質には違いがあると考えられる。すくい取り調査による水生昆虫の捕獲データは、ビオトープ内の場所によって分けていない。しかし、上流域と下流域で捕獲された種には、違いがあるものがあつた。たとえば、シマゲンゴロウなどのゲンゴロウ科は上流部で捕獲されることが多く、ミズカマキリは下流部の方が個体数が多かった。この違いに水質の違いが影響した可能性は否定できないが、それ以上に池や水路の水深、周囲の樹木高の違いによる日射量などの違いの影響が大きかったと考えられる。

生物の群集構造には、種間相互作用も大きな影響を及ぼす。ビオトープでは、自然生態系に比べて空間が狭く、また生息地の構造が単純な場合が多いと考えられるため、捕食-被食関係やギルド内捕食、資源をめぐる競争が強く作用する可能性がある。本研究で対象とした水生昆虫においては、捕食性の種が多いため、大型種による小型種の捕食や餌をめぐる種間競争などが、群集構造およびそれぞれの種の個体数に影響を及ぼしたかもしれない。しかし、それを明らかに示すデータは得られなかった。本研究では、月に約1回という調査頻度であったが、種間相互作用の影響を明らかにするためには、もっと調査頻度を増やす必要があると考えられる。

本調査地の水生昆虫種数は、2008年には2007年より減少し、2006年のレベルとなった。この原因は、水路や池の水底に泥が堆積して、水生昆虫の生息に悪影響を及ぼしたためと考えられる。水生植物の種数も同様に減少した (Ⅲ章参照) ことは、植物にとっても生息環境が悪化したことを示しており、また植物の減少が水生昆虫の減少に間接的に影響したかもしれない。泥の堆積については定量的データを取っていない。しかし、池の水深は、造成直後には最深部で約1 m あつたが、2008年12月に行った浚渫前には0.1 m 以下になっており、掘り上げた泥の量 (写真Ⅳ-1) から判断して、大量の泥が堆積したことがわかる。泥の堆積は、2008年に急激に起こったものではなく、造成後に徐々に起こったものであるが、

悪影響がこの年に表れたのは、泥の堆積があるレベルを越すとその影響が大きくなるためかもしれない。浚渫以降、再び水生昆虫種数が増加したことは、2008年に見られた種数の減少が、泥の堆積による生息環境の悪化によるという考えを支持するものである。しかし、浚渫直後の2009年にはトンボ目成虫の種数の増加はわずかであり、水中すくい取りによる水生昆虫の種数は2008年より少なかった。浚渫の際には、大量の泥を掘り上げたため、水中で越冬する種の個体群にダメージを与え、その影響から十分に回復しなかったためかもしれない。

ビオトープの生息環境悪化による水生昆虫種数の減少として、石川県金沢市河北潟干拓地に造成されたビオトープ池の事例がある (川原・高橋, 2001; 大串, 2004)。この池は直径約10 m、水深1.5 m であり、造成の翌年に水生昆虫種数が最大になったが、その後は急激に減少した。減少の原因は、アシの繁茂や土砂の流入による水域の埋没であり、池の規模が小さかつたため生息環境悪化の進行が早かつたと考えられた (大串, 2004)。これ以外にビオトープの生物相を調査した報告は、造成後初期に関するものが多い。本研究は、造成後における種数の経年変化を6年間にわたって調査しており、貴重なデータの提供となっている。

ビオトープの管理に関して、泥の堆積による水路や池の環境悪化を改善するためには、浚渫が必要である。造成から4年後に浚渫が必要になつたことから、浚渫は数年に1度程度必要と予想される。浚渫を数年に1度行うのは、かなりの労力となり、機材などの経費も必要である。ビオトープの管理には、労力負担がしばしば問題となる (佐々木, 2010; 中村・青木, 2011)。したがって、ビオトープを長期間にわたって良好に維持管理するためには、そのための労力および予算を確保することが課題である。一方、計画段階で、より少ない労力で管理できる構造にする、とくに泥の堆積を防ぐ工夫が必要であつた。泥が堆積した主な原因は、水路の側面が削られたこと、上流からの水、とくに水田からの排水とともに泥が流入したことでありと考えられる。水路の側面が削られることを防ぐためには、造成時に防水シートを張ることが有効であると考えられる。一方、上流からの泥の流入については、調整池が一時的に泥を堆積する機能を果たしたと思われるが、不十分であつたことから、調整池をより深くするなどの方策が必要である。泥の堆積を調整池に留めることができれば、調整池を浚渫するだけで効果があるかもしれない。そうすれば、ビオトープ全体を浚渫することに比べて、労力の大幅な軽減となり、浚渫

が生物相に与える影響も小さいに違いない。これらの方策の有効性を調べることは、今後の課題であると同時に、今後ビオトープの造成を計画する場合に参考になると考えられる。

田中幸一 (農環研)

## V ビオトープ・水田の土壤線虫相 一属・科レベルのリスト

### 1 緒論

筆者は、2004年から農環研が鯉淵学園において、共同研究「環境保全・循環型農業の実証研究」の一環として、造成ビオトープや人工湿地において行われた生物相の解明研究に参加した。農環研から植生や昆虫など、多くの分野の専門家が参画して、鯉淵学園ビオトープ周辺に出現するそれら生物相が解明されたが、筆者が専門とする土壤線虫についても、ビオトープ池底、ビオトープ内の草地、周辺水田などで試料採取を行い、土壤線虫に関する分類学的研究を実施してきた。筆者が調査に参加したのは2006年からであるが、2012年までの7年間を一区切りとし、明らかにできた土壤線虫相、土壤線虫の属・科レベルのリストをここに報告したい。

線虫という生物は、土壌中や海洋底で微生物などを餌に生活している自活性線虫の種類も多いのであるが、人間生活とのかかわりでは、寄生性の種類、人畜の寄生虫および作物を加害する植物寄生性線虫の占める地位が大きい。このため歴史的に線虫に関する研究は、主にこれら寄生性の種類を対象として始められた。植物寄生線虫は、わが国で重要な作物である水稲において被害がほとんどなく、畑作物や園芸作物を加害する種類が重要視されてきた。このため、わが国における線虫研究は陸性環境、それも主として畑地の線虫を対象に行われてきた。

先に述べたように、海底にも生息できる線虫は、池沼底や水田など淡水に覆われた環境にも多くの種が適応している。しかし、我が国における水田など湿性環境の土壤線虫相に関する研究はごく少なく、古く Imamura (1931) による、東京都目黒区駒場の水田線虫に関する世界に先駆けた研究例があるものの、他には、中澤 (1999) によるモノクス属線虫に関する分類学的研究の他には上げうるものがない。本報告は、線虫の種レベルの同定にはほとんど及んでおらず、まだまだ十分なものになってはいないが、湿地・水田に生息する線虫相解明の一助になればと考えここに報告する次第である。

### 2 材料および方法

調査場所は茨城県水戸市鯉淵、鯉淵学園構内ビオトープ・人工湿地とその周辺草地およびビオトープ上流のアイガモ農法水田、さらに上流の慣行栽培水田である。ビオトープ・人工湿地は、2004年に谷津田を掘削して造成されたもので、ビオトープにはヌマトラノオなど地域希少種も生育する。人工湿地には栄養塩類吸収・除去の目的でマコモが栽培されている。調査年月日と各年の(Ⅲ章参照) 調査場所を表V-1に示した。

表V-1 試料採取日および採取地点  
(鯉淵学園農業栄養専門学校)

試料採取日	試料採取地点
2006年6月19日	人工湿地、慣行栽培水田
2007年2月7日	人工湿地、慣行栽培水田
2007年10月31日	慣行栽培水田、有機栽培水田、 ビオトープ池の底質 (トラップ)
2008年9月1日	有機栽培水田
2009年11月4日	ビオトープ池の底質
2010年10月20日	慣行栽培水田、有機栽培水田
2010年10月20日	人工湿地、慣行栽培水田
2011年12月7日	ビオトープ池周囲の草地、 ビオトープ池の底質

水田や人工湿地の土壌の採取は、2006年、2007年2月はコテで行い、2008年9月の深さ別の土壌採取はハンドサンプラーHS-25 (藤原製作所; 各サンプルは100ml) を使用した。その他は100mlのコアサンプラーを用いて行った。ビオトープの池底のサンプルは、ちり取りで表層をすくい取って採取した。表V-1でトラップとあるのは、池底に沈めたナイロンたわし (22×15cm) を1週間後ちり取りですくい取って回収し、その上に堆積した泥ごとナイロンたわしを絞って得たサンプルである。

線虫の分離はふるい分けベルマン法で行った。分離した線虫は、60℃30秒温湯浸漬による熱殺、TAF固定液による固定、あるいはDESS保存液浸漬 (Yoder et al., 2006) の後、プランクトン計数スライド (格子線枠付き) に移して、あるいはグリセリン置換を経て作成した永久プレパラート標本を作成して検鏡した。使用した顕微鏡は生物顕微鏡Olympus BX50およびBHB、写真撮影は、Olympus BX50に顕微鏡用デジタルカメラOlympus DP12-2を装着して行った。

### 3 結果および考察

鯉淵学園の調査地点から、これまでに64属・科の土壤線虫を見出した (表V-2)。今後、同様の調査を繰り返

表V-2 鯉淵学園農業栄養専門学校ビオトープおよび水田から検出された線虫

線虫名 (属/種)	検出頻度*				線虫名 (属/種)	検出頻度*			
	底質 ビオトープ池の	人工 湿地	水田	生 地 ビオトープ草		底質 ビオトープ池の	人工 湿地	水田	生 地 ビオトープ草
Tylenchida目					<i>Odontolaimus</i>		+		+
<i>Filenchus</i>	+	+	+	+	<i>Bastiania</i>	+		+	+
<i>Malenchus</i>				+	<i>Prismatolaimus</i>	+	+	++	+
<i>Tylenchus</i>				+	Enoplida目				
<i>Helicotylenchus</i>			+		<i>Ironus</i>	+	+	+	+
<i>Pratylenchus</i>	+			+	<i>Tobrilus</i>	+			+
<i>Hirschmanniella</i>		+	++	+	<i>Tripyla</i>	+		++	+
<i>Heteroderidae</i>	+				<i>Alaimus</i>	+	+	+	+
<i>Meloidogyne</i>	+				<i>Paramphidelus</i>	+	+	+	++
<i>Paratylenchus</i>	+			+	Mononchida目				
<i>Glacilacus</i>	+				<i>Cryptonchus</i>	+	+	++	+
<i>Ditylenchus</i>	+	+	+	++	<i>Mylonchulus</i>	+	+	+	+
<i>Safianema</i>	+		+	+	<i>Mononchus</i>	+	+	++	+
<i>Aphelenchus</i>				+	Dorylaimida目				
<i>Aphelenchoides</i>	+	+	+	+	<i>Laevides</i>		+	+	+
Rhabditida目					<i>Dorylaimus</i>		+	+++	
Rhabditidae		+	+	++	<i>Amphidorylaimus</i>		+	+	+
<i>Heterocephalobus</i>	+		+	+	<i>Mesodorylaimus</i>	+		++	+
<i>Panagrocephalus</i>	+		++	+	<i>Opisthodorylaimus</i>				++
<i>Acrobeloides</i>		+	++	+	<i>Eudorylaimus</i>	+			+
<i>Cervidellus</i>			+	+	<i>Microdorylaimus</i>			+	
<i>Panagrolaimus</i>	+		+		<i>Aporcelaimellus</i>			+	+
<i>Teratocephalus</i>	+				<i>Xiphinema</i>	+			
<i>Pristionchus</i>	+			+	<i>Dorylaimellus</i>				+
Diplogasteridae	+		+		<i>Oxydirus</i>				+
Monhysterida目					<i>Actinolaimidae</i>				+
<i>Monhystera</i>	+			+	<i>Discomyctus longicaudatus</i>				+
<i>Monhysterella</i>	+		+	+	<i>Tantunema intermedium</i>				+
Araeolaimida目					<i>Proleptonchus</i>				+
<i>Plectus minimus</i>			+	+	<i>Tylencholaimellus</i>				+
<i>Plectus s. str. spp.</i>	+	+	+++		<i>Tylencholaimus</i>				++
<i>Plectus (Ceratoplectus)</i>				+	<i>Caveonchus</i>				+
<i>Tylocephalus</i>				+	その他の土壤動物				
<i>Wilsonema</i>	+		+		輪形動物	+	+	+	+
<i>Chronogaster</i>	+	+	+++		緩歩動物	+		+	+
<i>Cylindrolaimus</i>	+			+	ヒメミミズ科		+	+	+
<i>Rhabdolaimus</i>	+	+	+++	++	腹毛動物			+	
Chromadorida目					ソコミジンコ目・ケンミジンコ目	+	+		+
<i>Achromadora</i>	+	+	++	+					
<i>Prodesmodora</i>			+	++					

\*) +: 稀, ++: 少ない, +++: 普通

し行えばその数が増えることはまちがいでなく、本報告は調査中途の暫定的なものである。これら線虫の種レベルの同定は、Dorylaimida目線虫などを手始めに現在取り組んでいるところである。

2011年にのみ調査を行ったビオトープ周辺の草生地からは、51属・科の線虫が見出された。ビオトープの池に近接するこの調査地は、水没することはないが、乾燥することも考えられない。検出された土壤線虫は、農環研構内の不耕起堆肥連用圃場などの畑圃場から見出される属・科(荒城、未発表)と類似しており、水中にあるか1年のうち4か月程度は湛水条件におかれるビオトープの池底や人工湿地、水田との共通性は低かった(表V-2)。

特に、Dorylaimida目線虫の種類が他の調査地点より著しく多く、15属を数えた。興味深いのは、これらのすべてがビオトープ内の小島から採取した試料から見出されたことである。どのようにして造成したビオトープ内にこのような多様性の高い地点が形成されたのであろうか。ビオトープ周辺の調査地点を増やせば、他にも類似した、あるいは大きく異なる線虫相を持つ多様性の高い地点が見出されることも考えられる。

ビオトープの池底や人工湿地、鯉淵学園の水田は、前二者はほぼ年間水面下にあるのに対し後者は冬季は落水される点では異なるが、湿性環境として共通しており、検出される土壤線虫も畑圃場から見出される属・科とは

異なるか、あるいは少ないか稀なものが多かった。このような線虫の代表的なものとして、イマムラネモグリセンチチュウ *Hirschmanniella imamuri*、*Chronogaster*属 (図V-1)、*Tobrilus*属、*Tripyla*属、*Mononchus*属、*Cryptonchus*属 (図V-2)、*Dorylaimus*属などを上げることができる。筆者は、毎年2回春・秋の調査を継続している農環研構内の不耕起堆肥連用圃場で*Tobrilus*属は1回、*Tripyla*属は数回観察したことがあるだけである。*Tripyla*属は、山林で得た試料で数回見出したことがあるが、これらの属は、畑圃場ではほとんどまったく、樹木とその落葉で覆われ、より乾燥しにくい環境である山林でもまず出現しない (荒城、未発表)。一方、Imamura (1931) において、これらの属すべてが東京都目黒区駒場の水田から報告されていることから、これらの属は湿性環境に適応した属であると考えられる。イネを主な寄主とするイマムラネモグリセンチチュウは人工湿地ではマコモを寄主としていると考えられる。

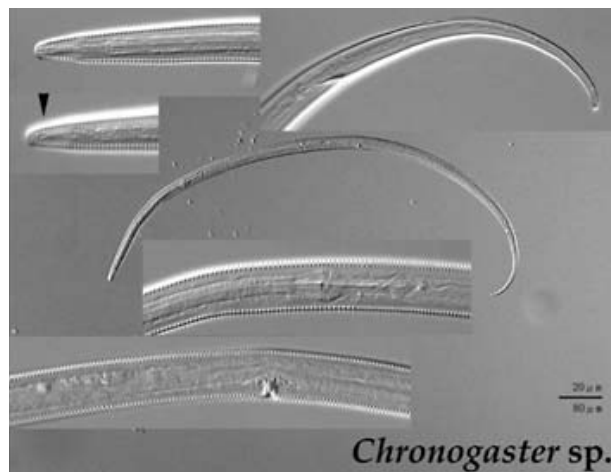
鯉淵学園の湿生環境から検出された*Plectus*属 (図V-3)、*Rhabdolaimus*属、*Alaimus*属などは、属レベルでは畑圃場などからもよく分離される属である。ただし、*Plectus*属線虫は畑圃場などから検出される同属線虫とは一見して別種とわかるものであった。また、*Rhabdolaimus*属線虫も畑圃場で見られる同属線虫に比べ明らかに大型で、種レベルで異なると考えられる。一方、*Acroberoides*属や*Filenchus*属、*Prismatolaimus*属なども検出されたが、これらは畑圃場と同じ種が検出されている可能性があると思われる。

ビオトープの池底については定量的な比較ではなく、また水田では収穫後や冬季非湛水時に調査したことがあったことも影響があるかもしれないが、人工湿地やビオトープの池底の線虫検出数は水田に比べて少ないようであった。イマムラネモグリセンチチュウがビオトープの池底に出現していない、水田には*Dorylaimus*属が多く見られるなど、細かく見れば線虫相にも違いがあると思われる。

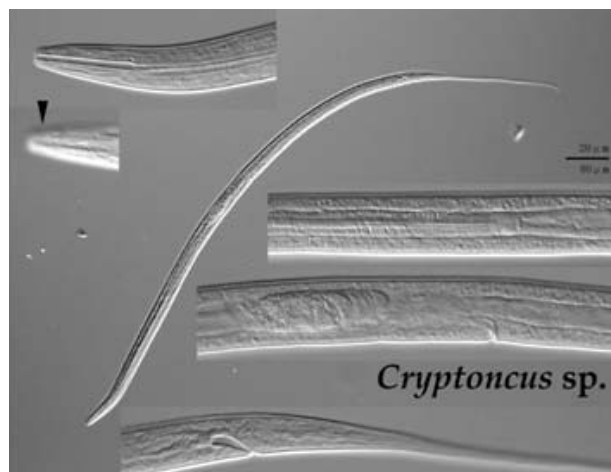
ビオトープの池の底質および人工湿地から検出された36属・科線虫には、*Pratylenchus*属 (ネグサレセンチチュウ)、*Heteroderidae*科線虫 (シストセンチチュウが含まれる)、*Meloidogyne*属 (ネコブセンチチュウ)、*Paratylenchus*属 (ピンセンチチュウ)、*Xiphinema*属 (オオハリセンチチュウ) など、畑作物や園芸作物の害虫として重要な植物寄生性線虫が含まれるが、これらは大量の降雨後、雨水とともにビオトープに流れ込んでナイロンたわしの上に堆積した堆積物から、調査時だけに検出されたものと考え

られる。池底の堆積物からの植物寄生性線虫の検出は興味深い現象であるが、この点については稿を改めて述べることにしたい。

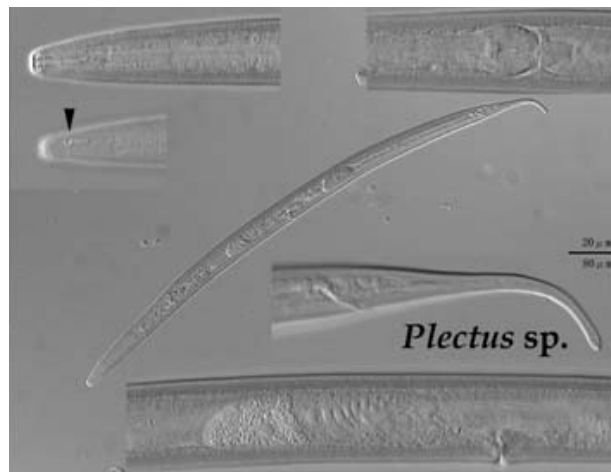
荒城雅昭 (農環研)



図V-1 *Chronogaster*属の一種



図V-2 *Cryptonchus*属の一種



図V-3 *Plectus*属の一種

## 摘 要

鯉淵学園構内（茨城県水戸市）に、水質浄化を目的とした人工湿地（5a）と生物への生息地提供を目的としたビオトープ（15a）とが2004年に造成された。

休耕田から造成しマコモを栽植した表面流タイプの人工湿地（5a）における、学生寮の合併浄化槽処理水の浄化機能について調査した。約5年間の観測から、本人工湿地は、栄養塩と共に水生生物保全を目的として、近年、水質環境基準が定められた亜鉛の浄化にも有効であることがわかった。また、人工湿地では、主に無機態窒素、 $PO_4\text{-P}$ 、溶存亜鉛などの溶存成分が除去されたが、懸濁成分は除去されにくいことがわかった。収支の概算から、窒素は主に脱窒により除去され、一部植物による吸収や土壌に蓄積により除去されること、一方、リンや亜鉛は主に土壌に蓄積され、一部植物に吸収されて除去されることが示唆された。

植物の生息地としてビオトープに着目し、農業生態系における生物多様性の観点から植生調査を実施し、学校ビオトープの適切な管理法を検討した。植生調査の結果、ビオトープに隣接するため池（天然のハンノキ林）からビオトープ内に多くの在来植物が侵入している実態が明らかになった。ビオトープ造成地の選定に際しては種子の供給源からの距離が重要であること、また、多様な植物相が維持されるビオトープには、適度なく乱が必要であることが示唆された。

昆虫の生息地としてこのビオトープの機能を評価するため、2006～2011年に、トンボ目成虫および水面・水中の水生昆虫（コウチュウ目およびカメムシ目、トンボ目幼虫）の調査を行った。トンボ目成虫は合計9科31種、水面・水中の水生昆虫は少なくとも41種が確認され、本ビオトープが水生昆虫の生息地として好適な環境であると考えられた。これらの昆虫の種数は、2007年までは増加したが、2008年には減少した。この減少の原因として、池や水路の底に泥が堆積し水生昆虫にとっての生息環境が悪化したことが考えられたため、底土の浚渫を行った。浚渫後には、これらの昆虫の種数は回復した。

さらに、ビオトープおよび周辺水田の土壌線虫のリストを提示した。合計64属（一部は科レベルの同定に留まる）の線虫が見出された。水田やビオトープの池底、人工湿地といった湿性環境からは、*Chronogaster* や *Tobrilus*、*Tripyla*、*Cryptonchus*、*Mononchus*、*Dorylaimus* といった、畑地など陸性環境からは見出されず湿性環境を特徴づける線虫属が見出された。ビオトープの池の周

囲の草生地は、畑地など陸性環境から見出される線虫属が多かったが、*Discomyctus longicaudatus* (Imamura,1931) が検出されるなど *Dorylaimida* 目線虫の多様性が高いという特徴が見られた。

本研究の結果から、ビオトープを造成および維持管理する上で、以下の点が重要であることが示唆された。

1. 立地条件：造成後速やかに多くの植物が侵入・定着するためには、種子供給源となる自然度の高い環境が比較的近い距離に存在することが望ましい。
2. 造成後の管理（草刈り）：自然遷移による木本種の優占を防ぎ、多様な種を維持するためには、草刈りを少なくとも1年に1回程度実施することが必要。
3. 造成後の管理（浚渫）：水域における植物の遷移を防ぎ、また水生昆虫の生息場所を維持するためには、水路や池に堆積した泥を除去するための浚渫を3~4年に一度程度実施することが望ましい。泥の堆積を抑制するための方法として、ビオトープへの流入前に泥を沈殿させる調整池の設置や水路側面の土砂落下防止措置等が考えられる。

## 引用文献

### II. ビオトープ内人工湿地における水質浄化機能

- 1) Abe K., Y Ozaki (2001) : Treatment of Eutrophic Pond Water by Using Plant Bed Filter Ditches of Garden Type Throughout the Year and Effect of Burying Organic Matter within the Beds in Midstream. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 45, 55-66
- 2) Abe K., Y Ozaki (2007) : Wastewater Treatment by using Kenaf in Paddy Soil and Effect of Dissolved Oxygen Concentration on Efficiency. *Eco. Eng.*, 29, 125-132
- 3) 阿部 薫, 駒田充生, 大熊哲仁, 平井一男 (2007) : マコモ人工湿地による浄化槽放流水中の栄養塩および亜鉛の除去－ビオトープ型水質浄化の試み－. *用水と廃水*, 49 (12), 73-79
- 4) Abe K., M. Komada, and A. Ookuma, S. Itahashi, K. Banzai (2010) : Behavior of zinc in a constructed wetland system receiving domestic wastewater. *Journal of Water and Environmental Technology*, 8 (3), 231-237
- 5) 相崎守弘, 中里広幸, 皆川忠三郎, 朴 濟哲, 大橋広明 (1995) : 水耕生物ろ過法と酸化池の組み合わせ法による下水処理水の高度処理. *用水と廃水*, 37 (11),

- 16-23
- 6) Brix, H. (1993): Wastewater treatment in constructed wetland: system design, removal process, and treatment performance. In: *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. G. A. Moshiri (ed.), CRC Press Inc., Boca Raton, FL, p.9-22
- 7) 土壤環境分析法編集委員会編 (1997): 土壤環境分析法. p.390, 博友社, 東京
- 8) Gillespie, W. B., W. B., Hawkins, J. H., Rodgers Jr, M. L., Cano, and P. B., Dorn (2000): Transfers and transformations of zinc in constructed wetlands: Mitigation of a refinery effluent. *Eco. Eng.*, 14, 279-292
- 9) 細見正明 (2000): 8章 湿地生態系の保全と活用. 環境修復のための生態工学. 須藤隆一編, p.167-190, 講談社, 東京
- 10) Kato K., T. Inoue, H. Ietsugu, T. Kobad, H. Sasaki, N. Miyaji, K. Kitagawa, P. K. Sharma., T. Nagasawa (2013): Performance of six multi-stage hybrid wetland systems for treating high-content wastewater in the cold climate of Hokkaido. Japan, *Eco. Eng.*, 51, 256- 263
- 11) 金子 良 (1974): 農業水文学. p.13, 共立出版, 東京
- 12) Mays, P. A., G. S., Edwards (2001): Comparison of heavy metal accumulation in a Natural wetland and constructed wetlands receiving acid mine drainage. *Eco. Eng.*, 16, 487-500
- 13) 小浜暁子, 江成敬次郎, 玉置 智, 中山正与 (2003): 水生植物 (マコモ) による窒素・リン吸収量の評価. *日本水処理生物学会誌*, 39 (2), 59-66
- 14) 大熊哲仁, 小川恭男, 鈴木一広, 涌井義郎 (2006): 湿地地を用いたビオトープとマコモの人工湿地に関する研究—造成初期における生物の生息地機能と水質浄化機能—. *鯉淵学園教育研究報告*, 22, 3-13
- 15) Vymazal, J. (2007): Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total Environ.*, 380, 48-65
- III. ビオトープにおける植物相の変化と生物多様性
- 1) 安藤秀俊, 塩俣昂平 (2012): 小学校における学校ビオトープを用いた自然体験活動プログラムの開発. *北海道教育大学紀要 教育科学編*, 63 (1), 193-200
- 2) 浅見佳世, 中尾昌弘, 赤松弘春, 田村和也: (2001) 水生生物の保全を目的とした放棄水田の植生管理手法に関する事例研究. *ランドスケープ研究*, 64 (5), 571-576
- 3) Braun-Blanquet, J. (1964): *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde* (3ed.). 865pp. Springer, Wien/New York
- 4) 江崎保男, 田中哲夫 (1998): 水辺環境の保全: 生物群集の視点から. p.1-33, 朝倉書店, 東京
- 5) 藤原一繪 (1997): 植物社会学, 植生学を基礎とした植生調査法および植生図作製法. *横浜国立大学環境科学研究センター紀要*, 23 (1), 13-46
- 6) 茨城県 (2001): 茨城県版レッドデータブック: 茨城における絶滅のおそれのある野生生物<維管束植物編>. 茨城県生活環境部環境政策課
- 7) Ito, K., I. Fjortoft, T. Manabe, K. Masuda, M. Kamada, K. Fujiwara, (eds.) N. Muller, P. Werner, J.G. Kelcey (2010): *Urban Biodiversity and Design. Landscape Design and children's participation in a Japanese primary school - Planning process of school biotope for 5 years*. p. 441-453, Wiley-Blackwell, Oxford, UK
- 8) Joseph H. Connell (1978): *Diversity in Tropical Rain Forest and Coral Reefs. Science, New Series*, 199 (4335), 1302-1310
- 9) 環境庁編 (2000): 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物, 植物 I (維管束植物). 自然環境研究所, 東京
- 10) 国連ミレニアムエコシステム評価 (2005) 生態系サービスと人類の将来 (横浜国立大学21世紀COE翻訳委員会翻訳 (2007)). オーム社, 東京
- 11) 楠本良延, 大黒俊哉, 井手 任 (2005): 耕作放棄水田の植物群落タイプと管理履歴の関係—茨城県南部桜川, 小貝川流域を事例として—. *農村計画論文集* (7), 7-12
- 12) 宮脇昭 編 (1986): *日本植生誌7 関東*. 661pp. 至文堂, 東京
- 13) 大熊哲仁ら (2006): 湿地田を用いたビオトープとマコモの人工湿地に関する研究—造成初期における生息地機能と水質浄化機能—. *鯉淵学園教育研究報告*, 22: 3-13
- 14) 大越美香, 熊谷洋一 (2002): 学校ビオトープと緑地の自然環境教育的利用に関する研究. *ランドスケープ研究*, 65 (5), 743-746
- 15) 下田路子, 中本 学: (2001) 中池見 (福井県) における耕作放棄湿地の植生と絶滅危惧植物の動態. *日本生態学会誌*, 53 (3), 197-217

- 16) Steinitz, C., M. Binford, P. Cote, T. Edwards, S. Ervin (1996) : Biodiversity and Landscape Planning: Alternative Futures for the Region of Camp Pendleton in California. 157pp. Harvard University Graduate School of Design, Cambridge, MA
- 17) 須田達也 (2010) : 水田跡地に創出した湿地ビオトープの機能 : 生物多様性保全と水質浄化機能の評価. 農業および園芸, 85, 425-434
- 18) 杉山恵一 (2001) : 農村ビオトープの要素と農村生態系の復活に向けて. 農業土木学会誌, 69 (9), 7-10
- 19) 竹内真一, 成 富勝, 南風原武史, 谷水 翔, 友納早苗, 安田 繁, 丸居 篤, 宇根豊 (2009) : 大学構内におけるビオトープの創出活動と小水田における生き物調査. 造園技術報告集, (5), 60-63
- 20) 山下寿之, 大原隆明, 中田政司 (2009) : 富山県立大学水田跡地のビオトープに関する調査・研究 (1) ビオトープ化初期の植生と植物相. 富山県立大学紀要, 19, 49-57
- IV. ビオトープにおける水生昆虫の種数の変化
- 1) 阿部道生, 佐藤英文, 塩澤光一, 島田道子, 木村利夫, 小寺春人, 尾崎正善, 斉藤孝, 矢作保澄, 宮川真理子, 後藤仁敏, 関根透, 佐々木史江 (2011) : 鶴見大学ビオトープ (エコ・ビオガーデン) の生物環境について : 環境教育の視点から. 鶴見大学紀要, 48, 111-121
- 2) 江崎保男, 田中哲夫 (1998) : 水辺環境の保全 : 生物群集の視点から. p.1-33, 朝倉書店, 東京
- 3) Hamasaki, K., T. Yamanaka, K. Tanaka, Y. Nakatani, N. Iwasaki and D.S. Sprague (2009) : Relative importance of within-habitat environment, land use and spatial autocorrelations for determining odonate assemblages in rural reservoir ponds in Japan. Ecological Research, 24, 597-605
- 4) Hamasaki, K., T. Yamanaka, K. Tanaka, Y. Nakatani, N. Iwasaki and D.S. Sprague (2011) : Environmental characteristics accounting for odonate assemblages in rural reservoir ponds in Japan. Japan Agricultural Research Quarterly, 45, 187-196
- 5) 堀井祐一, 松石和幸, 小林輝彦, 中川慈子, 稲本雄太, 久米幸毅, 細谷和海 (2009) : 近畿大学田んぼビオトープに見られる水生生物 II. 2008年度の調査結果をめぐって. 近畿大学農学部紀要, 42, 33-103
- 6) 茨城県 (2001) : 茨城県版レッドデータブック : 茨城における絶滅のおそれのある野生生物 <動物編>. p.79, 84, 茨城県生活環境部環境政策課, 水戸
- 7) 井上和彦, 中尾史郎 (2009) : 希少水生昆虫の生息環境創出における順応型管理. 造園技術報告集, (5), 48-51
- 8) Kadoya, T., S. Suda and I. Washitani (2004) : Dragonfly species richness on man-made ponds: effects of pond size and pond age on newly established assemblages. Ecological Research, 19, 461-467
- 9) 環境省 (2012) : 環境省第4次レッドリスト. [http://www.biodic.go.jp/rdb/rl2012/RL2012siryo7\\_1.pdf](http://www.biodic.go.jp/rdb/rl2012/RL2012siryo7_1.pdf) (accessed 2013-1-19)
- 10) 加藤賢太, 渡辺 守 (2011) : 里山のスギ林内に生じたギャップで生活するノシメトンボの採餌飛翔. 昆虫 (ニューシリーズ), 14, 177-186
- 11) 川原奈苗, 高橋 久 (2001) : 湖岸再生を目指して造成したビオトープ池の経過. 河北潟総合研究, 4, 1-16
- 12) 国連ミレニアムエコシステム評価 (2005) : 生態系サービスと人類の将来 (横浜国立大学21世紀COE翻訳委員会翻訳 (2007). p.8, オーム社, 東京)
- 13) 久米幸毅, 池ノ上竜太, 奥村和也, 稲本雄太, 北川忠生, 久保喜計, 細谷和海 (2008) : 近畿大学田んぼビオトープに見られる水生生物. 近畿大学農学部紀要, 41, 135-167
- 14) MacArthur, R.H. and E.O. Wilson (1967) : The theory of island biogeography. p. 8-67, Princeton University Press, Princeton
- 15) 中村俊彦, 青木慎哉 (2011) : 里山里海の子どもの自然体験と学校ビオトープ. 千葉県生物多様性センター研究報告, 4, 183-190
- 16) 大串龍一 (2004) : 水生昆虫の世界 : 淡水と陸上をつなぐ生命. p.207-212, 東海大学出版会, 秦野
- 17) 大野 豊, 高橋剛一郎 (2009) : 富山県立大学水田跡地ビオトープに関する調査・研究2. ビオトープ化初期の昆虫相. 富山県立大学紀要, 19, 58-64
- 18) 佐々木美貴 (2010) : 篠崎ビオトープ : 市民活動の軌跡と絶滅危惧種の復活. デザイン学研究作品集, 16, 94-97
- 19) 須田達也 (2010) : 水田跡地に創出した湿地ビオトープの機能 : 生物多様性保全と水質浄化機能の評価. 農業および園芸, 85, 425-434
- 20) 杉村光俊, 石田昇三, 小島圭三, 石田勝義, 青木典司 (1999) : 原色日本トンボ幼虫・成虫大図鑑. p.502-511, 北海道大学図書刊行会, 札幌
- 21) 竹内真一, 関西剛康, 西村吉英 (2009) : 樹木園にお



ける水辺ビオトープの創出技術に関する事例研究.  
ランドスケープ研究, 72, 901-904

- 22) 竹内真一, 成富 勝, 南風原武史, 谷水 翔, 友納早苗, 安田 繁, 丸居 篤, 宇根 豊 (2009) : 大学構内におけるビオトープの創出活動と小水田における生き物調査. 造園技術報告集, (5), 60-63
- 23) 田中幸一, 浜崎健児, 松本公吉, 鎌田輝志 (2013) : 造成されたビオトープにおける水生昆虫の種数の変化. 昆虫 (ニューシリーズ) 16, 1-11

#### V. ビオトープ・水田の土壤線虫相

－属・科レベルのリスト－

- 1) Imamura, S. (1931) : Nematodes in the paddy field, with notes on their population before and after irrigation. The Journal of the College of Agriculture, Imperial University of Tokyo, 11, 193-240
- 2) 中澤和則 (1999) : 群馬県内の湿地土壌から検出されたモノンクス属線虫3種の形態的特徴と生態. 日本線虫学会誌, 29, 16-23
- 3) Yoder, M., I. Tandingan, De Ley, I. Wm King, M. Mundo-Ocampo, J. Mann, M. Blaxter, L. Poiras, P. De Ley (2006) : DESS: a versatile solution for preserving morphology and extractable DNA of nematodes. Nematology, 8, 367-376