

戦-18 都市水環境における水質評価手法に関する調査

研究予算：運営費交付金(一般勘定)

研究期間：平 18～平 22

担当チーム：水環境研究グループ(水質)

研究担当者：南山瑞彦、岡安祐司、村山康樹

【要旨】

本研究課題では、都市水環境において豊かな水生生態系を構築することを目標としている。今年度は、生態系影響の面からの水質評価指標の開発に向け、下水道の整備状況が異なる 2 地域において調査を行い、河川生態系に水質が与える影響について統計解析を行った。また、都市における水資源として活用が期待されている下水処理水に対して、好気条件での担体処理を追加的に実施することで、下水処理水放流先水路の付着藻類増殖を抑制する手法を検討した。キーワード：河川水質、水生生態系、統計解析、バイオアッセイ、藻類増殖抑制

1. はじめに

近年、水辺環境や生態系に対する市民の関心が高まっている。様々な対策により、河川における水質環境基準の達成率は上昇してきたが¹⁾、水質環境基準が達成されても良好な水生生態系が形成されるとは限らず、生態系を考慮した水質評価、改善が求められている。

平成 15 年度には、水生生物保全の観点から亜鉛が水質環境基準の生活項目として加えられ、魚類のイワナや水生昆虫ヒラカゲロウに対する生態影響試験の情報をもとに基準値が設定された²⁾。また、国土交通省では、平成 17 年に「今後の河川水質管理の指標について(案)」をとりまとめ、河川の水質調査に適用してきている(平成 21 年 3 月一部改定³⁾)。同指標(案)では、現状の河川水質管理における BOD による指標性の低下などを課題として挙げ、「豊かな生態系を確保するための水質管理」という視点においては、溶存酸素(DO)、アンモニア態窒素(NH₄-N)などが新たな評価指標として提示されている。しかし、河川水環境中の様々な物質、水質項目が、生態系に与えている影響については、未だ十分に明らかになっていない。

このため本研究課題では、化学的水質分析手法のみならず、現場における生物相の調査手法やバイオアッセイ手法を取り込み、生態影響を対象とした水質評価指標の開発を目的に調査を行っている。平成 18 年度は、様々な汚濁状況の河川を対象に、水質と生物相についてのおおまかな関係を把握した。平成 19 年度は、様々な地域の都市河川を対象に、底生動物に影響を与える水質項目を統計解析から推測するとともに、水のきれいさを表現できる指標の構築を試みた。平成 20 年度は、水質が水生生態系に与える影響解析を進めるとともに、バイオアッセイ手法の水質指標への適用について検討した。

本年度は、下水処理水、生活系排水、事業場系排水など異なる種類の排水の影響が予想される河川 9 地点を対象に調査を行い、水質と水生生態系の関係に関する解析を行った。

また近年、下水処理水は、都市内の水資源として有効利用が求められているが、下水処理水中の窒素やりん等の栄養塩類により、都市内水路や池などに利用した場合に、付着藻類や浮遊藻類の発生を引き起こし、景観障害等の問題が生じる。この問題に対応するため、下水処理水中の栄養塩類の濃度を極めて低くする方法(凝集剤の大量使用によるりんの高度除去等)が試験的に適用されているが、設備費、運転費とも高価であり、普及していないのが現状である⁴⁾。そこで、水質チームでは、下水処理水に対して好気性の生物膜処理を適用し、主としてマンガン濃度を低下させることにより、藻類増殖の抑制を可能とする簡易な手法を、実験室規模で開発してきた⁵⁾、⁶⁾。本年度は、同手法のパイロット規模での実証実験を実施した。

2. 都市河川における水質と水生生態系の関係

2. 1 調査地点及び調査時期

本調査では、様々な水質項目が河川生態系に与える影響を明らかにするため、様々な水質の河川における実態調査を行う必要があり、これまで、下水道の既整備地域、整備途上地域、浄化槽混在地域等、延べ 35 地点において、水質及び生態系調査を行ってきた。

本年度は、多摩川中流域の 4 地点(図 2-1)及び利根川水系中流域の支川 5 地点(図 2-2)において、水質分析及び生態系調査を実施した。

多摩川中流域は、下水道がほぼ 100%整備されており、水質が改善されてきた一方で、下水処理水の影響を大き

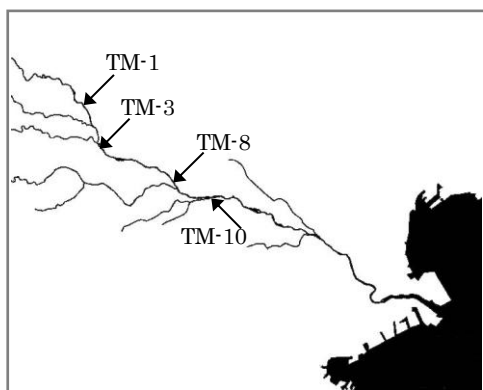


図 2-1 調査地点(1)一多摩川流域

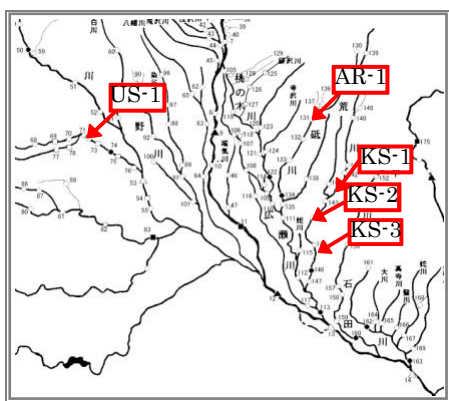


図 2-2 調査地点(2)一利根川流域

く受けている地域である。多摩川本川において下水処理水流入前に 2 地点(TM-1、TM-3)、処理水流入後に 2 地点(TM-8、TM-10)を調査地点として設定した。

一方、利根川中流域では、生活排水処理率は改善されつつあるものの、依然として低い水準にある。生活系及び事業系排水の影響が予想される地域として、広瀬川支川の粕川において、市街地の上流から下流にかけて調査地点を 3 箇所設定した(KS-1~KS-3)。また、畜産系排水の影響が予想される地点として、同じく広瀬川支川の荒砥川の比較的上流部を調査対象とした(AR-1)。また、有機汚濁の程度は低い、比較的高濃度の亜鉛の存在が報告されている?鳥川支川の 1 級河川碓氷川についても、調査を実施した(US-1)。

各調査地点は、TM-8、TM-10、US-1 の 3 地点が河川 B 類(BOD3mg/L 以下)、その他の 6 地点が河川 A 類型(BOD2mg/L 以下)に指定されている。また、平成 20 年度の公共用水域水質調査^{8, 9)}によると、各地点の BOD75%値は、TM-1、TM-2 では 0.5mg/L 未満、TM-8、TM-10 近傍では 1~1.5mg/L 程度、KS-1~KS-3 近傍では 2~3mg/L 程度、US-1 近傍では 1.1 mg/L、AR-1 では 4.3mg/L となっている。

調査は、平成 21 年 12 月~22 年 1 月に行った。また、

底生生物試料の採取は、原則として、水深が比較的浅く流速が確保されている、いわゆる“瀬”の状態の箇所で行った。

2.2 水質分析

本年度の調査では、水温、DO、各態窒素・りんなどの一般指標 12 項目、及び金属類 22 元素について分析を行った。

2.2.1 一般指標項目

水質一般指標として、採水時の水温、溶存酸素(DO)、電気伝導度(EC)、残留塩素(全塩素:TRC)、懸濁物質(SS)、溶解性有機炭素(TOC)、全窒素(T-N)、アンモニア態窒素(NH₄-N)、亜硝酸態窒素(NO₂-N)硝酸態窒素(NO₃-N)、全りん(T-P)、りん酸態りん(PO₄-P)について測定した。

水温、DO、電気伝導度(EC)は、調査地点において、携帯型水質測定器(堀場製作所製、U-20)を用いて測定した。残留塩素については、HACH 社製ポケット残留塩素計(DPD 比色法に準拠)を用いて測定した。

その他の項目は、ガラス瓶、またはポリビンに満水状態で採水し、氷冷状態で分析室へ輸送した後、下水試験方法¹⁰⁾またはそれに準じた方法で分析を行った。TOC については、島津社製自動分析計 TOC-5000A を用い、各態窒素・りんについては、連続流れ分析装置(Bran Lubbe 社、TRAACS800)を用いた。

2.2.2 金属類及びほう素

Be、B、Al、V、Cr、Mn、Fe、Co、Ni、Cu、Zn、As、Se、Mo、Ag、Cd、Sn、Sb、Ba、Tl、Pb、U の 22 元素を対象に、誘導結合プラズマ質量分析法(ICP-MS 法)により一斉分析を行った。

試料は、ポリビンに採水して氷冷状態で分析室へ輸送し、硝酸を添加した後、分析操作まで冷蔵保存した。分析は、「工場排水試験方法(JIS K0102)」またはそれに準じた方法で行った。前処理として試料に硝酸を加え加熱分解を行い、冷却、内部標準物質添加、定容後、Thermo Electron 社製、X7/CCT にて測定した。

2.3 生態系調査

本年度の調査では、河床の付着藻類および底生動物(マクロベントス)を対象に、出現種の同定、定量を行った。

付着藻類は一次生産者として、水生昆虫をはじめとする底生動物は一次消費者として、ともに河川生態系における重要な機能を担っている。また、栄養塩濃度や有機汚濁など河川水質を反映するという視点から、指標生物としての検討が多くなされている。

2.3.1 付着藻類

水中から採取した石(径 10~30cm 程度)の表面に 5×5cm の方形枠を当て、枠の範囲にある付着物をブラシで

擦り取ることで、分析試料の採取を行った。この操作を1地点について5回行い、計125cm²分を採取、混合した後、その半分(62.5cm²分)を用いて種の定量分析を行い、残りの半分を用いてクロロフィルの分析を行った。

出現種の定量分析用試料は、現地にてホルマリン(約5%(v/v))固定を行い、分析室へ輸送した。光学顕微鏡を用いて出現種の同定および計数を行い、出現種ごとの単位面積当たりの細胞数を算出した。

また、クロロフィル分析用試料は、氷冷状態で分析室へ輸送した後、「河川水質試験方法(案)1997年版」¹¹⁾の標準法1、2に従ってクロロフィル類の定量を行った。

2.3.2 底生動物

「平成18年度版 河川水辺の国勢調査基本調査マニュアル[河川版]」¹²⁾の「III. 底生動物調査」を参考に試料の採取を実施した。概要を以下に示す。

調査地点の河床に30×30cmの方形枠を設定し、その下流側に採集ネットを受けて、枠内にある石表面や底質中に生息する生物を収集した。およそ径10cm以上の石礫については、河川中で表面をブラシ等で擦ることで生物をネット中に洗い落とし、小石や砂泥については水中から取り出し、水を入れたバケツの中で生物を洗い落とし後にピンセット等で採集した。この作業を3回繰り返すことを基本として、採取した全ての試料を混合して分析用の試料とした。分析用試料は、現地にてホルマリン(約5%(v/v))固定を行い、分析室へ輸送した後、出現種の同定および計数を行って、出現種ごとの単位面積当たりの個体数および湿重量を算出した。

2. 4 調査結果

2.4.1 一般指標項目

一般水質指標の分析結果を表2-1に示す。ECとNO₃-Nは調査地点間での濃度差が大きく、ともにTM-1、TM-3が低濃度、AR-1、US-1は中程度、TM-8、TM-10及びKS-1~KS-3が高濃度という結果であった。DOを除くその他の指標でも、概ね同様の傾向であったのに対し、DOに関しては、他の項目と逆の傾向が見られた。また、残留塩素は全調査地点においてN.D.~0.04mg/Lと、使用機器の定量下限レベル(0.05mg/L)以下であった。

2.4.2 金属類及びほう素

分析対象とした22元素のうち、全地点で定量下限値(1μg/L)以下であった8元素(Be、Se、Ag、Cd、Sb、Tl、Pb、U)を除く14元素について、分析結果を表2-2に示す。9地点全てで検出されたのが6元素(B、Al、Mn、Fe、Zn、Ba)、一部の調査地点で検出されたのが8元素(V、Cr、Co、Ni、Cu、As、Mo、Sn)で、Al(14~250μg/L、平均120μg/L)、Fe(14~210μg/L、平均97μg/L)、

表2-1 水質分析結果(1)―一般指標項目

| | TM1 | TM3 | TM8 | TM10 | KS-1 | KS2 | KS-3 | US-1 | AR-1 |
|---------------------------|-------|-------|------|------|------|------|------|------|------|
| WatTemp (°C) | 6.0 | 6.3 | 12.2 | 11.8 | 9.3 | 8.8 | 8.3 | 5.0 | 7.4 |
| pH | 7.8 | 8.4 | 7.5 | 7.4 | 7.9 | 8.0 | 8.0 | 7.9 | 7.9 |
| DO (mg/L) | 12.1 | 12.4 | 10.3 | 9.2 | 11.3 | 11.8 | 12.0 | 12.9 | 11.7 |
| EC (μS/cm) | 100 | 130 | 540 | 440 | 330 | 410 | 400 | 370 | 180 |
| Turb. (°) | 1.1 | 0.8 | 1.2 | 1.4 | 6.6 | 6.0 | 5.8 | 1.7 | 4.1 |
| TRC (mg/L) | <0.01 | <0.01 | 0.04 | 0.04 | 0.02 | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.04 |
| DOC (mg/L) | 1.4 | 1.0 | 3.8 | 3.2 | 2.2 | 3.0 | 2.8 | 6.5 | 1.4 |
| T-N (mg/L) | 0.63 | 0.75 | 7.1 | 6.8 | 7.8 | 8.6 | 7.2 | 2.6 | 3.4 |
| NH ₄ -N (mg/L) | 0.04 | 0.01 | 0.06 | 0.07 | 0.15 | 0.27 | 0.13 | 0.06 | 0.03 |
| NO ₂ -N (mg/L) | 0.01 | 0.01 | 0.07 | 0.10 | 0.13 | 0.16 | 0.13 | 0.07 | 0.07 |
| NO ₃ -N (mg/L) | 0.48 | 0.62 | 6.2 | 5.9 | 6.8 | 7.2 | 6.2 | 2.1 | 2.9 |
| T-P (mg/L) | 0.02 | 0.01 | 0.63 | 0.47 | 0.47 | 0.52 | 0.38 | 0.03 | 0.13 |
| PO ₄ -P (mg/L) | <0.01 | <0.01 | 0.60 | 0.44 | 0.33 | 0.38 | 0.29 | 0.01 | 0.17 |

表2-2 水質分析結果(2)―金属類及びほう素

| | (μg/L) | | | | | | | | |
|----|--------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | TM1 | TM3 | TM8 | TM10 | KS-1 | KS2 | KS-3 | US-1 | AR-1 |
| B | 73 | 76 | 39 | 37 | 32 | 58 | 60 | 36 | 97 |
| Al | 20 | 14 | 49 | 32 | 250 | 220 | 230 | 57 | 190 |
| V | <1.0 | <1.0 | 1.2 | 1.3 | 4.1 | 3.6 | 3.5 | 1.7 | 4.4 |
| Cr | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 | 4.7 | 4.0 | <1.0 | <1.0 |
| Mn | 15 | 2.2 | 8.5 | 4.1 | 16 | 14 | 17 | 10 | 9.5 |
| Fe | 25 | 14 | 51 | 38 | 210 | 150 | 160 | 94 | 130 |
| Co | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 | 2 | 1 | <1.0 | <1.0 |
| Ni | <1.0 | <1.0 | 3.1 | 2.6 | <1.0 | 24 | 24 | 2.7 | <1.0 |
| Cu | <1.0 | 1.1 | 4.7 | 3.8 | 3.3 | 3.1 | 4.5 | 3.2 | 3.0 |
| Zn | 2.0 | 1.9 | 14 | 12 | 12 | 30 | 29 | 32 | 9.1 |
| As | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 | 1 | <1.0 | <1.0 |
| Mo | <1.0 | <1.0 | 2.2 | 2.0 | <1.0 | 1.0 | <1.0 | <1.0 | <1.0 |
| Ba | 5.1 | 5.9 | 15 | 16 | 6.3 | 12 | 10 | 8.4 | 4.1 |

B(7.3~97μg/L、平均42μg/L)は比較的高濃度であった。

一方、半数以上の地点で定量された9元素について調査地点間で濃度を比較すると、B、Al、Fe、Ni、Znの5元素は比較的大きな濃度差(最大濃度/最小濃度が13~24程度)があり、多摩川の処理水流入前2地点(TM-1、TM-3)が低く、流入後2地点(TM-8、TM-10)が中程度、粕川の市街地部2地点(KS-2、KS-3)が高い、という傾向が見られた。また、その他の3地点では、高濃度(KS-2、KS-3と同程度以上)に検出された元素と中程度(TM-8、TM-10と同程度)の元素があり、KS-1ではAlとFe、US-1ではZn、AR-1ではB、Al、Feが高濃度であった。

2.4.3 付着藻類

今年度の調査において確認された付着藻類は73タクサに分類された。うち、珪藻類を中心に66タクサが、種レベルまで同定できた。また、1~3地点で確認されたのが45タクサ、4~6地点で確認されたのが18タクサ、7~9地点で確認されたのが10タクサであった。

調査地点ごとに、優先出現種とその占有率、出現タクサ数、細胞数、沈殿量、Shannon-Wienwerの多様度指

$$H' = - \sum_i^S p_i \ln p_i \quad (式2-1)$$

S: 群集に含まれる種の数

p_i: 種iの個体数が、群集の全個体数に占める割合

表 2-3 生物調査結果(1)―付着藻類

| | TM-1 | TM-3 | TM-8 | TM-10 | KS-1 | KS-2 | KS-3 | US-1 | AR-1 |
|----------------------------|--|--|--|--|--|-------------------------------------|--|--|--|
| 優占種上位 (3タクサ)と その占有率 | <i>Homoeothrix janthina</i> 64% | <i>Homoeothrix janthina</i> 64% | <i>Surirella minuta</i> 30% | <i>Rhoicosphenia abbreviata</i> 48% | <i>Surirella angusta</i> 65% | <i>Surirella angusta</i> 64% | <i>Surirella angusta</i> 82% | <i>Surirella angusta</i> 66% | <i>Homoeothrix janthina</i> 50% |
| | <i>Nitzschia frustulum</i> 30% | <i>Surirella minuta</i> 17% | <i>Lyngbya</i> sp. 18% | <i>Surirella minuta</i> 19% | <i>Achnanthes lanceolata</i> 8% | <i>Lyngbya</i> sp. 6% | <i>Gomphonema parvulum</i> 5% | <i>Homoeothrix janthina</i> 25% | <i>Surirella angusta</i> 27% |
| | <i>Surirella minuta</i> 3% | <i>Nitzschia frustulum</i> 12% | <i>Rhoicosphenia abbreviata</i> 15% | <i>Cyclotella radiosa</i> 11% | <i>Nitzschia inconspicua</i> 5% | <i>Navicula decussis</i> 5% | <i>Nitzschia inconspicua</i> 4% | <i>Lyngbya</i> sp. 2% | <i>Nitzschia acicularis</i> 6% |
| | タクサ数 | 19 | 26 | 22 | 24 | 33 | 29 | 24 | 33 |
| 細胞数(cells) | 69,804,000 | 243,108,000 | 9,792,000 | 9,216,000 | 544,734,000 | 156,762,000 | 592,128,000 | 326,664,000 | 134,442,000 |
| 沈殿量(mL) | 3.0 | 9.2 | 2.2 | 2.0 | 2.9 | 3.2 | 5.8 | 3.2 | 1.5 |
| 多様性指数 | 0.92 | 1.20 | 2.15 | 1.82 | 1.54 | 1.61 | 0.90 | 1.04 | 1.65 |
| DAIpo | 96.0 | 72.9 | 56.3 | 54.7 | 54.3 | 55.6 | 53.0 | 51.3 | 63.0 |
| Chl-a(μg/cm ²) | 10.7 | 13.0 | 24.9 | 21.8 | 10.7 | 13.0 | 24.9 | 21.8 | 15.7 |
| Pheophytin(μg) | 1.6 | 3.4 | 4.3 | 4.8 | 1.6 | 3.4 | 4.3 | 4.8 | 2.9 |

※ 試料の採取面積62.5cm²

表 2-4 生物調査結果(2)―底生動物

| | TM-1 | TM-3 | TM-8 | TM-10 | KS-1 | KS-2 | KS-3 | US-1 | AR-1 |
|---------------------------|--|--|------------------------------------|--------------------------------------|--|--|---|--|---|
| 優占種上位 (3タクサ)と その占有率 | <i>Antocha</i> sp. 52% | <i>Antocha</i> sp. 33% | <i>Psychomyia</i> sp. 17% | <i>Baetis taiwanensis</i> 33% | <i>Hydropsyche orientalis</i> 51% | <i>Hydropsyche orientalis</i> 55% | <i>Hydropsyche orientalis</i> 47% | <i>Psychomyia</i> sp. 32% | <i>Asellus hilgendorfi hilgendorfi</i> 69% |
| | <i>Microtendipes</i> sp. 9% | <i>Potthastia montium</i> 16% | <i>Tenuibaetis sp.H</i> 11% | LUMBRICULIDAE sp. 12% | <i>Cheumatopsyche sp.</i> 10% | <i>Cheumatopsyche sp.</i> 6% | <i>Asellus hilgendorfi hilgendorfi</i> 10% | <i>Antocha</i> sp. 24% | <i>Hydropsyche orientalis</i> 16% |
| | <i>Stenopsyche marmorata</i> 7% | <i>Hydropsyche orientalis</i> 15% | <i>Baetis thermicus</i> 9% | <i>Ecdyonurus yoshidae</i> 7% | <i>Simulium</i> sp. 10% | <i>Baetis thermicus</i> 5% | <i>Asellus hilgendorfi hilgendorfi</i> 10% | <i>Hydropsyche orientalis</i> 16% | <i>Simulium</i> sp. 7% |
| | タクサ数 | 37 | 32 | 34 | 16 | 31 | 24 | 22 | 17 |
| 総個体数 | 701 | 624 | 476 | 146 | 367 | 304 | 251 | 664 | 581 |
| 湿重量(g) | 6.8 | 9.6 | 3.0 | 0.4 | 5.8 | 5.2 | 2.6 | 2.5 | 6.3 |
| 多様性指数 | 2.14 | 2.33 | 2.77 | 2.31 | 1.92 | 1.93 | 2.05 | 2.08 | 1.13 |
| EPT指数 | 24 | 21 | 18 | 8 | 13 | 8 | 10 | 17 | 8 |
| ASPT値 | 6.3 | 6.5 | 6.3 | 6.4 | 7.8 | 7.8 | 7.7 | 6.9 | 7.1 |

※ 試料の採取面積0.25m²

数 H' (式 2-1)、DAIpo(Diatom Assemblage Index to organic water pollution)値について整理し、表 2-3 に示す。1 地点あたりの出現タクサ数は 19~33 であり、糸状藍藻 *Homoeothrix janthina*、またはコバンケイソウ *Surirella angusta* が多くの地点で優占していた。単位面積当たりの細胞数(現存量)は、最大の地点と最小の地点を比べると 50 倍以上の差があった。また、多様性指数は、0.90~2.15 の範囲であった。

DAIpo¹³⁾は、付着珪藻群集に基づく有機汚濁指数として開発されたもので、珪藻種を高清水性種、高汚濁性種、その他の種に分類し、それらの出現頻度を基に算出される。0~100 の範囲の値をとり、値が小さいほど汚濁性が高いという評価となる。9 地点の DAIpo 値は 51.3~96.0 の範囲となり、多摩川の処理水流入前 2 地点 TM-1 及び TM-3 では、それぞれ 96.0、72.9 と他の地点に比べて大きな値を示した(概ね β 貧腐水性に相当¹³⁾)のに対し、その他の地点では 63.0~51.3 の値であった(概ね α 貧腐水性に相当¹³⁾)。

一方、クロロフィル量については、表 2-3 に示すとおり、付着藻類の現存量(細胞数、沈殿量)との間に明らか

な関連は見られなかった。

2.4.4 底生動物

今年度の調査において確認された底生動物は 73 タクサに分類された。うち種レベルまで同定できたものは 37 種である。また、1~3 地点で確認されたのが 46 タクサ、4~6 地点で確認されたのが 18 タクサ、7~9 地点で確認されたのが 9 タクサであった。

調査地点ごとに、優先出現種とその占有率、出現タクサ数、総個体数、Shannon-Wienwer の多様性指数(式 2-1)、EPT 指数(カゲロウ目、カワゲラ目、トビケラ目の出現種数の合計)、ASPT(Average Score Per Taxon)値について整理した(表 2-4)。1 地点あたりの出現タクサ数は 16~33 であり、ウルマーシマトビケラ(*Hydropsyche orientalis*)、ミズムシ(*Asellus hilgendorfi hilgendorfi*)、ガガンボ科の一属(*Antocha* sp.)などが優占種として見られた。多様性指数は 1.13~2.77 の範囲であった。

また、ASPT によるスコア法¹⁴⁾は、予めスコアを定めた指標種の出現状況から平均スコア(ASPT 値)を算出することで河川の総合的な水環境の評価をする手法で、日本の河川に適した生物学的な水質評価指標として、近年適

用例が多く見られる^{3, 15)}。ASPT 値は 1~10 の範囲をとり、値が大きいほど良好な環境であると評価される。9 地点の ASPT 値は 6.3~7.8 の範囲であり、全国の一級河川(平均 6.5、標準偏差 1.13)¹⁵⁾と比較して、概ね平均、または、それ以上の値となった。

2.5 統計解析

調査地点における水質について、主成分分析による要約を行うとともに、k-平均法によりクラスタリングを試みた。用いる項目は、検出頻度や他の項目との関連性などから、pH、酸素飽和率(水温と DO から算出)、EC、濁度、DOC、NH₄-N、NO₃-N、PO₄-P、及び B、Al、Mn、Fe、Ni、Cu、Zn、Ba の 16 項目とした。各項目間には相互に強い相関があるため、主成分分析により変数の集約を行った。定量下限値以下のデータについては定量下限値の 1/2 を代用し、pH 以外の項目については対数変換を行った。その後、各項目の変化の影響を評価するため、正規化(平均値=1、標準偏差=1)した上で主成分分析を行った結果、固有値が 1 以上の合成変数(主成分)が 4 つ作成され、この 4 変数の寄与率の合計は 93% を占めた。表 2-5 及び図 2-1 に、主成分分析の結果の概要を示す。16 項目中、pH、DO、Mn、Ba を除く 12 項目が主成分 1 と高い正の相関を示し、これらの項目の挙動が類似していることが示された。残りの項目では、pH、DO(飽和率)が主成分 2 に対して正の、Ba は主成分 2 に対して負の相関を示し、Mn は主成分 4 に対して弱い正の相関($r=0.62$ 、 $p=0.08$)を示した。また、k-平均法によるクラスタリング(Calinski-Harabasz の基準によりクラスタ数を決定)を試みたが、KS-2 と KS-3 の 2 地点のみがグループとなり、その他はグループ化されなかった。

一方、各調査地点における底生動物群集構造については、多次元尺度構成法(MDS)により 2 次元平面上に表現

表 2-5 水質項目の主成分分析

| | 主成分1 | 主成分2 | 主成分3 | 主成分4 |
|------------------------|-------------------------|--------|-------|-------|
| 固有値 | 3.02 | 1.8 | 1.18 | 1.04 |
| 累積寄与率 | 57.1% | 77.4% | 86.2% | 93.0% |
| 主成分得点 | | | | |
| TM-1 | -4.69 | 0.58 | -0.06 | 2.34 |
| TM-3 | -5.94 | 0.00 | 0.75 | -1.83 |
| TM-8 | 1.50 | -2.37 | 0.13 | 0.00 |
| TM-10 | 0.85 | -3.83 | -1.11 | 0.00 |
| KS-1 | 1.64 | 1.67 | -1.30 | 0.37 |
| KS-2 | 3.15 | 1.02 | 1.01 | 0.09 |
| KS-3 | 2.99 | 1.30 | 0.88 | -0.28 |
| US-1 | 0.62 | -0.14 | 1.74 | 0.26 |
| AR-1 | -0.12 | 1.78 | -2.05 | -0.87 |
| 変数との相関 ($p<0.01$) | | | | |
| 正 | pH, DO, Mn, Ba を除く項目 | pH, DO | — | — |
| 負 | — | Ba | — | — |

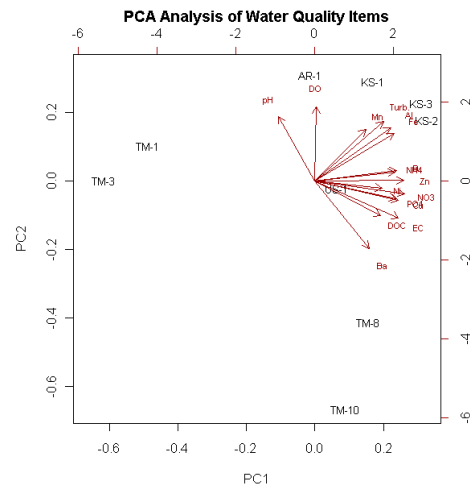


図 2-1 水質項目の主成分分析(PC1 vs PC2)

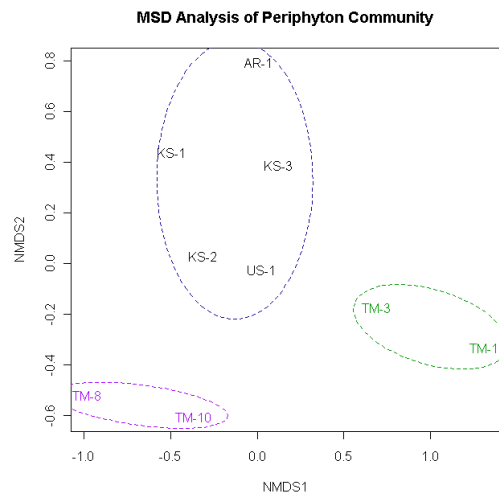


図 2-2 付着藻類の群集構造解析による調査地点のグループ化

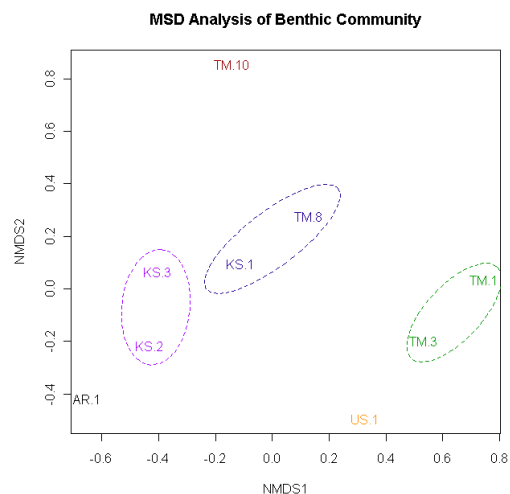


図 2-3 底生動物の群集構造解析による調査地点のグループ化

するとともに、k-平均法によりクラスタリングを行った。クラスタ数の決定は、Calinski-Harabasz の基準によった。結果を図 2-2、図 2-3 及び表 2-6 に示す。付着藻類の群集構造からは 3 つのクラスタに、底生動物のデータからは 6 つのクラスタに、それぞれ分類された。TM-1 と TM-3 はいずれのクラスタリングにおいても 2 地点で 1 グループを形成した。一方、TM-8 と TM-10、及び KS-1、KS-2、KS-3、US-1、AR-1 は、付着藻類群集からはそれぞれ 1 グループを形成したが、底生動物群集からは細分化され、TM-8 と KS-1、及び KS-2 と KS-3 がそれぞれグループ化された。また、形成された各グループと水質主成分 4 変数との関係からは、底生動物のグループ化は主成分 1 の値と関連性が強く、付着藻類によるグループ化は主成分 2 の影響が大きい様子が伺える。

さらに水質と生物相との関係を見るため、水質項目の主成分 4 変数と、生物群集に関する指標 9 変数(付着藻類のタクサ数、細胞数、多様性指数、DAI_{po}、及び底生動物のタクサ数、個体数、多様性指数、EPT 指数、ASTP 値)との間の相関係数を求めた(表 2-7)。その結果、多くの水質項目と正の相関が高い水質主成分 1 は、付着藻類の DAI_{po} 指数、及び底生動物の個体数、EPT 指数と負の相関、底生動物の ASTP 値と正の相関を示した。DAI_{po} 指数、EPT 指数は環境が良いほど小さい値を、ASTP 値は環境が良いほど大きな値をとることを考えると、水質主成分 1 は、付着藻類及び底生動物、特に汚濁

耐性の低い種に対して負の影響を与えていると考えられる。また、pH、DO と正の相関を持つ水質主成分 2 は、付着藻類の細胞数、底生動物の ASTP 指数と正の、底生動物の多様性指数と負の相関を示した。これらの水質項目、生物項目間の因果関係や、それらに対して都市排水が与える影響は単純ではないと予想されるが、付着藻類の光合成に伴い DO、pH が上昇すること、好清水性の指標生物に酸素要求性の高い種が多いことなどにより、相関が見られたと思われる。

2.6 今後の展開と課題

本調査課題では、都市域の小河川を中心として、様々な流域特性を持つ河川について、化学的水質分析と水生生態系調査を実施してきた。本年度の調査結果からは、現状の都市河川(BOD_{1~5} 程度)においても、河川水質が付着藻類や底生動物の生物群集、特に非汚濁耐性種に影響を与えていることが示された。また、重金属や医薬品類などを含めた微量汚染物質の多くが有機物や窒素、りんと類似した存在実態を示し、それらの項目と生物指標との相関性が高いことから、少なくとも一定程度の人為汚染がある都市河川においては、下水道整備などにより有機汚濁対策を進めていくことが、生態系保全、回復の視点からも効果的であると考えられる。

今後は、これまで調査してきた様々な河川について、得られたデータの整理、解析を進めるとともに、全国における公共用水域水質調査や水生生物調査との比較や、流域情報の詳細な把握を含めた検討を実施する。また、河川水中に形成される生物相の現地調査データと、バイオアッセイ手法による河川水の毒性試験データの相互関係についても検討を行い、都市水環境中に存在する生態毒性物質が生態系に及ぼす影響を含めた評価手法を検討・構築することを目指す。

表 2-6 水質項目の主成分分析結果と生物群集解析によるクラスタリング結果

| | TM-1 | TM-3 | TM-8 | TM-10 | KS-1 | KS-2 | KS-3 | US-1 | AR-1 |
|--------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|-------|-------|
| 水質主成分分析 | | | | | | | | | |
| 主成分1 | -4.69 | -5.94 | 1.50 | 0.85 | 1.64 | 3.15 | 2.99 | 0.62 | -0.12 |
| 主成分2 | 0.58 | 0.00 | -2.37 | -3.83 | 1.67 | 1.02 | 1.30 | -0.14 | 1.78 |
| 主成分3 | -0.06 | 0.75 | 0.13 | -1.11 | -1.30 | 1.01 | 0.88 | 1.74 | -2.05 |
| 主成分4 | 2.34 | -1.83 | 0.00 | 0.00 | 0.37 | 0.09 | -0.28 | 0.26 | -0.87 |
| 付着藻類によるグループ化 | G _{pp1} | | G _{pp2} | | | G _{pp3} | | | |
| 底生動物によるグループ化 | G _{MB1} | G _{MB2} | G _{MB3} | G _{MB2} | G _{MB4} | G _{MB5} | G _{MB6} | | |

表 2-7 水質主成分と生物指数の相関解析

| | | PC1 | PC2 | PC3 | PC4 |
|------|---------------------|-----------------|-----------------|--------|--------|
| 付着藻類 | タクサ数 | 0.364 | 0.358 | 0.093 | -0.286 |
| | 細胞数 | 0.287 | 0.605* | 0.200 | -0.146 |
| | 多様性指数 | 0.365 | -0.507 | -0.469 | -0.223 |
| | DAI _{po} 値 | -0.828** | 0.151 | -0.080 | 0.430 |
| 底生動物 | タクサ数 | -0.515 | 0.213 | -0.101 | 0.254 |
| | 個体数 | -0.687** | 0.297 | 0.173 | 0.125 |
| | 多様性指数 | -0.109 | -0.688** | 0.452 | 0.115 |
| | EPT指数 | -0.750** | -0.051 | 0.344 | 0.309 |
| | ASTP値 | 0.630* | 0.684** | 0.034 | -0.105 |

**はp<0.05で、*はp<0.1で有意に相関がある項目

3. 下水処理水の高度処理による藻類増殖抑制

3.1 研究方法

3.1.1 担体処理実験

担体処理連続実験は、夏季の7月初旬より開始し9月第2週目までの約2ヶ月間実施した。図 3-1 に示すように、凝集剤添加循環式硝化脱窒法および急速砂ろ過法により処理された茨城県霞ヶ浦流域下水道事務所霞ヶ浦浄化センターの下水処理水を、微生物保持担体(JFE エンジニアリング株式会社製 Bio-Tube、ポリプロピレンを基材とした中空円筒状の固体、4mm^{OD}×3mm^{ID}×5mm^L)が添加された円筒形の反応槽(大阪水交株式会社製、材質ポリエチレン、内径 64cm、有効水深 87cm、有効容量 0.28 m³、水理学的滞留時間(HRT) 2 時間)に導入し、下部よ

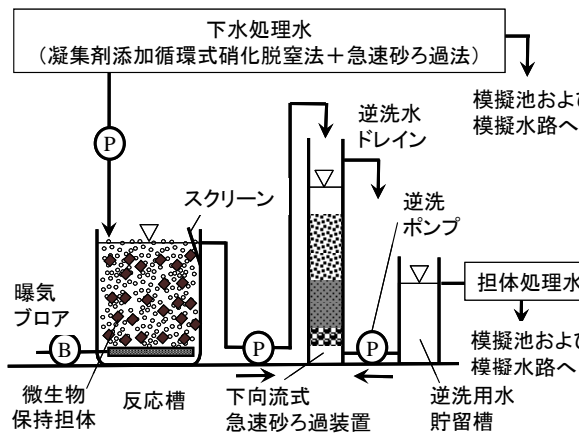


図 3-1 担体処理実験の概要

曝気を行い、担体表面に自然発生的に付着した生物膜により高度処理を実施した。なお、反応槽における担体添加率は30%とした。さらに、反応槽流出水は下向流式急速砂ろ過装置(内径10cm、アンスラサイト層厚62.5cm、砂層厚37.5cm、ろ過速度=300m/日)を通過させ、余剰生物膜を分離除去し担体処理水を得た。下向流式急速砂ろ過装置の洗浄は、担体処理水を用いて、3時間に1回の頻度で、1m/分の速度で、2分間/回、逆流洗浄した。

水質測定は、微生物保持担体上の生物膜の馴致期間として1ヶ月程度確保した後、8月上旬から実施した。週1回の頻度で、下水処理水および担体処理水について、現地にて、水温、pH、溶存酸素(DO)濃度を観測するとともに、スポット採水試料中の浮遊物質(SS)、有機性浮遊物質(VSS)、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)、硝酸性窒素(NO₃⁻-N)、総りん(T-P)、オルトリン酸態りん(PO₄³⁻-P)の各濃度を測定した。また、2週間に1回の頻度で、スポット採水試料中の総鉄(T-Fe)、総マンガン(T-Mn)の測定を実施した。

3.1.2 模擬水路実験

担体処理実験における微生物保持担体上の生物膜の馴致期間として1ヶ月程度確保した後、8月上旬から、霞ヶ浦浄化センターの下水処理水と、3.1.1で述べた担体処理実験で得られた担体処理水を、それぞれ、屋外に設置された同一形状の循環式試験水路(塩化ビニール製、長さ400cm、幅10cm)に通水し、水深8cm、流速15cm/secになるように流量を調整した。また、水路および循環配管内水の水理的滞留時間(HRT)は約22分となるように設定した。また、水路上に発生する付着藻類等の固形物の状況を把握するために、実験開始時に水路内の壁面および底面に9cm×9cm×0.5cmの素焼き板を三面張り状に敷き詰めた。

水質測定は、週1回の頻度で、下水処理水および担体処理水を通水した模擬水路の表層水について、現地にて、水温、pH、溶存酸素(DO)濃度を観測するとともに、右岸側、底面、左岸側の素焼き板を各3枚ずつ採取し、素焼き板表面上の固形物をポリエチレン製歯ブラシにて掻き取り、純水に転溶し、5Lにメスアップ、均質化した後の水試料中のSS、VSS、T-N、T-P、Chl-*a*の各濃度を測定し、素焼き板の単位面積当たりの付着物量として整理した。なお、採取した素焼き板の後には、新たな素焼き板を補充して設置した。また、試料採取は14:00に実施した。

3.2 実験結果

3.2.1 担体処理実験

表3-1に、実験期間中の霞ヶ浦浄化センターの下水処理水、担体処理水の水質測定結果を示す。下水処理水に比べて、微生物保持担体による好気性生物膜処理および急速砂ろ過処理を行った担体処理水では、曝気による、酸素と炭酸ガスの交換によるpH、DOの上昇がみられた。また、他の富栄養化関連項目については大きな差が見られない一方、T-Fe濃度はわずかに、また、T-Mn濃度は大きく低下していた。反応槽前後のMnの形態は、担体上のマンガン酸化細菌等の活動により、溶解性から懸濁態へ変化しており、それが、後段の急速砂ろ過装置でろ過され、除去されていると考えられる。

表 3-1 担体処理実験における水質測定結果 (SS以降は平均値)

| 項目 | 単位 | 下水処理水 | 担体処理水 |
|----------------------------------|------|-----------|-----------|
| 水温 | °C | 26.4~27.3 | 25.7~28.1 |
| pH | — | 7.1~7.2 | 8.0~8.2 |
| DO | mg/L | 2.7~3.4 | 4.9~6.8 |
| SS | mg/L | 1.2 | 1.0 |
| VSS | mg/L | 0.9 | 0.5 |
| DOC | mg/L | 3.6 | 3.7 |
| T-N | mg/L | 5.8 | 6.0 |
| NH ₄ ⁺ -N | mg/L | 0.1 | 0.0 |
| NO ₂ ⁻ -N | mg/L | 0.0 | 0.0 |
| NO ₃ ⁻ -N | mg/L | 4.7 | 4.7 |
| T-P | mg/L | 0.19 | 0.19 |
| PO ₄ ³⁻ -P | mg/L | 0.15 | 0.16 |
| T-Fe | µg/L | 24.1 | 20.0 |
| T-Mn | µg/L | 7.2 | 0.4 |

3.2.2 模擬水路実験

表 3-2 に、実験期間中の霞ヶ浦浄化センターの下水処

理水を通水した模擬水路と、担体処理水を通水した模擬水路の水質測定結果を示す。

下水処理水を通水した模擬水路では、実験期間を通じて壁面から糸状藻類が繁茂し、水路の水面上を覆う光景が見られたが、担体処理水を通水した模擬水路では、糸状藻類の繁茂は顕著に抑えられていた。水質測定結果を比較すると、固形物量や藻類の現存量を表す、SS、VSS、T-N、T-P、Chl-*a*について1.6~2倍の差が見られた。

表 3-2 模擬水路実験における水質測定結果
(SS以降は平均値)

| 項目 | 単位 | 下水処理水を通水した模擬水路 | 担体処理水を通水した模擬水路 |
|---------------|-------------------|----------------|----------------|
| 水温 | ℃ | 27.7~35.1 | 28.1~35.2 |
| pH | — | 7.6~9.7 | 8.3~10.0 |
| DO | mg/L | 5.5~8.1 | 7.0~8.5 |
| SS | g/m ² | 76.6 | 37.6 |
| VSS | g/m ² | 45.0 | 19.5 |
| T-N | g/m ² | 2.6 | 1.4 |
| T-P | g/m ² | 0.35 | 0.21 |
| Chl. <i>a</i> | mg/m ² | 505 | 298 |

3.3 考察

ここでは、担体処理水を通水した模擬池および模擬水路で、藻類の増殖が抑制される要因について考察する。Chetelatら¹⁰⁾が、カナダの南オンタリオと西ケベックの13河川について夏場に藻類量と藻類群集に及ぼす栄養塩類濃度と流速の影響を検討した結果によると、藻類量はT-P濃度と強い相関があり、0.006~0.082mg/Lの範囲においてT-P濃度と正の相関があることが示されている。本研究で使用した霞ヶ浦浄化センターの下水処理水および担体処理水では、T-P濃度は通常の下水処理水に比べて低減されていたが、そのレベルは0.2mg/L程度であり、T-P濃度が藻類増殖の律速になっているとは考えられない。

そこで、担体処理水において特徴的に低減されているT-Mnに注目する。表3-3は国立環境研究所¹¹⁾が販売している環境標準試料のクロレラとアオコのT-P、T-Mnの含有率と下水処理水、担体処理水中のT-P、T-Mnの濃度を示したものである。クロレラとアオコのデータから、T-P/T-Mnが228~246を上回る場合には、T-Mnが水中での藻類増殖の制限因子になると考えられる。実際の模擬池や模擬水路では多種多様な藻類が出現しており、一概にクロレラとアオコのみを以て判断することは難しいが、本研究で得られた担体処理水中の

T-P/T-Mnは475であり、T-Mnが藻類増殖の制限因子となっている可能性が高いと考えられる。

表 3-3 藻類、下水処理水、担体処理水中のP、Mnの組成

| 項目 | クロレラ | アオコ | 下水処理水 | 担体処理水 |
|-----------|------------|------------|----------|----------|
| T-P | 1.7% | 0.89% | 0.19mg/L | 0.19mg/L |
| T-Mn | 69±5 mg/kg | 39±3 mg/kg | 7.2µg/L | 0.4µg/L |
| T-P /T-Mn | 246 | 228 | 26 | 475 |

3.4 今後の課題

本研究にて開発された技術の、実施での実証検討を行う予定である。また、下水再生水の水質以外の、水路における諸条件(水温、水深、流速等)の影響の観点も含めた検討を行う予定である。

4 まとめ

都市水環境における水質と水生生態系の関係解析においては、下水道整備地域として多摩川中流域の4地点、下水道整備途上地域として利根川水系中流域の支川5地点を対象とし、調査を行った。その結果、調査地点における有機物、窒素、りんや重金属類などの存在実態は類似しており、一方、pHやDO飽和率などはそれらとは異なる挙動を示した。また水生生態系との関係からは、付着珪藻類に基づく汚濁指標DAI_{po}や一部の水生昆虫種に注目したEPT指数では、有機物や窒素、りんを中心とする汚濁物質群との関連が支配的であり、これらに由来する水質を直接的に表す指標であると考えられた。これに対し、底生動物の多様性やASTP値はpHやDOとの関連を示したことから、汚濁濃度以外の水質要因、あるいは物理条件を含めた総合的な生息環境を指標していると考えられた。これらの結果から都市河川においては、有機物、窒素、りん、あるいはそれと類似した挙動を示す物質群による生態系影響があることから、これらの物質の除去を目標とした対策手法は生態系の視点からも効果的であり、またそれらに対する生物学的指標としてはDAI_{po}やEPT指数などが適当であると考えられる。

また、下水再生水を、修景用水や親水用水として水路等に利用した際に、付着藻類が増殖する事例が報告されている。この原因としては、下水再生水の水質や水路における諸条件(水温、水深、流速等)の影響が考えられている。本研究では水質に焦点を当て、下水再生水放流先

の池や水路における付着藻類増殖を低減することを目的とした。

凝集剤添加硝化脱窒法により T-N 濃度が 6mg/L 以下、TP 濃度が 0.2mg/L 以下程度にまで低減された下水処理水に対して、さらに結合法微生物固定化担体を添加した反応槽における好気処理および急速砂ろ過を行うことにより、有機物や微量金属の酸化・不溶化除去を行い、下水処理水放流先の水路付着藻類増殖を低減することを試みた。下水処理水および担体処理を付加した処理水を、屋外模擬水路に連続的に通水した結果、担体処理を付加することにより、付着藻類増殖が抑制されることが確認された。また、藻類増殖の制限因子は、担体処理により効率的に除去される T-Mn であると考えられた。

参考文献

- 1) 環境省水・大気環境局：平成 20 年度公共用水域水質測定結果、2009 年
- 2) 中央環境審議会水環境部会：水生生物の保全に係る水質環境基準の設定について(第一次報告) [平成 15 年 9 月 12 日付]、2003 年
- 3) 国土交通省河川局河川環境課：今後の河川水質管理の指標について (案)、2009 年
- 4) 国土交通省都市・地域整備局下水道部ほか：下水処理水の再利用水質基準等マニュアル、2005 年
- 5) 岡安祐司ほか：下水の高度処理による藻類増殖能の抑制、第 42 回日本水環境学会年会講演集、p.280、2008 年
- 6) 岡安祐司ほか：下水の高度処理による藻類増殖能の抑制、第 43 回日本水環境学会年会講演集、p.359、2009 年
- 7) 中西準子、内藤航、加茂将史：垂鉛、詳細リスク評価書シリーズ 20、丸善、2008 年
- 8) 群馬県環境森林部環境保全課：公共用水域及び地下水水質調査結果について 平成 20 年度水質測定結果、http://www.pref.gunma.jp/cts/PortalServlet?DISPLAY_ID=DIRECT&NEXT_DISPLAY_ID=U000004&CONTENTS_ID=26336
- 9) 東京都環境局：平成 20 年度 公共用水域及び地下水の水質測定結果、2010 年
- 10) 建設省都市局下水道部・厚生省生活衛生局水道環境部 監修：下水試験方法 1997 年版、1997 年
- 11) 建設省河川局 監修：河川水質試験方法 (案) 1997 年版 試験方法編、pp.916-928、1997 年
- 12) 国土交通省河川局河川環境課 監修：平成 18 年度版 河川水辺の国勢調査基本調査マニュアル[河川版]
- 13) 渡辺仁治：淡水珪藻生態図鑑 群集解析に基づく汚濁指数 DA_{Ipo}、pH 耐性能、2005 年
- 14) 全国公害研協議会生物部会：大型底生動物による河川水域環境評価マニュアル、1995 年
- 15) 国土交通省河川局河川環境課：河川水辺の国勢調査 1・2・3 巡目調査結果総括検討、2008 年
- 16) J. Chetelat, F.R. Pick, A. Morin and P.B. Hamilton: Periphyton biomass and community composition in rivers of different nutrient status, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **56**, pp.560-569, 1999
- 17) 国立環境研究所：<http://www.nies.go.jp/labo/crm/index.html>

RESEARCH ON WATER QUALITY EVALUATION METHOD FOR URBAN WATER ENVIRONMENT

Budget: Grants for operating expenses

General account

Research Period: FY2006-2010

Research Team: Water Quality Team,
Water Environment Research Group

Author: MINAMIYAMA, Mizuhiko

OKAYASU, Yuji

MURAYAMA, Kouki

Abstract:

The objective of this research theme is rebuilding abundant ecosystem in urban water environment. In FY2009, we obtained following results:

1) The relationship between water quality and ecosystems in various rivers were analyzed statistically. It showed that various water quality items in urban rivers including heavy metals showed high correlations with each other, and they affect on community of algal periphyton and macrobenthos. The result also indicates that the measure to reduce major pollutant such as organic matter, nitrogen and phosphorus is effective for restoration of water environment to the extent.

2) Aerobic biofilm post-treatment of sewage treatment effluent removing manganese has a potential to reduce excessive algae growth in landscape use.

Key words: water quality, aquatic ecosystem, statistical analysis, bioassay, algal growth inhibition